

ORGANISATION DES NATIONS UNIES
POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE



PROJET LOCUSTOX

**EFFET DE LA LUTTE ANTIACRIDIEENNE
SUR L'ENVIRONNEMENT**



**TOME II
1998**

DIRECTION DE LA PROTECTION DES VEGETAUX
MINISTRE DE L'AGRICULTURE
DAKAR, SENEGAL

EFFETS DE LA LUTTE ANTIACRIDIEUNE SUR L'ENVIRONNEMENT

TOME II

1998

Rédacteurs :
James W. Everts
Djibril Mbaye
Oumar Barry
Wim Mullié

Ce document est disponible en version française et anglaise, aux adresses ci-dessous. Le texte ne peut être reproduit qu'à la seule condition qu'il soit fait référence de la source.

Les opinions exprimées dans ce rapport sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles de la FAO, ni celles du gouvernement du Sénégal. Aucune mention d'insecticides ne doit impliquer l'aval par la FAO pour leur utilisation en lutte antiacridienne.

Projet LOCUSTOX - GCP/SEN/041/NET, FAO Représentation au Sénégal
Boîte postale 3300, Dakar - Sénégal

FAO - AGPP - Viale delle Terme di Caracalla
00100, ROME - ITALY

Adresse de visite : DPV, km15 Route de Rufisque, Dakar
Tel : (221) 834 42 94/834 12 83 Fax : 834 42 90
E-mail : locustox@metissacana.sn

TABLE DES MATIERES

CHAPITRE	Page N°
Avant propos	I
Conclusions générales	III
<u>CHAPITRE 1 :</u>	
EFFETS DE LA DELTAMETHRINE ET DU BENDIOCARBE UTILISES EN LUTTE EXPERIMENTALE, SUR LES INVERTEBRES AQUATIQUES DES MARES TEMPORAIRES DU CENTRE DU SENEGAL <i>Joost Lahr, Khalifa Babacar N'Dour, Alioune Badji, Alpha Oumar Diallo et Baba Gadji</i>	
Résumé	1
Introduction	2
Zone de l'étude, matériel et méthodes des résultats	4
Résultats	9
Discussion	31
Conclusions	35
Recommandations	37
Références	38
<u>CHAPITRE 2 :</u>	
TESTS DE TOXICITE AIGÛE AVEC <i>STREPTOCEPHALUS SUDANICUS</i> (BRANCHIOPODA, ANOSTRACA) ET <i>ANISOPS SARDEUS</i> (HEMIPTERA, NOTONECTIDAE) AVEC DES INSECTICIDES EN LUTTE ANTIACRIDIIENNE <i>Joost Lahr, Alioune Badji, Khalifa Babacar N'Dour et Alpha Oumar Diallo</i>	
Résumé	40
Introduction	41
Méthodes et matériel	43
Résultats	46
Discussion	49
Conclusions	52
Recommandations	53
Références	54
Annexes	57

CHAPITRE 3 :

**EFFETS DE LA LUTTE CONTRE LES SAUTERIAUX AVEC
LE FENITROTHION SUR LA MORTALITE NATURELLE DES
OOTHEQUES AU SENEGAL (Traitements de 1992)**
Harold Van der Valk, Abdoulaye Niassy et Alioune Bèye

Résumé	61
Introduction	62
Résultats	66
Discussion	71
Conclusions	73
Références	74
Annexes	75

CHAPITRE 4 :

**EFFETS NEFASTES DU FENITROTHION ET DU
DIFLUBENZURON SUR LES ARTHROPODES
UTILES DU MIL AU SENEGAL (Etude de 1992)**
Ousmane Kamara et Harold Van der Valk

Résumé	76
Introduction	77
Présentation de l'étude et méthodologie	78
Résultats	83
Discussion	95
Références	99
Annexes	101

CHAPITRE 5 :

DETERMINATION DE L'IMPACT POTENTIEL DES
PESTICIDES SUR *HELIOCHEILUS ALBIPUNCTELLA*
(MINEUSE DE L'EPI DE MIL) A PARTIR D'UNE METHODE
INDIRECTE : L'ETUDE DE LA TABLE DE SURVIE
Ibrahima Sarr

Résumé	109
Introduction	110
Matériels et méthodes	115
Résultats et discussion	119
Conclusions et recommandations	136
Références	137
Annexes	139

CHAPITRE 6 :

TOXICITE DES INSECTICIDES UTILISES EN LUTTE
ANTIACRIDIDIENNE SUR *PIMELIA SENEGALENSIS*
ET *TRACHYDERMA HISPIDA* (Coleoptera, Tenebrionidae)
Harold Van der Valk, Hamidou Diakhaté et Amary Seck

Résumé	146
Introduction	147
Méthodes de l'étude	149
Les résultats	154
Discussion et conclusions	159
Références	165
Annexes	168

CHAPITRE 7 :**LES NIVEAUX DE CHOLINESTERASE DANS LE SANG DES
TRAVAILLEURS DE LA PROTECTION DES VEGETAUX APRES
LES TRAITEMENTS OPERATIONNELS AVEC DES
INSECTICIDES ORGANOPHOSPHORES AU SENEGAL***Wim C Mullié, Jude Andreasen, François A Abiola,
Faustin Diatta et Harold Van der Valk*

Résumé	175
Introduction	176
Matériels et méthodes	178
Résultats	183
Discussion et conclusions	190
Recommandation	194
Références	196
Annexes	198

Avant Propos

Les risques pour la santé humaine et pour l'environnement, liés à l'utilisation des pesticides contre les sauteriaux ont été étudiés, en détail, au Sénégal et partiellement en Mauritanie depuis 1989. Les résultats d'une étude pilote (publiés en 1990) ont démontré la vulnérabilité des écosystèmes des eaux, de la végétation et des sols contaminés par les traitements. Sur la base de ces résultats, une unité de recherche a été créée par la Direction de la Protection des Végétaux et la FAO. Cette unité, composée de spécialistes en écotoxicologie aquatique et terrestre a travaillé de 1991 à 1994 dans le cadre du projet LOCUSTOX. Les résultats de ces travaux ont été rapportés au fur et à mesure de leur obtention et compilés en 1997 dans le premier tome de la présente série.

Le présent tome réunit les études dont les résultats ont été publiés de 1994 à 1997. Un troisième tome sera publié en début 1998 et traitera des résultats les plus récents. Les études partielles qui constituent les chapitres de ce deuxième tome sont disponibles aussi sous forme de rapports techniques : Chapitre 1 : Rapport 95/3 ; Chapitre 2 : Rapport 96/5 ; Chapitre 3 : Rapport 95/1 ; Chapitre 4 : Rapport 95/2 ; Chapitre 5 : Rapport 97/4 ; Chapitre 6 : Rapport 96/6 ; Chapitre 7 : Rapport 97/11.

Synthèse des résultats

Des études menées en milieu aquatique furent exécutées sur des mares temporaires au centre du pays (Chapitre 1). L'objectif était de tester la méthodologie d'essais de terrain et d'identifier des espèces-clés (indicatrices) pour la mesure de la perturbation de ces écosystèmes. Deux pesticides de caractéristiques différentes ont été testés : le bendiocarbe (un carbamate) et la deltaméthrine (un pyréthrianoïde). Ils ont été appliqués à des doses pratiquées dans la lutte antiacridienne. Trois espèces d'invertébrés se montraient spécifiquement sensibles aux produits : un macro crustacé *Streptocephalus sudanicus*, un micro crustacé *Ceriodaphnia sp.* et un hémiptère *Anisops sardeus*. La première espèce fut pratiquement éradiquée, les autres se sont reconstitués avant la fin de la saison, la deltaméthrine étant plus toxique que le bendiocarbe. Puisque *S. sudanicus* et *A. senegalensis* représentent 50 % de la biomasse des invertébrés (il y a très peu de vertébrés dans ces mares) ces espèces ont été sélectionnées pour le développement de tests de criblage (= tests de laboratoire).

Ces tests (présentés en Chapitre 2) ont été développés et exécutés (tests aigus de 72 h ; paramètres : immobilisation et mortalité) avec les pesticides antiacridiens communs : le fénitrothion, le chlorpyrifos, le malathion, le bendiocarbe, la deltaméthrine, la lambda-cyhalothrine, le diflubenzuron et le fipronil. Tous montraient une toxicité nette dans les tests, étant donné que la toxicité du fénitrothion et du malathion chez *S. sudanicus* ainsi que celui du diflubenzuron chez *A. senegalensis* était moindre que celles des autres produits. Il faut noter que ce classement ne prend pas en compte la dose réelle utilisée dans la lutte antiacridienne. Dans une analyse des risques (à publier ailleurs) on a estimé que dans les écosystèmes en question, les pyréthrianoïdes sont nettement plus dangereux que les autres produits et que le bendiocarbe et le fipronil figurent parmi les molécules les moins dangereuses. La valeur complémentaire de ces données par rapport aux données standards utilisées pour l'estimation des risques pour les invertébrés aquatiques, a été nettement prouvée : il n'y a aucune corrélation entre la toxicité pour *Daphnia magna* (test standard) et les deux tests ici présentés.

Dans le milieu terrestre, le risque des pesticides est lié à la toxicité pour les organismes utiles, tels que les ennemis naturels des acridiens. Pour mieux connaître ce risque, la faune d'un terrain auparavant traité au fénitrothion contre le criquet sénégalais a été étudiée et comparée avec celle des terrains non traités, au Nord du Sénégal (Chapitre 3). L'étude a révélé qu'il y a une augmentation de 100 % d'oothèques d'acridiens les plus nombreux (*Kraussaria angulifera* et *Oedaleus senegalensis*) dans les terrains traités. Puisqu'on n'a pas pu identifier l'ennemi naturel des oothèques qui fut apparemment touché par le fénitrothion, on recommande de continuer de telles études en ne ciblant que les prédateurs des larves de sauteriaux.

Parmi les ennemis des oothèques les plus connus il y a les coléoptères tenebrions: *Pimelia senegalensis* et *Trachiderma hispida*. Ces espèces sont très communes dans le désert, la prairie et la savane. Elles sont faciles à ramasser et à manipuler. Deux types de tests de toxicité ont été développés (Chapitre 5) : le test par exposition directe (topicale) et le test par ingestion (le produit est mélangé avec la nourriture). Ainsi, les pesticides suivants ont été testés au laboratoire : le bendiocarbe, le chlorpyrifos, la deltaméthrine, le fénitrothion, le fipronil et le malathion. Le paramètre d'effet utilisé est l'immobilisation après 96 h. Ainsi testée, la toxicité des produits varie entre 0.22 mg

II

m.a/kg de nourriture (fipronil) et 773 mg m.a/kg pour le chlorpyrifos. Une confrontation avec les données sur les résidus de terrain, observées pendant nos études et ailleurs, nous a mené à un classement de toxicité préliminaire suivant :

fipronil > fénitrothion > malathion > bendiocarbe > deltaméthrine > chlorpyrifos.

Un grand nombre de traitements antiacridiens (surtout contre le criquet sénégalais *Oedaleus senegalensis*) sont effectués dans les environs directs et sur les parcelles de cultures menacées par ces déprédateurs. L'effet de ces traitements dans l'écosystème des cultures céréalières a été étudié. Des traitements expérimentaux furent exécutés sur des parcelles de mil et l'incidence du déprédateur principal *Héliothis albipunctella*, ainsi celle d'un certain nombre de ses ennemis naturels furent recensés (Chapitre 4). Deux produits ont été testés : le fénitrothion et le diflubenzuron. La période de traitement pour cette étude s'est située au début de la floraison, contrairement à l'étude précédente, où le traitement était plus tardif (maturation). Cette fois ci, on n'a pas pu constater l'effet de recrudescence de *H. albipunctella* après le traitement au fénitrothion, qui était de 100 % en 1991. Seules dans deux des cinq parcelles traitées, fut constatée une augmentation. (Dans tous les champs traités au diflubenzuron il y avait une forte baisse, conformément au test de 1991).

Ce résultat a montré qu'une étude plus fondamentale était nécessaire avant de pouvoir tirer des conclusions sur les effets indirects dans un écosystème peu connu. A cet effet, une table de survie de *H. albipunctella* a été créée sur la base de données écologiques recensées pendant une saison (Chapitre 5). L'étude a démontré que, bien que 77 % du déprédateur soient tués par des ennemis naturels, le rôle des parasites (sur lesquels nos études étaient pourtant concentrées) est assez limité. Une estimation de l'effet hypothétique d'un pesticide montre qu'un traitement au début de la maturation a un effet négatif sur les antagonistes du déprédateur, ce qui est trois fois plus élevé que pour le même traitement exécuté au début de la floraison. Bien que ce calcul confirme les observations faites, le mécanisme écologique (c'est-à-dire les organismes clés touchés par les pesticides) reste inconnu.

Au niveau de la santé publique, le plus grand risque d'être intoxiqué pendant les traitements est subi par les manipulateurs (semi-) professionnels des pesticides. Pour mieux connaître le danger pour les différents travailleurs, un suivi a été mené sur des manipulateurs de pesticides : les opérateurs des appareils de traitement, les chauffeurs et les magasiniers. (Les données de ce suivi, exécuté en collaboration avec l'Ecole Inter-Etats des Sciences et Médecine Vétérinaire (EISMV) ont été élaborées en 1996/1997). Chez toutes les personnes courant potentiellement un risque d'intoxication, le sang a été contrôlé avant et durant la campagne. On a mesuré l'inhibition d'acétylcholinestérase dans le plasma et les érythrocytes, une méthode standard recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé. Ces paramètres reflètent le taux d'intoxication. Une inhibition de 30 % et plus est considérée comme indicatrice pour une intoxication. Parmi les travailleurs, ceux qui manipulent l'équipement et le traitement sont nettement les plus exposés. Les opérateurs utilisant un canon à grand débit, montraient tous une inhibition de 30 % ou plus, ce qui fut atteint après 85 h de traitement. Par contre, parmi les manipulateurs d'ULVA-mast à disque rotatif, 50 % dépassaient le seuil de 30 % d'inhibition, après 110 heures de travail. (En quantité de produit pulvérisé cela s'élève à 1700 kg et 2400 kg respectivement). Tous les cas d'intoxication ont eu lieu avec les canons à grand débit. On peut conclure que ce dernier équipement présente un plus grand risque pour les travailleurs que les ULVA-mast, et il est recommandé d'introduire un système de rotation des opérateurs afin d'éviter une exposition dangereuse.

CONCLUSIONS GENERALES

Malgré le grand nombre de questions qui restent ouvertes, il est possible de livrer quelques conclusions générales à partir des résultats obtenus jusqu'à présent.

1. La connaissance actuelle de la différence frappante entre les caractéristiques toxicologiques des produits couramment utilisés dans la lutte antiacridienne, nous permet une utilisation beaucoup plus sélective qui réduit au minimum plus qu'avant, les effets néfastes des traitements.
2. Afin de pouvoir profiter au maximum de ces résultats, trois activités devraient être menées.
 - a. Une validation des résultats dans des écosystèmes pareils mais géographiquement éloignés, dans la zone d'infestation du criquet pèlerin.
 - b. Une diffusion à grande échelle des résultats obtenus.
 - c. Le développement d'une méthode de décision qui intègre les résultats et sur la base de laquelle la sélection des pesticides peut être faite, surtout dans des conditions d'urgence.

CHAPITRE 1 :

Effets de la deltaméthrine et du bendiocarbe utilisés en lutte expérimentale, sur les invertébrés aquatiques des mares temporaires du centre du Sénégal

Joost Lahr, Khalifa Babacar N'Dour, Alioune Badji ,
Alpha Oumar Diallo et Baba Gadji

RESUME

Seize mares situées autour de Nioro du Rip dans la zone semi-aride du centre du Sénégal ont été choisies pour la recherche sur les effets secondaires des pesticides utilisés dans la lutte contre le criquet pèlerin. Ces mares ont été suivies au cours de deux saisons de pluies consécutives, en 1993 et 1994.

En septembre 1993, cinq mares ont été traitées à la deltaméthrine (pyréthrianoïde de synthèse) à la dose recommandée. Cinq autres mares ont été traitées avec du bendiocarbe (carbamate), tandis que les 6 mares restantes ont servi de témoins.

Les doses moyennes appliquées pour la deltaméthrine et le bendiocarbe étaient respectivement de 15,7 et 94,1 g m.a./ha. Les concentrations moyennes initiales du produit dans la phase aqueuse de l'eau étaient < 0,004 µg/l pour la deltaméthrine et 14,7 µg/l pour le bendiocarbe. Les concentrations initiales sur la matière en suspens étaient respectivement de 0,93 et 242 mg/kg. La deltaméthrine avait presque disparu après 24 heures. Plus de 50 % de la concentration initiale aqueuse du bendiocarbe est resté après 2 semaines. Le composé a été enlevé quelque peu plus rapidement de la matière en suspension par un processus de premier ordre avec une demi-vie de 120 heures.

La deltaméthrine avait des effets aigus considérables sur la plupart des macroinvertébrés des mares. L'anostracé (*Streptocephalus spp*) et les punaises d'eau (*Anisops spp*) ont été d'abord éliminés. Les premières se sont reconstituées un an plus tard seulement, après que les mares soient asséchées et remplies de nouveau durant la saison des pluies suivante. Les dernières espèces se sont reconstituées en une à deux semaines par immigration aérienne d'individus adultes. En plus de ces effets sur les populations de macroinvertébrés importants, un nombre moins important d'espèces a été retrouvé comme victimes à la surface de l'eau peu de temps après l'application de la deltaméthrine. Sur les sept espèces de zooplancton présentes, la deltaméthrine n'a affecté que *Ceriodaphnia sp*, une puce d'eau. Ces espèces se sont reconstituées après trois à quatre semaines. La deltaméthrine n'a eu que peu ou pas d'effet sur trois espèces de copépode et une d'ostracode.

Le bendiocarbe n'a pas causé d'effets significatifs parmi les populations de macroinvertébrés. Nous avons trouvé quelques victimes apparues à la surface, mais elles étaient beaucoup moins nombreuses qu'après le traitement à la deltaméthrine. Le bendiocarbe a néanmoins affecté plus d'espèces de zooplancton. Toutes les trois espèces de cladocères présentes (*Ceriodaphnia sp.*, *Moina sp.* et *Diaphanosoma sp.*) ont disparu des mares, mais ont commencé à se reconstituer trois à quatre semaines après. Il n'y a pas eu d'impact sur les autres espèces de zooplancton.

Le devenir aquatique environnemental et l'impact écologique de la deltaméthrine et du bendiocarbe sur les mares temporaires font l'objet de discussions. Après une autre étude sur le terrain avec le fénitrothion et le diflubenzuron, un classement provisoire dans l'ordre croissant du risque sur les mares temporaires s'établit comme suit : bendiocarbe < fénitrothion < diflubenzuron < deltaméthrine.

INTRODUCTION

Lutte chimique contre les criquets et les sauteriaux et l'environnement aquatique

La lutte contre les criquets et les sauteriaux en Afrique s'effectue en zones arides et semi-arides. La lutte contre le Criquet Pèlerin *Schistocerca gregaria* pendant les périodes de récession est menée dans le Nord de la Région, c'est-à-dire dans le désert du Sahara, tandis qu'en cas d'explosion importante, les traitements des essaims ont lieu dans le Sahel. Les grandes explosions surviennent de façon irrégulière, mais les zones traitées et le nombre de pesticides appliqués peuvent être importants (Everts, 1990). Les organophosphorés sont les produits les plus largement utilisés et dans une moindre mesure, les carbamates, les pyréthriinoïdes de synthèse et les régulateurs de croissance. La FAO fournit tous les ans une liste actualisée des pesticides recommandés.

Dans les environnements secs, tels que le désert du Sahara et la région du Sahel, la disponibilité de l'eau est d'une importance capitale. Différents types de sources d'eau sont utilisés pour le transport, la pêche, l'irrigation et comme source d'eau potable pour les populations et leur bétail. Ces habitats aquatiques attirent aussi la plupart de la vie sauvage. Bon nombre de ces marécages sont considérés comme étant d'une importance globale pour la nature, spécialement pour les oiseaux aquatiques.

Les environnements aquatiques ne sont jamais délibérément ciblés durant les luttes contre les criquets et les sauteriaux. Néanmoins, lorsque des mesures de lutte sont prises dans le voisinage des eaux à ciel ouvert, la contamination peut prendre différentes formes. Les grandes sources d'eau tels que les lacs, les fleuves, les plaines inondables et les estuaires peuvent être exposées à la dérive. Dans les zones où les produits sont appliqués abondamment de petites étendues d'eau, telles que les marécages, les systèmes d'irrigation, les petites mares et les opérations à grande échelle peuvent ne pas faire la distinction entre les parties sèches ou humides de la zone cible. Il y a un risque d'exposition directe particulière durant la saison des pluies, lorsque les petites mares temporaires qui sont abondantes dans les savanes ou zones cultivées sont pulvérisées par accident. Etant donné que les traitements aériens sont effectués à grande vitesse sur de grandes surfaces, il est souvent impossible pour un pilote de localiser les mares à l'avance ou d'interrompre le traitement lorsqu'il repère de petites mares sur son chemin lors de la pulvérisation. D'autres sources de contamination par insecticides des habitats aquatiques sont le ruissellement, le drainage et le nettoyage de l'équipement d'application dans les eaux avoisinantes qui demeure malheureusement une pratique courante.

En général, les organismes aquatiques sont très sensibles aux insecticides. Par conséquent, les effets de la contamination des habitats aquatiques peuvent souvent être considérables.

L'étude actuelle

Les premières séries d'expérimentation sur le terrain avec application d'insecticides sur les mares temporaires ont été menées par Lahr et Diallo (1993). Le travail décrit ici a été mené dans la même zone en utilisant les mêmes approches et méthodes.

Dans nos expérimentations sur le terrain de 1991/1992, nous avons testé une urée de benzoyle (diflubenzuron) et un organophosphoré (fénitrothion). Le diflubenzuron, Régulateur de Croissance des Insectes (RCI), a été ajouté à la liste de la FAO en 1995 pour utilisation contre les larves de criquets pèlerins. Le fénitrothion est un des insecticides les plus utilisés dans la lutte contre le criquet pèlerin, et est aussi utilisé contre les sauteriaux.

Dans notre seconde série d'expérimentation sur le terrain (1993/1994) que nous décrivons ici, nous avons testé deux autres composés : la deltaméthrine et le bendiocarbe. Ils sont tous deux recommandés dans la lutte antiacridienne, mais sont moins souvent utilisés que le fénitrothion. Ces deux insecticides représentaient deux groupes chimiques qui n'ont pas encore été testés sur le terrain par notre projet. Cette étude pouvait par conséquent fournir des informations utiles pour la comparaison entre les effets notés sur le terrain et les résultats des tests de toxicité effectués en laboratoire avec les organismes des mares temporaires qui vont se développer couramment. La deltaméthrine est un pyréthriinoïde de synthèse intensément et hautement toxique pour les

invertébrés et les poissons, mais il disparaît rapidement des phases aqueuses par dégradation et adsorption par les particules suspendues et les sédiments (WHO, 1990 ; Fraters et Linders, 1989).

Nous ne savions pas quel était l'effet de ces processus antagonistes sur la biote de ces mares temporaires. Nous avons choisi le bendiocarbe parce qu'il représente le groupe des carbamates des insecticides et que son effet et son comportement sur l'environnement aquatique ont été étudiés de façon beaucoup moins exhaustive que les autres composés recommandés.

ZONE DE L'ETUDE, MATERIEL ET METHODES

Zone de l'étude

Nioro du Rip (13°45N, 15°46W) est situé dans le centre d'une grande région de cultures dans le bassin arachidier du Sénégal. Les paysans sérères et wolofs comptent sur les revenus tirés de cultures pluviales de l'arachide, du mil, du maïs, du sorgho et des pastèques, tandis que les pulars mènent leur bétail à travers toute la région. Partout, sont dispersés de petites forêts et des champs en jachère entre les nombreux champs et les petits villages. Le paysage est en légère pente avec des parties plus élevées et des dépressions qui varient selon la taille. Dans la zone climatique soudano-sahélienne, la pluie peut être abondante de juin à novembre, mais la majeure partie tombe souvent en août, septembre et octobre. La pluviométrie n'est jamais régulière et les périodes plus sèches alternent avec les périodes pluvieuses durant cette saison.

Dans les dépressions et dans les zones plates de la région, on peut trouver beaucoup de mares temporaires. L'eau est abondante pendant et après la saison des pluies. Au début de la saison sèche, toute l'eau s'évapore et il ne reste que les dépressions en forme de bol, peu profondes et remplies de boue. Un petit nombre parmi les mares étudiées ont développé une végétation riche et flottante sur un court terme. Nous n'avons trouvé qu'occasionnellement des plantes d'eau submergées. Plusieurs mares sont devenues entièrement ou partiellement recouvertes de lentilles d'eau à certains moments.

Seize mares ont été choisies pour étude en 1991 et 1992. La même série de mares a été utilisée de nouveau en 1993/1994. Les témoins portaient sur les mêmes groupes de mares qu'en 1991, mais les dix mares restantes ont été allouées aux groupes chargés du traitement dans une manière différente. La figure 1.1 montre leur position, leur nom et leur numéro expérimental. Les mares choisies étaient assez grandes pour empêcher un assèchement durant les périodes sèches de la saison des pluies. Leur taille variait entre 0,2 et 1 ha.

La Météorologie

Les données météorologiques nous ont été fournies par la station météorologique du Ministère de l'Agriculture de Nioro du Rip. Les observations quotidiennes incluaient : la pluviométrie, l'évaporation et la température.

Paramètres physiques et chimiques de l'eau

Les propriétés physiques et chimiques des mares étaient surveillées à chaque fois que l'on prélevait des échantillons biologiques. Des jauges étaient placés à l'endroit le plus profond des mares pour évaluer les fluctuations des niveaux de l'eau dans les mares. La transparence de l'eau était évaluée à l'aide d'un disque Secchi. Les concentrations d'oxygène dissout (OD), de pH, la conductivité et la température étaient mesurées à l'aide d'appareils portables.

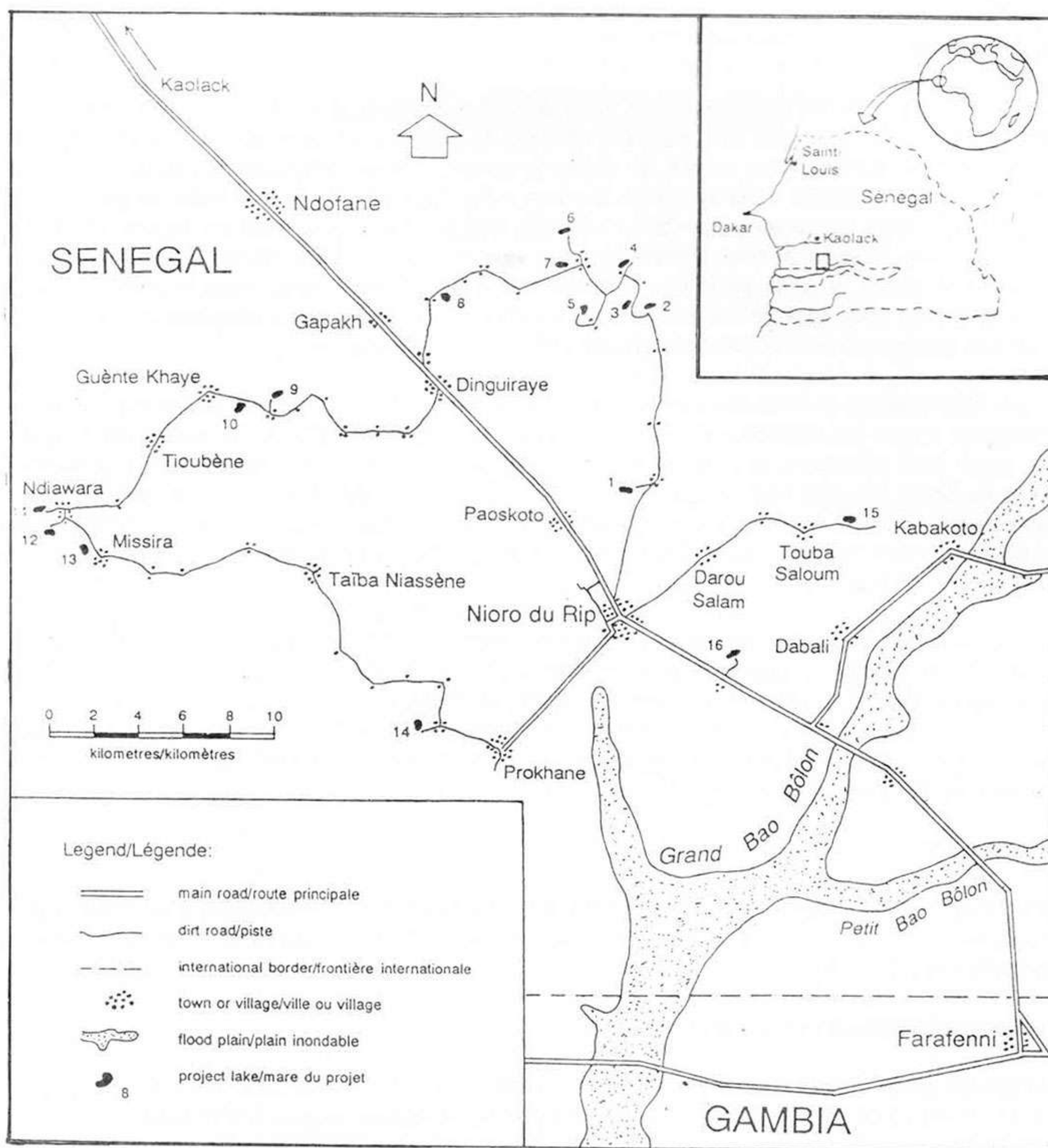


Figure 1.1 : Carte de la zone de l'étude et localisation des mares surveillées. Les mares avaient les noms suivants :

- | | | | |
|-------------|--------------|--------------|--------------|
| 1. Barkével | 5. Daladiam | 9. Kourène | 13. Alkaly |
| 2. Koudote | 6. Wimbody | 10. Passoula | 14. Sam |
| 3. Sadiowar | 7. Palagne | 11. Mbambah | 15. Gandiang |
| 4. Gounène | 8. Kouthioum | 12. Fana awa | 16. Debreye |

Les traitements de pesticides

Les produits utilisés étaient Decis® 10g m.a./l ULV (deltaméthrine, producteur : AGREVO) et FICAM® 200 g m.a./l ULV (bendiocarbe, producteur : AGREVO). ils ont été pulvérisés selon les mêmes techniques qu'en 1991.

Les produits étaient appliqués à l'aide d'un atomiseur Micro-ULVA portable selon les techniques de pulvérisation utilisées en lutte antiacridienne et qui sont recommandées par la FAO (1992).

L'applicateur maintenait l'atomiseur à 1 m de la surface de l'eau, et se déplaçait dans l'eau à la vitesse approximative de 30m/min. La vitesse de rotation du disque de l'atomiseur était environ de 7.000 rotations/minute et la taille nominale des gouttelettes de 70-90 μm .

Mesure du dépôt et échantillonnage et analyse des résidus

Avant chaque traitement à l'insecticide, une rangée de poteaux métalliques verticaux était placée dans le centre de la mare, parallèle au vent. Des papiers oléo-sensibles (7x1cm) étaient attachés à chaque poteau afin de mesurer le dépôt de gouttelettes. Dans la plupart des mares, les dépôts verticaux et horizontaux ont été évalués. Dans la mare n°5 (Gandiang), les poteaux ne pouvaient pénétrer dans le fond rocheux, par conséquent le dépôt n'a pu être mesuré. A la fin des traitements, les cartes étaient collectées et envoyées au laboratoire. Les densités des gouttelettes ont été comptées le même jour à l'aide d'un microscope binoculaire.

Des échantillons de l'eau de surface ont été prélevés après 1 heure pour analyse des résidus dans quatre mares traitées à la deltaméthrine, 1 et 4 jours après application. De plus, 2 des mares ont été également prélevées après 2½, 5 et 6½ heures après. La cinquième mare traitée (n° 6, Wimbody) n'a pas été prélevée à cause des problèmes de logistique que cela aurait posés pour l'échantillonnage à temps des autres quatre mares. Les échantillons prélevés des cinq mares traitées au bendiocarbe ont été collectés après 1 heure, après 1, 2, 3 et 6 jours et après 2 semaines. Tandis qu'en 1991 le contenu total de l'insecticide dans l'eau a été mesuré, dans cette étude, les concentrations de la fraction aqueuse dissoute et la fraction adsorbée par les matières suspendues des deux composés ont été déterminées séparément. En conséquence, tous les échantillons ont été filtrés sur le champ à l'aide d'un filtre en fibre de verre (taille de la pore 1 μm) avant conservation, extraction et analyse. Tous les deux composés ont été analysés grâce aux techniques de chromatographie à gaz liquide, décrits en détail par Gadji (1993).

Procédures d'échantillonnage biologique

L'étude a été concentrée sur les macroinvertébrés et le zooplancton, groupes qui sont les plus affectés par les insecticides. Tous les échantillons biologiques ont été prélevés dans le centre des mares afin d'éviter une interférence possible avec la végétation aquatique et terrestre avoisinante. Nous n'avons pas étudié la faune aquatique qui vit autour des plantes d'eau.

Les macroinvertébrés pélagiques (nageurs) ont été prélevés à l'aide d'un filet circulaire (d'un diamètre de 35 cm, largeur maille 1mm). Nous avons réalisé un ou plusieurs andains de 10 m selon l'abondance des espèces, sur la partie supérieure du filet à environ 5 cm au dessus de la surface de l'eau. Un andain de 10 m est égal à un échantillon de 1 m³ d'eau. Lorsqu'il y avait des niveaux d'eau très bas, les échantillons étaient prélevés avec une partie fixe immergée du filet et le nombre d'animaux capturés était extrapolés à 1m³. Les espèces capturées étaient déversées dans les bouteilles contenant une solution de 5 % de formaldéhyde pour conservation. Ils étaient stockés à l'antenne de la station jusqu'à la fin de la saison sèche. Avant identification et comptage, les différents groupes d'animaux étaient séparés et transférés dans de l'éthanol à 70 %.

Afin d'obtenir des données plus fiables sur les fluctuations de population des grands coléoptères d'eau (spécialement *Eretes sticticus*). La procédure d'échantillonnage des macroinvertébrés pélagiques a été étendue afin d'inclure un deuxième et plus grand échantillon, d'environ 50 m. Seuls les grands coléoptères ont été prélevés par cette technique, tandis que les autres invertébrés ont été relâchés dans la mare.

Les échantillons de zooplancton ont été prélevés selon la même technique que pour les échantillons de macroinvertébrés pélagiques excepté qu'un filet du zooplancton (diamètre 28 cm, largeur maille 200 μm) a été utilisé à cet effet. Les échantillons de 10 m de longueur correspondent à 0,62 m³ d'eau de surface. Les échantillons ont été prélevés dans une solution de 5 % de formaldéhyde.

Etant donné que l'échantillonnage de la faune des macroinvertébrés identiques a donné de mauvais résultats en 1991 (les populations fluctuaient de façon irrégulière et atteignaient des niveaux maximum à des moments différents dans des mares différentes), il a été décidé de ne prélever que la faune épibenthique. Ceci était facile à faire en déchirant le filet carré au niveau de la surface au lieu de tirer au dessus. Cette nouvelle méthode d'échantillonnage benthique pouvait ainsi se faire sur des distances de plus de 10 m (sans trop d'effort) pour tenter d'obtenir de meilleures données sur les espèces épibenthiques (notamment les hémiptères *Agrapacorixa senegalensis*). Nous avons utilisé un filet carré (32x32 cm, largeur maille 1mm). Le filet était lavé de toute l'argile et les animaux étaient collectés sur le terrain à partir des débris restants. Un échantillon de 10 m correspond à 1 m³ d'eau et 3,2 m² de surface. Les échantillons étaient conservés de la même manière que les échantillons pélagiques.

Toutes les densités de zooplancton, de la faune pélagique et épibenthique qui sont présentées dans ce rapport sont exprimées en nombre/m³.

Afin d'améliorer la comparaison entre les échantillons prélevés dans chaque mare, et aux dates différentes, les prises d'échantillons dans chaque mare étaient toujours effectuées dans le même ordre. Par conséquent, les échantillons d'une même mare étaient effectués au même moment du jour pendant toute la durée de l'expérimentation.

L'échantillonnage biologique a eu lieu 2 fois par semaine dans chacune des mares, du mois d'août à la fin du mois d'octobre 1993.

En 1994, les échantillons de mares étaient prélevés sur une période plus longue. L'étude de la reconstitution a été commencée peu de temps après les premières pluies survenues au début du mois de juin et ont continué jusqu'à la fin du mois d'octobre. Mais contrairement à 1993, les échantillons n'avaient été prélevés qu'une fois toutes les 2 semaines.

Procédures Statistiques

Résidus

Pour le calcul des demi-vies, il a été adopté que la disparition des résidus de la phase aqueuse ou sur la matière en suspens était un processus de premier ordre. Par conséquent, toutes les concentrations mesurées étaient converties en logarithme népérien et la régression linéaire de ces données par rapport au temps a été utilisée à chaque fois que possible pour calculer les demi-vies. Les coefficients de corrélation ont été testés pour la signification à l'aide d'un test unilatéral selon Steel et Torrie (1980). A chaque fois que les résultats de la régression linéaire n'étaient pas significatifs, les demi-vies calculées étaient considérées comme de pseudo premier ordre.

Les densités de populations

L'expérimentation a été établie selon le concept du BACI (Impact Avant et Après Traitement). Toutes les mares étaient surveillées pendant quatre semaines et demie avant l'application de pesticides. Chaque traitement était répété cinq fois tandis que six mares servaient de témoins.

L'interspersion spatiale des différents traitements ont approchés une conception systématique (Hulbert, 1994). Quant à l'allocation des traitements aux différentes mares, des facteurs tels que l'accessibilité, la situation géographique et les distances entre les villages ont été pris en compte. Les groupes de mares traités étaient différents de ceux de 1991-1992. Le groupe témoin était le même.

Pour chaque groupe de traitement (témoin, deltaméthrine, bendiocarbe) et pour chaque unité, le nombre moyen par mètre cubique ou mètre carré plus un (MOY # + 1) appelé C, DT ou BD pour respectivement les différents groupes de traitements était calculé pour chaque date d'échantillonnage. Ces valeurs étaient transformées en LN(C) LN(DT) ou LN (BD). Ensuite pour chaque variété de données transformées à partir d'un groupe traitement, LN(DT), ou LN(BD), les nombres moyens convertis du groupe témoin LN (C) avaient été soustraits. Stewart-Oaten *et al.*

(1986) ont prouvé que les valeurs de ces paramètres effet (P^E), obtenues durant plusieurs observations avant une perturbation environnementale peuvent être traitées comme des répliques statistiquement indépendantes. Les données obtenues avant et après la perturbation peuvent être comparées ici à l'aide d'un test-t :

En résumé les paramètres-effet (P^E) testés ici peuvent être exprimés comme suit :

$$\text{LN(DT)} - \text{LN(C)} \text{ ou } \text{LN (BD)} - \text{LN (C)}$$

dans lequel :

C = MOY # + 1 pour le groupe témoin
 DT= MOY # + 1 pour le groupe à la deltaméthrine
 BD= MOY # + 1 pour le groupe au bendiocarbe

La méthode pour tester les données peut être établie comme suit :

Avant traitement			Après traitement				
Observation			Observation				
1	2...	k	k + 1	k + 2...	k + n		
Paramètre Test							
Diflubenzuron	P^E_1	P^E_2	P^E_k	MOY ($P^E_{1..k}$)	P^E_{k+1}	P^E_{k+2}	P^E_{k+n}
Fénitrothion	P^E_1	P^E_2	P^E_k	MOY ($P^E_{1..k}$)	P^E_{k+2}	P_{k+2}	P^E_{k+n}

Chaque paramètre-effet individuel après-traitement par groupe de traitement, P^E_{k+n} a été comparé au paramètre effet moyen avant traitement, MOY ($P^E_{1..k}$) utilisant un test bilatéral pour la comparaison d'une observation unique avec les moyens d'un échantillon (Sokal et Rohlf, 1981) à $p=0,05$

Il faut souligner que seules les densités moyennes des mares dans chaque groupe de traitement étaient testées. Par conséquent, lorsque les effets sont mentionnés ici, ils font référence à la moyenne des mares dans un groupe. De la même manière, seul le temps de reconstitution faisait référence au temps moyen de reconstitution. Aucune variation entre les différentes mares en réponse au traitement n'est prise en considération dans ce rapport.

Paramètres physiques et chimiques

Contrairement à 1991-1992, une série complète de paramètres physiques et chimiques a été collectée durant cette étude. Par conséquent, les effets des applications de pesticide sur eux pourraient être analysés. Les paramètres pour lesquels ceci a été fait étaient l'OD, le pH et la profondeur Secchi, c'est-à-dire les trois paramètres qui sont les plus probables d'être influencés par les processus et organismes biologiques.

RESULTATS

Météorologie, niveaux de l'eau et température de l'eau

Les pluviométries et évaporations cumulées durant les saisons des pluies 1993 et 1994, mesurées à la station météorologique de Nioro du Rip sont montrées par la figure 1.2. La première pluie de 1993 est tombée vers la fin du mois de juin (figure 1.2 a). En 1994, la première série de pluies est tombée en début juin (figure 1.2b), mais la plupart des mares s'est asséchée de nouveau dans le début du mois de juillet. Les chiffres montrent que des premières pluies jusqu'à la fin du mois de novembre, les précipitations cumulées et les évaporations cumulées sont presque égales. Néanmoins entre la mi-août et novembre, les précipitations cumulées excèdent souvent l'évaporation cumulée.

Pluviométrie et évaporation

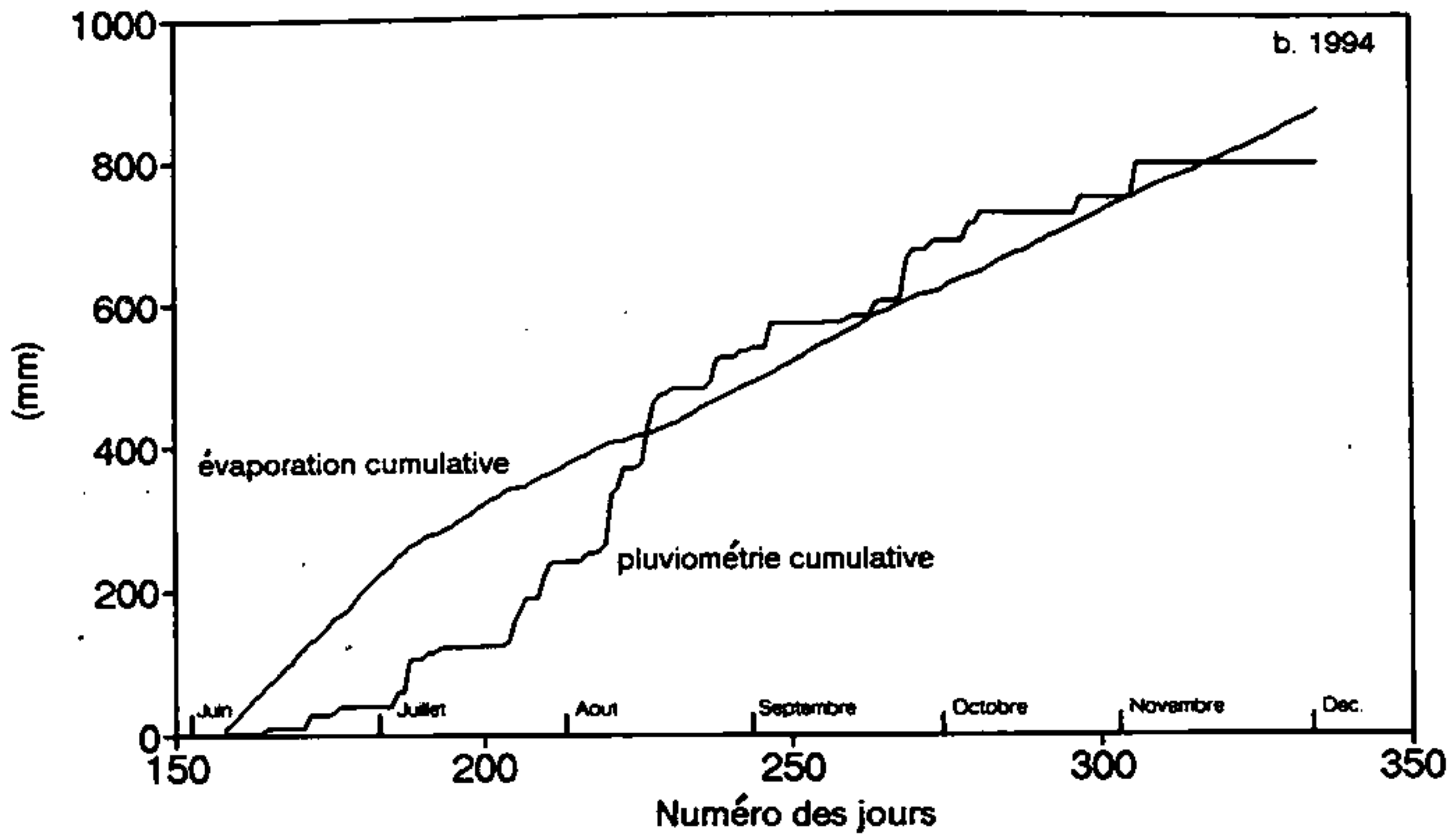
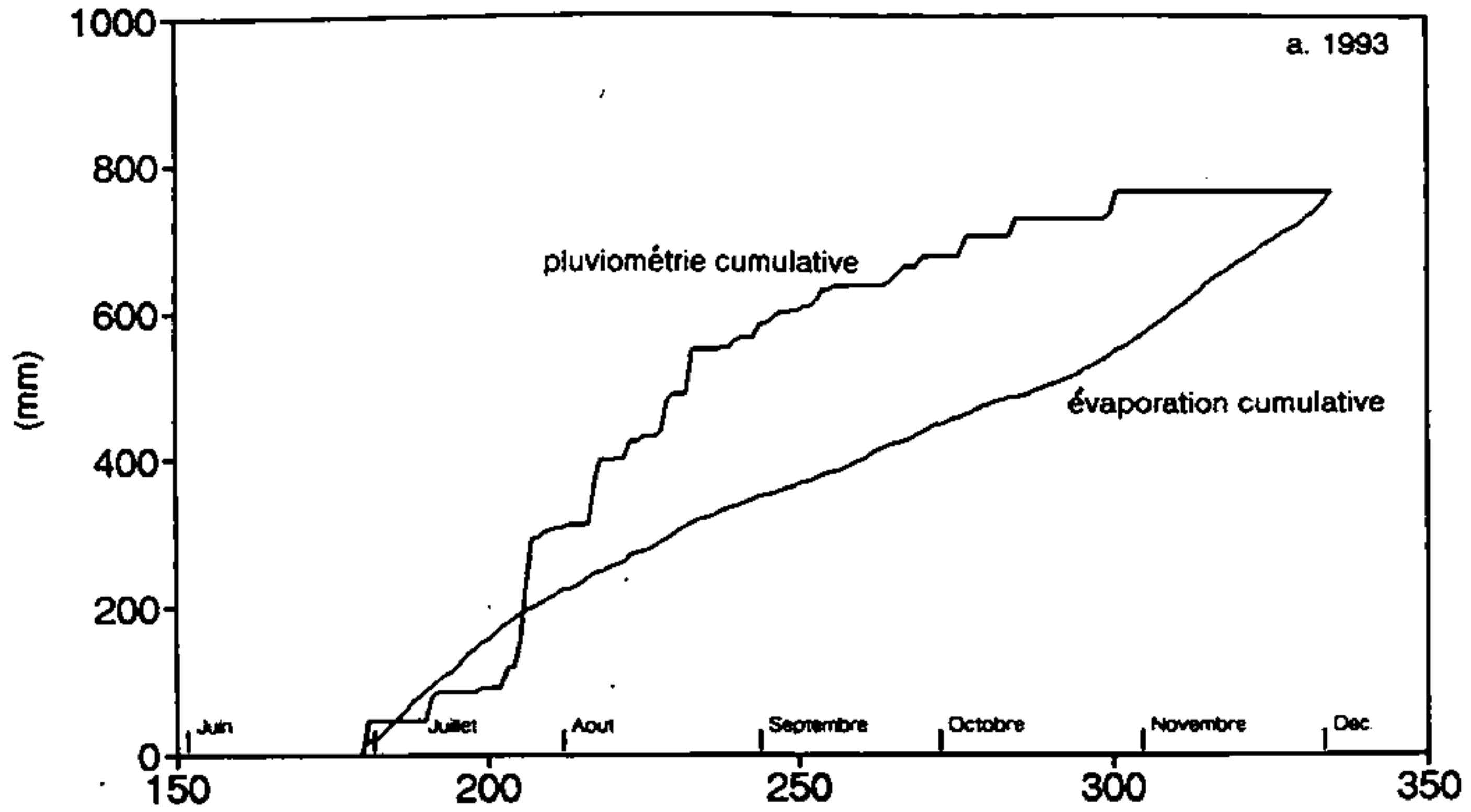


Figure 1.2 : Pluviométrie et évaporation cumulées à Nkoro du Rip durant les saisons des pluies de 1993(a) et 1994 (b).

La quantité totale de pluies durant les saisons de pluies de 1993 et 1994 étaient respectivement de 763 mm et 795 mm.

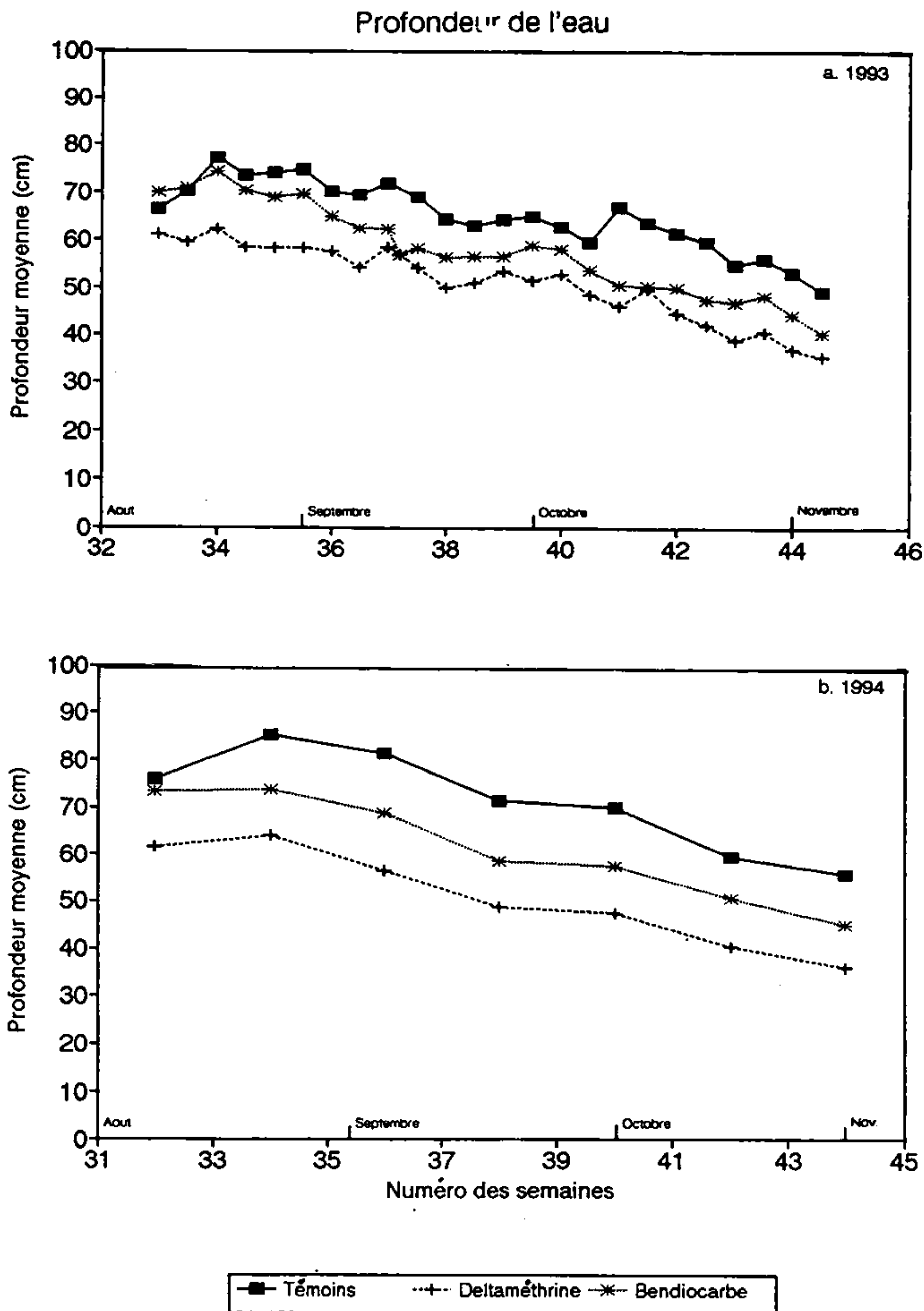


Figure 1,3 : Profondeur moyenne dans les différents groupes de traitements des mares temporaires durant la saison des pluies de 1993 (a) et de 1994 (b). Témoin : n=6 mares; deltaméthrine et bendiocarbe : n=5 mares

La figure 1.3 montre les profondeurs moyennes des mares regroupées selon leur traitement en 1993. Les profondeurs moyennes différaient selon les groupes de traitement, mais cette différence est demeurée constante durant les périodes d'échantillonnage, et les mêmes différences ont été observées durant les deux années.

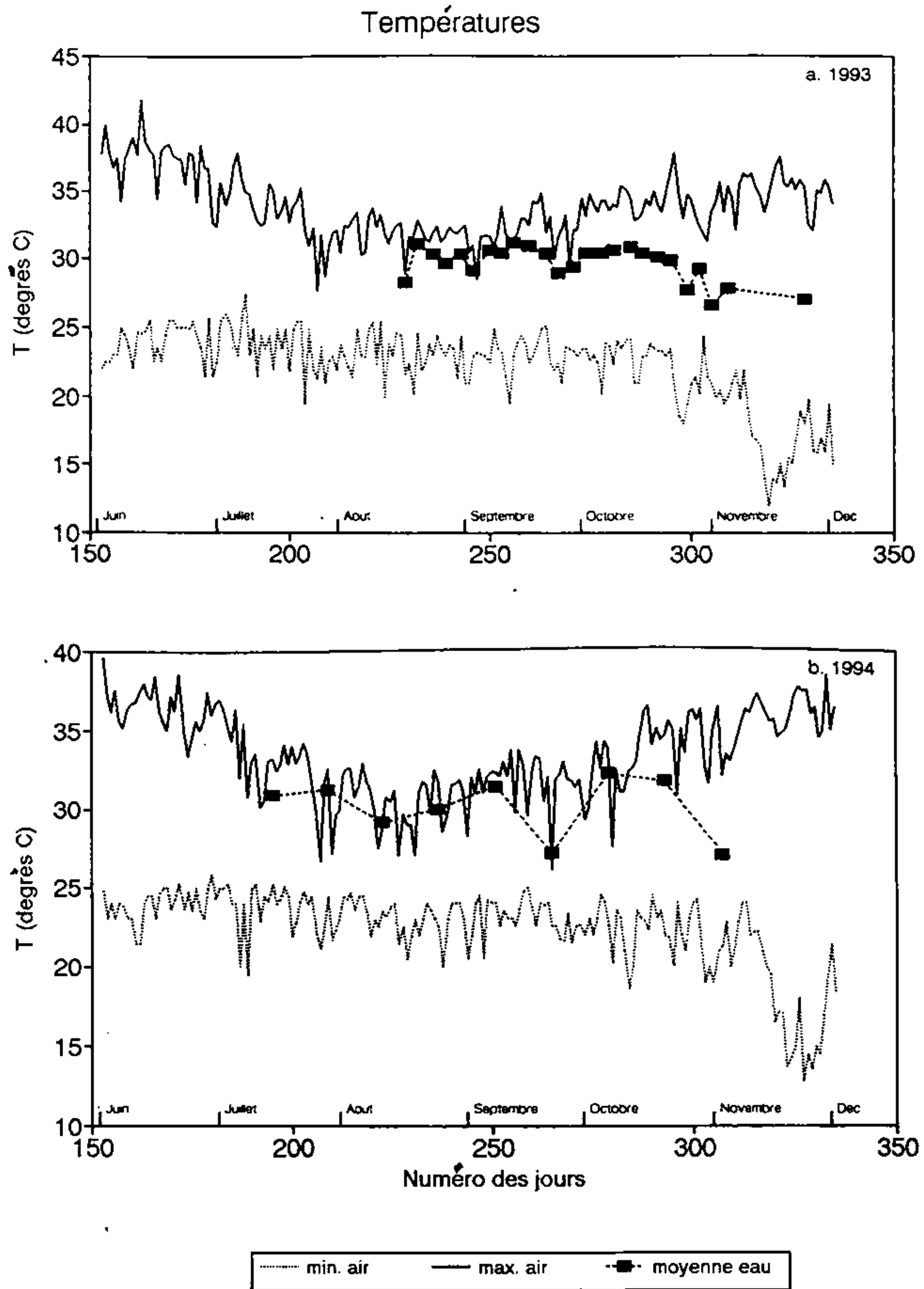


Figure 1.4 : Température moyenne de l'eau des seize mares temporaires au moment de l'échantillonnage biologique comparées aux températures maximales et minimales de l'air à Nioro du Rip durant les saisons des pluies de 1993 (a) et 1994 (b).

La différence entre les températures quotidiennes maximales et minimales de l'air durant la saison des pluies est de l'ordre de 10° C (figure 1.4), mais elle augmente à la saison sèche qui commence en novembre. Les températures moyennes de l'eau durant la période d'échantillonnage ont fluctué autour de 30°C. Ces températures étaient mesurées durant le jour. Par conséquent, elles étaient plus proches de la température maximum de l'air que du minima quotidien.

Abondance des organismes

Les organismes les plus abondants dans les mares sont décrits par Lahr et Diallo (1993). Dans cette étude, les analyses statistiques après traitement pourraient être appliquées à tous les groupes d'organismes qui ont été utilisés dans la précédente étude. Comme en 1991 néanmoins, l'analyse statistique des densités de plusieurs groupes n'ont pas donné de résultats satisfaisants à cause de la mauvaise corrélation entre les nombres dans les groupes témoins et les groupes traités durant la période pré-traitement, ou à cause du petit nombre durant cette période. Malgré l'effort supplémentaire dans l'échantillonnage, *Agraptacorixa senegalensis* adultes et nymphes (Hemiptera, Corixidae) et *Eretes sticticus* (Coleoptera, Dystiscidae) n'étaient pas capturés en nombre suffisant durant la période pré-traitement pour évaluer des effets des populations sur ces organismes. Par conséquent, les données relatives à ces groupes n'ont pas été analysées outre mesure.

Deux espèces de zooplancton, qui avant n'étaient pas très abondantes, l'étaient assez en 1993 pour pouvoir être analysées : *Ceriodaphnia* sp. (Cladocera, Daphnidae) et *Mesocyclops kieferi* (Cyclopoida, Cyclopidae).

Trois espèces différentes du genre *Anisops* (Hemiptera, Notonectidae) sont présentées et analysées séparément : *A. sardeus*, *A. varius* et *A. debilis perplexus*. Une quatrième espèce, *A. jaczewskii*, n'était pas assez importante au moment de la période pré-traitement.

Les mâles et femelles adultes à ovisacs, des deux espèces abondantes de *Streptocephalus* (Anostraca, Streptocephalidae), *S. sudanicus* et *S. zeltneri* pouvaient être séparés. Néanmoins, il n'était pas possible de distinguer entre ces espèces pour des spécimens immatures et les femelles adultes sans ovisacs visibles. En conséquence, ces deux espèces sont toujours représentées ensemble sous le terme *Streptocephalus* spp. De deux espèces, seule *S. sudanicus* a été retrouvée dans toutes les mares. Elle était aussi plus nombreuse que *S. zeltneri*.

Effets de lentilles d'eau

Les mares n° 2, Koudote et n° 3 Sadiowar ont été recouvertes de lentilles d'eau. Les résultats de ces deux mares n'ont pas été utilisés pour plusieurs groupes de crustacés qui ont disparu des mares couvertes de lentilles d'eau en 1991 (Lahr et Diallo, 1993) : *Streptocephalus* spp., *Ceriodaphnia* sp., *Moina* sp., *Diaphanosoma* sp. et *Paradiaptomus* rex.

Traitements de pesticide

Les caractéristiques de traitements à la deltaméthrine et au bendiocarbe sont réunies dans le tableau 1.1. Les doses moyennes par zone étaient de 15,7 g m.a./ha pour la deltaméthrine et 94,1 g m.a./ha pour le bendiocarbe. Ces données sont bien comparables aux doses nominales respectives de 15 et 100 g.m.a/ha. Les surdosages et sous-dosages étaient limités (surdosage de 20 % maximum pour le traitement de Mbambah, mare n° 11, avec le bendiocarbe). Les traitements étaient moins variables et plus précis que ceux de 1991 (Lahr et Diallo, 1993). Les coefficients de variation pour les doses moyennes par zone étaient de 6% pour la deltaméthrine et de 10% pour le bendiocarbe.

Tableau 1.1 : Résumé des caractéristiques des traitements des mares temporaires traitées avec deux insecticides en 1993.

Mare	heure du traitement	vitesse vent début-fin	température air début-fin	humidité de l'air début-fin	espacement des passes	longueur des passes	nombre de passes	surface traitée	quantité appliquée	dose (g m.a/ha)
Deltaméthrine¹⁾										
12 Septembre										
2. Koudote	16.55-17.30	1.0-1.3	33-30	61-86	12	108	8	1.04	1.500	14.5
6. Wimbody	14.00-15.07	0.8-1.5	31-29	74-95	12	50/60 ²⁾	6/12 ²⁾	1.22	2.030	16.6
9. Kourène	10.10-10.35	1.4-1.0	30-31	78-77	12	108	5	0.65	0.980	15.1
12. Fana awa	13.05-13.18	2.6-2.1	30-31	80-78	12	60	6	0.43	0.700	16.2
16. Debreye	10.15-10.56	1.5-1.0	28-30	85-86	12	65	10	0.78	1.265	16.2
Dose moyenne										15.7
écart-type										0.9
CV										6%
Bendiocarbe³⁾										
14 Septembre										
3. Sadiowar	15.20-16.11	1.3-0.8	32-33	67-62	12	108	7	0.91	0.450	99.2
5. Daladiam	12.50-13.10	1.4-0.8	33-35	68-69	12	60	5	0.36	0.180	100.0
7. Palagne	10.15-11.15	1.0-1.4	28-27	87-84	12	120	10	1.44	0.640	88.8
11. Mbambah	9.10-10.08	0.8-1.3	28-29	95-95	12	96	8	0.92	0.370	80.4
15. Gandiang	13.07-13.45	1.3-1.3	31-31	65-71	12	60	7	0.50	0.255	102.0
Dose moyenne										94.1
écart-type										9.2
CV										10%
¹⁾ Formulation: Decis® 10 g m. a/l ULV, lot nr. 79371, SOFACO, Abidjan, Côte d'Ivoire ²⁾ Mare en forme d'un "L", traitée comme deux parcelles voisines ³⁾ Formulation: Ficom® 200 g m.a/l ULV, lot nr. FR0001E1, CAMCO, U.K.										

Dépôt et Résidus des Pesticides

Les dépôts moyens par mare sont montrés dans le tableau 1.2. Les dépôts verticaux et horizontaux ont été détectés à chaque fois que les papiers oléo-sensibles étaient placés dans les mares, mais les quantités variaient considérablement entre les différentes mares.

Tableau 1.2 : Dépôt de gouttelettes après traitement avec deux insecticides dans les mares temporaires.

Mare	verticale			horizontale		
	déposition moyenne (goutts./cm ²)	écart-type	n ¹⁾	déposition moyenne (goutts./cm ²)	écart-type	n ¹⁾
<u>Deltaméthrine</u>						
2. Koudote	17	14	8	-	-	-
6. Wimbody	31	44	8	-	-	-
9. Kourène	15	11	6	11	16	6
12. Fana Awa	214	120	5	206	120	5
16. Debreye	28	21	7	-	-	-
<u>Bendiocarbe</u>						
3. Sadiowar	13	14	5	11	4	5
5. Daladiam	31	23	6	10	6	6
7. Palagne	17	21	6	15	15	6
11. Mbambah	156	65	8	67	43	8
15. Gandiang	-	-	-	-	-	-

¹⁾ n=nombre de papiers oléo-sensibles dans chaque mare

De grandes différences entre les mares individuelles ont été également observées pour les concentrations initiales de deux composés (tableau 1.3), mais il ne semble pas y avoir de corrélation avec les mesures de dépôts. Dans sa phase aqueuse, la deltaméthrine n'était pas ou peu détectable une heure après le traitement, excepté pour la mare n° 9. En revanche, elle a été trouvée sur la matière en suspension. Le coefficient de corrélation pour la demi-vie calculée dans l'eau de la mare n° 9 n'était pas significatif. Le composé a également disparu de la matière en suspension. La demi-vie moyenne, supposée de premier ordre, pour les mares 9 et 12 était de 5,4 heures. Le quotient entre la dose appliquée par zone et la concentration totale de l'eau de la deltaméthrine après une heure était égal à 34 (15,7 g m.a./ha divisé par 0,46 µg/l).

Une heure après le traitement, nous avons trouvé que le bendiocarbe était partiellement dissout dans l'eau des mares et partiellement adsorbé par la matière en suspension (tableau 1.3). La quantité moyenne dissoute à ce moment était de 66 % de la quantité totale présente. Entre 3 jours et 2 semaines après les traitements, cette valeur était quelque peu plus élevée, mais n'a que peu varié (83-88 %), indiquant qu'un certain équilibre avait été atteint. Le composé avait lentement disparu de la concentration aqueuse. Deux semaines après les traitements, les concentrations moyennes étaient encore plus élevées que 50 % de la concentration initiale. Par conséquent, la demi-vie dans l'eau doit être plus longue que 2 semaines (la valeur extrapolée était de 1.227 heures, environ 50 jours). Lorsque le bendiocarbe était adsorbé par la matière en suspens, il disparaît plus rapidement. La demi-vie moyenne s'avérait être de 120 heures et R pour cette valeur était significative pour la disparition de premier ordre. Le taux entre la dose et la concentration totale initiale était 3,9 (94,1 g m.a./ha divisé par 24,0 µg/l).

Tableau 1. 3 : Concentrations initiales et demi-vies des résidus d'insecticides dans les mares temporaires.

Mare	phase aqueuse			matière en suspension			total		
	conc. mesurée (1h) (µg/l)	coeff. de corrélation R	demi-vie T _{1/2} (h)	conc. mesurée (1h) (mg/kg)	coeff. de corrélation R	demi-vie T _{1/2} (h)	conc. totale (1h) (µg/l)	coeff. de corrélation R	demi-vie T _{1/2} (h)
<u>Deltaméthrine</u>									
2. Koudote	nd	-	-	0.68	-	-	0.27	-	-
9. Kourène	0.004	0.81 ns	11	2.55	0.26 ns	13	1.28	0.67 ns	4.3
12. Fana Awa	nd	-	-	0.07	0.40 ns	19	0.01	- ¹⁾	- ¹⁾
16. Debreye	nd	-	-	0.43	-	-	0.26	-	-
Moyenne ²⁾	<0.004	-	-	0.93	0.77 ns	5.4	0.46	0.57 ns	5.7
s	-	-	-	1.11	-	-	0.56	-	-
<u>Bendiocarbe</u>									
3. Sadiowar	13.2	0.17 ns	2374	3.78	0.82 ns	719	14.7	0.31 ns	1445
5. Daladiam	12.4	0.28 ns	505	0.72	0.24 ns	665	12.8	0.39 ns	423
7. Palagne	30.0	0.98 s	191	49.8	0.77 ns	128	44.9	0.37 ns	1216
11. Mbambah	11.1	0.84 s	232	30.8	0.79 ns	136	26.4	0.94 s	169
15. Gandiang	6.8	0.82 ns	615	35.8	0.85 s	79	21.1	0.85 s	166
Moyenne ²⁾	14.7	0.52 ns	1227	24.2	0.84 s	120	24.0	0.76 ns	405
s	8.9	-	-	21.2	-	-	12.9	-	-
nd pas détectable ns pas significatif: p>0.05 s significatif: p<0.05 ¹⁾ concentrations augmentent dans le temps ²⁾ voir traduction du document									

Comme le montre le tableau 1.3, le coefficient de corrélation à partir de la régression linéaire calculait les demi-vies des deux composés sur la base de la disparition de premier ordre, et n'était pas significatif pour la plupart des mares individuelles, ni pour la phase aqueuse ni pour les solides suspendus. Une tentative pour gérer le processus de disparition de premier ordre a donné les mêmes résultats inadéquats. Pour ce qui est de la deltaméthrine, la cause a dû être une disparition biphasique. Ce fait est discuté ci-dessous.

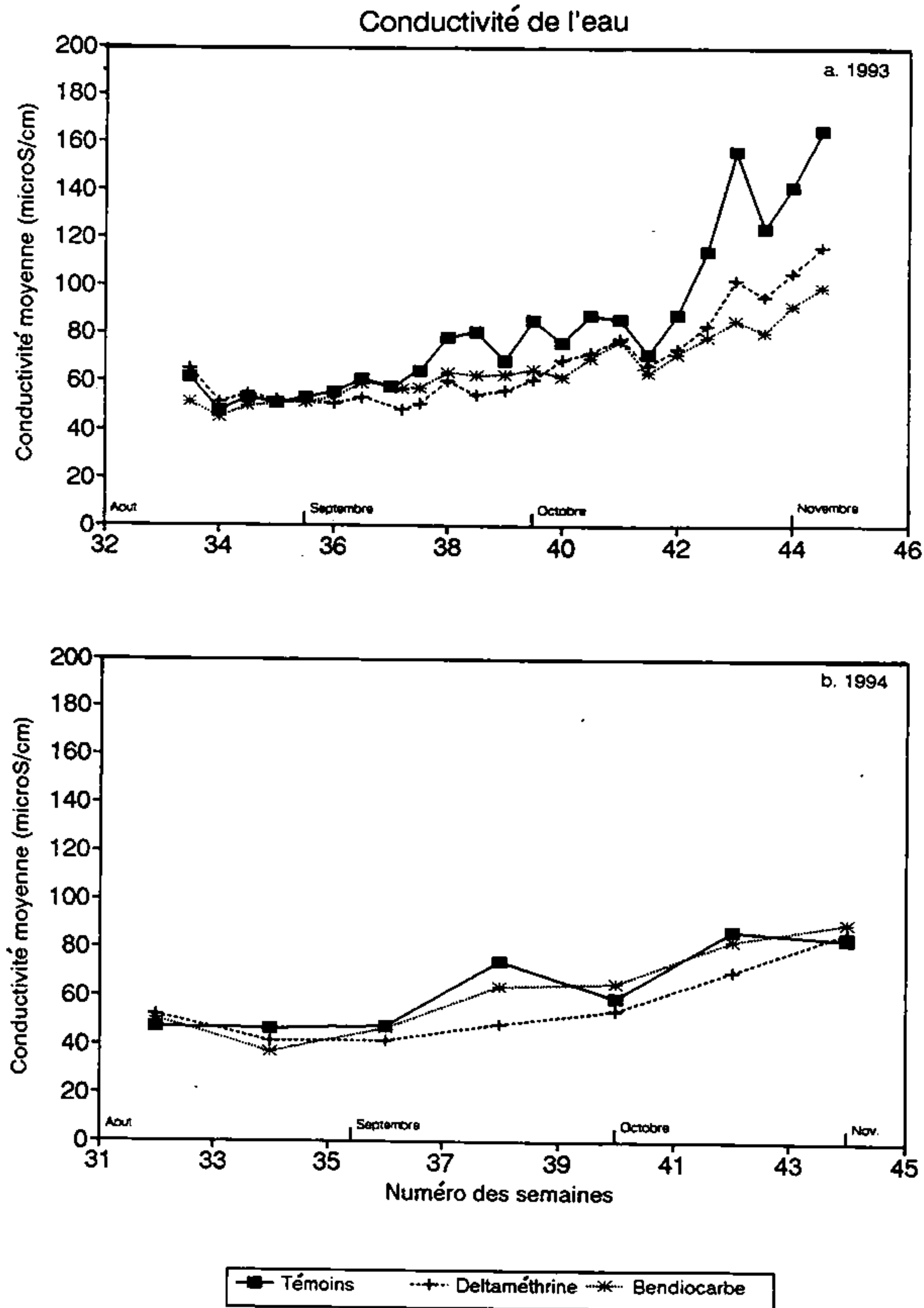


Figure 1.5 : Conductivité moyenne dans les différents groupes de traitements des mares temporaires durant les saisons des pluies 1993 (a) et 1994 (b).

Paramètres physiques et chimiques de l'eau

La conductivité est une mesure pour une quantité totale d'ions présents dissouts. Lorsque l'eau s'évapore des lacs et que les profondeurs moyennes commencent à décroître, ces ions deviennent plus concentrés et la conductivité de l'eau commence à augmenter. Cet effet a été clairement observé en 1993 (figure 1.5a). En 1994, la saison des pluies s'était prolongée et les conductivités moyennes n'ont que peu augmenté vers la fin du mois d'octobre.

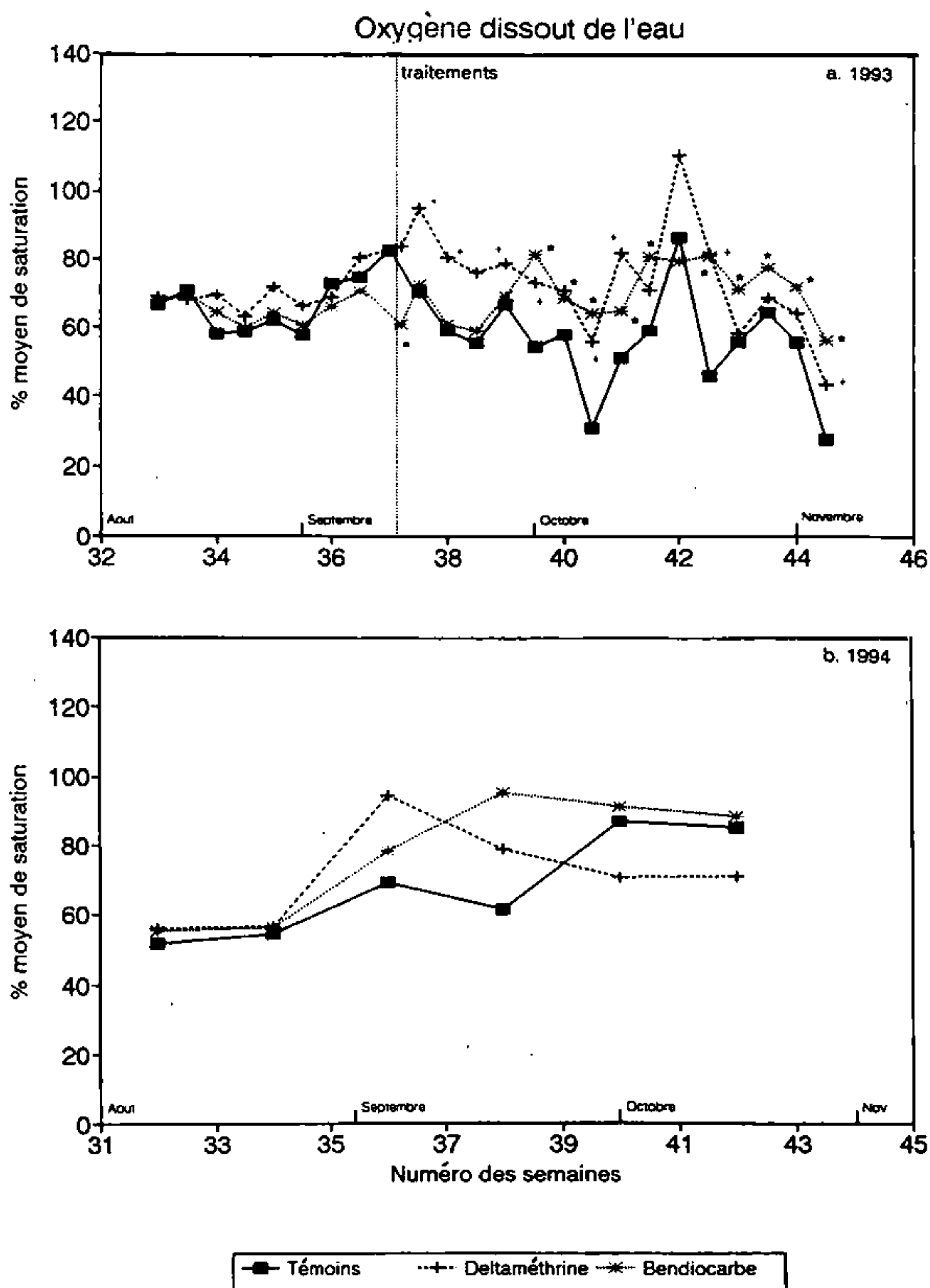


Figure 1.6 : Concentration moyenne d'oxygène dissout avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies 1993 et durant la même période en 1994 (b). Pour 1993, les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées d'un + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe ($p < 0,05$). Témoins $n = 6$ mares ; deltaméthrine et bendiocarbe : $n = 5$ mares.

La saturation moyenne avec l'oxygène dissout (OD) dans les mares traitées à la deltaméthrine a augmenté significativement immédiatement après les traitements figure 1.6a). Des augmentations significatives dans ces mares étaient observées à environ la moitié des occasions jusqu'à la fin des échantillonnages au début du mois de novembre et ont varié entre 26 et 68 %. Une augmentation significative de la saturation moyenne d'OD a aussi été trouvée pour le bendiocarbe. Les augmentations minimales et maximales durant cette période étaient de 20 et 105% respectivement. Comme on peut le voir à la figure 1.6b, les concentrations moyennes d'OD étaient également quelque peu plus élevées dans les deux groupes traités durant une partie de la période d'échantillonnage de 1994.

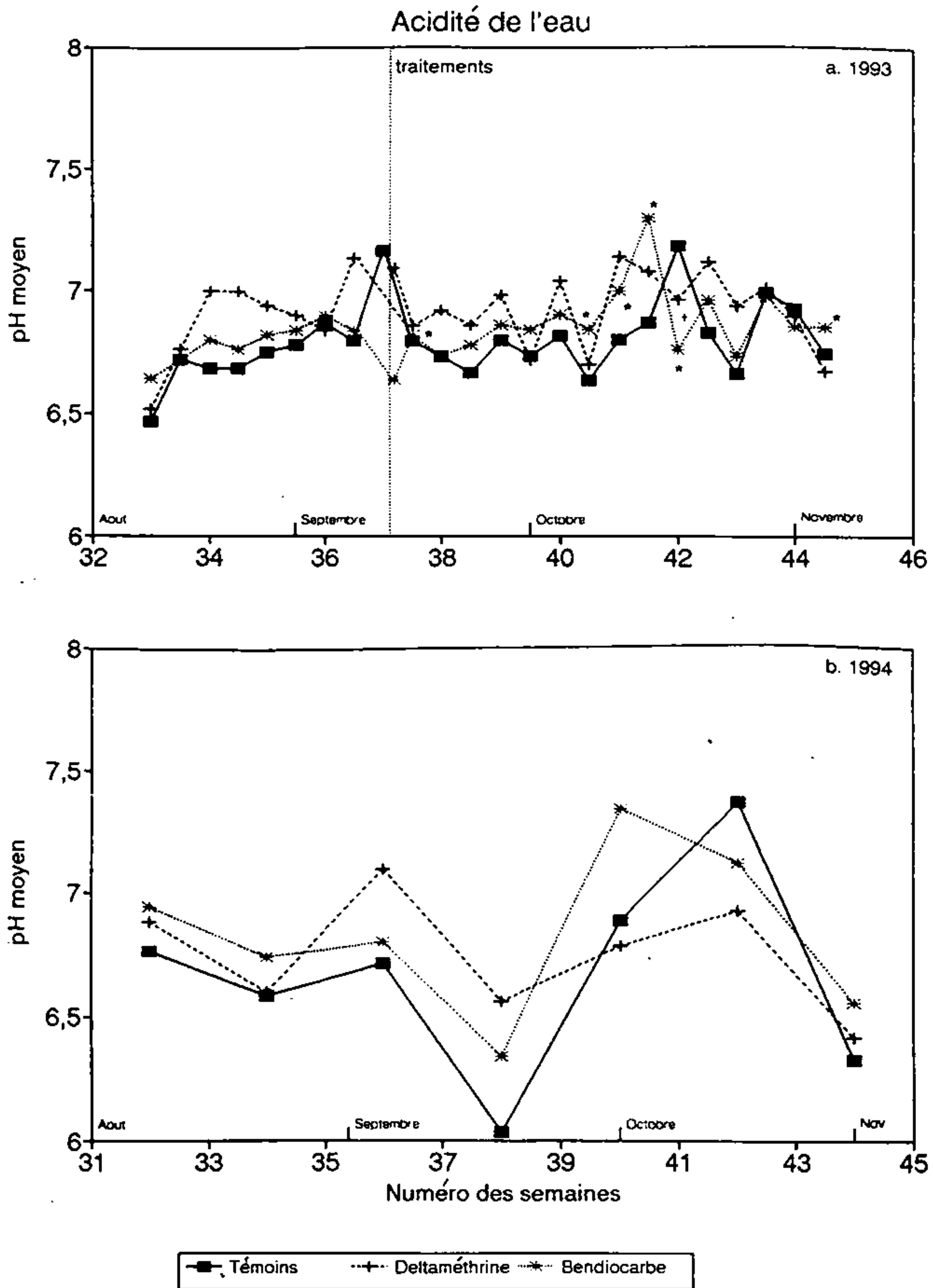


Figure 1.7 : La valeur du pH moyen avant et après le traitement avec 2 insecticides durant la saison des pluies de 1993 (a) et 1994 (b). Pour 1993, les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées d'un + pour la deltaméthrine, et * pour le bendiocarbe ($p < 0,05$) Témoins = 6 mares; deltaméthrine et bendiocarbe $n = 5$ mares

Nous avons trouvé peu de déviations significatives du pH après les traitements de 1993 pour les deux pesticides (figure 1.7a) mais qui n'ont pas excédé 8 % des valeurs prévues. Des différences entre groupes étaient aussi observées en 1994 (figure 1.7b).

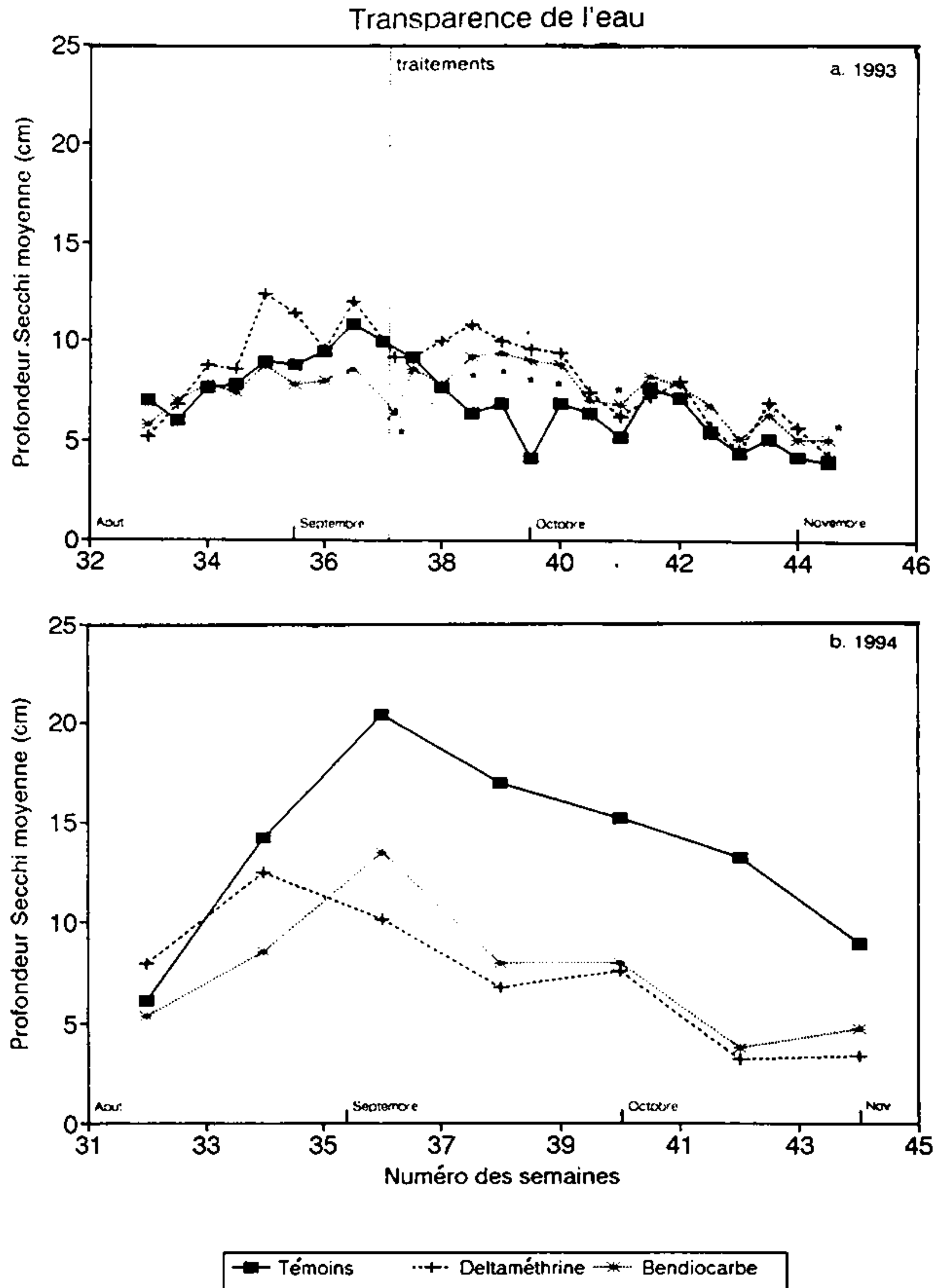


Figure 1.8 : Profondeur moyenne Secchi avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies 1993(a) et durant la même période en 1994 (b). Pour 1993, les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées d'un + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe ($p < 0,05$). Témoins : n=6 mares; deltaméthrine et bendiocarbe : n= 5 mares

L'eau des mares traitées avec la deltaméthrine est devenue plus transparente après les traitements (figure 1.8a), mais ce phénomène n'était significative qu'à une seule occasion. Pour ce qui est du bendiocarbe, une réduction initiale de la transparence a été suivie par une période d'augmentation significative qui a duré deux semaines (figure 1.8a). En 1994, les profondeurs moyennes de Secchi dans le groupe témoin étaient non seulement plus élevées que celles des groupes traités mais aussi, plus élevées que celles des valeurs de 1993 (figure 1.8b). Nous n'avons pas pu trouver de raison évidente pour expliquer ces observations.

Les victimes apparues à la surface

Les macroinvertébrés ont commencé à apparaître à la surface de l'eau des mares traitées à la deltaméthrine quelques minutes seulement après le début des applications. Beaucoup d'insectes aquatiques semblaient avoir été tués sur le champ. Les anostracés sont remontés à la surface en grand nombre et se sont comportés de façon débiles. Ils nageaient toujours, mais semblaient avoir perdu leur sens de la navigation, et étaient incapables d'immerger. Par la suite, ils ont atteint les bords des mares et moururent. Le nombre de victimes observées avec la deltaméthrine était très important. (tableau 1.4) et incluait principalement des anostracés, des hémiptères et des coléoptères, les macroinvertébrés les plus abondants dans les mares. Le bord situé en aval de la mare n°6 (Wimbody) était littéralement couvert d'*Anisops spp.* et de coléoptères morts. La deltaméthrine semblait intensément toxique sur presque tous les groupes de macroinvertébrés présents, y compris sur les sangsues (Hirudinoidea).

Par contre le bendiocarbe n'a provoqué qu'une mortalité mineure parmi les nombreux macroinvertébrés. Certains anostracés, notonectes et les mites d'eau (Acarida) ont été retrouvés tandis que les groupes les plus affectés étaient les nombreux petits coléoptères.

Effets sur les densités de populations

Dans ce paragraphe, nous allons parler du développement des densités de populations des espèces les plus abondantes, et leurs réponses à ces deux pesticides appliqués en 1993. Les données de l'étude de reconstitution de 1994 ne sont présentées que lorsque les populations affectées ne se sont pas reconstituées en 1993. Nous n'avons pas testé statistiquement les différences entre les groupes de traitement pour l'année 1994.

A une occasion, (une semaine et demi après le traitement), les échantillons de macroinvertébrés ont été stockés dans une solution inadéquate de formaldéhyde. La plupart de ce matériel ne pouvait donc plus être identifié. Les résultats de cette date ont été omis.

Les effets des applications de la deltaméthrine et du bendiocarbe et l'étude sur les populations d'invertébrés aquatiques sont résumés dans le tableau 1.5 à la fin de ce rapport. Une liste des victimes apparues à la surface est également jointe au tableau 1.4. Des données similaires pour le fénitrothion et le diflubenzuron peuvent être consultées dans les tableaux 1.3.5 et 1.5.1 de Lahr et Diallo (1993).

Tableau 1. 4 : Macroinvertébrés morts apparus et collectés à la surface de l'eau après les traitements avec les deux insecticides dans les mares temporaires. Les valeurs ne représentent pas une mesure quantitative du nombre de victimes dans chaque mare. Néanmoins, elles donnent une bonne indication des nombres relatifs.

Taxon	Mare nr.	deltaméthrine					bendiocarbe				
		2	6	9	12	16	3	5	7	11	15
Branchiopoda											
Anostraca											
<i>Streptocephalus sudanicus</i>		8	2	22	389	649	1		2	31	4
Conchostraca											
<i>Caenestheriella sp.</i>							1				
Hemiptera											
Notonectidae											
<i>Anisops sardeus</i>		135	2471	25	185	227	1	3	2		2
<i>A. varius</i>		12	113	11	23	82	1	1			5
<i>A. debilis perplexus</i>		46	356	14	217	106	1	1			3
<i>Anisops spp. nymphes</i>		66	97	1	28	8	3				
Corixidae											
<i>Agraptacorixa senegalensis</i>		32	303	36	10	70	1		2		
<i>A. senegalensis nymphes</i>			34	4	3	13					
<i>Sigara sextineata</i>			3	1							
<i>Micronecta sp.</i>			19	1	16	18					
Gerridae											
<i>Limnogonus cereiventris</i>		1		2			2	5	11		1
<i>Neogerris sp.</i>				2							
Mesoveliidae											
<i>Mesovelia vittigera</i>			6		18			1			
<i>Mesovelia nymphes</i>			3		23						
Veliidae											
<i>Microvelia sp.</i>					1						
Hydrometridae											
<i>Hydrometra sp.</i>		1	1	2			1				
Belostomatidae											
<i>Dyplonichus nepoides</i>			2	5	4			1			
<i>Dyplonichus nymphes</i>					1						
Nepidae											
<i>Laccotrephes fabricii</i>								1			
<i>Laccotrephes nymphes</i>				1		5					
<i>Lethocerus cordofanus</i>			6		1	2					
<i>Lethocerus nymphs</i>				2							2
Coleoptera											
Dytiscidae											
<i>Eretes sticticus</i>		58	12	15	29	102					
<i>Rhantaticus congestus</i>				10	4						
<i>Cybister sp.</i>		6	11	13	15	8					
Hydrophilidae											
<i>Hydrophilus cf. senegalensis</i>			3	9	4	2		1	1		
Gyrinidae											
petits coleoptères (5mm)			4	17	152	19	1	23		50	2
larves de coleoptères				1	1	1				1	1
Ephemeroptera											
Baetidae larves					1						
Odonata											
Libellulidae larves				3		1	1				
Lestidae larves			1	2							1
Hirudinoidea											
		3		49	2	44		3			
Acanda											
		1		4	1	2	8	4	4	5	3

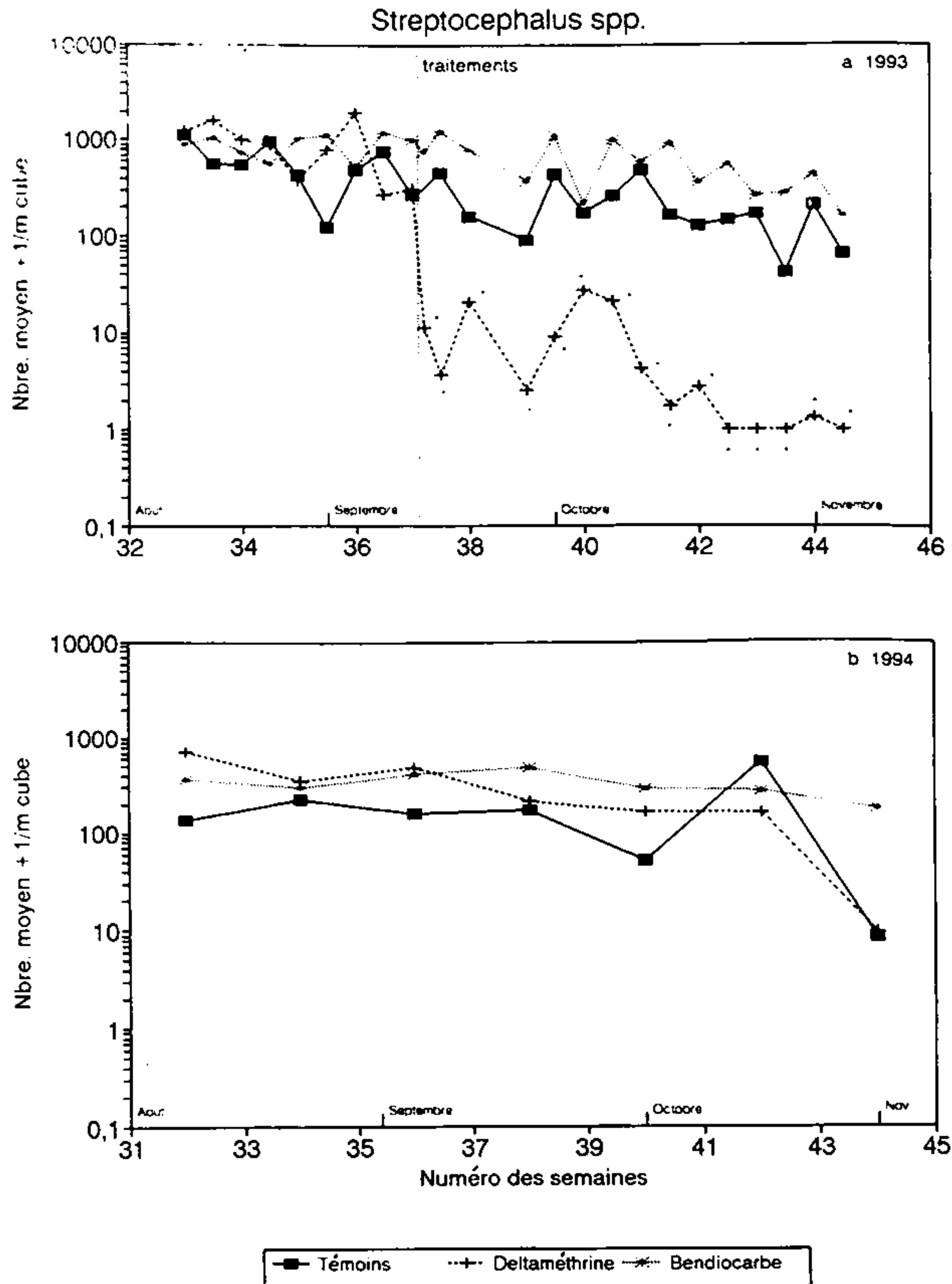


Figure 1.9 : Densité moyenne de la population de *Streptocephalus spp* (Branchiopoda, Anostraca, Streptocephalidae) avant et après les traitements avec les deux insecticides durant les saisons des pluies de 1993 (a) et de 1994 (b). Pour 1993, les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées de : + pour la deltaméthrine ($p < 0,05$). Nous n'avons pas observé de différences significatives pour le bendiocarbe. Témoin : $n = 6$ mares, deltaméthrine et bendiocarbe : $n = 4$ mares

Les macrocrustacés

Streptocephalus spp (composés de *S. sudanicus* et *S. zeltneri*) étaient les seuls macrocrustacés trouvés en nombre suffisant pour permettre une évaluation adéquate des effets des pesticides. (figure 1.9a). Nous pouvons voir clairement que le bendiocarbe n'avait pas d'effet sur les espèces. En revanche, la deltaméthrine a virtuellement supprimé les *Streptocephalus spp.*, sans

reconstitution apparente avant l'assèchement des mares. Néanmoins l'année suivante, les populations se sont reconstituées (figure 1.9 a.b)

Le Zooplancton (microcrustacés)

Dans notre précédente étude et dans l'étude actuelle, les densités moyennes d'espèces de zooplancton ont quelques fois fortement fluctué, spécialement après les traitements. A cause de cela, il est parfois difficile d'indiquer la fin d'un effet observé. En règle générale, nous parlerons de reconstitution lorsqu'une période plus longue avec des nombres réduits est terminée. Mais on peut observer que les densités ultérieures peuvent occasionnellement être réduites.

Les données relatives aux sept espèces étaient adéquates pour des analyses statistiques. Il s'agit de trois cladocères, trois copépodes et une ostracode.

Les trois cladocères ont été initialement éliminés par les traitements au bendiocarbe (figures 1.10, 1.11 et 1.12), mais ils ont recommencé à se reconstituer trois semaines après. Les nombres moyens de *Moina sp.* (Moinidae) dans le groupe témoin ont décliné durant la période d'échantillonnage post-traitement. (figure 1.11). En fait, les espèces n'étaient présentes que dans une mare témoin à ce moment, où leur nombre a baissé. L'augmentation dans les groupes témoins qui a été observée plus tard est due à l'apparition des espèces dans deux autres mares. Le résultat est que la deltaméthrine semble provoquer une augmentation significative du nombre après traitement.

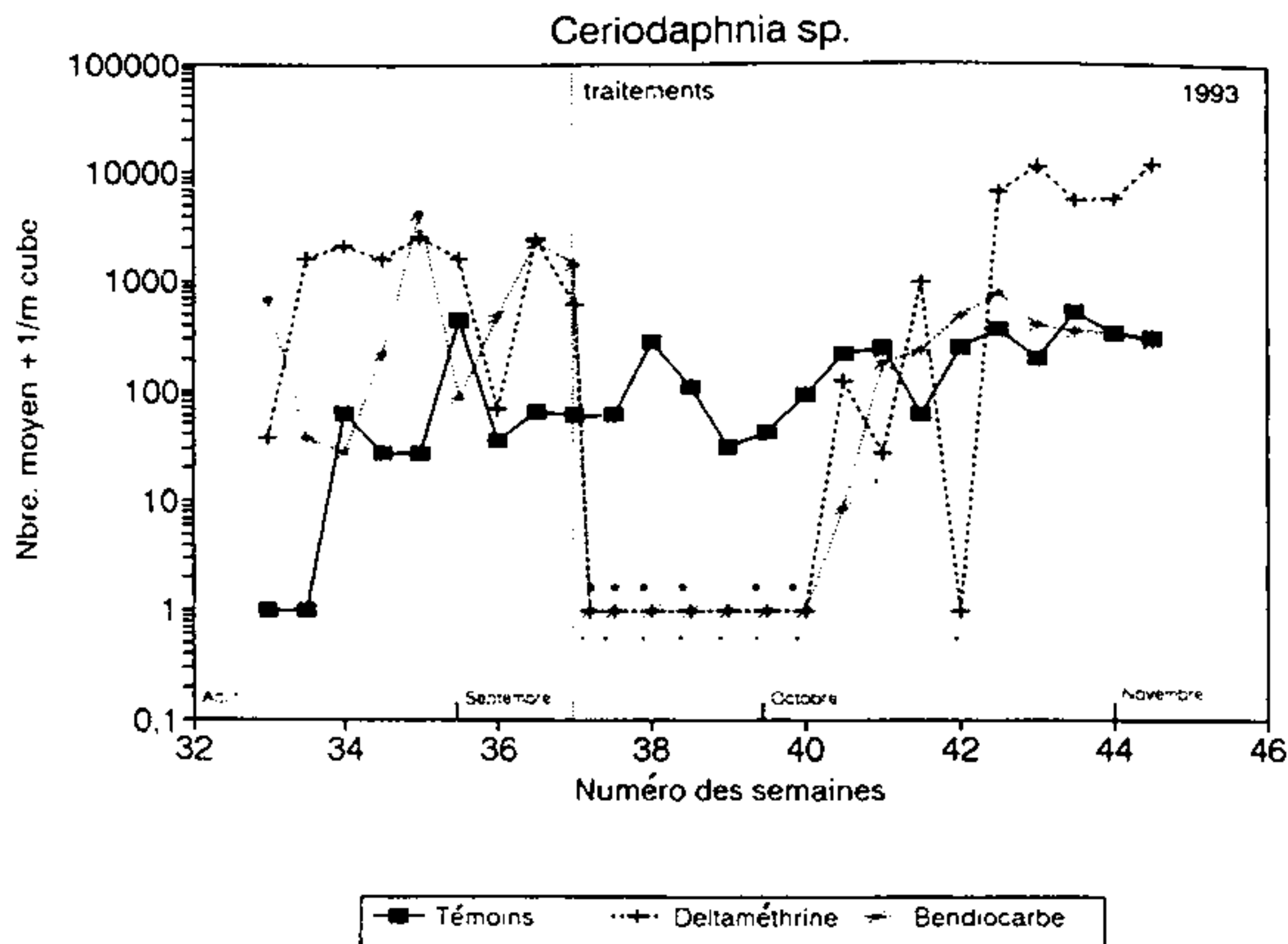


Figure 1.10 : Densité de population moyenne de *Ceriodaphnia sp.* (Branchiopoda, Cladocera, Daphniidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe. (p= 0.05) Témoin n= 6 mares; deltaméthrine n= 4 mares; bendiocarbe : n= 5 mares

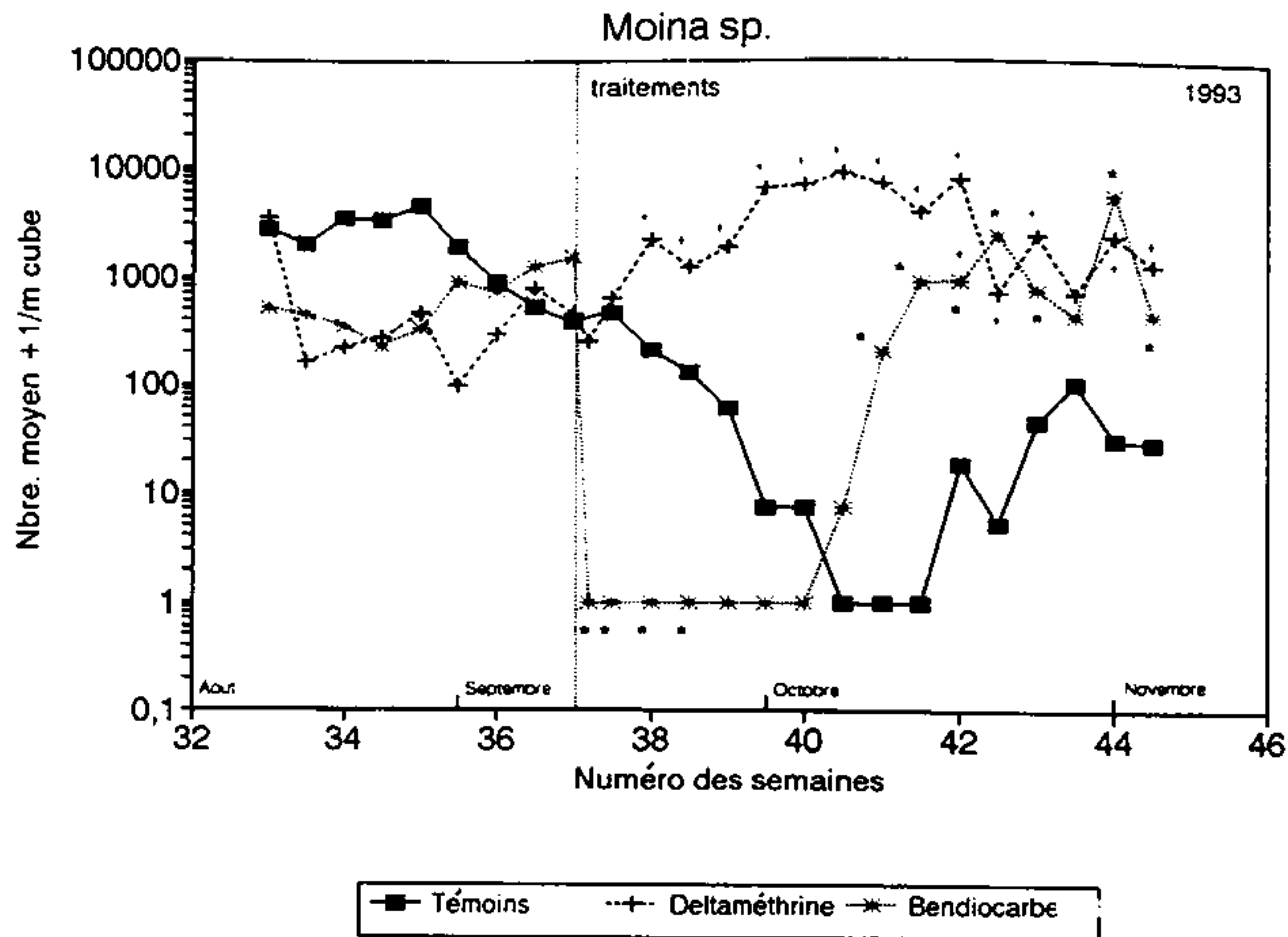


Figure 1.11 : Densité moyenne des populations de *Moina sp* (Branchiopoda, Cladocera, Moinidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe ($p < 0.05$ Témoin : $n=6$; deltaméthrine et bendiocarbe : $n=4$ mares)

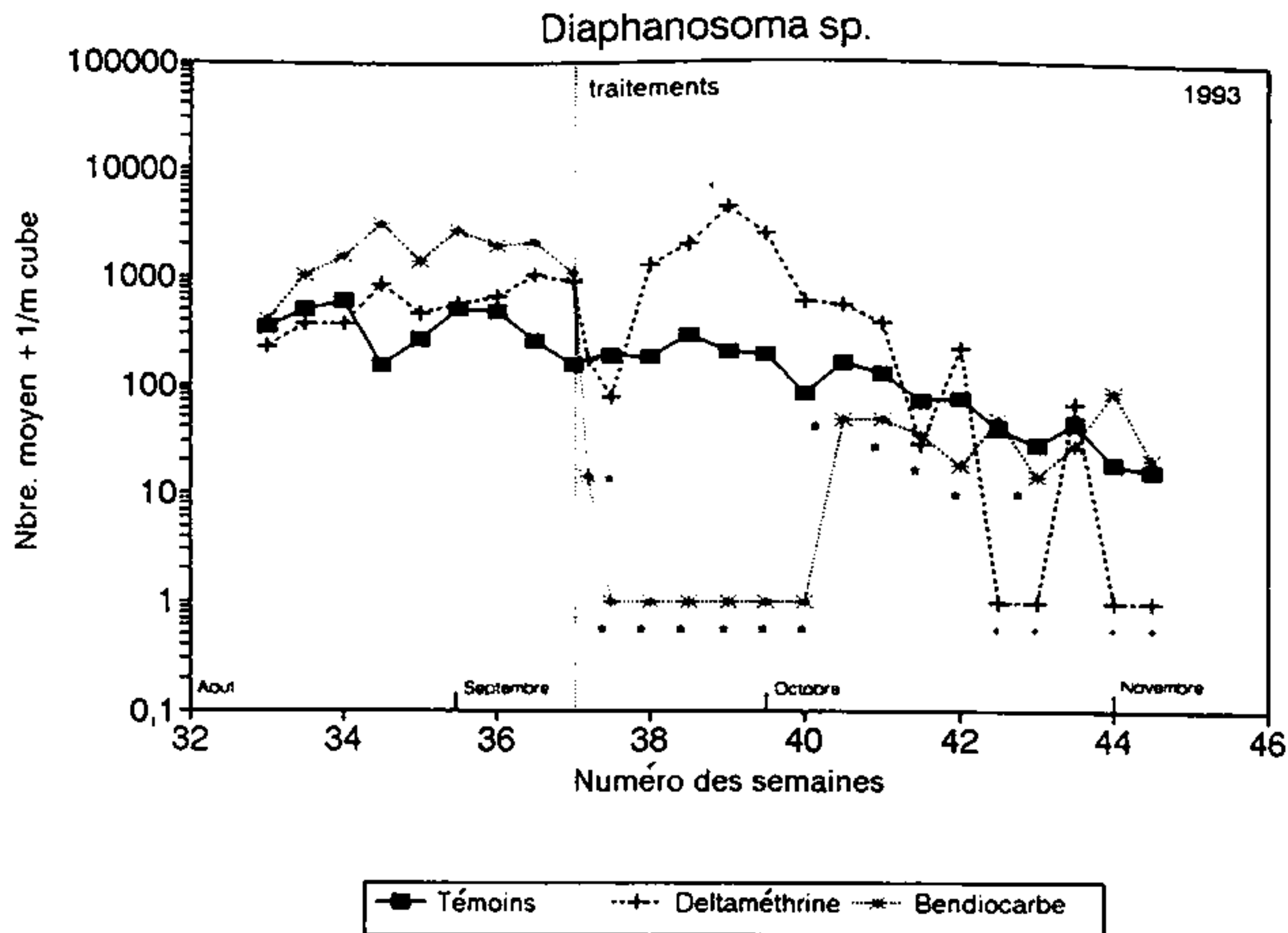


Figure 1.12 : Densité moyenne des populations de *Diaphanosoma sp* (Branchiopoda, Cladocera, Sididae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993 (a). Les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe ($p < 0.05$ Témoin : $n=6$; deltaméthrine et bendiocarbe : $n=4$ mares).

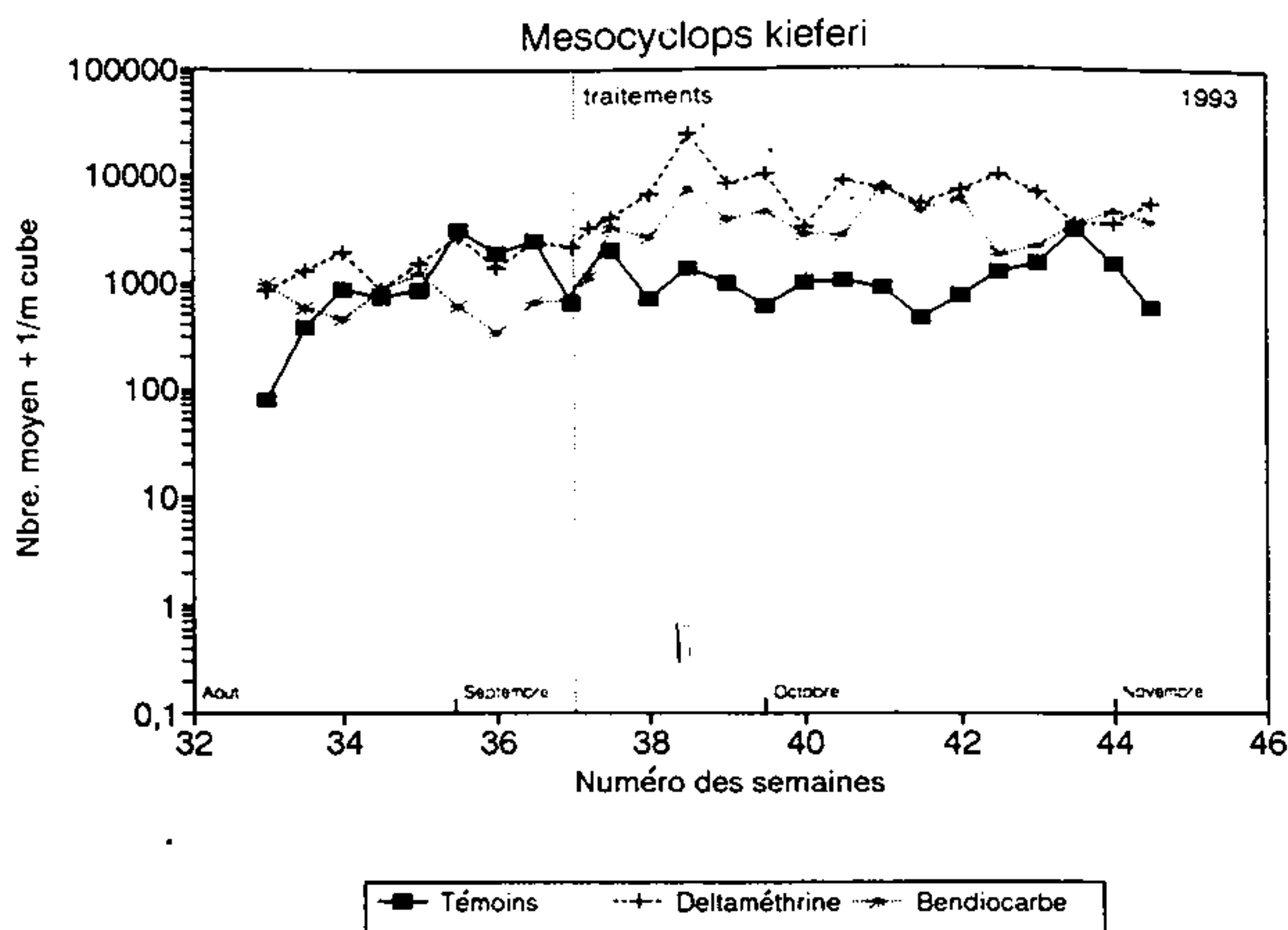


Figure 1.13 : Densité moyenne des populations de *Mesocyclops kieferi* (Copepoda, Cyclopoida, Cycloipidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées + pour la deltaméthrine ($P=0.05$). Nous n'avons pas observé de différences pour le bendiocarbe. Témoin : $n=6$; deltaméthrine et bendiocarbe : $n=5$ mares.

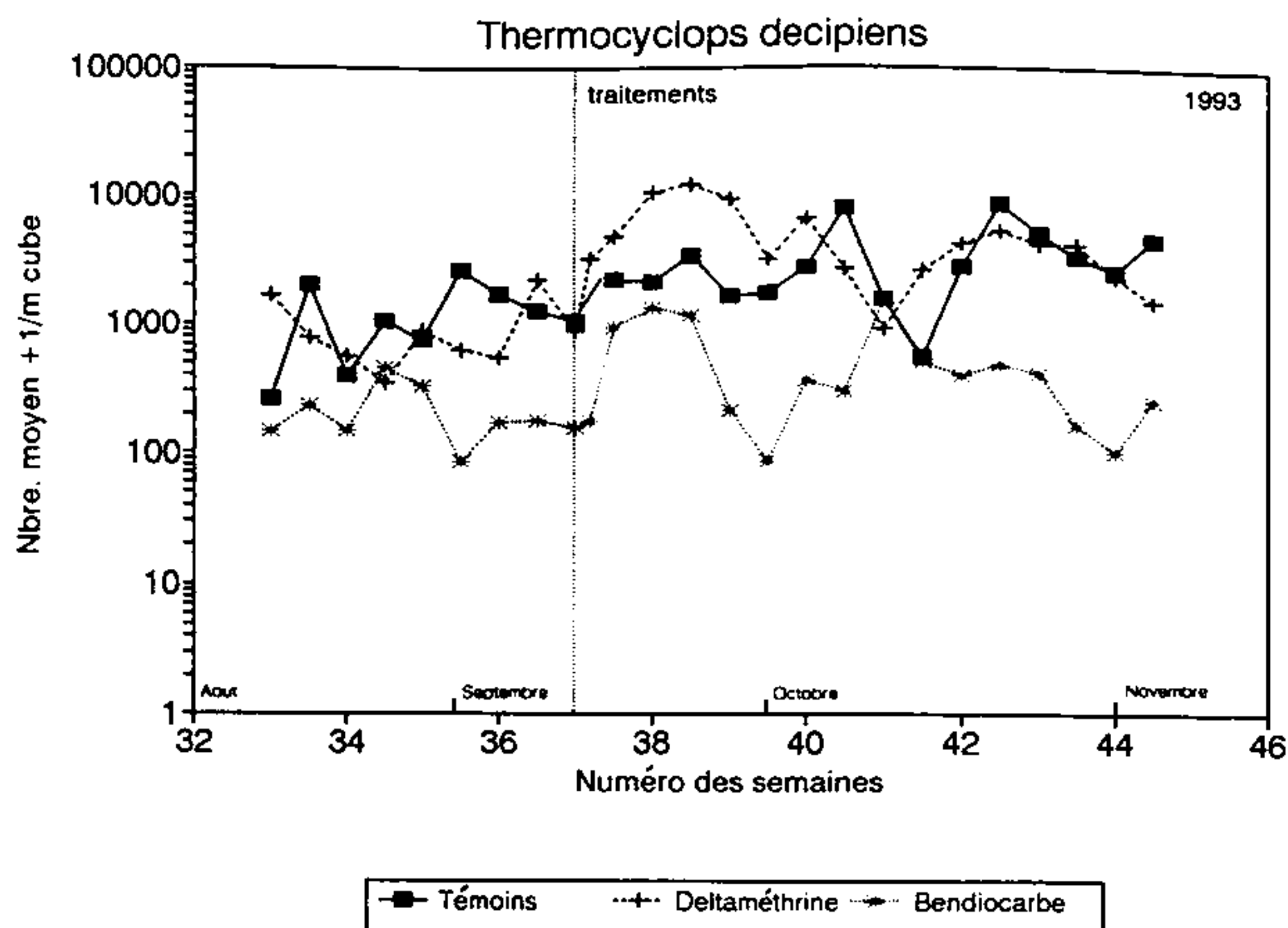


Figure 1.14 : Densité moyenne des populations de *Thermocyclops decipiens* (Copepoda, Cyclopoida, Cycloipidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Nous n'avons pas observé de différences significatives comparativement au groupe témoin. Témoin : $n=6$; deltaméthrine et bendiocarbe : $n=5$ mares.

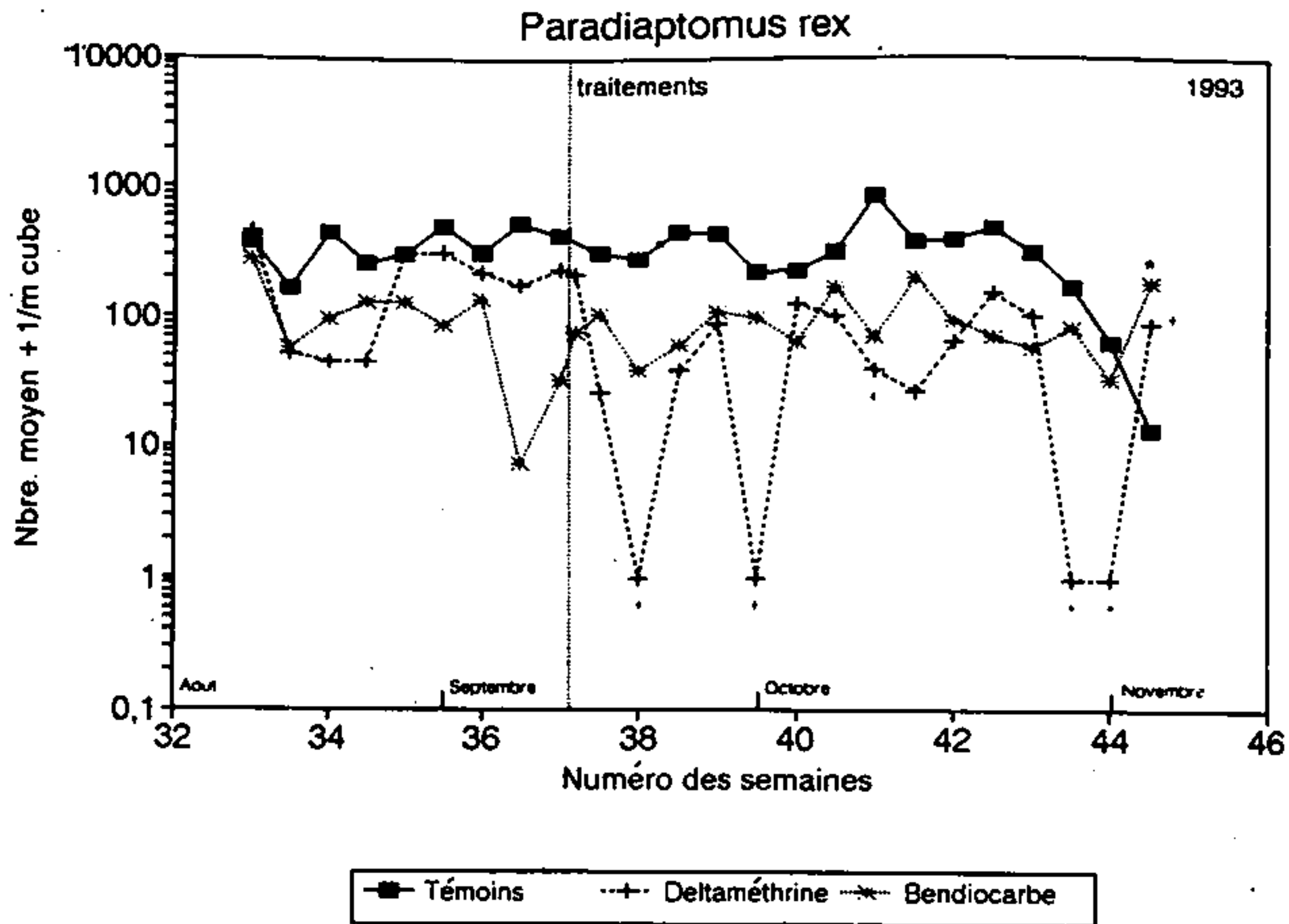


Figure 1.15 : Densité moyenne des populations de *Paradiaptomus rex* (Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe ($p < 0.05$ Témoin : $n=6$, deltaméthrine et bendiocarbe : $n=4$ mares).

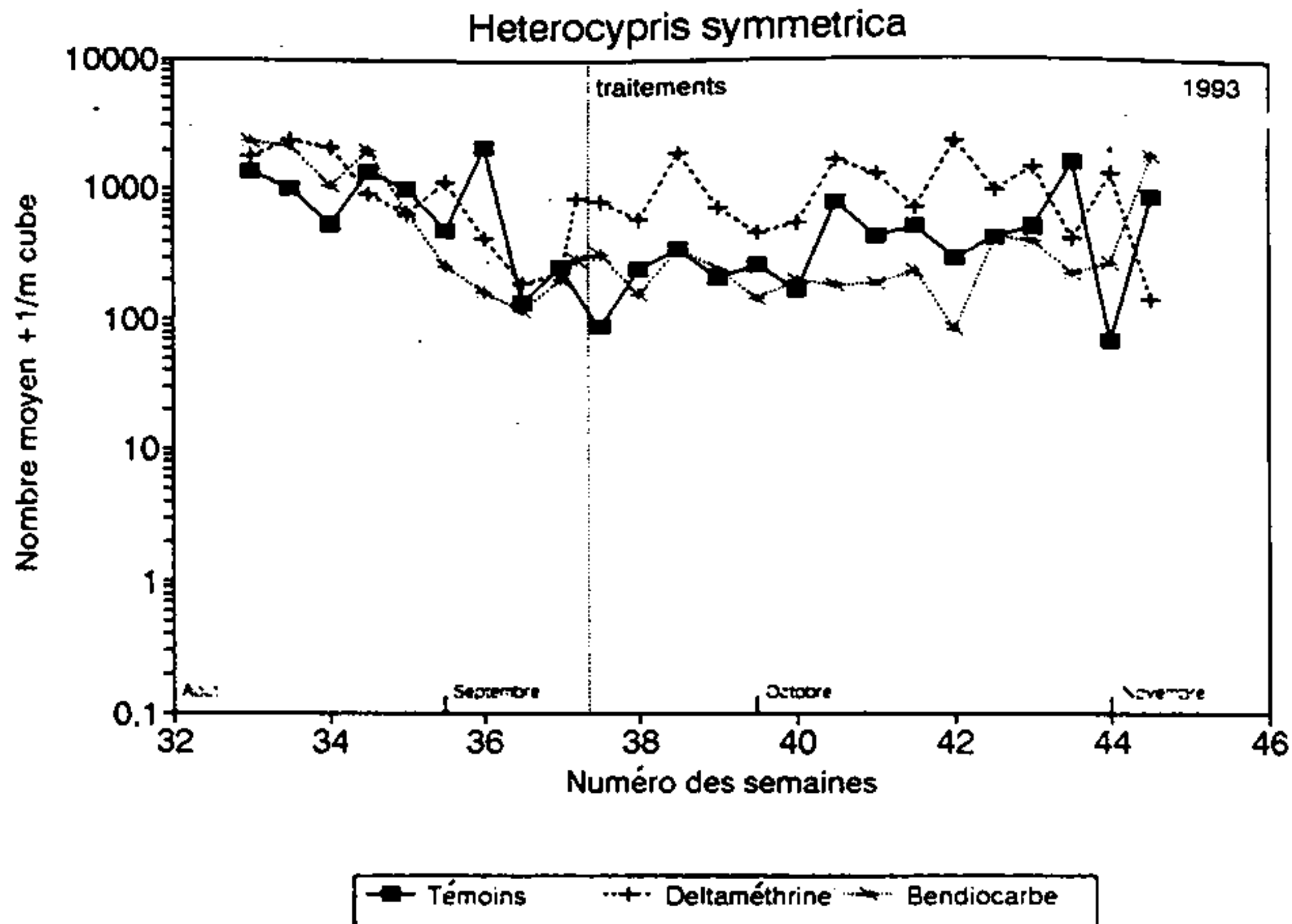


Figure 1.16 : Densité moyenne des populations de *Heterocypris symmetrica* (Ostracoda, Cypridae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Nous n'avons pas observé de différences significatives comparativement au groupe témoin. Témoin : $n=6$; deltaméthrine et bendiocarbe $n=5$ mares.

logique de relier ces observations sur le nombre moyen aux effets des traitements. Il est plus réaliste de poser comme hypothèse que le bendiocarbe a eu un impact négatif initial sur *Moina sp* et que la deltaméthrine n'a pas eu d'effet du tout. La deltaméthrine a entraîné des réductions chez *Ceriodaphnia sp* (Daphniidae) (figure 1.10), mais pas du tout chez *Diaphanosoma sp* (Sididae) (figure 1.12). La reconstitution de *Ceriodaphnia sp* après les traitements avec la deltaméthrine est intervenue au même moment que pour le groupe bendiocarbe. Certaines fluctuations chez les quantités de *Ceriodaphnia sp* et *Diaphanosoma sp* ont été observées vers la fin de la saison dans le groupe de la deltaméthrine (figures 1.10 et 1.12). Le développement des populations des trois cladocères a été trouvé relativement normal durant la saison des pluies de 1994 (pas de figure.).

Les copépodes étaient moins susceptibles aux deux pesticides que les cladocères. Les deux insecticides n'ont pas eu ou peu d'effets sur les cyclopoïdes *Mesocyclops kieferi* (Cyclopoida, Cyclopidae) et *Thermocyclops decipiens* (Cyclopoida, Cyclopidae) (figures 1.13 et 1.14). Le bendiocarbe n'a également pas eu d'impact sur *Paradiaptomus rex* (Calanoida, Diaptomidae) (figure 1.15), mais les populations moyennes ont fluctué sans attente après les applications de la deltaméthrine.

Ni la deltaméthrine, ni le bendiocarbe n'ont eu d'impact significatif sur les densités moyennes des ostracodes *Heterocypris symmetrica* (Cypridae) (figure 1.16).

Les insectes aquatiques

Bien que quelques fois le bendiocarbe ait semblé avoir un petit effet négatif, les réductions les plus significatives d'*Anisops spp* adultes et nymphes intervenues après les traitements de 1993 ont été causées par la deltaméthrine. La reconstitution des *A. sardeus* adultes et *A. debilis perplexus* n'a pris qu'une semaine (figures 1.17 et 1.18).

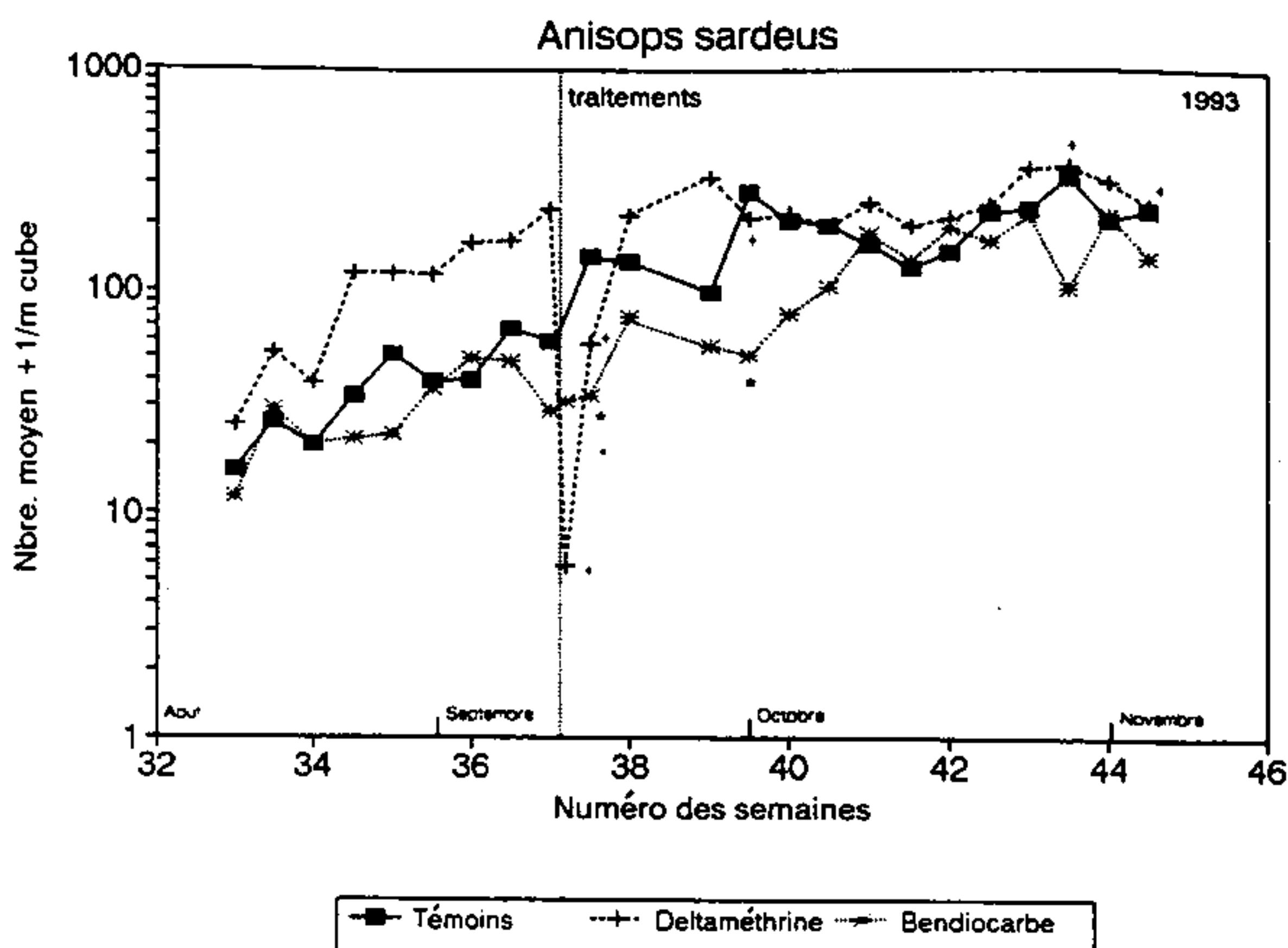


Figure 1.17 : Densité moyenne des populations d'*Anisops sardeus* (Hemiptera, Notonectidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Nous n'avons pas observé de différences significatives comparativement au groupe témoin. Témoin : n=6; deltaméthrine et bendiocarbe n= 5 mares.

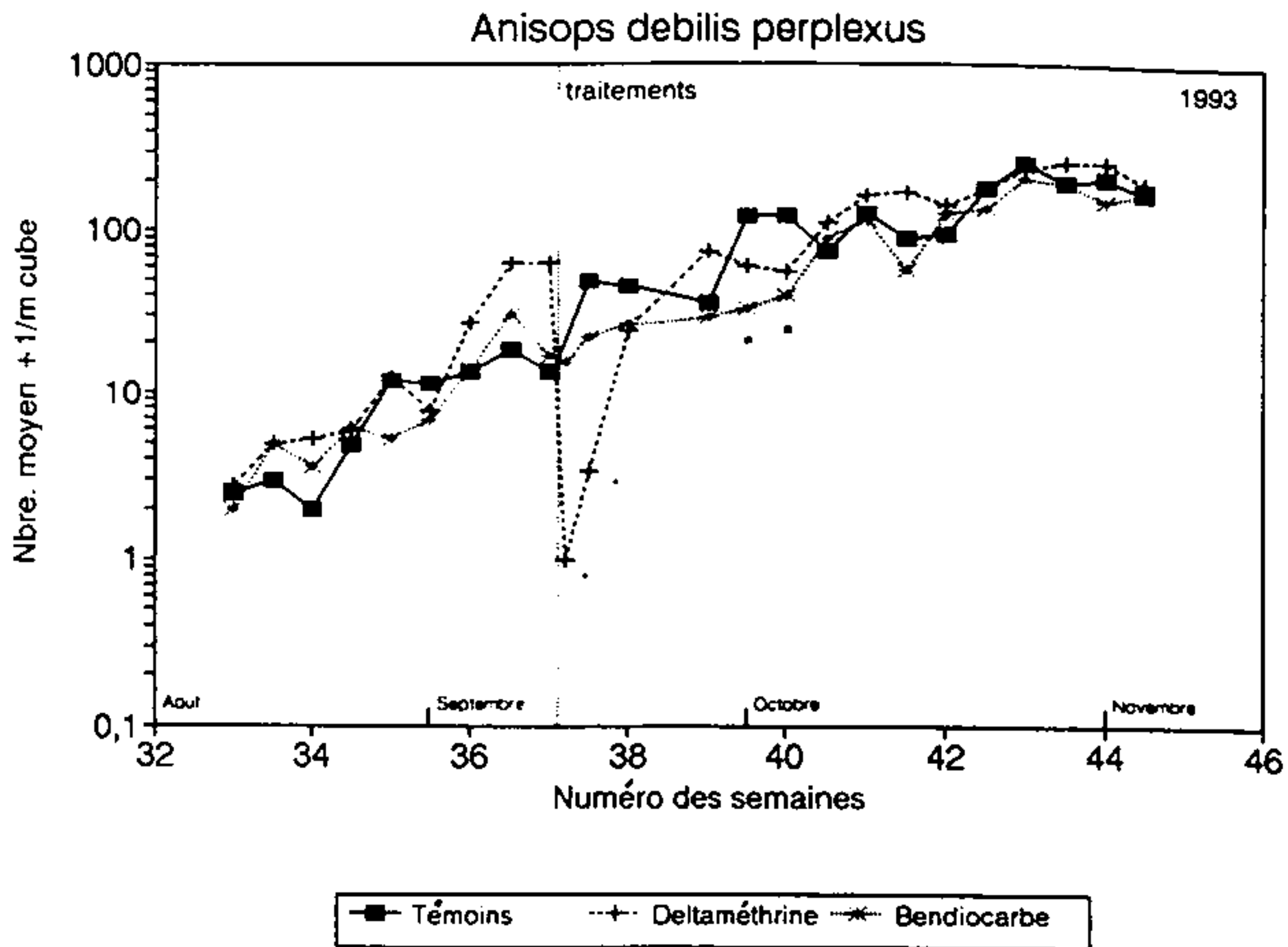


Figure 1.18 : Densité moyenne des populations d'*Anisops debilis perplexus* (Hemiptera, Notonectidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe ($p=0,05$). Témoin : $n=6$; deltaméthrine et bendiocarbe $n= 5$ mares.

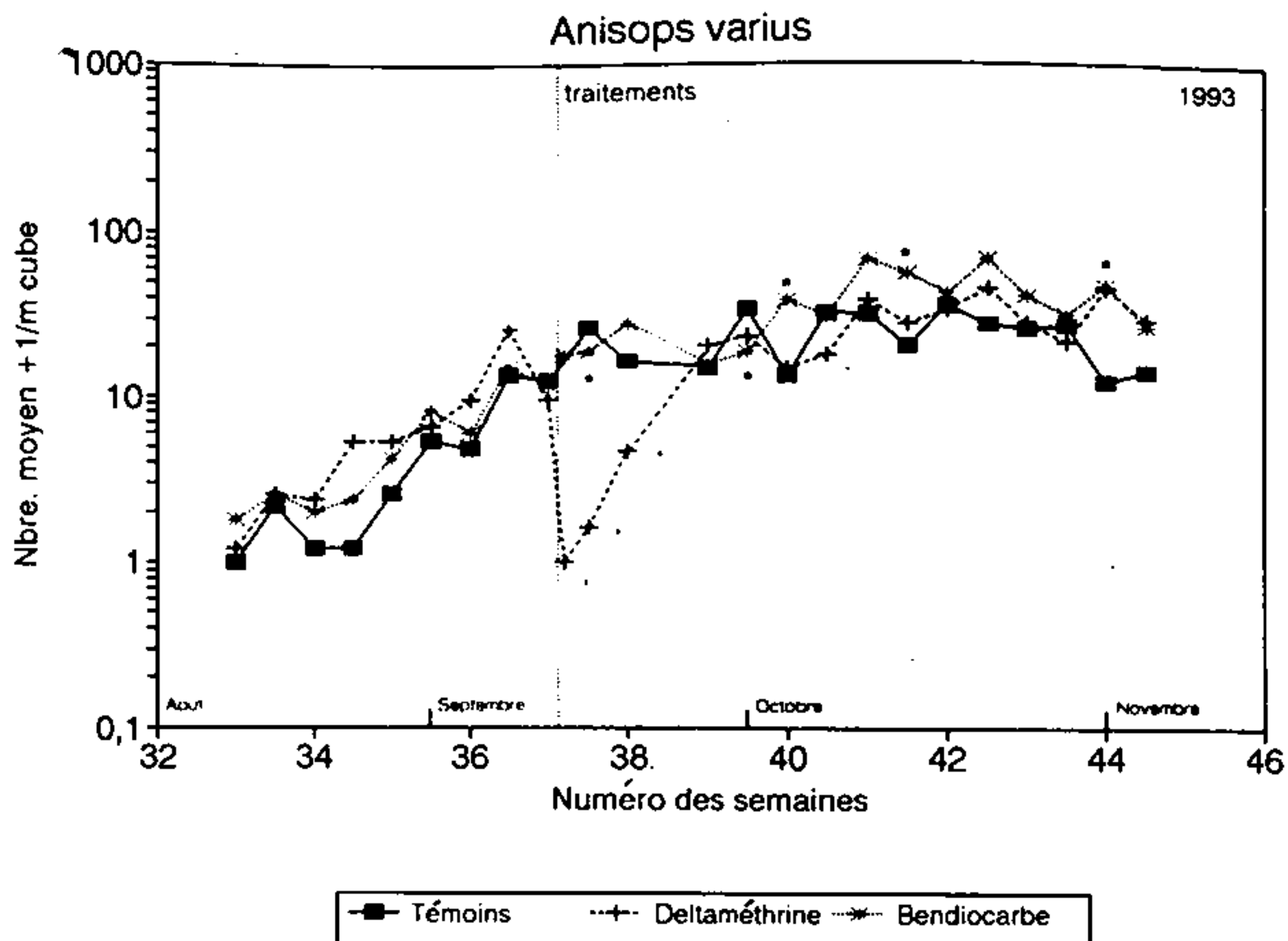


Figure 1.19 : Densité moyenne des populations de *Anisops varia* (Hemiptera, Notonectidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe ($p=0,05$). Témoin : $n=6$; deltaméthrine et bendiocarbe : $n= 5$ mares.

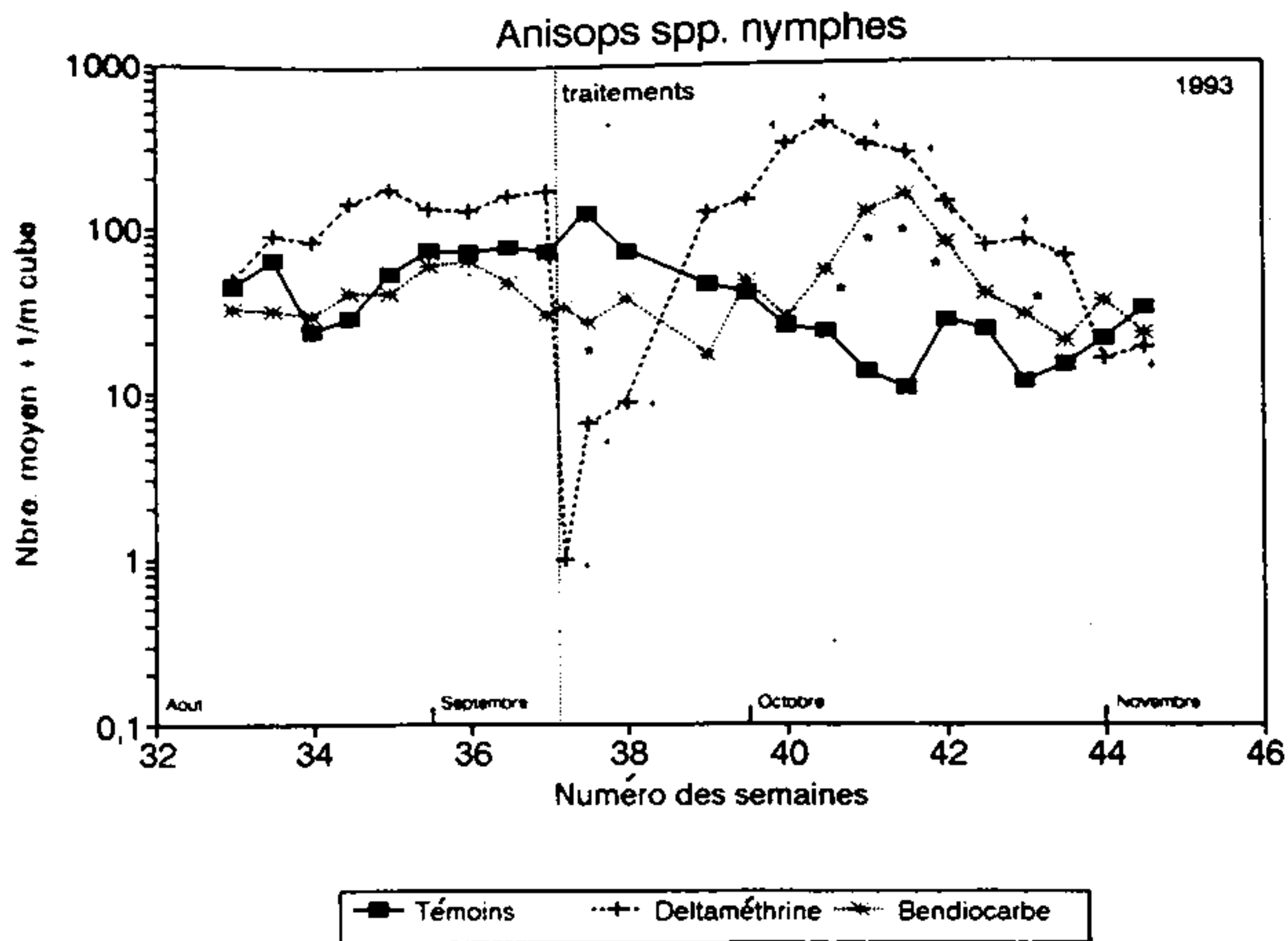


Figure 1.20 : Densité moyenne de population d'*Anisops spp.* nymphes (Hemiptera, Notonectidae) avant et après les traitements avec deux insecticides durant la saison des pluies de 1993. Les valeurs qui sont significativement différentes du groupe témoin sont marquées + pour la deltaméthrine et * pour le bendiocarbe ($p=0,05$). Témoin : $n=6$ deltaméthrine et bendiocarbe : $n=5$ mares.

Il a également été observé certaines réductions significatives de ces espèces après 3-4 semaines, mais elles ont semblé être beaucoup moins importantes que durant le déclin initial. *A. varius* adultes ont aussi été affectés et se sont reconstitués un peu moins rapidement (en 1½-2 semaines). Les populations *Anisops spp.* nymphes sont restées étourdiées plus longuement. Leur reconstitution a été observée après 2 semaines et a été suivie par une période consécutive d'environ un mois durant lequel les nombres étaient relativement plus élevés que ceux des groupes témoins. (figure 20). Une augmentation de l'abondance des nymphes durant la même période a été observée pour le bendiocarbe, tandis que presque aucune réduction initiale significative des nymphes ou des adultes n'a été observée.

Les populations de toutes les espèces *Anisops* se sont développées de la même manière dans le groupe témoin et dans les autres groupes traités en 1994 (pas de figure).

DISCUSSION

La deltaméthrine

Devenir et comportement environnemental

On observe que la concentration moyenne initiale de deltaméthrine peu après les traitements était de 0,46 µg/l. C'était moins que la concentration initiale prévue. La concentration prévue peut être estimée en utilisant les données à partir des trois autres insecticides qui ont été appliqués à titre expérimental aux mares temporaires par notre projet. Lahr et Diallo (1993) ont calculé les ratios moyens entre les doses par zone et les concentrations initiales de l'eau pour le fénitrothion et le diflubenzuron. Les concentrations étaient respectivement de 6,2 et de 7,5. La valeur pour le bendiocarbe était de 3,5. Lorsque la valeur moyenne de ces trois composés (c'est-à-dire 5,9) est appliquée à la dose par zone de la deltaméthrine, nous nous attendons à une concentration moyenne initiale de 2,7 µg/l. Il manque environ 80 % de l'insecticide.

Une explication possible de la deltaméthrine manquante nous vient des études menées au Canada. Maguire (1992 a) a pulvérisé une formulation non spécifiée sur la surface d'une eau naturelle en laboratoire. Sur l'ensemble des quantités appliquées, une moyenne de 71 % a été perdue à cause de la volatilsation après plusieurs heures. Muir *et al.* (1992) ont effectué une application par air d'une concentration émulsifiable de deltaméthrine (50 g m.a./l) sur des mares des plaines à 7,5 et 1,5 g m.a./ha. Ils ont trouvé peu de temps après l'application que les concentrations de la deltaméthrine étaient 1000 fois plus basses sur la surface de l'eau que sur 0,12 mm de micro-film de la surface du produit. Les pseudo demi-vies de premier ordre sur le film de la surface ont varié de 0,6 à 5h. Les demi-vies sous la surface de l'eau étaient d'environ 14h. Deux études menées en France rapportent une disparition rapide et substantielle de la deltaméthrine. Thybaud (1990) a rapporté une perte de 60-95 % à partir de l'eau en 5 minutes d'un pot en verre de 1l en laboratoire. Caquet *et al.* (1992) n'ont trouvé que 25 % de la concentration théorique initiale lorsqu'ils ont appliqué une solution acétonique de l'ingrédient pur actif (99 %) à des mésocosmes extérieures. La volatilsation rapide semble en conséquence être une explication possible de la perte initiale présumée qui a été observée. La perte de 80 % observée dans notre expérimentation est conforme à celles observées dans les études sus-mentionnées. L'effet possible de volatilsation pourrait avoir été renforcé dans nos expérimentations par les températures élevées de l'environnement dans lesquelles elles ont été menées. Néanmoins, la pression de la vapeur de la deltaméthrine est très basse ($<1,33 \cdot 10^{-5}$ Pa à 25°C) et par conséquent, il semble improbable que 80 % de la quantité appliquée puisse s'évaporer en quelques minutes. Néanmoins étant donné sa basse solubilité dans l'eau ($<0,0002$ mg/l à 25 °C), il est également improbable qu'elle soit si rapidement absorbée par les sédiments situés au-dessous, parce qu'elle doit passer à travers l'eau. Une autre explication est que le composé a été retenu au niveau du film de surface de la formulation, mais d'une façon ou d'une autre, non détecté. Ceci aurait été possible si le vent avait chassé le film du site d'échantillonnage. L'effet de la mesure de la deltaméthrine demeurant sur ce film peut être estimé. Si nous multiplions la concentration moyenne initiale de l'eau (environ 0,002 µg/l) par le facteur 1.000. de Muir *et al.* (1992) et que nous l'ajoutons à la concentration moyenne initiale totale mesurée (0,46 µg/l, presque toutes ces concentrations sont adsorbées par la matière suspendue), nous arrivons à une concentration estimée initiale de 2,46 µg/l. Ceci est plus proche des 2,7 µg/l prévues.

La disparition des résidus de la deltaméthrine est probablement d'origine biphasique (Caquet *et al.*, 1992). Une baisse rapide est suivie par une seconde phase de disparition. La première phase a été ci-dessus discutée. Une autre disparition peut survenir à travers une conversion chimique et photochimique vers des stéréoisomères inactifs et à travers une hydrolyse avec une oxydation ultérieure des produits (Maguire, 1992b). L'adsorption par les sédiments et les matières en suspension constituent des processus importants pour une dissipation au niveau de la surface des eaux. Muir *et al.* (1985 dans Caquet *et al.*, 1992) et L'Hôtelier et Vincent (1987 dans Caquet *et al.* (1992) ont observé que la deltaméthrine est adsorbée par la matière en suspension. Nos études le confirment parce que la deltaméthrine n'était pas ou peu détectable dans la phase aqueuse, mais a été retrouvée seule sur la matière en suspension. Les études menées par d'autres diffèrent sur le

rôle que l'adsorption pourrait jouer sur les sédiments. Muir *et al.*, 1985 dans Caquet *et al.*, 1992 et Thybaud (1990) ont détecté une adsorption par les sédiments contenant des matières organiques. Maguire *et al.* (1989 dans Caquet *et al.* 1992) et Caquet *et al.* (1992) n'ont néanmoins pas ou peu trouvé de deltaméthrine dans les sédiments. Il semble y avoir peu de données sur le rôle de la biodégradation de la deltaméthrine dans les environnements aquatiques.

Les effets écologiques

La deltaméthrine a causé d'importantes réductions dans les populations de macroinvertébrés dont nous avons pu surveiller les densités (figures 1.9a, 17, 18, 19 et 20). L'effet sur *Streptacephalus spp.* s'est prolongé et a duré jusqu'à l'assèchement des mares. Ce phénomène est similaire à l'effet observé après les traitements des mares temporaires avec le diflubenzuron (Lahr et Diallo 1993). Les oeufs dormants de ce groupe sont déposés sur les sédiments durant la saison des pluies, mais n'éclosent qu'au remplissage des mares un an plus tard. Alors, la population se reconstitue. Les effets sur *Anisops spp.* étaient similaires à ceux du fénitrothion (Lahr et Diallo 1993). Les populations adultes des trois espèces ont été largement réduites peu après les applications de la deltaméthrine, mais se sont reconstituées par immigration aérienne en 1 à 2 semaines. La reconstitution consécutive de la population de nymphes a eu lieu 2 semaines après, ce qui indique que *Anisops spp.* se reproduit rapidement et continuellement tant que l'eau est présente dans les mares. La période de dépression des populations de nymphes avait été suivie par une période d'augmentation significative. Une augmentation similaire a été observée dans le groupe de bendiocarbe. L'observation est discutée plus loin.

Les effets aigus sur les populations *Anisops spp.* ont été confirmés par les nombres élevés de victimes apparues à la surface de ces espèces retrouvées après les traitements. De plus, beaucoup d'espèces dont les densités n'ont pas pu être surveillées pour différentes raisons sont aussi apparues à la surface de l'eau. Ces espèces incluaient presque tous les groupes de macroinvertébrés telles que les différentes espèces d'hémiptères qui nagent et les espèces qui vivent en surface, un grand nombre de coléoptères et de sangsues. Reprenant les effets du fénitrothion (Lahr et Diallo, 1993) et de la deltaméthrine, il semble que pour les deux insecticides, lorsque les *Anisops spp.* sont affectés, la plupart des autres insectes aquatiques, notamment les hémiptères et les coléoptères, sont tout aussi affectés. Les *Anisops spp.* apparaissent par conséquent comme un groupe d'espèces indicatrices adéquates.

Comparée à ses effets sur les macroinvertébrés, la deltaméthrine a eu peu d'effets sur les espèces de zooplancton. Parmi les trois cladocères, les trois copépodes et une ostracode, *Ceriodaphnia sp.* (Branchiopoda, Cladocera) était la seule espèce à avoir été réduite en grand nombre. Ce n'était pas l'espèce la plus abondante lorsque les mares ont été traitées (figure 1.10). Caquet *et al.* (1992) et Tidou *et al.* (1992) ont observé une élimination des cladocères au niveau des mésocosmes extérieurs à des concentrations de 0,5 et 13 µg/l respectivement. A deux reprises, ce phénomène a été suivi par une floraison d'algues. Au cours de nos expérimentations, nous n'avons pas mesuré une abondance d'algues (ou un contenu chlorophyllien ou phaeopigmentaire). Par conséquent, nous ne disposons pas de données pouvant prouver une floraison directe d'algues. A certaines occasions, nous avons observé des augmentations significatives de l'oxygène, (figure 1.6a), mais au même moment, la transparence de l'eau dans le groupe deltaméthrine était également plus élevée que dans le groupe témoin. Cette explication semble plus plausible pour l'augmentation de l'oxygène que l'on a observée. Les concentrations de deltaméthrine dans l'expérimentation de Tidou étaient beaucoup plus élevées que dans nos mares et ont éliminé non seulement les cladocères mais également les copépodes et les rotifères.

Etant donné sa toxicité aiguë bien connue sur les macroinvertébrés aquatiques, la mortalité des anostracés et de différents insectes aquatiques que nous avons observée n'était pas une surprise. Les valeurs CL₅₀ pour des animaux tels que les amphipodes, les crevettes, les crabes, les homards, les larves de mouches de mai, d'éphémères, de mouches, de moustiques et de mouches noires sont souvent en deça de 1 µg/l (WHO, 1990 ; Zitko *et al.*, 1979 ; Mohsen et Mulla, 1981 ; Thybaud, 1990 ; Mian et Mulla, 1992 ; Anderson, 1989 ; Bradbury et Coats, 1989). Les macrocrustacés sont les plus sensibles. Comparativement, les valeurs CL₅₀ rapportées pour *Daphnia* sont sensiblement plus élevées. Elles varient entre 0,8 et 5µg/l (Fraters and Linders, 1989 ; WHO, 1990), ce qui semble être conforme aux effets sur la plupart des cladocères que nous avons observés dans notre étude. (seule une espèce sur les trois a été affectée). Les espèces les moins sensibles à la

deltaméthrine sont les mollusques (Bradbury et Coats 1989) et les têtards (Thybaud 1990, Mullié et Maha, 1993). La deltaméthrine est également plus toxique pour la vie aquatique que les autres pyréthrinoïdes de synthèse (Bradbury et Coats, 1989 ; Mian et Mulla, 1992 ; Anderson, 1989 ; Day 1989). La toxicité relativement élevée du composé sur les invertébrés aquatiques non cibles s'était aussi reflétée dans les résultats des expérimentations menées sur les mésocosmes (Caquet *et al.* 1992 ; Tidou *et al.*, 1992) dans les plaines d'inondation forestières et les pâturages irrigués (Rettish 1980 dans Day 1989) et durant la lutte contre la mouche tsétsé dans les forêts fluviales de l'Afrique de l'Ouest (Baldry *et al.*, 1981 ; Everts *et al.*, 1983 ; Takken *et al.*, 1978).

Le Bendiocarbe

Devenir et comportement environnemental

On a trouvé que la concentration moyenne totale du bendiocarbe une heure après le traitement de quatre mares temporaires était de 24 µg/l. D'abord, 66 % de la quantité totale a été dans l'eau elle-même, tandis que les 34 % étaient adsorbés sur la matière en suspension. Après plusieurs jours, ces valeurs étaient respectivement de 83 % et 17 % et ont peu varié durant les dix jours suivants. Le bendiocarbe a disparu très lentement de la phase aqueuse. Après deux semaines, plus de 50 % de la concentration initiale a été trouvée. La disparition de la matière en suspens a été plus rapide et s'est avérée être un processus de premier ordre. La valeur DT_{50} des concentrations moyennes dans les mares était de 120 heures (5 jours). La moyenne de demi-vie de pseudo premier ordre pour le bendiocarbe total (eau + matière en suspension) a été estimée à 17 jours.

Nous n'avons pas trouvé d'études portant sur le devenir aquatique du bendiocarbe dans la littérature scientifique agrée. Néanmoins, Vissers et Linders (1990) résument les résultats de trois études non publiées. Dans une étude, l'hydrolyse a été déterminée à pH 4,9, 7,0 et 9,2 et 25 et 35 °C. Les valeurs DT_{50} à pH 9,2 étaient 82 h à 25 °C et 20h à 35°C. A 9,2 de pH, l'hydrolyse était substantiellement plus basse : 49 jours à 25°C et 16 jours à 35°C. La valeur moyenne du pH et la température quotidienne de la surface de l'eau durant la période post-traitement de nos mares étaient de 6,9 et 30°C respectivement. Sur la base des données de cette étude sur l'hydrolyse, nous nous attendions à une demi-vie entre 1 et 4 jours. Le bendiocarbe était évidemment beaucoup plus persistant dans notre étude.

Dans une autre étude, la photolyse du bendiocarbe a été déterminée à des valeurs différentes de pH à 17°C. A 7,0 de pH, le DT_{50} du bendiocarbe incubé dans le noir était de 21 jours. Lorsqu'elle a été exposée à une lampe de mercure, cette valeur était de 14 jours. La photolyse était beaucoup plus rapide à 4,9 de pH, tandis qu'il y avait un DT_{50} de 2,2 jours (comparé à 258 jours dans le noir). Les résultats de cette étude semblent être plus conformes aux nôtres. Néanmoins, nous ne pouvons conclure à partir de cela que la photodégradation est le principal mode de disparition dans nos mares. La rémanence du composé dans le noir suggère au moins que l'hydrolyse était beaucoup plus lente dans cette étude que dans celle sus-mentionnée.

Une troisième étude a décrit le devenir du bendiocarbe dans trois microcosmes à 18 °C : une première avec de l'eau de fleuve filtrée, une autre avec de l'eau de fleuve non filtrée et une troisième avec l'eau de fleuve (non filtrée) avec 31 % de sédiment. Les systèmes ont été incubés dans le noir pendant 56 jours. Les valeurs DT_{50} étaient de moins de deux jours dans tous les systèmes (seul 0,2-0,9 % est resté deux jours). Dans les microcosmes avec du sédiment, les résidus du sédiment ont régulièrement augmenté jusqu'à 24 % à la fin de l'expérimentation. Un produit de l'hydrolyse du bendiocarbe a atteint son maximum après 2 jours (82-95 % des quantités initiales ajoutées). Ce métabolite a disparu par biodégradation, tandis que le CO₂ était produit. Aucun de ces processus rapides ne semble être survenu dans les mares de notre étude, mais les quantités adsorbées par les sédiments de cette étude (24 %) étaient comparables à ce que nous avons trouvé pour la matière suspendue (17-34 %) dans notre expérience.

Le devenir environnemental aquatique du bendiocarbe doit bien sûr être étudié beaucoup plus en détail. Mais étant donné les résultats obtenus à partir des études de laboratoire que nous avons décrites ci-dessus, il est surprenant que le bendiocarbe ait été si rémanent dans les conditions de chaleur et de lumière qui prévalent dans les mares temporaires.

Les effets écologiques

Le bendiocarbe a causé peu de réductions significatives de populations de *Streptocephalus spp* ou *Anisops spp*. Les victimes macroinvertébrés à la surface de l'eau étaient beaucoup moins nombreux qu'après les traitements à la deltaméthrine. Seuls peu d'anostracés, *Anisops*, Gerridae (petits) coléoptères et mites d'eau ont été trouvés. Par conséquent, nous pouvons présumer sans risque que les macroinvertébrés étaient généralement peu touchés par les applications. Une augmentation significative du nombre de nymphes d'*Anisop spp*, (bien que moins nombreux dans le groupe deltaméthrine) a été observée trois semaines après les applications et a dure environ un mois. Le fait que l'on ait observé une augmentation dans le groupe bendiocarbe, où les adultes n'ont pas été affectés suggère que cela a été un phénomène naturel qui n'est pas intervenu dans le groupe témoin, mais il se peut aussi qu'il y ait eu une augmentation d'aliments pour ces nymphes présentes dans les mares traitées avec le bendiocarbe et la deltaméthrine, peut être qu'un petit organisme qui n'a pas été détecté par nos méthodes d'échantillonnage.

Parmi les zooplanctons, tous les trois cladocères, *Ceriodaphnia sp.*, *Moina sp* et *Diaphanosoma sp.* ont été éliminés, mais se sont reconstitués après 3-4 semaines. Les trois copépodes et l'ostracode n'ont pas été affectés. Les réductions observées dans les populations de cladocères ne semblent pas entièrement en adéquation avec les données de toxicité aiguë des études de laboratoire avec *Daphnia*. Vissers et Linders (1990) citent une étude dans laquelle on a trouvé 48h-CL₅₀ de 160 µg/l. Vissers et Linders (1990) donnent également des valeurs 48 h-CL₅₀ obtenues dans deux autres études : 32 et 80 µg/l. La concentration moyenne totale initiale que nous avons mesurée dans les mares temporaires était de 24 µg/l.

Les effets du bendiocarbe sur les macroinvertébrés aquatiques semblent avoir été peu étudiés. Excepté pour les données de toxicité aiguë sur les espèces standard de test (qui comprend un seul invertébré : *Daphnia*) nous n'avons pas trouvé d'informations ou laissé de côté d'études sur le terrain ou d'études menées en partie sur le terrain.

Méthodes d'échantillonnage

Nos efforts supplémentaires d'échantillonnage pour obtenir de meilleures données sur les densités de population des grands coléoptères (*Eretes sticticus*) et hémiptères épibentiques (*Agrapacorixa senegalensis*) ont été menées sans but. Les méthodes ont probablement donné une estimation plus fiable, mais les quantités capturées durant la période de pré-traitement étaient toujours trop basses pour permettre une analyse adéquate d'un quelconque effet secondaire sur ces groupes. Pour une surveillance ultérieure des effets sur les populations dans ce type de mares temporaires au milieu et au début de la saison des pluies, l'échantillonnage des macroinvertébrés pélagiques et du zooplancton sera suffisant.

CONCLUSIONS

Les résultats de notre étude montrent que même dans des conditions de chaleur et dans une eau très opaque et appliquée à une formule ULV à des taux de dosage pour la lutte antiacridienne, la deltaméthrine entraîne des effets importants en quelques minutes sur presque tous les groupes importants de macroinvertébrés. Elle est moins nuisible sur le zooplancton. Sur les sept espèces de microcrustacés, seule une, une cladocère a été nettement réduite. Les effets rapides toxiques du composé sur les macroinvertébrés sont aussi observés malgré la concentration basse initiale et la rapide disparition de la matière active.

Le bendiocarbe, appliqué avec la même technique et aussi à son taux recommandé contre les criquets était beaucoup moins nuisible aux macroinvertébrés, mais a eu un impact plus important sur le zooplancton. Toutes les trois espèces de cladocères présentes étaient temporairement éradiquées.

Utilisant les résultats de la précédente et de l'étude actuelle, nous pouvons à présent comparer les effets de quatre insecticides utilisés dans la lutte antiacridienne. Nous suggérons l'utilisation de trois groupes d'organismes :

1. *Streptocephalus spp.* (Anostracés, Macrocrustacés) ;
2. *Moina sp* et *Diaphanosoma sp.* (Cladocères qui font partie du zooplancton, Microcrustacés), et ;
3. *Anisops spp.* (Hémiptères appelés aussi punaises d'eau, insectes aquatiques).

Ils représentent tous des groupes taxonomiques importants et fonctionnels des invertébrés et sont suffisamment abondants pour une telle comparaison. Comme nous l'avons discuté ci-dessus, le *Anisops spp* pourraient aussi être des espèces indicatrices pour la plupart des autres insectes aquatiques dans ces mares temporaires.

Lahr et Diallo (1997) ont montré que le fénitrothion a eu de sérieux effets sur les groupes 2 et 3, tandis que le diflubenzuron a affecté les groupes 1 et 2. Dans cette étude, nous avons trouvé que la deltaméthrine a provoqué des réductions de populations dans les groupes 1 et 3, mais le bendiocarbe a seulement causé une sérieuse mortalité dans le groupe 2. Par conséquent, chaque insecticide semble avoir sa propre gamme d'effets sur le terrain.

Les trois groupes ont tous leur propre temps de reconstitution caractéristique. Pour *Streptocephalus spp*, les populations étaient supprimées jusqu'à la prochaine saison de pluies, presque un an. Les cladocères commencent typiquement à se reconstituer trois à quatre semaines après. Les *Anisops* volants adultes ont repeuplé les mares rapidement et les populations se reconstituent généralement en deux semaines, suivi par une reproduction et une résurgence des populations de nymphes.

Tableau 1. 5 : Résumé des effets de la deltaméthrine et du bendiocarbe sur les densités de populations des invertébrés aquatiques des mares temporaires. Nous n'avons pas observé de reconstitution lorsque les effets ont duré plus de 8 semaines.

Espèces	Deltaméthrine				Bendiocarbe					
	effet	début de l'effet après traitement	durée de l'effet	% maximum du changement	effet	début de l'effet après traitement	durée de l'effet	% maximum du changement		
Branchiopoda										
	Anostraca	<i>Streptocephalus spp.</i>	-	1 jour	>8 sem.	100	0			
	Cladocera	<i>Ceriodaphnia sp.</i>	-	1 jour	3-4 sem.	100	-	1 day	3-4 sem.	100
		<i>Moina sp.</i>	0				-	1 day	3-4 sem.	100
		<i>Diaphnosoma sp.</i>	0				-	1 day	3-6 sem.	100
Copepoda	Cyclopida	<i>Thermocyclops decipiens</i>	0				0			
		<i>Mesocyclops kieferi</i>	0				0			
	Calanoida	<i>Paradiaptomus rex</i>	?)		-	100	0			
Ostracoda	Cypridae	<i>Heterocypris symmetrica</i>	0				0			
Hemiptera	Notonectidae	<i>Anisops sardea</i>	-	1 jour	½-1 sem.	97	0			
		<i>Anisops debilis perplexa</i>	-	1 jour	½-1 sem.	100	0			
		<i>Anisops varia</i>	-	1 jour	1½-2 sem.	100	0			
		<i>Anisops spp. nymphs</i>	-	1 jour	1½ sem.	100	+	4 sem.	2-3 sem.	2036
			+	3 sem.	4 sem.	1206				

0 pas d'effet significatif

- réduction significative de la densité moyenne

+ augmentation significative de la densité moyenne

¹⁾ la densité de la population a brusquement fluctué après le traitement (Figure 1.15), y compris plusieurs réductions significatives

RECOMMANDATIONS

L'utilisation de la deltaméthrine et du bendiocarbe dans la lutte contre les essaims des criquets et de sauteriaux devrait être évitée dans les régions où les mares temporaires sont abondantes. Selon le nombre de groupes importants d'organismes affectés et la durée de réduction des populations, nous avons effectué un classement provisoire dans l'ordre croissant du risque sur les communautés des mares temporaires :

bendiocarbe < fénitrothion < diflubenzuron < deltaméthrine.

Bien qu'incomplète, ce classement pourra servir à la sélection des pesticides pour des traitements dans des zones vulnérables.

REFERENCES

- Anderson RL (1989) Toxicity of synthetic pyrethroids to freshwater invertebrates. *Environm. Toxicol. Chem.* 8: 403-410.
- Baldry DAT, J Everts, B Roman, GA Boon von Ochssée & C Laveissière (1981) The experimental application of insecticides from a helicopter for the control of riverine populations of *Glossina tachinoides* in West Africa. Part VIII: the effects of two spray applications of OMS-570 (endosulfan) and OMS-1998 (decamethrin) on *G. tachinoides* and non-target organisms in Upper Volta. *Trop. Pest Manage.* 27(1): 83-110.
- Bradbury SP & JR Coats (1989) Comparative toxicology of the pyrethroid insecticides. *Revs. Environm. Contam. Toxicol.* 108: 133-177.
- Caquet T, E Thybaud, S Le Bras, O Jonot & F Ramade (1992) Fate and biological effects of lindane and deltamethrin in freshwater mesocosms. *Aquatic Toxicol.* 23: 261-278.
- Day KE (1989) Acute, chronic and sublethal effects of synthetic pyrethroids on freshwater zooplankton. *Environm. Toxicol. Chem.* 8: 411-416.
- Everts JW, K van Frankenhuyzen, B. Roman & JH Koeman (1983) Side-effects of experimental pyrethroid applications for the control of tsetseflies in a riverine forest habitat (Africa). *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 12: 91-97.
- Everts JW, ed. (1990) Environmental effects of chemical locust and grasshopper control. A pilot study. Rapport du Projet ECLO/SEN/003/NET, FAO, Rome.
- FAO (1992) The Desert Locust guidelines. IV. Control. FAO, Rome.
- FAO (1995) Evaluation of field trial data on the effectiveness of insecticides against locusts and grasshoppers. Rapport pour FAO par le "Pesticide Referee Group", 19-21 Septembre 1994, Rome.
- Fraters D & J Linders (1989) Deltamethrin. Ecotoxicology. ACT Evaluation Sheet. RIVM, Bilthoven.
- Gadji B (1993) Deposition and degradation of fenitrothion and diflubenzuron on vegetation and in temporary ponds in a sahelian area (1991 campaign). Report FAO Project LOCUSTOX (GCP/SEN/041/NET) n° 93/4. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp. FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Hurlbert SH (1984) Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54: 187-211.
- Lahr J & AO Diallo (1993) Effets du fénitrothion et du diflubenzuron en lutte expérimentale contre les criquets sur les invertébrés aquatiques des mares temporaires du centre du Sénégal. Rapport 93/3. FAO Projet Locustox, Dakar.
- Maguire RJ (1992a) The importance of pesticide volatilization from the surface microlayer of natural waters after aerial spraying. *Wat. Sci. Tech.* 25(11): 111-116.
- Maguire RJ (1992b) Aquatic environmental fate of deltamethrin. *Wat. Sci. Tech.* 25(11): 99-102.
- Mian LS & MS Mulla (1992) Effects of pyrethroid insecticides on nontarget invertebrates in aquatic
Muir DCG, AL Yachewski & BR Neal (1992) Influence on surface films on the fate of deltamethrin following aerial application to prairie ponds. *Environm. Toxicol. Chem.* 11: 581-591.

- Mulla MS, G Majori & AA Arata (1979) Impact of biological and chemical mosquito control agents on nontarget biota in aquatic ecosystems. *Residue Rev.* 71: 121-173.
- Mullié WC & I Maha (1993) Disponibilité et dégradation des pesticides. Résultats des travaux pratiques TSPV-2 en écotoxicologie 1993. Rapport, DFPV, Niamey.
- Sokal RR & FJ Rohlf (1981) *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research.* 2nd ed. WH Freeman & C^o, New York.
- Steel RGD & JH Torrie (1980) *Principles and procedures of statistics. A biometrical approach.* 2nd ed. McGraw-Hill, New York.
- Stewart-Oaten A, WW Murdoch & KR Parker (1986) Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? *Ecology* 67(4): 929-940.
- Takken W, F Balk, RC Jansen & JH Koeman (1978) The experimental application of insecticides from a helicopter for the control of riverine populations of *Glossina tachinoides* in West Africa. VI. Observations on side-effects. *PANS* 24(4): 455-466.
- Thybaud E (1990) Ecotoxicologie du lindane et de la deltaméthrine en milieu aquatique. *Rev. Sci. Eau* 3: 195-209.
- Tidou AS, J-C Moreteau & F Ramade (1992) Effects of lindane and deltamethrin on zooplankton communities of experimental ponds. *Hydrob.* 232: 157-168.
- Tomlin C, ed. (1994) *The pesticide manual, incorporating the agrochemicals handbook.* 10th ed. British Crop Protection Council, Farnham.
- Visser JT & J Linders (1990) Bendiocarb. *Ecotoxicology. ACT Evaluation Sheet.* RIVM, Bilthoven.
- WHO (1990) Deltamethrin. *Environmental Health Criteria* 97. WHO, Genève.
- Zitko V, DW McLeese, CD Metcalfe & WG Carson (1979) Toxicity of permethrin, decamethrin, and related pyrethroids to salmon and lobster. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 21: 333-343.

CHAPITRE 2 :

Tests de toxicité algüe avec *Streptocephalus sudanicus* (Branchiopoda, Anostraca) et *Anisops Sardeus* (Hemiptera, Notonectidae) avec des insecticides en lutte antiacridienne

Joost Lahr, Alioune Badji, Khalifa Babacar N'Dour et Alpha Oumar Diallo

R E S U M E

Ce rapport décrit des méthodes de tests statiques de toxicité aiguë avec deux organismes importants qui vivent dans les mares temporaires du Sénégal : *Streptocephalus sudanicus* Daday (Branchiopoda, Anostraca, Streptocephalidae) et *Anisops sardeus* H-S (Hemiptera, Notonectidae) qui ont été sélectionnés pendant une étude de terrain, décrit en Chapitre 1 de ce tome. Les tests ont été utilisés pour passer au crible la toxicité de huit formulations d'insecticides différents utilisés dans la lutte antiacridienne. Les résultats ont été comparés à ceux des espèces standard de tests aquatiques, l'invertébré *Daphnia magna* et *Salmo gairdneri* (truite arc-en-ciel).

Les deux tests étaient relativement faciles à entreprendre, pour qu'une fois les organismes capturés sur le terrain, les tests ne prennent pas beaucoup de temps et ne nécessitent pas un équipement sophistiqué. Les résultats des essais ont montré qu'il y avait peu de variation entre les tests reproduits et que les exigences les plus importantes pour des tests standards aigus aquatiques peuvent être satisfaites.

La plupart des insecticides utilisés sont hautement toxiques vis-à-vis des organismes testés. Il n'y avait pas de corrélation significative entre les valeurs C(E)L₅₀ dans des espèces testées et celles de *Daphnia magna*. Nous avons trouvé une corrélation positive entre les valeurs CL₅₀ de *A. sardeus* et *S. gairdneri*, bien que *A. sardeus* soit en moyenne dix fois plus sensible aux huit insecticides testés que le *S. gairdneri*.

En conclusion, nous remarquons que les résultats obtenus avec des tests de toxicité sur des espèces indigènes telles que *A. sardeus* et *S. sudanicus* nous donnent des informations complémentaires sur les données standards de toxicité existantes. Par conséquent, ils sont recommandés pour une évaluation du danger et des risques sur les eaux de surface dans les zones arides.

INTRODUCTION

Les études expérimentales menées par Lahr et Diallo FAO Tome 1/1997 et par Lahr *et al.* (Chapire 1) ont indiqué que la pulvérisation accidentelle des mares temporaires de la région du Sahel pourrait avoir un effet néfaste sur la faune aquatique.

Plusieurs auteurs ont abordé l'importance de ces écosystèmes et leurs caractéristiques spéciales hydrologiques et écologiques (par ex : Cole 1968, Belk et Cole 1995, Hartland-Rowe 1972, Sublette et Sublette 1967, Wiggins *et al* 1980 Williams 1985, Williams 1987). Lahr (sous presse) a déclaré que les adaptations spéciales qu'ils ont trouvées au niveau des organismes qui vivent dans les mares temporaires de ces régions peuvent affecter l'impact des substances toxiques sur les individus, les populations et les communautés. Les adaptations physiologiques par exemple peuvent affecter la sensibilité des espèces et les stratégies spécifiques de l'histoire de la vie pourraient influencer la reconstitution après exposition à des substances toxiques.

On y trouve des anostracés (Branchiopoda), des punaises d'eau (Hemiptera, Notonectidae) et des puces d'eau (Cladocera) (Lahr et Diallo, 1993; Lahr *et al*, 1995). Les essais sur le terrain à grande échelle étant lourds, coûteux et lents, ils ne sont pas adéquats pour une évaluation de routine des risques chimiques. De plus, une contamination expérimentale régulière des sites avec les produits chimiques pose des questions d'éthique importante. Par conséquent, il a été décidé d'initier le développement de tests de toxicité en laboratoire avec des espèces indicatrices adéquates. Everts (1997) et Lahr (1997) ont mis l'accent sur le besoin d'une incorporation des données sur ces espèces indigènes dans l'évaluation du risque dans les régions chaudes arides et semi-arides et en particulier, dans les mares temporaires.

Ce rapport donne les résultats de la première série de tests de toxicité aiguë avec deux organismes caractéristiques des mares temporaires au Sénégal : *Streptocephalus sudanicus* Daday (Branchiopoda, Anostraca, Streptocephalidae) et *Anisops sardeus* H.-S (Hemiptera, Notonectidae). Il s'agit de deux macroinvertébrés pélagiques. Chacune de ses espèces constitue une grande part de la biomasse des invertébrés trouvée dans les mares temporaires du Centre du Sénégal. Les animaux représentent également deux groupes importants des espèces indicatrices mentionnées : anostracés et punaises d'eau. Les tests de toxicité des deux espèces ont été menés en utilisant des animaux capturés sur le terrain. L'objectif était triple :

- Evaluer la faisabilité de tests de toxicité sur chaque espèce ;
- Rechercher la nécessité de tests de toxicité sur les espèces indigènes en comparaison aux données des tests faits sur les espèces standards que l'on trouve dans la littérature;
- Passer au crible les huit composés du Tableau 2.1 de la FAO (insecticides pour lesquels on a établi des doses vérifiées sur le terrain pour la lutte antiacridienne ; FAO, 1996).

METHODES ET MATERIEL

Les méthodes de test statique qui ont été utilisées dans le criblage des insecticides du Tableau 2.1 étaient le résultat des essais précédents. Tous les tests de toxicité ont été menés dans les laboratoires de la Direction de la Protection des Végétaux du Sénégal à Nioro du Rip dans le Centre du Sénégal (13°45N, 15°46W). Il s'agit de la même région sur laquelle avaient été menés les essais expérimentaux sur le terrain décrits par Lahr et Diallo (1993) et Lahr *et al.* (1995). Tous les tests ont été conduits en 1994 et 1995.

L'eau du test

L'eau du laboratoire de Nioro du Rip est une eau du sous-sol tirée à une profondeur de 40m. Il n'y a pas d'additif de chlore. Etant donné que cette eau est facilement disponible et que *les Anisops sardeus* survivent bien lorsqu'ils y sont replacés, nous avons décidé de l'utiliser comme eau de test pour cette espèce. Le pH moyen de l'eau était neutre (voir ci-dessous). *Streptocephalus sudanicus* a souffert d'une grande mortalité dans cette eau. Ces organismes étant connus pour leur haute sensibilité face à des changements soudains dans la teneur ionique (Johan Mertens, Université de Gand Belgique, comm. pers), cet effet était probablement dû au choc osmotique qui a suivi leur transfert de l'eau de la mare vers l'eau du puits. La conductivité dans les mares temporaires de cette zone varie habituellement entre 50 et 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Lahr *et al.*, 1995) tandis que la conductivité de l'eau du puits était à environ 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Par conséquent, ce dernier contenait beaucoup plus d'ions dissouts. Pour les tests sur *Streptocephalus*, l'eau du puits a d'abord été déminéralisée après passage dans un filtre ORC de carbone actif et deux échangeurs d'ions R3 (fournis par Bioblock France). L'eau récupérée avait une conductivité de moins de 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Après la déminéralisation, la conductivité de l'eau a été ajustée à approximativement 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en ajoutant 0,47g/l de poudre instantanée pour Mares Griffin® (fournie par Fisons R.U.) La survie de *S.sudanicus* dans l'eau récupérée était bonne. Comme résultat de cette préparation, l'eau était quelque peu acide).

Avant chaque essai, l'eau du test était préparée dans un aquarium de 30 l qui avait été lavé et rincé soigneusement. L'eau a été aérée à l'aide de pompes d'aquarium à air et des pierres poreuses, pendant au moins deux heures avant le début des tests.

Matériel Biologique

Les animaux destinés aux tests avaient été collectés dans les mares temporaires de la zone de Nioro du Rip. Selon le moment de la saison des pluies et les stades de vie disponibles, différentes mares ont été utilisées à différentes occasions. Certaines d'entre elles ont reçu des applications expérimentales d'insecticides en 1991 et 1993, mais Lahr et Diallo (1993) et Lahr *et al.* (1995) ont démontré que ces traitements n'avaient pas d'impact à long terme sur les populations des deux espèces.

Les organismes étaient collectés à l'aide d'un filet circulaire, utilisé pour l'échantillonnage des macroinvertébrés pélagiques (décrits par Lahr et Diallo, 1993). Les animaux étaient soigneusement transférés dans des seaux de 15 l contenant de l'eau de la mare. Un couvercle était placé sur chaque seau pour empêcher un renversement pendant le transport. Un niveau suffisant d'oxygène dissout était maintenu durant le voyage vers le laboratoire, à travers une aération avec des pompes à air à piles portables. Des tubes avec des pierres poreuses à l'extrémité étaient introduits dans l'eau à travers des petits trous sur le couvercle des seaux. Dans le laboratoire, les animaux étaient transférés dans des aquariums contenant 15 l d'eau de test pour les espèces concernées. Les organismes étaient habitués à l'eau pendant au moins deux heures avant le début des tests.

Pour les deux espèces, seules les femelles étaient utilisées. Dans le cas de *Streptocephalus sudanicus*, on pouvait les reconnaître facilement par leurs ovisacs bien développés (voir Brendonck *et al.* 1992 pour une description récente des espèces). Leurs tailles allaient de 15 à 20 mm. Bien que les mâles *Anisops* spp soient également faciles à reconnaître par leur rostra allongé (Nieser, 1993), les femelles sont souvent plus nombreuses dans les mares de la région. Une séparation fiable des femelles parmi les autres

espèces similaires, telles que *A. varius* et *A. dibilis perplexus* était facile avec un peu de pratique.

Le début des tests

Les tests ont été menés en utilisant des béciers en verre de 3 l, contenant 2 l d'eau de test chacun. Dix individus en bonne santé ont été choisis et transférés de l'aquarium vers chaque vaisseau. Deux béciers qui n'ont reçu qu'une dose de solvant utilisé pour diluer les insecticides, ont été utilisés comme témoins. Entre 5 et 10 béciers ont reçu des concentrations logarithmiquement croissantes des composés. Les tests finaux étaient basés sur des tests préliminaires avec des intervalles croissants de 10. Les concentrations les plus basses et les plus élevées pendant les tests finaux étaient celles qui ont entraîné une mortalité de 10 % après 48 heures et respectivement 100 % de mortalité après 24 heures durant les tests préliminaires. Les tests finaux de chaque composeur et chaque organisme étaient reproduits avec des concentrations légèrement différentes, et des solutions d'insecticides frais, jusqu'à obtention de trois estimations fiables des paramètres de toxicité (pour les critères, voir "Analyses statistiques et critères...", p 45) .

Les insecticides testés

Les insecticides testés étaient tous des formulations à base d'huile (ULV pour la plupart) utilisées dans la lutte antiacridienne (FAO, 1996). Elles sont formulées pour utilisation à des taux d'application entre 0,5 et 2l/ha. Le tableau 2.1. donne un aperçu des 8 composés. Les produits étaient conservés dans le réfrigérateur et dans le noir à 5°C entre les différents tests.

Tableau 2.1 :

Solutions et Dosage de l'insecticide

Toutes les solutions d'insecticides étaient préparées dans de l'acétone (grade analytique pure, minimale 99,5%). Avant chaque test, une première dilution de l'insecticide formulé était obtenue en transférant 5 ml du liquide avec une pipette en verre dans une fiole volumétrique en verre de 50 ml. L'acétone a été alors ajoutée. Les dilutions consécutives étaient préparées en prélevant à la pipette, 2,5 ml de chaque solution précédente pour les mettre dans des fioles volumétriques de 25 ml et les remplir avec de l'acétone. La quantité de dilution qui a été préparée pour un test dépendait des concentrations désirées dans les vaisseaux tests. Les solutions utilisées pour le test n'étaient pas plus vieilles d'une semaine et étaient conservées à 5° dans le noir, dans le réfrigérateur. Les concentrations d'eau désirées dans les vaisseaux tests étaient obtenues en ajoutant entre 100 et 100° µl de solution d'insecticide appropriée dans les béchers, à l'aide des micro pipettes ajustables. Avant cette addition, chaque vaisseau test a reçu une quantité d'acétone pure égale à 1000 µl, moins le volume de solution d'insecticide à ajouter. Les témoins ont chacun reçu 1000 µl d'acétone. Le volume total d'acétone ajouté à chaque bécher par test était par conséquent de 1 ml, sans compter la concentration de l'ingrédient actif de l'eau. Avant le dosage, l'eau des vaisseaux tests était doucement remuée à l'aide d'une baguette en acier inoxydable munie d'une tête en téflon.

Conditions et observations durant les tests

Après le dosage, les béchers contenant les organismes étaient placés sur une table face à la fenêtre du laboratoire, mais à l'abri de la lumière directe du soleil. Ainsi, une situation de lumière naturelle était obtenue durant les tests. Sous les latitudes du sud dans lesquelles nous travaillons, la photopériode est plus ou moins constante durant toute l'année. Le jour et la nuit durent approximativement 13 et 11 heures respectivement. Durant les tests, une température constante était maintenue dans le laboratoire grâce à un climatiseur équipé d'un thermostat (voir résultats température plus loin).

Pour les tests sur *A.sardeus*, chaque bécher était couvert par un morceau de moustiquaire pour empêcher les insectes de s'envoler. Les punaises d'eau étaient de grandes voleuses, spécialement durant la nuit. Pendant les tests initiaux avec les espèces, nous avons trouvé que les animaux s'envolaient à chaque fois que les béchers étaient restés ouverts.

La durée des tests était de 48 heures. La survie dans chaque bécher était évaluée après 24 h et 48 heures, en plaçant les béchers sur un morceau de papier blanc et en comptant le nombre d'animaux vivants.

Pour *A.sardeus*, les animaux étaient ou en vie, ou morts à toutes les occasions. Les paramètres de toxicité présentés pour ces animaux étaient la "24 h- et 48 h- CL₅₀"

S. sudanicus a montré une variété complexe de réactions après exposition sous différents insecticides. L'effet principal avant la mort était l'immobilisation. Les individus immobilisés bougeaient toujours leurs appendices thoraciques, mais arrivaient à peine à nager. Un animal était jugé " immobile " lorsqu'il restait au même endroit pendant une minute ou plus. La récupération des animaux immobilisés n'est pas intervenue. Une autre réponse comportementale de *S. sudanicus* était observée après exposition aux deux pyréthroides testés. *S. sudanicus* nageait rageusement en rond à la surface de l'eau sur les bords des béchers, apparemment incapables d'immerger et de s'orienter. Ces animaux étaient classés dans une catégorie séparée dite "débile". A quelques rares occasions, les animaux se sont remis de la débilité mais en général les individus affectés par les pyréthroides devenaient débilés, puis suivaient l'immobilisation et la mort. Les paramètres de toxicité de *S.sudanicus* sont la "24 h- et 48 h- CE₅₀" (immobilisation + débilitation + mort).

Les paramètres physiques et chimiques étaient mesurés dans les béchers témoins à l'aide d'équipements portables. En général, la température et l'oxygène dissout étaient déterminés au début de chaque test (0h) et après 24 h et 48 h. La conductivité et le pH n'étaient mesurés qu'à 0h.

Analyse statistique et critères d'acceptation des résultats

Les valeurs $CL(E)_{50}$ étaient calculées avec la méthode paramétrique de Kooijman (1980). Un logiciel informatique appliqué à cette méthode nous a été fourni par l'Institut de Gestion des Eaux Intérieures et du Traitement des Eaux Usées (RIZA) des Pays-Bas.

Les résultats des tests étaient acceptés seulement lorsque la mortalité moyenne dans le terrain après 48 heures était de 10 % ou moins. Un autre critère était l'intervalle de confiance de 95 % des valeurs 48h- $CL(E)_{50}$ dérivées des calculs. A chaque fois que la limite inférieure était moins de la moitié de la $CL(E)_{50}$, alors que la limite supérieure excédait deux fois cette valeur, les résultats des tests étaient rejetés. Les essais étaient reproduits à trois reprises pour vérifier les résultats.

Les sensibilités des espèces de test étaient comparées en déterminant les logarithmes décimaux des valeurs $CL(E)_{50}$ pour une espèce contre les mêmes données pour une seconde espèce. La régression linéaire avec ces données était exécutée en utilisant le programme Quattro Pro de Novell (version 6.1) pour MS-Windows. Les coefficients de corrélation et de régression étaient testés pour leur signification avec un test unilatéral selon Steel et Torrie (1980).

RESULTATS

Les détails de tous les tests sont présents en Annexes 2.1 et 2.2.

Mesures physiques et chimiques

Les températures de l'eau étaient assez constantes. La moyenne pour tous les tests était de 27,0° C (27,3 ± 0,8° C pour *A. sardeus* et 26,7 ± 0,5 pour *S. sudanicus*). Les températures quotidiennes de l'eau mesurées par Lahr et Diallo, (1993) et par Lahr *et al.*, (1995) dans les mares temporaires de la région de Nioro ont habituellement fluctué autour de 30°C.

Le pH moyen de l'eau au début des tests était de 7,0 (± 0,5) et 6,0 (± 0,5) pour *A. sardeus* et *S. sudanicus* respectivement. La variation entre ces deux valeurs représentent plus ou moins la variation qui se retrouve dans les mares temporaires de la région (Lahr et Diallo 1993, Lahr *et al.*, 1995).

La conductivité moyenne au début des tests était de 303 ± 7 µs/cm dans l'eau utilisée pour *A. sardeus* et 99 ± 5 dans l'eau de test de *S. sudanicus*.

Le contenu initial en OD était compris entre 80 et 100 % pour la plupart des tests. Dans les essais avec *A. sardeus*, ce pourcentage a chuté à une moyenne de 26 ± 16 % après 48 heures. Cette chute importante pourrait s'expliquer par le fait que l'eau non traitée du puits pourrait contenir des bactéries et certaines matières organiques dissoutes. *A. sardeus* étant une espèce qui respire à la surface de l'eau, il n'a pas souffert des bas niveaux d'oxygène de l'eau. Les niveaux durant les tests avec *S. sudanicus* n'ont chuté qu'à 57 ± 7 % au même moment.

Mortalité dans les groupes témoins

La mortalité dans les groupes témoins était habituellement basse lorsque les tests étaient exécutés selon le protocole décrit ci-dessus. Pour les 47 tests acceptés, les mortalités moyennes dans les groupes témoins étaient de 0,8 ± 1,9 % (après 24h et 48 h) pour *A. Sardeus* et de 0,2 ± 1,0 % (24h) et 1,5 ± 3,2 % (48h) pour *S. sudanicus*.

La toxicité

Le résultat de tout test peut être reproduit. Même dans les cas où les tests étaient reproduits et menés à des années différentes ou en utilisant des animaux venant de mares différentes, la variation entre les mesures est toujours restée dans des limites acceptables (Annexes 2.1 et 2.2), c'est-à-dire que la plupart des intervalles de confiance se sont chevauchés.

Les résultats de test avec *S. sudanicus*, la deltaméthrine et la lambda-cyhalothrine (pyréthroides) étaient quelques fois difficiles à analyser. Des effets entre 0 et 100 % pouvaient être observés sur une grande variété de concentrations croissantes et n'a pas toujours permis d'établir une relation classique entre la dose et la réponse. Nous ne pensons pas que cela soit dû à l'élément arbitraire introduit par l'évaluation de l'immobilisation et la débilisation. En fait, les courbes les plus adéquates entre la dose et l'effet pour les deux composés étaient obtenus en ajoutant les effets de la débilisation, de l'immobilisation et de la mortalité (tel qu'expliqué ci-dessus). Des résultats acceptables étaient éventuellement obtenus après plusieurs essais, mais les intervalles de confiance des valeurs CE₅₀ sont relativement larges (Annexe 2.2).

Lorsque la formulation de diflubenzuron à base de pétrole (au gasoil) était testée avec *A. sardeus*, la mortalité par concentration élevée d'insecticide a été très soudaine (en quelques minutes). Le diflubenzuron est un régulateur de la croissance des insectes. Ces composés agissent souvent beaucoup plus lentement que les insecticides qui affectent le système nerveux, et ils ne sont pas très efficaces contre les insectes adultes. Par conséquent, les insecticides ne correspondaient pas aux effets attendus de cette substance. Nous avons trouvé une explication lorsque nous avons remarqué que le produit formait

une couche sur la surface de l'eau dans les béciers et que les individus mourraient peu après être venus à la surface pour respirer. Il semblait plausible que l'effet observé était causé par l'obstruction de leurs tubes respiratoires ; c'est-à-dire pas par la matière active. En revanche, les tests ont été poursuivis en utilisant la formulation de CSG (Concentration sans gas oil). L'effet de cette formulation a semblé beaucoup moins instantané, et à des concentrations 100 fois plus élevées pour la formulation à base de gas oil.

Les valeurs moyennes CL(E)₅₀ sont données dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Valeurs moyennes des CL (E)₅₀ (± écart-type) de trois tests de femelles d'*Anisops sardeus* (Hemiptera, Notonectidae) et *Streptocephalus sudanicus* (Branchiopoda, Anostraca) et huit formulations d'insecticides utilisés pour lutter contre le criquet pèlerin.

Insecticide	<i>Anisops sardeus</i> CL50 (µg/L)		<i>Streptocephalus sudanicus</i> CE50 (µg/L)	
	24h	48h	24h	48h
fénitrothion	16.9 (±3.4)	8.6 (±0.8)	3,410 (±234)	1,237 (±109)
chlorpyrifos	1.58 (±0.05)	0.90 (±0.02)	8.41 (±1.93)	3.55 (±0.86)
malathion	71.2 (±10.3)	42.3 (±2.3)	>145,000 ¹⁾	67,600 (±20,068)
bendiocarbe	405 (±145)	391 (±155)	73.3 (±20.2)	42.1 (±11.9)
deltaméthrine	0.013 (±0.002)	0.012 (±0.002)	0.036 (±0.013)	0.018 (±0.001)
lambdacyhalothrine	0.026 (±0.004)	0.026 (±0.005)	0.184 (±0.004) ²⁾	0.028 (±0.006) ²⁾
diffubenzuron	2,127 (±144) ³⁾	1,940 (±122) ³⁾	13.3 (±0.6) ⁴⁾	0.75 (±0.14) ⁴⁾
fipronil	20.6 (±5.4)	9.25 (±2.43)	67.2 (±18.5)	9.95 (±0.37)

¹⁾ solubilité dans l'eau
²⁾ moyenne de 2 tests
³⁾ formulation ODC
⁴⁾ formulation OF

Les valeurs 48 h CL(E)₅₀ du tableau 2.1 ont été comparées au schéma de classification de la toxicité des substances sur les organismes aquatiques proposé par Canton *et al.* (1991) (Annexe 2.3). La plupart des insecticides pourraient être considérés comme très toxiques sur les deux espèces. Le diffubenzuron (IGR) était le seul insecticide testé qui était modérément toxique sur *A. sardeus*.

Tableau 2.3 : Classification de la toxicité selon la méthode de Canton *et al.* (1991) avec huit insecticides formulés utilisés pour lutter contre le criquet pèlerin, sur *Anisops sardeus* (Hemiptera, Notonectidae) et *Streptocephalus sudanicus* (Branchiopoda, Anostraca).

Insecticide	Toxicité vis-à-vis <i>A. sardeus</i>	Toxicité vis-à-vis <i>S. sudanicus</i>
fénitrothion	haute	modérée
chlorpyrifos	haute	haute
malathion	haute	faible
bendiocarbe	haute	haute
deltaméthrine	haute	haute
lambdacyhalothrine	haute	haute
diffubenzuron	modérée	haute
fipronil	haute	haute

La toxicité de trois insecticides organophosphorés sur *S. sudanicus* a considérablement varié. Le chlorpyrifos par exemple était environ 10.000 fois plus toxique sur les espèces que le malathion vis-à-vis duquel *S. sudanicus* était étonnamment tolérant. Cette classification des toxicités n'indique pas de risque relatif pour les insecticides utilisés en lutte antiacridienne. Pour ce faire, les données seront comparées aux concentrations environnementales prévues (CEP) dans le futur.

Les valeurs moyennes de 48 h-CL(E)₅₀ pour les deux espèces (tableau 2.2) étaient comparées aux valeurs de deux espèces de test standard, la puce d'eau *Daphnia magna* (Branchiopoda, Cladocera) et la truite arc-en-ciel *Salmo gairdneri* (Pisces, Salmonidae). Ces données sont en Annexe 2.4. Le résultat est donné sur la figure 2.1. La régression linéaire a révélé une corrélation significative (positive) ($p \leq 0,05$) que pour *A. sardeus* et *S. gairdneri* (figure 2.1b). La relation trouvée est décrite par :

$$[\log(\text{CL}_{50} \text{ Anisop sardeus})] = 0,89 [\log(\text{CL}_{50} \text{ Salmo gairdneri})] - 1,06$$

Le coefficient de corrélation R était de 0,93 et l'écart-type de l'estimation-Y de 0,71. L'équation donne une ligne, parallèle à la ligne de toxicité égale mais approximativement à une unité logarithmique plus basse (figure 2.1b). Cela signifie que *A. sardeus* était en moyenne 10 fois plus sensible aux huit insecticides que *S. gairdneri*.

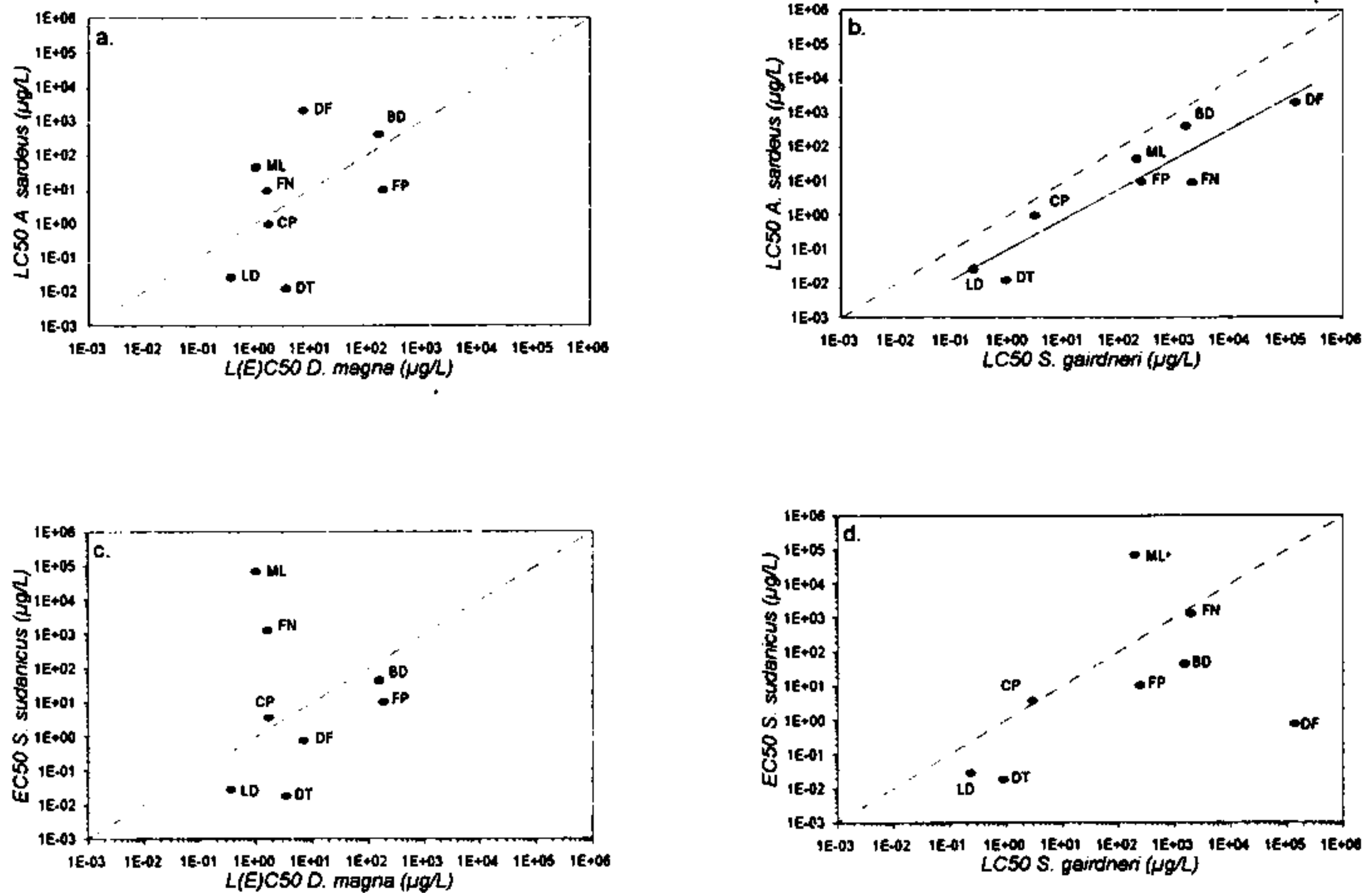


Figure 2.1 :

Toxicité des huit insecticides utilisés dans la lutte contre le Criquet Pèlerin sur *Anisops sardeus* (Hemiptera, Notonectidae) (figures 2.1a et 2.1b) et *Streptocephalus sudanicus* (Branchiopoda, Anostraca). (Figures 2.1c et 2.1d) comparée à *Daphnia magna* (Branchiopoda, Cladocera) (figures 2.1a et 2.1c) et *Salmo gairdneri* (Pisces, Salmonidae) (figures 2.1b et 2.1d). Les lignes en pointillés indiquent une toxicité égale aux deux espèces. Les résultats significatifs de la régression linéaire sont montrés par une ligne pleine. BD = bendiocarbe ; CP = chlorpyrifos ; DF = diflubenzuron ; DT = deltaméthrine ; FN = fénitrothion ; FP = fipronil ; LD = lambda-cyhalothrine ; ML = malathion

DISCUSSION

Les méthodes

Les tests statistiques de toxicité aiguë avec *A. sardeus* et avec *S. sudanicus* utilisés dans cette étude ont donné des résultats satisfaisants. Ils étaient relativement faciles à mener et la reproduction des tests n'a pas montré une variation par plus du facteur deux. Par conséquent, ils ont semblé être un outil adéquat pour un criblage rapide de la toxicité des insecticides (et probablement des autres composés) qui pourraient contaminer les mares temporaires de la région du Sahel.

Des institutions telles que l'Organisation pour la Coopération et le Développement Economique (OCDE) et la Société Américaine de Tests et de Matériels (ASTM) donnent des directives pour les tests de toxicité aquatique. Entre ces deux institutions, l'ASTM donne les directives les plus spécifiques. Les tests statiques utilisés dans cette étude n'étaient pas explicitement élaborés pour se conformer dans le détail aux exigences existantes. Par exemple, les organismes n'étaient pas habitués à l'eau du test 48 heures avant chaque test, tel que l'ASTM le demande, mais seulement pendant 2 heures parce qu'on a trouvé que cette période relativement courte améliorerait la survie dans les groupes témoins. L'ASTM suggère également des prises de températures de pH, d'OD et de conductivité (alcalinité et dureté également) plus fréquentes, non seulement pour les concentrations témoins mais aussi pour les concentrations tests. Néanmoins, nous avons pensé que ces mesures de paramètres à l'aide de sondes plastiques dans de l'eau contenant des composés hautement toxiques et hydrophobiques, tels que les insecticides utilisés ici, pourraient entraîner une contamination indésirable de l'équipement.

L'ASTM (1989) donne une liste détaillée d'exigences pour l'acceptabilité de données de tests aigus aquatiques. Les quatre exigences les plus importantes sont ci-dessous mentionnées. Un test aigu est considéré comme acceptable lorsque :

- 1- Moins de 10 % des organismes de tout traitement témoin a montré des signes de maladie ou de stress (décoloration, comportement inhabituel ou mort) durant le test.
- 2- Aucun traitement autre que le traitement témoin n'a tué ou affecté moins de 37% des organismes qui lui sont exposés.
- 3- Aucun traitement n'a tué ou affecté plus de 63 % des organismes auquel on les expose.
- 4- Au moins deux concentrations intermédiaires sont testées et ont affecté ou tué entre zéro et 100 pour cent des organismes.

Tous les résultats obtenus après 48 h, et présentés dans ce rapport ont satisfait les exigences 1-3 et la majorité de ces résultats étaient aussi conformes à l'exigence n° 4 (seuls deux tests sur les 24 sur *A. sardeus* et deux tests sur les 24 sur *S. sudanicus* auraient dû être rejetés).

Une exigence qui est souvent demandée mais qui n'est pas explicitée par l'ASTM est l'analyse chimique des concentrations dans les salles de test. Dans notre étude, nous n'avons pas mesuré les concentrations d'insecticides. Elles sont calculées à partir de la quantité d'insecticide ajoutée ; c'est-à-dire que les valeurs $CL(E)_{50}$ étaient basées sur des concentrations nominales. Le problème qui est posé par la dégradation des produits chimiques dans les tests statistiques a fait l'objet d'une étude par Widianarko et Van Straalen (1996). Ils ont démontré que lorsque l'on effectue des observations fréquentes des effets et que les tests durent assez longtemps pour calculer une $CL(E)_{50}$ stable, la demie-vie d'un composé dans un test de toxicité statique peut être déduite.

Bien qu'il y ait sans aucun doute des possibilités pour améliorer les méthodes dans le futur, les exigences les plus importantes sont déjà satisfaites. Une conformité complète avec les directives existantes aboutirait à une perte de la facilité et de la vitesse de ces tests. Pour l'évaluation du danger et du risque dans les environnements spécifiques tels que les mares temporaires dans les zones arides, toute gamme de résultats de tests avec des organismes indigènes, même avec des organismes capturés sur le terrain serait beaucoup plus pertinente que les résultats des tests aquatiques standard avec des espèces venant des zones tempérées.

Le développement de tests standard avec les deux espèces, utilisant des individus élevés en laboratoire, pourrait éventuellement être pris en considération, mais avant cela, il faut qu'il soit clair que cela pourrait améliorer grandement la qualité des tests. Les méthodes d'élevage et d'alimentation de plusieurs espèces d'anostracés ont été décrites, bien que cela ne le fut pas pour *S. sudanicus* lui-même (par exemple : Moore, 1957 ; Sam, 1979 ; Brendonck *et al.* 1990, Coutteau *et al.* 1992 ; Maeda-Martinez *et al.* 1995). A cause de leurs caractéristiques biologiques spéciales, spécialement la production de cystes, les anostracés ont fait récemment l'objet d'une plus grande attention pour une utilisation dans des tests de toxicité plus efficaces. (Brendonck et Persoone, 1993). Une méthode de test de toxicité avec l'espèce *Streptocephalus* de l'Afrique de l'Est, *S. proboscideus* a été développée en Belgique (par ex : Centeno *et al.* 1992, 1993a, 1993b). D'autres tests occasionnels ont été menés avec *S. rubicaudatus* et *S. texanus*, deux espèces de l'Algérie et du Texas. (Crisinel *et al.* 1994). Une version standard basée sur les cystes avec *S. proboscideus* a été fournie pendant un moment tout comme le Streptotoxkit F (Persoone, sous presse), qui a été utilisé aussi par Crisinel *et al.* (1994). Ce test a récemment été remplacé par un autre test similaire avec une des crevettes féériques *Thamnocephalus platyurus*, une espèce du Sud Ouest des Etats-Unis (Centeno *et al.* sous presse) que l'on appelle à présent Thamnotoxkit (Persoone, sous presse).

A notre connaissance, l'élevage des espèces d'Anisops en laboratoire n'a jamais été essayé. Le développement de méthodes d'élevage réussi pour les espèces comme pour beaucoup d'insectes aquatiques qui ont une phase terrestre ou volante durant leur cycle de vie, pourrait être une affaire complexe. De plus, comme d'autres tests avec des organismes des mares temporaires marchent bien, un tel exercice pourrait ne pas valoir la peine d'être essayé.

La Toxicité

A. sardeus et *A. sudanicus* ont été hautement sensibles face à la plupart des insecticides utilisés. Une des exceptions a été la toxicité modérée du diflubenzuron vis-à-vis d'*A. sardeus*. Ceci s'explique mieux par le mécanisme toxique de cette substance. Le diflubenzuron inhibe la synthèse de la chitine durant les phases de mues des arthropodes. Ceci pourrait être la raison pour laquelle cela a eu peu d'impact sur les adultes utilisés dans ces tests. En revanche, *S. sudanicus* continue à muer durant tout son cycle de vie et par conséquent est beaucoup plus sensible au diflubenzuron.

Un résultat intrigant a été la grande différence de toxicité entre les trois organophosphorés testés sur *S. sudanicus* (tableau 2.2). Des différences similaires entre les toxicités de ces composés étaient également observées pour *A. sardeus*, mais la variabilité pour cette dernière espèce n'était pas aussi importante. La moyenne de 24h-CE₅₀ du malathion pour *S. sudanicus* était plus élevée que sa solubilité et la moyenne 48h-CE₅₀ était de 68 mg/l. Les valeurs pour *A. sardeus*, *D. magna*, *S. gairdneri* comparativement sont de 33, 1 et 200 µg/l respectivement. La petite toxicité du malathion sur *Streptocephalus* dans nos expériences confirment les résultats de Crisinel *et al.* (1994). Ils ont trouvé des valeurs de 24 h-CL₅₀ de la substance sur trois espèces de *Streptocephalus* qui se situent entre 54,6 et 81,5 mg/l. Nous ne savons pas la cause de ce phénomène, mais il faut noter que le malathion (qui est un phosphorothionothiolate appartient à un autre groupe chimique d'organophosphorés que le chlorpyrifos et le fénitrothion (tous deux des phosphorothionates) (Chambers, 1992).

Crisinel *et al.* (1994) ont trouvé que la sensibilité de trois *Streptocephalus* vis-à-vis de quatre métaux lourds était légèrement plus élevée que celle de *Daphnia magna*. Les douze composés organiques et organométalliques testés étaient dans le même ordre de magnitude. Dans une étude différente, Persoone *et al.* (1994) ont évalué la sensibilité de *S. proboscideus* (Streptotoxkit F) et *T. platyurus* (Thamnotoxkit)

sur un grand nombre de substances toxiques pures et sur des échantillons environnementaux et ils l'ont comparée à celle de *D. magna* en utilisant une analyse de régression. Ils ont trouvé une corrélation positive significative.

Nos résultats pour les huit insecticides formulés indiquent que les tests standard avec *Daphnia* ont eu peu ou pas de relation avec la toxicité de ces composés pour *A. sardeus* ou pour *S. sudanicus*. Le fait d'utiliser la toxicité des insecticides sur *D. magna* pour prédire les effets sur ces deux espèces semble être un exercice sans résultat. Les valeurs CL_{50} pour *A. sardeus* pourraient peut-être être prédits à partir des tests avec la truite arc-en-ciel *S. gairdneri*. Ceci requiert plus de confirmation. Ce genre d'extrapolation aux punaises d'eau devrait être fait avec soin, et seulement après que l'on ait justifié la relation. L'écart-type de la supposition dérivée de l'analyse linéaire signifie que certaines de ces estimations pourraient être incorrectes par un facteur de cinq ($10^{0.7}$). Cela représente une grande marge d'incertitude si ces données doivent être utilisées pour l'analyse du danger ou du risque.

CONCLUSIONS

- 1- Les tests de toxicité aigue et statique avec deux espèces caractéristiques des invertébrés aquatiques des mares temporaires du Sahel *Anisops sardeus* (Hemiptera, Notonectidae) et *Streptocephalus sudanicus* (Branchiopoda, Anostraca) peuvent être menés durant la saison des pluies annuelle de cette région avec des organismes capturés sur le terrain. Les tests sont relativement faciles à faire. Ils ne nécessitent pas beaucoup de temps et requierent peu d'équipements sophistiqués.
- 2- Les résultats obtenus avec huit insecticides formulés utilisés dans la lutte antiacridienne ont montré qu'il y avait peu de variation entre les tests reproduits et que les exigences les plus importantes des tests aquatiques aigus standard ont été satisfaites.
- 3- La plupart des insecticides testés ont été très toxiques sur les deux organismes. Les exceptions étaient la toxicité du diflubenzuron sur *A. sardeus* (modérément toxique) et du fénitrothion et du malathion sur *S. sudanicus* (modérément et légèrement toxiques respectivement). Le risque réel des applications des composés dans la lutte antiacridienne sera déterminée dans le futur.
- 4- Il n'y avait pas de corrélation significative entre les valeurs $CL(E)_{50}$ pour les deux espèces indigènes et les valeurs pour *Daphnia magna*. Il n'y a pas eu plus de corrélation entre les valeurs pour *Streptocephalus sudanicus* et la truite arc-en-ciel *Salmo gairdneri*. Une corrélation positive était trouvée entre les valeurs CL_{50} de *A. sardeus* et *S. gairdneri*, mais *A. sardeus* était en moyenne dix fois plus sensible aux huit insecticides. La relation établie par régression linéaire permet une estimation du CL_{50} de n'importe lequel des huit insecticides sur *A. sardeus* à partir des valeurs CL_{50} de *S. gairdneri* avec un écart-type de facteur cinq.
- 5- Les résultats des tests de toxicité des espèces indigènes pertinentes telle que *A. sardeus* et le *S. sudanicus* pourraient jouer un rôle important dans l'évaluation du danger et du risque pour les mares temporaires des zones arides.

RECOMMANDATIONS

Les méthodes de tests décrites ici ont été le résultat de plusieurs essais, mais durant l'étude actuelle, les protocoles finaux se sont révélés suffisamment rigoureux et fiables pour une utilisation de routine. Néanmoins plusieurs conditions et actions peuvent encore être améliorées particulièrement la surveillance des tests. Certaines recommandations et suggestions sont ci-dessous énumérées.

- 1- Le nombre et la fréquence des observations physiques et chimiques durant les tests pourraient être améliorés conformément aux directives de l'ASTM (1989, voir discussions). La température, le pH, l'OD et la conductivité devraient être également mesurées une à deux fois par jour. D'autres paramètres importants tels que l'alcalinité ou la dureté devraient également être mesurées régulièrement. Une grande variété de mesures, tel que le contenu de certains composés (ioniques) dans l'eau pourraient être menées une ou deux fois l'année.
- 2 - Les tests pourraient être conduits dans un environnement plus constant, telle qu'une chambre à climat artificiel.
- 3- Une période de test plus longue avec des observations fréquentes des effets pourrait permettre l'application de la méthode décrite par Wadianarko et Van Straalen (1995). Les demi-vies des insecticides dans l'eau du test, estimées par cette étude, pourraient être confirmées par l'analyse des résidus.
- 4- Les résultats de plusieurs tests avec *Anisops sardeus* mâles suggèrent qu'ils répondent aux insecticides comme le feraient les femelles. (Diouf 1995). Si ces résultats sont confirmés par des expérimentations ultérieures, les *A. sardeus* mâles contrairement aux femelles pourraient constituer un meilleur choix pour des tests ordinaires, si on peut en trouver suffisamment. Les mâles sont beaucoup plus faciles à reconnaître que les femelles et par conséquent, la facilité et la rapidité de ces tests pourraient en être accrues.

REFERENCES

- ASTM (1989) Standard guide for conducting toxicity tests with fishes, macroinvertebrates, and amphibians. Designation: E729-88a. American Society for Testing and Materials, Philadelphia
- Belk D, Cole GA (1975) Adaptational biology of desert temporary-pond inhabitants. In: Hadley NF (ed) Environmental physiology of desert organisms. Dowden, Hutchinson and Ross Inc, Stroudsburg, Pennsylvania, pp 207-226
- Brendonck L, Uyttersprot G, Persoone G (1990) A culture system for fairy shrimps (Crustacea, Anostraca). *Aquacult Eng* 9:267-283
- Brendonck L, Hamer M, Thiery A (1992) Occurrence of tetrahedral eggs in the Streptocephalidae Daday (Branchiopoda: Anostraca) with descriptions of a new subgenus, *Parastreptocephalus*, and a new species, *Streptocephalus (Parastreptocephalus) zuluensis* Brendonck and Hamer. *Crustac Biol* 12:282-297
- Brendonck L, Persoone G (1993) Biological/ecological characteristics of large freshwater branchiopods from endorheic regions and consequences for their use in cyst-based toxicity tests. In: Soares AMVM, Calow P (eds) Progress in standardization of aquatic toxicity tests. SETAC Special Publications Series, Lewis Publ, Boca Raton, Florida, pp 7-35
- Canton JH, Linders JBHJ, Lutik R, Mensink BJWG, Panman E, Van de Plassche EJ, Sparenburg PM, Tuinstra J (1991) Catch-up operation on old pesticides: an integration. Report n° 678801002, RIVM, Bilthoven, Pays-Bas
- Centeno MD, Brendonck L, Persoone G (1992) Cyst-based toxicity tests: III- Development and standardization of an acute toxicity test with the freshwater anostracan crustacean *Streptocephalus proboscideus*. In: Soares AMVM, Calow P (eds) Progress in standardization of aquatic toxicity tests. SETAC Special Publications Series, Lewis Publ, Boca Raton, Florida, pp 37-55
- Centeno MDF, Brendonck L, Persoone G (1993a) Acute toxicity tests with *Streptocephalus proboscideus* (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca): influence of selected environmental conditions. *Chemosphere* 27:2213-2224
- Centeno MDF, Brendonck L, Persoone G (1993b) Influence of production, processing, and storage conditions of resting eggs of *Streptocephalus proboscideus* (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca) on the sensitivity of larvae to selected reference toxicants. *Bull Environ Contam Toxicol* 51:927-934
- Centeno MDF, Persoone G, Goyvaerts MP (in press) Cyst-based toxicity tests: IX- The potential of *Thamnocephalus platyurus* as test species in comparison with *Streptocephalus proboscideus* (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca). *Environm Toxicol Water Qual*.
- Chambers HW (1992) Organophosphorus compounds: an overview. In: Chambers JE, Levi PE (eds) Organophosphates. Chemistry, fate, and effects. Academic Press, New York
- Cole GA (1968) Desert limnology. In: Brown GW Jr (ed) Desert biology. Academic Press, New York, p 423-486
- Coutteau P, Brendonck L, Lavens P, Sorgeloos P (1992) The use of manipulated baker's yeast as an algal substitute for the laboratory culture of Anostraca. *Hydrobiologia* 234:25-32
- Crisinel A, Delaunay L, Rossel D, Tarradellas J, Meyer H, Saïah H, Vogel P, Delisle C, Blaise C (1994) Cyst-based ecotoxicological tests using anostracans: comparison of two species of *Streptocephalus*. *Environ Toxic Water Qual* 9:317-326

- Diouf B (1995) Etude comparative de la toxicité des pesticides antiacridiens sur individus mâles et femelles de *Anisops sardea* (Hemiptera, Notonectidae). Rapport de stage. DFPV, Niamey, Niger/FAO LOCUSTOX Project, Dakar, Sénégal
- Everts JW ed (1990) Environmental effects of chemical locust and grasshopper control. A pilot study. FAO, Rome, pp 277
- Everts JW (1997) Ecotoxicology for risk assessment in arid zones: some key issues. Arch Environm Toxicol Contam 32(1): 1-10
- FAO (1996) Evaluation of field trial data on the effectiveness of insecticides against locusts and grasshoppers. Rapport pour FAO par le "Pesticide Referee Group", 20-22 Septembre 1995, FAO, Rome
- Hartland-Rowe R (1972) The limnology of temporary waters and the ecology of Euphyllopoda. In: Clark RB, Wootton RJ (eds) Essays in Hydrobiology. Exeter Univ Press, Exeter, RU, p 15-31
- Kooijman SALM (1981) Parametric analysis of mortality rates in bioassays. Water Res 15:107-119
- Lahr J, Diallo AO (1993). Effets du fénitrothion et du diflubenzuron en lutte expérimentale contre les criquets sur les invertébrés aquatiques des mares temporaires du centre du Sénégal. Rapport 93/3, FAO Projet LOCUSTOX, Dakar, Sénégal
- Lahr J (1997) Ecotoxicology of organisms adapted to life in temporary freshwater ponds in arid and semi-arid regions. Arch Environm Toxicol Contam 32(1): 50-57
- Lahr J, Banister K (sous presse) Effects of experimental and operational insecticide applications against Desert Locust on fish and aquatic invertebrates of the Senegal River system. Dans: Remane K (ed) African inland fisheries, aquaculture and the environment. Fishing News Books, FAO, Rome/Blackwell Science Ltd, Oxford
- Lahr J, Diallo AO, Ndour KB, Badji A (1995). Effets de la deltaméthrine et du bendiocarbe en lutte expérimentale contre les criquets sur les invertébrés aquatiques des mares temporaires du centre du Sénégal Rapport 95/3, FAO LOCUSTOX Project, Dakar, Sénégal
- Maeda-Martínez AM, Obregón-Barboza H, Dumont HJ (1995) Laboratory culture of fairy shrimps using baker's yeast as basic food in a flow-through system. Dans: Belk D, Dumont HJ, Maier G (eds) Studies on large branchiopod biology and aquaculture II. Developments in Hydrobiology n° 103, Kluwer Ac Publ, Dordrecht, Pays-Bas, p 141-157
- Moore WG (1957) Studies on the laboratory culture of Anostraca. Trans Amer Micr Soc 76:159-173
- Nieser N (1993) Clé des notonectides de Nioro du Rip et Richard-Toll (Sénégal). Document interne du Projet LOCUSTOX, FAO, Dakar, Sénégal
- OCDE (1993) OECD guidelines for testing of chemicals. Volume 1 and 2. Organisation du Développement et Coopération Economiquefor, Paris
- Persoone G (sous presse) Development and validation of toxtkit microbiotests with invertebrates, in particular crustaceans. Dans: Wells PG, Lee K, Blaise C (eds) Microscale aquatic toxicology. Advances, techniques and practice. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, Florida
- Persoone G, Janssen C, De Coen W (1994) Cyst-based toxicity tests X: comparison of the sensitivity of the acute *Daphnia magna* test and two crustacean microbiotests for chemicals and wastes. Chemosphere 29:2701-2710
- Rhône-Poulenc (non doté) Fipronil (brochure d'information technique distribuée par le producteur). Rhône-Poulenc, Secteur Agro, Lyon, France

- Sam ST (1979) A simple technique for continuous feeding of *Streptocephalus dichotomus* Baird (Crustacea: Anostraca). *J Madurai Kamaraj Univ* 8:67-72
- Steel RGD, Torrie JH (1980) Principles and procedures of statistics. A biometrical approach. 2nd ed, McGraw-Hill, New York
- Sublette JE, Sublette MS (1967) The limnology of playa lakes on the Llano Estacado, New Mexico and Texas. *Southwest Naturalist* 12:369-406
- Tomlin C ed (1994) The pesticide manual, incorporating the agrochemicals handbook. 10th ed. British Crop Protection Council, Farnham
- Van Rijn JP, Van Straalen NM, Willems J (1995) Handboek bestrijdingsmiddelen. Gebruik en milieu-effecten. VU Uitgeverij, Amsterdam (*en Néerlandais*)
- Widianarko B, N Van Straalen (1996) Toxicokinetics-based survival analysis in bioassays using nonpersistent chemicals. *Environm Toxicol Chem* 15:402-406
- Wiggins GB, Mackay RJ, Smith IM (1980) Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Arch Hydrobiol/Sup* 58:97-206
- Williams DD (1987) The ecology of temporary waters. Croom Helm Ltd, Beckenham, Kent, UK, p205
- Williams WD (1985) Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semi-arid and arid regions. *Hydrobiologia* 125:85-110

Annexe 2.1 : Résumé des tests de toxicité aiguë avec 8 insecticides vis-à-vis d'Anisops sardous femelles

Insecticide	Nom commercial (g/mL)	Conc.	Formulation	Code de tests	Début du test	Sol. de base	pH	Conductivité (µS/cm)	% oxygène			température (°C)			mortalité (%)		24h (µg/L)		48h (µg/L)	
									0h	24h	48h	0h	24h	48h	0h	24h	48h	0h	24h	48h
Fenitrothion	Sunition	500	ULV	AFN.2	30/94	Barkovci	6.4		98			28.0			5	14.9	11.9-18.7	5	7.8	6.2-9.8
				AFN.3	14/9/94	Barkovci	6.6		94	26.0	5	15.1	11.7-19.7	5	6.8	6.8-11.3				
				AFN.4	14/10/94	Barkovci	6.6	315	106	28.6	29.0	29.9	0	20.8	18.1-24.0	0	9.3	8.1-10.6		
Oxiprotos	Dursban	225	ULV	ACP.1	12/9/95	Gardling	7.3	302	91	3	6	27.7	27.7	26.1	0	1.60	1.44-1.77	0	0.92	0.83-1.01
				ACP.2	15/9/95	Gardling	7.1	300	86	50	25	28.8	27.4	28.1	0	1.53	1.28-1.82	0	0.88	0.74-1.04
				ACP.3	16/9/95	Gardling	7.2	296	85	52	31	26.5	27.9	27.3	0	1.62	1.43-1.84	0	0.91	0.80-1.03
Malathion	Fylanon	1230	ULV	AML.2	21/10/94	Barkovci	6.4		94			27.9	29.2	28.2	0	78.0	89.4-87.6	0	40.5	34.8-47.1
				AML.1	22/9/95	Debreve	6.5	318	59	55	11	26.0	27.0	27.0	0	76.2	67.8-85.6	0	44.9	39.8-50.7
				AML.2	22/9/95	Gardling	7.0	301	87	69	25	27.5	26.5	27.1	0	59.4	52.4-60.5	0	41.4	36.3-47.1
Bardocoba	Ficam	200	ULV	ABD.2	31/1/95	Debreve	7.3	300	91	56	39	27.3	27.0	26.2	5	567	372-864	5	567	372-864
				ABD.2	11/9/94	Barkovci	6.6		86			26.0			0	361	285-457	0	332	262-421
				ABD.3	14/9/94	Barkovci	6.7	315	94			26.0			0	267	222-371	0	275	213-355
Deltaméthrine	Debs	7.5	ULV	ADT.1	11/9/94	Barkovci	6.8		96			29.0			0	0.011	0.008-0.015	0	0.010	0.008-0.014
				ADT.2	14/10/94	Barkovci	6.4		104			26.2			0	0.014	0.011-0.017	0	0.013	0.010-0.016
				ADT.3	14/10/94	Barkovci	6.5		100			26.7	26.3	30.4	0	0.014	0.012-0.016	0	0.014	0.012-0.016
Lambdacyhalothrine	Karate	40	ULV	ALD.2	14/10/95	Gardling	7.6	301	91	1	1	26.6	27.2	27.3	0	0.024	0.019-0.030	0	0.023	0.018-0.028
				ALD.3	14/10/95	Gardling	6.0	297	93	1	5	27.0	27.0	26.8	5	0.031	0.025-0.036	5	0.031	0.025-0.036
				ALD.5	19/10/95	Debreve	7.3	304	91	52	30	27.1	26.7	25.3	0	0.024	0.020-0.030	0	0.023	0.019-0.029
Dibutazone	Dimitin	450	ODC	ADFODC.1	24/9/95	Debreve	7.3	301	84	35	52	27.7	27.4	27.0	0	2210	1220-3300	0	2000	1220-3300
				ADFODC.2	28/9/95	Gardling	7.2	302	85	56	36	27.0	26.5	27.1	0	1960	1050-3650	0	1800	1580-2030
				ADFODC.4	29/9/95	Debreve	7.7	302	84	33	28	26.8	26.8	27.3	0	2210	1870-2620	0	2020	1710-2390
Fipronil	Fipronil	20	ULV	AFP.4	16/10/95	Gardling	6.3	312	90	50	12	27.5	27.1	26.6	0	16.3	11.7-22.6	0	7.55	5.44-10.48
				AFP.5	19/10/95	Debreve	7.9	297	83	63	41	26.6	26.5	25.4	0	26.6	19.9-35.6	0	12.03	9.04-16.01
				AFP.6	19/10/95	Debreve	7.8	296	87	64	43	27.1	26.2	25.7	0	16.9	13.8-25.9	0	6.16	5.98-11.19
Moyenne						7.0	303	91	43	26	27.3		0.8			0.8				
écart-type							0.5	7	9	23	16	0.8		1.9			1.9			

Annexe 2.2 : Résumé des tests de toxicité aiguë avec *B. insecticides vis-à-vis de Streptocephalus sudanicus* femelles

Insecticide	Nom commercial	Conc. (g/mL)	Formulation	Code de tests	Date du test	Source des animaux	pH	Conductivité (µS/cm)	% oxygène			température (°C)			mortalité (%)	24h (µg/L)	95% IC	mortalité (%)	48h (µg/L)	95% IC
									0h	24h	48h	0h	24h	48h						
Fertiobion	Sunition	500	ULV	SFN 5	21/8/95	Gardang	5.4	98	89	63	62	27.0	26.8	26.5	0	3376	2645-4208	0	1102	869-1397
				SFN 6	22/8/95	Gardang	5.6	111	89	65	52	27.2	26.6	26.3	0	3379	2874-3974	0	1291	1098-1519
				SFN 7	22/8/95	Gardang	6.3	101	63	69	56	27.0	26.2	26.6	0	3657	2900-4613	0	1309	1044-1642
				SCP 3	26/8/95	Debreve	5.7	99	88	81	60	26.3	27.1	27.1	0	9.54	6.02-15.13	0	3.08	1.93-4.83
				SCP 4	27/8/95	Debreve	5.8	98	85	76	61	26.5	26.7	26.3	0	9.51	7.00-12.91	0	4.55	3.25-6.37
				SCP 7	13/10/95	Debreve	6.5	105	90	53	40	27.7	27.0	26.6	0	6.19	5.12-7.49	0	3.05	2.53-3.68
				Milbition	Fylenon	1200	ULV	SML 2	27/8/95	Debreve	5.7	99	88	72	60	27.0	27.0	26.3	0	>145000
				SML 3	27/8/95	Debreve	5.8	102	85	74	59	26.9	26.1	26.6	0	>145000	52220	0	52220	36820-73860
				SML 4	27/8/95	Debreve	5.8	101	84	76	59	27.2	26.8	26.4	0	>145000	60280	0	60280	43730-83090
Bardocarbe	Rican	200	ULV	SBD 2	18/8/95	Gardang	5.8	86	87	86	70	27.5	26.5	27.1	0	55.6	45.1-68.5	0	31.0	24.6-39.0
				SBD 3	18/8/95	Gardang	5.8	87	87	74	59	27.3	26.6	27.3	0	96.3	73.7-123.3	0	40.7	31.5-52.7
				SBD 4	21/8/95	Gardang	5.5	97	87	66	63	26.5	26.7	26.6	0	69.1	56.5-84.5	0	54.7	44.8-66.9
				SDT 2	24/8/95	Gardang	5.5	101	84		40	27.3	27.1	26.6	0	0.031	0.021-0.047	0	0.017	0.011-0.028
Deltaméthrine	Deds	7.5	ULV	SDT 3	24/8/95	Gardang	6.5	103	69			26.0			0	0.026	0.019-0.034	5	0.019	0.013-0.029
				SDT 4	31/8/95	Gardang	5.8	101	86	61	40	27.3	27.1	26.6	0	0.051	0.033-0.081	0	0.017	0.009-0.033
				SLD 8	9/11/95	Debreve	5.9	100	83	62	57	27.0	26.3	26.6	0	0.186	0.115-0.303	10	0.024	0.015-0.040
Lindacyclostère	Karate	40	ULV	SLD 9	9/11/95	Debreve	6.0	103	87	75	52	26.3	26.3	26.5	0	0.181	0.113-0.289	10	0.032	0.020-0.052
				SDF 1	31/8/95	Gardang	5.8	100	87	60	49	27.6	27.3	26.9	0	12.6	8.4-19.6	0	0.60	0.42-0.86
Dibuturon	Dimin	80	OF	SDF 5	21/8/95	Debreve	7.3	97	92	82	54	27.0	26.9	26.9	0	13.0	8.3-20.4	0	0.76	0.58-0.98
				SDF 6	21/8/95	Debreve	7.5	94	92	81	57	27.0	26.8	26.6	0	14.0	7.9-24.9	0	0.88	0.50-1.54
				SFP 3	10/11/95	Debreve	5.7	102	85	65	64	25.4	26.7	26.1	0	83.3	49.2-141.0	5	9.53	5.92-15.34
Fipronil	Fipronil	20	ULV	SFP 4	10/11/95	Debreve	5.8	101	89	70	61	25.6	26.6	26.6	0	71.3	41.1-123.5	0	10.10	6.16-16.58
				SFP 6	13/11/95	Debreve	5.7	102	84	61	62	26.9	26.1	25.3	5	47.0	33.4-88.1	5	10.21	7.22-14.45
				Moyenne						6.0	99	85	69	57	26.7		0.2			1.5
écart-type							0.5	5	7	8	7	0.5		1.0			3.2			

Annexe 2.3 : Classification de la toxicité aiguë sur les organismes aquatiques.

Classe	CL(E) 50 (mg/l)
très toxique	<1
modérément toxique	1-10
légèrement toxique	10-100
très légèrement toxique	>100

Source : Canton et al. (1991)

Annexe 2.4 :

Toxicité de huit insecticides sur deux espèces aquatiques standard

Insecticides	Daphnia Magna 48h-CL(E)50(µg/l)	Salmo Gairdneri 96h-CL50(µg/l)	Références
fénitrothion	1,6	2,000	Van Rjin et al. (1995)
chlorpyrifos	1,7	3	Tomlin (1994)
malathion	1	200	Van Rjin et al. (1995)
bendiocarbe	160	1,550	Tomlin (1994)
deltaméthrine	3,5	0,91	Tomlin (1994)
lambdacyhalotrine	0,36	0,24	Tomlin (1994)
diflubenzuron	7,1	140.000	Tomlin (1994)
fipronil	190	248	Rhone-Poulenc (sans date)

CHAPITRE 3 :

Effets de la lutte contre les sauteriaux avec le fénitrothion sur la mortalité naturelle des oothèques au Sénégal (traitements de 1992)

Harold Van der Valk, Abdoulaye Niassy et Alioune Bèye

RESUME

L'utilisation des insecticides en lutte antiacridienne peut menacer les prédateurs des arthropodes ou les parasitoïdes qui recherchent ces insectes. Ces effets indésirables de la lutte chimique contre les criquets et contre les sauteriaux pourrait ainsi créer une résurgence des ravageurs.

Dans ce document, nous évaluons l'impact de l'insecticide fénitrothion sur les populations de sauteriaux post-hivernales et leurs ennemis naturels. Nous avons suivi dix-sept traitements opérationnels exécutés sur les criquets sénégalais (*Oedaleus senegalensis*) par la Direction de la Protection des Végétaux du Sénégal. Nous avons également estimé les populations d'oothèques pendant la saison sèche suivante. Le degré de mortalité causée par les ennemis naturels a également été évalué.

La grande majorité des oothèques retrouvés étaient pondus par *Kraussaria angulifera*. La densité des oothèques dans les zones préalablement traitées était environ deux fois plus importante que dans les zones non traitées. Néanmoins, la fraction d'oothèques attaqués était similaire dans les parcelles traitées et dans les parcelles non traitées. Aucun impact significatif n'a été observé en saison sèche sur les populations larvaires des deux prédateurs des oothèques que sont les Bombyliidae (Diptera) et *Pimelia senegalensis* (Coleoptera, Tenebrionidae).

Notre hypothèse est que les densités plus élevées d'oothèques observées dans les parcelles traitées au fénitrothion étaient dues à une réduction de la prédation sur les larves, plutôt que sur les oothèques de *K. angulifera*. Cette espèce éclot plus tard, dans l'hivernage que *O. senegalensis*. Ainsi la lutte contre le criquet sénégalais pourrait tuer les prédateurs, d'où il résulterait une plus faible mortalité au sein des nouvelles populations de *Kraussaria*.

INTRODUCTION

En Afrique, les oothèques de sauteriaux et de criquets peuvent être soumises à une importante mortalité naturelle causée par des prédateurs arthropodes et des parasitoïdes, bien que d'importantes variations locales aient été trouvées dans le passé (Greathead 1963, 1966). Le degré de mortalité varie selon l'habitat et les espèces de sauteriaux étudiés (tableau 3.1).

Tableau 3.1 Quelques exemples de mortalité naturelle des oeufs de sauteriaux en Afrique de l'ouest (mise à jour de Niassy *et al.* 1993)

Pays	Espèces	% Mortalité	Agent Principal	Source
Mali, Niger	<i>Odaleus senegalensis</i>	43-77	Tenebrionidae	Popov 1980
Nigeria	<i>Odaleus senegalensis</i>	10-56	Tenebrionidae, Bombyliidae	Anene et Vajime 1989
Mali	<i>Odaleus senegalensis</i>	40-80	non déterminé	SNPV 1990
	autres	0-80	non déterminé	
Niger	<i>Odaleus senegalensis</i>	60-70	Bombyliidae	in Popov <i>et al.</i> 1980
Mali	<i>Locusta migratoria</i>	13	Scelionidae	in Popov <i>et al.</i> 1990
Sénégal	principalement <i>Kraussaria angulifera</i>	0-43	non déterminé	Bèye et Ndiaye 1993
Sénégal	principalement <i>Kraussaria angulifera</i>	8-52	en majorité Tenebrionidae	Niassy <i>et al.</i> 1993
Sénégal	<i>Odaleus senegalensis</i> et <i>Kraussaria angulifera</i>	12-38	Tenebrionidae (sur <i>K. angulifera</i>) et Bombyliidae (sur <i>O. senegalensis</i>)	Ba et Bèye 1995

La lutte contre les criquets et les sauteriaux à l'aide d'insecticides synthétiques pourrait tuer les arthropodes prédateurs ou parasitiques. Cela pourrait consister en une réduction de la mortalité naturelle des oothèques et par conséquent en une augmentation des populations de sauterelles. Néanmoins, cette augmentation n'a jamais été démontrée sur le terrain.

Cette étude recherche les effets du fénitrothion sur la mortalité naturelle des oothèques après des applications régulières non-expérimentales dans le centre du Sénégal. Il s'agit d'un travail qui a suivi celui mené en 1991 (Niassy *et al.* 1993). Ils ont démontré que les traitements d'insecticides avec le fénitrothion appliqué durant la saison des pluies n'a pas réduit la mortalité naturelle des oothèques de sauteriaux. De plus, ils ont identifié un ennemi naturel potentiellement important des oothèques dans le centre du Sénégal que sont les larves de coléoptères ténébrionides. Nous présentons ici une étude similaire comme celle présentée en 1991, mais sur une échelle plus large. Les discussions ci-dessus prennent en considération les résultats des deux études.

Matériels et méthodes

Zone de l'étude

L'étude a été menée dans le centre du Sénégal, dans une zone qui se situe environ entre les villes de Kaolack et de Koungheul. Il s'agit d'une zone de pâturage parsemée de cultures hivernales (surtout du mil et de l'arachide). La pluviométrie annuelle de la région varie entre 150 et 600 mm.

Présentation générale de l'étude.

Les dix-sept traitements au fénitrothion contre les sauteriaux menés par la Direction de la Protection des Végétaux, ont été suivis concernant les principaux paramètres d'application. Les traitements ont été effectués selon la pratique normale de la DPV, et le personnel du projet n'est pas intervenu à ce stade. Les limites des parcelles pulvérisées ont été marquées à la peinture blanche afin de faciliter les visites après plusieurs mois. Pour chaque parcelle traitée, il a été identifié une zone non traitée à côté, en amont, par rapport à la zone pulvérisée, pour éviter toute possibilité de contamination par la dérive du traitement. Le tableau 3.2 donne la localisation de chaque bloc.

Tableau 3.2. Location des blocs pulvérisés

Bloc	Localisation	Coordonnées	Description
1	Sibassor-Ngoloth	14°12'N-16°09'W	champs de mil sorgho et arachide
2	Ndiouth Mor Coumba	14°16'N-15°23'W	champs de mil et arachide
3	Ndiobène samba Lama	14°17'N-15°11'W	pâturages
4	Guinte Pathe	14°15'N-14°56'W	pâturages et champs de mil et arachide
5	Guinte Pathe	14°15'N-14°56'W	pâturages champs de mil mais et arachide
6	Guinte Pathe	14°15'N-14°56'W	pâturage et champs de mil et arachide
7	Ribot Escale	14°23'N-14°41'W	champs de mil et arachide
8	Bokidior	14°20'N-14°42'W	champs de mil et arachide
9	Bokidior	14°20'N-14°42'W	champs de mil et arachide
10	Khelkom Diabel	14°37'N-15°W	savane non cultivée semi aride
11	Khelkom Diabel	14°37'N-15°25'W	savane non cultivée semi aride
12	Khelkom Diabel	14°37'N-15°25'W	savane non cultivée semi aride
13	Khelkom Diabel	14°37'N-15°25'W	savane non cultivée semi aride
14	Afe Thiamene	14°25'N-14°44'W	champs de mil sorgho et arachide
15	Thiakhatié Peul	14°43'N-14°43'W	champs de mil sorgho et arachide
16	Fass Thioyéne	14°18'N-14°55'W	champs de mil sorgho et arachide
17	Thioyéne	14°18'N-14°55'W	champs de mil de sorgho et arachide

Toutes les parcelles traitées ainsi que les zones témoin avaient été visitées en fin janvier -début février 1993 et des prospections intensives des oothèques de sauteriaux ont été menées. Cela s'est passé 4-6 mois après les traitements et environ 3 mois après les dernières pluies dans la plupart des zones. La destruction des oothèques par les ennemis naturels et les densités de certains groupes d'ennemis naturels ont été enregistrées.

Application de l'insecticide

Tous les traitements ont été menés avec l'insecticide fénitrothion (Sumithion L-50 de Sumitomo Chemical Corporation) dans une formulation de 500 g m.a./ultra bas volume. Le pesticide était appliqué à l'aide d'un pulvérisateur Berthoud Super Puma monté sur un petit camion Unimog. La tête du pulvérisateur était située à environ 3 mètres du niveau du sol. Le spectre des gouttelettes émises par le pulvérisateur pour le réglage d'opération n'a pas été déterminé, mais d'après des expériences précédentes, il est assez large.

Dans tous les cas, le volume de pesticide au début du traitement et le volume restant après traitement ont été mesurés à 5 litres près, afin de calculer le volume total appliqué. Les tailles des parcelles à pulvériser étaient estimées à l'aide d'un véhicule odomètre. Dans tous les cas où cela n'était pas possible, la surface de la zone traitée était estimée au moyen de la vitesse du véhicule, la durée totale de la pulvérisation, l'estimation de l'espacement des passes et le nombre de passes. Le calcul du dosage de la zone était basé sur le volume total de la formulation appliquée et l'estimation de la superficie traitée.

La température de l'air était mesurée au début et à la fin du traitement à l'aide d'un psychomètre à aspiration, à chaque fois que possible. La gamme des vitesses de vents était mesurée au début et à la fin du traitement à l'aide d'anémomètre.

Les densités de sauteriaux

Dans la plupart des cas, les espèces de sauteriaux présentes dans les parcelles à traiter, ainsi qu'une estimation de leurs densités, ont été fournies par le personnel de la DPV.

Echantillonnage des sols

Des échantillons des sols ont été prélevés afin d'évaluer les densités des oothèques, le niveau de la mortalité naturelle des oeufs et la présence de certains ennemis naturels. Ceci a été fait sur tous les blocs à la fin du mois de janvier et durant la première partie du mois de février 1993.

Dans toutes les parcelles (traitées et non traitées), 90 échantillons de sol ont été prélevés. Chaque échantillon mesurait 50cm x 50cm et avait une profondeur de 20cm. De ces échantillons, 30 étaient prélevés sous des arbres, 30 sous et autour des arbustes et 30 sur sol nu ou végétation clairsemée. Les échantillons étaient disposés en 1 médiane et 2 diagonales transversales dans l'hectare central de chaque parcelle.

Chaque échantillon était soigneusement examiné au champ pour retrouver des oothèques de sauteriaux et certains ennemis naturels. Tous les oothèques étaient comptés et classés comme "intact" ou "endommagé". Les échantillons étaient alors étiquetés, placés dans des containers fermés à l'aide d'un moustiquaire et envoyés au laboratoire de la DPV à Dakar. Les ennemis naturels des oothèques de sauteriaux tels que le *Pimelia senegalensis* (Coleoptera, Tenebrionidae) et les larves de Bombyliidae (Diptera) étaient comptés à chaque fois qu'ils étaient présents dans un échantillon et stockés dans de l'alcool pour identification ultérieure.

La mortalité naturelle a été évaluée plus en détail au niveau du laboratoire, environ 1 mois après l'étude sur le terrain. Les dommages survenus sur les oothèques étaient classifiés selon les critères suivants : les oothèques ayant de grands trous dans la paroi, souvent dépourvus de leur contenu, et parfois avec des larves de ténébrionides encore nichées dans la paroi étaient considérés comme typiques des attaques de ténébrionides. Tous les ténébrionides retrouvés dans les oothèques avaient une forme "pimeloïdale". Comme *Pimelia senegalensis* est la seule espèce de ténébrionide de forme pimeloïdale communément présent dans la zone, nous avons conclu que ces dommages avaient été causés par *Pimelia senegalensis*. Les oothèques qui présentaient de petits trous dans la coquille étaient considérés comme attaqués par des parasitoïdes ou autres prédateurs. Dans ce cas, la paroi de l'oothèque était ouverte pour évaluer le véritable dommage des oeufs.

Analyse statistique

Toutes les comparaisons statistiques des moyennes entre les zones témoins et les zones traitées étaient effectuées avec des tests appariés T de Student après vérification de l'homogénéité des variances. Si les variances n'étaient pas homogènes, les valeurs étaient transformées par log. Les pourcentages étaient toujours transformés en utilisant une transformation par arcsine. La comparaison des coefficients de régression linéaire était effectuée par analyse des variances. Les tests -G pour l'analyse des fréquences ont suivi Sokal et Rohlf (1981). Le package statistique du MSTAT-C 1,0 pour ordinateurs personnels était utilisé dans la plupart des calculs (MSU, 1989).

Nous avons considéré la probabilité de l'écart-type à 10% ($\alpha = 0,1$) comme acceptable pour ce type d'étude sur le terrain.

RESULTATS

Les applications de pesticides

Les détails des applications de pesticides sont résumés dans le tableau 3.3.

Tous les traitements ont été effectués lorsque la vitesse des vents était au-dessus de 1 m/s, considéré comme acceptable pour une pulvérisation ULV par dérive. Aucun traitement n'était effectué durant les heures les plus chaudes de la journée au moment de la convection qui réduit le dépôt d'insecticide. Dans un certain nombre de cas, les paramètres météorologiques ne pouvaient être collectés à cause d'un matériel défectueux.

Tableau 3.3 Paramètres d'application pour les différentes parcelles traitées.

n° bloc	date du traitement	heure début et fin	temp (°C)	vitesse du vent (m/s)	volume appliqué (l)	zone traitée (ha)	dose appliquée (g m.a/ha)
1	19 Juin + 20 Juin	17 ⁰⁰ - 18 ¹⁰ 09 ⁰⁰ - 09 ⁴⁵	30 - 31 24	1 - 3 1 - 2	350	250	700
2	7 Août	17 ²⁰ - 18 ³⁵	35	1 - 2	100	60	833
3	6 Août	—	—	—	64	31	1030
4	15 Août	08 ²⁰ - 09 ⁴⁰	---	2 - 4	100	80	625
5	15 Août	09 ⁵⁰ - 11 ¹⁰	---	1 - 4	100	70	715
6	15 Août	16 ⁰⁰ - 17 ⁰⁰	---	1 - 3	55	80	345
7	21 Août	16 ⁵⁰ - 18 ⁰⁰	---	1 - 3	50	90	275
8	22 Août	08 ⁵⁵ - 09 ⁴⁵	30 - 31	1 - 4	50	70	360
9	22 Août	10 ⁰⁰ - 10 ⁴⁵	31 - 33	1 - 4	50	80	345
10	26 Août	08 ⁵⁰ - 09 ³⁰	28	1 - 3	120	90	665
11	26 Août	09 ¹⁵ - 11 ⁰⁵	28 - 30	1 - 2	150	170	440
12	26 Août	09 ⁴⁵ - 10 ³⁵	28 - 30	1 - 3	100	150	335
13	27 Août	---	30	2 - 3	100	150	335
14	3 Sept.	08 ²⁵ - 11 ⁰⁰	29	1 - 4	150	300	250
15	6 Sept.	10 ³⁰ - 11 ³⁰	27 - 29	1 - 4	50	50	500
16	21 Sept.	08 ⁰⁵ - 09 ⁰⁰	---	---	25	50	250
17	20 Sept.	09 ³⁰ - 10 ¹⁵	---	---	50	40	625

— ; données non relevées

La dose d'application recommandée localement pour tous les traitements était de 350 g m.a/ha ou 700 ml de formulation /ha. Comme le démontrent les taux de doses réellement appliquées, les doses recommandées n'étaient appliquées que dans 5 parmi 17 cas. Les taux réels variaient de 70 à 295% des taux prévus, le taux moyen appliqué étant d'environ 1,5 fois le taux prévu. Cette déviation a été causée par une insuffisance de calibrage d'équipement ainsi que la pratique de l'application.

Les populations de sauteriaux

Dans tous les cas, *Oedaleus senegalensis*, larves et adultes, était l'espèce de sauteriaux la plus communément présente au moment du traitement, représentant en moyenne 55 % de l'ensemble des espèces. Les autres espèces régulièrement observées étaient *Kraussaria angulifera* (presque uniquement des larves), *Kraussaria amabile* (généralement des larves) et *Acrida bicolor* (adultes et larves). Le reste est composé d'environ 10 autres espèces mineures. Les densités totales de sauteriaux avant traitement allaient de 2 à 40 individus par mètre carré (en moyenne 12/m²).

Impact des traitements sur l'incidence des oothèques.

Toutes les données brutes sont données dans l'Annexe 3.1.

Un total de 5514 oothèques a été collecté durant l'étude. La plupart d'entre eux, environ 85 % étaient *Kraussaria angulifera*, tandis qu'une autre 12 % était *Oedaleus senegalensis*. La grande majorité d'oothèques étaient retrouvés sous les arbres ou arbustes avec seuls 2 % venant de la végétation clairsemée ou du sol nu. Ces derniers étaient pour la plupart *O. senegalensis*.

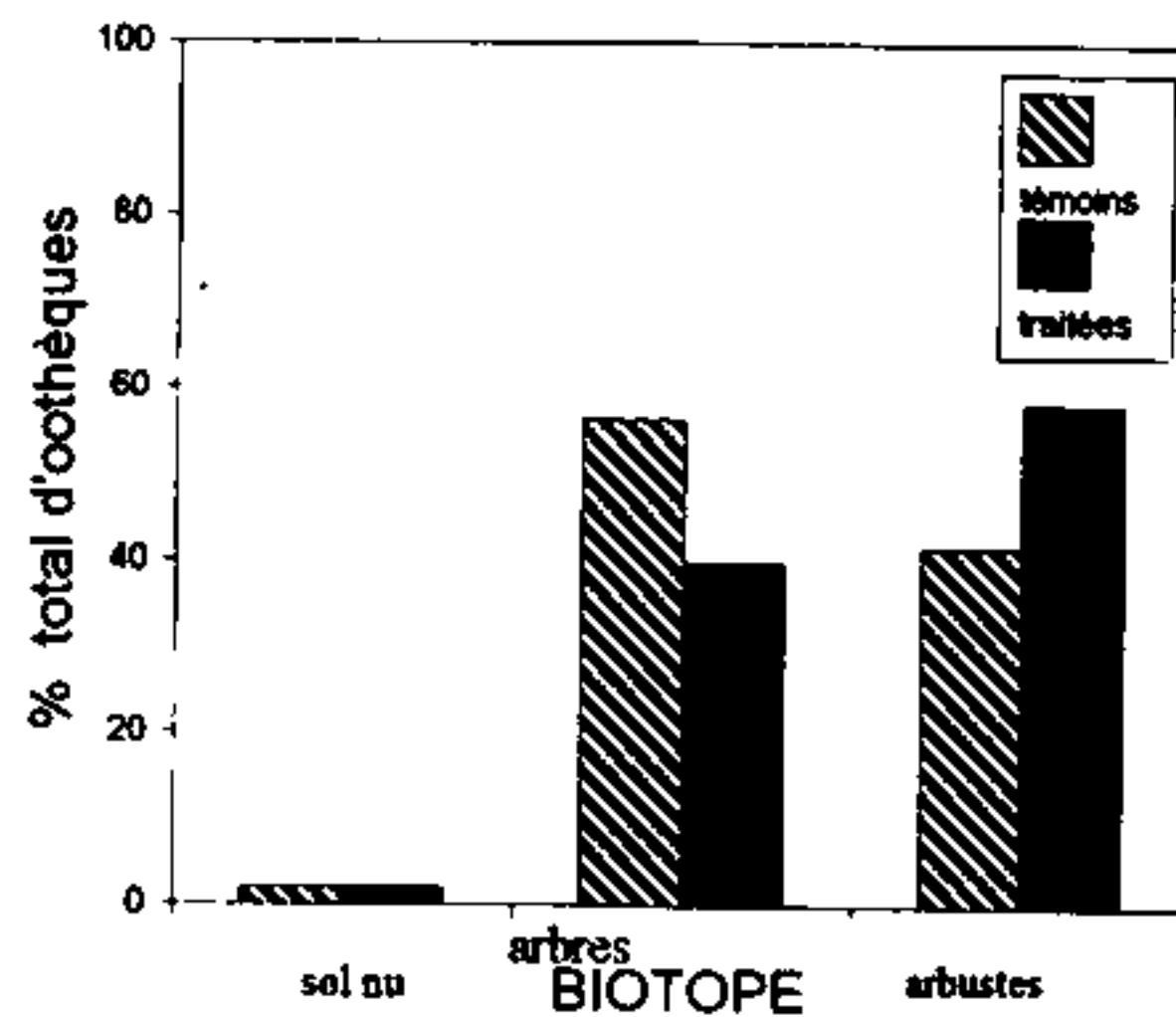


Figure 3.1 : Distribution des oothèques trouvés dans la végétation clairsemée/sur le sol nu, sous les arbres et sous les arbustes. Cette distribution était indépendante des traitements (Test -G; p=0,05)

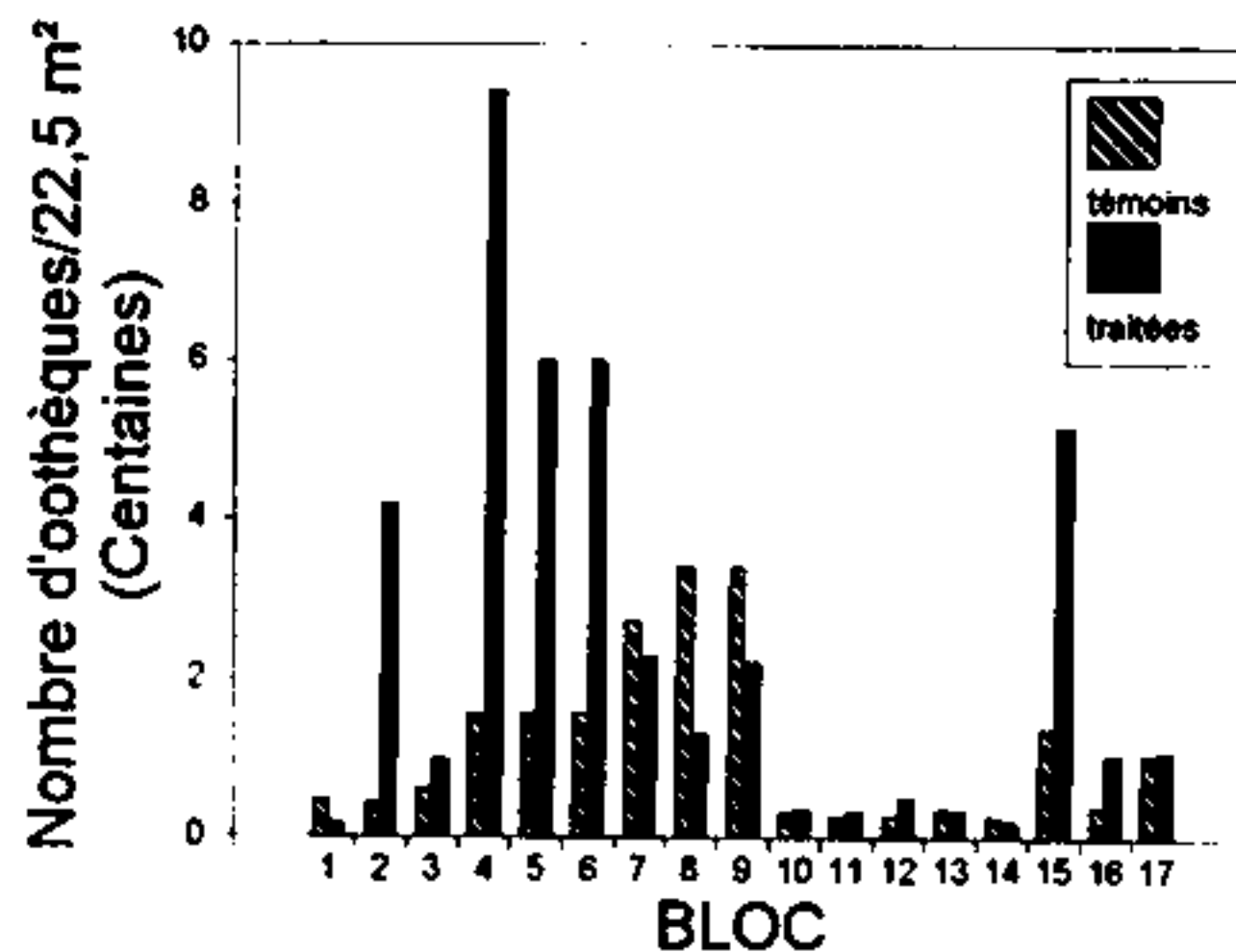


Figure 3.2 : Densités d'oothèques dans les différentes zones traitées et zones témoins durant l'étude de 1992. La densité moyenne est de 5,2 oothèques/m² dans les zones témoins et de 10,9 oothèques dans les zones traitées (p=0,062).

Dans 11 des 17 cas, nous avons retrouvé plus d'oothèques dans les zones traitées que dans les zones témoins. La densité moyenne d'oothèques était de 5,2 oothèques/m² dans les zones non

traitées et de 10,9 oothèques/m², c'est-à-dire le double, dans les zones traitées au fénitrothion. Cette différence était significative (figure 3.2). Nous avons alors quantifié le degré de changement dans la densité des oeufs en relation avec le traitement, comme étant le rapport entre la valeur de la zone traitée et la zone témoin appariée. Un rapport plus élevé que 1 implique que plus d'oothèques ont été retrouvés dans les zones traitées que dans les zones témoins. Les figures 3.3a et 3.3b montrent la relation entre ce rapport et la dose appliquée ou la surface traitée. Les graphiques montrent que les plus grandes densités d'oothèques retrouvées dans les zones traitées n'étaient pas liées à la dose appliquée ni à la taille de la zone traitée.

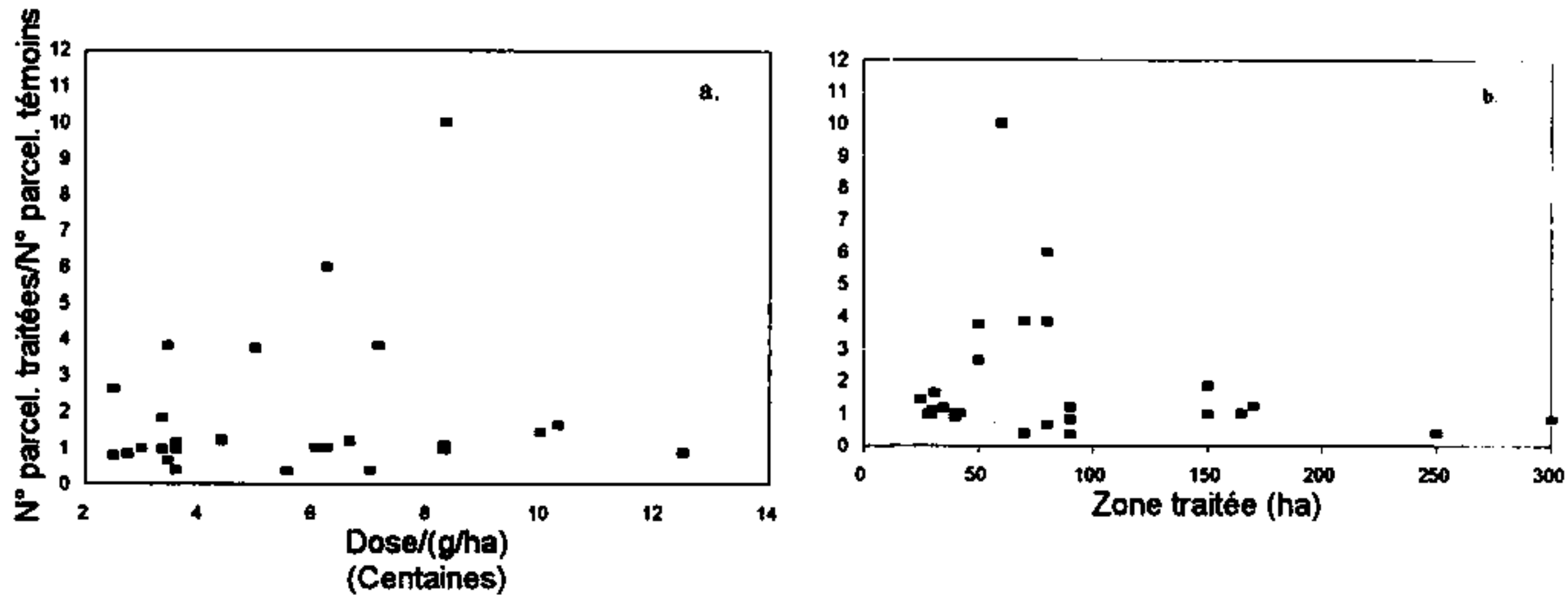


Figure 3.3 : Influence de la dose de fénitrothion appliquée (a) et la taille de la parcelle traitée (b) sur la densité des oothèques de sauteriaux. Le rapport sur l'axe vertical est la densité d'oothèques dans la zone traitée divisée par celle dans la parcelle témoin appariée. Les coefficients de corrélation (r) étaient de 0,39 (a) et de 0,36 (b), ce qui n'était pas significatif.

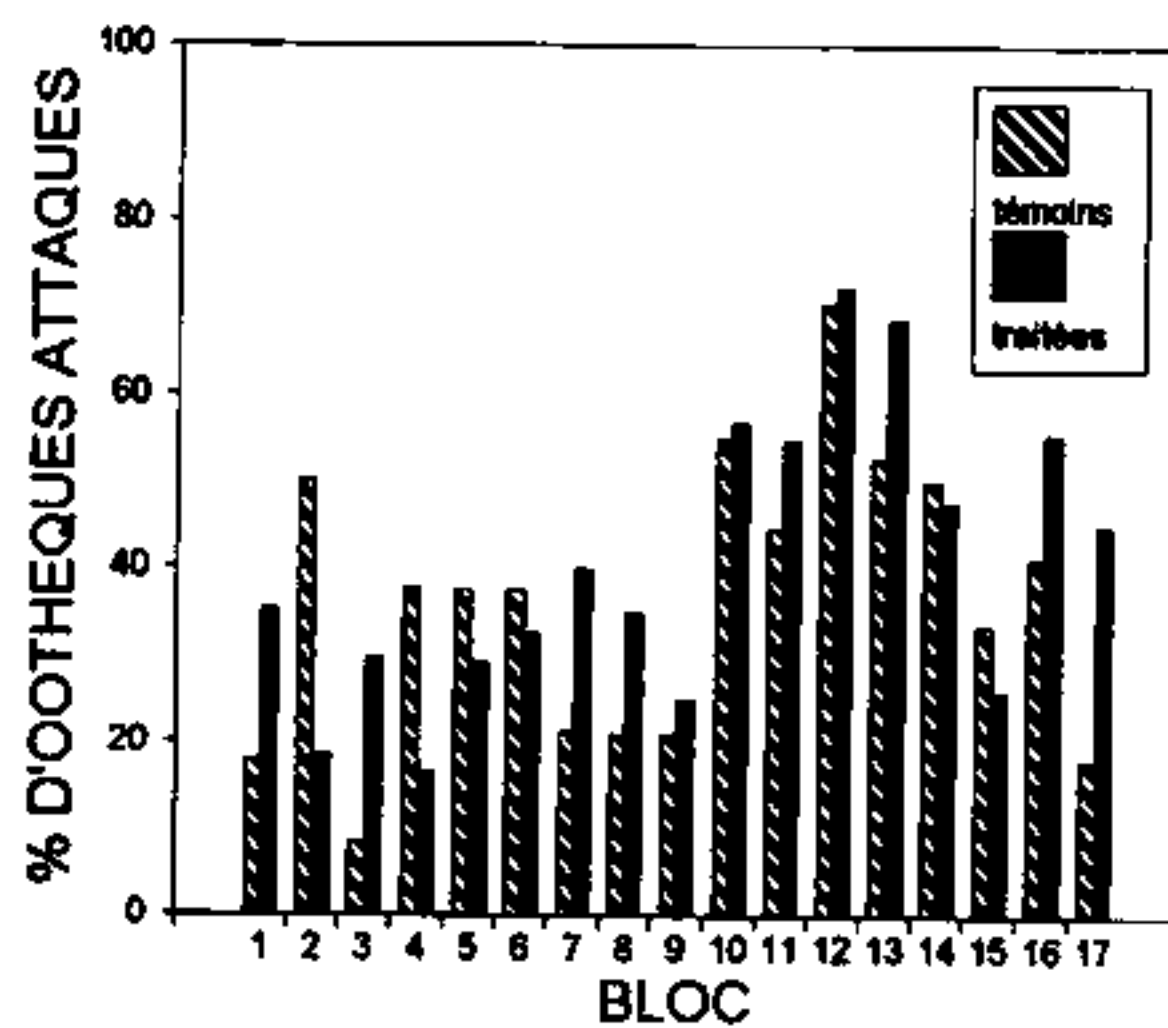


Figure 3.4 : Le pourcentage d'oothèques de sauteriaux qui étaient attaqués par des ennemis naturels dans les zones traitées au fénitrothion et dans les zones non traitées. Il n'y a pas de différence entre les parcelles traitées et les parcelles non traitées. Test de t apparié ; $p=0,28$.

Impact des traitements sur la mortalité des oothèques et sur les ennemis naturels

Entre 8 et 72 % des oothèques ont été attaqués par des ennemis naturels (figure 3.4). Le degré de l'attaque avoisinait 36 % dans les zones témoins et 40 % dans les zones traitées, une différence statistiquement non significative. Sur le nombre d'oothèques attaqués, 81 % présentaient de grands trous longitudinaux dans la paroi, ce qui suggère un dommage causé par des larves de ténébrionides ; 19 % présentaient de petits trous latéraux.

Les densités d'oothèques variaient largement d'un lieu à un autre, allant de 17 à plus de 900 par tranche de 22,5 m² (figure 3.2). Etant donné que la densité des oothèques influe sur les taux de mortalité indépendamment des traitements, nous avons corrélié le pourcentage des oothèques attaqués avec le log. de la densité de ces derniers (figure 3.5). Une plus petite fraction d'oothèques est attaquée avec une plus grande densité d'oothèques suivant une réponse fonctionnelle classique. Les lignes de régression de la figure 3.5 sont parallèles et une augmentation

statistiquement significative dans les taux de l'attaque d'environ 10 % survient dans les zones traitées sur l'ensemble des densités d'oothèques. Cela montre que la possibilité de détecter l'effet d'un insecticide en appliquant des tests de t était plus faible que la régression linéaire, lorsque les densités varient largement.

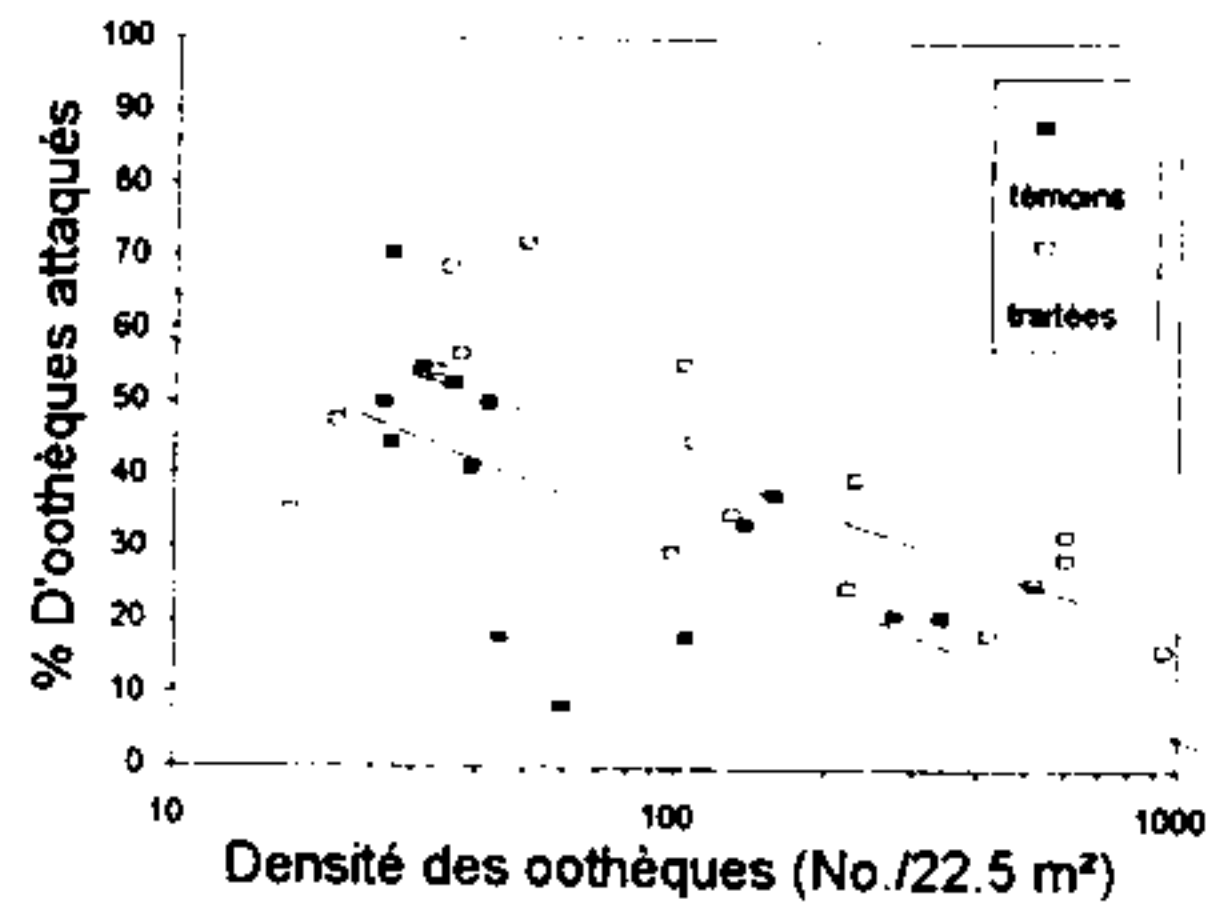


Figure 3.6 : Le pourcentage d'oothèques attaquées par les ennemis naturels régresse contre le log. de la densité des oothèques. Les coefficients de corrélation étaient très significatifs pour les zones témoins ($p=0,008$; ligne continue) et traitées ($p=0,001$ ligne en pointillé). Les inclinaisons des lignes de régression n'étaient pas significativement différentes, mais les niveaux l'étaient ($p=0,06$).

Les nombres de larves de Bombyliidae, ainsi que les larves et adultes de *Pimelia senegalensis*, étaient aussi comptés sur le terrain. Nous avons trouvé beaucoup moins d'insectes à ce moment comparativement à ce qui avait été trouvé durant l'étude de 1991 (Annexe 3.1). Les larves de *Pimelia* étaient collectées en grande partie sous les arbres et arbustes, comme ce fut le cas auparavant. Les Bombyliidae étaient prélevés principalement du sol nu (figure 3.6). En moyenne, la densité des deux groupes de larves était 30-40 % plus grande dans les zones traitées que dans les zones témoins, mais à cause de la grande variabilité, ce n'était pas statistiquement significatif (figures 3.7a et 3.7b). Nous avons retrouvé très peu de larves de Meloidae dans les échantillons de sols.

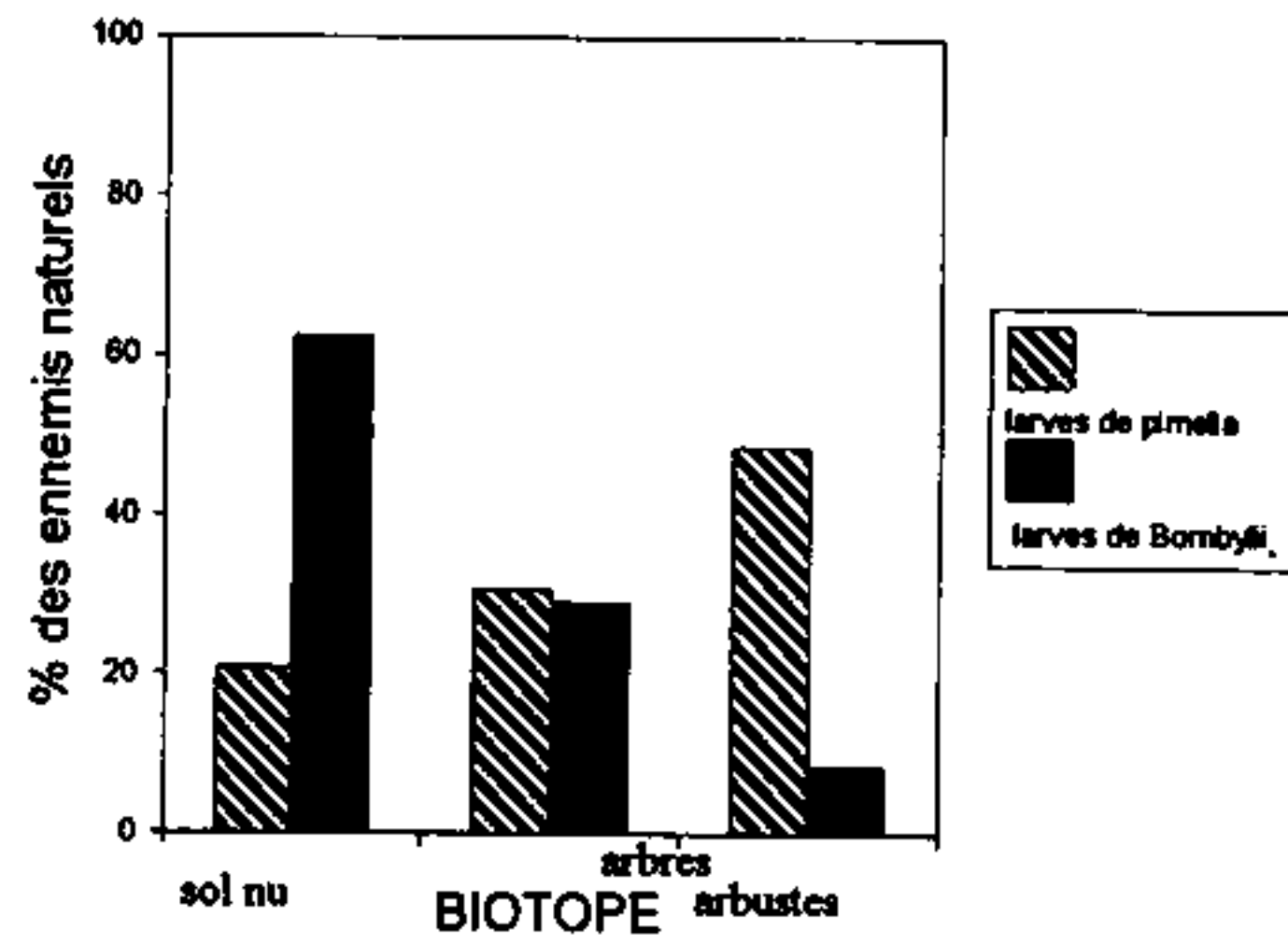


Figure 3.6 : La distribution des larves de Bombyliidae et *Pimelia senegalensis* entre les 3 biotopes d'où étaient collectés des échantillons de sols. Un total de 93 larves de Bombyliidae et 212 larves *Pimelia* a été compté.

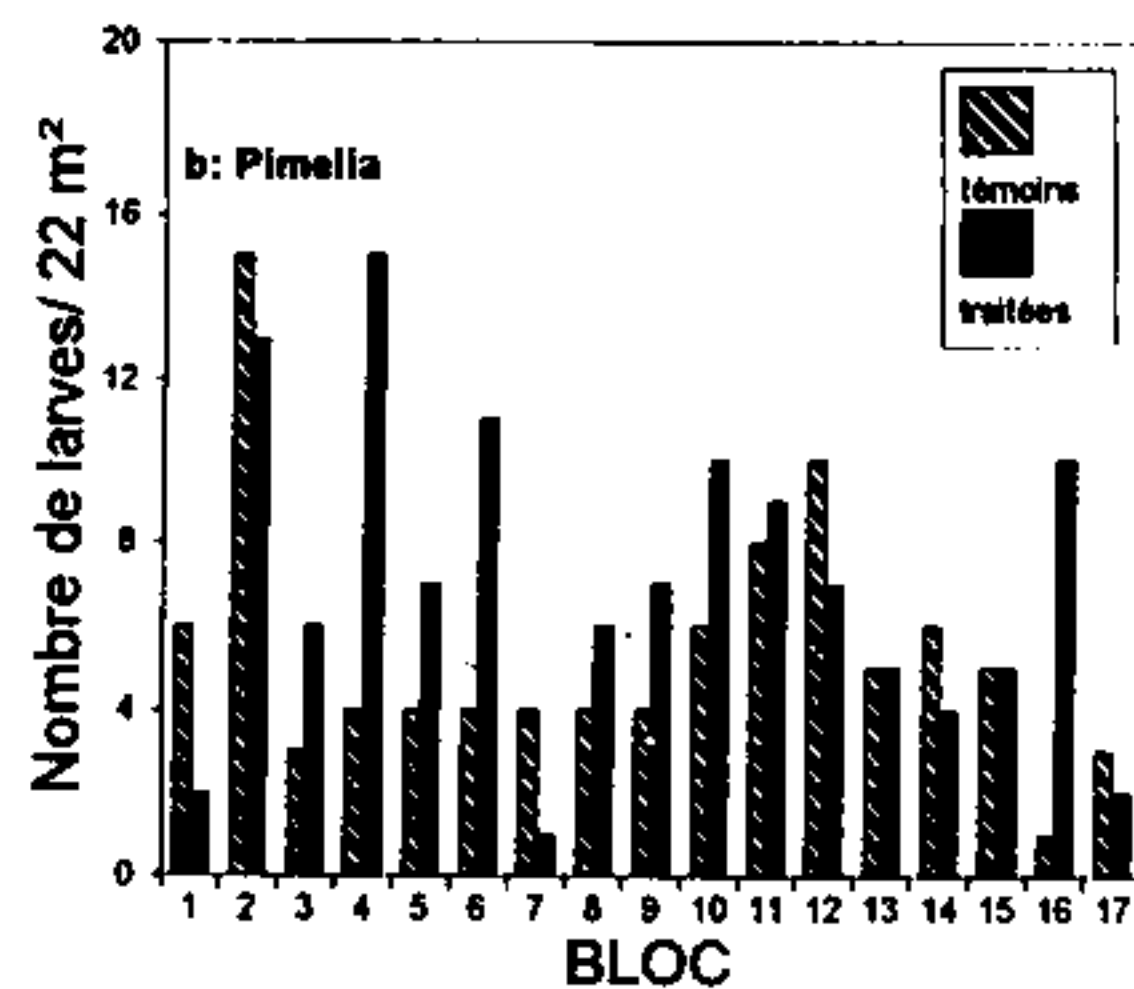
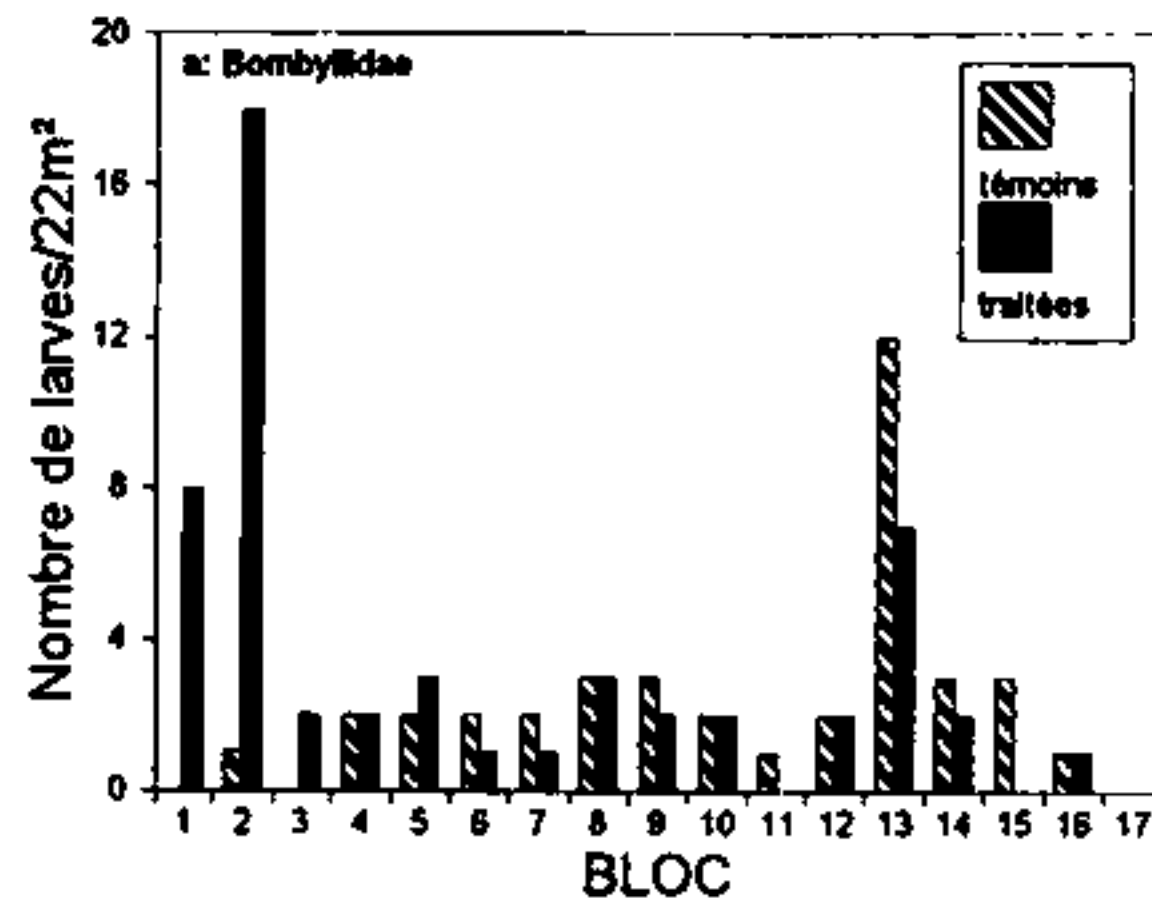


Figure 3.7 : Les densités de larves de Bombyliidae et celle de *Pimelia senegalensis* déterminées dans les différentes parcelles traitées au fénitrothion et celles des témoins. Les densités moyennes de Bombyliidae étaient de 2,3 larves /22,5 m² (zones témoins) et 3,2 larves/22,5 m² (zones traitées) : p=0,47. Les densités moyennes des larves de *Pimelia* étaient de 5,4 larves/22,5 m² (zones témoins) et de 7,1 larves/22,5 m² (zones traitées) : p=0,13.

DISCUSSION

Effet des traitements sur l'incidence des oothèques

En moyenne, nous avons retrouvé deux fois plus d'oothèques dans les parcelles traitées au fénitrothion que dans les zones témoins. Cela peut sembler contradictoire, à partir du moment où les traitements ont été menés dans le but de contrôler la présence des sauteriaux dans les parcelles. On pourrait s'attendre à ce que d'une population adulte plus restreinte, en résulte une plus petite incidence des oothèques. De plus, cela ne semble pas être conforme aux données collectées en 1991 (Niassy *et al.*, publication FAO Tome 1/1997, FAO Siège Rome). Ils ont observé une petite baisse dans la densité d'oothèques dans les zones traitées.

La différence entre les deux études est qu'en 1991, les traitements ont été menés plus tard durant la saison des pluies, tandis que les applications de pesticides en 1992 ont commencé plus tôt. Nous avons alors préjugé de la relation entre la date de la pulvérisation et la densité des oothèques dans la figure 3.8. Excepté pour le tout premier traitement, on trouve une corrélation significative entre l'augmentation de la densité des oothèques dans les parcelles traitées et la date de la pulvérisation: plus le traitement intervient tard au cours de la saison, moins l'augmentation de la densité apparaît (noter néanmoins que la variance expliquée par la date du traitement est petite). Le premier traitement qui n'entre pas dans ce cas, a été effectué à mi-juillet, c'est-à-dire bien avant tous les autres.

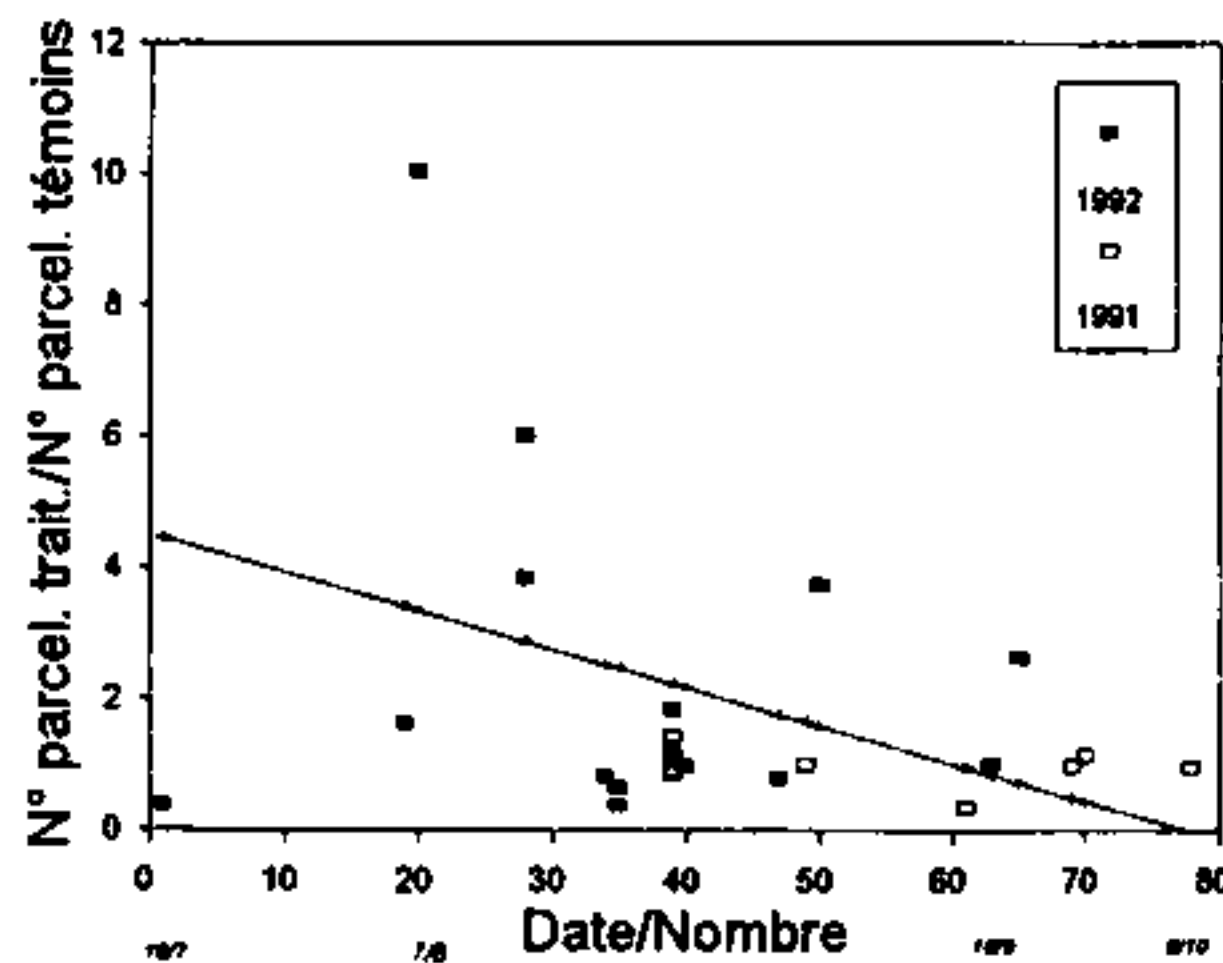


Figure 3.8 : L'effet de la date de la pulvérisation sur le rapport des densités d'oothèques entre les zones traitées et celles non traitées. Excepté pour le tout premier point du graphique, nous avons trouvé une corrélation négative significative. ($R=0,43$; $0,01 < p < 0,05$)

Les deux hypothèses susceptibles d'expliquer cet effet sont discutées ci-dessous :

Bien que les traitements aient été en grande partie menés pour contrôler *Oedaleus senegalensis*, la grande majorité des oothèques retrouvés dans les parcelles étaient ceux de *Kraussaria angulifera*. Les oeufs de cette dernière espèce mettent plus de temps à éclore après le début des pluies que ceux de *O. senegalensis*. Une pulvérisation effectuée tôt durant l'hivernage, dans la zone à étudier durant le mois d'août pourrait tuer les prédateurs larvaires mais peu de *Kraussaria angulifera*, à partir du moment où ils sont au stade d'oeufs (c'est-à-dire qu'en 1991, les premières larves de *K. angulifera* ont été observées en début septembre, tandis qu'en 1992 l'émergence a commencé à la mi-août). Les sauteriaux qui éclosent après les traitements pourraient être soumis à une pression moins forte de prédation. Une application plus tardive pourrait tuer les ennemis naturels mais aussi *K. angulifera*, tout en n'entraînant pas nécessairement une augmentation de la densité des oothèques.

Ces effets ci-dessus pourraient être plus marqués si les ennemis naturels agissaient principalement sur les larves jeunes. Dans ce cas, les prédateurs n'auront de toute façon pas d'impact sur les sauteriaux adultes, qui sont traités plus tard au cours de la saison. La plupart des prédateurs larvaires qui sont régulièrement rencontrés au Sénégal, c'est-à-dire Asilidae, les guêpes *Tachytes spp.* (Sphecidae), les fourmis et la plupart des araignées, attaquent principalement les jeunes nymphes.

Les recherches récentes dans les écosystèmes des champs de riz en Indonésie suggèrent un second processus plutôt différent, qui pourrait être impliqué. Dans les champs de riz, les traitements d'insecticides qui sont effectués au début de la saison des cultures n'affectent pas les ennemis naturels spécifiques des principaux ravageurs du riz. Néanmoins, ils réduisent de façon significative la biomasse de certains groupes d'insectes de proie dont se nourrissent les prédateurs généralistes. Ces prédateurs polyphages ne sont par conséquent pas en mesure de persister ou de croître dans les mêmes densités que dans les champs non traités. Les ravageurs du riz qui se développent plus tard durant la saison des cultures rencontrent un nombre beaucoup moins important de prédateurs polyphages que dans les zones non traitées et sont en mesure de se développer en plus grand nombre. (FAO 1993, Dr W. Settle comm. pers.).

Comme nous n'avons pas pu disposer de données quantitatives sur les facteurs de mortalité des larves de sauteriaux sahétiens, ces hypothèses ne peuvent pas être substantivées, mais il faudrait les prendre en considération dans l'élaboration d'études ultérieures.

Effet des traitements sur la mortalité naturelle des oothèques

Une augmentation petite mais significative, de la mortalité naturelle des oothèques de sauteriaux a été observée dans les zones traitées lorsque l'on prend en compte la densité des oothèques. Mais néanmoins, nous doutons qu'une augmentation de 10 % ait un impact écologiquement significatif sur les densités de sauterelles durant la saison suivante. De toute façon, dans cette étude, l'augmentation de la mortalité des oothèques dans les zones traitées sera d'autant plus compensée par la densité totale supérieure des oothèques, tels que nous les avons discutés plus haut.

Nous n'avons pas observé d'effet des traitements sur les densités des larves de *Pimelia* et de *Bombyliidae*. Ceci confirme les résultats de notre étude de 1991. A cette époque, nous suggérions que les larves de *Pimelia senegalensis* pourraient être le prédateur clé des oothèques de *Kraussaria*. Ceci était basé sur le type de dommages subis par les oothèques, le fait que les larves étaient retrouvées dans les oothèques et qu'il y avait une corrélation positive entre la densité et la mortalité (Niassy *et al.* 1993). Cette étude montre que l'on observait régulièrement les larves de *P. senegalensis* dans les oothèques vides de *Kraussaria*. Néanmoins, nous n'avons pas détecté de corrélation significative entre les densités des larves et la mortalité des oothèques. (Figure 3.9). Ceci pourrait être dû aux petites densités de larves *Pimelia* rencontrées, comparées à l'étude de 1991. Néanmoins, nous ne pouvons exclure qu'un autre prédateur soit en train de causer les dommages que nous avons observés, par exemple, les larves de *Meloidae* qui sont connues pour leur développement très rapide, pour quitter l'oothèque et finir leur pupaison ailleurs, déjà plusieurs semaines après y être entrées (Greathead *et al.* 1994). Ceci pourrait être la raison pour laquelle nous n'avons pas trouvé de larve de *Meloidae* associé aux oothèques au moment de l'échantillonnage. Aussi, malgré des tentatives répétées, nous n'avons pas été en mesure de faire attaquer les oothèques *Kraussaria* par les larves *Pimelia senegalensis* ni les oothèques nouvellement pondus au laboratoire, ni ceux déjà durs. Tout comme pour les facteurs de mortalité des larves de sauterelles, nous ne pouvons pas donner de données quantitatives sur la mortalité des oothèques et notre connaissance sur l'écologie des prédateurs est toujours très insuffisante.

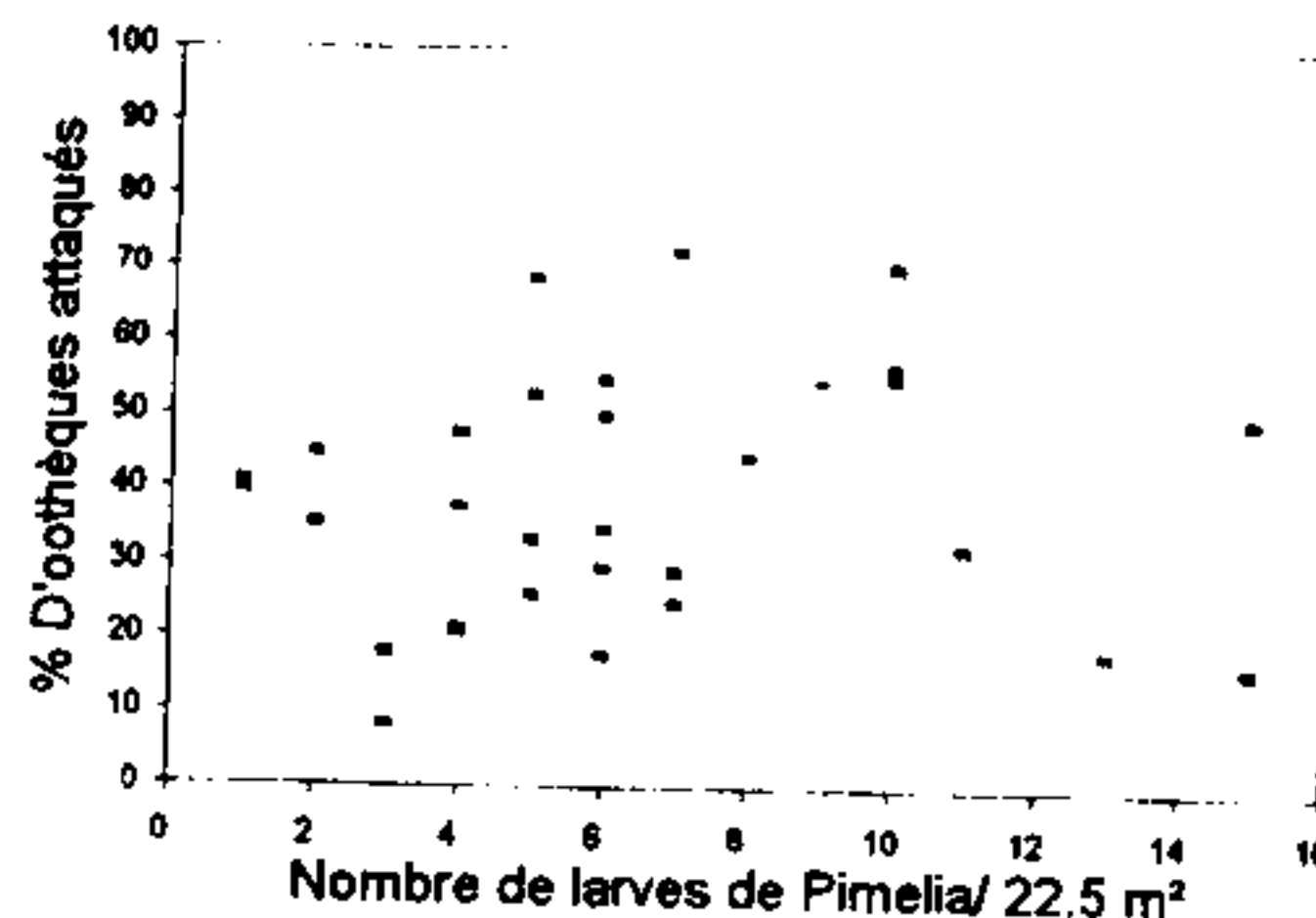


Figure 3.9 : La relation entre la densité de larves de *Pimelia* et la mortalité des oothèques de sauterelles. (Pas de corrélation significative.)

CONCLUSIONS

Les densités d'oothèques dans les parcelles traitées en 1992 avec du fénitrothion étaient en moyenne deux fois plus importantes que dans les zones témoins. Bien que plus d'oothèques aient été attaqués par les ennemis naturels, les populations de sauteriaux présentes dans les zones traitées pourraient être considérablement plus élevées à l'éclosion durant la saison suivante. Nous ne connaissons pas les facteurs qui causent cette augmentation, mais la mortalité des prédateurs des sauteriaux induite par l'insecticide pourrait être une explication possible.

Il y a une indication que les traitements effectués plus tard au cours de la saison n'entraînent pas une augmentation des densités des oothèques dans les mêmes proportions que ceux menés plutôt en août. Bien que plus de 25 traitements indépendants aient été suivis pendant une période de deux ans, les résultats étaient trop variables pour permettre de tirer les conclusions définitives à ce sujet.

Les larves de *Pimelia senegalensis* étaient le prédateur le plus commun retrouvé autour des oothèques en janvier / février. Bien que l'on ne puisse pas conclure avec une intime conviction que ces espèces sont l'ennemi naturel clé des oothèques dans la région du centre du Sénégal, les larves *P. senegalensis* jouent probablement un rôle majeur selon les informations disponibles à présent.

Le protocole utilisé dans le cadre de cette étude semble suffisamment simple pour être appliqué à une plus grande échelle pour surveiller l'impact de la lutte contre les sauteriaux et les criquets. Un certain nombre de modifications y seront apportées pour permettre une meilleure évaluation des résultats. Néanmoins, nous suggérons un complément d'études expérimentales afin de clarifier les facteurs responsables des effets observés.

Durant ces dernières décennies, les problèmes des sauteriaux ont suscité un grand intérêt en Afrique et beaucoup d'argent et d'énergie ont été investis pour leur contrôle. Il est donc surprenant et assez décevant que peu soit fait pour l'analyse de l'impact des ennemis naturels sur les populations de sauteriaux. Jusqu'à présent, nous disposons de peu de connaissance pour une intégration efficace de l'utilisation de l'insecticide dans la gestion des populations de sauteriaux en Afrique. Les résultats de cette étude indiquent le danger potentiel des stratégies de lutte actuelle : nous pourrions nous attendre à plus de sauteriaux que prévu.

REFERENCES

- Anene C and Vajime CG (1989) Survey of the insect parasites and predators of the eggpods of the grasshopper *Oedaleus senegalensis* Krauss (Orthoptera : Acrididae) in Northern Nigeria. Nigerian Journal of Plant Protection (1989) : 26-32.
- Ba L and Bèye A (1995) Rapport de mission. Prospection oothèques décembre 1994. FAO, Projet Locustox, Dakar.
- Beye A and CT Ndiaye (1992) Rapport de mission de prospection d'oothèques de sauteriaux du 09/02/92 au 23/02/92. Direction de la Protection des Végétaux. Sénégal.
- FAO (1993) Indonesian national programme for integrated pest management; Habitat studies. pp. 6-78 in: IPM farmer training; the Indonesian Case. FAO IPM Secretariat, Yogyakarta, Indonesia. pp. 94.
- Greathead DJ (1963) A review of the insect enemies of Acridoidea (Orthoptera) Trans. R. Ent. Soc. Lond. 114 (14) : 43-517.
- Greathead DJ (1966) A brief survey of the effects of biotic factors on populations of the desert locust. Journal of Applied Ecology 3:239-250.
- Greathead DJ, Kooyman C, Launois-Luong MH and Popov GB (1994) Les ennemis naturels des criquets du Sahel. Collection Acridologie Opérationnelle no. 8. CILSS-DFPV, Niamey, pp.1470.
- MSU (1989) User's guide to MSTAT-C. A software program for the design, management, and analysis of agronomic research experiments. Michigan State University.
- Niassy A, Beye A and Van der Valk H (1993) Impact of fenitrothion applications on natural mortality of grasshopper eggpods in Senegal (1991 treatments). Rapport FAO Projet LOCUSTOX (GCP/SEN/041/NET) n° 93/1. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp. FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Popov GB (1980) Studies on oviposition, egg development and mortality in *Oedaleus senegalensis* (Krauss) (Orthoptera, Acridoidea) in the Sahel. Centre for Overseas Pest Research. London. pp.48.
- Popov GB, Launois-Luong MH and Van der Weel JJ (1990) Les oothèques des criquets du Sahel. Collection Acridologie Opérationnelle no.7. Département de Formation en Protection des Végétaux. Niamey. pp. 153.
- SNPV (1990) Rapport de prospection des oothèques de sauteriaux. Service National de la Protection des Végétaux. Bamako (Mali).
- Sokal RR and Rohlf FJ (1981) Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 2nd editio. Freeman and Co. New York. pp. 859.

ANNEXE : 3.1

DONNEES BRUTES POUR 1992 LOCUSTOX ETUDE DES OOTHEQUES
POURCENTAGE DES ATTAQUES SUR LA BASE DES ETUDES MENEES SUR LE TERRAIN

BLOC	N° D'OOTHEQUES/22,5 m²				ATTAQUES				TOTAL	% ATTAQUES
	INTACT									
	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total		
1	1	30	6	37	1	5	2	8	45	17.8
2	1	17	3	21	1	15	5	21	42	50.0
3	0	53	2	55	0	5	0	5	60	8.3
4	0	40	58	98	0	32	27	59	157	37.6
5	0	40	58	98	0	32	27	59	157	37.6
6	0	40	58	98	0	32	27	59	157	37.6
7	0	23	187	210	1	11	46	58	274	21.2
8	0	210	60	270	0	42	29	71	341	20.6
9	0	210	60	270	0	42	29	71	341	20.6
10	0	13	1	14	0	17	0	17	31	54.8
11	3	0	12	15	9	3	0	12	27	44.4
12	2	5	1	8	5	14	0	19	27	70.4
13	2	7	8	17	1	7	11	19	38	52.8
14	0	10	3	13	2	9	2	13	28	50.0
15	0	36	56	92	0	27	19	46	138	33.3
16	0	2	21	23	1	8	7	16	39	41.0
17	2	60	5	67	2	13	4	19	106	17.9
total	17	816	509	1432	23	314	235	572	2004	38.3
% (TOTAL)	2.0	56.4	41.6							

BLOC	N° D'ENNEMIS NATURELS /22,5 m²				LARVES DE PIMELIA				LARVES DE BOMBILIIDAE			
	PIMELIA ADULTES											
	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total
1	0	0	0	0	3	0	3	6	0	0	0	0
2	0	0	0	0	1	10	4	15	1	0	0	1
3	0	0	0	0	1	0	2	3	0	0	0	0
4	0	0	0	0	1	2	1	4	1	1	0	2
5	0	0	0	0	1	2	1	4	1	1	0	2
6	0	0	0	0	1	2	1	4	1	1	0	2
7	0	0	0	0	1	2	1	4	1	1	0	2
8	1	0	0	1	0	3	1	4	3	0	0	3
9	1	0	0	1	0	3	1	4	3	0	0	3
10	0	0	0	0	2	1	3	6	0	2	0	2
11	0	0	1	1	1	0	7	8	0	1	0	1
12	1	2	0	3	3	1	6	10	1	1	0	2
13	0	0	1	1	0	1	4	5	0	6	6	12
14	0	0	0	0	0	2	4	6	1	0	2	3
15	0	0	0	0	1	1	3	5	3	0	0	3
16	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1
17	0	0	0	0	0	1	2	3	0	0	0	0
TOTAL	3	2	2	7	18	31	45	82	16	15	8	39

51

BLOC	N° D'OOTHEQUES/22,5 m²				ATTAQUES				TOTAL	% ATTAQUES
	INTACT									
	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total		
1	0	6	5	11	0	4	2	6	17	35.3
2	1	171	171	343	1	31	46	78	421	18.5
3	0	54	15	69	2	20	1	29	96	29.6
4	1	188	599	788	0	33	123	156	942	16.6
5	0	133	294	427	0	30	145	175	602	29.1
6	1	170	236	407	0	83	102	195	602	32.4
7	0	74	63	137	6	55	30	91	228	39.9
8	3	47	34	84	4	26	15	45	129	34.9
9	0	97	69	166	0	26	29	55	221	24.9
10	0	12	4	16	3	13	5	21	37	56.8
11	11	1	3	15	16	1	1	18	33	54.5
12	5	4	5	14	13	23	0	36	50	72.0
13	3	1	7	11	6	15	3	24	35	68.6
14	0	8	3	11	0	10	0	10	21	47.6
15	0	164	221	385	3	62	68	134	519	25.8
16	0	7	39	46	0	28	29	57	103	55.3
17	0	20	39	59	2	27	19	48	107	44.9
total	25	1155	1807	2987	56	503	619	1178	4165	40.4
% (TOTAL)	1.9	38.8	58.2							
	sol nu	arbres	arbustes							

BLOC	N° D'ENNEMIS NATURELS/22,5 m²				LARVES DE PIMELIA				LARVES DE BOMBILIIDAE			
	PIMELIA ADULTES											
	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total	sol nu	sous les arbres	sous les arbustes	total
1	0	0	1	1	0	1	1	2	8	0	0	8
2	0	0	0	0	5	5	3	13	18	0	0	18
3	7	0	0	7	3	2	1	6	2	0	0	2
4	0	0	0	0	4	3	6	15	2	0	0	2
5	0	0	0	0	1	2	4	7	2	1	0	3
6	0	0	0	0	3	2	6	11	1	0	0	1
7	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1
8	0	0	0	0	0	3	3	6	1	2	0	3
9	3	0	0	3	2	1	4	7	0	2	0	2
10	0	0	1	1	1	2	7	10	2	0	0	2
11	0	1	0	1	1	2	6	9	0	0	0	0
12	0	0	1	1	0	4	3	7	2	0	0	2
13	0	0	0	0	4	0	1	5	1	6	0	7
14	0	0	0	0	0	0	4	4	2	0	0	2
15	1	0	0	1	2	2	1	5	0	0	0	0
16	0	0	0	0	2	4	4	10	0	1	0	1
17	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0
TOTAL	11	1	3	15	28	34	58	120	42	12	0	54
total des deux	14	3	5	22	44	65	103	212	58	27	8	93
%	63.6	13.6	22.7		20.8	30.7	48.6		62.4	29.0	8.6	

Nota : les parcelles traitées, 4,5 et 6 ainsi que 8 et 9 ont un contrôle commun du fait de leur localisation.

CHAPITRE 4 :

Effets néfastes du fénitrothion et du diflubenzuron sur les arthropodes utiles du mil au Sénégal (étude de 1992)

Ousmane Kamara et Harold Van der Valk

RESUME

Les champs de mil (*Pennisetum typhoides*) dans le centre du Sénégal ont été traités à titre expérimental avec de l'insecticide destiné à la lutte antiacridienne durant la saison des pluies de 1992. Ceci a été effectué afin d'étudier leur impact sur les ennemis naturels de la plupart des ravageurs du mil et la probabilité de la résurgence des ravageurs après les opérations de lutte antiacridienne.

Quatre champs de 1 à 2 ha chacun ont été traités avec du fénitrothion à un taux nominal de 450 g m.a/ha, 4 champs ont été pulvérisés avec du diflubenzuron à 60 g m.a/ha. Les traitements ont été effectués pendant l'épiaison/début de la floraison des cultures. Quatre autres champs ont été utilisés comme champs témoins non traités. La présence des ennemis naturels a été évaluée en utilisant les pièges à l'interception aérienne et l'incubation des hôtes. Les différentes étapes de la vie de la chenille mineuse de l'épi de mil (*Heliocheilus albipunctella*) un candidat primaire pour la résurgence ont été prélevées tout au long de la croissance du mil.

Le fénitrothion et le diflubenzuron ont eu relativement peu d'impact sur les taxons d'insectes utiles qui ont été étudiés. Nous avons observé des réductions à court terme dans les pièges malais chez les syrphides et Bombyliidae, le parasitoïde ichneumonide, les abeilles halictides et les coléoptères coccinelles. Ces réductions n'étaient plus significatives après 1 à 2 semaines, ce qui correspond au moment auquel les nombres ont également baissé dans les parcelles témoins. Les effets secondaires ont été considérablement moins prononcés qu'en 1991, lorsque les mêmes insecticides avaient été appliqués au début de la maturation des cultures.

La lutte antiacridienne avec l'un quelconque des deux produits durant l'épiaison/floraison du mil n'a pas provoqué de réduction à grande échelle de la population dans certaines des plus importantes taxa d'arthropodes utiles.

Contrairement aux observations de 1991, le fénitrothion n'a pas augmenté de façon significative les densités de chenille mineuse de l'épi de mil (*Heliocheilus albipunctella*). Le diflubenzuron a encore réduit de façon considérable la population de cette espèce de ravageurs.

INTRODUCTION

Les insecticides à large spectre tuent non seulement les ravageurs cibles, mais aussi les arthropodes non-cibles, dont la plupart sont des prédateurs ou parasitoïdes d'insectes ravageurs. Beaucoup d'exemples d'utilisation d'insecticides existent et ont entraîné des déclenchements d'insectes ravageurs parce que les ennemis naturels ont été tués. En outre, les effets indésirables des pesticides sur les pollinisateurs ou sur les arthropodes de sol pourraient avoir une influence négative sur la production agricole. Dans l'étude en question, nous recherchons l'impact que peuvent avoir les insecticides sur les insectes utiles du mil perlé (*Pennisetum typhoides*), une culture vivrière majeure dans le sahel.

Le mil est la première cible dans la lutte contre les sautériaux, et est aussi souvent traitée lors des invasions de criquets durant la saison des pluies. Plusieurs insectes ravageurs qui vivent de cette culture ont des durées de vie relativement inexposées au contact des insecticides (par exemple *Heliocheilus albipunctella*, la chenille mineuse du mil et *Coniesta ignefusalis*, le foreur de tige).

Néanmoins, leurs ennemis naturels sont souvent exposés. Ceci fait des insectes ravageurs des candidats potentiels à une augmentation de la population après utilisation de l'insecticide, ce qui peut provoquer une résurgence du développement de ravageurs secondaires (Waage, 1989 ; voir van der Valk et Kamara, 1993 pour le cas spécifique du mil).

Cette étude suit celle de van der Valk et Kamara (1993) qui a été menée dans le centre du Sénégal. Ils ont recherché l'impact du fénitrothion et du diflubenzuron sur les ennemis naturels des ravageurs du mil, ainsi que sur les deux lépidoptères ravageurs du mil ci-dessus mentionnés.

Plusieurs groupes d'ennemis naturels, tous des Hyménoptères, ont été affectés par le fénitrothion. Le diflubenzuron n'a pas eu d'impact significatif sur les taxa étudiées. De plus, l'organophosphate a entraîné une augmentation d'environ 80 % de la population larvaire de la chenille mineuse du mil. Toutes les applications d'insecticides répertoriées dans cette étude ont été menées au début de la maturation laiteuse du mil.

Ici nous présentons une expérience sur un terrain similaire, avec la différence majeure que les traitements ont été effectués 2-3 semaines plus tôt dans le développement du mil, durant l'épiaison et le début de la floraison. Cette période a été choisie depuis que le travail précédent a montré que beaucoup d'arthropodes utiles sont abondants à ce moment du développement de la culture. Par conséquent, nous avons formulé comme hypothèse que les insecticides avaient un impact plus large que l'on ne l'a observé en 1991. Le fénitrothion et le diflubenzuron ont été appliqués à des doses identiques à ceux de 1991.

PRESENTATION DE L'ETUDE ET METHOLOGIE

Présentation générale de l'étude

Nous avons choisi douze champs appartenant à des agriculteurs, et plantés de mil perlé (*Pennisetum typhoides*, variété Souna III) pour l'étude en fin juillet 1992, autour des villages de Nioro du Rip et Prokhane, dans le Centre Ouest du Sénégal. Les champs qui devaient être pulvérisés ont été choisis de telle sorte qu'au moins 80 % des champs du voisinage avaient d'autres cultures que le mil, afin de réduire la possibilité de réinvasion des parcelles traitées à partir des champs de mil non traités situés à côté. Ceci a été fait pour éviter une sous estimation de l'impact de l'insecticide qui en général, est appliqué à une série de champs de mil adjacents en même temps.

La taille des champs pulvérisés variaient entre 1,0 et 2,1 hectares. Les champs témoins étaient généralement un peu plus grands et couvraient jusqu'à 3 ha. Ils étaient tous cultivés selon les pratiques culturales, sans fumure. Le personnel du projet n'est pas intervenu dans les travaux champêtres, excepté pour le traitement à l'insecticide. Le cultivateur n'a pas effectué d'autre application de pesticide. Tous les champs étaient employés en arachide et aucun n'avait reçu d'insecticide durant l'année précédente.

Les traitements étaient appliqués à quatre blocs de trois champs chacun. Chaque bloc incluait un champ témoin et deux traitements différents. Les distances entre les parcelles avoisinantes dans un même bloc variaient approximativement entre 100 m et un peu plus de 1 Km. Néanmoins, les blocs étaient espacés de 10 Km chacun.

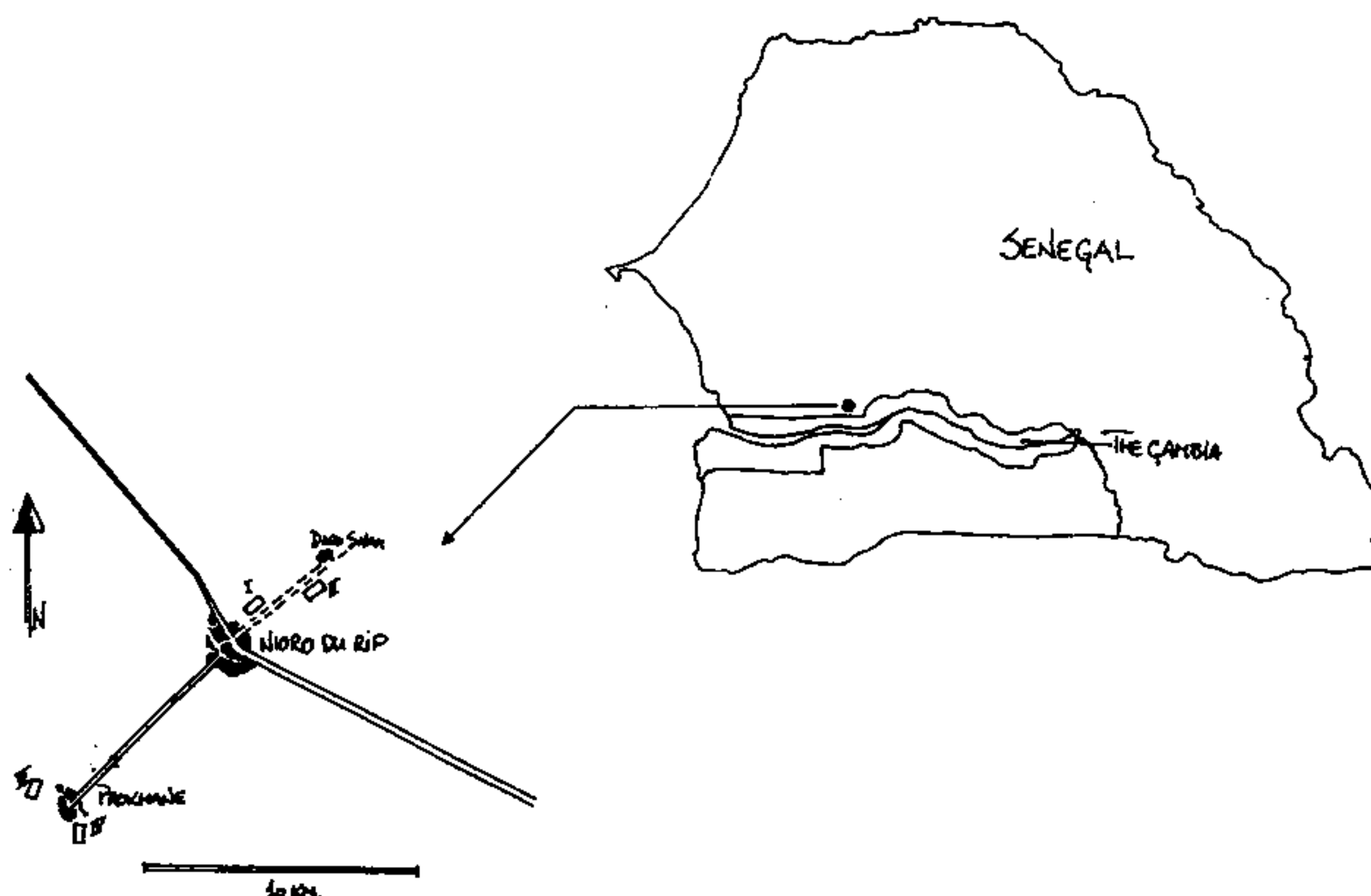


Figure 4. 1 : Localisation de l'étude près de Nioro du Rip dans le centre du Sénégal. Les chiffres sommaires indiquent les 4 blocs de 3 champs chacun.

Les traitements par insecticides

Les insecticides ont été appliqués sur les différentes parcelles sur une période allant du 26 au 29 août 1992. Quatre parcelles ont été traitées avec un organophosphate, le fénitrothion (Sumithion® 500 g m.a/l formulation ULV) ; quatre autres champs étaient pulvérisés avec le diflubenzuron (Dimilin® 450 g m.a/l formulation ULV) un inhibiteur de synthèse de la chitine. Le fénitrothion a été appliqué non dilué; le diflubenzuron a été dilué à 60g m.a/formulation avec du gasoil avant application. Quatre parcelles témoins ont été laissées non traitées.

Tous les traitements étaient appliqués à l'aide d'un pulvérisateur Micro ULVA à disque rotatif. Le pulvérisateur était équipé de quatre piles sèches de 1,5V qui produisaient une vitesse de disque de 6.000 à 6.400 rotations/min (mesure effectuée sur un disque chargé de pesticide avec un tachomètre vibratak). Selon la documentation du fabricant, cette vitesse de rotation produit une gouttelette VMD qui varie entre 80 et 100 µm. Les passes des applicateurs étaient toujours approximativement perpendiculaires à la direction du vent. La tête du pulvérisateur était tenu à la hauteur des épis du mil. L'espacement était maintenu à une distance standard de 10 mètres. Les passes étaient marquées par des drapeaux de chaque côté de la parcelle.

Le flux ainsi que la vitesse de marche de l'opérateur étaient calibrés avant application.

Durant l'application, la vitesse de marche était chronométrée pour chaque passe et ajustée à chaque fois que de besoin, pour assurer une couverture égale de la parcelle. Aussi, le volume total de pesticide dans la bouteille avant traitement, ainsi que le volume après traitement étaient aussi mesurés. La superficie du champ traité était mesurée à l'aide de chaîne arpenteur calibrée et d'un compas. En conséquence, le dosage de la zone était calculé sur la base de la zone traitée et du volume d'insecticide utilisé.

La vitesse du vent a été mesurée au début et à la fin de chaque traitement, à l'aide d'un anémomètre tenu à environ 1,75 m, au dessus du sol. Les températures à sec et dans la cuvette ont été déterminées à l'aide d'un psychromètre placé à l'ombre.

Les étapes de développement du mil au moment du traitement étaient la fin de l'épiaison et/ou le début de la floraison.

Déposition de l'insecticide

Sur les parcelles devant recevoir du fénitrothion, une rangée de 10 cartes oléo-sensibles a été disposée sur une ligne perpendiculaire au chemin suivi par le pulvérisateur. Les cartes destinées aux gouttelettes mesuraient environ 1x6 cm et étaient montées, l'une verticalement, l'autre horizontalement sur des pinces à linge. Les pinces et les cartes étaient alors accrochées sur la tige du mil à une hauteur située entre 1,5 et 1,75 m (approximativement 15 cm au dessus de la tête de la tige du mil). La surface oléo-sensible de la carte verticale face au vent. Les gouttelettes qui se déposaient sur les cartes étaient comptées immédiatement après le traitement à l'aide d'un microscope stéréoscopique. Etant donné que le diflubenzuron ne tâche pas bien sur ces cartes, nous n'avons pas monté de cartes oléo-sensibles pour ces traitements.

L'analyse des résidus d'insecticides a été effectuée sur les feuilles de mil qui ont été prélevées approximativement 1 heure après la pulvérisation. Afin d'évaluer les taux de dégradation des insecticides dans les circonstances de l'essai, d'autres échantillons de plantes ont été prélevés à des intervalles fixes, après pulvérisation. L'analyse des résidus avait été effectuée avec chromatographie en phase gazeuse (fénitrothion) ou chromatographie en phase liquide de haute performance (diflubenzuron). Gadji (1993) donne une description complète des procédures d'échantillonnage, d'extraction et d'analyse.

Evaluation des arthropodes

Pièges Malais

Les pièges malais (piège à interception des insectes volants) ont été utilisés pour capturer les insectes utiles volants, spécialement les hyménoptères et les diptères.

Un piège malais a été installé au centre de chaque parcelle. Il comporte deux zones d'interception opposées de 1 x 1,50 m. Le haut du piège est fait d'un grillage fin blanc et le bas d'une moustiquaire marron sombre. Tous les pièges étaient placés de telle sorte que les côtés de l'interception soient dirigés vers le Nord et le Sud. Les réceptacles placés en haut du piège étaient remplis d'une solution de formol de 4 %.

Les pièges malais étaient installés pour la première fois le 29 Juillet. Ensuite, les réceptacles étaient remplacés chaque semaine jusqu'à la moisson du mil. Les insectes capturés étaient ramenés au laboratoire, lavés à l'eau et gardés dans de l'éthanol à 70 % pour triage et identification ultérieur.

Le parasitisme des oeufs de *Heliocheilus*.

Deux fois après chaque traitement, les oeufs de *Heliocheilus albipunctella* étaient prélevés afin d'évaluer le taux de parasitisme par *Trichogrammatoidea* sp. A chaque occasion, 20 têtes d'épi de mil fraîchement sorties du poquet mais sur lesquelles les fleurs mâles n'ont pas encore ou ont juste commencé à émerger, sont coupées dans chaque champ. *Heliocheilus albipunctella* dépose ses oeufs sur les nouveaux épis avant la floraison des mâles. Les épis étaient déposés dans des petits sachets en papier et transportés au laboratoire. Là-bas, épis et sacs étaient minutieusement inspectés et tous les oeufs retrouvés étaient comptés et soigneusement déposés dans une éprouvette. Ensuite, les oeufs étaient placés en incubation un par un dans des capsules de gélatine à la température ambiante du laboratoire (26-31°C). Après un minimum de 10 jours, nous avons enregistré l'émergence de larves *Heliocheilus* ou *Trichogrammatoidea* adultes sous microscope stéréoscopique. Nous avons posé comme hypothèse que les espèces de *trichogrammatoidea* retrouvées dans les oeufs de *Heliocheilus* étaient *Trichogrammatoidea lutea* Girault, tel que le décrit Bhatnagar (1987), mais ceci n'a pas été vérifié. Dans la suite de ce rapport, nous nous référons par conséquent à *Trichogrammatoidea* sp.

Incidence des larves de *Heliocheilus* et degré de parasitisme.

A trois reprises après le traitement, durant la maturation des épis de mil, nous avons estimé l'incidence de *Heliocheilus albipunctella*. Nous avons inspecté jusqu'à 60 tas de mil par champ et par séance, ainsi que le pourcentage d'épis portant des attaques, c'est-à-dire que nous avons noté la présence de galeries dans l'épi. Les tas d'épis étaient choisis systématiquement, toutes les 5^e, 6^e ou 7^e tas dans 3 ou 4 rangées situées au centre de la parcelle. Les évaluations consécutives effectuées sur la même parcelle n'ont jamais porté sur les mêmes tas.

Durant les mêmes observations, nous avons coupé 30 épis portant des attaques, et les avons amenés au laboratoire. Nous avons dénombré le nombre de larves de *Heliocheilus albipunctella*.

Populations résiduelles dans le sol.

Afin d'étudier si les traitements ont eu un quelconque effet sur les populations résiduelles de *Heliocheilus* chrysalides dans le sol, ainsi que sur certains ennemis naturels, un échantillon de sol a été prélevé dans chaque champ entre le 16 Novembre et le 11 Décembre. Dix trous, situés sur les deux axes médians ont été creusés dans chaque champ. Chaque échantillon mesurait 50 x 60 x 20 cm (largeur x longueur x profondeur). Le sol a été passé au tamis de 1 mm de maille, et toutes les chrysalides *H. albipunctella* ont été prélevées, ainsi que les oothèques de *Cardiochiles* sp. qui étaient en diapause de même que les larves de *H. albipunctella* momifiées par les parasitoïdes *Copidosoma* sp.

Analyses des données

Séries dans le temps

Les captures par le piège ont consisté en des séries de huit observations à court terme (pendant 8 semaines) avec trois observations avant et cinq après chaque traitement. Ces séries sont trop courtes pour permettre une analyse du temps de chaque série. Ainsi nous avons choisi l'analyse de variance comme méthode de comparaison statistique basée sur le principe BACI (Impact Avant et Après Traitement) Stewart-Oaten *et al.* 1986, Underwood (1991). Tous les comptages d'insectes ont été transformés en $\ln(\text{comptage} + 1)$ afin d'améliorer la normalité des données et l'homogénéité des variances. Dans chaque bloc, la valeur de chaque parcelle non traitée était alors soustraite de chaque valeur de traitement. Ceci entraînait un comptage hebdomadaire des insectes transformé pour la parcelle de traitement, corrigé pour les fluctuations de la lutte (appelé ici paramètre d'effet ou EP^1 pour des raisons de convenance). Donc, nous avons une ANOVA à deux sens, avec comme facteurs, le "bloc" et la "période" (avant et après traitement) et l'utilisation du EP^1 par semaine comme réplique. Chaque ANOVA est menée indépendamment pour chaque semaine après traitement, en comparaison avec l'ensemble de la période de traitement. En d'autres termes, ce qui est testé est de savoir si le paramètre de chaque semaine après traitement est significativement différent du paramètre moyen avant traitement. Etant donné que le bloc est le second facteur de l'ANOVA, la variabilité causée par les différences de bloc (= lieu) peut être séparée du deuxième impact du traitement (Dutilleul, 1993). Nous donnons ci-dessous un résumé de l'analyse.

a. Paramètre effet $EP^1 = \ln(\text{comptage traitement} + 1) - \ln(\text{comptage lutte} + 1)$.

b. Tableau des données à analyser :

	Semaine avant traitement			Semaine après traitement
	1	2	3	"1"
Bloc				
I	EP^1	EP^2	EP^3	EP^1
II	EP^1	EP^2	EP^3	EP^1
III	EP^1	EP^2	EP^3	EP^1
IV	EP^1	EP^2	EP^3	EP^1

c. Tableau ANOVA

Source de variation	Degré de liberté
Sous groupes	7
Bloc	3
Période (avant-après)	1
Interaction	3
Erreur possible	8

Si on obtient un effet période significatif (=traitement) ainsi qu'une interaction significative, c'est-à-dire si l'effet du traitement dépend d'une manière systématique du lieu (=bloc), alors l'effet du traitement n'est apparemment pas généralisée sur l'ensemble de la zone d'étude. Ces cas peuvent être, considérés comme il est de règle, et à titre conservatif comme ne montrant pas d'effet du traitement. A chaque fois que nous faisons des exceptions à cette règle, nous donnons l'explication dans le texte.

Un certain nombre de "valeurs manquantes" doivent être prises en compte (c'est-à-dire 8 sur un total de 96 points donnés par analyse). Il y a eu des captures non valables, beaucoup de réceptacles étant tombés des pièges. Nous avons estimé les valeurs manquantes par interpolation basée sur les tendances des captures dans les blocs n'ayant pas de valeurs manquantes. Pour l'analyse statistique, les valeurs manquantes ont été considérées comme "réelles", c'est-à-dire les procédures standard d'ANOVA ont été exécutées sans correction pour le nombre de degré de liberté (Sokal et Rohlf, 1981).

Autres variétés de données

A chaque fois que nous avons fait des comparaisons entre les données rassemblées à un point spécifique à un moment (par ex : densité des oeufs, pourcentage de parasitisme), l'Analyse de Variance (ANOVA) a été basée en grande partie sur le dispositif Randomisé Bloc Complet (RCB). Nous avons effectué des calculs en utilisant le système statistique MSTAT-C pour ordinateurs personnels (MSU 1989). Toutes les analyses ont suivi Sokal et Rohlf. Les comptages (# + 1) sont basés sur Sokal et Rohlf (1981) Comme d'habitude, les comptages étaient transformés en $\ln(\# + 1)$, les pourcentages (%) en arcsine [pied carré (%/100)]. Dans le test ANOVA sans la replication, le test de non-additivité de Tukey a été appliqué pour vérifier l'hypothèse de l'additivité des principaux effets (absence d'interaction) Sokal et Rohlf 1981). Ensuite, des différences significatives ont été trouvées dans l'ANOVA, la séparation des moyennes a été menée par le test de classement multiple de Student-Neuman-Keul.

A chaque fois que les données sous forme de fréquences sont réunies par traitement, (c'est-à-dire que les données de quatre blocs sont regroupées), le test-G le traitement d'indépendance (Sokal et Rohlf 1981), a été utilisé pour tester les différences entre traitements.

Les niveaux d'écart-type I (Alpha) ont été établis à 0,05 (c'est-à-dire jusqu'à 5 % de chance de conclure (à tort) à partir du test de statistique donné que les traitements ont effectivement un effet, tandis qu'il n'en est rien.

Données météorologiques

La pluviométrie, ainsi que les minima et les maxima de températures ont été collectées au laboratoire de Nioro du Rip (voir Annexe 4.I). Du fait que la pluviométrie paraît être localisée, elle peut donc être un peu différée sur les parcelles expérimentales, mais qui ont un niveau général similaire.

La phénologie du mil

L'Annexe 4.III montre de façon schématique le développement du mil dans les champs durant la période de l'étude. La pulvérisation a été menée à la fin de l'épiaison et de la floraison.

RESULTATS

Les traitements à l'insecticide

Les détails sur les paramètres de la pulvérisation et les résultats de l'application sont énumérés dans le tableau 4.1 Tous les traitements ont été menés avec des vents stables allant de 1 à 4m/s. Seul le champ 1 a été traité avec une vitesse de vent plus irrégulière, qui parfois est tombée à zéro. Néanmoins, cela ne semble pas avoir influencé de façon significative les taux de déposition dans ce champ. Le fénitrothion a été sous-dosé de 9 %, comparativement au taux recommandé, le diflubenzuron a été surdosé de 2 % en moyenne. La calibration et l'exécution du traitement ont été par conséquent considérées comme satisfaisantes.

Les dépositions de pesticides sur la végétation et sur les cartes oléo-sensibles sont données dans le tableau 4.2 Les concentrations moyennes initiales de fénitrothion sur les feuilles de mil allaient de 29 à 53 mg/kg de poids frais. Les résidus de diflubenzuron ont été légèrement plus élevés bien que son taux d'application ait été considérablement plus bas. Nous ne savons pas pourquoi il en est ainsi. Il se peut que la volatilisation et/ou la dégradation entre les dépôts d'insecticides et le gel des échantillons soit plus élevée pour le fénitrothion que pour le diflubenzuron. Les niveaux de résidus, ainsi que la densité des gouttelettes, étaient comparables à ceux observés en 1991 (van der Valk et Kamara 1993).

Tableau 4.2 : Déposition initiale d'insecticides sur les feuilles de mil dans les parcelles traitées. Tous les échantillons pour analyse de résidu ont été prélevés 1 heure après le traitement et étaient composés d'un nombre de sous-échantillons issus de différents lieux dans le champ. (Gadji 1993). Les cartes oléo-sensibles mesuraient 6 x 1 cm. Les valeurs montrées correspondent à des moyennes de 10 cartes.

Champ	Dose appliquée (g m.a/ha)	Résidus initiaux (mg/kg Végétation fraîche)	Déposition sur les cartes (# moyen de gouttelettes/cm ² [S.D.]	
			vertical	horizontal
Fénitrothion				
1	467	34.3	72 [57]	27 [53]
4	490	53.2	97 [97] ¹	117 [105]
8	445	28.6	59 [71]	37 [50]
10	415	45.0	59 [34]	28 [23]
diflubenzuron				
2	65	80.3		
6	59	41.3		
9	59	31.9		
12	61	n.d.		

¹ : Moyenne de 7 cartes seulement. ² : Non déterminé

Tableau 4.1 : Paramètres de traitement pour les champs pulvérisés avec le fénitrothion et le diflubenzuron aux taux d'application nominaux de 450 g.a.i./ha et 60 g m.a/ha respectivement. Toutes les applications ont été effectuées avec un pulvérisateur manuel Micro- ULVA à disque rotatif. L'espacement entre les passes était de 10 m.

Parcelle	Date de traitement	Heure début-fin	Tuyau de restriction	Taux du flux	nombre de passes	Zone traitée (ha)	volume appliqué (ml)	Dose par zone (g a.i./ha)	température en (C) début-fin	humidité moyenne (%) début-fin	vitesse du vent (m/s) min.-max.
FENITROTHION											
1	26 Août 92	08 ³⁰ -09 ³⁰	orange	50	11	1.2	112	467	24.5-27.5	89-85	0-3
4	26 Août 92	09 ⁰⁵ -09 ⁴⁵	orange	50	16	1.0	980	490	24.5-27.5	89-85	1-3
8	27 Août 92	09 ¹⁵ -10 ¹⁰	orange	50	11	1.9	1700	447	26.5-29	96-79	1-2.5
10	27 Août 92	09 ³⁰ - 10 ¹⁵	orange	50	13	1.3	1075	413	26.5-29	96-79	1-2
DIFLUBENZURON											
22	28 Août 92	08 ³⁰ -09 ⁴⁵	rouge	46	10	1.6	1730	65	24-27	96-78	1-2.5
6	28 Août 92	08 ⁵⁵ -09 ³⁵	rouge	46	10	1.1	1080	59	24-27	96-78	1-3.5
9	29 Août 92	09 ⁰⁵ -09 ³⁵	rouge	46	9	1.1	1080	59	23-29	85-76	1-4
12	29 Août 92	09 ⁰⁰ -10 ²⁵	rouge	46	9	2.1	2140	61	23-29	85-76	1.5-3

¹ : données du début et de la fin du traitement

Persistence de l'insecticide

Gadji (1993) a suivi la persistance des deux insecticides sur la végétation. Le fénitrothion disparaît très rapidement des feuilles de mil ; avec une demi-vie estimée à environ 5-8 heures. Après une semaine, le fénitrothion ne pouvait plus être détecté. Le diflubenzuron était plus persistant. Les estimations de demi-vie étaient plus variables pour le diflubenzuron, l'estimation minimale étant 2-4 jours, mais dans certains cas, elle dépassait considérablement ce taux.

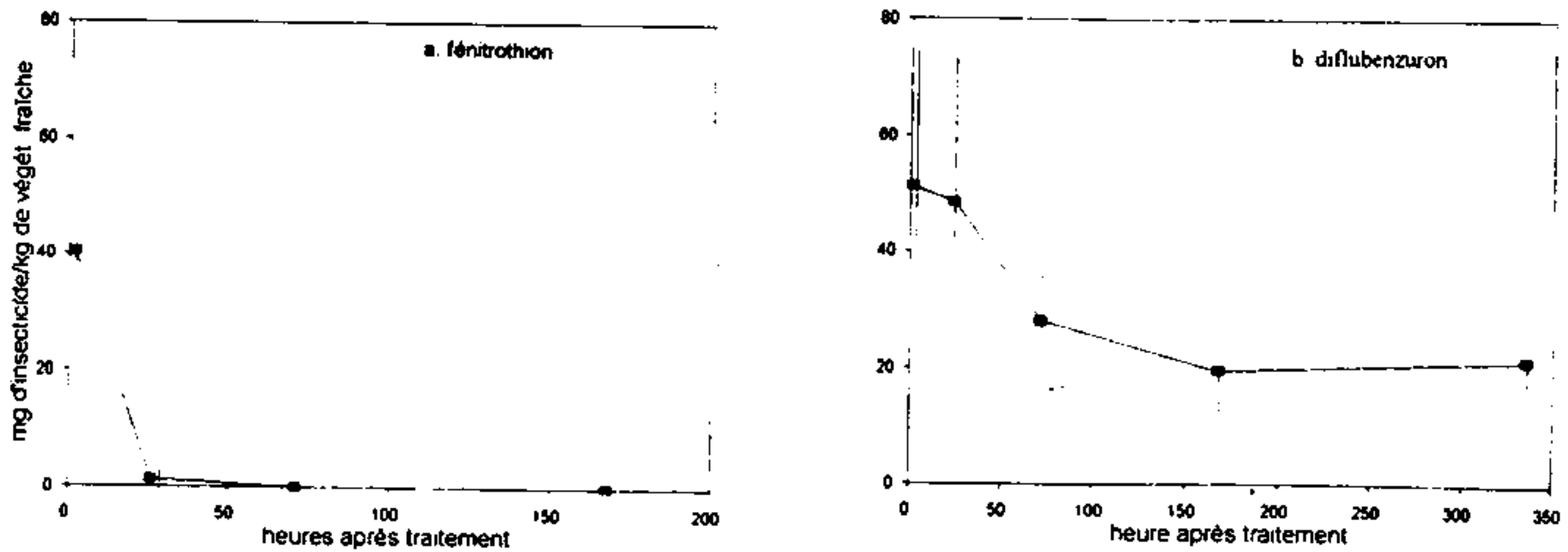


Figure 4.2 : Persistence des résidus de fénitrothion et de diflubenzuron après application par ULV dans les champs de mil. a : le fénitrothion sur les feuilles de mil. b : le diflubenzuron sur les feuilles de mil. Les lignes verticales sur les feuilles représentent les écarts-types autour de 3 ou 4 mesures. Toutes les données d'après Gadji (1993).

Evaluation des arthropodes

Parasitisme des oeufs de Heliocheilus.

Nous avons effectué 2 séries d'échantillonnages dans chaque champ afin d'évaluer les densités des oeufs de *Heliocheilus*, et leur parasitisme. Le premier prélèvement a eu lieu entre le 31 Août et le 2 Septembre, c'est-à-dire 5-7 jours après le traitement de chaque champ. Le second a eu lieu du 7 au 10 Septembre, 12 à 14 jours après traitement. Les oeufs prennent jusqu'à 3 jours pour éclore, tous les oeufs prélevés ont été pondus après traitement des champs.

Les densités de *H. albipunctella* et le degré de parasitisme sont énumérés dans le tableau 4.3

Tableau 4.3 : Densité des oeufs de la chenille mineuse du mil sur les épis de mil de 5-7 jours (1ère évaluation) et de 12-14 jours (2e évaluation) après les traitements d'insecticides ; et le degré de parasitisme par *Trichogrammatoidea* sp. après incubation des oeufs de la chenille mineuse en laboratoire.

Traitement	nombre d'oeufs d'albipunctella par épi de mil					degrés de parasitisme par <i>Trichogrammatoidea</i> (%)				
	Bloc					Bloc				
	I	II	III	IV	moyenne ²	I	II	III	IV	moyenne
1ère évaluation (31/8 - 3/9)										
FENITROTHION	412	266	86	76	210 ab	11	6	28	26	18 a
DIFLUBENZURON	170	86	8	111	94 b	16	14	60	30	30 a
NON TRAITEES	459	407	335	163	341 a	2	23	37	22	21 a
2ème évaluation (7/9 -										
FENITROTHION	54	53	60	37	51 a	24	13	10	17	16 a
DIFLUBENZURON	254	56	3	12	81 a	8	6	33	22	17 a
NON TRAITEES	28	78	6	7	30 a	33	9	67	43	38 a

¹ : V=basé sur un petit nombre (<10) d'oeufs incubés

Statistiques pour les différences entre traitements (ANOVA bilatéral).
 1ère évaluation : densité des oeufs : $p=0,015$; % de parasitisme : $p=0,26$
 2e évaluation : densité des oeufs : $p=0,42$; % de parasitisme : $p=0,13$.

² : Les moyennes suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes. (Test de Classification Multiple de Student - Neuman-Keuls. ($p=0,05$) ; Comparaisons sont pour chaque période d'évaluation, et un paramètre à part.

Les densités d'oeufs de *Heliocheilus* durant les premiers échantillonnages ont été considérablement plus élevées que durant le second, probablement à cause d'une plus grande incidence des papillons dans le champ à cette période. Les densités d'oeufs étaient très variables durant la première évaluation. Elles étaient plus importantes dans les champs non traités bien que la raison ne soit pas claire. Il faut cependant noter que deux évaluations ne sont pas suffisantes pour donner une estimation fiable des taux d'oviposition absolus dans le champ, étant donné que le temps d'incubation n'est que de 1-3 jours, mais l'oviposition peut intervenir dans une période de 2-3 semaines.

Nous n'avons pas observé de différences significatives dans le taux de parasitisme entre les traitements. Comme la densité de l'hôte peut avoir un impact sur les taux de parasitisme par le parasitoïde, nous avons divisé le parasitisme par la densité d'oeufs transformés en log, pour chaque traitement (figure 4.3). Bien que le parasitisme des champs témoins soit légèrement plus élevé que dans les champs traités, ceci n'était pas statistiquement plus significatif. Nous concluons qu'au moment de l'échantillonnage, les traitements n'ont pas réduit le parasitisme des oeufs de *Heliocheilus* par *Trichogrammatoidea* sp.

Incidence des larves de *Heliocheilus* dans le champ.

Nous avons évalué à 3 reprises l'incidence des larves de *Heliocheilus* durant la maturation des graines. L'échantillonnage a eu lieu du 19 au 25 septembre ; du 25 au 27 septembre ; du 3 au 4 octobre. La dernière série d'échantillonnage a eu lieu juste avant la moisson. Les galeries pouvant contenir plus d'une larve ou pouvant être vides, ainsi que les densités réelles ont également été déterminées. Ceci a été fait grâce à la combinaison du pourcentage d'épis qui présentent des galeries avec le nombre moyen de larves trouvées par épi endommagé. Cette dernière a été comptée dans un sous échantillon du nombre total d'épis observés, tel que démontré dans le chapitre sur les méthodes.

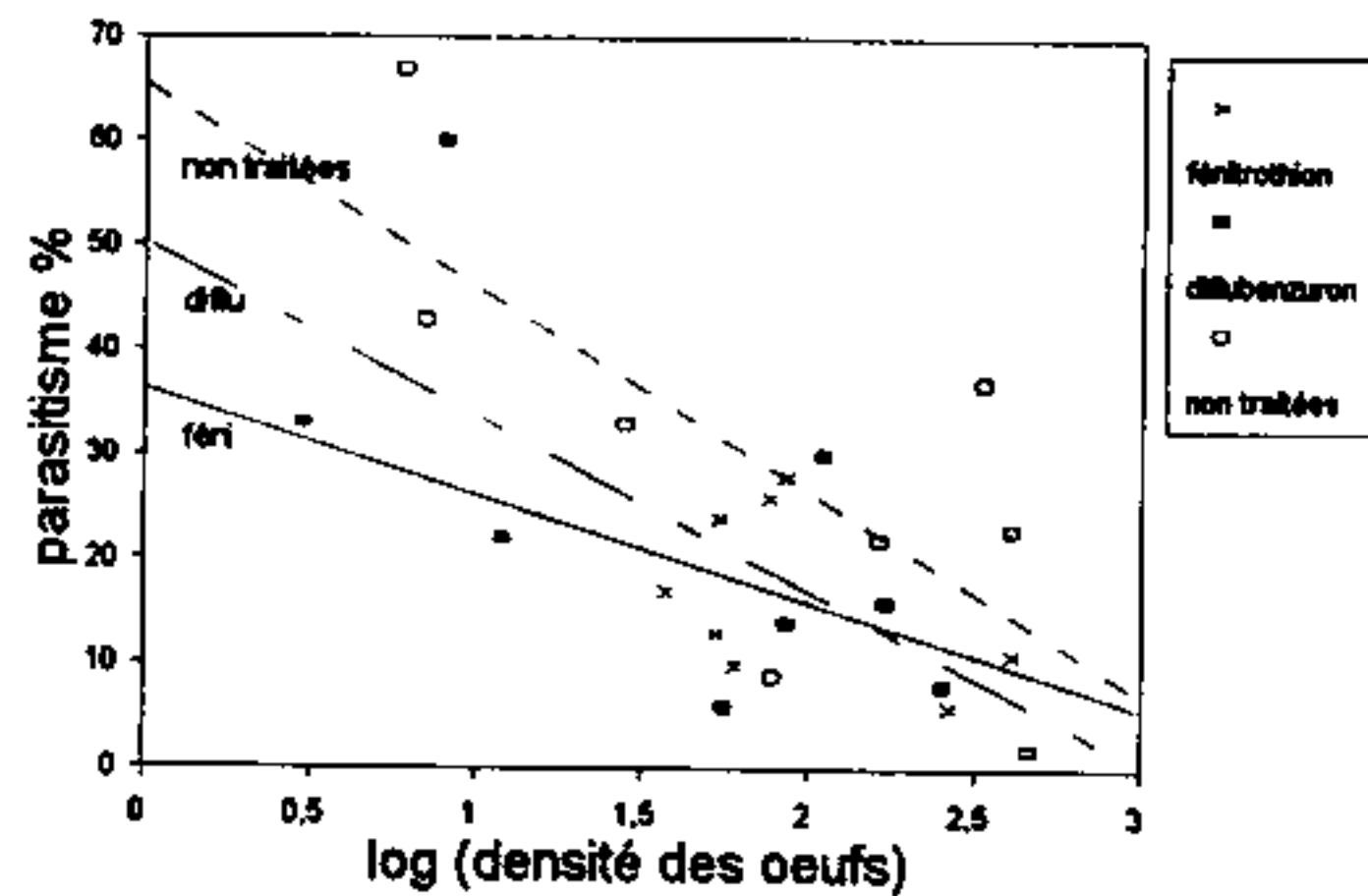


Figure 4.3 : Le pourcentage de parasitisme des oeufs de *Heliocheilus albipunctella* divisé par *Trichogrammatoidea* divisé par le log de la densité des oeufs (voir tableau 4.3 pour les données brutes). L'inclinaison et les niveaux de la ligne de régression ne sont pas significativement différents ($p > 0,10$).

Le tableau 4.4 donne une liste des pointes de densité dans les galeries. Le nombre d'épis montrant les galeries a augmenté durant la dernière série d'observation. Il fallait s'y attendre, étant donné la caractéristique persistante des galeries. Néanmoins, les pointes de densités des larves ont été généralement observées durant la première série d'échantillonnage.

Tableau 4.4 : Pourcentage d'épis de mil montrant des galeries causées par *Heliocheilus albipunctella*. Pointe d'incidence à partir de 3 observations.

traitements	blocs								moyenne ²
	I		II		III		IV		
	N1	%	n	%	n	%	n	%	
FENITROTHION	209	73	133	41	191	65	199	83	66 a
DIFLUBENZURON	199	37	188	21	246	53	159	59	39 b
NON TRAITEES	191	62	173	45	180	78	243	74	65 a

¹ : nombre d'épis de mil prélevé, % : pourcentage d'épis ayant différentes galeries de *heliocheilus*.

Statistiques pour les différences entre les traitements : - pourcentage d'épis ayant les galeries : ANOVA (RCB) $p = 0,03$

² : les moyennes suivies par la même lettre n'ont pas de différences significatives. (Test de classification multiple de Student - Neuman - Keuls $p = 0,05$)

Tableau 4. 5 : Nombre de larves de *Heliocheilus albipunctella* pour 100 épis de mil pour champs traités et champs non traités. Nous donnons les densités de pointe de 3 observations.

Traitements	# de larves de <i>Heliocheilus</i> pour 100 épis de mil					moyenne ¹
	Bloc					
	I	II	III	IV		
FENITROTHION	74	40	110	118		86 a
DIFLUBENZURON	35	9.4	18	16		20 b
NON TRAITEES	37	35	135	73		70 a

Statistiques pour les différences entre les traitements : densité de pointe des larves : ANOVA (RCB) $p=0,038$

¹ : les moyennes suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes.

(Test de classification multiple de Student Neuman Keuls $p= 0,05$)

Le pourcentage d'épis de mil attaqués par *Heliocheilus* est en moyenne réduit de 36 % dans les champs traités par le diflubenzuron. Cet effet est uniforme sur l'ensemble des blocs. Il n'y a pas de différence significative dans l'incidence de la galerie entre les champs traités au fénitrothion et les champs témoins non traités.

De la même manière, la densité de pointe des larves dans les champs traités au diflubenzuron était en moyenne réduite de 60 %. Une augmentation moyenne de 40 % a été observée dans les champs traités au fénitrothion comparés aux champs témoins. Néanmoins ceci n'était pas statistiquement significative.

Nous en concluons que le diflubenzuron réduit l'incidence larvaire de *H. albipunctella* dans les conditions de l'étude. Dans les champs traités au fénitrothion, les densités larvaires de *Heliocheilus* n'étaient pas significativement différentes de celles des champs témoins.

Populations Résiduelles dans le sol

Nous avons trouvé un petit nombre d'espèces cibles et non-cibles (*Heliocheilus* chrysalides, larves momifiées par *Copidosoma* sp., et oothèques *Cardiochiles* sp.) durant l'échantillonnage du sol, nous n'avons pas jugé approprié de mener des analyses ultérieures.

Captures dans les pièges malais

Les captures hebdomadaires des pièges malais étaient disponibles pour une période de 3 semaines avant et 5 semaines après traitement (Annexe 4.1; la première semaine de prise a été exclue de l'analyse à cause d'un très grand nombre de valeurs manquantes. Les captures ont été triées et identifiées pour un nombre limité de taxa qui sont connues comme étant les prédateurs ou les ravageurs du mil ou de l'arachide. L'arachide est semée souvent de façon parsemée en rotation avec le mil dans cette partie du Sénégal, et peut aussi recevoir des traitements de lutte antiacridienne et contre les sautériaux.

Toutes les données collectées sur les pièges sont exprimées comme un nombre d'insectes capturés sur sept jours. Dans le peu de cas où les pièges étaient sur le champ pendant des périodes plus ou moins longues, les captures étaient proportionnellement corrigées à un comptage par jour. L'abondance d'insectes dans les pièges dépend de plusieurs facteurs, notamment leur densité réelle, leur activité, les conditions météorologiques, le placement du piège (Muirhead-Thomson 1991). Les comptages dans les pièges tels que les pièges malais seront par conséquent dénommés "densité de l'activité" des insectes.

Tableau 4. 6 : Taxons identifiées dans cette étude et leur hôtes dans le mil et l'arachide au Sénégal ; et le nombre total identifié par unité durant l'étude en 1992.

Unité	classe	importance	nombre total capturé
Diptera			
Syrphidae : <i>Ischiodon (=Xantogramme) aegypticus</i> (Wiedemann)	prédateur	prédateurs des aphides : observé sur les Aphis, <i>Rhopalosiphum maidis</i> in Senegal [1] ;	166
Asilidae : total	prédateur	prédateurs polyphages par ex des sauteriaux, lepidoptères [1,2,3]	71
Bombyliidae : <i>Exoprosopa tricolor</i> Macquart	prédateur	inconnus pour le Sénégal/Sahel. <i>Exoprosopa</i> sp. connu pour attaquer les oothèques de sauteriaux [2].	1798
Tachinidae : total	Parasitoïde	attaque plusieurs ravageurs lépidoptériens au Sénégal/Sahel [1]	64
Hymenoptera	parasitoïde	attaquent plusieurs ravageurs au Sénégal [1,2,5,]	6454
Hymenoptera : total	prédateur	pollinisateurs important sur le plan local [9,10]	
Braconidae : total	pollinateur	Attaquent plusieurs ravageurs au Sénégal [1]	784
Braconidae : total	parasitoïde	plusieurs espèces de ce genre attaquent <i>H. albipunctella</i> et <i>Helicoverpa armigera</i> au Sénégal [1,6]	447
Braconidae : <i>Cardiochiles spp.</i>	parasitoïde	attaquent plusieurs ravageurs lépidoptériens au Sénégal [1]	145
Ichneumonidae : total	prédateur	prédateurs spécialistes des nymphes de sauteriaux .	403
Sphecidae : <i>Tachytes spp.</i>	prédateur	attaquent les larves de Scarabaeidae, Tenebrionidae [3,8] statut non clarifié au Sénégal	209
Tiphiidae : <i>Mesa sp.</i>			
	prédateur	attaquent les aphides sur les arachides le maïs et le mil : vu entrain d'attaquer les jeunes larves de <i>Heliocheilus</i> qui butinent autour des épis de mil.	894
Coleoptera			
Coccinellidae : <i>Verania (= Alesia) striata</i>			

Références : [1] Bhatnagar 1987 [2] : Greathead 1963 [3] Borror et al. 1989 [4] : cette étude [5] : Ribec 1950 [6] Huddleston et Walker 1988 [7] : Bohart et menke [8] : Kimsey 1991 [9] : Crane et Walker 1983 [10] : Roubik 1989

Impact des traitements sur les captures des pièges malais

Les captures de Tachinidae et Asilidae étaient trop basses pour permettre une analyse significative. Pour toutes les unités, le nombre moyen d'insectes capturés dans les pièges malais pour les deux traitements et les zones témoins non traités est montré dans les figures 4.4 et 4.5. Les effets statistiquement significatifs sont marqués par des astérisques dans les graphiques.

Toutes les différences intervenues dans les captures dues au traitement sont comparées aux niveaux moyens avant traitement, et prennent en compte les fluctuations dans les champs non traités. (Voir le chapitre sur les "méthodes" pour plus de détail).

Les Diptères

La mouche syrphide *Ischiodon aegypticus* représente jusqu'à 92 % des prises de Syrphidae. La densité de leur activité était significativement réduite durant la deuxième semaine après traitement, par le fénitrothion et le diflubenzuron (figure 4.4a). Les Syrphidae adultes de la zone d'étude semblent faire l'aller-retour entre les champs d'arachide et de mil. Ils visitent les champs de mil, en grande partie pour se nourrir de pollen. Il y a peu d'Aphides dans cette plante. Les larves de syrphide sont trouvées, parfois en grand nombre, sur les arachides, sur les lesquelles les aphides sont beaucoup plus

communs. La réduction de la densité de l'activité de la syrphide dans les champs traités avec le fénitrothion pourrait bien avoir un effet toxique direct. Mais le diflubenzuron n'a qu'un petit effet aigu sur les mouches syrphides adultes (Hassan *et al.* 1987), ce qui laisse penser à un effet plus repoussant que toxique. *Ischiodon aegypticus* disparaît des pièges peu après, même au niveau des champs témoins et aucune persistance de l'impact ne pourrait par conséquent être encore observée.

Exoprosopa tricolor (Bombyliidae) étaient très nombreux durant les 3 premières semaines de l'étude lorsque le mil était relativement court et ouvert. Au moment des traitements, les captures d'*Exoprosopa tricolor* étaient néanmoins moins importantes. (figure 4.4b). Une réduction statistiquement significative de la densité de l'activité a été observée durant la deuxième semaine après le traitement avec le diflubenzuron. Néanmoins, étant donné le fait que les captures étaient déjà très basses en ce moment et naturellement décroissantes, la signification biologique de cette observation est douteuse.

Les Coléoptères

Le coléoptère coccinellide *Verania striata* était plus abondant juste avant les traitements. Les captures des pièges malais opérées dans les champs témoins ont nettement chuté durant la semaine suivante. Dans les champs traités avec le fénitrothion, cette réduction était légèrement mais significativement plus rapide suggérant un effet de l'insecticide. Ensuite, les nombres capturés étaient toujours bas, aussi bien dans les champs traités ou champs témoins. Une augmentation statistiquement significative dans la densité de l'activité de ces coccinellidés a été observée dans les parcelles traitées au diflubenzuron. Néanmoins, il s'agissait d'une petite augmentation et sa signification biologique à cette époque de la saison n'est pas claire.

Les Hyménoptères

Aucun des insecticides n'a entraîné une réduction statistiquement significative au total dans l'ensemble de la densité de l'activité des Hyménoptères (figure 4.5a).

Les abeilles halictides étaient présentes dans les pièges durant presque toute la période de l'étude, quoiqu'en nombre assez bas (figure 4.4d). La plupart des Halictidae capturés appartenaient à la sous-famille des Nomiinae. Les abeilles de cette famille sont considérées comme étant les plus parasociales, et déposent souvent leurs oeufs dans le sol (Roubik 1989). Le fénitrothion n'a pas entraîné de réduction dans les captures. Une réduction significative, était néanmoins observée dans la deuxième et troisième semaine après le traitement au diflubenzuron. Nous ne pouvons pas déterminer la période de recouvrement à cause du petit nombre de captures dans les champs témoins vers la fin de l'étude. Les abeilles adultes étaient probablement entrain de butiner le mil pour du pollen au moment du traitement. La réduction survenue après pulvérisation du diflubenzuron pourrait par conséquent être causée par le transport de pollen contaminé dans les nids, et ainsi réduire une émergence de la couvée. Une autre explication, c'est-à-dire un effet répulsif des adultes qui butinent est improbable étant donné que la semaine qui suit immédiatement une pulvérisation ne montre pas une réduction des captures. Etant donné que nous en savons très peu sur l'écologie de ces abeilles, il demeure difficile de tenter une interprétation quelconque dans ce domaine.

Les pièges n'ont capturé que peu d'Ichneumonidae et des guêpes parasitoïdes (figure 4.5a). Une réduction significative de la densité de l'activité a été observée durant la seconde semaine après le traitement au diflubenzuron. Etant donné les retards dans les réponses dans les prises, ceci a pu être causé par un effet direct sur leurs hôtes (probablement des larves de Lépidoptères). Nous n'avons pas observé de réduction après application de fénitrothion.

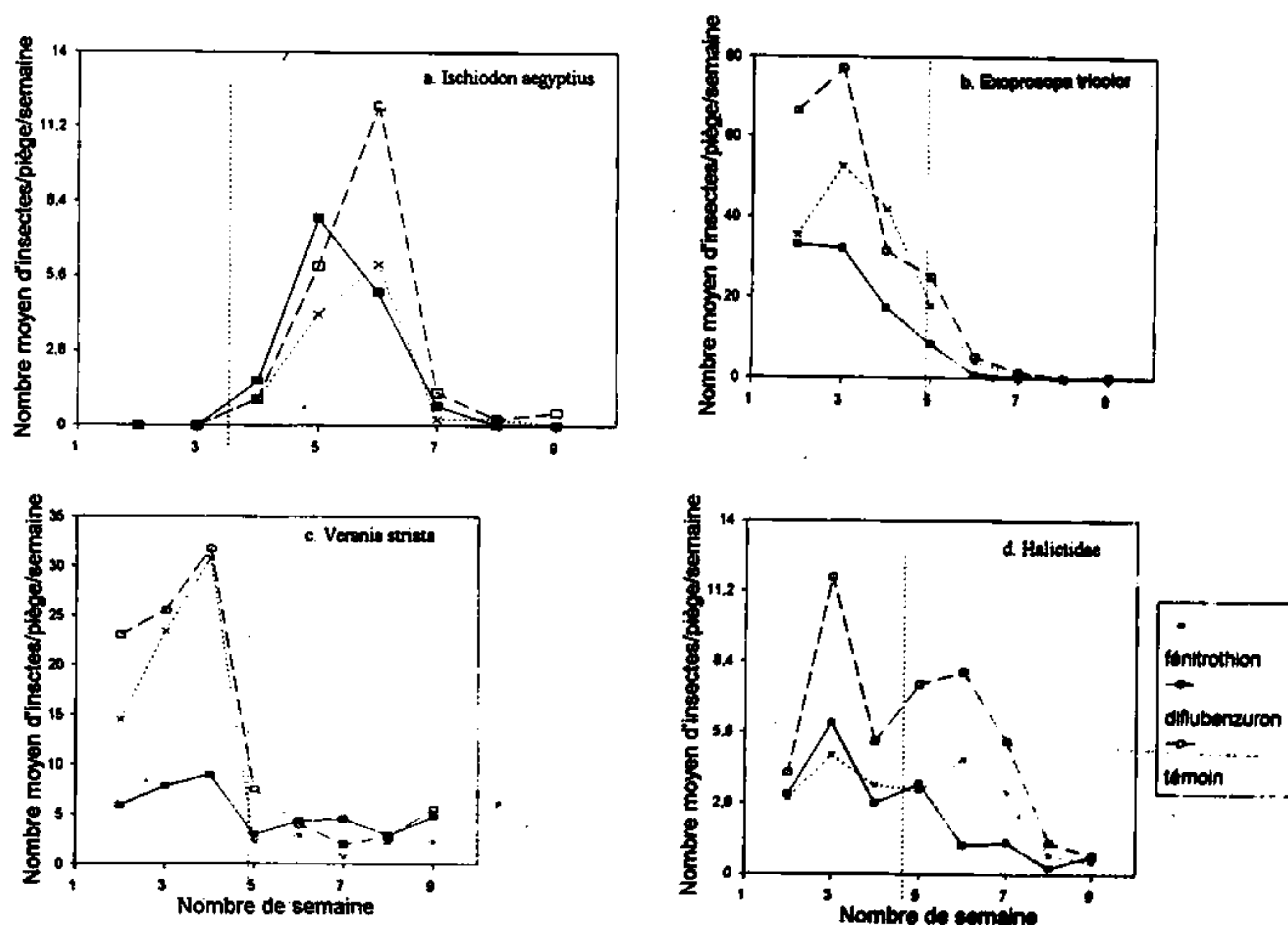


Figure 4.4 : Les nombres moyens d'insectes dans les pièges malais par semaine dans les champs de mil traités au fénitrothion, au diflubenzuron, et dans les champs témoins non traités (les moyennes sont pour 4 champs) a : *Ischiodon aegyptius* (diptères et Syrphidae) b : *Exprosopa tricolor* (Diptères et Bombyliidae) c : *Verania striata* (coléoptère : Coccinellidae) d : halictides (hyménoptères). Les traitements ont été menés avant le traitement entre les semaines 4 et 5 (ligne verticale en pointillé). Les comptages qui sont significativement différents des niveaux moyens avant traitement, si correction pour des fluctuations témoins, sont marqués d'une astérisque (*) $p < 0,05$ (voir détail de l'analyse statistique dans le texte).

Tous les Braconidés réunis sont montrés dans la figure 4.5c. Nous n'avons pas observé de réduction significative de la population dans ce groupe après traitement avec n'importe lequel des insecticides.

Les densités moyennes de l'activité du taxon le plus capturé au sein de sa famille, *Cardiochiles spp* qui sont des parasitoïdes des lépidoptères sont décrites dans la figure 4.5d. Après deux traitements avec le fénitrothion et le diflubenzuron, la densité de l'activité de *Cardiochiles spp.*, comparée aux champs témoins qui a duré une semaine. Néanmoins, cette réduction n'était pas statistiquement significative.

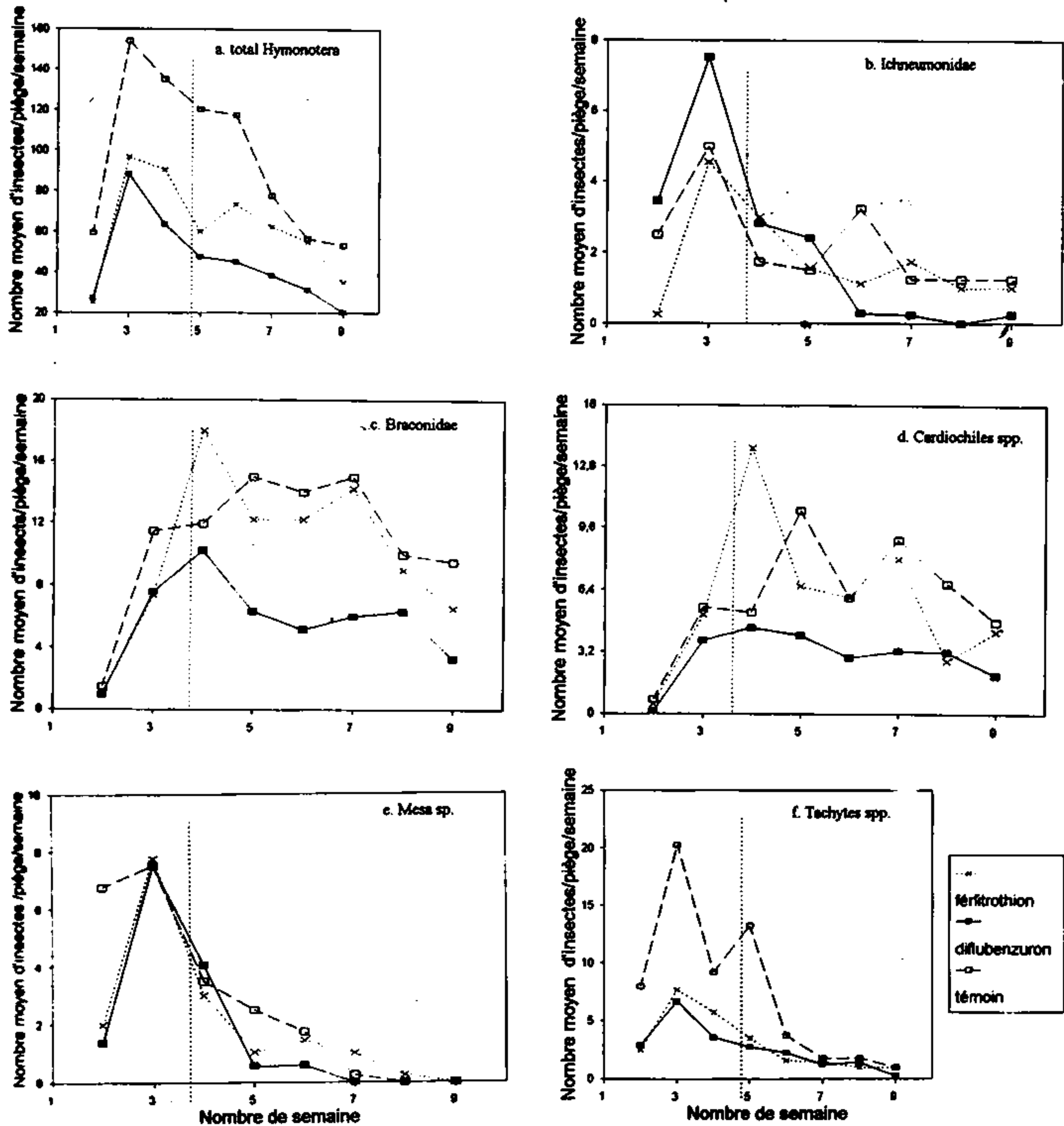


Figure 4.5 :

Les nombres moyens d'insectes dans les pièges malais par semaine dans les champs de mil traités au fenitrothion, au diflubenzuron, et dans les champs témoins non traités (les moyennes sont pour 4 champs) a : *Ischiodon aegypticus* (diptères et Syrphidae) b : *Exprosopa tricolor* (Diptères et Bombyliidae) c : *Verania striata* (coléoptère : Coccinellidae) d : hactilides (hyménoptères). Les traitements ont été menés avant le traitement entre les semaines 4 et 5 (ligne verticale en pointillé). Les comptages qui sont significativement différents des niveaux moyens avant traitement, si correction pour des fluctuations témoins sont marqués d'un astérisque (*) $p < 0,05$ (voir détail de l'analyse statistique dans le texte).

Les captures de *Mesa sp.* (Tiphidae) étaient basses et ont atteint un niveau minimum bien avant le traitement. A cause de la grande variabilité dans les prises avant traitement, nous ne pouvions distinguer de réduction significative (figure 4.5e).

Le prédateur des sautériaux *Tachytes spp* (Sphecidae) a aussi atteint un niveau maximum avant les traitements (figure 4.5f). Nous n'avons pas observé de réductions significatives des prises après les traitements soit avec le fénitrothion, soit avec le diflubenzuron.

Nous donnons dans le tableau 4.7 un résumé des changements observés dans les captures opérées par les pièges malais sur les unités ci-dessus.

Tableau 4.7 : Résumé des résultats des captures des pièges malais et comptage des insectes utiles.

	exposition ¹	fénirothion			diflubenzuron			remarque
		impact	% moyen de la réduction	durée de l'effet	impact	% moyen de la réduction	durée de l'effet	
DIPTERA								
Asilidae	Oui							nombres trop bas pour une analyse
<i>Exoprosopa tricolor</i> (Bombyliidae)	Oui	Non			Oui	67	1 semaine	signification biologique de la réduction non claire
<i>Ischiodon aegypticus</i> (Syrphidae)	Oui	Oui	50	1 semaine	Oui	80	1 semaine	une rémission rapide probablement à partir des champs d'arachides non pulvérisés avoisinants
Tachinidae	Oui							nombres trop bas pour une analyse
HYMENOPTERA								
Hymenoptera (total)	Oui	Non			Non			
Ichneumonidae	Oui	Non			Oui	93	1 semaine	nombres trop bas
<i>Cardiochiles</i> spp. (Braconidae)	Oui	Non			Non			
Braconidae (total)	Oui	Non			Non			
<i>Messa</i> sp. (Tiphidae)	Oui	Non			Non			
<i>Tachytes</i> spp. (Sphecidae)	Oui	Non			Non			pointe avant traitement
Halictidae	Oui	Non			Oui	74	2 semaines	pointe avant traitement
COLEOPTERA								
<i>Verania striata</i> (Coccinellidae)	Oui	Oui	64	1 semaine	Oui	+ 90	4 semaines	immigration rapide probablement à partir des champs de mil non traités avoisinants les champs traités au diflubenzuron montrent une augmentation de la population la signification biologique n'est pas claire à cause du nombre trop dans les parcelles témoins après le traitement.

¹ : Si un stade de vie probable du taxon est susceptible d'avoir été présent durant le traitement. ² : Réduction statistiquement significative durant la période de l'effet comparé à la moyenne avant les niveaux de traitements. ³ : Corrigées pour les fluctuations de contrôle. ⁴ : Cinq semaines après le traitement la moisson a débuté dans les champs et les pièges ont cessé.

DISCUSSIONS

Captures des pièges malais

Douze taxa ont été analysées, dont 10 étaient en nombre suffisant pour permettre une analyse statistique. Si nous prenons en compte la différence dans la longueur de la période de piège, toutes les taxa, exceptée la Bombyliidae étaient moins nombreuses en 1992 qu'elles ne l'étaient en 1991. Il y a eu très peu de mouches voleuses (Asilidae) capturées dans les pièges durant cette année, et elles ont atteint un niveau maximum bien avant le traitement. Les mouches tachinides parasitoïdes étaient pratiquement absentes des pièges malais cette année, et ont constitué moins de 2 % du nombre pris en 1991. (64 en 1992, comparé à plus de 3.800 en 1991!). Nous ne savons pas ce qui a causé cette grande différence. Cela démontre néanmoins la grande variabilité d'une année à l'autre chez les populations d'insectes qui est caractéristique des écosystèmes arides et semi-arides (Polis 1991). Il s'agit d'un phénomène bien connu de ceux qui ont observé à long terme le Sahel africain. (G Schulten, Fao, comm. pers relative aux Hyménoptères). Cette grande variabilité temporelle nous oblige à répéter les études écotoxicologiques sur le terrain si elles doivent avoir une bonne valeur de prédiction.

Les traitements de 1992 menés à l'épiaison et au début de la floraison du mil semblent avoir eu moins d'impact sur les taxa étudiées que celles amenées au début de la maturation en 1991. Ceci est spécifique au fénitrothion. Nous avons divisé dans la figure 4.6 le pourcentage de taxa qui ont présenté une réduction du total qui peut être analysée. Une "réduction biologiquement significative" est définie ici comme plus importante que 50 % comparée au champ témoin. Cela correspond aux classes de danger, "modérément dangereuses" et "dangereuses" selon le IOBC (Hassan *et al.* 1994). De plus, les réductions biologiquement significatives dans la densité de l'activité devaient aussi être statistiquement significatives et les populations ne devraient pas aussi se reconstituer durant la semaine qui suit l'observation de l'effet.

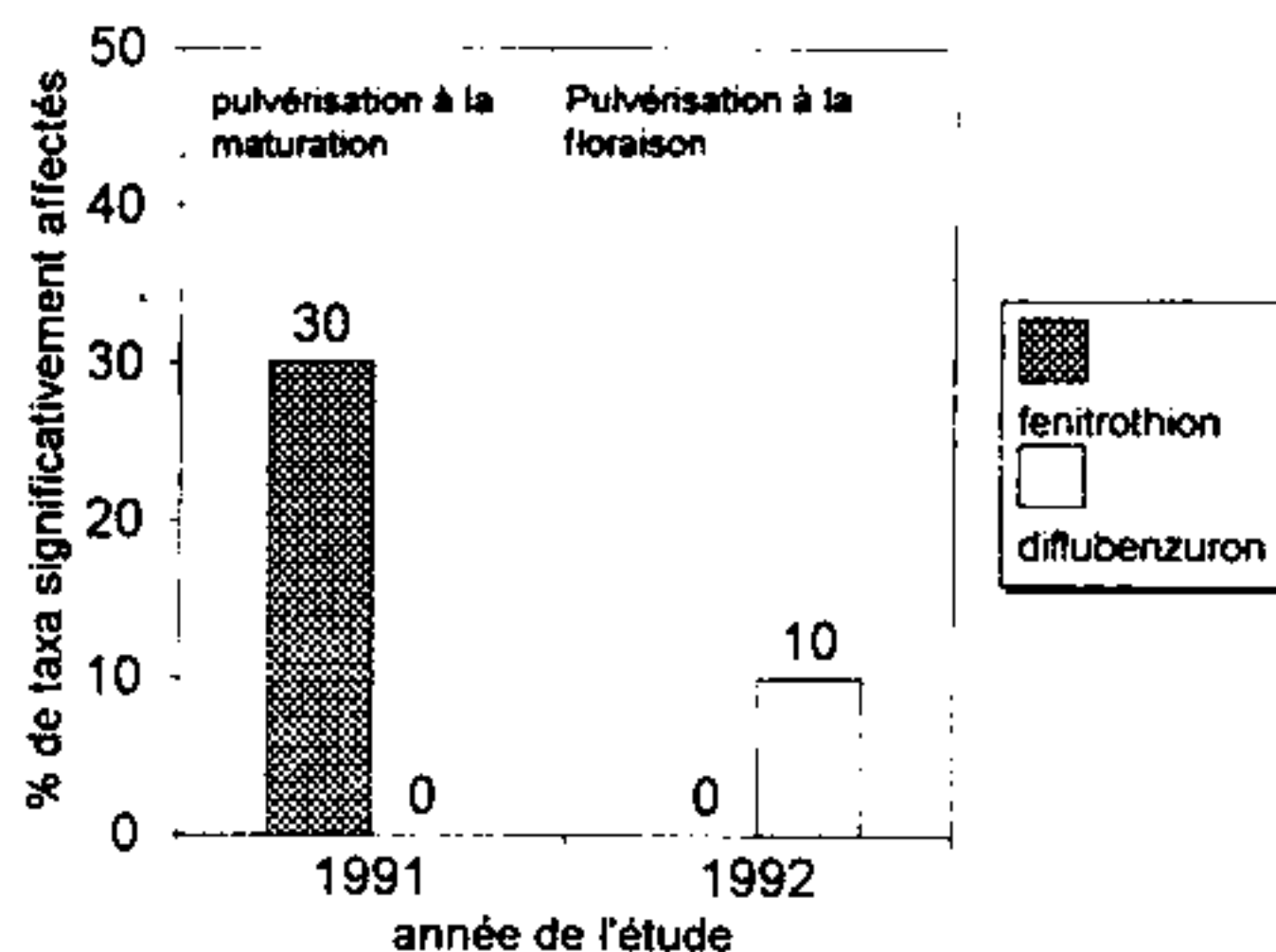


Figure 4.6 : Comparaison de l'impact sur les insectes utiles du mil du fénitrothion et du diflubenzuron pulvérisé à l'épiaison / début de la maturité et de la floraison. Nous montrons la fraction des taxa étudiées qui a montré des réductions biologiquement significatives dans la densité de l'activité (voir texte pour la définition de "biologiquement significatives"). Données de 1991 du tableau de van derValk et Kamara (1993); données de 1992 (tableau 4.7).

Dans l'étude de 1991, le diflubenzuron n'a réduit de façon significative aucune des taxa étudiées. Les abeilles Halictides avaient été supprimées de 75 % en 1992. Néanmoins, elles n'ont pas été évaluées en 1991. Le diflubenzuron est légèrement toxique pour les abeilles adultes. (Stevenson 1978, Emmet et Archer 1980), mais les larves sont beaucoup plus susceptibles (Chandel et Gupta 1992). Les effets du diflubenzuron sur les couvées d'abeilles ont été rapportés par Chandel et Gupta (1992). Nous n'avons pas pu étudier si la population d'abeilles halictides s'est réellement reconstituée après 3 semaines, car les populations adultes présentes dans les pièges étaient basses pour tous les

traitements et de la même manière, nous n'avons non plus surveillé ni les populations larvaires ni les adultes en hibernation.

Les abeilles constituent une part importante de la faune des invertébrés dans les écosystèmes semi-arides, et leur fonction en tant que pollinisateurs et producteurs de miel est bien connue. Au Sénégal, l'apiculture et la culture d'agrumes sont de plus en plus répandues, et avec comme corollaire, l'importance de la minimisation des effets néfastes de la lutte contre les criquets et les sauteriaux sur les abeilles. Cela peut paraître surprenant, mais les abeilles peuvent aussi être extrêmement abondantes et variées dans les écosystèmes du désert. Polis (1991) rapporte qu'au moins 500 espèces d'abeilles ont été décrites pour la Réserve de Recherche du Désert du Grand Canyon en Californie. A Wadi, dans le Nord de la Mauritanie, nous avons observé un grand nombre d'abeilles qui butinaient sur les nouvelles fleurs de l'année. C'est durant cette même période que nous avons rencontré une grande population de criquets pèlerins et que nous les avons traités (Rapport de mission non publié du Projet LOCUSTOX). Nous savons peu de choses sur le rôle des abeilles dans l'écosystème aride et l'impact que les insecticides pourraient avoir sur leur fonctionnement, mais à l'avenir, cela mériterait une attention.

Le fénitrothion ne semble avoir réduit aucune des taxa étudiées, après pulvérisation à l'épiaison / début de la floraison. Néanmoins son application en 1991, au début de la maturation du mil a réduit significativement 3 taxa : tous les hyménoptères, les *Cardiochiles spp* (Hym.; Braconidae et *Mesa sp.* Hym.; Tiphidae). Nous ne savons pas pourquoi il en était ainsi, car tous les trois groupes non cibles étaient présents dans les champs au moment de la pulvérisation (figure 4.5). Une des explications serait qu'à cause de la pulvérisation intervenue relativement tôt, certains hyménoptères vont en diapause (tout comme *Cardiochiles*), n'ont pas encore complètement émergé durant le traitement, et ont pu repeupler partiellement les champs après.

Plusieurs autres taxa étaient entrain de rechercher du pollen au moment de la pulvérisation, y compris les abeilles halictides, les mouches syrphides, et les coléoptères coccinellides. Les densités de l'activité des deux derniers groupes étaient réduites considérablement après pulvérisation mais pas pour plus d'une semaine. Les captures des hôtes de ces fleurs ayant légèrement baissé dans les parcelles témoins, 2 semaines après le traitement probablement à cause de leur mouvement vers d'autres plantes pour manque de pollen, nous ne pouvons évaluer s'il y avait un effet à long terme sur ces taxa.

L'incidence de la chenille mineuse du mil

La densité totale des oeufs ainsi que l'incidence des larves de *Heliocheilus albipunctella* étaient du même ordre de grandeur en 1991 et 1992.

Ni le fénitrothion, ni le diflubenzuron n'ont semblé avoir un effet de suppression sur les taux de parasitisme des oeufs par *Trichogrammatoidea sp.* (Tableau 4.3 et figure 4.3). Ceci, malgré le fait que le fénitrothion soit connu pour être très toxique sur ce groupe de parasitoïdes (Singh et Varma 1986, Hassan et al. 1987). Etant donné les taux relativement élevés du parasitisme, il est aussi évident que les parasitoïdes étaient présents durant et après le traitement. Nous pouvons donner l'explication sur le manque d'impact de l'insecticide : soit la méthode d'évaluation que nous avons utilisée n'était pas suffisamment sensible pour trouver l'effet, soit effectivement, il n'y a pas eu d'effet. Sur le tableau 4.3, on peut déduire que la variation entre échantillons était élevée, ce qui réduit le pouvoir de détection d'un effet. Une augmentation du nombre d'épis de mil prélevés pourrait réduire cette variabilité, ainsi qu'une augmentation du nombre de traitements évalués. Néanmoins à part ces raisons méthodologiques, l'absence apparente d'effet pourrait être expliquée biologiquement. Etant donné que le fénitrothion s'est dégradé rapidement sur le mil (figure 4.2), une des raisons pourrait être la recolonisation des champs traités par les adultes de *Trichogrammatoidea*. L'autre possibilité est que la fraction de population de parasitoïdes qui se développait dans les oeufs, et qui était relativement protégée de la pulvérisation d'insecticides, a repeuplé les champs.

L'impact des deux insecticides sur l'incidence maximum des larves *H. albipunctella* est montré dans la figure 4.7. Les applications de fénitrothion en 1992 au début de la floraison du mil n'a pas augmenté les densités des épis autant qu'en 1991, lorsque l'insecticide a été appliqué plus tard. Le diflubenzuron a significativement réduit les populations de chenille mineuse du mil en 1991 et en 1992, légèrement plus lorsque la pulvérisation a eu lieu en début de floraison.

L'effet du diflubenzuron sur *Heliocheilus albipunctella* est certainement direct, car l'insecticide inhibe la mue des larves ainsi que le nombre de mues qui doit intervenir. D'après ces données, il est clair qu'il est improbable que lorsque le diflubenzuron est pulvérisé contre les sauteriaux, cela puisse entraîner une résurgence de *Heliocheilus albipunctella*.

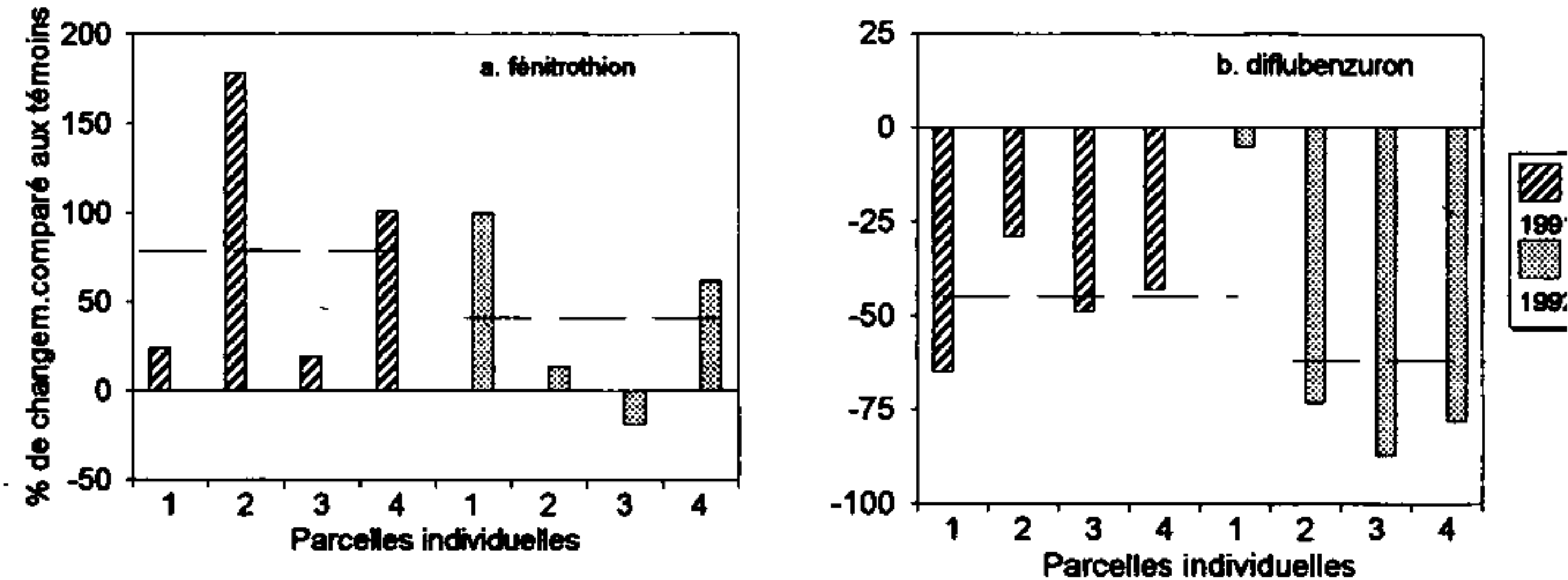


Figure 4.7 : Changement dans les densités maximales de *Heliocheilus albipunctella* dans les champs individuels de mil, après traitement avec le fénitrothion (a) et avec le diflubenzuron (b). Les applications d'insecticides en 1991 ont eu lieu au début de la maturation et en 1992 durant l'épiaison / au début de la floraison. Les niveaux de changement moyens par an sont montrés par les lignes horizontales en pointillés. Tous les changements moyens de densités sont significativement différents des champs témoins (à $p < 0,05$), excepté pour le fénitrothion - 1992.

A première vue, il apparaît qu'il y a une coïncidence claire entre le plus petit nombre de taxa utiles affectés par le fénitrothion dans cette étude, comparé à 1991 (figure 4.6) et l'augmentation la moins prononcée dans les densités maximales de *Heliocheilus* (figure 4.7). Cette corrélation pourrait soutenir l'hypothèse selon laquelle le fénitrothion tue les ennemis naturels de la chenille mineuse du mil, qui par conséquent subit une mortalité moins importante dans le champ.

Des traitements d'insecticides effectués relativement tôt dans le développement de l'épi, par exemple durant l'étude en question, semble avoir peu d'impact sur le dynamisme de la population de *Heliocheilus*. Effectivement, nous n'avons pas observé de réduction significative du parasitisme. De plus, les autres parasitoïdes potentiels des oeufs. (par ex : la braconide *Chelonus spp.*) et les prédateurs tels que *Verania striata* n'ont pas semblés très affectés par le fénitrothion.

Les applications de fénitrothion effectuées légèrement tard durant le développement du mil tel qu'on l'a étudié auparavant (van der Valk et Kamara 1993), ont augmenté les densités de la chenille mineuse du millet. Ceci pourrait s'expliquer par les réductions dans les captures de pièges malais qui avaient été observées pour plusieurs taxa d'hyménoptères (tableau 13 dans van der Valk et Kamara 1993). Ceci pourrait néanmoins être causé par la mortalité dans les autres groupes d'ennemis naturels, spécialement les prédateurs d'arthropodes que nous n'avons pas surveillés.

Les observations ci-dessus sur les différences dans l'impact qu'un insecticide pourrait avoir sur la résurgence de parasite, selon le moment de l'application, sont étayées par le travail tout récent effectué par notre groupe sur l'établissement d'une table détaillée de la vie partielle pour *Heliocheilus albipunctella* (Thiam et van der Valk, sous presse). Dans cette étude, il a été trouvé que la mortalité au stade larvaire moyen a plus contribué à la mortalité générationnelle de *Heliocheilus*. La mortalité chez les ennemis naturels à cette période du développement des parasites pourrait donc avoir un impact sur la résurgence. Cela correspond précisément aux résultats présentés ci-dessus. L'étude du tableau de vie suggère qu'une grande partie de la mortalité larvaire s'explique plus par l'action de prédateurs, que par l'action des parasitoïdes. Ce qui est important, c'est la grande attention accordée dans le passé aux parasitoïdes de la chenille mineuse (par ex : Bhatnagar 1987). C'est probablement le cas, à cause de la relative facilité de l'étude de leur impact. Clairement, il faudra accorder plus d'attention aux prédateurs arthropodes car leur rôle dans l'agro-écosystème du mil pourrait bien avoir été très sous-estimé.

Jusqu'à présent notre travail suggère que les ennemis naturels jouent un rôle dans l'élimination des populations de *Heliocheilus*, car l'utilisation d'un insecticide à large spectre tel que le fénitrothion pourrait augmenter sa densité. Les hypothèses alternatives sur la résurgence des ravageurs tels que la synchronisation catastrophique des insectes parasites ne semble pas s'appliquer ici (Waage 1989, Godfray et Chan 1990).

Nous sommes tout à fait conscients que l'étude que nous avons décrite ici présente un certain nombre de limites relatives aux conclusions que l'on pourrait en tirer. Cela inclut le nombre limité de méthodes d'échantillonnages et d'évaluations, le manque d'informations quantitatives sur la relation entre les ennemis naturels et la dynamique des insectes parasites et la durée relativement courte des observations. Nous renvoyons à notre précédente étude (van der Valk et Kamara 1993) pour une discussion plus en profondeur de ces sujets.

Néanmoins, malgré ces limites, il est clair qu'une seule application à petite échelle d'un insecticide à large spectre tel que le fénitrothion pourrait aussi doubler des populations de chenille mineuse du mil. La résurgence des ravageurs et le développement des ravageurs secondaires sont généralement associés aux cultures qui sont fréquemment traitées durant la saison de croissance, tel que le coton, les légumes et le riz. Cela nous montre que parfois, même après une application d'insecticides, les populations de ravageurs peuvent se reconstituer. Le calendrier du traitement d'insecticide semble jouer un rôle important dans ce processus.

On peut indiquer que cette augmentation chez la chenille mineuse du mil n'est pas économiquement importante, comparé aux dommages évités en traitant les criquets et les sauteriaux. Il semble que cela soit le cas lorsqu'il s'agit des criquets pèlerins qui peuvent décimer un champ en un jour. Néanmoins, les dommages causés au mil par les sauteriaux sédentaires sont encore rarement quantifiés (Pantenius et Krall 1993, Legg et Togola 1993). Yago *et al.* (1993) ont évalué d'une manière intéressante l'efficacité de l'utilisation de l'insecticide sur les rendements du mil au Mali, et ont trouvé d'énormes variations d'un champ à l'autre, et d'une année à l'autre. Parfois les rendements augmentent, mais d'autres fois ils baissent sans raison, après utilisation de l'insecticide. Il semble bien que les effets que nous avons observés dans nos études soient plus étendus que ce que l'on en sait jusqu'ici. De plus, l'échelle de nos traitements expérimentaux était limitée au niveau d'un champ. Ce qui est restreint lorsqu'on le compare avec certaines pratiques de protection des cultures dans le Sahel. Le traitement de zones plus grandes, spécialement lorsque ces zones sont pulvérisées pendant plusieurs années consécutives pourrait bien augmenter les populations de chenille mineuse du mil à des niveaux qui deviennent dommageables sur le plan économique, même lorsqu'on le compare aux gains supposés de la lutte contre les sauteriaux. Cela démontre l'importance de l'obtention de meilleures données sur les cultures endommagées, ainsi qu'une meilleure compréhension des effets secondaires de l'insecticide, avant de recommander des insecticides aux agriculteurs qui sèment le mil, pour la lutte contre les sauteriaux.

REFERENCES

- Bhatnagar VS (1987) Recherche et développement de la lutte intégrée contre les ennemis des principales cultures vivrières dans les pays du Sahel. Sénégal. Programme de lutte biologique. Rapport technique final GCP/RAF/128/CLS.FAO, Rome.
- Bohart RM and Mencke AS (1976) Sphecid wasps of the world. A generic revision. University of California Press, Berkeley & Los Angeles.
- Borror DJ, Triplehorn CA and Johnson NF (1989) An introduction to the study of insects. Sixth edition. Saunders College Publishing, Philadelphia ect.
- Chandel RS and Gupta PR (1992) Toxicity of diflubenzuron and penflumuron to immature stages of *Apis cerana indica* F and *Apis mellifera* L. *Apidologie* 23:465-473.
- Crane E and Walker P (1983) The impact of pest management on bees and pollination. Tropical Development Research Institute, London.
- DPV (1994) Bilan de campagne phytosanitaire 1993/1994. Direction de la Protection des Végétaux, Sénégal.
- Dutilleul P (1993) Spatial heterogeneity and the design of ecological field experiments. *Ecology* 74(6):1646-1658.
- Emmet BJ and Archer BM (1980) The toxicity of diflubenzuron to honey bee (*Apis mellifera* L.) colonies in apple orchards. *Plant Pathology* 29:177-183.
- Gadji (1993) Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les sols au Sénégal & suivi des résidus dans les stockages de mil en monde rural (campagne 1992). Rapport project Locustox FAO No. 93/5. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp. FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Godfray HCJ and Chan MS (1990) How insecticides trigger single stage outbreaks in tropical pests. *Functional Ecology* 4:329-337.
- Greathead DJ (1963) A review of the insect enemies of Acridoidea (Orthoptera) *Trans. R. Ent. Soc. Lond.* 114(14):437-517
- Hassan SA, Albrecht R et al. (1987) Results of the third joint pesticide testing programme of the IOBC/WPRS-working group "pesticides and beneficial organisms". *Journal of Applied Entomology* 103:92-107.
- Hassan SA, Bigler F, et al. (1994) Results of the sixth joint pesticide testing programme of the IOBC/WPRS-working group "pesticides and beneficial organisms". *Entomophaga* 39(1):107-119.
- Huddleston T and Walker AK (1988) *Cardiochiles* (Hymenoptera: Braconidae), a parasitoid of lepidopterous larvae, in the Sahel of Africa, with a review of the biology and host relationships of the genus. *Bulletin of Entomological Research* 78:435-461.
- Jago ND, Kremer AR and West C (1993) Pesticides sur le mil au Mali. NRI Bulletin 50. Natural Resources Institute, Chatham.
- Kimsey Ls (1991) Relationships among the tephritid wasp subfamilies (Hymenoptera) *Systematic Entomology* 16:427-438.
- Legg JP and Togola A (1993) Practical assessment of pearl millet (*Pennisetum glaucum*) crop loss caused by grasshopper pests (Orthoptera: Acrididae - a major outbreak in north-west Mali.

Bulletin of Entomological Research 83:395-408.

- MSU (1989) User's guide to MSTAT-C. A software program for the design, management, and analysis of agronomic research experiments. Michigan State University.
- Muirhead-Thomson RC (1991) Trap responses of flying insects. The influence of trap design on capture efficiency. Academic Press, London.
- Pantenius U and Krall S (1993) A new method for determining yield losses caused by damage to the heads of pearl millet (*Pennisetum glaucum* (L.) R.Br.) due to diseases and pests. *Journal of Plant Diseases and Protection* 100(5):522-529.
- Polis GA (1991) Desert communities: an overview of patterns and processes. pp. 1-26 in: *The ecology of desert communities*. GA Polis (ed.). University of Arizona Press, Tucson.
- Risbec J (1950) La faune entomologique des cultures au Sénégal et au Soudan français. Travaux du laboratoire d'entomologie du secteur soudanais de recherches agronomiques. Gouvernement général de l'Afrique occidentale française.
- Roubik DW (1989) *Ecology and natural history of tropical bees*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Singh PP and Varma GC (1986) Comparative toxicities of some insecticides to *Chrysoperla carnea* (Chrysopidae: Neuroptera) and *Trichogramma brasiliensis* (Trichogrammatidae: Hymenoptera), two arthropod natural enemies of cotton pests. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 15:23-30.
- Skaf R, Popov GB and Roffey J (1990) The desert locust: an international challenge. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. (B)* 328:525-538.
- Sokal RR and Rohlf FJ (1981) *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. 2nd edition. Freeman and Co. New York. pp. 859.
- Stevenson JH (1978) The acute toxicity of unformulated pesticides to worker honey bees (*Apis mellifera* L.). *Plant Pathology* 27:38-40.
- Stewart-Oaten A, Murdoch WW and Parker KR (1986) Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology* 67 (4): 929-940.
- Underwood AJ (1991) Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42:569-587.
- van der Valk H and Kamara O (1993) The effect of fenitrothion and diflubenzuron on natural enemies of millet pests in Senegal (the 1991 study). FAO Locustox report No. 93/2. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp. FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Waage J (1989) The population ecology of pest-insecticide-natural enemy interactions. pp. 81-93 in: Jepson P (ed.) *Pesticides and non-target invertebrates*. Intercept, Wimborne.

Annexe 4.1 :

DONNEES BRUTES DES PIEGES MALAIS

Les calculs représentent le nombres d'insectes par piège malais pendant 7 jours de pose. Les données dans les cellules hachurées sont les valeurs manquantes (prises invalides des réceptacles ou dommages sur le moustiquaire du piège). Les valeurs manquantes ont été estimées par interpolation linéaire en utilisant des ensembles de données qui étaient complets. L'interpolation a été effectuée en utilisant les ratios moyens de la semaine précédente / "semaine manquante" et la semaine suivante / "semaine manquante".

BRACONIDAE		DONNEES CORRIGÉES								
SEMAINE:		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENTROTHION	0,0	0,0	8,6	45,0	18,0	22,8	19,0	13,0	13,0
4		0,0	2,0	2,0	4,0	3,0	5,3	9,0	5,0	0,0
8		1,0	1,0	14,0	15,0	13,0	7,0	7,0	5,0	6,0
10		0,0	1,0	5,0	8,0	15,0	14,0	22,0	13,0	7,0
	moyenne	0,3	1,0	7,4	16,0	12,3	12,3	14,3	9,0	6,5
2	DIFLUBENZURON	1,0	1,0	0,0	9,0	10,0	3,5	8,0	7,0	1,0
6		2,0	0,0	2,0	1,0	3,0	3,5	7,0	4,0	5,0
9			0,8	7,4	7,0	9,3	11,7	6,0	11,0	6,0
12		2,0	2,0	21,0	24,0	3,0	2,0	3,0	3,3	1,0
	moyenne	1,7	1,0	7,6	10,3	6,3	5,2	6,0	6,3	3,3
3	TEMOIN		3,0	16,0	25,0	18,0	22,0	19,0	10,0	27,0
5			1,0	0,0	0,0	3,0	0,0	1,0	2,0	1,0
7		1,0	2,0	14,0	12,0	23,0	21,0	29,0	16,0	3,0
11			0,0	16,0	11,0	16,0	13,0	11,0	12,0	7,0
	moyenne	1,0	1,5	11,5	12,0	15,0	14,0	15,0	10,0	9,5

CARDIOCHILES SPP.		DONNEES CORRIGÉES								
SEMAINE:		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENTROTHION	0,0	0,0	4,5	39,0	11,0	11,4	5,0	1,0	8,0
4		0,0	1,0	2,0	2,0	2,0	1,8	5,0	3,0	0,0
8		1,0	0,0	11,0	12,0	8,0	4,0	5,0	1,0	4,0
10		0,0	1,0	3,0	2,0	5,4	7,0	17,0	6,0	5,0
	moyenne	0,3	0,5	5,1	13,8	6,6	6,0	8,0	2,8	4,3
2	DIFLUBENZURON	0,0	0,0	0,0	7,0	4,0	3,5	3,0	2,0	1,0
6		1,0	0,0	1,0	0,0	3,0	2,3	4,0	3,0	3,0
9			0,5	7,7	7,0	5,8	5,8	4,0	6,0	3,0
12		1,0	0,0	6,5	3,8	3,4	0,0	2,0	1,8	1,0
	moyenne	0,7	0,1	3,8	4,5	4,1	2,9	3,3	3,2	2,0
3	TEMOIN		2,0	3,0	9,0	13,0	8,0	11,0	8,0	11,0
5			0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	1,0	1,0
7		1,0	1,0	9,0	7,0	14,0	12,0	18,0	13,0	1,0
11			0,0	10,0	5,0	12,0	4,0	7,0	5,0	6,0
	moyenne	1,0	0,8	5,5	5,3	10,5	6,0	9,0	6,8	4,8

EXOPROSOPA SP		DONNEES CORRIGEEES								
SEMAINE:		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENITROTHION	7,0	32,0	80,0	82,0	41,0	11,4	3,0	0,0	1,0
4		9,0	10,0	20,0	16,0	9,0	0,9	1,0	0,0	0,0
8		63,0	72,0	96,0	63,0	17,0	3,0	0,0	0,0	0,0
10		25,0	28,0	15,0	7,0	4,8	1,0	0,0	0,0	0,0
	moyenne	26,0	35,5	52,8	42,0	18,0	4,1	1,0	0,0	0,3
2	DIFLUBENZURON	5,0	24,0	30,0	33,0	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6		11,0	27,0	21,0	7,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9			51,3	58,6	22,0	17,5	2,3	0,0	0,0	0,0
12		24,0	30,0	18,9	7,8	4,4	1,0	0,0	0,0	0,0
	moyenne	13,3	33,1	32,1	17,5	8,5	0,8	0,0	0,0	0,0
3	TEMOIN		62,0	104,0	56,0	48,0	11,0	2,0	0,0	0,0
5			24,0	44,0	23,0	31,0	2,0	4,0	0,0	0,0
7		70,0	115,0	114,0	30,0	12,0	4,0	0,0	0,0	1,0
11			65,0	47,0	17,0	9,0	4,0	0,0	0,0	0,0
	moyenne	70,0	66,5	77,3	31,5	25,0	5,3	1,5	0,0	0,3

HALICTIDAE		DONNEES CORRIGEEES								
SEMAINE:		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENITROTHION	0,0	0,0	5,8	4,0	4,0	4,4	2,0	0,0	2,0
4		2,0	1,0	4,0	3,0	1,0	1,8	2,0	0,0	0,0
8		5,0	7,0	7,0	6,0	3,0	2,0	1,0	1,0	0,0
10		0,0	4,0	2,0	1,0	5,2	10,0	6,0	2,0	0,0
	moyenne	1,8	3,0	4,7	3,5	3,3	4,5	3,3	0,8	0,5
2	DIFLUBENZURON	2,0	2,0	6,0	2,0	2,0	1,2	4,0	0,0	1,0
6		0,0	1,0	3,0	2,0	2,0	1,2	0,0	1,0	2,0
9			7,6	12,5	6,0	8,2	1,2	0,0	0,0	0,0
12		2,0	2,0	2,4	1,1	2,1	1,0	1,0	0,0	0,0
	moyenne	1,3	3,2	6,0	2,8	3,6	1,1	1,3	0,3	0,8
3	TEMOIN		1,0	4,0	4,0	2,0	5,0	7,0	2,0	1,0
5			0,0	4,0	2,0	2,0	1,0	2,0	0,0	1,0
7		1,0	4,0	18,0	6,0	16,0	12,0	5,0	1,0	0,0
11			11,0	21,0	9,0	10,0	14,0	7,0	2,0	1,0
	moyenne	1,0	4,0	11,8	5,3	7,5	8,0	5,3	1,3	0,8

HYMENOPTERA		DONNEES CORRIGÉES								
SEMAINE:		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENITROTHION	17,0	13,0	83,6	142,0	91,0	103,3	95,0	80,0	75,0
4		64,0	24,0	27,0	50,0	30,0	44,6	49,0	46,0	6,0
8		110,0	38,0	208,0	122,0	62,0	52,0	31,0	38,0	36,0
10		29,0	26,0	68,0	48,0	57,5	95,0	76,0	56,0	23,0
	moyenne	55,0	25,3	96,7	90,5	60,1	73,7	62,8	55,0	35,0
2	DIFLUBENZURON	43,0	12,0	62,0	57,0	36,0	35,0	29,0	28,0	14,0
6		67,0	20,0	41,0	30,0	35,0	44,3	48,0	40,0	37,0
9		67,5	28,3	95,6	69,0	59,5	64,2	45,0	36,0	22,0
12		62,0	49,0	154,4	99,0	60,9	37,0	32,0	21,0	9,0
	moyenne	59,9	27,3	88,3	63,8	47,9	45,1	38,5	31,3	20,5
3	TEMOIN	174,0	71,0	135,0	217,0	112,0	171,0	107,0	89,0	130,0
5		78,2	26,0	39,0	11,0	54,0	23,0	32,0	18,0	20,0
7		122,0	65,0	159,0	149,0	175,0	136,0	90,0	50,0	20,0
11		91,7	77,0	284,0	164,0	141,0	140,0	83,0	70,0	44,0
	moyenne	116,5	59,8	154,3	135,3	120,5	117,5	78,0	56,8	53,5

CHNEUMONIDAE		DONNEES CORRIGÉES								
SEMAINE:		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENITROTHION	0,0	0,0	7,2	4,0	5,0	0,9	5,0	1,0	1,0
4		0,0	1,0	1,0	1,0	0,0	2,6	0,0	1,0	0,0
8		1,0	0,0	7,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
10		0,0	0,0	3,0	1,0	1,3	1,0	2,0	2,0	2,0
	moyenne	0,3	0,3	4,6	3,0	1,6	1,1	1,8	1,0	1,0
2	DIFLUBENZURON	0,0	1,0	3,0	1,0	4,0	1,2	0,0	0,0	0,0
6		0,0	0,0	1,0	3,0	0,0	0,0	1,0	0,0	1,0
9			8,8	2,1	2,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0
12		1,0	4,0	24,0	5,3	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0
	moyenne	0,3	3,5	7,5	2,8	2,4	0,3	0,3	0,0	0,3
3	TEMOIN		6,0	9,0	3,0	2,0	6,0	1,0	0,0	5,0
5			1,0	0,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0
7		0,0	2,0	2,0	2,0	2,0	3,0	2,0	2,0	0,0
11			1,0	9,0	1,0	1,0	3,0	2,0	3,0	0,0
	moyenne	0,0	2,5	5,0	1,8	1,5	3,3	1,3	1,3	1,3

ISCHIODON AEGYPTIUS		DONNEES CORRIGEEES								
SEMAINE:		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENITROTHION	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	3,5	0,0	1,0	0,0
4		1,0	0,0	0,0	0,0	2,0	1,8	0,0	0,0	0,0
8		2,0	0,0	0,0	2,0	11,0	16,0	1,0	0,0	0,0
10		0,0	0,0	0,0	1,0	2,7	3,0	0,0	0,0	0,0
	moyenne	0,8	0,0	0,0	1,0	4,2	6,1	0,3	0,3	0,0
2	DIFLUBENZURON	0,0	0,0	0,0	2,0	5,0	0,0	1,0	0,0	0,0
6		3,0	0,0	0,0	0,0	11,0	11,7	1,0	0,0	0,0
9			0,0	0,0	3,0	3,5	2,3	0,0	0,0	0,0
12		0,0	0,0	0,0	1,7	11,6	6,0	1,0	0,0	0,0
	moyenne	1,0	0,0	0,0	1,7	7,8	5,0	0,8	0,0	0,0
3	TEMOIN		0,0	0,0	0,0	7,0	6,0	0,0	0,0	2,0
5			0,0	0,0	2,0	5,0	15,0	5,0	1,0	0,0
7		1,0	0,0	0,0	0,0	4,0	12,0	0,0	0,0	0,0
11			0,0	0,0	2,0	8,0	15,0	0,0	0,0	0,0
	moyenne	1,0	0,0	0,0	1,0	6,0	12,0	1,3	0,3	0,5

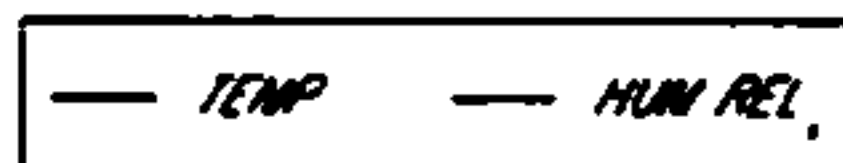
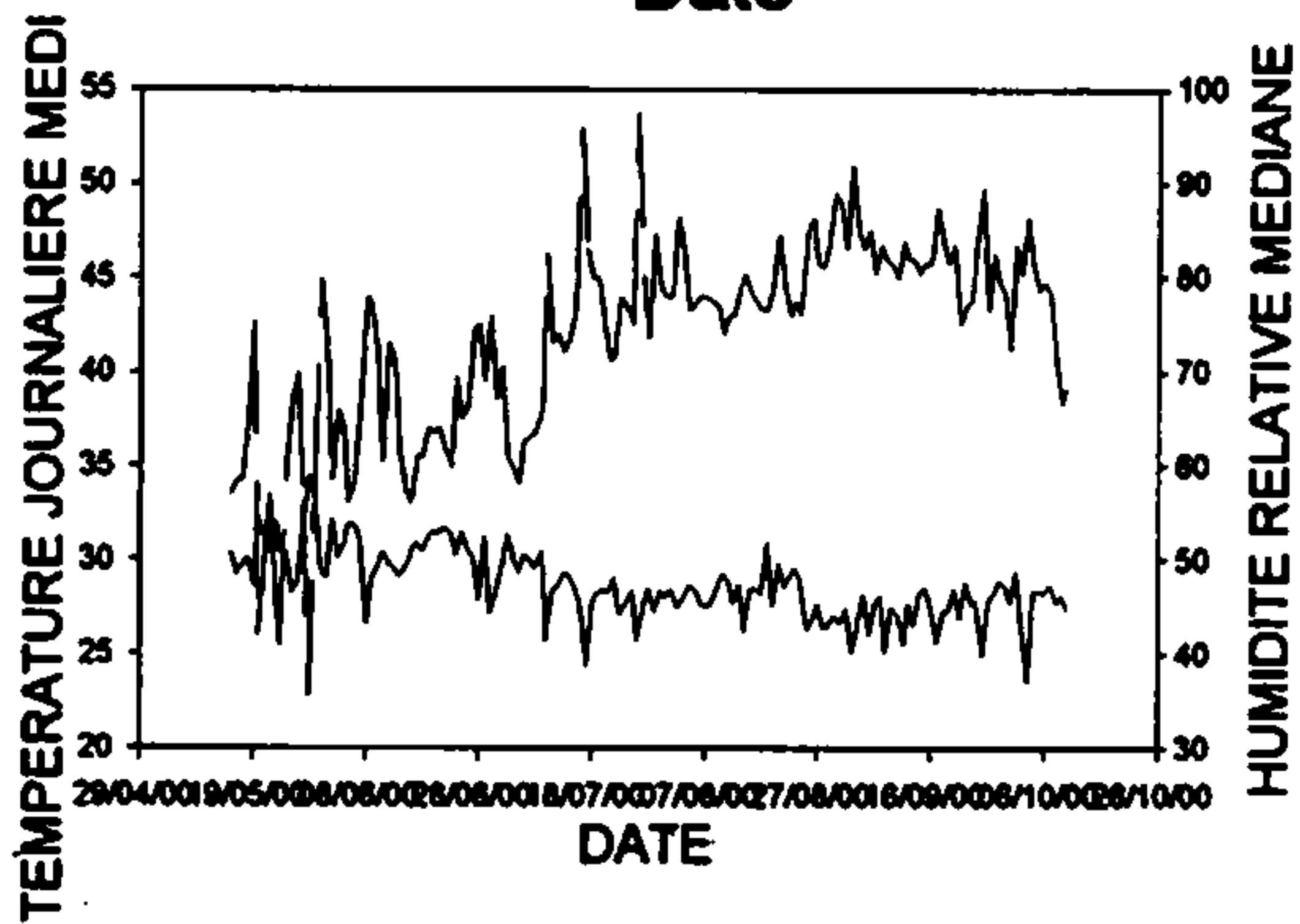
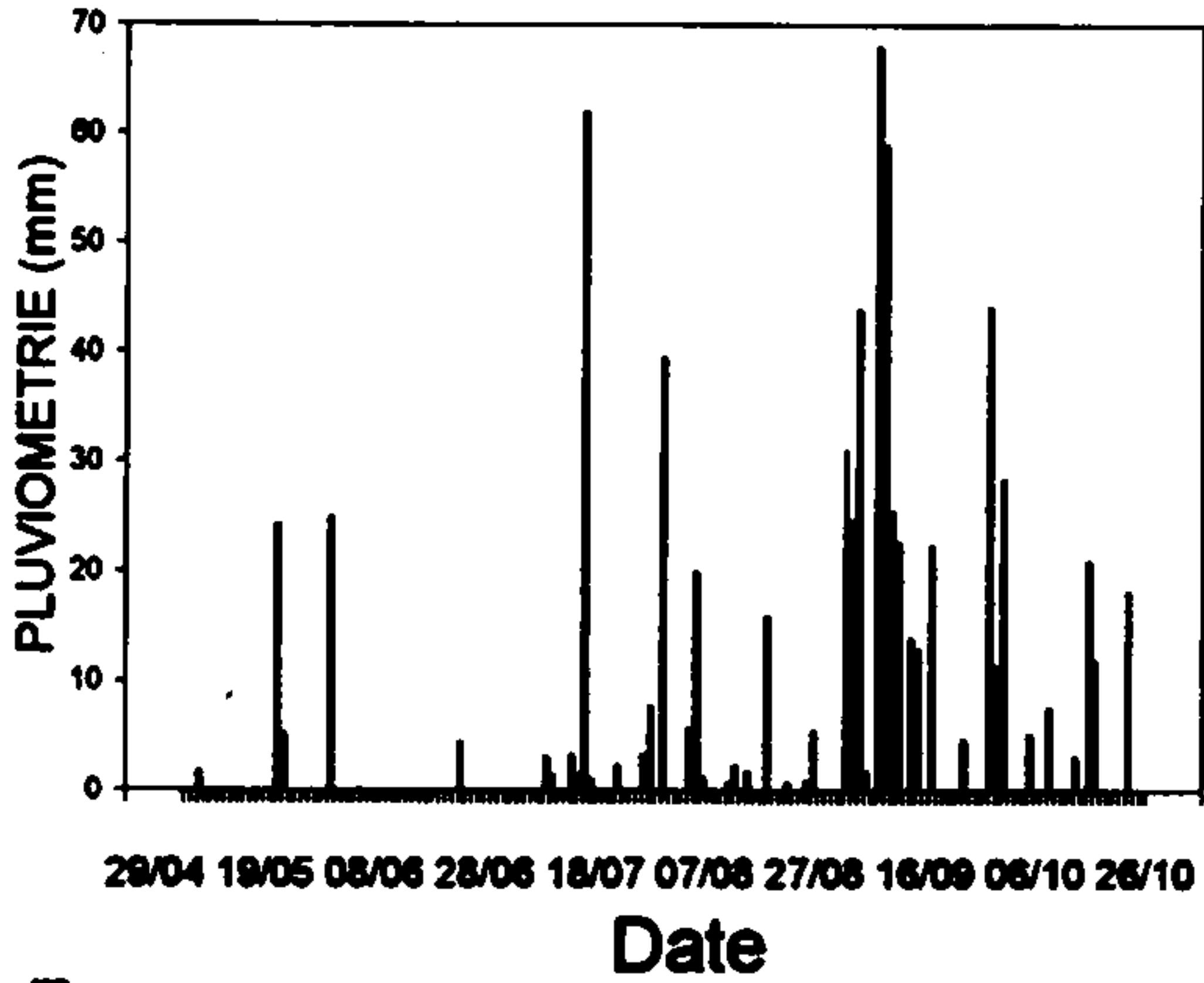
MESA SPP.		DONNEES CORRIGEEES								
SEMAINE:		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENITROTHION	0,0	0,0	2,0	0,0	1,0	1,8	2,0	0,0	0,0
4		0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8		5,0	5,0	22,0	8,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
10		1,0	2,0	7,0	4,0	2,2	4,0	2,0	1,0	0,0
	moyenne	1,5	2,0	7,8	3,0	1,1	1,4	1,0	0,3	0,0
2	DIFLUBENZURON	1,0	0,0	15,0	7,0	2,0	1,2	0,0	0,0	0,0
6		1,0	1,0	3,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9			2,5	7,7	3,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0
12		2,0	2,0	4,3	2,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
	moyenne	1,3	1,4	7,5	4,1	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0
3	TEMOIN		4,0	4,0	2,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5			1,0	1,0	1,0	0,0	1,0	1,0	0,0	0,0
7		9,0	5,0	12,0	5,0	2,0	4,0	0,0	0,0	0,0
11			17,0	13,0	6,0	4,0	2,0	0,0	0,0	0,0
	moyenne	9,0	6,8	7,5	3,5	2,5	1,8	0,3	0,0	0,0

TACHYTES SPP		DONNEES CORRIGEEES								
SEMAINE		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENITROTHION	2,0	1,0	14,9	13,0	6,0	1,8	4,0	2,0	1,0
4		7,0	2,0	3,0	2,0	2,0	2,6	0,0	0,0	1,0
8		1,0	1,0	9,0	6,0	4,0	1,0	1,0	1,0	1,0
10		0,0	6,0	4,0	2,0	2,1	1,0	1,0	1,0	1,0
	moyenne	2,5	2,5	7,7	5,8	3,5	1,6	1,5	1,0	1,0
2	DIFLUBENZURON	6,0	3,0	7,0	3,0	3,0	4,7	3,0	1,0	1,0
6		2,0	1,0	4,0	2,0	4,0	1,2	1,0	3,0	0,0
9			2,6	6,8	5,0	1,2	2,3	0,0	0,0	0,0
12		1,0	5,0	9,0	4,3	2,9	1,0	1,0	1,6	0,0
	moyenne	3,0	2,9	6,7	3,6	2,8	2,3	1,3	1,4	0,3
3	TEMOIN		10,0	21,0	11,0	2,0	2,0	2,0	1,0	1,0
5			4,0	13,0	2,0	12,0	2,0	3,0	1,0	2,0
7		10,0	4,0	6,0	5,0	17,0	5,0	1,0	1,0	1,0
11			14,0	41,0	19,0	22,0	6,0	1,0	4,0	0,0
	moyenne	10,0	8,0	20,3	9,3	13,3	3,8	1,8	1,8	1,0

VERANIA STRIATA		DONNEES CORRIGEEES								
SEMAINE		1	2	3	4	5	6	7	8	9
PARCELLE	TRAITEMENT									
1	FENITROTHION	5,0	21,0	47,7	60,0	5,0	4,4	1,0	1,0	4,0
4		1,0	2,0	2,0	8,0	3,0	6,1	0,0	0,0	5,0
8		14,0	19,0	33,0	39,0	0,0	0,0	2,0	8,0	5,0
10		7,0	16,0	11,0	16,0	0,8	1,0	0,0	0,0	0,8
	moyenne	6,8	14,5	23,4	30,8	2,2	2,9	0,8	2,3	2,3
2	DIFLUBENZURON	7,0	8,0	12,0	6,0	3,0	2,3	4,0	4,0	7,0
6		16,0	2,0	1,0	5,0	8,0	5,8	4,0	4,0	10,0
9			11,7	16,6	23,0	0,0	8,2	9,0	2,0	1,0
12		6,0	2,0	1,8	1,7	0,9	1,0	1,0	1,6	1,0
	moyenne	9,7	5,9	7,9	8,9	3,0	4,3	4,5	2,9	4,8
3	TEMOIN		14,0	11,0	29,0	4,0	4,0	2,0	0,0	5,0
5			0,0	2,0	4,0	7,0	5,0	1,0	0,0	7,0
7		29,0	36,0	43,0	72,0	14,0	4,0	4,0	9,0	10,0
11			42,0	46,0	22,0	5,0	3,0	1,0	2,0	0,0
	moyenne	29,0	23,0	25,5	31,8	7,5	4,0	2,0	2,8	5,5

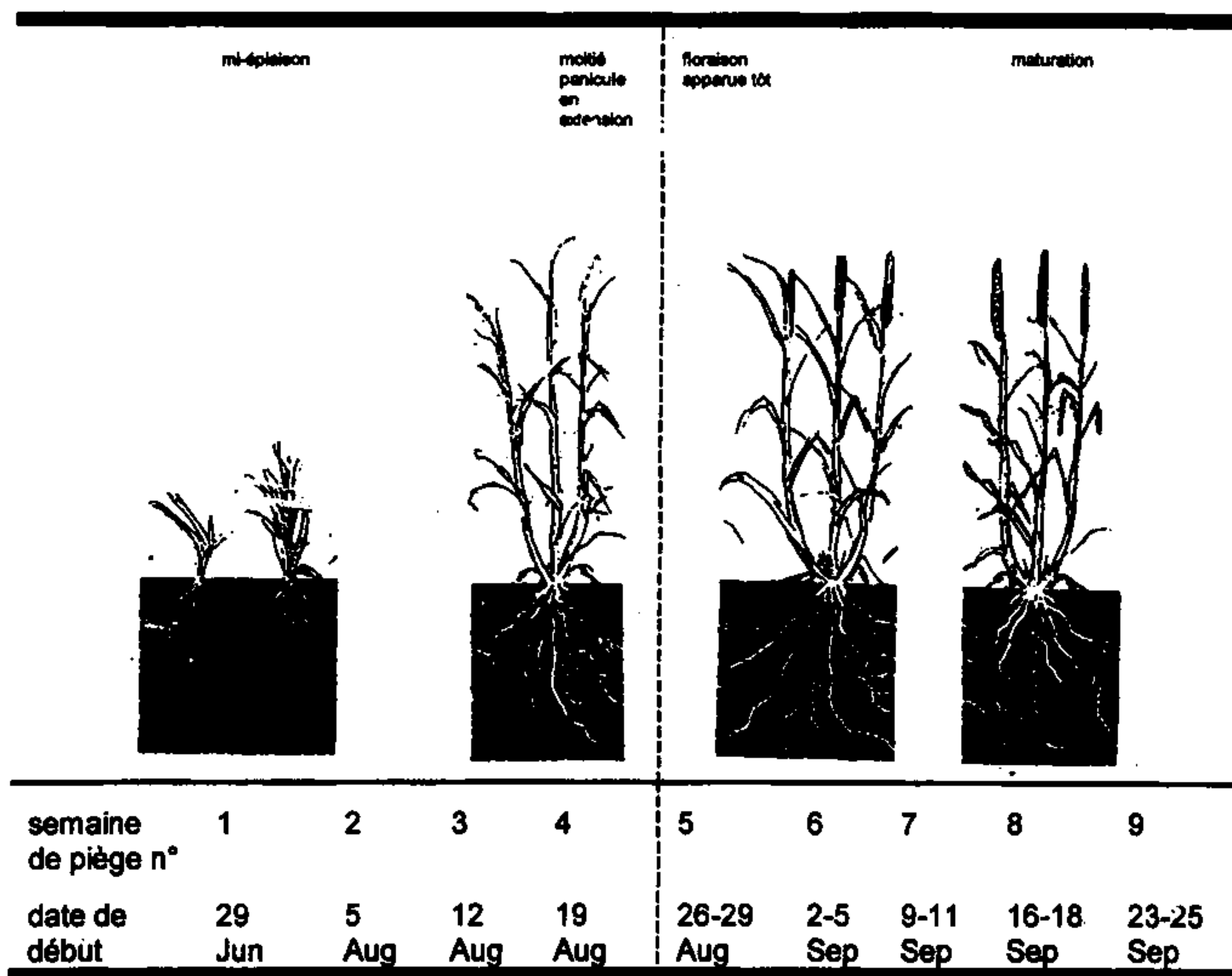
ANNEXE 4.2 :

DONNEES METEOROLOGIQUES POUR NIORO DU RIP SENEGAL SAISON DES PLUIES 1992



ANNEXE 4.3 :

PHENOLOGIE DU MIL RELATIVE AUX SEMAINES DE PIEGE A L'EGRE DU PIEGE MALAIS. LA LIGNE VERTICALE EN TIRET REPRESENTE LE MOMENT DU TRAITEMENT.



CHAPITRE 5 :

Détermination de l'impact potentiel des pesticides sur *Heliocheilus albipunctella* (mineuse de l'épi de mil) à partir d'une méthode indirecte : l'étude de la table de survie

Ibrahima SARR

RESUME

Cette étude présente la deuxième table de survie partielle d'*Heliocheilus albipunctella* (la chenille mineuse de l'épi de mil) du programme du projet LOCUSTOX. Les observations se sont déroulées dans une parcelle de mil à l'ISRA de Nioro du Rip au coeur du Sénégal, du mois d'août au mois d'octobre 1996.

L'objectif de ce travail est de trouver une méthode d'échantillonnage pour mieux estimer la densité de *H. albipunctella* et d'évaluer l'impact des ennemis naturels sur la dynamique de population de la noctuelle, ainsi que le risque potentiel des traitements antiacridiens pour ces auxiliaires.

Les populations des différents stades de la chenille mineuse ont été échantillonnées pendant une saison, et le recrutement dans chaque stade calculé en utilisant un modèle d'estimation des stades-fréquences. L'impact de différents ennemis naturels sur *H. albipunctella* a été évalué en utilisant plusieurs techniques, comme les observations directes, les incubations et les essais d'exclusion.

Il ressort de l'étude que l'échantillonnage stratifié permettrait une estimation assez précise des densités du ravageur. Nous estimons la ponte à 16400 oeufs pour 1000 épis. Des stades larvaires définies (de LS1 à LS4), seulement 170 individus par 1000 épis se sont nymphosés. La durée du stade des oeufs aux larves prénympheales (14 jours) est plus courte que supposée avant.

Les ennemis naturels constitueraient le facteur clé de la mortalité naturelle de *H. albipunctella* avec une contribution de 77 % de la mortalité globale de la génération. Parmi ceux-ci, les prédateurs sont dominants (Coccinellidae, Sphecidae et Reduviidae), en particulier les volants. Par contre, *Bracon hebetor* (Braconidae), *Trichogrammatoïdea* sp. (Trichogrammatidae) et *Copidosoma* sp. nr. *truncatellum* (Encyrtidae) auraient plus d'impact parmi les parasitoïdes, dont les effets globaux sont réduits.

Des calculs basés sur la table de survie montrent que les insecticides pulvérisés en début de maturation du mil risquent de causer une résurgence du dernier stade larvaire de la chenille mineuse avec un facteur de six. Par contre, d'un traitement en début de floraison n'en résulte qu'une augmentation maximale du double de la densité du ravageur.

Il a été conclu, vu l'importance des ennemis naturels dans la dynamique de *H. albipunctella*, que des traitements insecticides dans l'écosystème du mil doivent être minimisés au maximum, surtout en début de maturation des grains. Si ceci est impossible, des produits sélectifs vis-à-vis des prédateurs

INTRODUCTION

Problématique

Le mil à chandelles (*Pennisetum typhoides* Staph & Hubbard) est la principale culture vivrière dans le Sahel (ROCAFREMI 1995). Il constitue dans la plupart des villages la seule source de protéines d'origine végétale notamment céréalière. Au Sénégal, la culture a connu une importance accrue avec la population croissante, la dévaluation du franc CFA et les difficultés rencontrées au niveau des filières riz et arachide ces dernières années.

Malgré cette importance, la production stagne et oscille autour de 500 à 600 kg/ha en moyenne (ROCAFREMI 1995). Depuis la sécheresse des années 1970, le phénomène acridien s'est accentué dans la sous région (Ndoye 1989). Pour faire face à un tel phénomène, souvent recours est fait aux traitements insecticides à grandes échelles. Ainsi, l'élimination, avec l'utilisation de ces insecticides, des prédateurs et des parasitoïdes, peut entraîner la résurgence des ravageurs jadis secondaires et il peut en résulter des dégâts considérables (van der Valk & Kamara 1993, Jervis & Kidd 1996).

Pour évaluer l'impact de ces traitements antiacridiens dans l'agro-système du mil, le Projet Locustox a entrepris depuis sa phase pilote (Everts 1990) des études écotoxicologiques. Ces études ont confirmé la recrudescence du ravageur *Heliocheilus albipunctella*, la mineuse de l'épi du mil (van der Valk & Kamara 1993, Kamara & van der Valk, Chapitre 4). Pour mieux comprendre le rôle des ennemis naturels dans cette augmentation de la population du ravageur, Thiam & van der Valk (1996) ont élaboré la première table de survie partielle de *Heliocheilus albipunctella* (appelé ci-après *Heliocheilus*). Outre le fait d'être un outil puissant d'évaluation du risque de résurgence, la table de survie constitue une base de données fiable et précise pour la recherche en matière de modélisation dans les stratégies de lutte intégrée, l'avertissement et la prévision agricole.

Cependant, cette table de survie serait plus complète si le recrutement des chrysalides et la prédation des oeufs ainsi que celle des larves pouvaient être mieux estimés. Ce travail a pour objectif de trouver des méthodes d'échantillonnage pour mieux estimer les densités des ravageurs. Il vise également une évaluation quantitative de l'impact des ennemis naturels sur la dynamique de population d'*Heliocheilus* et par conséquent le risque potentiel des pesticides dans l'agro-système du mil.

La mineuse de l'épi de mil : *Heliocheilus albipunctella*

Taxonomie et répartition

Insecte holométabole, *Heliocheilus* (= *Rhaguva*) *albipunctella* De Joanis appartient à l'ordre des Lepidoptera, à la famille des Noctuidae et à la sous-famille des Heliothinae. A côté de cette espèce dominante dans le sahel, on trouve *Heliocheilus biocularis*, *Heliocheilus confertissima* et *Heliocheilus fuscalis* (Maïga 1984).

La noctuelle est rencontrée entre les isohyètes 100 et 700 mm couvrant entre autres le Burkina Faso, la Gambie, le Mali, la Mauritanie, le Niger, le sud du Nigéria, le Sénégal et le nord du Togo. Au Sénégal, elle est présente dans toute la zone de culture du mil et constitue en particulier un des problèmes majeurs au sud du "bassin arachidier" (NDoeye & Gahukar 1989).

Description

L'envergure du papillon est de 23 à 27 mm. La femelle plus grande que le mâle, est caractérisée par des ailes antérieures roux-marron avec des ponctuations en demi-cercle au niveau du bord distal. La plage hyaline sur le bord costal de l'aile est caractéristique pour le mâle (NDoeye & Gahukar 1989). Les oeufs sont de forme oblongue, sont petits, rayés et de couleur blanchâtre à marron selon le degré de développement de l'embryon. Ils sont d'aspect noir lorsqu'ils sont parasités par *Trichogrammatoidea* sp. La larve néonate mesure à peine 1 mm tandis que la plus âgée de couleur verte, jaune, brune ou même rougeâtre, ferait 20 à 25 mm de long avec une capsule céphalique testacée de 1 à 4 mm. Elle est relativement trapue et rayée d'une bande claire partant de la tête jusqu'à l'extrémité anale sur chaque côté. La population de chrysalide jaunâtre à rougeâtre est abondante sur les premiers

centimètres de sol notamment au niveau des radicules des souches. Elles peuvent s'enfoncer selon le type de sol jusqu'à 15 - 30 cm (Diop 1984, Gahukar *et al.* 1986).

Ecologie et dégâts

Le cycle de la noctuelle a fait l'objet de plusieurs études au Niger et au Sénégal par Vercambre (1977) et Guevremont (1983) où ils décrivent les caractéristiques biologiques. Espèce monovoltine, l'émergence des papillons commence à peine 30 jours après les premières pluies utiles. Les femelles déposent les oeufs entre les soies involucrales et les pédoncules floraux ou sur le rachis. Après 3 à 5 jours d'incubation, les oeufs éclosent. Les larves néonates se développent au bout de 23 à 39 jours au dépend des pédoncules et fleurs qu'elles sectionnent. Les larves âgées se chrysalident dans le sol où elles restent en diapause puis en quiescence toute la saison sèche (10 - 11 mois) dans les conditions naturelles. La diapause serait de 12 à 14 jours au laboratoire (température -27°C, humidité relative-85%) (Gahukar *et al.* 1986, Den Boer 1987, Bal 1993).

Quant au niveau des dégâts, ils dépendent d'une part de la coïncidence entre le vol des papillons et l'épiaison, de la capacité des grains non détruits à compenser les pertes d'autre part. Les variétés améliorées sont plus vulnérables (Ndoye & Gahukar 1989). Selon Bos (1985), la longueur de l'épi, le degré de remplissage des grains et le nombre de galeries permettraient de quantifier les pertes dues au ravageur.

Les ennemis naturels d'*Heliocheilus*

L'évolution de la population d'*Heliocheilus* est entre autres sous la dépendance des parasitoïdes et prédateurs ovaires et larvaires (Tableau 5.1). Comme la plupart des parasitoïdes/prédateurs, hyménoptères, diptères et autres, l'endoparasitoïde réagit aux produits "semio-chimiques" (stimuli attractifs produits à longue distance: phéromones sexuelles, les sécrétions et les odeurs des déjections de l'hôte, kairomones, émanations volatiles libérées par la plante attaquée) pour localiser l'habitat dans un premier temps puis l'hôte en second lieu. La connaissance de la famille ou la sous-famille des parasitoïdes/prédateurs contribue à prévoir leur caractères comportementaux (Markham *et al.* 1992).

Tableau 5.1 : Les principaux ennemis naturels en fonction de la phénologie de la plante et du ravageur selon la littérature (Bhatnagar 1987, Gahukar *et al.* 1986, Ndoye 1989, Thiam & Van der Valk 1996)

Phénologie mil	Stades d' <i>Heliocheilus</i>	Ennemis naturels		
		Espèce	Famille	Type
Epiaison-Floraison	Oeufs	<i>Trichogrammatoïdea sp.</i>	Trichogrammatidae	parasitoïde
		<i>Verania (Alesia) striata</i>	Coccinellidae	prédateur
		<i>Orius sp.</i>	Anthicoridae	prédateur
Maturation	Larves	<i>Bracon hebetor</i>	Braconidae	parasitoïde
		<i>Cardiochiles sahelensis</i>	Braconidae	parasitoïde
		<i>Copidosoma sp.</i> ¹	Encyrtidae	parasitoïde
		<i>Palxorista quadrizonula</i>	Tachinidae	parasitoïde
		Nématodes	Mermitidae	parasite
		<i>Graphypterus obsoletus</i>	Carabidae	prédateur
		<i>Ectomocoris sp.</i>	Reduviidae	prédateur
		<i>Delta sp.</i>	Eumenidae	prédateur
		<i>Ammophila sp.</i>	Sphecidae	prédateur
	Chrysalides	<i>Thyridanthrax sp.</i>	Bombyliidae	parasitoïde

¹: ce parasitoïde attaque les oeufs mais tue les larves

Les détails sur les divers antagonistes et leur types fonctionnels sont mentionnés dans l'Annexe 5.2.

Les oeufs du ravageur sont parasités par *Trichogrammatoïdea sp.*, un endoparasitoïde idiobiotique (attaque les organismes immobiles ou au repos). Comme tous les endoparasitoïdes, il est exposé aux risques d'hyperparasitisme (un parasitoïde attaque un autre d'espèce différente) et de prédation pouvant affecter ainsi leur efficacité. Un endoparasitoïde idiobiotique grégaire, *Copidosoma sp. nr truncatellum* attaque les oeufs. Mais il évolue en se multipliant par polyembryonie au niveau des larves qu'il tue et momifie au moment de leur nymphose. Ces parasitoïdes sont actifs sur l'épi au stade épiaison/floraison.

La prédation des oeufs serait sous la dépendance des groupes rampants comme volants dont un polyphage, la coccinelle *Verania striata*. Ses larves consomment les oeufs et attaquent les jeunes larves. Il en est de même pour les adultes qui affectionnent l'agro-système du mil depuis la phase végétative (montaison) jusqu'à la maturité. L'hémiptère *Orius* sp. est un prédateur volant des oeufs et des jeunes larves, qu'il suce. C'est un important chasseur au champ grâce à sa petite taille. Il fait son apparition au stade épiaison et reste jusqu'au début de la maturation du mil.

Les larves du ravageur font également l'objet d'un parasitisme par plusieurs espèces. L'endoparasitoïde solitaire *Cardiochiles sahelensis* affectionne le mil en floraison (Bhatnagar 1987). La femelle pond dans les larves de petite et moyenne taille. La larve de l'auxiliaire se développe à l'intérieur de celle du ravageur jusqu'au moment de sa nymphose et elle la tue et construit un cocon à côté de sa dépouille dans le sol. Les larves âgées sont parasitées par *Palloxorista quadrizonula* un endoparasitoïde solitaire. La femelle pond sur la larve puis l'asticot pénètre à l'intérieur de l'hôte et commence à se nourrir. Au bout du cycle, le diptère tue son hôte pour entrer en pupaison dans le sol. Enfin, pour les parasitoïdes, *Bracon hebetor* attaque les larves de derniers stades. Cet hyménoptère est un ectoparasitoïde grégaire non diapausant, et serait attiré par le mil en début de maturation (Bhatnagar 1987). Il pond ensuite sur l'hôte préalablement paralysé à coup de piqûres. Ses larves se nourrissent du cadavre jusqu'à leur nymphose après tissage d'un cocon blanc dans la galerie de l'épi de mil. Parfois, les larves piquées ne sont pas parasitées, mais finissent par mourir quand même.

Les larves âgées sont également enlevées des épis surtout par les prédateurs volants comme *Ammophila* sp., une guêpe solitaire non spécifique (non sociale) remplissant son nid de larves. Son impact dépendra de la proximité de son nid vis-à-vis des champs (Markham et al. 1992). *Ectomocoris* sp., un prédateur non spécifique, attaque les larves. Enfin, les larves seraient attaquées par les araignées non-identifiées qui, à l'aide des toiles, arrêtent les proies en déplacement. Elles ne s'attaquent pas à une seule proie. Dans les champs de mil, elles sucent également les diptères et certains hyménoptères (*Copidosoma*, *Trichogrammatoidea*, etc).

Quant au nématode *Hexameris* sp., parasite larvaire, il pénètre son hôte par la cuticule. Les nématodes se développent ensuite et remplissent la cavité corporelle. Au 4^{ème} et dernier stade l'endoparasite tue la larve par rupture de la cuticule (Markham et al. 1992). En outre, l'abondance et la régularité de la pluviométrie ne laisse guère la chenille se développer selon Maïga (1984). Mais une valeur quantitative de son impact n'est mentionnée nulle part.

Notions d'échantillonnage et d'évaluation de mortalité

Echantillonnage

Pour des raisons économiques ou techniques, il est impossible de faire le recensement d'une population d'insectes. Un recours est souvent fait à l'échantillonnage, c'est-à-dire le prélèvement d'un "fragment" de cette population pour juger de ce dernier (Scherrer 1984). En agriculture la population des ravageurs vivant dans un agro-système est prise comme univers d'échantillonnage (en statistique, c'est l'ensemble où sont tirés les échantillons). Toute portion habitable par un insecte cible est une unité d'échantillonnage (échantillon) (Pedigo & Buntin 1994). Selon Scherrer (1984) et Pedigo & Buntin (1994) cinq critères principaux permettent de choisir un échantillon dans la conception d'un plan d'échantillonnage efficace (rapport de précision par le coût bas) et fidèle (absence de biais). Il s'agit de :

- la stabilité et la facilité de sa distinction au champ ;
- la présence constante des insectes à l'intérieur de ce dernier lors des échantillonnages ;
- la taille de l'échantillon en terme de surface, nombre et fréquence des observations doit résulter d'un compromis entre le coût et la précision ;
- la facilité de conversion de l'échantillon en unité de surface ;
- l'échantillon doit s'ajuster à la taille de l'insecte, sa mobilité et sa densité.

Une telle approche permet aux méthodes quantitatives de faire un meilleur compromis entre les exigences statistiques et les techniques d'échantillonnage utilisées (car elle tient compte des interactions possibles entre les variables tel que le comportement de l'insecte, sa dispersion spatiale, sa densité, sa mortalité, les facteurs climatiques etc).

Plusieurs plans d'échantillonnage sont développés suivant les ressources disponibles, le niveau de précision souhaité et les modalités d'application sur le terrain. Parmi ceux-ci, l'échantillonnage stratifié assure souvent le mieux la représentativité des échantillons et le contrôle de la différence à l'intérieur des populations à dispersion agrégative (répartition en taches dans le champ). C'est-à-dire, diviser en strates les unités d'échantillonnage (parcelles d'observation) et tirer aléatoirement les échantillons à l'intérieur de chacune de ces strates. En effet, si les individus dans une strate sont plus homogènes que dans la parcelle entière, l'estimation de la population totale aura un écart-type beaucoup plus petit comparé à celui d'un échantillon aléatoire simple de taille égale. Les aires homogènes servent de critères de stratification. Ces critères peuvent être d'ordre physique (différents types de végétation, de sol, etc) ou écologique (répartition spatiale des insectes). Cet échantillonnage a l'avantage de contenir aussi bien les principes de l'échantillonnage aléatoire simple et systématique. Et il se révèle souvent très efficace pour améliorer la précision sans augmenter l'effort d'échantillonnage (Scherrer 1984, Manly 1990, Pedigo & Buntin 1994).

Evaluation de la mortalité due aux ennemis naturels

Plusieurs méthodes ont été développées pour évaluer l'impact des ennemis naturels en rapport avec la dynamique des hôtes (Waage & Mills, 1992). Mais elles sont confrontées souvent à des difficultés directement liées aux exigences statistiques et techniques (par exemple l'absence de méthodes d'élevage pour éviter la mort de l'hôte avant l'émergence des endoparasitoïdes).

Deux approches principales basées sur le principe de non perturbation de l'hôte-proie et du parasitoïde ou prédateur au champ sont utilisées. Il s'agit de l'estimation expérimentale et de l'estimation quantitative indirecte par analyse de corrélation ou de table de survie. L'approche quantitative indirecte procède par des calculs de pourcentage de parasitisme et de prédation après des observations directes des auxiliaires au champ. Tandis que celle expérimentale procède par exclusion (échantillonnage spécial) des ennemis naturels et compare cette situation à une situation non perturbée. Toutes les différences seront alors imputables aux ennemis naturels.

Ces deux approches sont d'utilisation courante. Elles permettent une évaluation de l'efficacité des auxiliaires, d'avoir des informations et de poser des hypothèses sur les conséquences d'une introduction ou d'une exclusion d'ennemis naturels. Cependant, l'exclusion n'est pas spécifique et parfois difficile à réaliser. Elle peut, en outre, modifier le microclimat dans la parcelle et l'abondance des ennemis naturels. Il en résulte alors un biais sur leur impact dans les conditions naturelles (Waage & Mills 1992). Nous utiliserons ces deux approches dans notre étude.

Pour les endoparasitoïdes, souvent l'incubation ou la dissection sont utilisées pour évaluer leur impact. Bhatnagar (1987) et Bal (1993) ont utilisé l'incubation des oeufs d'*Heliocheilus* pour estimer le parasitisme ovaire, tandis que Thiam & Van der Valk (1996) ont estimé l'endoparasitisme ovaire et larvaire de la noctuelle. Mais puisque la mortalité des larves parasitées est plus importante en élevage et que les larves meurent souvent avant l'émergence de l'endoparasitoïde, l'incubation risque de sous-estimer le parasitisme réel (Day 1994). Cependant, malgré le risque de rater également les petits stades des parasitoïdes ainsi que la mortalité par traumatisme après oviposition, la dissection reste la méthode la plus précise de quantification du parasitisme larvaire (Waage & Mills 1992, Day 1994).

Notions sur les tables de survie

Une table de survie est un compte-rendu de la survie d'un organisme durant une période de sa vie (Bellows *et al.* 1992, Waage & Mills, 1992). Pour sa construction, trois paramètres sont nécessaires: l'estimation du nombre d'individus entrant dans chaque stade, la mortalité due aux facteurs spécifiques dans chaque stade et la fécondité potentielle et libérée des stades reproductifs. La table de survie permet ainsi de quantifier le nombre de ravageurs détruits par les ennemis naturels et la contribution des auxiliaires au niveau de la mortalité totale d'une génération donnée. Elle permet aussi d'établir une comparaison avec les autres facteurs intervenant avant, pendant ou après les ennemis naturels et d'évaluer leur rôle écologique dans un système particulier.

La mortalité attribuable à des facteurs spécifiques est souvent exprimée par 5 paramètres :

- le recrutement par stade (l_j) = le nombre d'individus qui entrent dans un stade (j) ;
- la mortalité par stade (d_j) = le nombre d'individus qui meurent dans un stade (j) ;
- la mortalité apparente (q_j) = le rapport du nombre d'individus qui meurent dans un stade (j) par le nombre de ceux qui entrent dans le même stade (j) ($q_j = d_j/l_j$) ;
- la mortalité marginale (m_j) = la proportion d'individus entrant dans un stade et qui serait tuée par un agent s'il agissait indépendamment des autres facteurs de mortalité. La mortalité marginale est toujours supérieure ou égale à la mortalité apparente ($m_j \geq q_j$) pour un stade (j) donné ;
- le coefficient de mortalité (k_j) = le taux de mortalité marginale rapporté à l'échelle logarithmique ; $k_j = -\log_{10}(1-m_j)$.

Ces derniers coefficients sont additifs et permettent de déterminer la contribution de chaque facteur de mortalité. La somme de k_j donne la mortalité totale de la génération (K_g). Ainsi, pour évaluer et comparer l'impact des différents facteurs de mortalité, ces coefficients s'avèrent plus précis. En effet, une approche utilisant la mortalité apparente sous-estime la mortalité potentielle des facteurs présents dans le champ, du fait que les interactions entre les attaques des ennemis naturelles ne sont pas prises en compte. Les coefficients marginaux de mortalité sont requis dans de tels cas (Bellows *et al.* 1992, Elkinton *et al.* 1992).

Le paramètre de base nécessaire pour les calculs de mortalité d'*Heliocheilus albipunctella* est le recrutement par stade. L'intégration dans un modèle mathématique des densités obtenues des échantillonnages de terrain permettra d'estimer ce recrutement.

MATERIEL ET METHODES

Parcelles expérimentales et matériel biologique

La parcelle expérimentale a été mise en place à la station de recherche de l'ISRA de Nioro du Rip (14°10 - 14°20 N et 15°05- 15°20 W). Le choix du site est fondé sur 2 critères principaux : la bonne représentativité sur le plan agronomique de la culture du mil et surtout la possibilité de suivre la phénologie de la noctuelle jusqu'au dernier stade larvaire dont l'observation a posé des problèmes dans le passé en milieu paysan.

Les observations ont porté sur le mil, la variété Souna III originaire du CNRA de Bambey. Le cycle semis-50 % floraison est de 55 à 56 jours et le cycle complet 85 - 95 jours. Elle est peu sensible aux maladies mais sensible à *Heliocheilus albipunctella* (Gahukar *et al.* 1986) et à la verse. Le taux de tallage est égal à 2. La tige peut faire 2.4 m et la chandelle 0.5 m. Le poids des 1000 grains est environ 7.5 g et le rendement potentiel de 2 à 2.5 T/ha.

La parcelle de 10.000 m² fait partie du bloc D1 du découpage de la station de Nioro. Lequel bloc est caractérisé par des sols ferrugineux tropicaux lessivés à texture sableuse (sables totaux > 90 %) et pauvres en argile et limon (A + L < 12 %). C'est un sol "Dior". La parcelle est homogène avec des pH acides variant de 5.1 à 6 et une capacité au champ faible (0.9 à 2.8 %). Les teneurs en carbone (1.6 - 4.1 %) et en azote (0.12-0.56 %) sont faibles (SENAGROSOL - Consult 1996).

Elle a fait l'objet d'un pseudo-labour de 10 cm avant le semis effectué le 15 juillet avec un polyculteur à 2 semoirs tracté par une paire de boeufs. Le mil a été démarrié à 3 plants, 11 jours après le semis. Le démarriage est suivi de deux opérations d'épandage d'engrais (formule 10.26.26) suivi de binage mécanique chacune pour couvrir et mieux valoriser la fumure. Ces opérations sont espacées de 4 semaines et la dose d'engrais appliquée est de 125 kg/ha par épandage. Les écartements sont de 90 cm sur la ligne et 90 cm entre les lignes, soit 12 345 poquets/ha.

Estimation de l'abondance d'*Heliocheilus albipunctella*

Les calculs préliminaires effectués à partir des données des densités obtenues par Thiam & van der Valk (1996) montrent que les populations ovaires et larvaires présentent respectivement une répartition agrégative (loi binomiale négative) et régulière (loi de Poisson). Ainsi, pour estimer les densités des oeufs, des larves et des chrysalides, nous avons adopté un plan d'échantillonnage stratifié. La précision (rapport entre l'erreur type et la moyenne) acceptée pour le calcul du nombre d'échantillons à prendre par strate était de 30%. Les méthodes d'échantillonnage ont été résumées au tableau 5.2.

Estimation de l'abondance des adultes

Pour suivre l'émergence des papillons, qui sont photophiles, un piège lumineux muni d'une ampoule de 150 W situé à 700 m de la parcelle a été utilisé. La récolte et le triage des insectes ont été effectués journalièrement. Les mâles et femelles de *H. albipunctella* ont été séparés des autres espèces.

Echantillonnage et estimation de la densité des oeufs

Pour estimer la densité des oeufs un échantillon optimal de 9 épis convenables à la ponte a été prélevé tous les 3 jours dans chacune des 9 strates de la parcelle. Un épi est considéré convenable à la ponte quand il est en épiaison ou présente des fleurs femelles. A l'intérieur de chaque strate, 3 lignes à échantillonner ont été tirées au hasard parmi les lignes numérotées de 1 à 32. Au niveau d'un poquet en commençant par le n° 1, un épi est pris au hasard par intervalle de 10 poquets a été coupé et mis dans des manchons en vue du comptage au laboratoire. Les lignes tirées pour une date sont éliminées lors des tirages suivants. L'échantillonnage s'est déroulée du 27 août au 18 septembre 1996, soit 648 épis coupés.

Echantillonnage et estimation de la densité des larves

Pour l'estimation de la densité des larves des échantillons de 20 épis (pour les trois premières dates) et 11 épis (pour toutes les autres dates) ont été recueillis dans chacune des 9 strates. A l'intérieur de

chaque strate 1 à 4 lignes à observer ont fait l'objet d'un tirage aléatoire. Les larves dans tous les épis du poquet échantillonné sont comptées. Les échantillons sont pris tous les 10 poquets pour la première série d'observations et tous les 7 poquets pour la deuxième. Pour chaque série, les lignes échantillonnées sont exclues pour tous les échantillonnages suivants. L'intervalle de temps entre 2 observations est de 3 jours et elles se sont étalées du 30 août au 05 octobre. Au total 1530 épis ont été échantillonnés.

Echantillonnage et estimation de la densité des chrysalides

Pour estimer la densité des larves prénympheales 4 pièges plastiques de 0.81 m² enduits de 3 minces couches de colle (Trappit[®] glue) sont posés au niveau des poquets dans chacune des 9 strates. Sur chacune des 2 lignes choisies au hasard sont installés 2 plastiques. Les larves pré-nymphales, des larves rougeâtres susceptibles de se nymphoser, sont ensuite comptées 24 heures après la pose. L'échantillonnage à la colle s'est déroulé du 19 septembre au 4 octobre, soit 216 pièges.

Ensuite, un sondage de fin de cycle est effectué au niveau de 6 poquets dans chacune des 9 strates. Deux lignes sont choisies au hasard et 3 carottes de 0.243 m³ (90x90x30 cm) sont prélevées et tamisées par ligne.

Evaluation de la mortalité ovaire

Les facteurs de mortalité et les méthodes de quantification sont consignés dans le tableau 6.2. Toutefois, le principe de calcul pour tous les facteurs reste le même. Il est basé sur le nombre d'hôtes éliminés par le facteur rapporté à la population concernée pour 1000 épis pendant la période d'observation de cet effet.

Parasitisme et infertilité

Pour évaluer le parasitisme, un échantillon des oeufs collectés pour chaque date est incubé au laboratoire (température = 27 - 30°C, humidité relative = 54 - 71%). L'échantillon de 100 oeufs est choisi au hasard après élimination des oeufs percés. Si le nombre d'oeufs collectés est inférieur à 100, ils sont tous incubés. L'état des oeufs est contrôlé chaque jour et au bout de 10 jours l'état final est précisé. Les oeufs sont classés en "éclos *Heliocheilus*", "éclos *Trichogrammatoidea*", "non-éclos / non-parasités" (coloration blanchâtre) et "non-éclos / parasités" (coloration noirâtre).

Prédation

Pour quantifier la prédation due aux prédateurs volants et rampants, une méthode d'exclusion a été utilisée : Quatre épis sans colle (ESC ; les épis peuvent alors être visités par tous les prédateurs), 4 épis avec une manche de colle en dessous de la chandelle (EAC ; les épis ne peuvent être visités que par les prédateurs volants), 4 épis sans oeufs (ESO ; traitement utilisé pour corriger le taux de ponte par *Heliocheilus*) et 4 épis complètement couverts de moustiquaire (ECC ; les épis sont inaccessibles) ont été observés tous les 6 jours du 30 août au 19 septembre. Le nombre d'oeufs initial et après 24 heures est noté. En plus, pour les ECC, le nombre de larves néonates est compté.

Effet de la pluie

Pour quantifier cet effet, une simulation de pluie a été faite au laboratoire. Trois traitements (pluies de 25, 50 et 100 mm) avec 12 répétitions (épis) ont été effectués. Le choix de la quantité de pluie (25mm) est guidé par la moyenne des pluies pendant la période d'oviposition. Cette pluie de base est doublée puis quadruplée pour simuler des conditions maximales. Les oeufs sont comptés avant et après chaque averse créée à partir d'un robinet muni d'un "colon de douche" ouvert au maximum.

Tableau 5.2 : Méthodes de quantification de la densité des différents stades d'*Heliocheilus albipunctella*, ainsi que les facteurs de mortalité naturelle.

A: Quantification (estimation) de la densité d' <i>Heliocheilus</i>	Méthodes de quantification	Commentaires
Densité des oeufs	Echantillonnage intensif de 81 épis et comptage	Une méthode précise mais la taille des oeufs et leur disposition dans l'épi rendent difficile la recherche
Densité des larves	Echantillonnage intensif de 180 épis, puis de 99 épis, et comptage direct sur les épis	Difficile pour les jeunes larves que l'on risque de sous-estimer avec les petits échantillons
Densité des larves prénympheales et chrysalides	Echantillonnage intensif (par interception) de 36 poquets, et par sondage de 54 trous	Interception à la colle très laborieux, et les sondages difficiles et laborieux
B: Facteurs de mortalité	Méthodes de quantification	Commentaires
Parasitisme ovaire de <i>Trichogrammatoidea</i> sp.	Incubation	Une technique maîtrisée, facile et qui estime le taux de parasitisme marginale des parasitoïdes ovaires stricts
Parasitisme larvaire de <i>Bracon hebetor</i>	Observation directe Comptage des cocons après récolte	Des techniques qui conviennent aux ecto-parasitoïdes mais sous-estiment le taux de parasitisme car elles ne prennent pas en compte la mortalité due aux piqûres mortelles
Parasitisme larvaire de <i>Copidosoma</i> sp., <i>Cardiochiles sahelensis</i> , <i>Hexameris</i> sp., <i>Palearista quadrizonula</i>	Dissection	Une bonne méthode. Elle convient aux endo-parasitoïdes mais il se pose parfois un problème d'identification des espèces
	Sondage après récolte	Convient pour les cocons de <i>Cardiochiles</i> et les momies dues à <i>Copidosoma</i> , mais difficile
	Observation directe	Convient pour les nématodes et champignons mais sous-estimerait les petits stades de l'ennemi naturel
Infertilité	Incubation	voir <i>Trichogrammatoidea</i> , mais risque de surestimation
Prédation ovaire Prédation larvaire	Inclusion/exclusion mécanique ou chimique (barrière)	Risque de perdre une partie des oeufs ou des larves, et peut entraîner une sur-estimation de la prédation. Convient surtout aux oeufs
Effet de la pluie sur les oeufs	Simulation de pluie artificielle et/ou la pluie naturelle	Simulation est plus facile mais modifie les conditions de champs et risque de sous-estimer cet effet Très difficile avec la pluie naturelle
Facteurs divers, non quantifiés dans l'étude et susceptibles d'expliquer en partie les résiduelles et variabilités : effet de la fertilisation minérale (urée) ; la phytotoxicité ; qualité de l'épi.		

Evaluation de la mortalité larvaire

Parasitisme

Ectoparasitoïdes

Deux méthodes complémentaires ont été appliquées. Pendant l'échantillonnage des larves, les traces de *Bracon hebetor* (larves ou cocons) sont notées. En fin de cycle, un échantillon de 472 épis (80 poquets) pris aléatoirement parmi les poquets n'ayant jamais fait l'objet d'échantillonnage est prélevé. Elles ont été inspectées pour déceler la présence ou l'absence de traces de bracons.

Endoparasitoïdes

Ce parasitisme a été estimé à partir de la dissection d'un échantillon de 100 larves pris au hasard pour chaque date. Si le nombre de larves est inférieure à 100, elles sont toutes disséquées. Au préalable, la larve est mesurée et classée selon les critères indiqués dans le tableau 5.3. Ensuite, la larve est couchée dorsalement ou ventralement dans une boîte de pétri et disséquée à l'aide d'une lame. Le contenu est ensuite vidé dans de l'éthanol (70-90 %) et le résultat est noté après observation sous le binoculaire à fibres optiques. Au total 667 larves ont été ainsi disséquées.

Tableau 5.3 : Classification des larves d'*Heliocheilus* appliquée dans l'étude

Classe	Largeur de la capsule céphalique (mm)	Couleur des larves
LS1	0.2-1.5	blanchâtre/verdâtre/jaunâtre
LS2	1.5-2.5	blanchâtre/verdâtre/jaunâtre
LS3	2.5-4	blanchâtre/verdâtre/jaunâtre
LS4	2.5-4	rougeâtre

Prédation

Pour quantifier la prédation due aux prédateurs volants et rampants, une méthode d'exclusion a été utilisée : Six épis sans colle (ESC ; les épis peuvent alors être visités par tous les prédateurs), 6 épis avec une manche de colle en dessous de la chandelle (EAC ; les épis ne peuvent être visités que par les prédateurs volants) et 6 épis complètement couverts de moustiquaire (ECC ; les épis sont inaccessibles) ont été observés tous les 6 jours, du 9 septembre au 2 octobre. Le nombre de larves initiales et après 24 heures est noté.

Abondance des ennemis naturels

Pour déterminer la densité des ennemis naturels, identifiés et potentiels, d'*Heliocheilus*, 4 poquets par strate sont choisis sur 4 lignes tirées au hasard. Tôt le matin ou tard dans l'après midi, ces ennemis naturels sont comptés pendant 5 minutes par poquet. Les observations se sont déroulées du 1er septembre au 1er octobre, avec une fréquence de 6 jours.

Intégration des données : modélisation

Les données des stades-fréquences obtenues à partir des échantillonnages des densités de la noctuelle sont introduites dans le modèle proposé par Kiritani, Nakasuji et Manly (KNM) pour le calcul des recrutements (Manly 1990).

Le modèle conçu pour les arthropodes multi-cohortes s'appuie sur 3 hypothèses fondamentales:

1. le taux de mortalité par unité de temps doit être constant durant toute la période d'échantillonnage ;
2. l'échantillonnage doit commencer avec le premier stade de l'insecte et se terminer avec le dernier ;
3. les pertes relatives aux migrations doivent être négligeables dans l'aire d'échantillonnage.

Une fois ces hypothèses vérifiées, les paramètres de population sont calculés par intégration de la courbe des stades-fréquences en fonction du temps. Cependant, des équations corrigées peuvent être utilisées si la deuxième condition n'est pas entièrement satisfaite. Les équations et la feuille de calcul du logiciel d'analyse sont explicitées dans Thiam & van der Valk (1996).

RESULTATS ET DISCUSSION

Dynamique de population d'*Heliocheilus*

Abondance des adultes

Les captures journalières du piège lumineux du 18 août au 20 septembre (Figure 5.1) montrent un pic de capture des adultes (117 individus) le 07 septembre. Une population totale de 668 individus a été capturée, nettement plus faible qu'en 1995. Le sexe ratio moyen de 1 : 1.17 est en faveur des femelles et reste dans la gamme de 1 mâle : 1.06-1.3 femelle trouvé au Sénégal par Gahukar (1984). La comparaison de ces résultats avec ceux de Thiam & van der Valk en 1995 suggère que la diapause et quiescence dure 10 à 11 mois, confirmant ainsi les études antérieures. En outre, l'émergence présente une variabilité inter annuelle, qui serait influencée par des variations climatiques (ROCAFREMI 1995).

Densité des oeufs

Le tableau 5.4 donne l'évolution des différents stades d'*Heliocheilus*. La figure 5.2 représente la superposition des activités de vol et de ponte. Le pic de ponte se situe au 31 août avec 3.64 oeufs par épi convenable à la ponte. Le maximum de ponte a lieu sur une courte période correspondant à une bonne fraction d'épis convenable à la ponte. On note un décalage entre les pics de ponte et de capture du piège lumineux. Il serait probablement liée à la phase lunaire qui réduirait l'efficacité du piège (Figure 5.2)

Les données d'échantillonnage confirment l'ajustement à une dispersion spatiale agrégative des oeufs (Annexe 5.4). En outre, les variations relatives calculées (Figure 5.3a) donnent de meilleures précisions d'échantillonnage que prévues lors du calcul de la taille des échantillons (voir 2.2). L'estimation des densités des oeufs basée sur un échantillonnage stratifié augmente légèrement la précision, qui reste relativement constante pendant toute la période. Donc, le système d'échantillonnage est adéquat pour une bonne estimation de la densité des oeufs du ravageur.

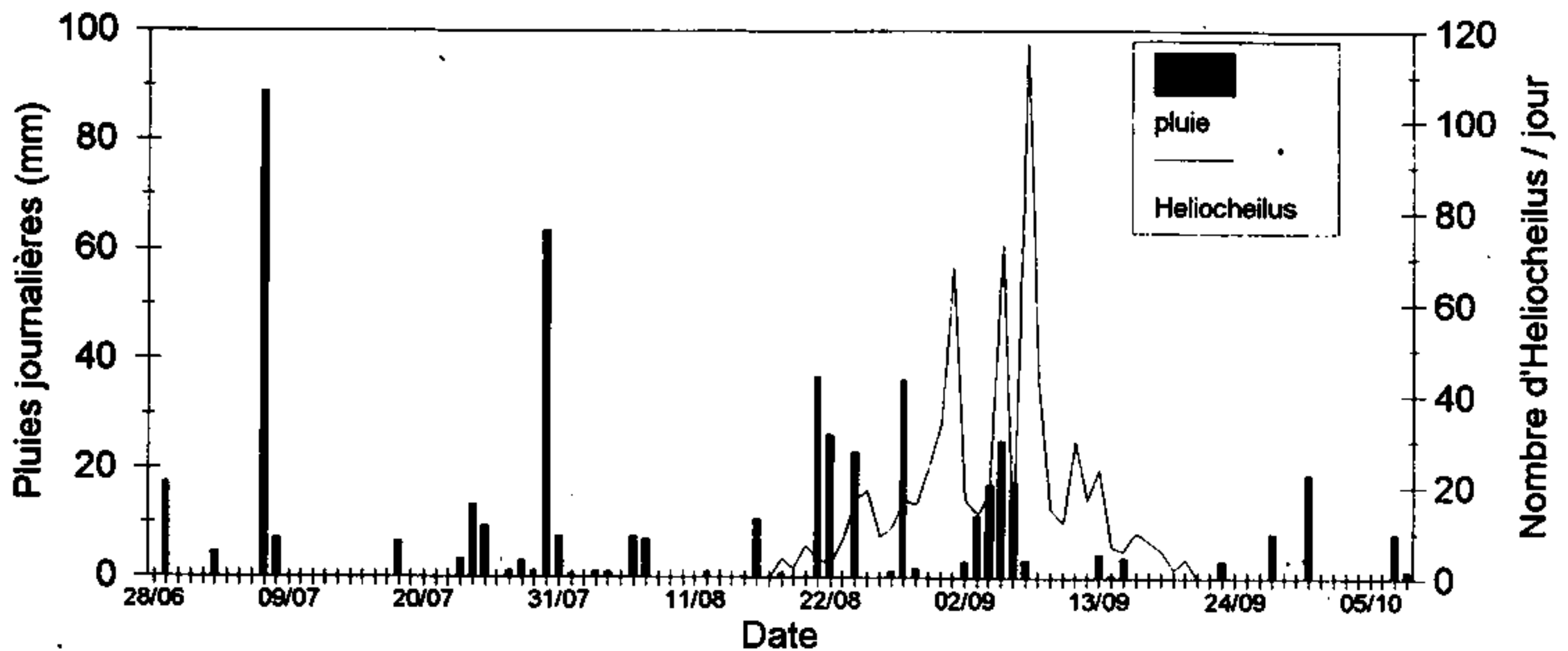
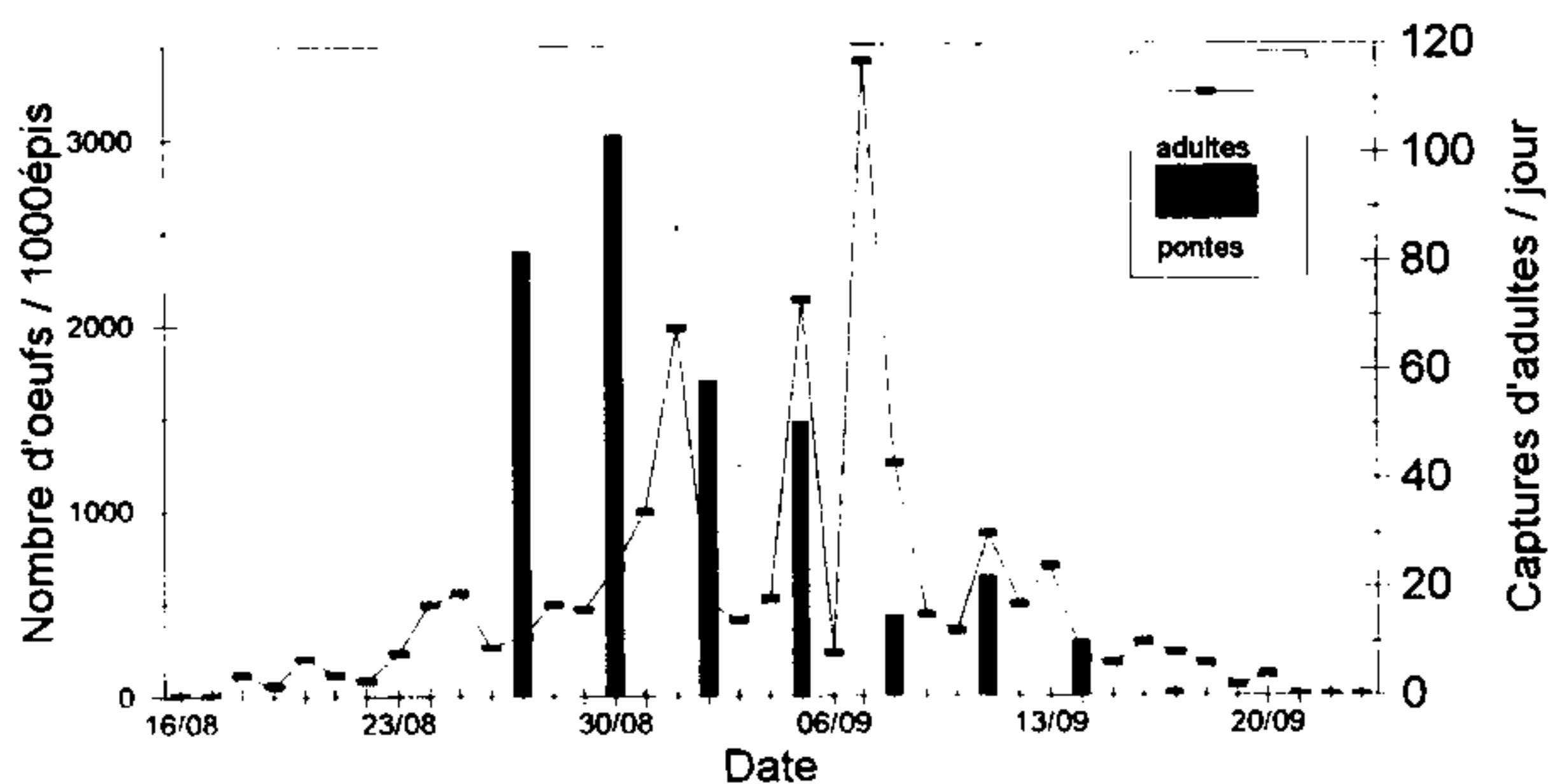


Figure 5.1 : Courbe des captures des adultes d'*Heliocheilus* et la pluviométrie en fonction du temps.

Tableau 5.4 : Densités des différents stades d'*Heliocheilus albipunctella* en fonction du temps.

Date	Fraction d'épis convenables	Nombre d'oeufs / 1000 épis	Nombre LS1 ¹ / 1000 épis	Nombre LS2 / 1000 épis	Nombre LS3 / 1000 épis	Nombre LS4 / 1000 épis	Nombre de chrysalides / 1000 épis
27/08	0.83	2398.7					
30/08	0.83	3021.2	55.6	0.0	0.0	0.0	
02/09	0.70	1694.0	83.3	0.0	0.0	0.0	
05/09	0.59	1475.0	144.4	53.5	0.0	0.0	
08/09	0.37	432.9	343.4	0.0	0.0	0.0	
11/09	0.31	647.9	1000.0	111.1	11.1	0.0	
14/09	0.14	294.0	919.2	303.0	38.4	13.1	
17/09	0.04	34.4	686.9	444.4	23.2	12.1	
20/09	0.02		565.7	555.6	88.9	50.5	18.5
23/09	0.01		1313.1	909.1	71.7	96.0	16.2
26/09	0.01		282.8	424.2	21.2	10.1	13.9
29/09			69.7	151.5	11.1	11.1	9.3
02/10			12.1	202.0	24.2	0.0	41.7
05/10			0.0	15.2	15.2	0.0	0.0
10/10 ²			0.0	0.0	0.0	0.0	173.0

¹: classe larvaire (voir tableau 5.3), ²: données de sondage

Figure 5.2 : Superposition des activités de vol et de ponte d'*Heliocheilus albipunctella*

Densité des larves

Le tableau 5.4 indique les densités des différentes classes de larves du 30 août au 5 octobre. Il montre une augmentation progressive des densités avec un pic de 2.4 individus par épi (tous stades confondus). Les résultats montrent qu'il n'y a pas d'endroit préférentiel de développement des larves dans le champ. Cela pourrait être dû à l'effet régulateur des ennemis naturels des densités des larves. Aussi, la répartition centrée dans la parcelle des populations larvaires d'*Heliocheilus*, comme présumée par Baldé & Gaikobi (CNRA, Bambey, comm. pers.), et supposée dans notre plan d'échantillonnage, n'est pas vérifiée. La variabilité spatiale entre les différents stades et dans le temps figure plus détaillée en Annexe 5.4.

Comme pour les oeufs, la méthode d'échantillonnage stratifié augmente la précision, jusqu'à 24% par rapport à un échantillonnage aléatoire simple (Figure 5.3b). Au début et à la fin des échantillonnages la précision est nettement plus faible, bien qu'elle soit presque toujours meilleure que les 30% utilisés lors du calcul de la taille des échantillons. Les larves également s'ajusteraient à une loi binômiale négative si référence est faite au rapport de la variance par la moyenne des différents échantillons.

Densité des chrysalides

Le tableau 5.4 représente les densités des larves prénympales interceptées du 19 septembre au 3 octobre et montre de faibles et irrégulières densités des larves prénympales avec un maximum de 2 individus par poquet (soit 333 individus pour 1000 épis).

Si référence est faite à ces résultats, les chrysalides aussi s'ajusteraient à une dispersion spatiale agrégative. Toutefois, même si l'échantillonnage stratifié améliore la précision, elle reste plus faible par rapport à celle des larves. Cela serait certainement dû à la différence de taille des échantillons prélevés.

Le cumul des larves prénympales, sous la condition qu'il n'y ait pas de différence de recrutement entre 2 jours qui encadrent une date d'échantillonnage, révèle une différence nette avec le sondage. De 1.78 larves prénympales par poquet estimées avec les pièges d'interception, on passe à 1.04 individus par poquet avec le sondage. En fait, cela suggère qu'il y aurait disparition de ces larves avant la nymphose. Probablement aussi l'interception à la colle surestimerait cette population en empêchant les larves qui tombent de remonter. Pour ces raisons, nous n'utiliseront pas ces densités des larves prénympales dans le modèle d'analyse du recrutement. Par contre les résultats du sondage seront considérés comme le recrutement au stade chrysalide et ils seront intégrés directement dans la table de survie.

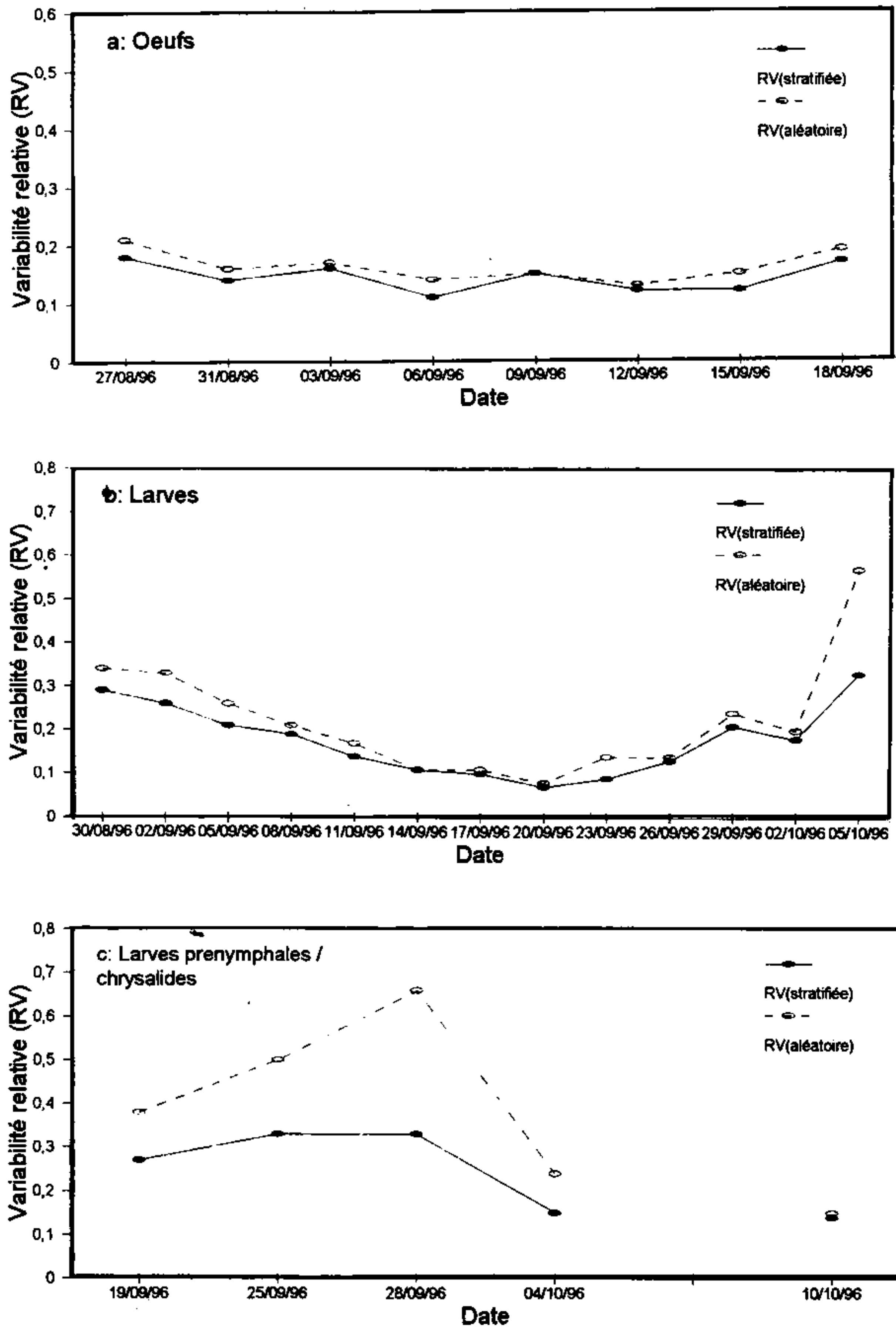


Figure 5.3 : Variabilités relatives (rapport entre erreur type et moyenne) pour (a) les oeufs, (b) les larves et (c) les larves prénympheales / chrysalides, en fonction des dates et types d'échantillonnage.

Parasitisme ovaire

Le tableau 5.5 indique le parasitisme dû à *Trichogrammatoidea sp.* Il a été constaté une émergence d'un à deux individus par oeuf parasité. Ce parasitisme augmente régulièrement au cours du temps

et passe de 30% à 81%, soit deux fois plus élevé que le parasitisme trouvé par Thiam & van der Valk (1996). En fait, le taux du parasitisme basé directement sur les résultats des incubations est surestimé, car les oeufs parasités présentent un développement retardé. Leur durée d'incubation moyenne était de 4.05 jours au lieu de 2.44 jours pour les oeufs normaux dans cette étude. Ces oeufs et ceux qui sont infertiles "s'accumulent dans le temps". Ainsi la probabilité d'échantillonner un oeuf parasité est plus élevée que celle d'un oeuf sain (Van Driessche 1983).

Tableau 5.5 : Taux de parasitisme et de l'infertilité des oeufs d'*Heliocheilus* après incubation au laboratoire

Date	Taux de parasitisme mesuré (%)	Taux de parasitisme corrigé (%)	Densité des oeufs / 1000 épis	Nombre d'oeufs parasités / 1000 épis (après correction) ¹	Taux d'infertilité (%)	Nombre d'oeufs infertiles / 1000 épis
27/08	30.0	20.9	2398.7	500.3	33.7	808.4
30/08	40.9	29.6	3021.2	892.9	27.7	836.9
02/09	35.4	24.9	1694.0	422.4	15.4	260.9
05/09	49.0	36.8	1475.0	542.9	28.3	417.4
08/09	31.6	21.9	432.9	94.7	12.5	54.1
11/09	42.7	31.1	647.9	201.6	19.1	123.7
14/09	65.4	53.4	294.0	157.0	19.1	56.1
17/09	81.0	72.1	34.4	24.8	18.7	6.4
<i>Taux de mortalité globale²</i>				28.4%		25.6%

¹: Durée d'incubation des oeufs d'*Heliocheilus* = 2.44 jours; durée d'incubation des oeufs parasités par *Trichogrammatoidea* sp. = 4.025 jours. ²: calculé en se basant sur le taux de parasitisme corrigé par date et la densité des oeufs par date.

Il est possible, selon Thiam & van der Valk (1996), de corriger le taux de parasitisme sous hypothèses que :

- le rapport entre la durée d'incubation des oeufs parasités et non parasités soit constant durant l'étude ;
- les autres facteurs de mortalité ne fassent une distinction entre les oeufs parasités et non parasités.

Dans cette étude, le rapport est relativement constant et proche de deux. En outre, il est raisonnable de supposer que les facteurs biotiques (prédateurs polyphages) et abiotiques (pluie, radiation solaire) ne tuent pas préférentiellement une seule catégorie d'oeufs.

L'équation de Thiam et van der Valk donne:

$$PC = \frac{100 PM \times DIH}{100 DIT + PM \times DIH - PM \times DIT}$$

avec: PC = parasitisme corrigée (%)
 PM = parasitisme mesuré (%)
 DIH = durée d'incubation des oeufs d'*Heliocheilus* (j)
 DIT = durée d'incubation des oeufs parasités par *Trichogrammatoidea* sp. (j)

Ainsi, la variation du parasitisme se trouve réduite après correction et se situe entre 21 et 72 % (Tableau 5.5). Le taux global de mortalité qui en résulte est de 28.4 %. Les résultats du tableau 5.5 montrent une augmentation du taux de parasitisme parallèlement à une réduction de la densité des oeufs. Ceci pourrait s'expliquer par une variation de l'efficacité du parasitoïde liée à la densité de l'hôte.

Le parasitisme des oeufs de la noctuelle évalué dans les études précédentes a été certainement surestimé. En effet, il varierait de 9 à 75 % selon Bhatnagar (1987). Il serait en moyenne de 35 % entre 1976 et 1985 (Ndoye 1989). En 1993 Bal le situe à 60 %. En plus, généralement ces auteurs ont

calculé la moyenne des taux de parasitisme au lieu d'un taux global qui tient compte des densités de l'hôte. Certainement la correction par rapport à la durée d'incubation des oeufs et à la densité pourrait rapprocher ces résultats. En effet, notre correction qui a tenu compte de ces paramètres donne un résultat identique à celui trouvé par Thiam & van der Valk (1996).

Infertilité

L'infertilité quant à elle est très élevée dans les premiers échantillons (33.7%) et diminue pour se stabiliser à 19% à partir du 12 septembre (Tableau 5.5). Cette infertilité pourrait s'expliquer par l'action des rayons ultraviolets de la lumière solaire ou l'absence d'un brassage suffisant des populations adultes. Il en résulte alors des oeufs tués ou non fécondés. Cette infertilité s'accumule dans le champ comme les oeufs parasités. Cependant nous ne pouvons pas apporter une correction à cette surestimation, mais nous en tiendrons compte dans la table de survie.

Prédation ovaire

Le tableau 5.6 montre la fraction de perte des oeufs dans le temps. Il s'agit des fractions après le regroupement des 3 premières et 3 dernières dates, afin d'augmenter la précision (la taille des échantillons). Cette fraction de perte est très élevée et se situe entre 49 et 72 %. Mais après une correction par rapport aux densités du stade concerné, le taux global de prédation qui en résulte est de 51% (Tableau 5.7). Le nombre d'épis par traitement est petit en rapport avec les difficultés de comptage des oeufs sur le terrain. Ainsi, malgré le regroupement en deux échantillons la variabilité est élevée. Ceci révèle les raisons probables d'une quasi inexistence de données sur la prédation des oeufs d'*Heliocheilus*. Toutefois les résultats montrent comme l'ont noté Thiam & van der Valk (1996) une importance indéniable des prédateurs ovaires, en particulier les volants. Lors de nos observations des ennemis naturels comme *Verania striata* et une Anthocoridae non-identifiée étaient très actifs sur les épis de mil. En plus, des tests de prédation ovaire au laboratoire révèlent des résultats positifs (voir 3.2).

Tableau 5. 6 : Fractions de perte des oeufs d'*Heliocheilus* sur des épis non-modifiés (ESC) et des épis avec une barrière de colle sous l'épi (EAC), par rapport à des épis couverts totalement avec une manche en tissu moustiquaire (n = 8 épis par traitement par série de dates).

Date	Fraction de perte		% de cette perte due aux prédateurs volants ¹
	Epi sans colle (ESC)	Epi avec colle (EAC)	
31/08 au 07/09	0.49	0.51	100%
13/09 au 20/09	0.72	0.59	82%

¹: Pendant les jours d'observation de perte des oeufs, il n'y pas eu de pluie significative : donc nous considérons les pertes dues aux prédateurs seulement.

Tableau 5.7 : Calcul de la prédation ovaire globale pendant la période de ponte

Date	% de prédation / jour	Densité des oeufs / 1000 épis	Nombre d'oeufs / 1000 épis pris par des prédateurs
27/08		2398.7	1175.4
30/08		3021.2	1480.4
02/09	49	1694.0	831.1
05/09		1475.0	723.8
08/09		432.9	212.1
11/09		647.9	466.5
14/09	72	294.0	211.7
17/09		34.4	24.8
% de prédation ovaire globale ¹			51.2%

¹: calculé en se basant sur le taux de prédation par date et la densité des oeufs par date.

Effet de la pluie

Les résultats de la simulation montrent que d'une pluie artificielle de 25 mm peut en résulter une réduction des oeufs entre 13 et 34 %. Des pluies de 50 à 100 mm n'ont pas entraîné une augmentation supplémentaire de perte. Cette absence d'effet pourrait s'expliquer par une meilleure insertion des oeufs restants entre les soies involucrales et le pédoncule floral. Cependant, l'effet de la pluie peut être sous-estimé puisque les pertes dues aux frottements des épis lors des pluies naturelles accompagnées de vents ne sont pas pris en compte. Elles peuvent être aussi surestimées dans le cas où les pluies naturelles sont inférieures à 25 mm. Pour améliorer la précision, la perte moyenne pour trois dates consécutives est utilisée dans le calcul de la perte globale des oeufs (Tableau 5.8). Ce taux de perte globale de 11.2 % sera inclus dans la table de survie.

Tableau 5.8 : Estimation de l'effet de la pluie sur les oeufs d'*Heliocheilus*, basée sur une simulation au laboratoire. Le taux de pluie donné dans la deuxième colonne est la somme de ceux mesurés à la date correspondante plus les deux jours précédents.

Date	Pluie (mm)	Pertes estimées (%)	Nombre d'oeufs / 1000 épis	Nombre d'oeufs perdus / 1000 épis
27/08	1.2	0	2398.7	0.0
30/08	38.1	18	3021.2	543.8
02/09	3	0	1694.0	0.0
05/09	53.6	18	1475.0	265.5
08/09	20.8	18	432.9	77.9
11/09	0	0	647.9	0.0
14/09	5	0	294.0	0.0
17/09	3.7	0	34.4	0.0
Pertes globales¹ :				11.2 %

¹: calculé en se basant sur les pourcentages de perte estimés et la densité des oeufs par date.

Parasitisme larvaire

Le tableau 5.9 indique les résultats des dissections (pour les endoparasitoïdes) et des observations directes (pour les ectoparasitoïdes) selon le stade de l'hôte. Il montre que *Copidosoma*, qui tue le dernier stade, aurait un impact de 6.6 %. Cependant ces pourcentages de parasitisme trouvés dans les différents stades larvaires ne sont guère constants comme prévu. Cela ne peut ni s'expliquer par atteinte de la vigueur de l'hôte par l'endoparasitoïde (le pourcentage devait augmenter dans ce cas de LS1 à LS3), ni par une sous-estimation au niveau des premiers stades à cause de la petite taille du parasitoïde (dans ce cas, le taux de parasitisme devait être plus élevé en LS3 qu'en LS2). En outre, lors des sondages 5.3 % des larves trouvées sont momifiées par *Copidosoma*. Ce résultat de sondage approche la moyenne du parasitisme des 3 stades. Donc, c'est la moyenne de ces taux que nous utiliserons dans la table de survie.

Palxorista et *Hexamermis* présentent également un faible taux de parasitisme avec 1% pour chaque, respectivement en LS2 et LS1. Ces derniers tuent les larves, donc nous utiliserons également ces taux dans la table de survie.

Les taux de mortalité due à *Bracon* (0.9 % en LS1 et 20 % en LS3) observés pendant les échantillonnages sont les plus élevées parmi les parasitoïdes, mais toujours plus faibles que les taux de prédation. Les résultats des observations directes sont proches de ceux des observations en fin de cycle (19 %), qui représenterait le pourcentage cumulé de tous les stades. Ces résultats montrent que *Bracon* attaquerait principalement le stade LS3. Nous utiliserons le pourcentage pondéré de ces différents taux dans la table de survie. Ces taux sont relativement élevés par rapport à ce que Thiam et van der Valk ont trouvé en 1995 (2.8 %). Cela susciterait un intérêt particulier quant aux conditions d'efficacité du parasitoïde.

Tableau 5. 9 : Parasitisme larvaire dû aux endoparasitoïdes et aux ectoparasitoïdes

Espèce	Stade larvaire ¹	Dissections			Sondage après récolte	A introduire dans la table de survie	
		Nombre de larves disséquées	Nombre de larves parasitées	% de parasitisme	% de parasitisme	Stade larvaire tué	% de parasitisme
<i>Copidosoma sp. nr. truncatellum</i>	LS1	334	17	5.1			
	LS2	262	36	13.7			
	LS3	22	1	4.5			
	LS4	0	-	-	5.4	LS4	6.6
<i>Cardiochiles sahelensis</i>	LS3	22	1	4.5	0.0	LS4	2.3
<i>Palexorista sp.</i>	LS2	262	2	0.8	---	LS2	1.0
<i>Hexameris sp.</i>	LS1	334	2	0.6	---	LS1	1.0
Observations directes au champ				Comptage après récolte			
<i>Bracon hebetor</i>	LS2			0.9		LS2	0.9
	LS3			20.0		LS3	20.0
	total				19		

¹ : pour les stades larvaires de l'hôte non mentionnés, des parasitoïdes n'ont pas été trouvés

Prédation larvaire

Le tableau 5.10 indique les résultats de la prédation des larves après 6 observations durant toute la période d'échantillonnage. La prédation totale est apparemment faible (22 à 59 %) par rapport à celle des volants (61 à 80 %), ce qui semble être bizarre. En outre, la prédation due aux prédateurs rampants n'a pas pu être décelée. Cela pourrait s'expliquer en partie par les activités d'autres insectes comme les fourmis qui écarteraient les prédateurs d'*Heliocheilus* sur les épis sans barrière de colle. En fait, nous avons observé des fourmis du genre *Camponotus* (Formicidae; Formicinae) et *Monomorium* (Formicidae; Myrmicinae) actifs sur les plantes. Ces taux peuvent aussi être biaisés par la chute des larves ou leur passage sur d'autres épis dans le poquet. En effet, lors des poses de pièges plastiques et des comptages, des larves non-prénymphales sont interceptées.

Les taux globaux de prédation sont ensuite calculés à partir des taux observés sur le terrain, et rapportés aux différents stades larvaires concernés (Tableau 5.11). Lesquels taux seront utilisés dans la table de survie.

Dans tous les cas, les prédateurs sont importants. Ils étaient aussi nombreux lors des observations faites dans le champ. Par exemple, nous avons vu les larves de *Verania striata* attaquer celles d'*Heliocheilus* ; de même *Ammophila sp.* enlever les grosses larves.

Tableau 5. 10 : Fractions de perte des larves d'*Heliocheilus* sur des épis non-modifiés (ESC) et des épis avec une barrière de colle sous l'épi (EAC), par rapport à des épis couverts totalement avec une manche en tissu moustiquaire (ECC) (n = 12 épis par traitement par série de dates)

Date	Perte totale (ESC)	Prédation des "volants" (EAC)	Prédation des "rampants" (ECC-EAC)
04/09 au 10/09	0.59	0.66	
15/09 au 20.09	0.57	0.80	
23/09 au 29/09	0.22	0.61	

¹ l'impact des prédateurs rampants n'a pas pu être décelé (voir texte)

Tableau 5.11 : Calcul de la prédation globale des larves

Date	fraction de prédation totale	LS1 / 1000 épis	LS1 tuées / 1000 épis	LS2 / 1000 épis	LS2 tuées / 1000 épis	LS3 / 1000 épis	LS3 tuées / 1000 épis	LS4 / 1000 épis	LS4 tuées / 1000 épis
30/08	0.59	55.6	32.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
02/09	0.59	83.3	49.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
05/09	0.59	144.4	85.2	53.5	31.6	0.0	0.0	0.0	0.0
08/09	0.59	343.4	202.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
11/09	0.57	1000.0	570.0	111.1	63.3	11.1	6.3	0.0	0.0
14/09	0.57	919.2	523.9	303.0	172.7	38.4	21.9	13.1	7.5
17/09	0.57	686.9	391.5	444.4	253.3	23.2	13.2	12.1	6.9
20/09	0.57	565.7	322.4	555.6	316.7	88.9	50.7	50.5	28.8
23/09	0.22	1313.1	288.9	909.1	200.0	71.7	15.8	96.0	21.1
26/09	0.22	282.8	62.2	424.2	93.3	21.1	4.7	10.1	2.2
27/09	0.22	69.7	15.3	151.5	33.3	11.1	2.4	11.1	2.4
30/09	0.22	12.1	2.7	202.0	44.4	24.2	5.3	0.0	0.0
03/10	0.22	0.0	0.0	15.2	3.3	15.2	3.4	0.0	0.0
<i>Mortalité globale (%)</i>			47%		38%		41%		36%

¹: calculé en se basant sur le taux de prédation par date et la densité des oeufs par date.

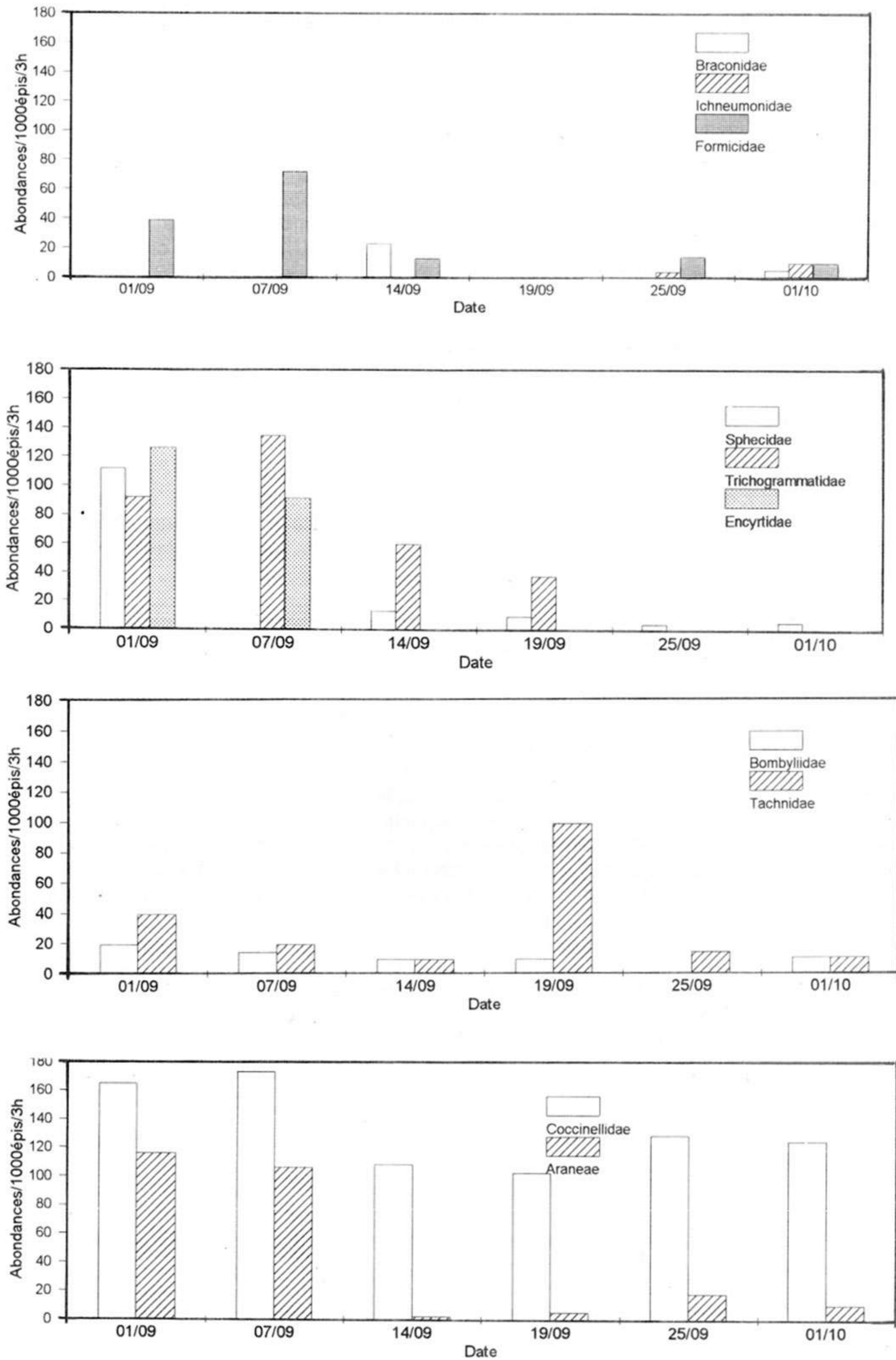


Figure 5.4 : Abondances de certains groupes d'ennemis naturels potentiels d'*Heliocheilus* dans le champ d'étude en fonction du temps.

Abondance des ennemis naturels

La figure 5.4 indique l'abondance de certains ennemis naturels potentiels d'*Heliocheilus* pour 1000 épis en fonction du temps (les observations plus détaillées sont consignées dans l'Annexe 5.5). Elle montre des groupes d'intérêt écologique ou quantitatifs. Les Hymenoptera constituent le groupe le plus diversifié 8 familles, contre 2 à 3 pour les autres ordres. Les Coleoptera, plus abondants, sont représentés par les Coccinellidae (*Verania striata*). Les groupes d'intérêt écologique ou quantitatif (Formicidae, Sphecidae, Encyrtidae, Trichogrammatidae, Bombyliidae, Araneae) ont des densités maximales entre le 1 et le 5 septembre avec 102 - 134 ind./1000 épis/3 h. Cette période coïncide avec la phase d'épiaison-floraison.

Par contre, les Braconidae et les Tachinidae présentent une densité importante dans la période du 08 au 19 septembre, avec des densités de 23-98 ind./1000 épis/3 h. Les Coccinellidae ont été présentes pendant toute la phase végétative et reproductive du mil, avec des densités de 102 - 173 ind./1000 épis/3 h pour cette dernière.

En outre, des tests de prédation des oeufs et des larves d'*Heliocheilus* et/ou d'*Ephestia* (un des hôtes alternatifs de certains auxiliaires du ravageur) ont été menés à Nioro du Rip (Diallo, comm. pers.). Ceci a permis de contrôler les relations fonctionnelles entre *Heliocheilus* et certains groupes (Coccinellidae, Forficulidae et Reduviidae).

Il en est ressorti que les adultes des Coccinellidae (*Verania striata*) peuvent consommer une bonne partie des oeufs de la noctuelle. Tandis que des attaques de jeunes larves (LS1) du ravageur par les larves de *Verania* sont constatés aussi bien sur le terrain qu'au laboratoire. Au laboratoire toujours, les Forficulidae (*Forficula senegalensis*) et les Reduviidae (*Ectomocoris* sp.) consomment des oeufs et sucent des larves d'*Ephestia* respectivement.

Ainsi, plus que potentiels, nous considérons ces derniers groupes mentionnés comme des espèces prédatrices effectives des oeufs et/ou des larves d'*Heliocheilus*.

Etablissement de la table de survie

Estimation du recrutement d'*Heliocheilus*

Pour pouvoir intégrer les données de terrain dans le modèle KNM il y a lieu de tester la conformité des hypothèses de base. A cet effet, il est certain que la population étudiée est relativement immobile. Le test de la constance de la mortalité dans le temps est significatif à un seuil de probabilité égale à 1% (Figure 5.5). Finalement, la supposition que l'échantillonnage commence au début du premier stade, et se termine à la fin du dernier, semble être assez bien satisfaite. Cependant, l'existence de ponte ou de larves avant et après, n'est pas à exclure. En conséquence, les équations corrigées du modèle KNM sont appliquées, et les paramètres de population calculées par itération.

Tableau 5.12 : Résultats d'intégration des données introduites dans le modèle KNM.

Stade	Taux journalier de survie	Taux de survie dans le stade	Durée du stade (jours)	Recrutement en individus par 1000 épis
	0.721			
Oeuf		0.450	2.44	16393
LS1		0.403	2.78	7383
LS2		0.140	6.01	2976
LS3		0.395	2.85	418
LS4				165

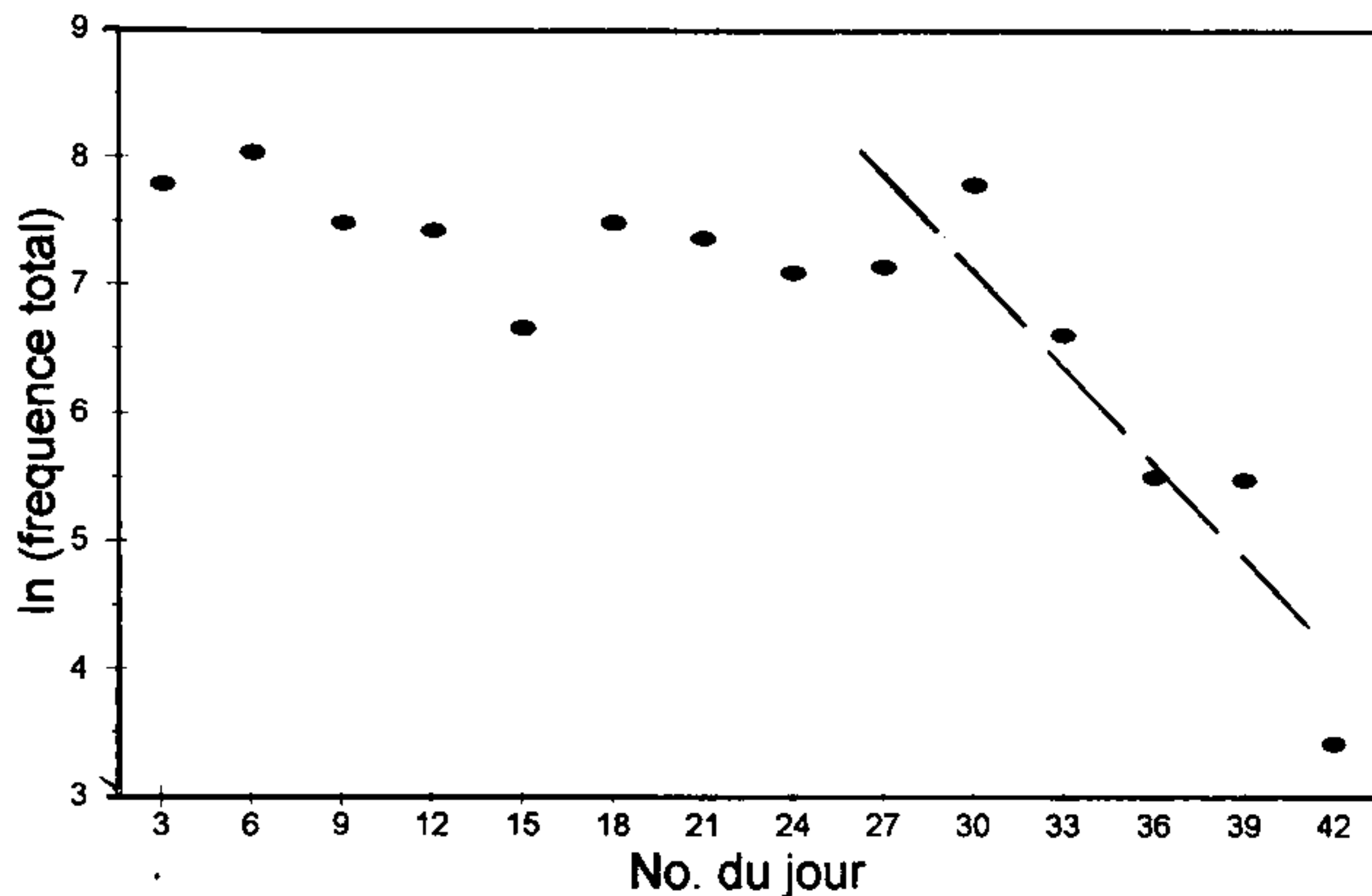


Figure 5.5 : Test de conformité de la constance de la mortalité d'*Heliocheilus* dans le temps. La régression des points à partir du moment où il n'y a plus de recrutement dans la population totale est significative [$Y = 14.75 - 0.25 X$ (n=6, p=0.01)]

Les résultats du tableau 5.12 montrent un taux journalier de survie de 72%, avec une perte de 99% du stade oeuf au stade LS4. Ceci révèle une mortalité plus élevée par rapport à celle trouvée par Thiam et van der Valk (1996) de 94%. Toutefois, la comparaison entre les deux études indique un taux de mortalité plus élevé en LS2. Les durées des différents stades ont varié dans les deux études. Mais la durée totale du stade oeuf au stade LS4 est quasi identique (14.1 jours en 1996 et 14.9 jours en 1995).

Malgré une différence des captures d'adultes au niveau du piège lumineux entre 1995 et 1996 de 73%, le recrutement des oeufs ne montre qu'une différence d'environ 20%. Ceci confirme qu'un tel type de piège est peu efficace pour prévoir l'abondance d'*Heliocheilus* au niveau du champ.

Test de sensibilité du modèle KNM

Au début et à la fin des échantillonnages les variations relatives (RV) des densités moyennes des larves sont assez importantes. En effet, la figure 5.3b montre des variations relatives supplémentaires pour les échantillons pris aux extrémités (les trois premières et les trois dernières semaines) d'environ 15 à 20 %. Du fait que ces densités moyennes constituent la base des calculs du modèle KNM, les recrutements en résultant peuvent être moins précis. Un test de sensibilité du modèle KNM s'impose pour juger de l'influence des variations de densité au début et à la fin des échantillonnages sur l'estimation des recrutements.

Pour mener un tel test, nous avons introduit une variation relative supplémentaire dans le modèle en augmentant ou réduisant les densités moyennes des stades larvaires aux périodes ciblées de deux fois l'erreur type. Ceci correspond à des intervalles de confiance d'environ 95 %.

Ainsi, six cas ont été testés. Le tableau 5.13 montre les résultats de ce test de sensibilité. Il indique que pour tous les stades et dans tous les cas de figures envisagés, les variations par rapport aux recrutements initiaux estimés sont petites voire négligeables. En définitive, le modèle KNM est peu sensible aux variations (jusqu'à 2 erreurs types) au début et à la fin des échantillonnages. Donc, les recrutements trouvés dans cette étude (Tableau 5.12) sont fiables.

Tableau 5.13 : Résultats du test de sensibilité du modèle KNM aux variations des densités au début et à la fin des échantillonnages. Deux erreurs types ont été ajoutées et/ou diminuées des densités moyennes pour les premières et dernières 3 semaines.

Stades	Recrutements par stade avant test de sensibilité	Variations des recrutements après test (%)					
		A'	B	C	D	E	F
Oeufs	16393	+3,4	-3,6	-1,4	+2,7	-5,4	+3,7
LS1	7383	+2,5	-2,0	-0,8	+3,4	-5,0	+4,5
LS2	2976	+1,9	-1,5	+0,7	+1,5	-4,6	+3,9
LS4	418	+0,1	+0,1	+0,3	-1,8	-2,1	+0,2
LS3	165	+0,8	-1,0	-0,4	-1,4	-1,9	-0,5

1: Cas étudiés : A= toutes les 6 densités augmentées; B=toutes les 6 densités réduites; C=les 3 premières densités augmentées et les 3 dernières réduites; D= les 3 premières densités réduites et les 3 dernières augmentées; E= densités augmentées et réduites de façon alternée; F= densités réduites et augmentées de façon alternée.

Estimation des mortalités marginales et apparentes

A partir des taux de mortalité calculés, l'élaboration de la table de survie devient plus aisée. Toutefois pour corriger les interactions entre les facteurs, il faut clairement définir les types (mortalité marginale ou apparente). Nous considérons que les mortalités des endoparasitoïdes sont marginales. En effet, les taux de mortalités basés sur les dissections et les incubations sont à leur maximum, puisque n'étant pas influencées par les prédateurs. Ceci est aussi le cas pour la pluie. Mais nous supposons que les prédateurs et les ectoparasitoïdes moins spécifiques, entraînent des mortalités apparentes. En fait, les prédateurs remportent toujours la compétition et peuvent masquer ainsi l'effet des parasitoïdes. De même, les ectoparasitoïdes l'emportent une fois en compétition avec les endoparasitoïdes. Selon Elkinton *et al.* (1992) l'équation suivante peut déterminer sa mortalité apparente (q_B).

$$q_B = m_B(1 - m_A)$$

où :
 q_B = mortalité apparente du parasitoïde
 m_B = mortalité marginale du parasitoïde
 m_A = mortalité marginale du prédateur ou de l'ectoparasitoïde

Dans les cas où une désignation du "gagnant" est difficile à faire, l'équation ci-dessous permet de calculer la mortalité marginale.

$$m_i = 1 - (1 - q)^{q_i/q}$$

où :
 m_i = mortalité marginale du facteur i
 q_i = mortalité apparente du facteur i
 q = mortalité apparente totale pour tous les facteurs impliqués dans l'interaction

Le calcul des ces différents types de mortalité sera facilité par la récapitulation des valeurs trouvées pour tous les facteurs (Tableau 5.14).

Tableau 5. 14 : Taux et types de mortalité des facteurs de mortalité d'*Heliocheilus* quantifiés

Stades	Facteurs	Valeurs	Types de mortalité	Sources
Oeuf	infertilité	0.256	marginale	tab. 5
	<i>Trichogrammatoidea</i>	0.284	marginale	tab. 5
	pluie	0.110	marginale	tab. 8
	prédateurs	0.512	apparente	tab. 7
LS1	<i>Hexameris</i>	0.010	marginale	tab. 9
	prédateurs	0.470	apparente	tab. 11
LS2	<i>Palloxista</i>	0.010	marginale	tab. 9
	<i>Bracon</i>	0.096	apparente	tab. 9
	prédateurs	0.380	apparente	tab. 11
LS3	<i>Bracon</i>	0.200	apparente	tab. 9
	prédateurs	0.410	apparente	tab. 11
LS4	<i>Cardiochiles</i>	0.023	marginale	tab. 9
	<i>Copidosoma</i>	0.066	marginale	tab. 9
	prédateurs	0.360	apparente	tab. 11

Etablissement de la table de survie

La table de survie, intégrant tous les aspects discutés ci-dessus, figure au tableau 5.15. Un certain nombre de remarques est à noter sur la table ainsi élaborée. On constate que pour le stade oeuf d'*Heliocheilus*, la somme des taux de mortalités apparentes par facteur est supérieure à celle de la mortalité apparente du stade, ce qui n'est pas logique. En plus, le recrutement en chrysalides basé sur le sondage est sensiblement égal à celui du dernier stade larvaire, malgré l'intervention des ennemis naturels sur ce stade. Ces écarts peuvent en principe être dûs soit aux imprécisions dans l'estimation du recrutement, soit aux biais introduits lors des estimations de mortalité par facteur.

Il a été montré, dans la section 3.3.2, que les estimations des recrutements jusqu'en LS4 peuvent être considérées comme fiables. Compte tenu des variations trouvées lors des estimations de mortalité par facteur, ces résultats seraient plus susceptibles d'être biaisés.

Pour le stade oeuf, nous avons cherché à se conformer à la mortalité totale du stade. Pour cela, nous avons procédé à une réduction de 35% des mortalités apparentes par facteur de mortalité, et effectué 4 itérations avec les équations dans le paragraphe 3.3.3. La résiduelle qui apparaît ensuite (-0.007) serait négligeable.

Lors des sondages, la densité des chrysalides a été estimée à 173 pour 1000 épis. Toutefois, si nous considérons que tous les facteurs de mortalité listés, agissent sur le stade LS4, il en résulte un recrutement de 96 chrysalides seulement (Tableau 5.15). Cette différence serait probablement due à l'imprécision de l'estimation du taux de mortalité, mais pourrait partiellement être expliquée par la variabilité dans l'estimation de la densité des chrysalides pendant le sondage (les intervalles de confiance à 95 % vont de 127 à 220 chrysalides). Malgré ces incertitudes discutées précédemment, nous avons inclus les facteurs de mortalité du stade larvaire LS4 dans le calcul de la mortalité de la génération (K_g)

La table de survie ainsi établie reflète une importance des facteurs de mortalité au niveau du stade LS2, avec une contribution à la mortalité de la génération de 30 %. Le stade le moins affecté est celui des larves LS4.

Si nous classons les ennemis naturels qui apparaissent dans la table, les prédateurs seraient plus importants à tous les stades de développement larvaire d'*Heliocheilus* (46 % contre 15 % pour les parasitoïdes, dont l'impact est essentiellement dû à *Bracon*). Par contre, au stade oeuf, les trichogrammes présentent une contribution presque identique à celle de tous les prédateurs (7.5 % contre 8.5 % pour les prédateurs).

Tableau 5.15 : Table de survie partielle pour *Heliocheilus albipunctella* dans un champ de mil à Nioro du Rip en 1996

Stade	Recrutement	Mortalité apparente par stade	Facteur de mortalité	Mortalité apparente par facteur	Mortalité marginale par facteur	Coefficient de mortalité (k)	Contribution des facteurs à la mortalité de la génération
Oeuf	16393	0.550	infertilité	0.016 [0.024] ¹	0.049 [0.256]	0.022	1.1%
			<i>Trichogrammatoidea</i>	0.173 [0.107]	0.284 [0.284]	0.145	7.4%
			pluie	0.072 [0.110]	0.072 [0.110]	0.032	1.6%
			prédateurs	0.296 [0.456]	0.319 [0.512]	0.167	8.5%
			résiduelle	-0.007 [-0.147]	0.0		
Larves LS1	7383	0.597	<i>Hexameris</i>	0.005	0.010	0.004	0.2%
			prédateurs	0.470	0.470	0.275	14%
			résiduelle	0.122	0.169	0.080	4.1%
Larves LS2	2976	0.860	<i>Palexorista</i>	0.005	0.010	0.004	0.2%
			<i>Bracon</i>	0.096	0.155	0.073	3.7%
			prédateurs	0.380	0.380	0.208	10.6%
			résiduelle	0.379	0.508	0.308	15.7%
Larves LS3	418	0.605	<i>Bracon</i>	0.200	0.339	0.179	9.1%
			prédateurs	0.410	0.410	0.229	11.7%
			résiduelle	-0.005	0.0		
Larves LS4	165	0.0 {0.417} ²	{ <i>Copidosoma</i>	0.042	0.066}	0.030	1.5%
			{ <i>Cardiochiles</i>	0.015	0.023}	0.010	0.5%
			{prédateurs	0.360	0.360}	0.194	9.9%
			{résiduelle	0.0	0.0}		
Chrysalides	173 ³ {96}					K ₀ = 1.96	100%

¹: entre []: valeurs originales pour les facteurs de mortalité des oeufs avant la correction (voir texte). ² entre { }. valeurs de mortalité et recrutement en chrysalides calculées à partir du recrutement en LS4. ³: recrutement en chrysalides basé sur le sondage.

La contribution de la résiduelle en LS1 et LS2 (19.8 %) suggère l'existence d'autres facteurs de mortalité comme la qualité de l'épi. Cornell & Hawkins (1995), dans une analyse bibliographique des tables de survie de lépidoptères phytophages, ont montré de façon générale des effets défavorables de la plante sur les jeunes larves.

En définitive, bien que les coefficients de mortalité totaux soient légèrement différents (1.201 en 1995 et 1.726 en 1996, pour les stades jusqu'en LS3), le stade LS2 d'*Heliocheilus* reste le plus attaqué. L'impact des prédateurs, surtout volants, demeure plus important.

Impact potentiel des pesticides

Une méthode indirecte de détermination de l'impact des pesticides, la table de survie, fait apparaître la contribution de chaque facteur dans la mortalité de la génération pour un ravageur. Pour les ravageurs secondaires comme *Heliocheilus*, un risque de résurgence sérieuse pèserait lorsque ce ravageur subissait une forte pression des ennemis naturels qui seraient plus susceptibles ou exposés que ce dernier (Waage 1992). Comme déjà évoqué, *Heliocheilus albipunctella* remplit les conditions de résurgence.

En effet, la localisation de l'hôte dans l'épi, la petite taille et le comportement des ennemis naturels les exposent aux pesticides (Waage 1992). En outre, van der Valk & Kamara (1993) et Kamara & van der Valk, Chapitre 4 ont montré les possibilités d'augmentation de la population larvaire d'*Heliocheilus* suite aux traitements antiacridiens. Les travaux de Thiam & van der Valk (1996) corroborent d'ailleurs ces résultats et montrent en plus qu'avec l'élimination des prédateurs des larves (LS2 et LS3), l'accroissement de la population d'*Heliocheilus* serait plus important.

Dans le cadre de notre étude, quatre critères essentiels soutendent la détermination de l'impact potentiel des pesticides sur le recrutement en LS4 (résurgence) :

- la résurgence se rapporte à une génération du ravageur allant du stade oeuf au stade LS4;
- l'application des pesticides a un impact sur les ennemis naturels et non sur *Heliocheilus* ;
- l'impact des ennemis naturels est indépendant de la densité de l'hôte et la mortalité constante pendant la période concernée ;
- un facteur de mortalité agit soit indépendamment des autres (cas où il n'y a pas d'effet compensatoire), soit qu'il ait une compensation (cas avec effet compensatoire).

Dans le tableau 5.16, le recrutement en LS4 est calculé en considérant un ou plusieurs facteurs de mortalité inactivés. Le rapport entre le recrutement supplémentaire ainsi créé et le recrutement où tous les ennemis naturels agissent (voir Tableau 5.15), donne un taux de résurgence.

Cas sans effet compensatoire

Dans une telle situation l'effet de la disparition d'un ennemi naturel n'est pas compensé par celui d'un autre ennemi dans un même stade du ravageur.

Le tableau 5.16 indique que la résurgence d'*Heliocheilus* se situe entre 38 et 702 % après l'inactivation de certains ennemis naturels. Le stade LS2 se révèle plus susceptible à la résurgence (270 %, soit plus de 2 fois la résurgence se rapportant aux auxiliaires des autres stades). L'élimination des prédateurs, en particulier ceux des LS1 et LS2, serait à l'origine du maximum d'augmentation de la population de la chenille mineuse en LS4 (702 % de résurgence). L'élimination de l'effet des parasitoïdes ou des prédateurs au stade oeuf crée une résurgence nettement moindre par rapport à celle induite par la disparition des prédateurs d'un stade larvaire. Comparativement à l'étude de Thiam & van der Valk (1996), la résurgence liée à l'élimination des trichogrammes est presque la même ces deux années (40 % contre 33 %). Au niveau des autres stades larvaires, la résurgence a doublé voire triplé.

Cas avec un effet compensatoire

Dans une telle situation l'effet de la disparition d'un ennemi naturel est compensé partiellement par celui d'un autre ennemi dans le même stade du ravageur, se basant sur les taux de mortalité marginale des parasitoïdes ou des prédateurs restants actifs.

Le tableau 5.16 montre qu'avec la compensation la résurgence est moins élevée, allant de 35 à 607%. Il indique en outre qu'il n'y a pas de compensation (la différence entre les deux cas est nulle) après l'élimination des prédateurs des LS1 et des parasitoïdes larvaires.

La différence de recrudescence entre ces deux cas n'est pas très importante (sauf si les prédateurs combinés de deux stades larvaires consécutifs sont éliminés). Cependant, les cas avec des effets compensatoires sont plus probables dans la nature.

En conclusion, ces conditions simulées montrent que l'élimination de certains groupes d'ennemis naturels peut entraîner une augmentation importante de la densité du dernier stade larvaire d'*Heliocheilus*, et probablement de l'émergence conséquente du ravageur l'année suivante. L'élimination des prédateurs du stade LS2 montre une importance indéniable de ce groupe. Ce stade larvaire d'*Heliocheilus* coïncide avec le début de la maturation du mil, mais aussi avec la présence d'un grand nombre d'ennemis naturels dans le champ. Il se révèle ainsi une concordance entre les études écotoxicologiques de terrain (van der Valk & Kamara 1993, Kamara & van der Valk, Chapitre 4) et les prédictions découlant de l'établissement de la table de survie.

Tableau 5.16 : Impact potentiel d'un insecticide sur le recrutement de la mineuse de l'épi de mil en dernier stade (LS4). Pour les calculs, certains groupes d'ennemis naturels ont été considérés comme entièrement inactivés par l'insecticide, sans que ce dernier affecte l'hôte. En cas d'effet compensatoire, les ennemis naturels restants actifs dans le stade peuvent partiellement compenser ceux qui sont inactivés (voir texte). La recrudescence est calculée par rapport à la situation où tous les facteurs de mortalité sont actifs (voir tableau 5.16).

Facteur(s) inactivé(s)	Recrutement en stade LS4	Taux de recrudescence (%)
aucun (tous ennemis naturels actifs)	165	-
<i>sans effet compensatoire</i>		
trichogrammes	228	38
prédateurs des oeufs	272	65
trichogrammes + prédateurs des oeufs	336	104
prédateurs des larves LS1	356	116
prédateurs des larves LS2	611	270
prédateurs des larves LS1 + LS2	1323	702
prédateurs des larves LS3	335	103
prédateurs des larves LS2 + LS3	1246	655
parasitoïdes des LS2	283	73
parasitoïdes des LS3	249	51
parasitoïdes des LS2 + LS3	427	159
<i>avec effet compensatoire</i>		
trichogrammes	222	35
prédateurs des oeufs	229	39
trichogrammes + prédateurs des oeufs	325	97
prédateurs des larves LS1	356	116
prédateurs des larves LS2	538	226
prédateurs des larves LS1 + LS2	1166	607
prédateurs des larves LS3	278	68
prédateurs des larves LS2 + LS3	908	450
parasitoïdes des LS2	283	73
parasitoïdes des LS3	249	51
parasitoïdes des LS2 + LS3	427	159

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Cette étude a abouti à l'établissement de la deuxième table de survie partielle d'*Heliocheilus albipunctella* publiée à ce jour. Cette table de survie confirme les résultats obtenus dans la première étude (Thiam & van der Valk 1996). Cependant, pour tirer des conclusions générales, d'autres études indépendantes de la localité doivent être faites.

De notre étude, il ressort que la méthode d'échantillonnage stratifié est relativement précise pour quantifier la densité de la mineuse de l'épi de mil. Cette densité, à tous les stades étudiés, s'ajuste à une loi binomiale négative. Le modèle KNM conviendrait bien pour les estimations des recrutements de la noctuelle dans la mesure où il est peu sensible aux variations au début et à la fin des échantillonnages de surcroît. Et par conséquent, nous préconisons un tel échantillonnage et un tel modèle pour les populations agrégatives, notamment pour la lutte intégrée.

En outre, les méthodes de quantification de l'impact des prédateurs semblent être moins précises pour l'estimation des taux de mortalité. Il sera nécessaire de les améliorer en augmentant la fréquence et la taille des échantillonnages, ou en identifiant des techniques de quantification plus précises. Les dissections et les incubations donnent des résultats fiables. Il en est de même pour les observations directes sur le terrain et les observations de fin de cycle pour les ectoparasitoïdes.

Toutefois, l'impact des parasitoïdes est limité et les prédateurs dominants. Le potentiel de mortalité dû aux auxiliaires (77 % de la contribution des facteurs à la mortalité globale) est suffisant pour causer une forte résurgence du ravageur, lorsqu'il est éliminé, même partiellement.

Pour la lutte antiacridienne, les traitements insecticides doivent être minimisés au début de la maturation du mil. Cela est une option réaliste pour des infestations de sautériaux où des seuils d'intervention peuvent être établis. Par contre, lors des invasions des criquets migrants, comme le criquet pèlerin, le choix sur la période d'intervention n'existe presque pas. Dans une telle situation on peut utiliser un produit sélectif vis-à-vis des auxiliaires qui sont importants dans l'agro-système du mil. Jusqu'ici, le Projet Locustox a fait des tests de toxicité sur les parasitoïdes (*Bracon hebetor*), mais compte tenu de l'importance des prédateurs, il y a un intérêt d'effectuer des tests pareils sur ces derniers.

REFERENCE

- Bal AB (1993) Etude de parasitisme naturel d'*Heliocheilus albipunctella* de Joannis (Lepidoptère : Noctuidae) par *Trichogrammatoidea* sp. (Hyménoptère: Trichogrammatidae) à Bambey. *Insect Science and its Application* 14(2): 221-223.
- Bellows TS, Van Driessche RG & Elkinton JS (1992) Life table construction and analysis in the evaluation of natural enemies. *Annual Review of Entomology* 37: 587-614.
- Bhatnagar VS (1987) Recherches et développement de la lutte intégrée contre les ennemis des principales cultures vivrières dans les pays du Sahel. Programme de lutte biologique. Synthèse des activités (1981-1986) et recommandations. FAO, Rome.
- Bos WS (1985) Programme profil des pertes. Rapport annuelle 1983. Projet Lutte Intégrée/ CILSS. Composante Nationale du Sénégal.
- Cornell HV et Hawkins BA (1995) Survival patterns and mortality sources of herbivorous insects: some demographic trends. *The American Naturalist* 145:563-593.
- Day WH (1994) Estimating mortality caused by parasites and diseases of insects: comparisons of the dissection and rearing methods. *Environmental Entomology* 23: 543-550.
- Den Boer L (1987) Entomologie appliquée: Tome I. Département de formation en protection des végétaux, CILSS/Centre Aghymet, Niamey, Niger, 130 pp.
- Diop A (1984) Rapport annuel 1983. Projet de lutte intégrée contre les ennemis des cultures vivrières dans le Sahel/ CILSS, Composante nationale du Niger, Niamey, pp.12.
- Elkinton JS, Buonaccorsi JP, Bellows TS jr & Van Driessche RG (1992) Marginal attack rate, k-values and density dependence in the analysis of contemporaneous mortality factors. *Researches on Population Ecology* 34: 29-44.
- Everts JW (1990) Effets sur l'environnement de la lutte antiaridienne. Rapport du projet ECLO/SEN/003/NET. Rapport No. W/U8926. FAO, Rome, pp 312.
- Gahukar RT (1984) Insect pests of pearl millet in West Africa: a review. *Tropical Pest Management* 30(2): 142-147.
- Gahukar RT, Guevremont H, Bhatnagar VS, Doumbia YO, Ndoye M & Pierrard G (1986) A review of the pest status of the millet spike worm, *Rhaguvia albipunctella* de Joannis (Noctuidae, Lepidoptera) and its management in the Sahel. *Insect Science and its Application* 7(4): 457-463.
- Guevremont H (1983) Recherche sur l'entomofaune du mil. Rapport annuel de recherche pour 1982. CNRA, Maradi, Niger.
- Jervis M and Kidd N (eds.) (1996) Insect natural enemies. Practical approaches to their study and evaluation. Chapman and Hall, London.
- Kamara O & Van der Valk H (1995) Side-effects of fenitrothion and diflubenzuron on beneficial arthropods in millet in Senegal (thé 1992 study). *Locustox Report* 95/2. FAO, Dakar, Sénégal. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp., FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Maiga SD (1984) Rapport annuel 1983. Projet CILSS de lutte intégrée contre les ennemis des cultures vivrières dans le Sahel. Composante Nationale du Niger, Niamey, Niger.
- Manly BFJ (1990) Stage-structured populations. Population and community biology series. Chapman and Hall, London, 187 pp.

- Markham RH, Wodageneh A, Agboola S (eds) (1992) Manuel de lutte biologique. 2^{ème} édition. Tome I. IITA Centre de lutte pour l'Afrique, Cotonou, Benin pp 229.
- Ndoye M (1989) Productions agricoles et systèmes de protection des cultures et des récoltes stockées dans la zone sahélienne de l'Afrique occidentale. *African Journal of Plant Protection* 4(1): 1-122.
- Ndoye M & Gahukar RT (1989) Les insectes ravageurs du mil à chandelles dans le Sahel. *African Journal of Plant Protection* 4(2): 1-43.
- Pedigo LP & Buntin GD (1994) Handbook of sampling methods for arthropods in agriculture. CRC Press, Boca Raton, 713 pp.
- ROCAFREMI (1995) Le réseau mil : réalisations et perspectives. Réseau Ouest et Centre Africain de Recherches sur le Mil (ROCAFREMI), ICRISAT, Niamey, Niger, pp.198.
- SENAGROSOL-Consult (1996) Programme de réhabilitation des stations ISRA. Informations pédologiques et étude cartographiques des sols de la station de Nioro. Rapport final, pp. 24.
- Scherrer B (1984) Biostatistique. Gaetan Morin Editeur, Boucherville, pp. 850.
- Thiam A & Van der Valk H (1996) Impact potentiel des insecticides sur la mortalité naturelle de la chenille mineuse de l'épi de mil (*Heliocheilus albipunctella*) : une étude de la table de survie. Rapport Projet Locustox No. 96/2. FAO, Dakar, Sénégal.
- Van der Valk H & Kamara O (1993) Effets du fénitrothion et du diflubenzuron sur les ennemis naturels des ravageurs du mil au Sénégal (étude de 1991). Publication Tome 2/1997 FAO Rome. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp., FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Van Driessche RG (1983) Meaning of "percent parasitism" in studies of insect parasitoids. *Environmental Entomology* 12(6): 1611-1622.
- Vercambre B (1977) Les chenilles des chandelles (*Rhaguva* sp., *Adiscura* sp.) importants nuisibles du mil en zone sahélienne. CNRA, Bambey, Sénégal, p. 26.
- Waage JK (1992) Quand et comment conserver les ennemis naturels. p 117 - 129 Dans: Markham RH, Wodageneh A, Agboola S (eds) Manuel de lutte biologique. 2^{ème} édition. Tome 1. Institut international d'agriculture tropicale, Centre de lutte biologique pour l'Afrique, Cotonou, Bénin.
- Waage JK & Mills NJ (1992) Etude et évaluation de l'impact des ennemis naturels sur les populations de ravageurs. p 84-114 Dans: Markham RH, Wodageneh A, Agboola S (eds) Manuel de lutte biologique. 2^{ème} édition. Tome 1. Institut international d'agriculture tropicale, Centre de lutte biologique pour l'Afrique, Cotonou, Bénin.

Annexe 5.1 : Schéma de la phénologie du mil

Nbre de jours après semis à la première pluie utile	Stades phénologiques des plantes	Identification	Dates pour le champ d'experimentation
5	Levée	Apparition du coléoptile	20.07.96
	Tallage	Apparition des talles (tiges secondaires)	30.07.96
30	Montaison	Allongement des entre-noeuds et durcissement de la tige	au 18.08.96
55	Epiaison	Gonflement et apparition de l'épi dans la graine de la dernière feuille	20.9.96
58	Floraison femelle	Apparition des stigmates blancs et plumeux	5.09.96
62	Floraison mâle	Apparition des anthères jaunâtres	8.09.96
68	Maturation laiteuse	Aspect laiteux du contenu du grain	14.09.96
77	Maturation pâteuse	Aspect pâteux du contenu du grain	23.09.96
85	Maturation physiologique ou complète	Formation d'une couche noire dans le grain	5.09.96

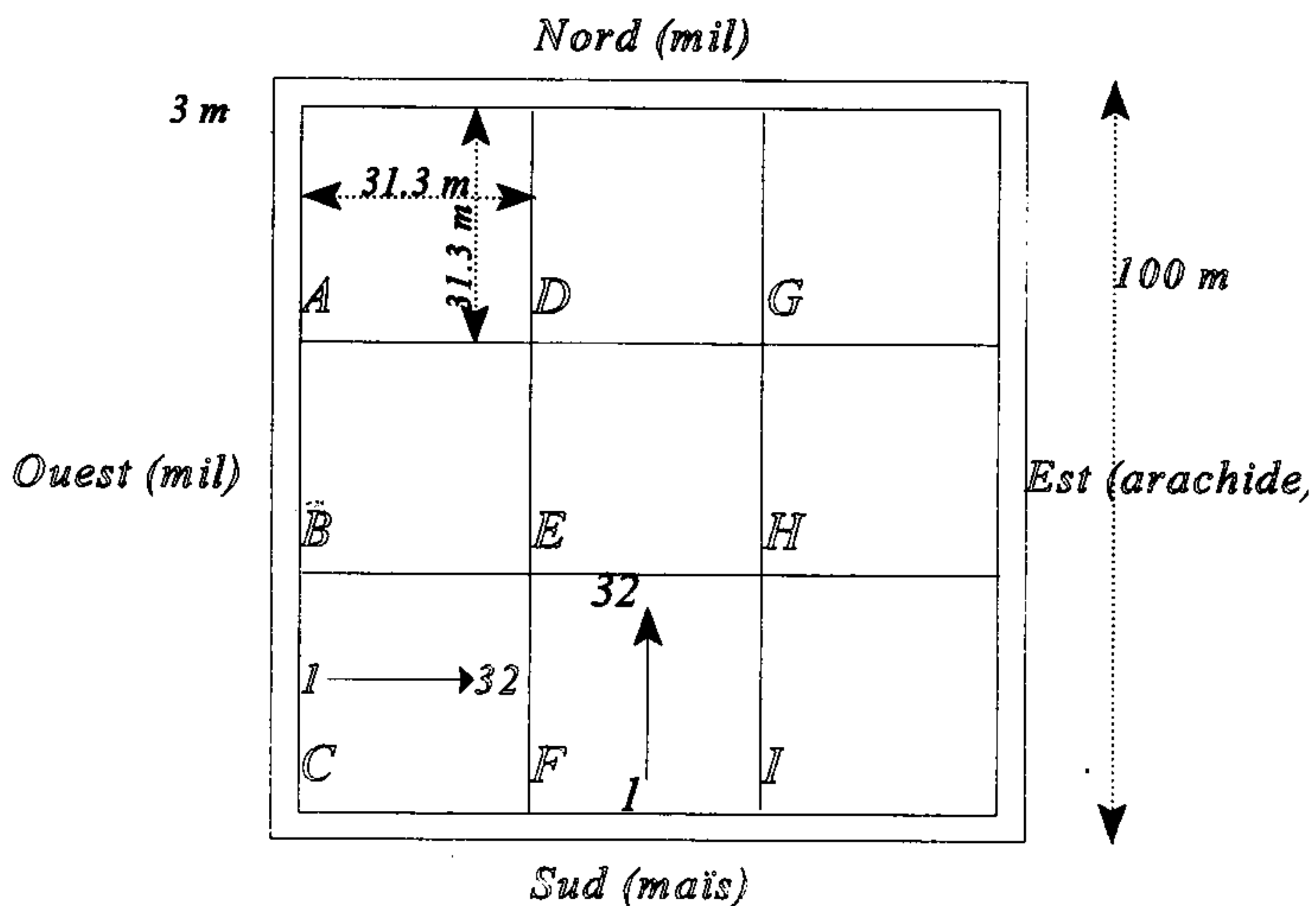
Annexe 5.2 : Inventaire des ennemis naturels d'*Heliocheilus albipunctella*

Famille	Espèce	Type	Autres hôtes	cultures / flore associées
COLEOPTERA				
Carabidae	<i>Chlaenius</i> sp.	prédateur	polyphage	
	<i>Graphyterus obsoletus</i>	prédateur	polyphage	
	<i>Harpaglossus laevigatus</i>	prédateur	polyphage	
Coccinellidae	<i>Verania striata</i>	prédateur	pucerons	Ma, Ar
DIPTERA				
Asilidae	<i>Promachus</i> sp.	prédateur	polyphage	
Bombyliidae	<i>Thyridantrax</i> sp. nr. <i>kappa</i>	parasitoïde	<i>Glossina</i> sp.	
Tachinidae	<i>Goniophtalmus halli</i>	parasitoïde		N, S
	<i>Plexorista quadrizonula</i>	parasitoïde	<i>Amsacta molineyi</i> <i>Helicoverpa armigera</i>	Ah, Ma
HEMIPTERA				
Anthocoridae	<i>Orius</i> sp.	prédateur	polyphage	
Reduviidae	<i>Ectomocoris fenestratus</i>	prédateur	polyphage	
	<i>Katanga etinnei</i>	prédateur	polyphage	
HYMENOPTERA				
Braconidae	<i>Bracon hebetor</i>	parasitoïde	<i>Ephestia</i> spp. <i>Corcyra cephalonica</i> <i>Helicoverpa armigera</i>	Ma, St
	<i>Cardiochiles sahelensis</i>	parasitoïde	<i>Helicoverpa armigera</i>	Ma, N, Ah
Encyrtidae	<i>Copidosoma</i> sp. nr. <i>truncatellum</i>	parasitoïde	<i>Helicoverpa armigera</i>	
Eumenidae	<i>Delta</i> spp.	prédateur	<i>Heliothis</i> sp. <i>Spodoptera</i> sp. <i>Mythimna</i> sp.	
Vespidae	<i>Polistes</i> sp.	prédateur		
Sphécidae	<i>Ammophila</i> sp.	prédateur		
Trichogrammatidae	<i>Trichogrammatoidea</i> ? <i>armigera</i>	parasitoïde		
NEUROPTERA				
Chrysopidae	<i>Brinckochrysa</i> sp.	prédateur		
	<i>Chrysopa</i> sp.	prédateur	pucerons	Ar
	<i>Chrysoperla</i> sp.	prédateur		
	<i>Mallada</i> sp.	prédateur		
NEMATODES				
Mermithidae	<i>Hexameris</i> sp.	parasite		
CHAMPIGNONS				
	<i>Aspergillus</i> sp.	pathogène		

Ah: *Acanthospermum hispidum*, Ar: arachide, Ma: maïs, N: niébe, S: Sorgho, St: stocks de céréales
Sources: Bhatnagar (1987), Dieme (1986), van der Valk (comm. pers.)

Annexe 5.3 : Stratification de la parcelle d'expérimentation

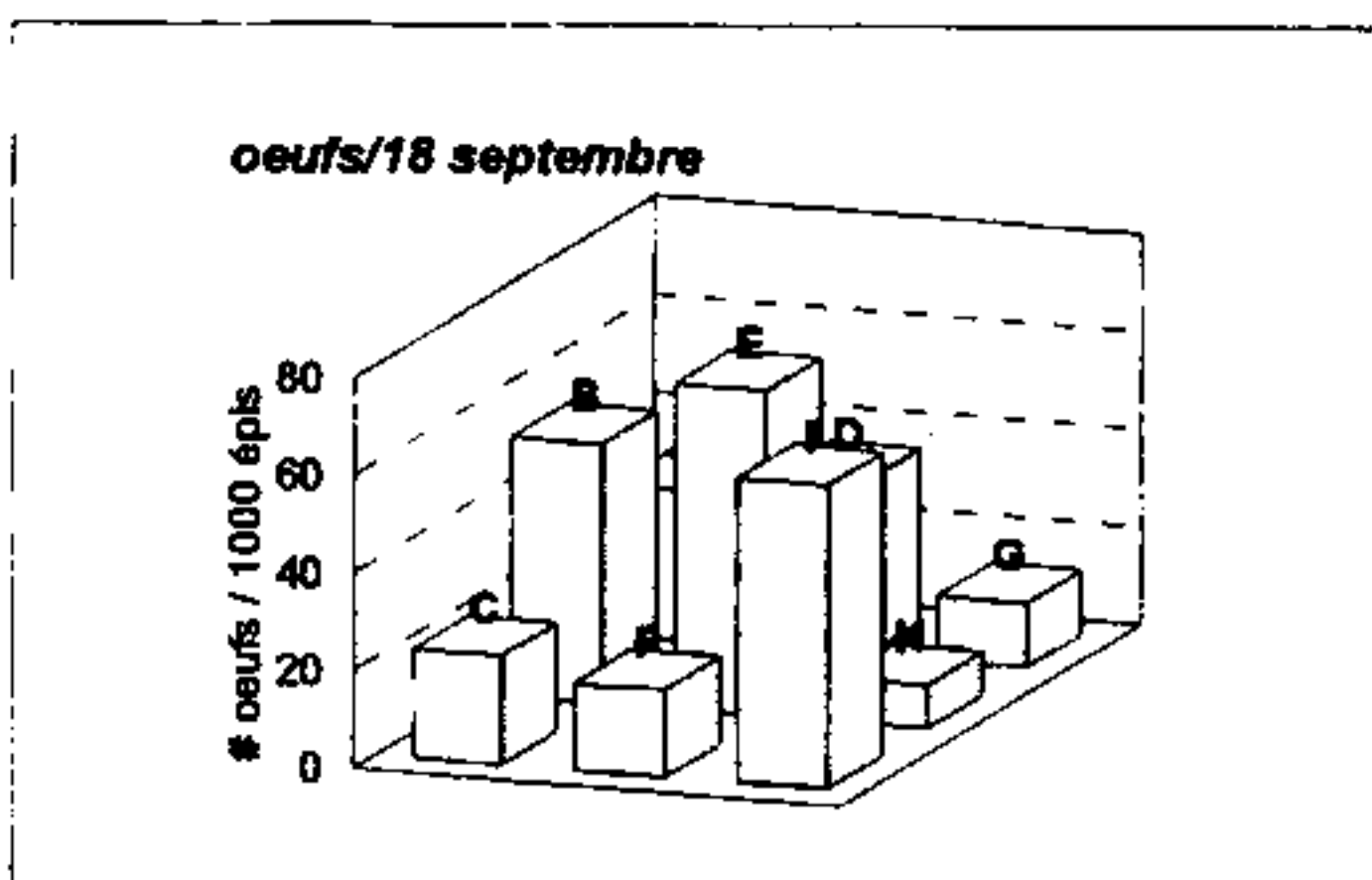
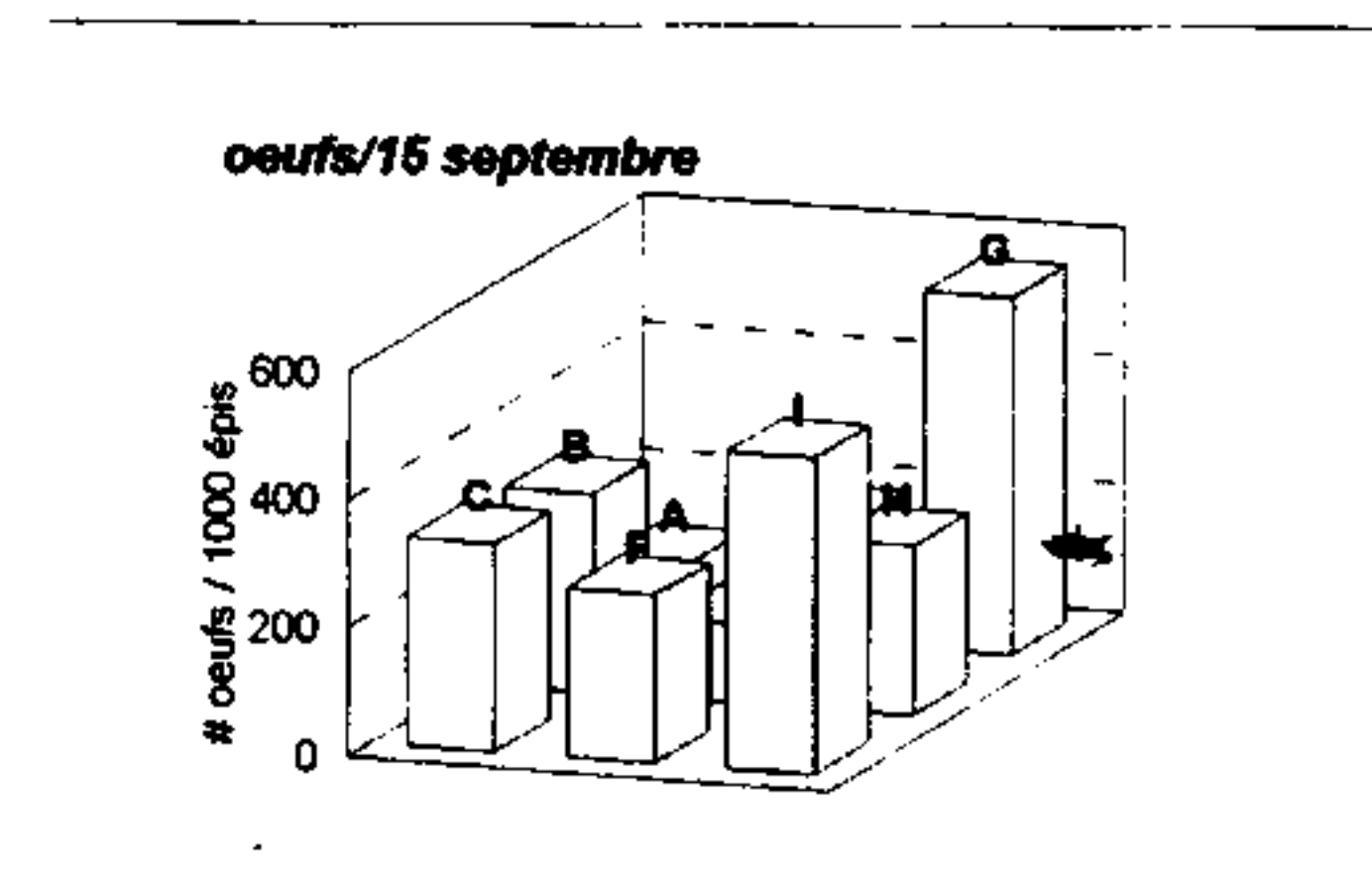
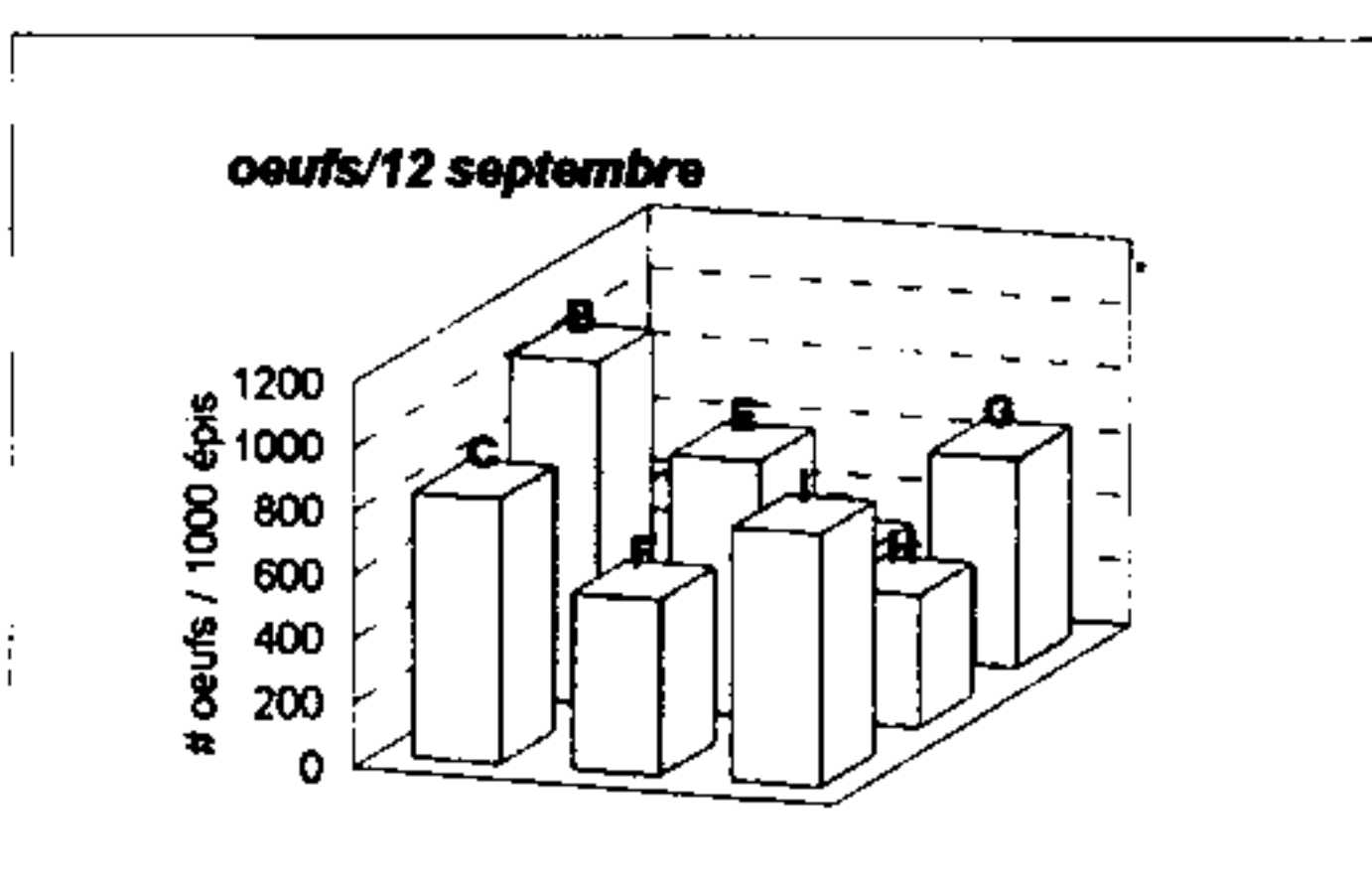
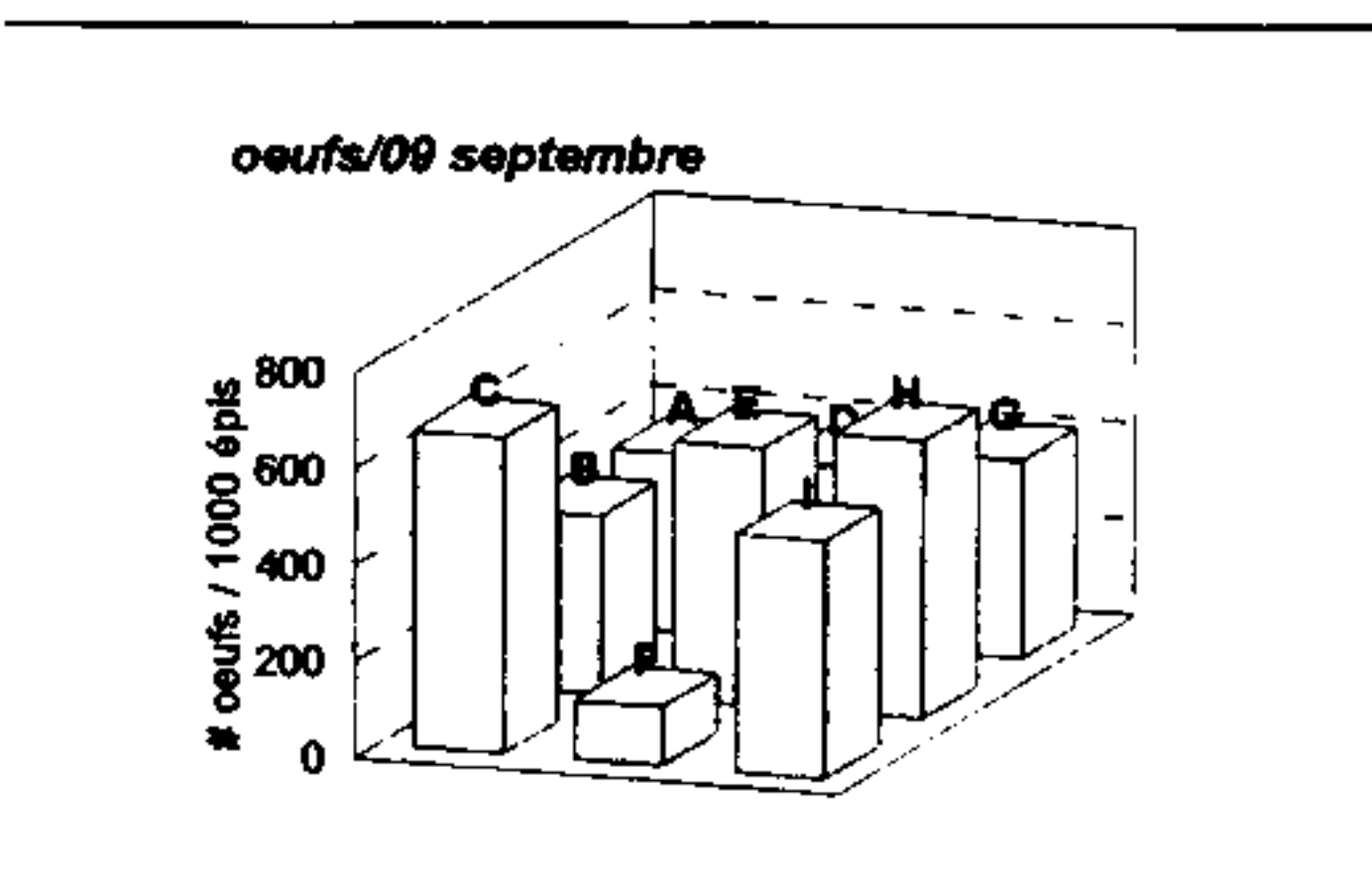
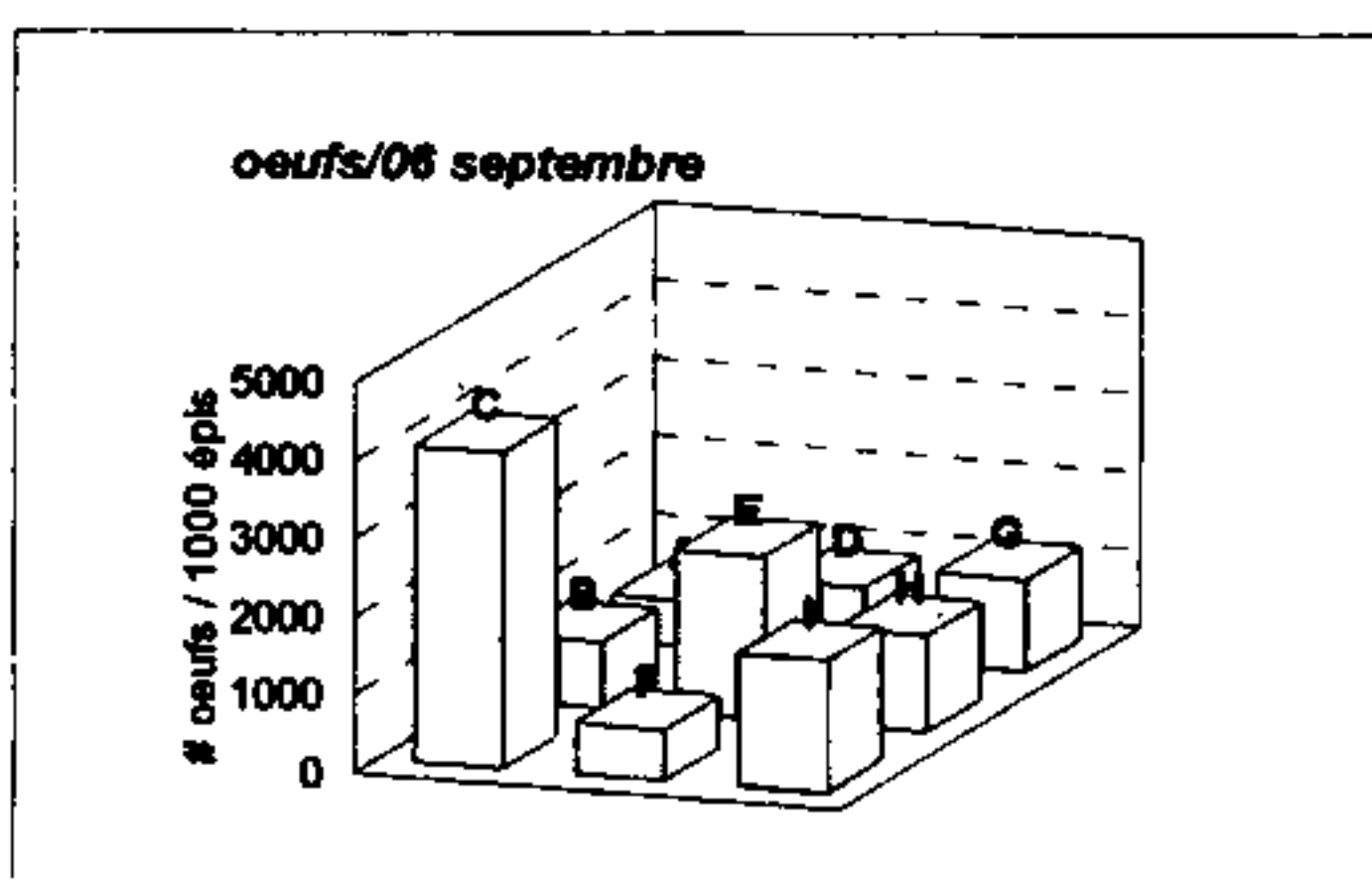
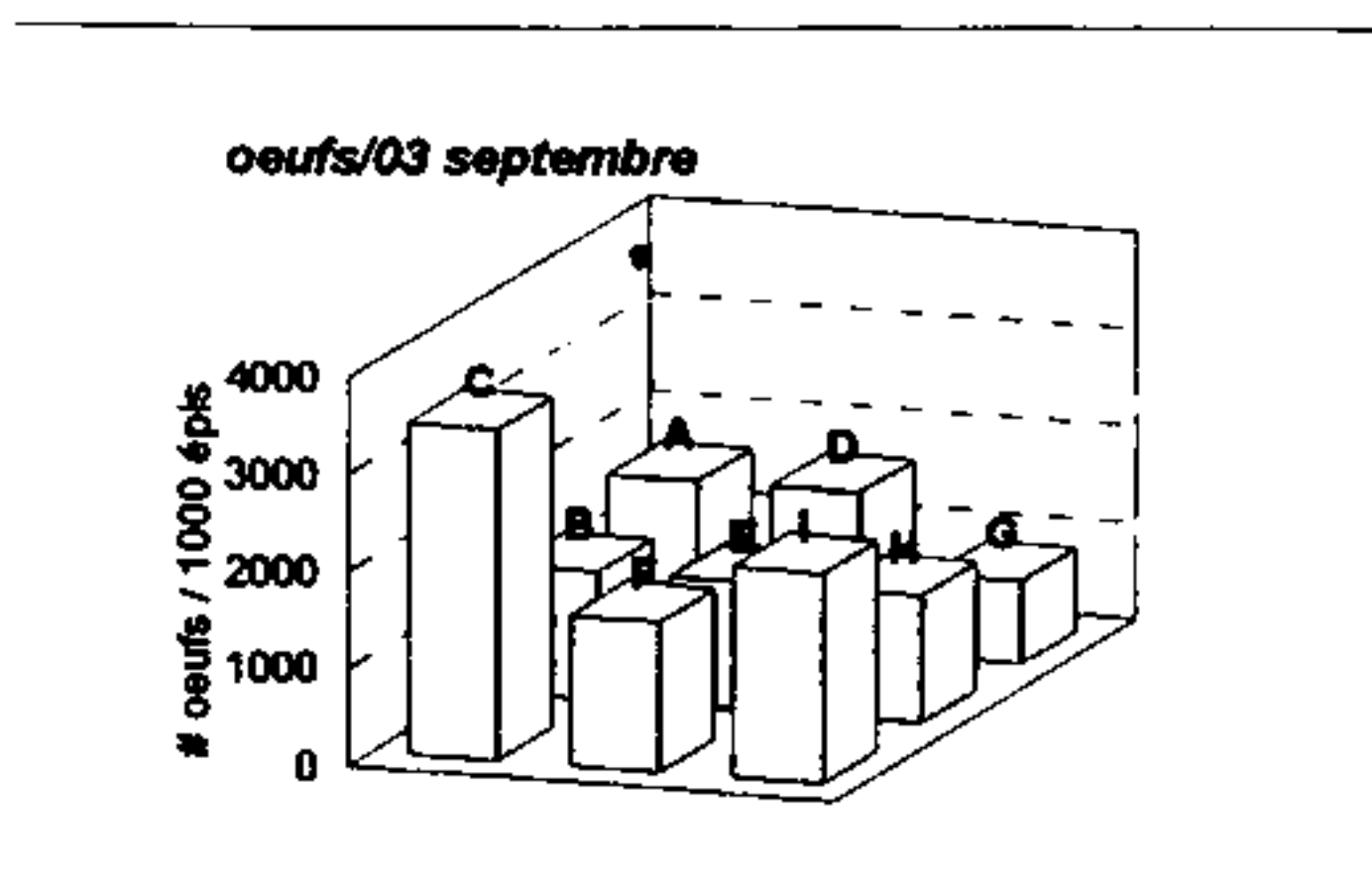
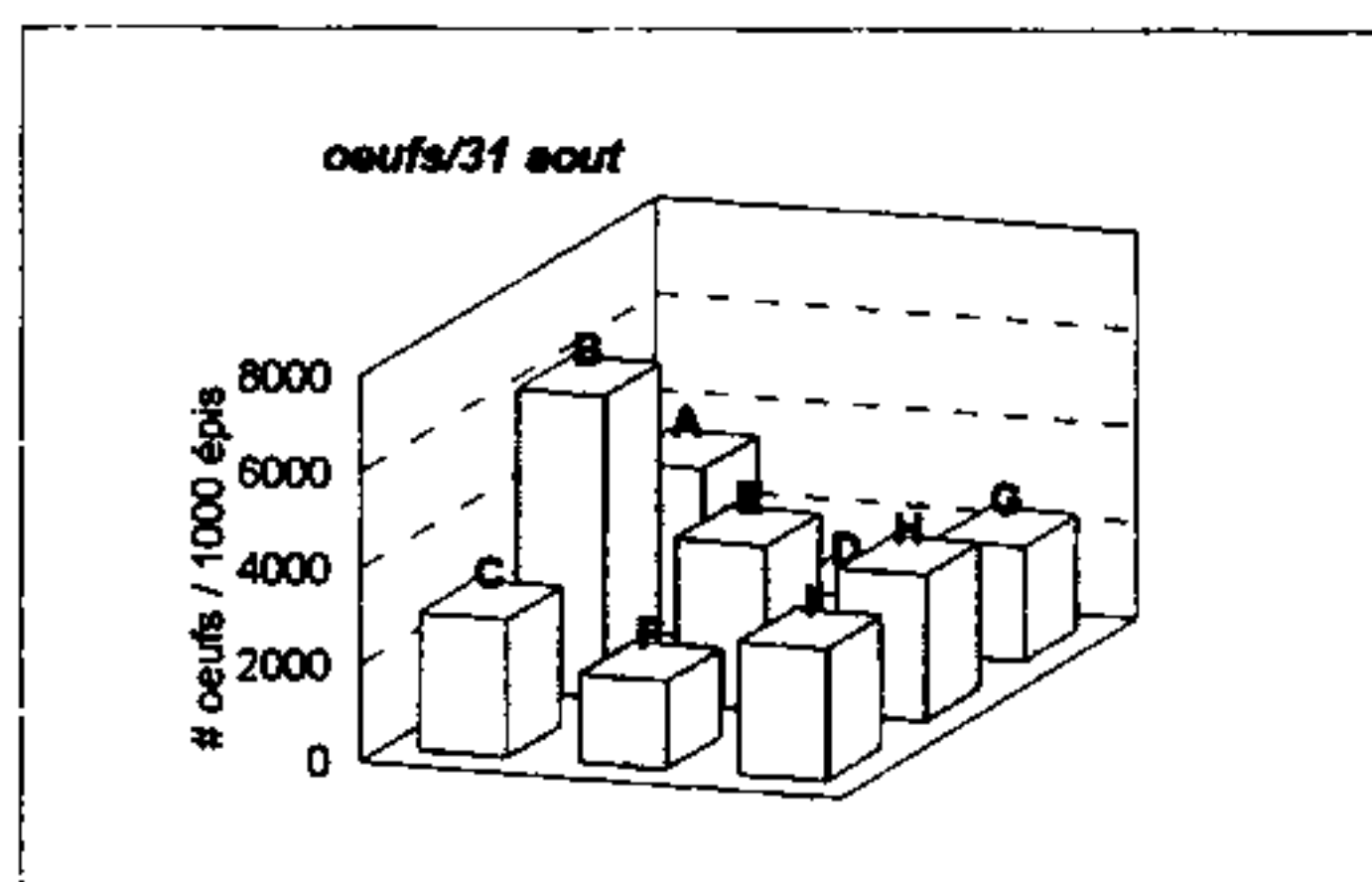
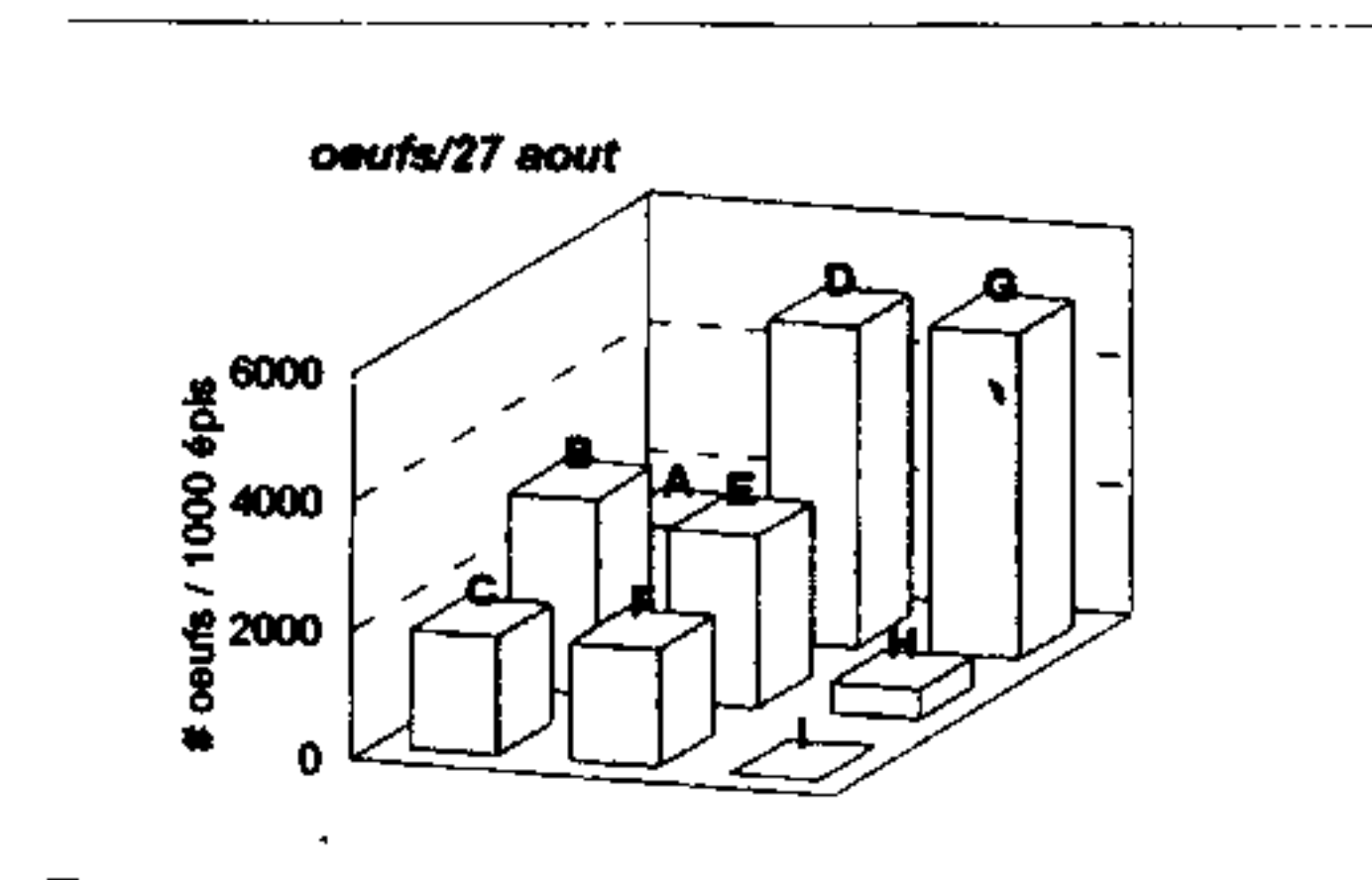
A, B, C..... : stades



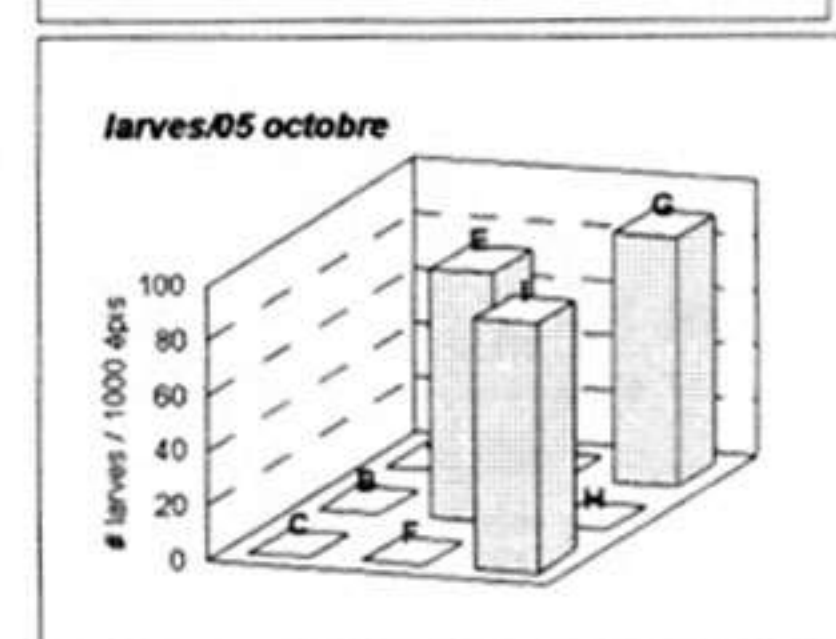
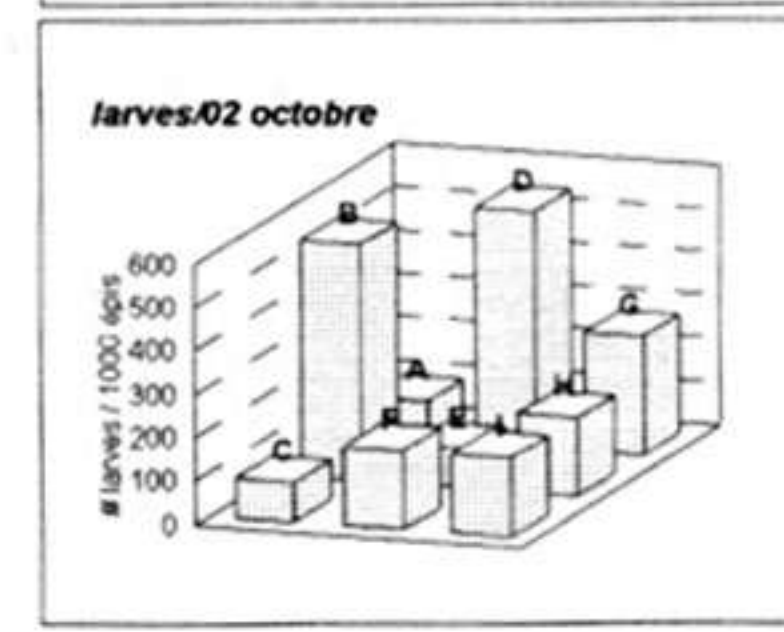
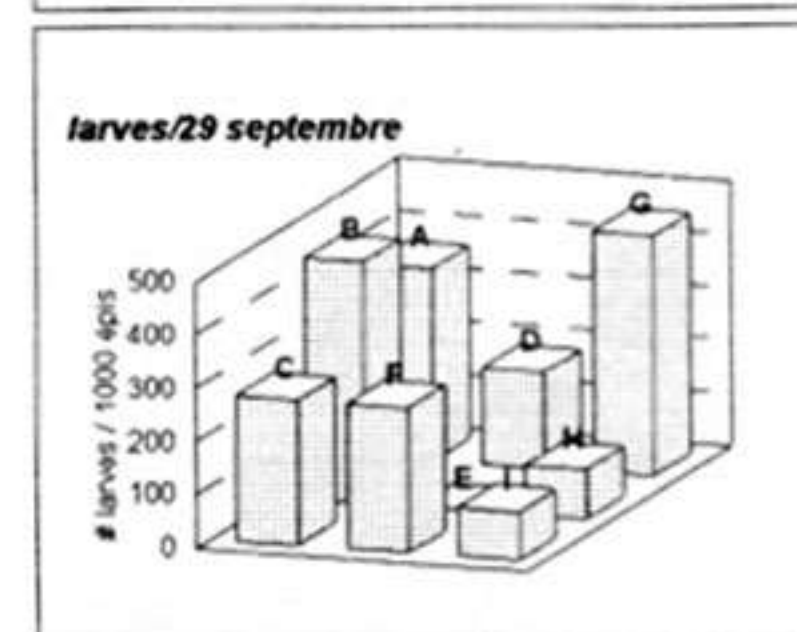
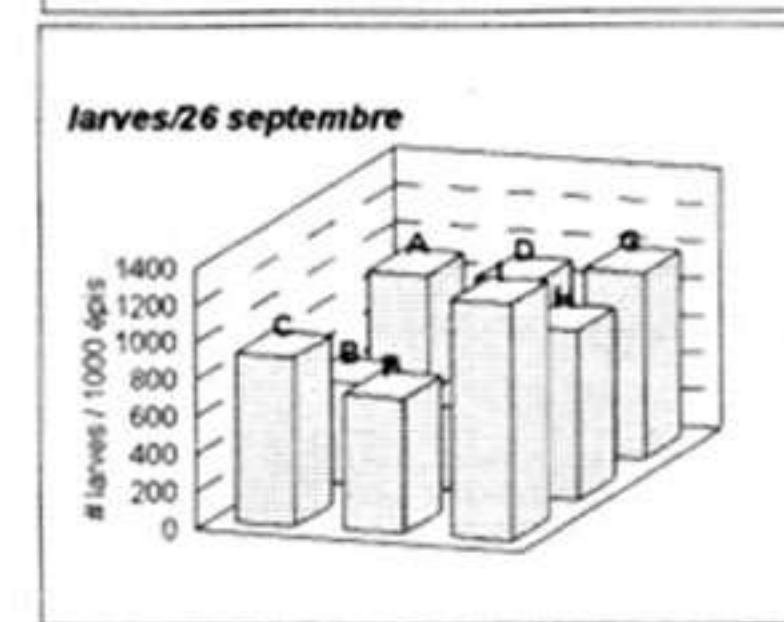
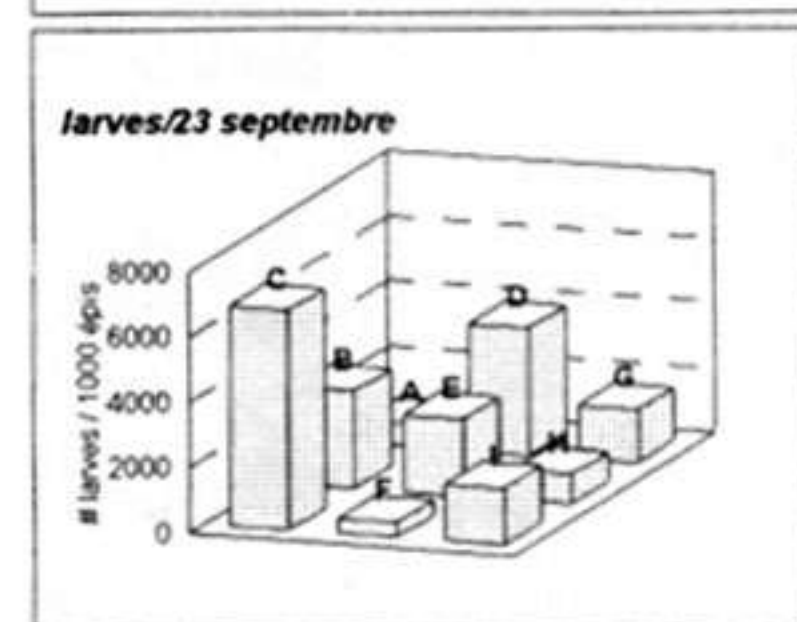
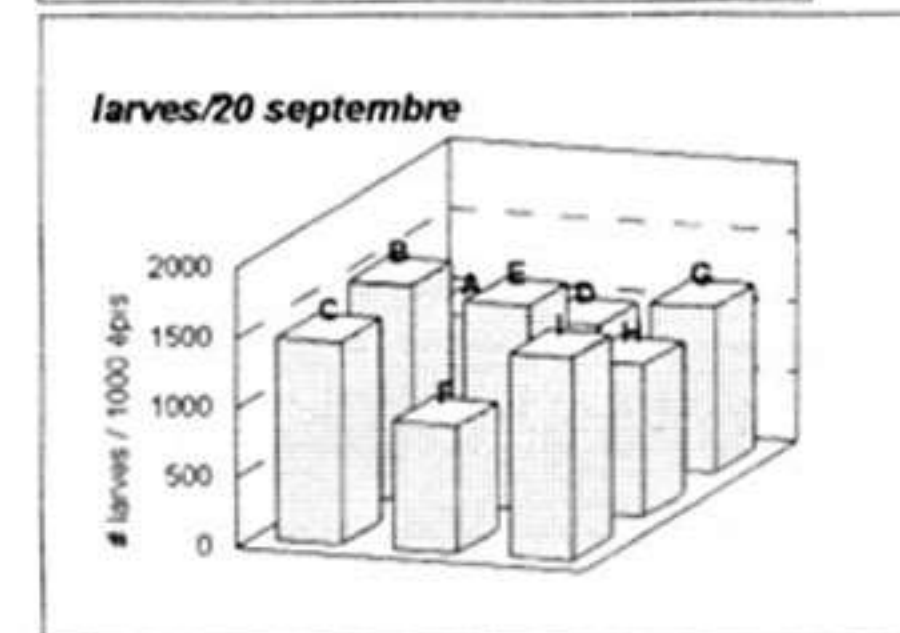
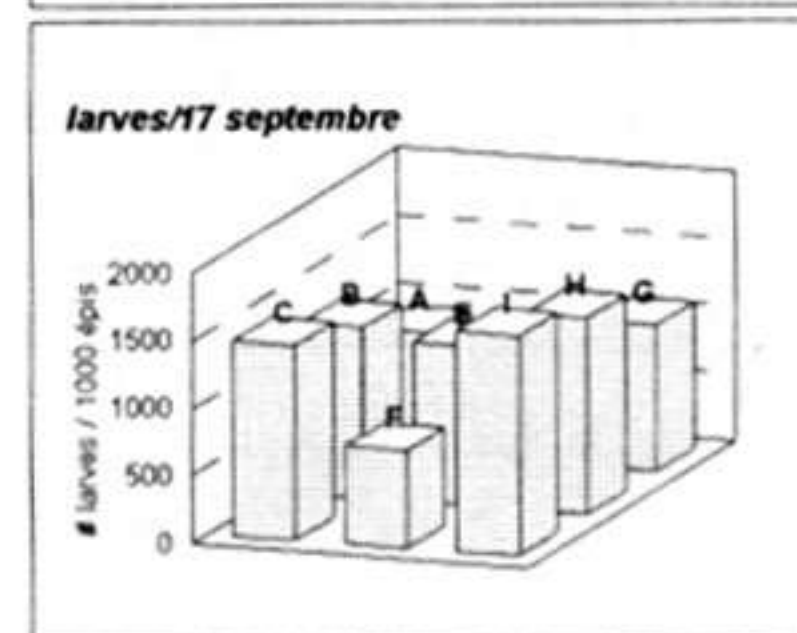
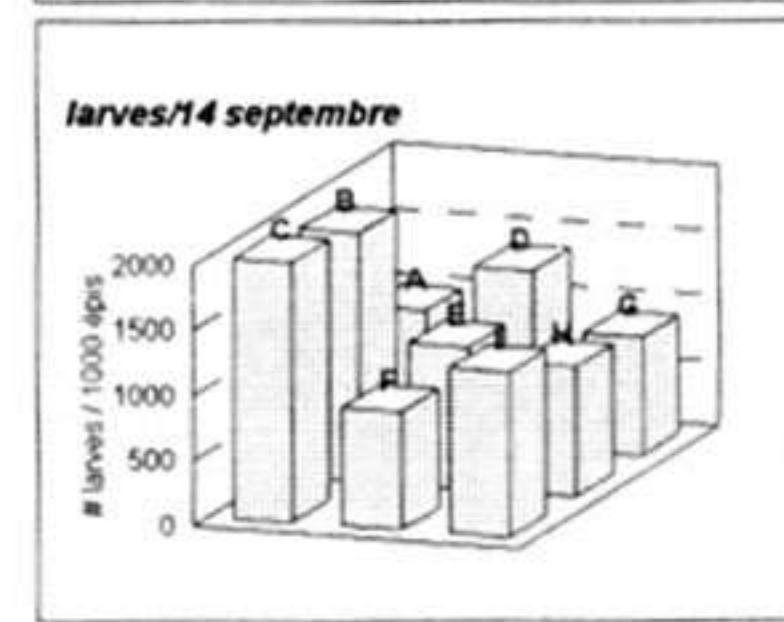
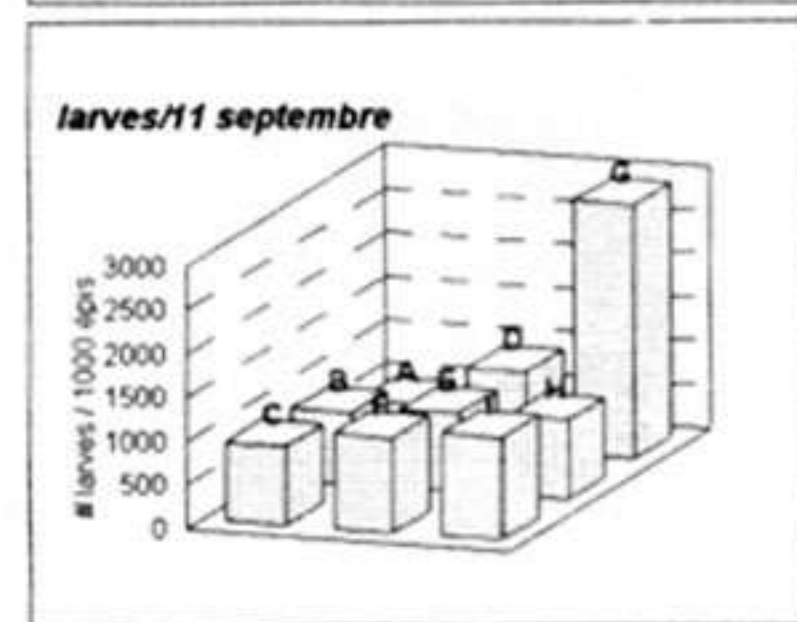
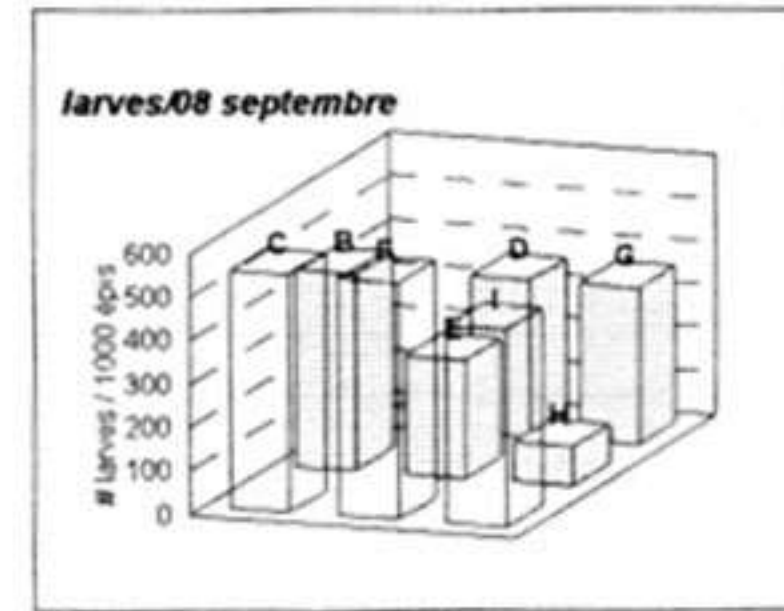
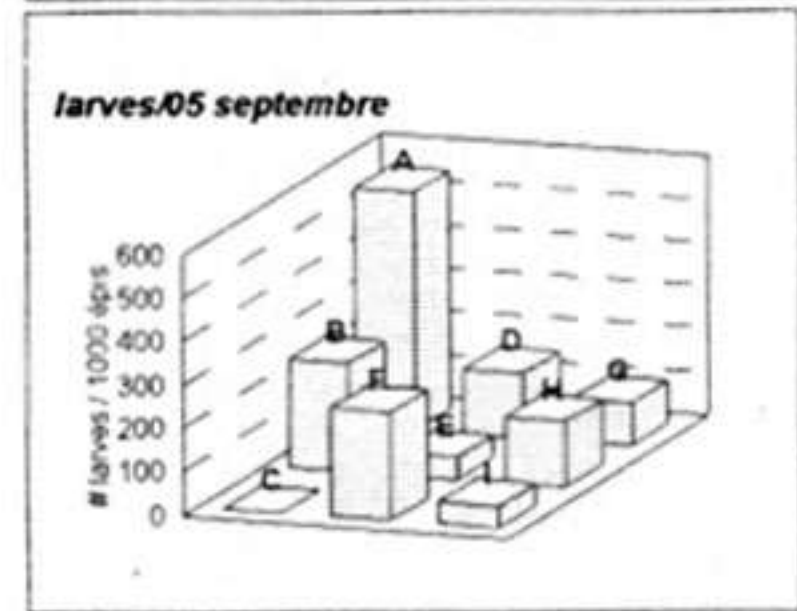
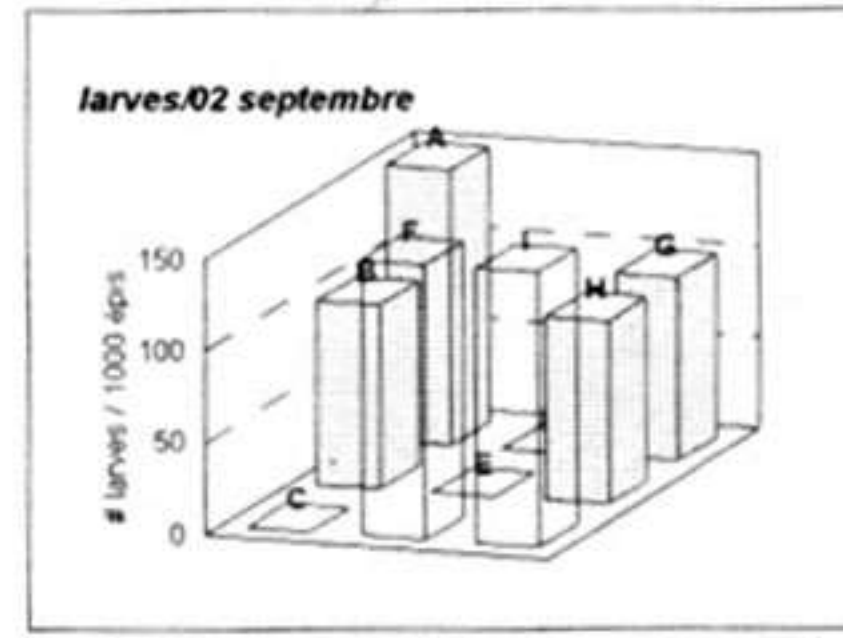
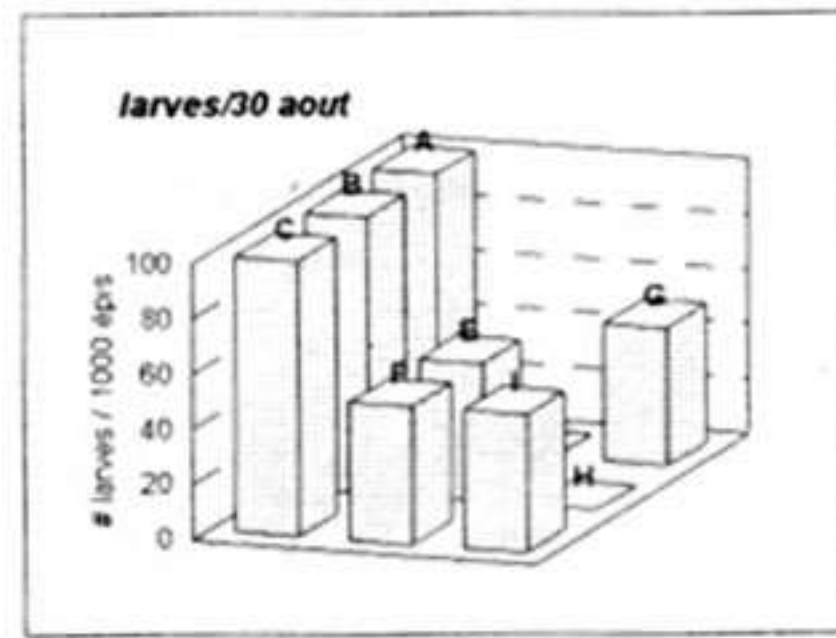
1,2,..... 32 :	numéros des lignes et poquets
Surface Agricole Totale (SAT) :	10 000 m ²
Surface Agricole Utile SAU) :	8836 m ² (94 x 94 m)
Bordures (Bd) :	1164 m ² (3 m de chaque côté)

Annexe 5.4 : Distribution spatiale d'*Heliocheilus albipunctella* dans le champ

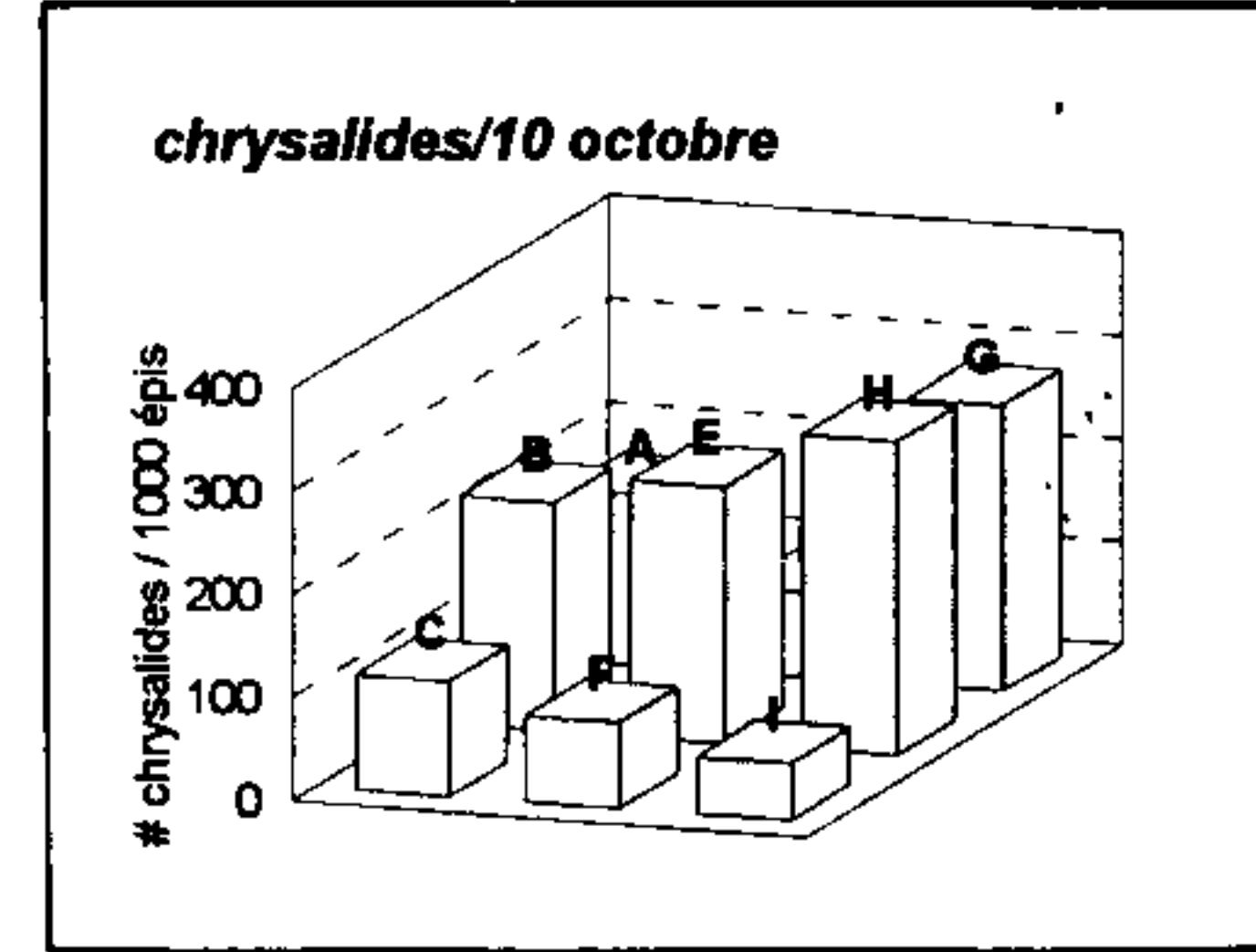
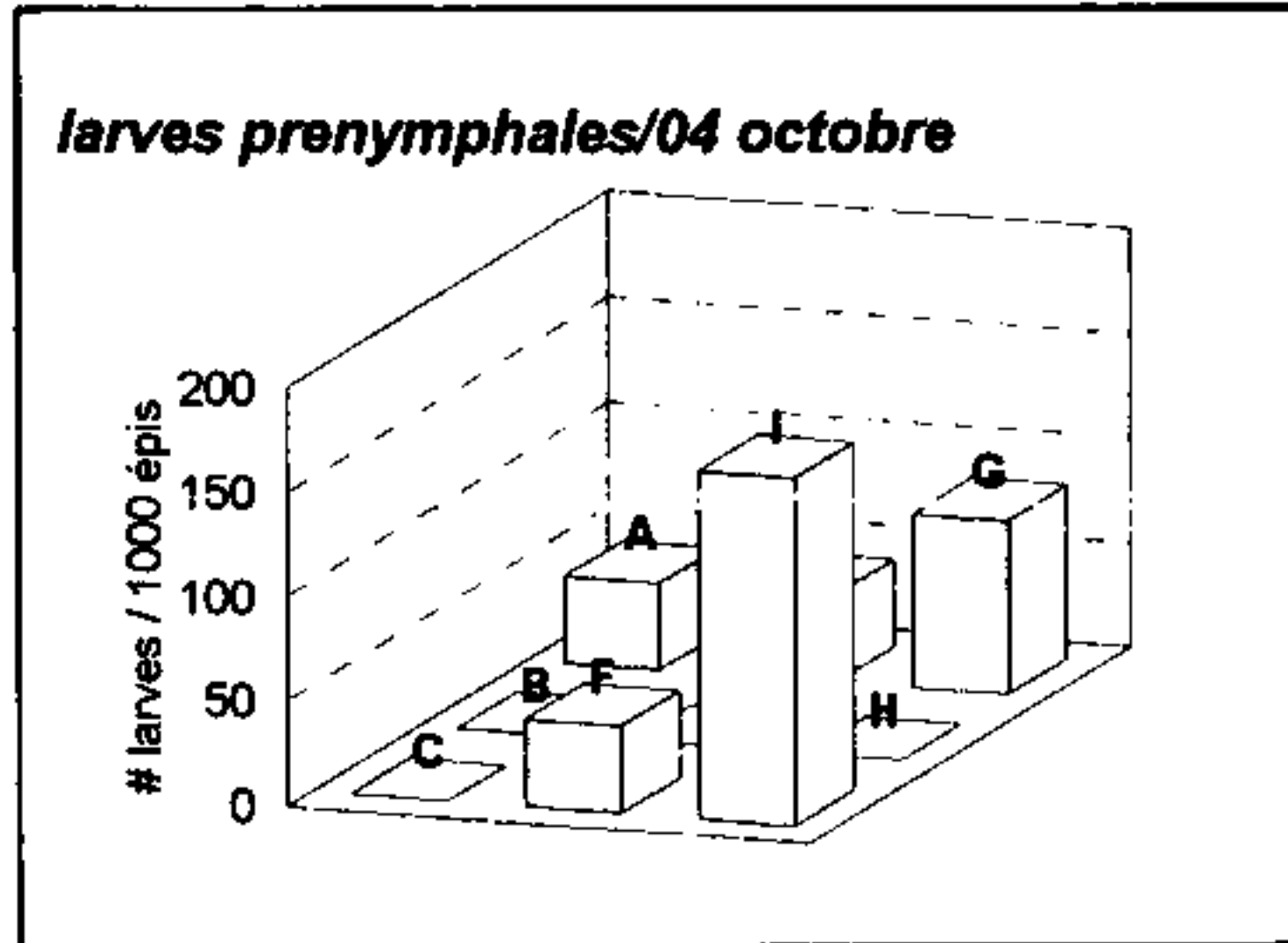
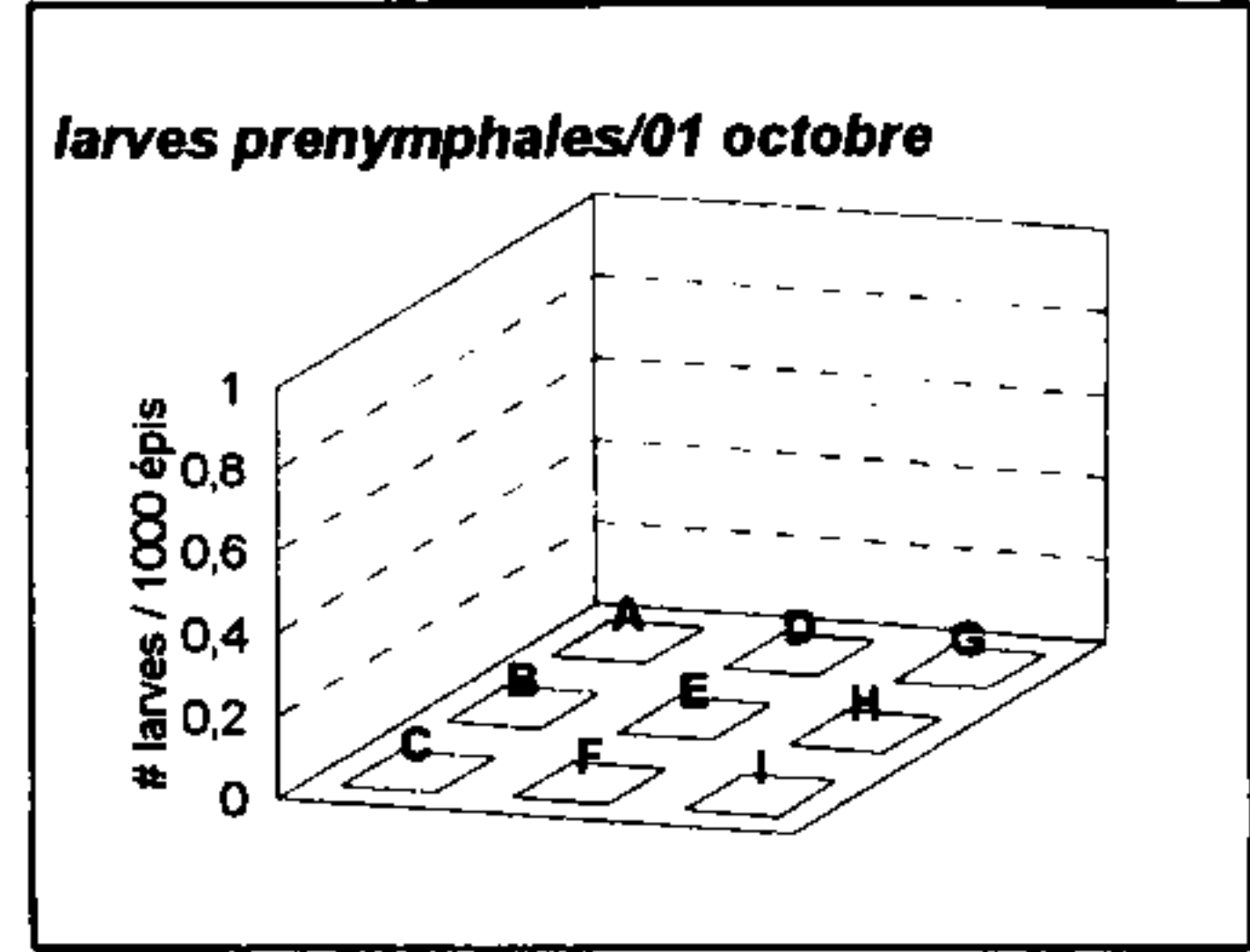
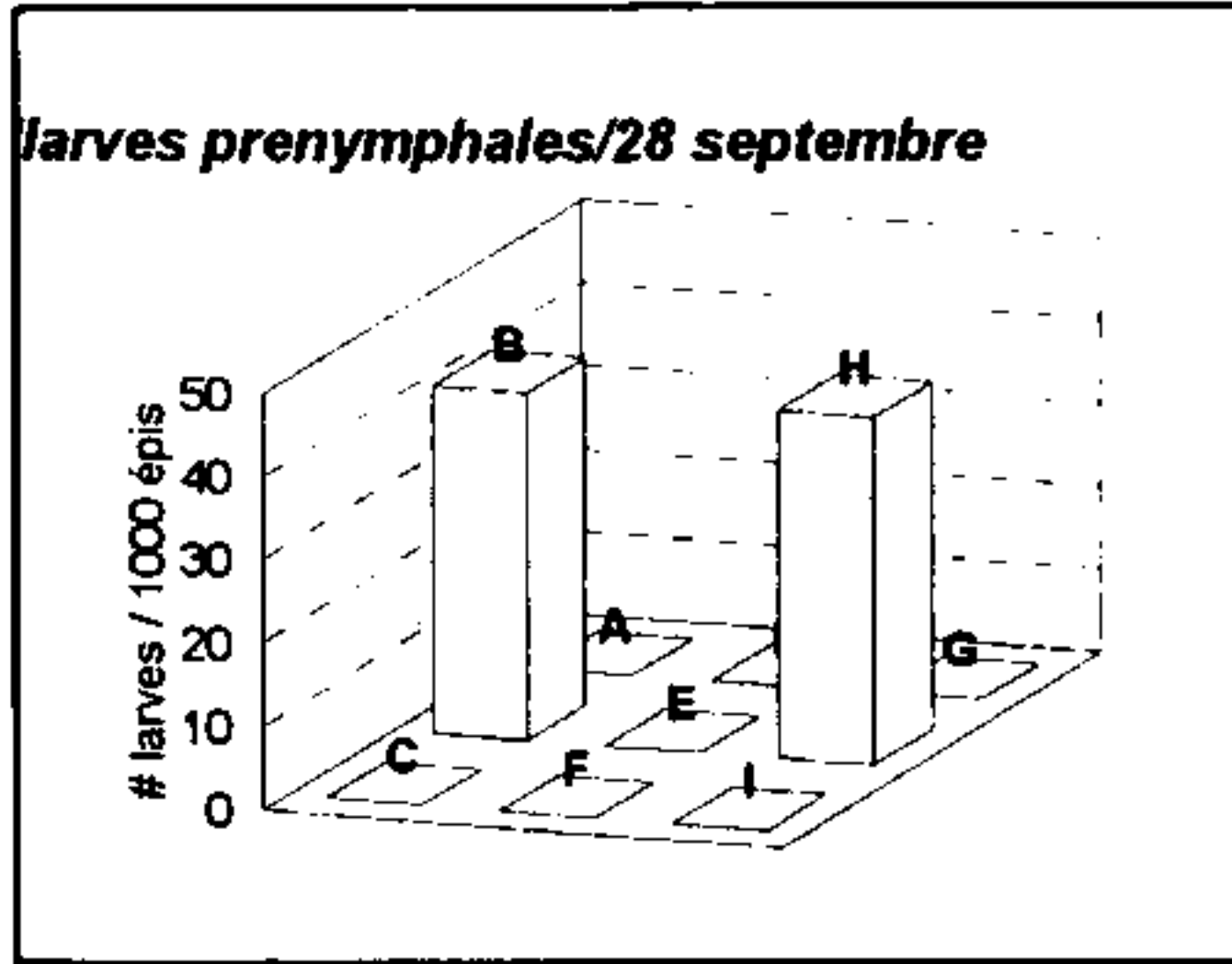
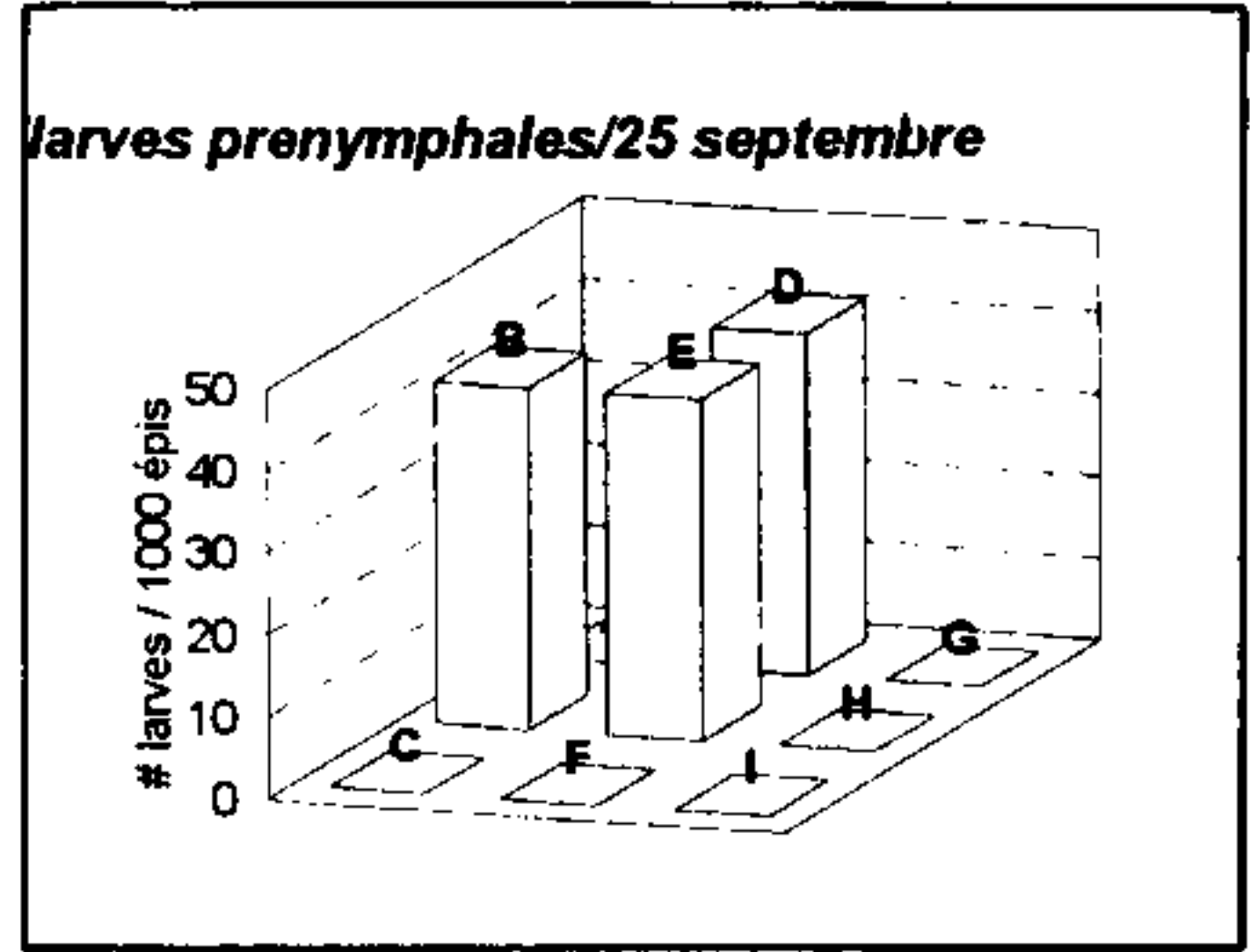
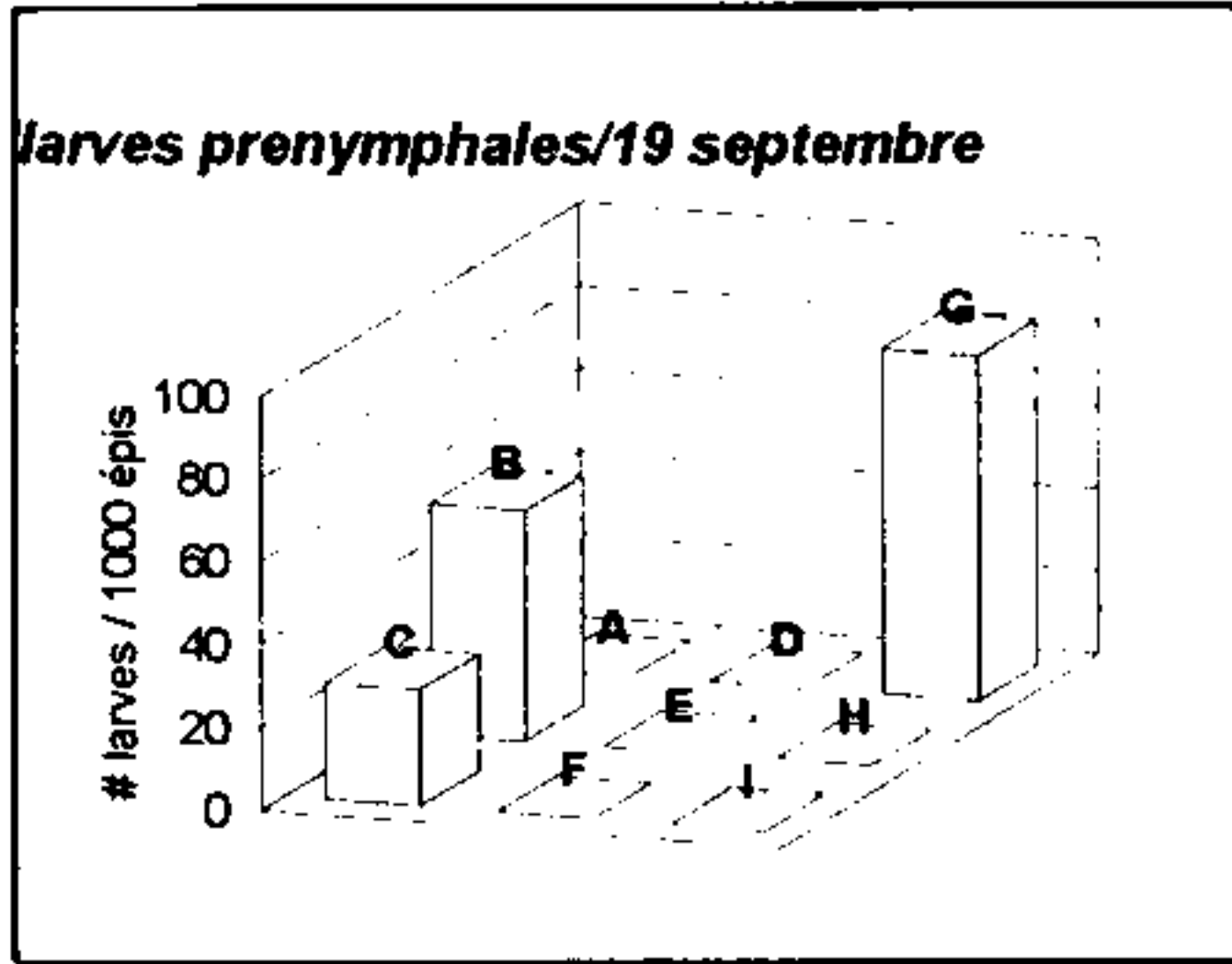
A: Stade : oeufs



B: Stade : larves



C : Stade : larves prénympales et chrysalides



Annexe 5.5 : Abondance des groupes d'ennemis naturels observés dans le mil / 1000 épis / 3 heures

	Dates					
	01/09	07/09	14/09	19/09	25/09	01/10
Hymenoptera						
Thiphiidae	19	10	13	46	14	10
Sphecidae	112	0	13	9	4	5
Trichogrammatidae	92	134	59	37	0	0
Encyrtidae	126	91	0	0	0	0
Braconidae	0	0	23	0	0	5
Ichneumonidae	0	0	0	0	4	10
Formicidae	39	72	13	0	14	10
Diptera						
Asilidae	0	0	0	0	9	10
Bombyliidae	19	14	9	9	0	10
Tachinidae	39	19	9	98	14	10
Syrphidae	0	115	0	0	0	0
Coleoptera						
Coccinellidae	165	173	108	102	128	124
Carabidae	63	0	18	0	18	0
Hemiptera						
Anthocoridae	0	0	0	14	0	0
Reduviidae	0	14	0	19	0	0
Dermaptera						
Forficulidae	0	0	0	0	27	5
Arachnida						
Non -identifiés	116	106	2	5	18	10

CHAPITRE 6 :

Toxicité des insecticides utilisés en lutte antiacridienne sur *Pimelia senegalensis* et *Trachyderma hispida* (Coleoptera, Tenebrionidae)

Harold van der Valk, Hamidou Diakhaté et Amary Seck

RESUME

Les coléoptères ténébrionides sont une composante majeure des écosystèmes chauds arides et semi-arides. Leurs larves sont les prédateurs des oothèques des criquets et des sauteriaux. La lutte antiacridienne en Afrique, au Moyen Orient et en Asie du Sud Ouest est souvent menée dans les prairies désertiques arides et semi-arides. Etant donné que la plupart des insecticides utilisés dans la lutte antiacridienne ont un large spectre d'activité, les coléoptères ténébrionides peuvent être en danger.

Les tests de toxicité menés au laboratoire fournissent une première information sur le danger potentiel d'un insecticide sur les organismes non-cibles. Nous présentons ici les résultats des tests de toxicité sur les coléoptères avec 6 insecticides largement utilisés contre les sauteriaux, ou qui sont prometteurs : le bendiocarbe, le chlorpyrifos, la deltaméthrine, le fénitrothion, le fipronil, et le malathion. Les tests topicaux et par ingestion ont été menés sur deux espèces de coléoptères que l'on trouve généralement au Sénégal, *Pimelia senegalensis* et *Trachyderma hispida*. En outre, nous avons mené un certain nombre de bioessais sur le terrain.

Nous n'avons pas pu conclure que l'une des deux espèces était généralement plus susceptible que l'autre. Le test topical 96 h-DE₅₀ (qui utilise une immobilisation permanente comme paramètre d'effet) allait de 0,10 µg m.a. par g de poids corporel (fipronil) à 66,8µg m.a. par g de poids corporel (chlorpyrifos). Les tests par ingestion 96 h-CE₅₀ allait de 0,22 mg m.a. par kg de son de mil (fipronil) à 773 mg m.a. par kg de son de mil (chlorpyrifos). Les bioessais menés sur le terrain selon les doses recommandées contre les criquets pèlerins ont montré une augmentation du taux de mortalité; la mortalité a légèrement augmenté avec la deltaméthrine, et s'est élevée à 100% avec le fipronil. Ce dernier composé est demeuré biologiquement actif sur une végétation sèche pendant au moins 3 semaines.

Bien que les données établies soient encore limitées, nous pouvons prévoir une mortalité aiguë au niveau des bioessais sur le terrain en combinant les résidus de végétaux initiaux mesurés ou estimés avec les données de toxicité par ingestion. De plus, les résultats obtenus avec les tests de toxicité par ingestion et les bioessais sur le terrain étaient conformes aux réductions dans les pièges enterrés de coléoptères ténébrionides durant les études précédentes menées sur le terrain en Afrique de l'Ouest.

Nous avons établi un classement provisoire du danger que présentent les 6 insecticides sur les coléoptères ténébrionides. Ce classement est basé sur les résidus initiaux obtenus sur le terrain après la lutte antiacridienne, les tests de laboratoire, les bioessais sur le terrain et les expériences sur le terrain. Le classement du danger par ordre décroissant s'établit comme suit : fipronil>fénitrothion>malathion>bendiocarbe>deltaméthrine>chlorpyrifos.

Nous avons conclu que le test de toxicité par ingestion peut apporter une indication rapide du danger aigu que représentent les insecticides pour les coléoptères dans les écosystèmes arides et semi arides. Il convient d'obtenir d'autres données de laboratoire et avec des bioessais sur le terrain afin de tester la rigueur de ces prédictions.

INTRODUCTION

Pendant plusieurs années, le projet Locustox de la FAO a étudié les effets secondaires de l'utilisation d'insecticides dans la lutte contre les criquets et les sautériaux sur les pâturages arides et semi-arides du Nord du Sénégal.

Les coléoptères ténébrionides sont une composante importante des écosystèmes chauds arides et semi-arides (Crawford 1991a, b Seely 1991). La densité et la biomasse des ténébrions ont tendance à être très élevées dans les déserts et les pâturages semi-arides et ils sont considérés comme un taxon typique de ces écosystèmes (Gillon 1983, Crawford 1991b).

Les stades larvaires de certains coléoptères ténébrionides attaquent les oothèques des criquets et des sautériaux dans le sahel Africain (Popov 1980, Niassy *et al.* 1993, Greathead *et al.* 1994, van der Valk *et al.* Chapitre 3). Par exemple, près de 50 % des oothèques de *Kraussaria angulifera* sont détruits par les larves de coléoptères ténébrionides au Sénégal (van der Valk 1995) bien que l'on ne sache pas jusqu'où cela régule les densités de sautériaux.

A part le fait d'être abondants, les coléoptères ténébrionides jouent également un rôle dans le dynamisme des écosystèmes arides. La plupart des espèces sont des omnivores, qui consomment en majeure partie de la matière organique morte. Ils jouent également un rôle de prédateur spécialement des stades larvaires. Plusieurs espèces ont des symbiotes de l'intestin. Ainsi, ils détachent la décomposition microbienne de la matière organique des contraintes abiotiques, spécialement durant les périodes sèches de l'année. (Whitford et Parker 1989). Pour cette raison, il a été suggéré que les coléoptères ténébrionides pourraient jouer un rôle de régulateur dans le cycle nutritif des environnements désertiques chauds. (Crawford 1991a).

Etant donné les niveaux de précipitations bas et irréguliers dans les déserts et écosystèmes semi-arides, les herbivores ont tendance à former une partie relativement petite des communautés désertiques. De loin, la plupart de la production primaire est consommée par les détritivores (arthropodes). Le résultat est que le flux énergétique dans les déserts passe, dans une très grande mesure, à travers la composante détritivore de l'écosystème. En retour, les détritivores demeurent une grande partie des consommateurs secondaires. Il a été déclaré que les déserts sont aussi divers que nombreux à cause d'un bon fonctionnement du sous-système détritivore.

Les insecticides utilisés dans la lutte antiacridienne sont considérés comme un facteur susceptible de réduire les populations de certains coléoptères ténébrionides sur le terrain en Afrique de l'Ouest. (par ex. van der Valk 1990, Balança et De Visscher 1995, 1996). Néanmoins, les expérimentations sur le terrain à grande échelle sont souvent coûteuses et lourdes. En conséquence, le Projet Locustox est entrain de développer des méthodes de criblage pour l'évaluation du risque des insecticides sur les organismes non-cibles (van der Valk et Niassy 1996). Danfa et van der Valk (1993) ont évalué la toxicité du fénitrothion sur deux espèces de ténébrions, en utilisant des tests de toxicité au laboratoire. Nous présentons ici les données de toxicité pour d'autres insecticides utilisés dans la lutte antiacridienne.

Les deux mêmes espèces qui ont été utilisées précédemment ont été retenues pour ces tests. *Pimelia senegalensis* Ol et *Trachyderma* (= *Ocerna*) *hispida* Foscål (Col., Tenebrionidae, Pimeliinae). Les coléoptères du genre *Pimelia* sont répandus en Afrique du Nord et au Moyen Orient. *Pimelia senegalensis* est endémique dans les parties soudano-sahélienne au nord du Sénégal, au sud de la Mauritanie et dans l'Ouest du Mali. (Ardoin 1971, Popov 1980). Néanmoins, l'espèce morphologiquement très similaire, *Pimelia cultrimargo* Sénac semble remplacer *P. senegalensis* dans les zones situées plus à l'Est et s'étend au Soudan (Ardain 1963). On les désigne souvent comme espèce complexe. *Trachyderma hispida* est une espèce très connue dans les zones les plus arides de l'Afrique du Nord, du Moyen Orient, et s'étend vers l'Iran et l'Irak (Pierre 1961, Ayyad et Ghabbour 1986). Au Sénégal, cette espèce se trouve principalement dans le Nord du Pays.

Deux types de tests de toxicité de laboratoire ont été utilisés, représentant des modes différentes d'exposition aux insecticides. Un test d'exposition topical dans lequel l'insecticide est directement appliqué sur l'épiderme de l'insecte ; et un test d'ingestion dans lequel l'insecticide est mélangé à du

son de mil et donné aux coléoptères comme aliment. En outre, pour un nombre limité de composants, des bioessais sur le terrain ont été menés, dans lesquels, les insectes étaient introduits dans des arènes placés dans des végétations traitées.

Six insecticides ont été étudiés : le chlorpyrifos, le fénitrothion, le malathion (tous des organophosphorés), la deltaméthrine (un pyréthroïde), le bendiocarbe (un carbamate) et le fipronil (un phenyl-pyrazole). Tous les composés, excepté le dernier, ont été utilisés dans la lutte antiacridienne en Afrique. Le fipronil est un insecticide relativement nouveau et prometteur, spécialement utilisé dans les traitements des régions frontalières contre les larves de criquets pèlerins. Pour tous ces insecticides, des dosages contre le criquet pèlerin ont été recommandés (FAO 1996).

L'objectif de cette étude était de comparer la toxicité des différents insecticides, et de donner une évaluation initiale de leur danger sur les coléoptères ténébrionides sur le terrain.

METHODES

Insectes utilisés

Les tests ont été menés sur *Pimelia senegalensis* et *Trachyderma hispida* adultes. Les insectes ont été capturés régulièrement en 1994 et 1995, dans les environs de Linguère (15°15'N-15°25'O) dans le Nord du Sénégal. (Tableaux 6.1 et 6.2). *P. senegalensis* se trouve facilement durant l'hivernage. Ils ont tendance à se concentrer durant le jour sous les arbustes de la savane semi-aride. *P. senegalensis* est devenu rare après le mois de décembre probablement parce que les adultes meurent et/ou se cachent dans le sol. *T. hispida* d'un autre côté était plus difficile à trouver durant la saison des pluies mais se rencontrent en grand nombre durant la saison sèche, souvent à l'intérieur et autour des habitations. La capture de cette dernière espèce est facilitée par leur attitude apparemment grégaire durant le jour, au moment où ils se regroupent en bandes de plus de 20 coléoptères à la fois.

Les ténébrions étaient gardés au laboratoire à Dakar et à Nioro du Rip dans des cages en bois qui étaient en partie remplies de sol et d'un peu de fumier de vache. Un aliment complémentaire (son de mil, pain et choux) était régulièrement fourni, jusqu'à ce que les coléoptères fussent prêts pour être utilisés pour les tests de toxicité (généralement au bout de 6 semaines). Seuls les insectes en bonne santé étaient prélevés de ces populations. Nous n'avons pas fait de distinction de sexe avant les tests pour les deux espèces. Tous les calculs de toxicité étaient alors basés sur le nombre total d'insectes traités. Le poids naturel de chaque espèce a été mesuré et était à une moyenne de 1,5 g par insecte.

Tableau 6.1 : Données sur les insecticides et insectes utilisés dans les tests de toxicité sur *P. senegalensis* (Col., Tenebrionidae). Tous les insectes ont été capturés aux environs de Linguère dans le Nord du Sénégal.

Insecticide (nom de la marque)	Formulation	Numéro du lot	Période de ramassage des insectes	type de test	date du test	n° du test ¹
bendiocarbe (Ficam)	200 g m.a/IULV	FR600 1E1	07/94	exposition	17/08/94	3
			07/94	topicale	24/08/94	4
			10/94		1/11/94	5
			10/94	exposition par ingestion		3
chlorpyrifos (Dursban)	450 g m.a/IULV	1 OB 5272012	07/94	exposition	13/07/94	2
				topicale	20/07/94	3
					26/07/94	4
			07/94	exposition par ingestion	25/07/94	1
					05/08/94	2
		16/08/94	3			
		24/08/94	4			
deltaméthrine (Decis)	7.5 g m.a/IULV	17X0216	07/94	exposition	05/09/94	2
				topicale	07/09/94	3
			07/94	exposition par ingestion	05/09/94	1
			09/94		14/09/94	2
					20/09/94	3
		20/09/94	4			
fenitrothion (Sumithion)	500 g m.a/IULV	485 3s31	06/96	ingestion	27/06/96	5

¹ : Les numéros des tests renvoient aux archives sur les tests de toxicité au projet de Dakar. Les tests qui ne sont pas en conformité avec les critères de l'ASTM ne sont pas répertoriés dans ce tableau.

Préparation des solutions d'insecticides

Toutes les solutions de test étaient préparées à partir des stocks mères de formulation d'ULV

commerciales (tableaux 6.1 et 6.2). Les dilutions ont été effectuées avec de l'acétone de qualité analytique, à l'aide de fioles graduées et des pipettes automatiques et volumétriques. Les doses à appliquer étaient établies selon les séries de logarithmes de (10^{\log}).

Tous les instruments en verre à utiliser étaient d'abord lavés dans de l'acétone et du savon concentré, et ensuite rincés à l'eau potable et à l'eau distillée avant utilisation. Toutes les précautions ont été prises pour éviter toute contamination croisée entre les différentes solutions. L'acétone a été utilisée comme témoin dans tous les tests.

Tableau 6. 2 : Données sur les insecticides et insectes utilisés dans les tests de toxicité sur *Trachyderma hispida* (Col., Tenebrionidae). Tous les insectes ont été capturés aux environs de Linguère dans le Nord du Sénégal.

Insecticide (nom de la marque)	Formulation	Numéro du lot	Période de ramassage des insectes	type de test	date du test				
bendiocarbe (Ficam)	200 g m.a/IULV	FR600 1E1	10/94 12/94	exposition topicale	14/12/94	2			
					22/12/94	3			
					24/12/94	4			
			01/95 05/95	exposition par ingestion	30/03/95	1			
					08/06/95	2			
chlorpyrifos (Dursban)	450 g m.a/IULV	I OB 5272012	04/95	exposition topicale	13/95	1			
					05/95	exposition par ingestion	19/05/95	1	
							23/05/95	2	
			28/05/95	3					
			deltaméthrine (Decis)	7.5 g m.a/IULV	17X0216	10/94	exposition topicale	10/11/94	1
								16/11/94	2
21/11/94	3								
01/95	exposition par ingestion	26/11/94				4			
		26/11/94				5			
		02/02/95				1			
02/02/95	02/02/95	28/03/95	2						
		28/03/95	3						
fénitrothion (Sumithion)		485 3s31	04/95	exposition topicale	13/04/95	1			
					28/04/95	2			
					02/05/95	3			
		05/95	exposition par ingestion	19/05/95	3				
fipronil (Regent)	25 g m.a/IULV	OP 940419	01/95	exposition topicale exposition par ingestion	29/01/95	2			
					11/03/95	4			
			01/95	exposition topicale	07/02/95	2			
					16/02/95	3			
					11/03/95	4			
malathion (Fyfanon)	1230 g m.a/IULV	non indiqué	05/95	exposition par ingestion	29/05/95	2			
					30/05/95	3			
					06/06/95	3			

¹ : Les numéros des tests renvoient aux archives sur les tests de toxicité au projet de Dakar. Les tests qui ne sont pas en conformité avec les critères de l'ASTM ne sont pas répertoriés dans ce tableau.

Le test d'exposition topicale

Les insecticides étaient appliqués à l'aide d'un micro applicateur manuel (Burkhard®) équipé d'une micro-seringue. Une goutte de 1µl était déposée à la limite entre l'abdomen et le thorax, une partie relativement souple de l'insecte par laquelle la goutte peut pénétrer rapidement. Nous n'avons pas

utilisé d'anesthésie pendant les tests. Les traitements ont été menés en utilisant des concentrations croissantes, commençant avec la solution témoin (acétone). Entre deux concentrations, la seringue était lavée avec la solution suivante à tester.

Dix ou quinze insectes étaient traités par concentration et placés dans un plateau en plastique (diamètre 30 cm x hauteur 12 cm) couvert d'une feuille de papier carton. Les animaux n'étaient pas nourris durant la période d'observation. Les observations de la mortalité étaient faites 24, 48, 72 et 96 heures après le traitement, parfois au-delà d'une période plus longue. Les insectes étaient considérés comme "morts" si les pattes ou antennes ne réagissaient plus à une légère stimulation à l'aide d'une paire de pinces. Les insectes étaient considérés comme "moribonds" s'ils ont perdu tout contrôle locomoteur et s'ils sont devenus immobiles (souvent, ils finissent pas se retrouver sur le dos, sans possibilité de se relever).

Test d'exposition par ingestion

Les insectes étaient nourris par du son de mil contenant différentes quantités du composé. Dix ml de la solution test de l'insecticide dissous dans l'acétone étaient mélangés avec 10 g de son de mil dans une éprouvette en verre. Le son était séché à l'air pendant trente à quarante minutes jusqu'à évaporation complète de l'acétone. Un témoin traité avec de l'acétone seule était inclus dans tous les tests. Chaque éprouvette était alors placée sur un plateau en plastique (diamètre 20 cm hauteur 12 cm) contenant dix ou quinze insectes, couvert par une feuille de carton, pendant toute la période du test.

L'aliment traité à l'insecticide était renouvelé toutes les 24 heures et les effets évalués après une période de 96 heures. Dans beaucoup de cas, après 96 heures d'exposition, les insectes ont reçu du son de mil non contaminé et étaient observés pendant plusieurs jours complémentaires afin d'évaluer tout effet sous-aigu. La mortalité et l'immobilité étaient évaluées comme pour les tests d'exposition topicale. La consommation alimentaire de chaque individu (et aussi de l'exposition individuelle à l'insecticide) n'a pas été mesurée.

Bioessais sur le terrain

Pour 3 insecticides, le chlorpyrifos, la deltaméthrine et le fipronil, des bioessais sur le terrain ont été effectués. De petites parcelles (0,5 ou 0,25 ha) de pâturage d'herbes basses (<40 cm) étaient traitées avec 1 x et 2 x sauf le fipronil, pour des raisons logistiques les dosages recommandés ou suggérés contre le criquet pèlerin au moment de nos études. Les traitements ont été effectués en utilisant un micro-ULVA à disque rotatif, avec la tête du pulvérisateur maintenue à 1 m du sol. Le pulvérisateur était calibré avant chaque traitement, ainsi que la vitesse de marche de l'applicateur. Dans tous les cas, un espacement de 10 m était maintenu entre les passes.

A différents moments au cours du traitement, les semi-cages de terrain étaient placées sur la végétation traitée à mi-chemin en amont du vent sur la parcelle. Nous avons utilisé deux types de semi-cages. Le premier (pour le chlorpyrifos et la deltaméthrine) avait 50 cm de hauteur avec des parois en morceaux de plastiques épais enfouis dans le sol à une profondeur de 20 cm. Nous avons pris soin de ne pas déranger la végétation et le sol contenus dans la boîte. Après introduction des insectes, la semi-cage était couverte par un morceau de moustiquaire fin pour empêcher toute évasion. Le second type de semi-cage (pour le fipronil) avait la même superficie, mais ses parois étaient en contreplaqué pour faciliter le placement de la boîte. Les parois avaient 35 cm de hauteur pour une profondeur de 5-10 cm. Un morceau de moustiquaire fin était utilisé de nouveau pour couvrir la boîte après introduction des insectes. Les boîtes témoins étaient placées face au vent sur la végétation traitée. Dans tous les cas, nous avons mis de la végétation supplémentaire dans les semi-cages, provenant des parcelles sur lesquelles, elles étaient placées pour permettre suffisamment d'ombre pour les coléoptères.

Les vérifications techniques de traitement sont énumérées dans le tableau 6.3, tandis que le tableau 6.4 donne un résumé de l'environnement expérimental.

Tableau 6.3 : Détail des traitements aux insecticide effectués pour les bioessais de terrain avec les coléoptères ténébrionides. Les parcelles de Dakar et de Mbao sont constituées de pâturage de végétation. La parcelle de Nioro/Darou Louga était un vieux champs d'arachide, fait de végétation sèche principalement herbeuse.

Essai n°	Date du traitement	Localité	Insecticide	Taille de la parcelle (ha)	Volume appliqué (ml)	Taux de la dose (g m.a /ha)	Heure du traitement	Vitesse du vent (m/s)	Température (°C)
1	13/09/94	Dakar/ Mbao	chlorpyrifos 450 g/IULV	0.49	270	248	10:10-10:35	2-3	31
2	13/09/94	Dakar/ Mbao	chlorpyrifos 450 g/IULV	0.49	420	386	09:30-10:10	2-3	31
3	20/09/94	Dakar/ Mbao	deltaméthrine 5 g/IULV	0.49	1455	14.8	18/00-18/45	2-3	27
4	20/09/94	Dakar/ Mbao	deltaméthrine 5 g/IULV	0.49	2920	29.8	19:00-20:30	2-3	26
5	10/03/95	Nioro/ Darou Louga	fipronil 25 g/IULV dilué à 10 g/l avec huile végétale	0.25	250	10.0	08:30-09:05	1-3.5	30

Tableau 6.4 : Détails des bioessais avec les coléoptères ténébrionides

Essai n°	Insecticide	Placement des cages (heures et jours après le traitement)	Nombre de cages placées chaque heure	Nombre d'insectes par cage	Espèces
1	chlorpyrifos	1/2h, 6h, 30h, 54h	2	25	<i>P. senegalensis</i>
2	chlorpyrifos	1/2h, 6h, 30h, 54h	2	25	<i>P. senegalensis</i>
3	deltaméthrine	1/2h, 12 h	2	15	<i>P. senegalensis</i>
4	deltaméthrine	1/2h, 12 h	2	15	<i>P. senegalensis</i>
5	fipronil	1/2h, 1j, 7j, 17j, 21j, 28 j, 35 j	1 (2 aux parcelles témoins)	15	<i>T. hispida</i>

L'Analyse

Les tests de toxicité

Les résultats des tests de toxicité étaient considérés comme acceptables pour le calcul d'une valeur (D)CE₅₀ (dose ou concentration médiane effective) lorsqu'ils sont conformes aux critères établis par l'Association Américaine de Test et Matériel pour les tests de toxicité aquatique (ASTM 1989). Les directives relatives aux tests de toxicité terrestre (arthropodes) sont soit vagues (Barret *et al.* 1994) ou soit indulgentes (OCDE 1993) vis-à-vis des critères de qualité.

Les tests de toxicité étaient alors considérés comme inacceptables pour le calcul des valeurs (D)CE₅₀ si l'une ou plusieurs de ces situations survenait.

- Plus de 10 % des organismes du traitement témoin sont morts ou étaient considérés comme moribonds (voir 2.3).
- Aucun traitement autre que le traitement témoin n'a tué ou affecté moins de 37 % des organismes exposés à celui-ci.

- Aucun traitement n'a tué ou affecté plus de 63 % des organismes exposés à celui-ci.
- Moins de 2 concentrations/ dosages ont tué ou affecté entre 0 et 100 % des organismes.

Ces critères ont été appliqués aux valeurs 96h (D)CE₅₀ seules.

Les calculs (D)CE₅₀ ont été menés selon un modèle itératif "Log-logit (Kooijman 1980), à l'aide d'un logiciel développé par le RIZA (Institut pour la Gestion des Eaux Intérieures et du Traitement des Eaux Usées des Pays Bas). Les valeurs (D)CE₅₀ étaient considérées comme hautement similaires si 95 % d'intervalles de confiance se chevauchaient. Comme le rapportent Robertson et Preisler (1992), l'évaluation du chevauchement des intervalles de confiance n'est pas une méthode statistiquement correcte pour comparer les valeurs (D)CE₅₀, étant donné que le niveau de signification exacte de cette procédure n'est pas claire. Néanmoins, étant donné que les procédures alternatives sont lourdes à calculer, beaucoup de chercheurs utilisent cette méthode comme un mode de comparaison brute. Pour cette raison, nous faisons référence à la "haute similarité" sans donner des estimations de probabilité.

Les valeurs (D)CE₅₀ topicales sont exprimées en µg de la matière active par gramme de poids corporel, en supposant un poids moyen de coléoptères de 1,5 g. Les ingestions de CE₅₀ sont exprimées en mg de matière active par kg de son de mil frais.

Les Bioessais

Les résultats des semi-cages reproduites sur la même parcelle ont été regroupés. Le pourcentage de la mortalité a été mis en graphe dans le temps pour les différents bioessais et comparé avec la mortalité dans les semi-cages témoins. Les comparaisons de la survie entre les semi-cages témoins et celles de traitement observées à chaque instant étaient analysées comme un test de Modèle II d'indépendance (G-test) avec des totaux marginaux fixés pour le critère de traitement (Sokal et Rohlf 1981).

LES RESULTATS

Nous discuterons ci-dessous des résultats de tests de toxicité qui sont conformes au critère 2.5. Nous avons utilisé la fraction combinée mort et moribond, comme le paramètre effet dans l'analyse. Il en a été ainsi parce que nous considérons que les insectes moribonds (tels que défini dans le chapitre sur les méthodes) avaient peu de chance de survivre dans l'environnement du Sahel ou du Sahara. Ils courent un grand risque de mourir, soit par dessèchement, soit de la prédation, s'ils sont incapables de bouger dans ces périodes prolongées. Néanmoins, les insectes qui se remettent de l'immobilisation durant la période d'observation étaient considérés comme non affectés dans l'analyse de toxicité (ceci est survenu presque exclusivement avec les pyréthoïdes). Cette procédure pourrait sous-estimer l'effet léthal d'un composé dans une certaine mesure, car les conditions de laboratoire étaient indulgentes par rapport aux conditions sur le champ.

Test d'exposition topicale

Les valeurs 96h-DE₅₀ ont été calculées pour la comparaison de la toxicité des insecticides. Les valeurs sont énumérées dans le tableau 6.5, avec 95 % d'intervalles de toxicité. Une liste complète des valeurs DE₅₀ à chaque observation est donnée en annexe 6.1.

Tableau 6.5 : Résultats des tests de toxicité topicale avec *P. Senegalensis* et *Trachyderma hispidum*. Le tableau donne les valeurs 96 h-DE₅₀ (µg m.a/g insectes) et leur 95 % d'intervalle de confiance. Les valeurs DE₅₀ de chaque insecticide (deux espèces combinées) suivies par la même lettre sont considérées comme hautement similaires (voir 2.5).

Insecticide	Test n°	<i>Pimelia senegalensis</i>		Test n°	<i>Trachyderma hispidum</i>	
		DE ₅₀	95 % CI		DE ₅₀	95 % CI
bendiocarbe	3	2.61	1.27 - 5.34 a	2	16.3	12.1 - 22.0 b
	4	23.18	1.49 - 3.19 a	3	12.4	9.13 - 16.8 b
	5	2.04	1.24 - 3.36 a	4	10.3	7.34 - 14.5 b
chlorpyrifos	2	53.6	45.6 - 63.3 a	1	66.8	48.2 - 90.5 b
	3	52.3	44.5 - 61.4 a			
	4	49.7	41.2 - 60.0 a			
deltaméthrine	2	0.15	0.10 - 0.22 a	1	0.41	0.23 - 0.71 bc
	3	0.24	0.23 - 0.26 b	2	0.30	0.21 - 0.43 abc
				3	0.32	0.25 - 0.41 bc
				4	0.29	0.22 - 0.37 abc
				5	0.35	0.28 - 0.45 c
fénirothion	2 ¹	5.29	3.56 - 7.85 a	1	1.06	0.57 - 1.95 b
	3 ¹	4.80	3.17 - 7.27 a	2	2.88	2.14 - 3.88 a
				3	2.71	1.68 - 4.36 ab
fipronil				2	0.22	0.19 - 0.25 a
				4	0.10	0.09 - 0.11 b
malathion				2	14.1	10.5 - 18.7 a
				3	12.4	8.50 - 18.0 a

¹ : Ces données ont été précédemment publiées par Danfa et van der Valk (1993) ; les valeurs DE₅₀ qui sont montrées ici peuvent dévier légèrement de celles rapportées avant, à cause de l'inclusion des observations de mortalité après 96 heures dans les calculs.

Dans beaucoup de cas, les résultats des répétitions pour une combinaison donnée pesticide/espèces sont très similaires. Cela suggère que la variabilité physiologique parmi les populations de coléoptères sauvages n'est pas trop grande pour être utilisée dans les tests de toxicité. Pour 4 insecticides, des données de toxicité par individu sont disponibles pour les deux espèces. Il y a une nette différence pour le seul cas du bendiocarbe dans la susceptibilité entre les deux espèces, *Pimelia* étant 5 fois plus susceptible que *Trachyderma*. Les valeurs DE₅₀ pour le chlorpyrifos sont identiques. Une petite différence est observée pour le fénirothion et la deltaméthrine. *Trachyderma* est légèrement plus résistant à la deltaméthrine que *Pimelia*, mais on observe le contraire pour ce qui est du fénirothion.

Dans beaucoup de cas, ces différences ne sont pas grandes.

La deltaméthrine et le fipronil sont les insecticides les plus toxiques pour l'exposition topicale ; le chlorpyrifos est le moins toxique.

Test d'exposition par ingestion

Le tableau 6.6 donne la liste des valeurs 96 h-CE₅₀ calculées pour chaque test. Une liste complète des valeurs CE₅₀ pour chaque moment d'observation est donnée en Annexe 6.1.

Tableau 6.6 : Résultats des tests de toxicité par ingestion avec *P. senegalensis* et *Trachyderma hispida*. Le tableau donne les valeurs 96 h-CE₅₀ (µg m.a./g insectes) et leur 95 % d'intervalle de confiance. Les valeurs CE₅₀ de chaque insecticide (deux espèces combinées) suivis par la même lettre sont considérées comme similaires (voir 2.5)

Insecticide	Test n°	<i>Pimelia senegalensis</i>		Test n°	<i>Trachyderma hispida</i>	
		CE ₅₀	95 % CI		CE ₅₀	95 % CI
bendiocarbe	3	63.8	38.6 - 105 a	1	292	207 - 411 b
				2	392	271 - 567 b
chlorpyrifos	1	516	273 - 975 a c	1	142	89.5 - 226 b
	2	653	481 - 886 a	2	260	2.3 - 332 bc
	3	648	475 - 884 a	3	301	
	4	773	656 - 912 a			
deltaméthrine	1	7.22	1.78 - 8.64 a	1	48.5	25.4 - 92.5 bc
				2	72.9	51.3 - 104 c
				3	28.9	21.1 - 39.7 b
				4		
fénitrothion	1 ¹	8.51	3.33 - 21.8 bc	11	368	166 - 816 f
	21	32.2	19.5 - 53.3 cd	21	82.3	44.7 - 152 de
	31	1.87	1.40 - 2.50 a	3	262	150 - 457 ef
	41	8.55	7.45 - 9.81 a			
	5	17.2	13.1 - 22.6 c			
fipronil				2	0.63	0.37 - 1.07 a
				3	0.22	0.13 - 0.36 b
				4	0.65	0.48 - 0.88 a
malathion				3	73.8	56.3 - 96.7

¹ Ces données ont été précédemment publiées par Danfa et van der Valk (1993) ; les valeurs DE₅₀ qui sont montrées ici peuvent dévier légèrement de celles rapportées avant, à cause de l'inclusion des observations de mortalité après 96 heures dans les calculs.

Tout comme avec les tests d'exposition par ingestion, la plupart des répétitions pour une combinaison pesticide/espèces donnée sont très similaires. Néanmoins, la variabilité entre CE₅₀ est plus élevée pour ces tests que pour le cas de l'exposition topicale. Ceci pourrait être prévu car l'exposition des coléoptères ne dépend pas seulement de la dose d'insecticide appliqué, mais aussi de la faim de l'insecte. Ces déterminants secondaires d'exposition peuvent accroître la variabilité des résultats de tests par ingestion, indépendamment de la susceptibilité physiologique des insectes.

Pour trois des quatre insecticides pour lesquels cette comparaison a été effectuée à cette étape, *Pimelia* est plus susceptible que *Trachyderma*. Le contraire n'est valable que pour le chlorpyrifos.

Le fipronil est de loin l'insecticide le plus toxique par l'exposition par ingestion sur les 6 composants qui ont été testés jusque là. Si l'on considère ensemble les 2 espèces de ténébrionides, le chlorpyrifos semble être le moins toxique des insecticides testés. Ce fut également le cas après l'exposition topicale.

Les bioessais

Les figures 6.1 et 6.2 donnent les résultats des bioessais. Dans le cas du fipronil, les semi-cages témoins sont matérialisées par des graphes séparés des semi-cages traitées par souci de clarté. Nous n'avons pas observé de pluies durant la période des bioessais avec le fipronil. Un total de 54 mm de pluies est tombé entre 6 et 12 heures après traitement avec la deltaméthrine ; 11 mm de pluies sont tombés sur les parcelles traitées au chlorpyrifos, 50-32 heures après les traitements.

Le chlorpyrifos n'a causé aucune augmentation statistiquement significative de la mortalité pour aucun taux de doses appliquées. La mortalité témoin a été régulièrement à des niveaux bas et n'a jamais dépassé 6 %. (figure 6.1a,b). Les conclusions ne pourraient être affectées par la pluie étant donné que celle-ci est arrivée bien après la pulvérisation et après trois placements consécutifs de semi-cages.

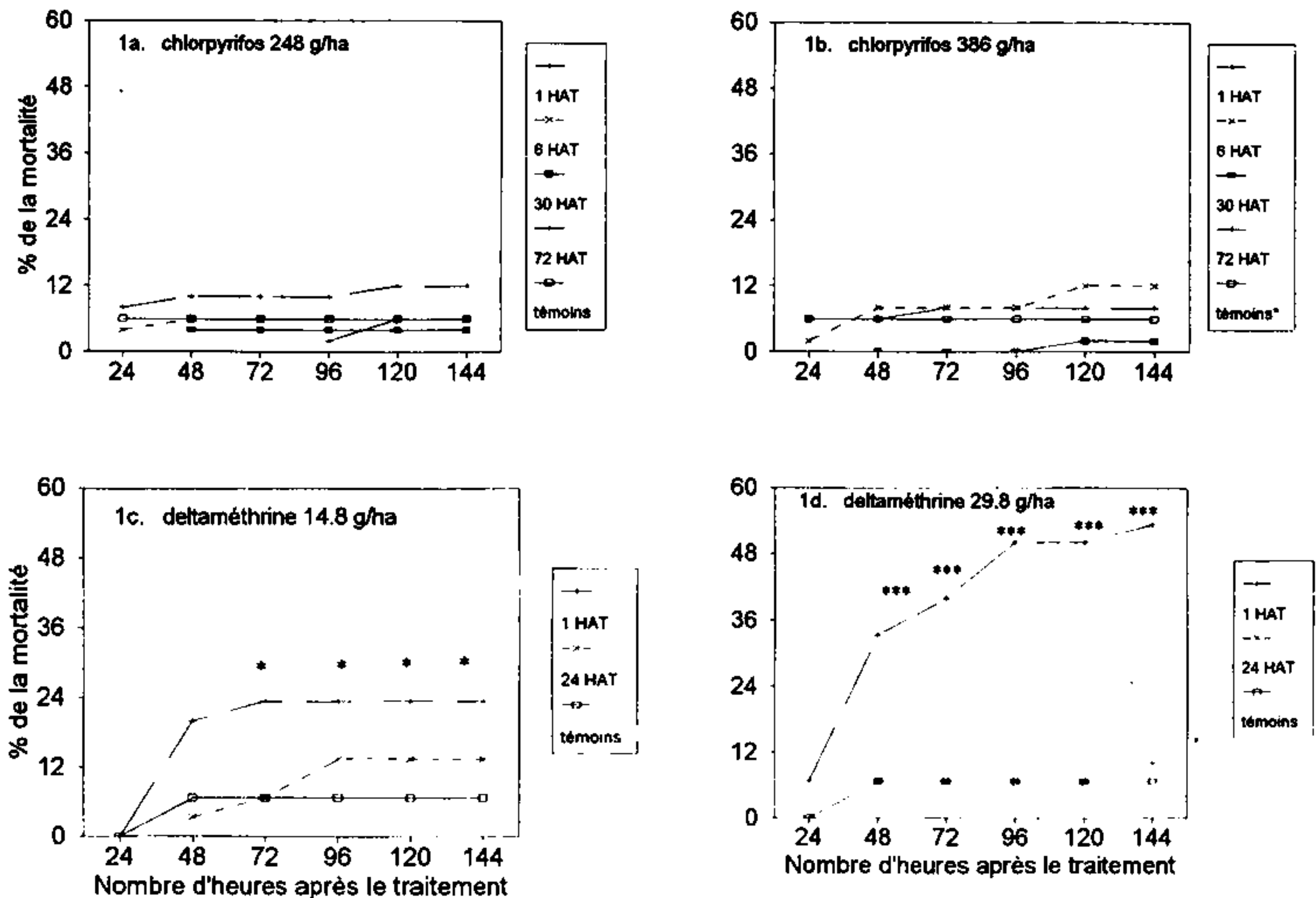


Figure 6.1 : Développement de la mortalité de *Pimelia senegalensis* dans les bioessais avec le chlorpyrifos et la deltaméthrine. Les semi-cages étaient placées à différents moments après le traitement. (Voir légendes HAT = heures après traitement). Les comparaisons avec les semi-cages témoins étaient faites avec un test G d'indépendance.
*P<0,10; **p<0,05; ***p< 0,01

L'introduction des coléoptères *Pimelia* 1 heure après le traitement avec 14,8 g/ha de deltaméthrine a entraîné une mortalité de 23 %. Le traitement avec 29,8g/ha a causé une mortalité de 55 %. Les coléoptères placés dans les semi-cages 24 heures après le traitement n'ont pas montré une augmentation statistiquement significative de la mortalité avec tous les taux de doses (figure 6.1c,d). Il est probable que la pluie tombée après les applications d'insecticide ait pu réduire les résidus de deltaméthrine aussi bien des végétations que du sol. Le risque basé sur les données de ces bioessais pourrait par conséquent être sous estimée. La mortalité dans les semi-cages témoins étaient basse.

A 10 g/ha, le fipronil a entraîné une augmentation lente mais régulière de la mortalité des coléoptères *Trachyderma* placés dans la semi-cage. Une mortalité de cent pour cent était observée 15 jours après le début de l'exposition dans les semi-cages placées sur la végétation directement après traitement (figure 6.2a). Les modèles similaires de mortalité étaient observés pour les semi-cages placées plus

tard sans réduction apparente dans l'activité de l'insecticide. Une hausse plus importante de la mortalité a été observée dans les semi-cages placées à 28 et 35 jours après traitement. Cette hausse soudaine de la mortalité ne pouvait pas être entraînée seulement f l'insecticide comme nous en discuterons ci-dessus.

Le bioessai a débuté avec 2 semi-cages témoins, T1 et T2. Les coléoptères du T1 ont montré un maximum de 7 % de mortalité durant toute la période d'observation de 40 jours, supposant que les conditions dans la semi-cage sont bonnes pour assurer leur survie. (Figure 6.2b). Dans les semi-cages témoins T2, une hausse soudaine de la mortalité a été observée 12 jours après introduction de coléoptères. Nous ne pouvons expliquer pourquoi ceci est arrivé, étant donné que les conditions environnementales ne semblaient pas extrêmes (Annexe 6.2). La semi-cage était alors abandonnée et une nouvelle T3 était placée dans la parcelle témoin. Les coléoptères de la semi-cage T3 n'ont pas eu de mortalité pendant 23 jours, après lesquels on a observé une hausse soudaine de la mortalité. Nous pensons que dans ce dernier cas, les températures très élevées et l'humidité très basse de l'air qui ont été observées juste avant cette mortalité ont pu influencer les coléoptères placés dans ces semi-cages (annexe 6.2)

Aucun test statistique n'a été appliqué aux données du fipronil à cause des temps de séjour très inégaux des coléoptères dans les semi-cages témoins, comparées à la situation dans les semi-cages traitées. Cela n'aurait pas été un problème si les mortalités dans les témoins avaient été toujours basses, mais ce ne fut pas le cas. Par conséquent, nous considérons à titre provisoire que la hausse de la mortalité dans les semi-cages de 28 jours après le traitement est ambiguë. Par conséquent, nous nous limitons à la conclusion que le fipronil cause une mortalité de 100 % chez *Trachyderma* placé sur une végétation sèche traitée avec 10 g/ha pour au moins 21 jours après traitement.

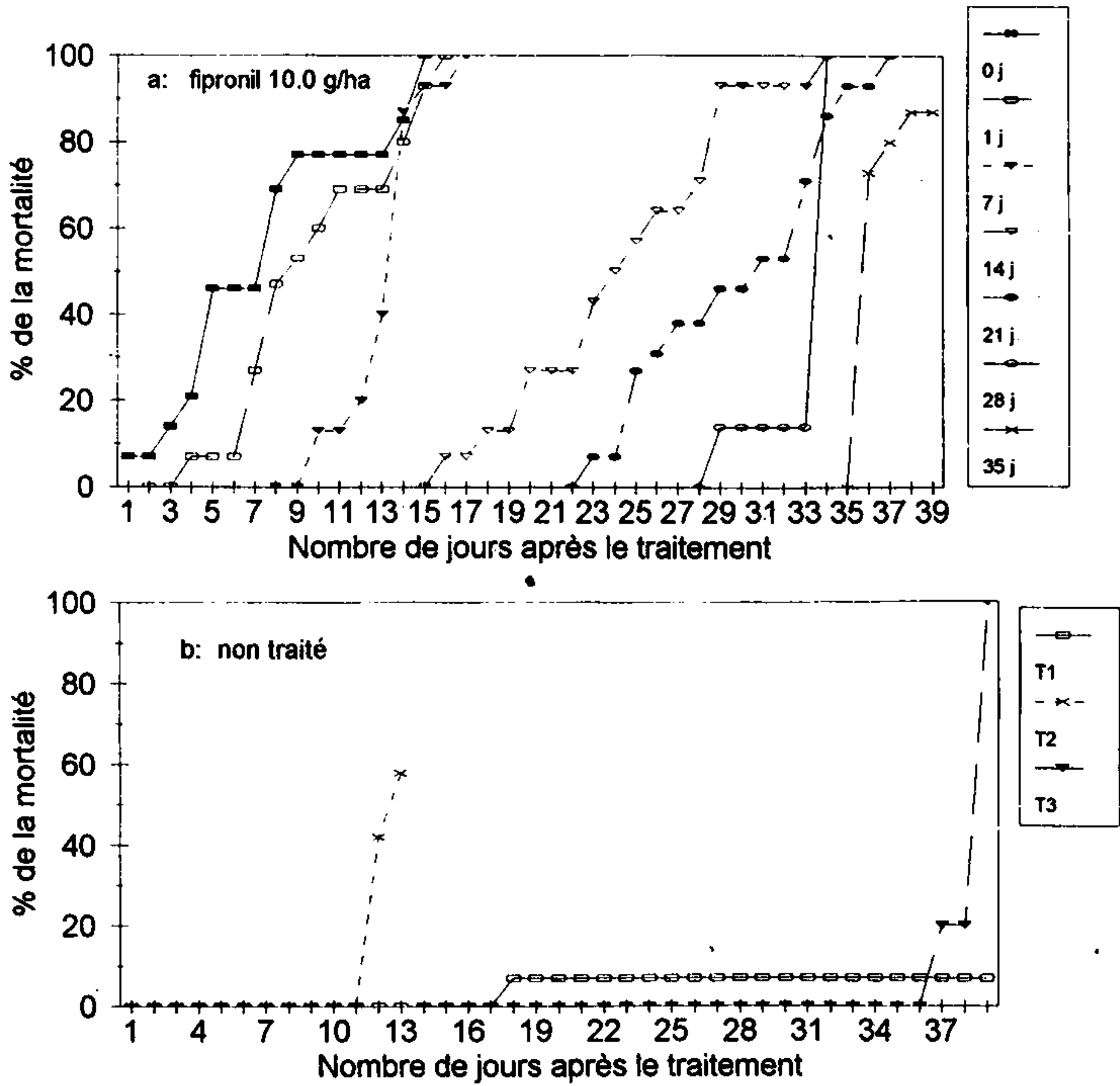


Figure 6. 2 : Développement de la mortalité de *Trachyderma hispida* durant ces bioessais avec le fipronil. Les semi-cages étaient placées à différents moments après traitement.
 voir légende : JAT : jours après traitement
 t : semi-cages témoin. Tests statistiques non effectués (voir texte)

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Test de toxicité

Methodologie

Les méthodes décrites pour les tests de toxicité sont simples, nécessitent peu ou pas d'équipement coûteux et peuvent être répétées par d'autres personnes avec des résultats similaires. Les résultats des tests qui ont été effectués jusqu'ici supposent que les méthodes soient très solides. Les tests étaient effectués à la température ambiante (avec des moyennes quotidiennes qui varient de 22 à 28°C), les valeurs avaient tendance à être similaires.

Danfa et van der Valk (1993) ont suggéré que l'historique alimentaire des coléoptères (c'est-à-dire la taille du corps gras) a pu influencer leur susceptibilité vis-à-vis de certains insecticides. Ces hypothèses étaient basées sur les données de toxicité obtenues après des tests d'ingestion avec le fénitrothion. Les résultats des expérimentations décrites ici ne corroborent pas cette hypothèse. Nous n'avons pu détecter de corrélations évidentes entre la période de prélèvement des coléoptères et les valeurs de toxicité (tableaux 6.1, 6.2 et 6.5, 6.6).

Nous avons présenté les valeurs à 96 heures après exposition topicale, ou à 96 h d'exposition par ingestion. Aucun temps standard d'exposition /observation pour le test régulier avec les coléoptères ne semble avoir été établi encore comme p.e. pour les vers de terre. Les temps d'exposition et d'observation utilisés dépendent des espèces ou du point final toxicologique ainsi que de l'auteur du test (voir Annexe 6.3 pour une liste non exhaustive des protocoles de test avec des coléoptères non-cibles). La vitesse de l'action de l'insecticide aura une influence sur la valeur obtenue pour un temps d'exposition /observation donné. Pour une action rapide des insecticides, l'expérience qui dure 96 heures peut suffire pour donner une bonne estimation de la toxicité du composé. Pour des insecticides à action plus lente une valeur obtenue à 96 h peut sous-estimer leur impact réel, parce que la réponse au niveau du point final toxicologique n'a pas encore été stabilisée.

Dans beaucoup de cas, nous avons prolongé la période d'observation afin d'évaluer pour quels insecticides les valeurs peuvent être considérées comme résultat final, et pour quels insecticides les valeurs calculées peuvent sous-estimer la toxicité (voir figure 6.3). Les résultats des tests d'ingestion avec le chlorpyrifos montrent que les valeurs se sont plus stabilisées à 72-96 heures après le début de l'expérience. La valeur CE_{50} - 96 h est alors une bonne estimation de la toxicité finale par ingestion du composé. D'un autre côté les tests d'exposition topicale avec le fipronil montrent que la mortalité continue à augmenter jusqu'à 120 heures au moins après le traitement et, dans un cas, ne semble pas se stabiliser du tout. Dans ce dernier cas, cette valeur sous-estime clairement la toxicité du composé.

L'analyse des données disponibles à ce jour suggère que les valeurs que nous avons calculées pourraient sous-estimer la mortalité finale pour le bendiocarbe (topicale et par ingestion), le fénitrothion (par ingestion) et le fipronil (topicale et par ingestion). La mortalité semble s'être stabilisée à 96 heures pour les autres combinaisons insecticide/exposition (voir Annexe 6.1 pour la variété des données).

Nous recommandons qu'au moins un ou deux tests avec chaque nouvel insecticide puisse durer plus longtemps que 96 heures, pour évaluer à quel moment le paramètre effet se stabilise-t-il. On pourra alors décider si les paramètres de toxicité "finaux" sont plus appropriés que ceux basés sur une période d'évaluation fixe.

En ce qui concerne les tests par ingestion, il faut noter qu'étant donné que les coléoptères sont en mesure de se ballader dans le son de mil qu'ils consomment, l'exposition peut s'effectuer aussi par contact avec les résidus dans le son. Nous l'avons appelé "test par ingestion", mais d'un point de vue strict, le test représente une exposition à travers l'aliment et par le contact résiduel combiné. Bien sur, ceci pourrait être similaire dans des conditions opérationnelles sur le terrain.

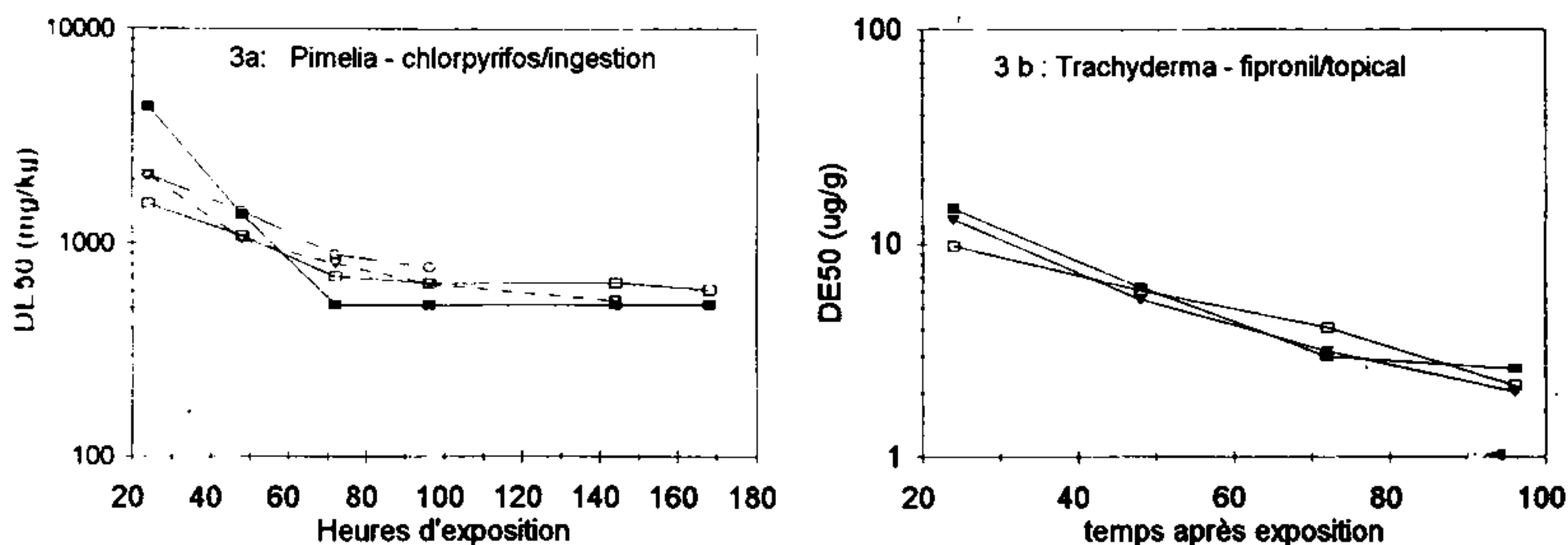


Figure 5.3 a : Par ingestion pour *P. senegalensis* (4 tests) et b: valeurs individuelles du fipronil pour *T. Hispida* (2 tests) dans le temps.

Nous réitérons que les tests décrits dans ce rapport sont des tests de toxicité aiguë qui utilisent la mortalité ou l'immobilisation comme points finaux toxicologiques. Il est probable que d'autres points finaux toxicologiques soient plus sensibles au stress de l'insecticide et au même moment puissent gêner la forme des coléoptères de façon importante. On pourrait penser au comportement, à certains processus physiologiques ou à la reproduction. Ces effets sous-léthaux ne sont pas évalués ici.

La sensibilité des espèces

Sur la base de ces données, quoique limitées, on ne peut conclure que l'une des deux espèces de ténébrions est en moyenne plus sensible que l'autre. Pour un nombre d'insecticides, *Pimelia* était plus susceptible, tandis que pour les autres, c'était *Trachyderma*. Cela signifie que pour le moment, on a besoin d'effectuer des tests sur les deux espèces.

Dans l'attente de compléter les données sur les deux coléoptères ténébrionides, aucune comparaison ne sera faite avec la susceptibilité de l'insecticide pour un autre coléoptère non cible tel que le décrivent les publications.

Les bioessais sur le terrain

Méthodologie

La méthode du bioessai sur le terrain est plus élaborée que les tests de toxicité en laboratoire, mais reste plus réaliste du point de vue opérationnel. *Pimelia* et *Trachyderma* ont tous deux montré une mortalité acceptable dans les groupes témoins, excepté pour le cas du fipronil où certaines semi-cages étaient trop chaudes. Nous recommandons par conséquent de ne pas effectuer les bioessais durant les mois les plus chauds de l'année. Nous recommandons également de continuer les observations pendant plus de 7 jours après traitement, aussi on peut évaluer toute mortalité sous-aiguë des insecticides à action plus lente. Le bioessai avec le fipronil a montré que *Trachyderma* au moins peut être gardé dans les semi-cages pendant des périodes assez longues ce qui vaut probablement aussi pour *Pimelia*. Afin de réduire toute ambiguïté dans l'interprétation des résultats des bioessais, il est nécessaire d'installer des semi-cages témoins séparées à chaque fois que des semi-cages sont placées dans des parcelles traitées. Cela facilitera également les procédures statistiques.

L'évaluation du danger

Les coléoptères ténébrionides peuvent être exposés aux insecticides dans la lutte antiacridienne de trois façons. L'exposition individuelle directe des insectes peut survenir si la pulvérisation a lieu au moment où les insectes sont actifs. Mais plusieurs coléoptères ténébrionides sont des insectes nocturnes qui se cachent sous les arbres ou dans les failles du sol durant le jour. L'exposition directe au nuage de pulvérisation est donc plutôt improbable. *P. senegalensis* et *T. hispida* sont généralement actifs durant la nuit, spécialement durant la saison chaude. L'extrapolation des données de toxicité topicale vers le risque, dans les conditions de terrain pour ce groupe de coléoptères semble en conséquence d'une pertinence limitée.

L'exposition pourrait aussi se faire par les aliments. Dans le cas de beaucoup de ténébrionides adultes, cela est composé de matières organiques mortes et de détrit. Une troisième forme d'exposition est l'exposition sur des surfaces traitées tels le sol, les végétaux et les détrit. Dans les conditions de tests sur le terrain, l'exposition par ingestion et par les résidus peut intervenir simultanément parce que les insectes restent en contact avec l'aliment traité.

Les données de toxicité topicale donnent des informations sur la toxicité intrinsèque de l'insecte ; c'est la susceptibilité de l'insecticide indépendamment du comportement ou de l'état de faim des insectes, ou des caractéristiques physicochimiques du substrat. Tous ces facteurs influenceront l'effet de la même manière chimique qu'ils l'auraient fait dans les conditions de tests sur le terrain. Le risque pourra être prévu sur le champ en utilisant la donnée de toxicité individuelle seulement si les données sur le comportement des espèces individuelles de coléoptères sont disponibles, ainsi que sur la bio-disponibilité de l'insecticide. Jepson *et al.* (1990) et Wiles et Jepson (1993c) donnent des exemples de méthodes qui peuvent être utilisées pour ces analyses. Malheureusement, à ce jour nous n'avons pas assez de données sur la biologie et le comportement des coléoptères ténébrionides sahéliens pour pouvoir appliquer cette méthodologie.

Les résultats des tests de toxicité par ingestion peuvent être utilisés pour l'analyse de risque directement, étant donné que l'exposition durant les tests de laboratoire est similaire à celles des conditions de laboratoire, à une combinaison de l'ingestion et du contact résiduel. Dans une étude qui a évalué l'importance des différentes formes d'exposition de *Nebria brevicollis* un coléoptère carabide à la deltaméthrine, Wiles et Jepson (1993a) ont prévu que la mortalité à partir de la consommation diététique serait la plus importante. Nous nous attendions à ce que cela soit le cas pour les coléoptères ténébrionides sahéliens. La haute affinité de beaucoup d'insecticides utilisés dans la lutte antiacridienne pour les particules de sol et la matière organique va probablement réduire considérablement une prise secondaire.

Les résidus initiaux de beaucoup d'insecticides trouvés sur les végétations après les applications d'ULV pour la lutte antiacridienne ont été mesurés par le projet Locustox pendant plusieurs années. Nous avons comparé ces résidus initiaux (ou les estimations en cas de données non disponibles) avec les valeurs topicales obtenues dans les tests de toxicité. Nous avons alors prédit que les effets sur le terrain étaient susceptibles de survenir en supposant que l'exposition se passera généralement par ingestion de matières organiques de végétation contaminée, et peut-être par contact résiduel. Nous avons ensuite comparé nos prévisions avec les bioessais sur le terrain qui sont ci-dessus décrits, ainsi qu'avec les données recueillies dans les études sur le terrain menées en Afrique du Nord Ouest (Tableau 6.7).

Il existe une bonne conformité entre les résultats de bioessais sur le terrain et les prédictions basées sur les données de toxicité par ingestion et les niveaux de résidus de végétation. Les résidus initiaux prélevés sur le terrain de chlorpyrifos aux taux d'application recommandés pour la lutte antiacridienne sont d'un ordre de magnitude plus bas que les valeurs par ingestion CE_{50} . Cela suggère qu'il faut s'attendre à peu d'impact aigu, ce qui a été confirmé au niveau des bioessais sur le terrain. Les estimations de résidus initiaux de fipronil étaient, d'un autre côté plus élevées que les valeurs 96h- CE_{50} et presque un ordre de magnitude plus élevé que les valeurs finales d' CE_{50} . Sur la base de ces données, on peut s'attendre à une mortalité modérée ou élevée sur le terrain, ce qui avait été réellement observé au niveau des bioessais. Les résidus initiaux de la deltaméthrine étaient légèrement plus bas que les valeurs topicales CE_{50} , ce qui suggère qu'une mortalité modérée peut survenir. La mortalité des bioessais aux taux de doses correspondants était approximativement de 25 % bien que cela soit une sous-estimation du risque potentiel du composé due aux pluies mesurées peu après le traitement.

De la même manière, les tests de toxicité par ingestion semblent prévoir des réductions de populations de coléoptères observées sur le terrain de façon bien raisonnable. Nous n'avons inclut que les résultats obtenus après les études sur le terrain en Afrique, qui étaient soit répétés aux mêmes doses, (approximativement, ceux recommandés pour la lutte contre le criquet pèlerin), soit composés de taux de doses différentes du même insecticide.

Pour le fénitrothion et le fipronil, la mortalité a été prévue sur la base des tests de laboratoire. Des réductions de populations de coléoptères ténébrionides ont été observées dans les expérimentations menées sur le terrain pour ces deux insecticides. Nous n'avons prévu aucun impact de chlorpyrifos sur ce groupe d'insectes non-cibles. Dans une grande mesure, ceci a été confirmé pour les études menées sur le terrain bien que Rachadi *et al.* (1995) rapportent une petite réduction à court terme dans les captures de ténébrionides après traitement avec le chlorpyrifos. Selon les tests de laboratoire, nous suggérons que le malathion pourrait avoir un impact sur les coléoptères ténébrionides. La seule étude menée avec le malathion a été effectuée au Maroc (Keith *et al.* 1995). Ils ont eu des indications selon lesquelles certaines espèces de ténébrionides étaient affectées, mais ils n'ont pas observé de réduction à grande échelle dans les captures. Néanmoins, selon les auteurs, le malathion était sous-dosé, ce qui aurait pu réduire considérablement l'impact potentiel de l'insecticide.

Selon toutes ces données, de l'aveu général encore limitées, nous concluons que les tests de toxicité par ingestion et topicales avec *P. senegalensis* et *T. hispidus* semblent bien prédire si les insecticides de la lutte antiacridienne auront un impact sur les populations de ténébrionides sur le terrain. Néanmoins, les tests de toxicité évaluent seulement la toxicité et non la persistance des insecticides. Cette dernière influence aussi bien la taille que la durée d'un effet sur le terrain. Les bioessais sur le terrain tels que décrits ci-dessus constituent un outil idéal pour combler ce vide et fournir des données sur la durée de l'activité biologique de l'insecticide dans les conditions de terrain.

Un classement provisoire du danger pour les ténébrionides non-cibles des 6 insecticides testés jusqu'ici peut être effectué sur la base des résidus de terrain initiaux après la lutte antiacridienne, les tests de laboratoire, les bioessais de terrain, et les expérimentations réalistes sur le terrain. Ce classement (dans l'ordre de classement décroissant du danger) Fipronil > fénitrothion > malathion > bendiocarbe > deltaméthrine > chlorpyrifos est provisoire étant donné qu'un nombre de tests de laboratoire et de bioessais manquent encore de la gamme de données.

Comparativement, les deux dernières colonnes du tableau 6.7 montrent les classes de risque pour un nombre d'insecticides testés tel que déterminé par l'Organisation pour la Lutte Biologique et Intégrée des Animaux et Végétaux Nocifs (IOBC) ainsi que le schéma du taux de toxicité, selon une étude de base de données extensives sur les insecticides de la lutte antiacridienne et les arthropodes utiles, qui a été récemment effectuée par Murphy *et al.* (1994). La classification de l'IOBC et la classe moyenne de la toxicité ne portent que sur les coléoptères.

La base des données de l'IOBC a faussement prédit un risque du chlorpyrifos et donne une classification ambiguë pour la deltaméthrine. Sa classification du fénitrothion s'est néanmoins révélée vraie. La classification de l'IOBC est basée sur des tests à dose unique qui ne correspondent pas nécessairement à ceux utilisés dans la lutte antiacridienne. En outre, le système de l'IOBC n'inclut pas de tests sur les ténébrionides. Ceci pourrait expliquer la valeur limitée de la prédiction de ces données pour des circonstances autres que les cas spécifiques étudiés. La classe moyenne de toxicité (Ct) calculée par Murphy et ses collègues a également surestimé l'impact du chlorpyrifos. Néanmoins l'ordre de classification de toxicité pour tous les coléoptères confondus suit de près le classement de risque que nous avons déterminé pour les coléoptères ténébrionides sahéliens. Le système Ct pourrait également être utile pour le classement du risque des insecticides pour ce groupe d'organismes non-cibles.

En conclusion, nous suggérons que les tests de toxicité et les bioessais sur le terrain développés avec les coléoptères ténébrionides du Sénégal fournissent de nouvelles informations pertinentes sur l'évaluation du risque des insecticides de la lutte antiacridienne. Ces informations ne peuvent être obtenues à partir des schémas actuels d'évaluation tels que celui de l'IOBC ou ceux proposés par l'Union Européenne (qui est basée dans une large mesure sur celui de l'IOBC). D'un autre côté l'analyse des grandes bases de données sur la toxicité/effet, telles que celle effectuée par Murphy *et*

al. (1994) semble fournir des informations valables pour le classement du risque des insecticides de la lutte antiacridienne sur les coléoptères ténébrionides. Néanmoins, il faut mettre l'accent sur le fait que ce classement donne une classification relative du risque de chaque insecticide comparé à l'autre. Ce classement ne prédit pas la probabilité selon laquelle un effet aigu peut survenir sur le terrain. La comparaison des concentrations environnementales mesurées ou prédites de l'insecticide combiné aux données dose-réponse, telles que menées dans cette étude, est un outil beaucoup plus puissant pour la prédiction du risque d'un insecticide. Cela suit d'une façon générale la méthodologie d'évaluation du risque appliquée dans d'autre domaine de l'écotoxicologie. D'autres données sont entrain d'être collectées aussi bien en laboratoire que sur le terrain, en vue d'évaluer la rigueur des données décrites dans ce rapport.

Tableau 6.7 : Analyse préliminaire du risque pour les ténébrionides non-cibles, des insecticides testés à ce jour, et comparasion avec les classes existantes danger/ risque pour les arthropodes utiles. Les résidus initiaux de terrain et correspondant aux taux sur le terrain et ceux mesurés par le projet Locustox sur les pâturages semi-arides ou sur les feuilles de mil. Les effets observés au niveau des essais sur le terrain font référence aux expérimentations répétées dans les écosystèmes (semi) arides, qui montrent un impact sur les coléoptères ténébrionides en général.

Insecticide	résidu initial de végétation (mg/kg poids net)	pourcentage de doses de terrain correspondant (g/ha)	espèces	CE(50) ingestion (son de mil mg/hg) ¹	Effet attendu sur le terrain ?	effet observé dans le bioessai	réduction de la population observée sur le terrain	évaluation du danger à partir des bases de données	
								Classe IOBC ²	Classe (Ct) moyenne de la toxicité ³
bendiocarbe	26.9 - 51.4 ^b	167 - 194	<i>P.s</i> ⁴ <i>T.h</i>	63.8 338	oui ? non	- ⁵ -	-	-	-
chlorpyrifos	18.6 - 34.8 ^c	198 - 229	<i>P.s</i> <i>T.h</i>	641 223	non non	non -	non ^{h, ou}	dangereux ^f	2.03
deltaméthrine	1.24 - 2.20 ^c	15.1 - 17.7	<i>P.s</i> <i>T.h</i>	6.3 46.8	oui ? non	oui -	-	Coccinellidae, Staphylinidae: dangereux ^g Carabidae : inoffensif/moins dangereux	2.35
fénitrothion	39.0 - 92.1 ^a	442 - 453	<i>P.s</i> <i>T.h</i>	9.5 199	oui non	- -	oui ^h	dangereux ^g	2.61
fipronil	1 - 2 ^d	10	<i>T.h</i>	0.45	oui	oui	oui ^h	-	-
malathion	80 - 180 ^d	900	<i>P.s</i>	73.8	oui	-	indication pour une réduction ^k	-	2.34

1 : Les moyennes géométriques de 96 h-CE₅₀ sont énumérées dans le tableau 6.6 ; 2 : Classification de test de laboratoire ou en semi terrain du carabide, des roves ou coléoptères coccinellides selon l'IOBC ; 3 : classe (Ct) de toxicité moyenne pour les coléoptères basée sur l'analyse des bases de données ; Ct = 1 : Moins d 30 % d'effet ; Ct = 2 : 31-90 % d'effet ; Ct = 3 : plus de 90 % d'effet ;

4 : P.S = *Pimelia senegalensis* TH = *Trachyderma hispida* ; 5 : Pas de données disponibles

Sources : a=Gadji 1993a, b=Gadji 1993b, c=Gadji 1996, d= estimations, e=Hassan et al. 1987, f=Hassan et al 1988, g=Murphy et al. 1994, h=Van der Valk 1990, i=Rachadi et al. 1995, j=Balança et de Visscher 1996, k=Keith et al. 1995

REFERENCES

- Ayyad MA and Ghabbour I (1986) Hot deserts of Egypt and the Sudan. pp. 149-202 in: Evenari, M. et al. (eds.) Hot deserts and arid shrublands. Ecosystems of the World, part 12B. Elsevier, Amsterdam. pp.451.
- Ardoin P (1963) Récoltes de M.A. Villiers dans les dunes côtières du Sénégal (1961). Coléoptères, Tenebrionidae. Bulletin de l'IFAN XXV, série A, 2:372-388.
- Ardoin P (1971) Contribution à l'étude biologique du Sénégal septentrional. VIII. Coléoptères, Tenebrionidae. Bulletin de l'IFAN XXXIII, série , 1:102-124.
- ASTM (1989) Standard guide for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates, and amphibians. Guide no. E 729-88a^{e1}. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA.
- Balança G and De Visscher M-N (1995) Effets des traitements chimiques antiacridiens sur les coléoptères terrestres au nord du Burkina Faso. *Ecologie* 26(2):115-126.
- Balança G and De Visscher M-N (1996) Les effets des très faibles doses de fipronil sur diverses espèces de sautériaux et d'insectes non-cibles. Résultats expérimentaux obtenus par le CIRAD-GERDAT-PRIFAS au Niger (juillet à novembre 1995). Document 539. CIRAD-GERDAT-PRIFAS, Montpellier, France, pp 71.
- Barrett KL, Grandy N, Harrison EG, Hassan S and Oomen P (1994) Guidance document on regulatory testing procedures for pesticides on non-target arthropods. ESCORT Workshop 28-30 March 1994, Wageningen, The Netherlands. SETAC-Europe, Brussels.
- Bayoun IM, Plapp FW, Gilstrap FE and Michels GJ (1995) Toxicity of selected insecticides to *Diuraphis noxia* (Homoptera: Aphididae) and its natural enemies. *Journal of Economic Entomology* 88(5):1177-1185.
- Brun J (1988) Méthode de laboratoire pour étudier les effets secondaires des pesticides sur la coccinelle *Semiadalia 11-notata* SCHN. - laboratory test. IOBC/WPRS Bulletin XI/4: 85-90.
- Chiverton P (1988) Laboratory method for testing initial toxicities of pesticides to the carabid *Bembidion lampros*. IOBC/WPRS Bulletin XI/4: 107-110.
- Crawford CS (1991a) Animal adaptations and ecological processes in desert dunefields. *Journal of Arid Environments* 21:245-260.
- Crawford CS (1991b) The community ecology of macroarthropod detritivores. p. 89-112 in: Polis, G.A. (ed) The ecology of desert communities. The University of Arizona Press, Tucson.
- Danfa A and Van der Valk H (1993) Toxicity tests with fenitrothion on *Pimelia senegalensis* and *Trachyderma hispida* (Coleoptera, Tenebrionidae). Publication FAO Tome 1/1997 chapitre 6, pp 161-173.
- Edwards PJ, Wilkinson W and Coulson M (1984) A laboratory test for carabid beetles. Proceedings of the 1984 British Crop Protection Conference-Pests and Diseases p. 359-362.
- FAO (1995) Report of the 33rd meeting of the Desert Locust Control Committee. Rome, 16-20 January 1995. FAO, Rome.
- FAO (1996) Evaluation of field trial data on the effectiveness of insecticides to locusts and grasshoppers. Report to FAO by Pesticide Referee Group. Fifth meeting. Rome, 20-22 September 1995. FAO, Rome.
- Gadji B (1993a) Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les mares temporaires en milieu sahélien (campagne 1991). Rapport FAO, Projet

- LOCUSTOX (GCP/SEN/041/NET) n° 93/4. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp. FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Gadji B (1993b) Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les sols au Sénégal & suivi de résidus dans les stockages de mil en monde rural (campagne 1992). Rapport FAO, Projet LOCUSTOX (GCP/SEN/041/NET) n° 93/4. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp. FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Gadji B (1996) Déposition et disparition de la deltaméthrine et du chlorpyrifos sur végétation de mil au Sénégal (campagne 1993). Locustox report No. 96/4. FAO, Locustox Project, Da
- Gillon Y (1983) The invertebrates of the grass layer. pp.289-311 in: Bourlière, F. (ed.) Tropical Savannas. Ecosystems of the World, part 13. Elsevier, Amsterdam. pp.730.
- Greathead DJ, Kooyman C, Launois-Luoung MH and Popov GB (1994) Les ennemis naturels des criquets du Sahel. Collection Acridologie Opérationnelle No. 8. CILSS/DFPV, Niamey, Niger.
- Hassan SA, Albert R, Bigler F et al. (1987) Results of the third joint pesticide testing programme by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms. Journal of Applied Entomology 103: 92-107.
- Hassan SA, Bigler F, Bogenschütz H et al. (1988) Results of the fourth joint pesticide testing programme carried out by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms. Journal of Applied Entomology 105: 321-329.
- Heimbach U (1992) Laboratory method to test effects of pesticides on *Poecilus cupreus* (Coleoptera, Carabidae). IOBC/WPRS Bulletin XV/3:103-109.
- Jepson PC, Chaudry AG, Salt DW, Ford MG, Efe E and Chowdury ABMNU (1990) A reductionist approach towards short-term hazard analysis for terrestrial invertebrates exposed to pesticides. Functional Ecology 4:339-347.
- Kelth JO, Bruggers RL, Matteson PC, El Hani A, Ghaout S, Fiedler LA, Arroub EH, Gillis JN and Phillips RL (1995) An ecotoxicological assessment of insecticides used for locust control in southern Morocco. USDA Animal and Plant Health Inspection Service. DWRC Research Report No. 11-55-005.
- Kooijman, S.A.L. (1980) Parameter analysis of mortality rates in bioassays. Water Research 15:107-119.
- Lewis GB, Brown RA, Edwards PJ and Canning LC (1992) A laboratory test method for assessing the toxicity of pesticides to the ground beetle *Pterostichus melanarius* (L.) (Carabidae, Coleoptera). IOBC/WPRS Bulletin XV/3:110-116.
- Morse JG and Bellows JR (1986) Toxicity of major citrus pesticides to *Aphytis melinus* (Hymenoptera: Aphelinidae) and *Cryptolaemus montrouzieri* (Coleoptera: Coccinellidae). Journal of Economic Entomology 79:311-314.
- Murphy CF, Jepson PC and Croft BA (1994) Database analysis of the toxicity of antilocus pest pesticides to non-target, beneficial invertebrates. Crop Protection 13(6): 413-420.
- Niassy A, Beye A and Van der Valk H (1993) Impact of fenitrothion applications on natural mortality of grasshopper eggpods in Senegal. Locustox report No. 93/1. FAO, Locustox Project, Dakar.
- OECD (1993) OECD guidelines for testing of chemicals. Section 2: effects on biotic systems. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, France.

- Pierre F (1961) Les Ténébrionides du Tibesti et du Borkou (Missions P. de Miré et P. Quézel). Bulletin de l'IFAN XXIII, série A, 4:1030-1053.
- Popov, G.B. (1980) Studies on oviposition, egg development and mortality in *Oedaleus senegalensis* (Krauss)(Orthoptera, Acridoidea) in the Sahel. Centre for Overseas Pest Research, London, pp.48.
- Rachadi T, Balança G, Duranton J-F, Foucart A, Amadou D, and Ould Senhoury C (1995) Les effets du fipronil sur *Schistocerca gregaria* (Forsk. 1775), divers sauteriaux et la faune non-cible. Principaux résultats expérimentaux obtenus par le CIRAD-GERDAT-PRIFAS en Mauritanie (octobre à décembre 1994). Document 513, CIRAD-GERDAT-PRIFAS, Montpellier, France.
- Robertson JL and Preisler HK (1992) Pesticide bioassays with arthropods. CRC Press, Boca Raton.
- Samsøe-Petersen L (1992) Laboratory method for testing side-effects of pesticides on the rove beetle *Aleochara bilineata* - adults. IOBC/WPRS bulletin XV/3: 82-88.
- Samsøe-Petersen L (1993) Effects of 45 insecticides, acaricides and molluscicides on the rye beetle *Aleochara bilineata* (Col.: Staphylinidae) in the laboratory. Entomophaga 38(3):371-382.
- Sokal RR and Rohlf FJ (1981) Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 2nd edition. Freeman and Co., New York.
- Skaf R, Popov GB and Roffey J (1990) The Desert Locust: an international challenge. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 328:525-538.
- Seely, M. (1991) Sand dune communities. pp. 348-382 in: Polis, G.A. (ed) The ecology of desert communities. The University of Arizona Press, Tuscon. pp.456
- Van der Valk H (1990) Beneficial arthropods. pp. 171-224 in: Everts, J.W. (ed.) Environmental effects of chemical locust and grasshopper control - A pilot study. Project report ECLO/SEN/003/NET. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Van der Valk H (1997) Community structure and dynamics in desert ecosystems: potential implications for insecticide risk assessment. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 32 (1) : 11 - 21
- Van der Valk H and Niassy A (1996) Side effects of locust control on beneficial arthropods - research approaches used by the Locustox Project in Senegal. In: Krall S, Peveling R and Ba Daoulé Diallo (eds). New Strategies in locust control, Birkhäuser Verlag, Berlin.
- Van der Valk H, Niassy A and Beye A (1995) Effects of grasshopper control with fenitrothion on natural mortality of eggpods in Senegal (1992 treatments). Locustox report No. 95/1. FAO, Locustox Project, Dakar. Aussi publié en : Everts JW, Mbaye D, Barry O (Eds.) Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement. Tome 1, 1997, 278 pp. FAO, BP 3300, Dakar, Sénégal.
- Whitford WG and Parker LW (1989) Contributions of soil fauna to decomposition and mineralization processes in semiarid and arid ecosystems. Arid Soil Research and Rehabilitation 3:199-215.
- Wiles JA and Jepson PC (1993a) Predicting the short term toxicity of deltamethrin to *Nebria brevicollis* (F.)(Coleoptera: Carabidae) in a temperate cereal crop. The Science of the Total Environment (Supplement 1993):823-831.
- Wiles JA and Jepson PC (1993b) The dietary toxicity of deltamethrin to the carabid, *Nebria brevicollis* (F.). Pesticide Science 38:329-334.
- Wiles JA and Jepson PC (1993c) An index of the intrinsic susceptibility of non-target invertebrates to residual deposits of pesticides. p 287-301 in: Donker MU, Eijsackers H and Heimbach F (eds) Ecotoxicology of soil organisms. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.

ANNEXE 6.1 : Exposition topicale DE₅₀ et par ingestion pour *Pimella Senegalensis* et *Trachyderma Hispida* à des moments d'exposition différents. Tous les tests sont conformes aux critères établis par ASTM (1989) Les numéros de test se rapportent aux tableaux 5.6 et 5.7 dans le texte.

A : *Pimella senegalensis*

(topicale : µ/gd' insectes)				
N°	Temps (h)	ED ₅₀	95 % d'Intervalle de confiance	
3	24	14.63	7.34	29.15
	48	6.24	3.11	12.49
	72	2.97	1.46	6.04
	96	2.61	1.27	5.34
4	24	9.83	6.67	14.5
	48	6.04	4.16	8.76
	72	4.04	2.79	5.85
	96	2.18	1.49	3.19
5	24	13	7.44	22.73
	48	5.5	3.38	8.93
	72	3.14	1.94	5.09
	96	2.04	1.24	3.36

bendlocarbe (par ingestion : mg/kg de son de mil)				
No.	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'Intervalle de confiance	
3	24	529.92	185.11	1517.0
	48	226.34	108.69	2
	72	124.78	69.64	471.35
	96	63.78	38.64	222.27
				105.27

chlorpyrifos (topical : µ/g d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'Intervalle de confiance	
2	24	97.82	81.99	116.7
	48	66.96	56.92	78.77
	72	59.59	50.61	70.16
	96	53.64	45.44	63.31
	120	53.64	45.44	63.31
	144	51.93	43.94	61.39
3	24	120.98	101.06	144.83
	48	64.06	55.07	75.46
	72	52.3	52.17	71.46
	96		44.53	61.44
4	24			
	48			
	72			
	96			

chlorpyrifos (par ingestion : mg/kg de son de mil)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'Intervalle de confiance	
1	24	4358.88	2268.64	8374.97
	48	1361.23	737.18	2513.56
	72	515.63	272.66	975.11
	96	515.63	272.66	975.11
	144	515.63	272.66	975.11
	168	515.63	272.66	975.11
2	24	1531.79	1110.51	2112.9
	48	1092.26	799.52	1492.19
	72	701.62	519.21	948.11
	96	652.63	480.93	885.63
	120	652.63	480.93	885.63
	144	605.71	443.4	827.44
3	24	2087.15	1335.16	3262.66
	48	1043.32	757.36	1437.25
	68	808.04	594.92	1097.5
	92	648.16	475.07	884.31
	161	534.28	384.89	741.65
4	24	2083.17	1602.36	2708.24
	48	1427.13	1159.56	1756.45
	72	891.73	768.37	1034.89
	96	773.1	655.62	911.64

deltaméthrine (topicale : µg/g d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
2	24	0.15	0.1	0.22
	48	0.15	0.1	0.22
	72	0.15	0.1	0.22
	96	0.15	0.1	0.22
3	24	0.24	0.23	0.26
	48	0.24	0.23	0.25
	72	0.24	0.23	0.25
	96	0.24	0.23	0.26

deltaméthrine (par ingestion : mg/kg de son de ml)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	10.89	4.9	24.22
	48	10.89	4.9	24.22
	72	7.22	3.29	15.88
	96	7.22	3.29	15.88
	144	3.92	1.78	8.64
2	24	8.02	6.47	9.93
	48	8.02	6.47	9.93
	72	6.96	5.6	8.65
	96	6.96	5.6	8.65
	120	2.86	1.94	4.21
3	24	11.43	7.58	17.25
	48	8.71	6.53	11.63
	72	7.1	4.91	10.26
	96	7.1	4.91	10.26
	144	0.6	0.2	1.81
4	24	10.61	7.59	14.83
	48	8.42	7.25	9.78
	72	8.3	7.07	9.74
	96	4.48	2.74	7.31

fénirothion (topicale : µg/g d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
2	24	10.7	7.17	16.1
	48	8.04	5.44	11.9
	72	5.29	3.56	7.85
	96	5.29	3.56	7.85
3	24	12.2	7.83	19
	48	6.19	4.11	9.34
	72	5.82	3.86	8.77
	96	4.8	3.17	7.27
	120	4.8	3.17	7.27

fénirothion (par ingestion : mg/kg de son de ml)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	86	33.8	219
	48	26.3	10.6	65
	72	15.2	6.07	38
	96	8.51	3.33	21.8
	120	5.28	1.99	14
2	24	92.8	53.9	160
	48	41.6	25.3	68.5
	72	41.6	25.3	68.5
	96	32.2	19.5	53.3
3	24	3.55	2.76	4.55
	48	2.72	2.18	3.4
	72	2.72	2.18	3.4
	96	1.87	1.4	2.5
4	24			
	48	10.8	9.19	12.61
	72	10.8	9.19	12.61
	96	8.55	7.45	9.81
5	24	47.3	36.5	61.1
	48	21.3	16.6	27.4
	72	17.2	13.1	22.6
	96	17.2	13.1	22.6
	120	16.5	12.5	21.7
	144	16.5	12.5	21.7
	165	16.5	12.5	21.7

B : Trachyderma hispida

bendiocarbe (topicale : $\mu\text{g/g}$ d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
2	24	34.93	23.81	50.37
	48	22.78	16.61	31.24
	72	20.75	15.25	28.23
	96	16.34	12.13	22.01
3	24	33.77	23.2	49.16
	48	18.9	13.9	25.69
	72	16.38	12.12	22.15
	96	12.39	9.13	16.83
4	24	14.74	10.65	20.47
	48	14.1	10.18	19.53
	72	13.5	9.75	18.69
	96	10.3	7.34	14.45

bendiocarbe (par ingestion : mg/kg de son de mil)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	349.58	247.4	493.97
	48	349.58	247.4	493.97
	72	291.8	207.03	411.3
	96	291.8	207.03	411.3
2	24	882.22	629.8	1235.8
	48	674.26	545.79	832.98
	72	573.57	459.83	715.46
	96	392.12	271.31	566.73

chlorpyrifos (topicale : $\mu\text{g/g}$ d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	180.67	126.6	257.84
	48	100.24	74.97	134.03
	72	70.13	51.56	95.39
	96	66.08	48.23	90.54

chlorpyrifos (par ingestion : mg/kg de son de mil)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	233.15	143.67	378.38
	48	174.45	111.28	273.49
	72	142.11	89.52	25.59
	96	142.11	89.52	225.59
2	24	468.83	365.66	601.11
	48	404.86	319.41	513.16
	72	318.57	252.09	402.59
	96	259.87	203.03	332.63
3	24	664.55	436.11	1012.65
	48	463.55	329.33	653.65
	72	391.03	282.52	541.21
	96	301.19	216.7	418.63

malathion (topicale : $\mu\text{g/g}$ d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
2	24	24.47	18.97	31.56
	48	16.92	12.99	22.04
	72	14.05	10.53	18.73
	96	14.05	10.53	18.73
3	24	24.11	17.79	32.69
	48	22.3	16.49	30.16
	72	13.68	9.61	19.47
	96	12.39	8.51	18.04

malathion (par ingestion : mg/kg de son de mil)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
3	24	130	95.7	177
	48	121	90	162
	72	83.4	63.8	109
	96	73.8	56.3	96.7

deltaméthrine (topicale : µg/g d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	0.65	0.36	1.17
	48	0.51	0.29	0.91
	72	0.46	0.26	0.81
	96	0.41	0.23	0.71
2	24	0.42	0.29	0.62
	48	0.34	0.24	0.49
	72	0.34	0.24	0.49
	96	0.3	0.21	0.43
3	24	0.39	0.3	0.49
	48	0.37	0.29	0.47
	72	0.32	0.25	0.41
	96	0.32	0.25	0.41
4	24	0.35	0.27	0.45
	48	0.33	0.25	0.43
	72	0.29	0.22	0.37
	96	0.29	0.22	0.37
	24	0.41	0.32	0.53
	48	0.39	0.3	0.5
	72	0.39	0.3	0.5
	96	0.35	0.28	0.45

deltaméthrine (par ingestion : mg/kg de son de ml)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	61.52	32.67	115.82
	48	54.62	28.86	103.39
	72	48.47	25.4	92.51
	96	48.47	25.4	92.51
2	24	125.15	88.99	176
	48	90.34	64.23	127.05
	72	72.92	51.33	103.59
	96	72.92	51.33	103.59
3	24	45.04	33.22	61.06
	48	42.47	31.36	57.52
	72	31.71	23.25	43.25
	96	28.91	21.07	39.68

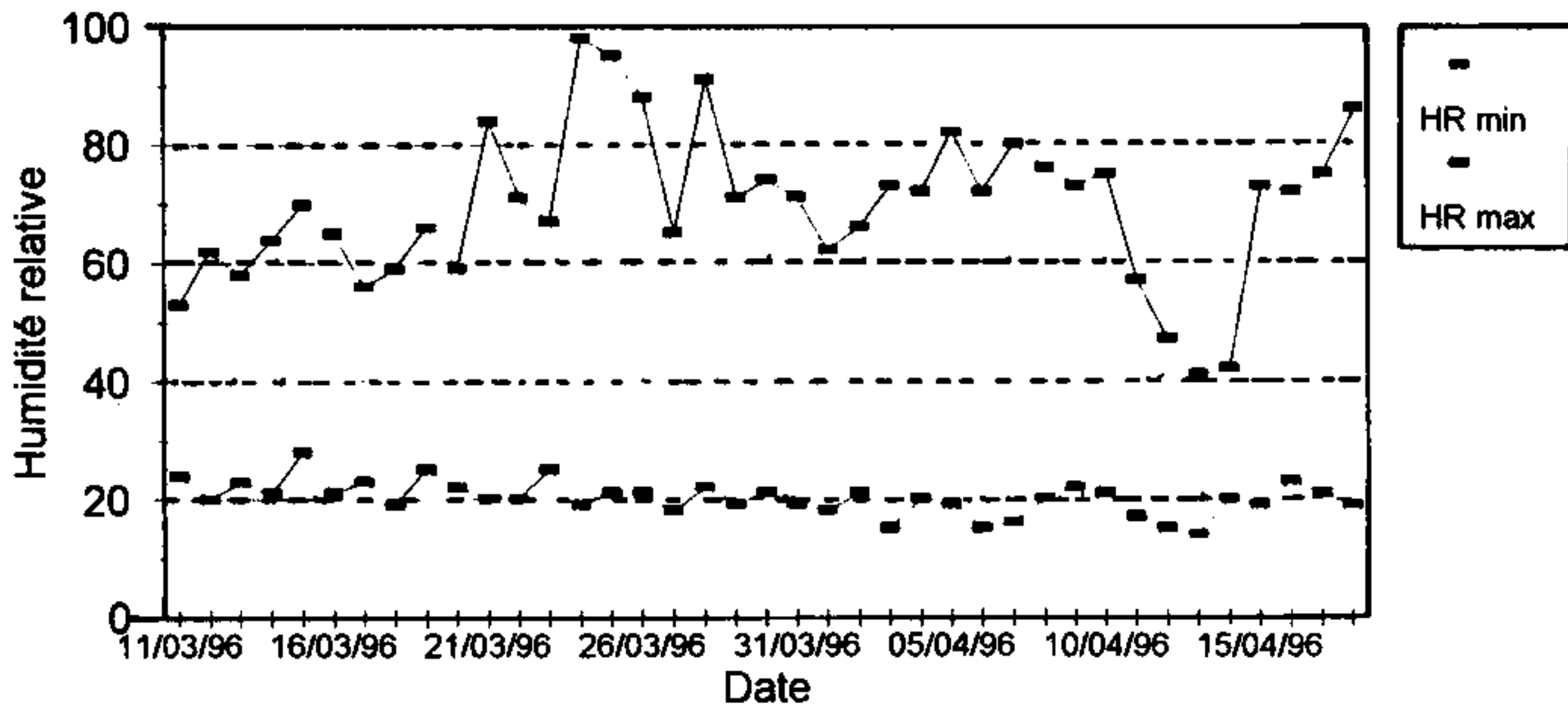
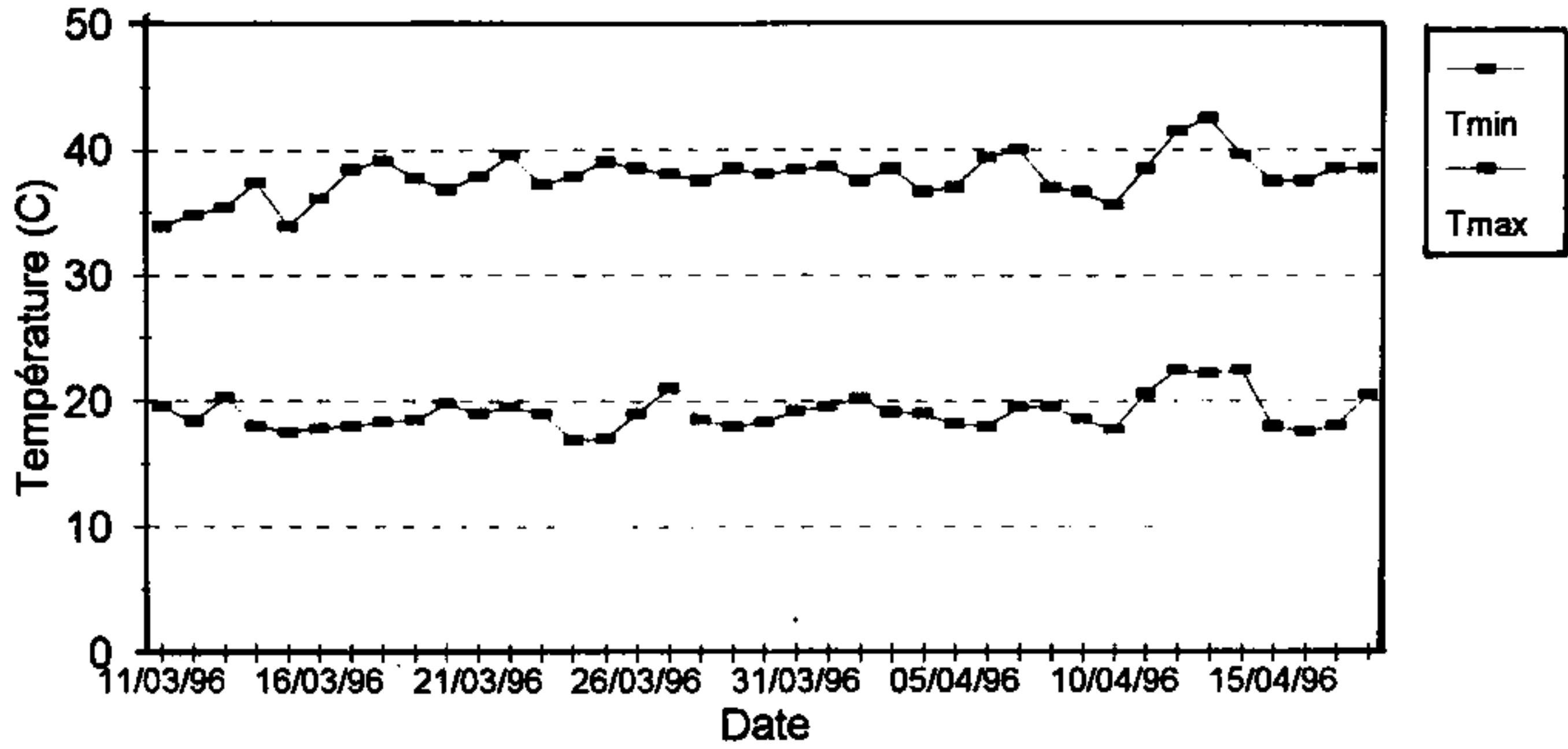
féntrothion (topicale : µg/g d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	10.61	5.31	21.19
	48	5.65	3.16	10.11
	72	2.94	1.7	5.09
	96	1.05	0.57	1.95
2	24	5.53	3.75	8.14
	48	3.35	2.67	4.66
	72	3.09	2.33	4.11
	96	2.88	2.14	3.88
	120	2.46	1.75	3.46
	144	2.27	1.57	3.27
3	24	5.28	3.19	8.74
	48	4.11	2.53	6.66
	72	2.92	1.81	4.7
	96	2.71	1.68	4.36
	120	1.66	1	2.71

féntrothion (par ingestion : mg/kg de son de ml)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'intervalle de confiance	
1	24	1412	633	3148
	48	368	166	816
	72	368	166	816
	96	368	166	816
	120	368	166	816
	144	267	120	598
2	24	358	209	614
	48	176	102	303
	72	117	65.9	207
	96	82.3	44.7	152
3	24	456.95	267.38	780.92
	48	261.78	150.1	456.55
	72	261.78	150.1	456.55
	96	261.78	150.1	456.55

fipronil (topicale : $\mu\text{g/g}$ d'insectes)				
N°	temps (h)	ED ₅₀	95 % d'Intervalle de confiance	
2	24	0.6	0.49	0.73
	48	0.48	0.41	0.56
	72	0.3	0.26	0.34
	96	0.22	0.19	0.25
	120	0.13	0.12	0.15
	144	0.11	0.1	0.12
	168	0.1	0.09	0.11
	192	0.08	0.07	0.1
	216	0.05	0.04	0.07
	240	0.04	0.03	0.06
	264	0.01	0	6.15
4	24	0.17	0.13	0.21
	48	0.15	0.12	0.18
	72	0.13	0.11	0.15
	96	0.1	0.09	0.11
	120	0.08	0.07	0.09
	144	0.08	0.07	0.08
	168	0.07	0.06	0.08
	192	0.07	0.06	0.08
	216	0.07	0.06	0.08
	240	0.07	0.06	0.07
	264	0.07	0.06	0.07
	288	0.05	0.04	0.07

fipronil (par ingestion : mg/kg de son de mil)				
N°	temps (h)	EC ₅₀	95 % d'Intervalle de confiance	
2	24	2.59	1.47	4.57
	48	1.32	0.77	2.24
	72	0.94	0.55	1.59
	96	0.63	0.37	1.07
	120	0.45	0.26	0.77
	144	0.15	0.08	0.27
	168	0.15	0.08	0.27
3	24	3	1.82	4.97
	48	0.6	0.38	0.96
	72	0.33	0.2	0.53
	96	0.22	0.13	0.36
	120	0.17	0.1	0.28
	144	0.11	0.06	0.2
	168	0.11	0.06	0.2
	192	0.11	0.06	0.2
	214	0.08	0.04	0.16
	238	0.08	0.04	0.16
4	24	7.12	3.85	13.14
	48	2.72	1.68	4.41
	72	1	0.69	1.45
	96	0.65	0.48	0.88
	120	0.46	0.39	0.54
	144	0.43	0.37	0.5
	168	0.43	0.37	0.5
	192	0.37	0.3	0.46
	216	0.28	0.21	0.37
	240	0.28	0.21	0.37
264	0.2	0.14	0.28	
288	0.12	0.07	0.19	

ANNEXE 6.2 : Température minimale et maximale (°C) et humidité relative (%) mesurée à la station météorologique de Nioro du Rip durant le bioessai sur le terrain avec le fipronil. Le terrain sur lequel a eu lieu le bioessai qui était situé approximativement à 1 km de la station météorologique.



ANNEXE 6. 3 : Durée de la période d'exposition et/ou d'observation dans les test de toxicité aiguë et sous-aiguë avec des coléoptères non cibles utilisés dans le passé par certains travailleurs.

Espèces	Type de test	Temps de l'exposition/ observation	Point toxicologique	Référence
<i>Poecilus cupreus</i> <i>Pterostichus melanarius</i> <i>Agonum dorsale</i> <i>Nebria brevicollis</i> (Carabidae)	topicale/ ingestion/contact résiduel (sable) [test à dose unique]	6 jours	mortalité	Edwards et al. (1984), Lewis et al. (1992)
<i>Poecilus cupreus</i> (Carabidae)	contact résiduel (sable) [test à dose unique]	14 jours	mortalité / consommation d'aliments	Heimbach (1992)
<i>Bembidion lampros</i> (Carabidae)	topical /contact résiduel (sable) [test à dose unique]	6 jours	mortalité	Chiverton (1988)
<i>Nebria brevicollis</i> (Carabidae)	ingestion [test à réponse dosée]	1 jour exp./6 jours d'observ.	mortalité/ consommation d'aliments	Wiles et Jepson (1993b)
<i>Pterostichus melanarius</i> <i>Nebria brevicollis</i> <i>Agonum dorsale</i> <i>Demetrius atricapillus</i> <i>Bembidion lampros</i> (Carabidae) <i>Tachyporus hypnorum</i> (Staphylinidae) <i>Coccinella septempunctata</i> (Coccinellidae)	topical [test à réponse dosée]	4 jours (mais LD ₅₀ calcul de 3 jours)	mortalité	Wiles et Jepson (1993c)
<i>Aleochara bilineata</i> (Staphylinidae)	contact résiduel (sable) [test à dose unique]	5 jours	production d'oeufs	Samsøe-Petersen (1992, 1993)
<i>Semiadalia 11-notata</i> (Coccinellidae)	contact résiduel (verre) [test à dose unique]	18 jours (larve)	mortalité/ développement	Brun (1988)
<i>Cryptolaemus montrouzieri</i> (Coccinellidae)	contact résiduel (feuilles) [test à réponse dosée]	2 jours	mortalité	Morse et Bellows (1986)
<i>Hippodamia spp.</i> <i>Coccinella septempunctata</i> (Coccinellidae)	contact résiduel (verre) [test à réponse dosée]	2 jours	mortalité	Bayoun et al. (1995)

CHAPITRE 7 :

Les niveaux de cholinestérase dans le sang des travailleurs de la Protection des Végétaux après les traitements opérationnels avec des insecticides organophosphorés au Sénégal

*Wim C Mullié, Jude Andreasen, François A Abiola,
Faustin Diatta et Harold van der Valk*

RESUME

Une étude du suivi des niveaux cholinestérasiques a été menée en 1992 sur 14 travailleurs en protection des végétaux : deux chauffeurs, deux magasiniers et dix applicateurs. La pulvérisation a été effectuée avec trois pulvérisateurs Super Puma à canon et deux atomiseurs Ulvamast à disque rotatif. Tous les appareils étaient montés sur des véhicules. Parmi les pesticides utilisés, il y avait le Sumithion (fénitrothion, 87% du volume total appliqué), Dursban (chlorpyrifos, 11 % du volume) et Sumicombi (fenvalérate + fénitrothion, 2% du volume).

A la fin de la saison, tous les travailleurs sur Super Puma et trois des six travailleurs sur Ulvamast ont eu des niveaux d'acétylcholinestérase dans les cellules de sang rouge qui ont baissé de plus 30%, le seuil de mise à l'écart temporaire après exposition. Les magasiniers n'ont pas eu de baisse de niveau.

Le temps d'exposition nécessaire pour atteindre ce seuil chez les individus les plus sensibles étaient de 85 heures de pulvérisation avec un Super Puma et 110 heures pour un Ulvamast. Ceci correspondait respectivement à 1700 et 2400 kg m.a d'insecticides pulvérisés.

Les travailleurs qui opèrent sur les atomiseurs Ulvamast ont eu une plus longue expérience et ont reçu une plus grande formation que ceux sur les pulvérisateurs Super Puma. Néanmoins, ni la formation ni l'expérience ne les ont empêchés de dépasser les seuils des niveaux à la fin de la période de contrôle.

Les statistiques disponibles montre que les travailleurs qui utilisent les pulvérisateurs Super Puma au Sénégal durant la période 1988-1992 étaient plus souvent intoxiqués que ceux travaillant avec d'autres équipements de pulvérisation.

Des recommandations pour une amélioration de la formation et du contrôle de l'exposition du travailleur ont été données. Trois différentes approches ont été proposées pour le court, le moyen et le long termes. Nous suggérons de relier les informations présentes dans la base de données sur l'utilisation quotidienne des pesticides, avec celles de la présente étude. Ainsi, un système pourra être développé pour le contrôle des équipes chargées de la protection des végétaux sur des lieux éloignés, en utilisant des messages radios envoyés tous les jours sur les volumes qu'ils ont utilisés.

INTRODUCTION

Un inventaire mené par Dossou & Mullié (1997) a démontré qu'entre 1988 et 1995, 6300 traitements (70% de tous les traitements sur l'ensemble du pays) ont été entrepris par la DPV dans les régions de Saint-Louis, Louga, Thiès et Dakar dans lesquels 532 travailleurs (applicateurs et chauffeurs) ont été impliqués. Durant ces traitements, environ 500.000 litres de PO en formulation Ultra Bas Volume ont été utilisés, dont 67% de fénitrothion, 17% de chlorpyrifos, 10% de malathion, 3% de fenthion et 3% de cyanophos.

Les PO sont capables d'empoisonnement anticholinestérasique, et pour une manutention et une application sans risque, des mesures de sécurité doivent être prises afin de prévenir toute exposition par voie orale, dermique ou inhalatoire. L'exposition aux agents inhibiteurs cholinestérasiques, tels que les PO peut être évaluée en mesurant l'acétylcholinestérase (AChE) dans le sang entier ou les érythrocytes et/ou en mesurant le pseudo- ou butyrylcholinestérase (ChE) dans le plasma ou le sérum. Les carbamates inhibent également l'activité cholinestérasique, mais une inhibition cumulée, telle que celle observée avec les PO, n'intervient pas avec les carbamates, à cause d'une réactivation rapide et complète des enzymes inhibés (Machemer & Pickel 1994). Par conséquent, la mesure de l'activité de la cholinestérase en relation avec les carbamates n'est utile que durant la réelle exposition. Les effets sur le plasma ChE ou l'AChE ont des significations différentes (par ex. Maroni *et al.* 1986, OMS 1986). Le premier n'est qu'un indicateur d'exposition, le deuxième est également un indicateur d'effets toxiques aigus. Certains PO inhibent l'activité AChE plus rapidement et plus fortement que les autres et il en est de même pour l'activité du plasma ChE. Le monocrotophos par exemple inhibe plus le plasma ChE que l'érythrocyte (cellule de sang rouge AChE (Van Sittert 1991). D'un autre côté, les organophosphorés méthylés tels que l'azinphosméthyle inhibent l'AChE et non le ChE (Schneider *et al.* 1994). Par conséquent, l'exécution des deux tests est recommandée. Les activités du plasma ChE et AChE sont plutôt variables. Richter *et al.* (1986) ont trouvé un coefficient de variation interindividuel dans un groupe de personnes non exposées de 12,1 % dans le plasma, 9,1% dans les érythrocytes et 9,2% dans l'activité cholinestérasique du sang entier, tandis que les variations dans le plasma ChE de 15-25% et de 10-18% dans l'AChE des érythrocytes de la population en général ont été aussi rapportées (Jeyaratnam & Maroni 1994). Afin de minimiser l'influence de cette variation dans l'interprétation d'un test, il convient d'obtenir des valeurs de base individuelle pré-exposition pour le suivi des individus et d'autres facteurs, tels que l'âge, le sexe, le moment de l'échantillonnage, devraient être pris en compte. Pour établir une base stable, il faut un minimum de deux tests de pré-exposition prélevés à un intervalle d'au moins trois jours, et pas plus de 14 jours entre les prélèvements. Si ces deux tests diffèrent de plus de 20%, un troisième échantillon doit être prélevé pour faire la moyenne entre les deux valeurs les plus proches et les prendre en considération comme la véritable base (Extoxnet 1993). La valeur de prédiction de l'utilisation des niveaux de base individuels contre des "valeurs normales" du laboratoire ou du groupe de contrôle a été validée par Ames *et al.* (1989). Ils ont démontré que 35% des employés qui présentent des niveaux en dessous du seuil ont des tests qui se situent dans "l'intervalle normal". Certains auteurs déclarent que pour contrôler une exposition de bas niveau aux PO (inhibition <20%) le ChE du plasma et du sang entier est utile mais non l'AChE des érythrocytes (Richter *et al.* 1986).

Selon Kaloyanova & El Batawi (1992) et Fillmore & Lessenger (1993), 20% de l'inhibition de ChE dans le groupe de travailleurs peut être utilisé comme un test pour l'exposition et une indication des erreurs sanitaires. Une inhibition de 30% de l'activité de l'AChE (comparativement aux niveaux de base) est considérée comme une limite biologique (OMS 1982a, Van Sittert 1991) et constitue "le seuil de l'action" qui requiert une action corrective comprenant un enlèvement temporaire de l'exposition et une estimation du travail (Extoxnet 1993). En plus de ce niveau d'action de l'OMS, l'Etat de Californie étant le seul état des Etats-Unis d'Amérique à avoir imposé des règles pour le contrôle des niveaux de l'activité du cholinestérase chez les travailleurs qui utilisent les pesticides, a établi un seuil d'action de 40% de réduction dans l'activité ChE du plasma (Fillmore & Lessenger 1993).

La santé de l'applicateur constitue une grande préoccupation au Sénégal et a donné lieu à plusieurs études. Abiola *et al.* (1988) ont suivi huit applicateurs durant la saison des cultures en 1987 afin de comparer l'effet du fénitrothion, en utilisant un pulvérisateur à canon Jacto monté sur un camion Unimog, et l'effet du fénitrothion + fenvalérate, en utilisant un pulvérisateur à dos motorisé Polyjacto. Les échantillons de sang ont été prélevés approximativement à dix jours d'intervalles et les niveaux de ChE et de AChE ont été évalués. Les niveaux de ChE dans le plasma ont baissé de 38-75% et les niveaux d'érythrocytes AChE de 6-23% respectivement à la fin de la saison.

Dans une étude de suivi (Abiola *et al.* 1991, Sawadogo *et al.*, 1995) avec 65 travailleurs utilisant le pesticide et 49 personnes témoins non exposées, les auteurs ont trouvé quelques différences dans l'inhibition de la cholinestérase entre les travailleurs qui utilisent des pulvérisateurs à dos motorisés à bas volume (30-50 l /jour⁻¹) ou des pulvérisateurs à canon à haut débit (600-800 l /jour⁻¹) monté sur un véhicule. Dans tous les cas, il y a eu une légère inhibition de l'AChE (11-33%) et du ChE du plasma (13-41%) après une exposition de 12-32 jours, mais l'AChE, après une utilisation de pulvérisateurs à haut débit avait tendance à être plus inhibé qu'après une utilisation de pulvérisateur à dos.

En 1992, une étude a été menée sur deux groupes de travailleurs utilisant des pesticides qui utilisent les mêmes PO, mais avec un équipement d'application différent. Son objectif principal, conformément avec l'étude de l'OMS (1982b), était de déterminer :

- (a) si la véritable exposition était à un niveau sûr ;
- (b) les mesures de protection à mettre en place pour assurer la sécurité.

Les données collectées peuvent être utilisées comme une base pour des recommandations sur les mesures de protection, telles que, choisir un équipement de pulvérisation ou des formulations qui entraînent une moindre exposition du travailleur. Le présent rapport discute les résultats de l'étude de 1992 et donne des recommandations pour une utilisation sans danger des pesticides organophosphorés par le personnel de la DPV chargé de la pulvérisation.

MATERIEL ET METHODES

La mise sur pied de cette étude était d'abord basée sur le Protocole Type de l'OMS pour des études sur le terrain (contrôle) de l'exposition aux pesticides (OMS 1982b). Le Protocole de l'OMS recommande la collecte de données sur :

- (a) les temps d'exposition ;
- (b) la quantité de pesticide appliquée par chaque personne ;
- (c) les détails sur la protection utilisée ;
- (d) la quantité de pesticide qui entre en contact avec l'extérieur des habits, sous les habits et sur la peau exposée ;
- (d) les tests quantitatifs d'absorption et d'excrétion du composé d'origine ou du métabolite ;
- (e) les détails sur tout effet d'exposition.

A l'exception, des paragraphes (d) et (e), toutes les données ont été collectées. Dans certains cas, le protocole ne pouvait être suivi à la lettre. Les détails sur les méthodes et sur les déviations du protocole de l'OMS sont donnés ci-dessous.

Les manipulateurs des pesticides

Dix-huit travailleurs mâles de la DPV utilisant les pesticides ont été présélectionnés entre les régions de Dakar et Thiès (65 Km à l'Est de Dakar). Les informations de base, y compris sur les échantillons de sang ont été collectés. Quatorze travailleurs utilisant les pesticides dont dix applicateurs, deux chauffeurs, et deux magasiniers ont été sélectionnés pour contrôler les niveaux de cholinestérase dans le sang durant la saison des cultures. Quatre personnes ont été employées par la Direction Nationale de la Protection des Végétaux (DPV) de Dakar, trois par l'Inspection Régionale de la Protection des Végétaux de Dakar (IRPV) et les sept restants par l'IRPV de Thiès (Tableau 7.1). La sélection s'est faite sur une base volontaire et les intéressés étaient rémunérés pour leur participation.

Avant le début des traitements, les travailleurs recevaient une formation pendant une journée sur des méthodes adéquates d'application du pesticide, sur les risques encourus dans l'application des pesticides et sur les mesures de protection personnelle. Certains des travailleurs avaient reçu une formation précédente, d'autres recevaient une formation pour la première fois. Il y avait aussi des différences sur le nombre d'années d'expérience et sur les intoxications précédentes (tableau 7.1). Durant les traitements, tous les travailleurs portaient des habits de protection, (combinaisons, lunettes de protection, masques, gants, et bottes en caoutchouc). Une personne (n°22) a été relevée des activités de pulvérisation en juin pendant 6 semaines avant le début de la campagne, à cause d'une possible intoxication au fénitrothion (confirmée par un médecin). Au début de l'étude, ses niveaux de ChE de base n'étaient pas significativement différents de ceux des autres travailleurs, ainsi il a pu reprendre ses activités de pulvérisation, et il n'était plus nécessaire de l'exclure de l'étude.

Un lot de formulaires a été distribué à l'Inspection Régionale de la Protection des Végétaux de Thiès, pour qu'ils soient remplis avant et pendant la saison des cultures, par chaque travailleur. Le formulaire 1 était un questionnaire personnel contenant des informations relatives à la carrière de l'applicateur ainsi que les intoxications précédentes du travailleur, s'il y en avait. Ce formulaire était rempli avant le début des traitements. Le formulaire 2 devait être rempli tous les jours durant les traitements. Il contenait le nom du travailleur, la date, le produit, et la formulation utilisée, la quantité d'insecticide appliquée, la durée des traitements, etc. Le formulaire 3 devait être rempli par l'infirmier durant la prise de sang pour le laboratoire (nom du travailleur, et code du tube). Le formulaire 4 incluait un calendrier sur lequel étaient indiqués les jours de pulvérisation, et ce formulaire était aussi utilisé pour vérifier que le formulaire 2 était complet.

Equipement et insecticides utilisés

Deux types d'équipement de pulvérisation étaient utilisés. Le premier était un pulvérisateur à canon à haut débit Berthoud Super Puma, monté sur un camion Unimog, avec un flux moyen de 700-1500 ml /min⁻¹. Le second type était un atomiseur Micron Uivamast à disque rotatif d'un flux moyen de 350-700 ml /min⁻¹. Parmi les personnes sous contrôle, six (tous des applicateurs) utilisaient un Super Puma, et travaillaient en trois équipes de deux applicateurs chacun (codes des applicateurs 7 et 22, 8 et 20, 10 et 23). Durant les traitements, ils restaient hors de la cabine, directement à côté du pulvérisateur. Six autres personnes (quatre applicateurs, et deux chauffeurs) utilisaient deux atomiseurs Uivamast différents. Le chauffeur n°1 et l'applicateur n°5 travaillaient toujours ensemble, et étaient souvent rejoints par l'applicateur n°3. Le chauffeur n° 2 collaborait avec les applicateurs n°4 et 6, soit seul ou ensemble. Durant les traitements, les applicateurs restaient dans la cabine à partir d'où ils manipulaient l'atomiseur. Tous les travailleurs étaient impliqués dans les opérations de chargement de pesticides et de nettoyage de l'équipement. L'annexe 7.2 donne un emploi du temps comportant des informations sur les quantités et les types de pesticide utilisés par chaque travailleur, et le nombre d'heures de pulvérisation par jour pendant la période de contrôle.

Le principal insecticide utilisé (environ 90% du volume total) était le Sumithion (féntrothion UBV 500 g m.a. l⁻¹). Le Sumicombi CE (féntrothion 250 g m.a. l⁻¹ et le fenvalérate 50 g m.a. l⁻¹) n'a contribué qu'à 1% dans le volume total utilisé tandis que le reste de pesticide était du Dursban (chlorpyrifos UBV 450 g m.a⁻¹).

Afin de normaliser les calculs, les volumes de produit formulé ont été transformés en quantités (kg) de matière active (PO seuls, le fenvalérate, une pyréthrine a été omise). La toxicité des différentes formulations n'est pas la même (DL50 aiguë Sumithion 1006 mg kg⁻¹, Dursban 300 mg kg⁻¹; les chiffres s'appliquent au produit formulé). Néanmoins, le Sumithion était appliqué à 1 l ha⁻¹, tandis que le Dursban était appliqué à 0,5 l ha⁻¹. Ainsi, dans la pratique, les vrais dangers des deux formulations utilisées différaient moins que leur suggestion de données DL50. Nous n'avons pas d'information à savoir si et comment les niveaux de cholinestérase étaient affectés différemment par les formulations utilisées et ce programme de suivi n'était pas élaboré pour étudier cela.

Le prélèvement du sang et la préparation de l'échantillon

A intervalles réguliers, après le début de la pulvérisation, des échantillons de sang étaient prélevés chez chaque travailleur afin d'évaluer l'effet de l'exposition aux PO pulvérisés sur les niveaux de cholinestérase. Les intervalles entre les prises de sang différaient légèrement au niveau des trois groupes (Annexe 7.3). La prise de sang était effectuée par un infirmier à l'Hôpital Régional de Thiès. Afin d'établir un niveau de base individuelle de valeurs ChE et AChE pour chaque travailleur, deux échantillons étaient prélevés, deux à trois jours avant le début des traitements avec un intervalle de 24 heures entre eux (réf. 1 et réf. 2 dans l'annexe 7.3) La moyenne des deux valeurs était utilisée comme un niveau de base de préexposition individuelle. Il y avait deux raisons pour justifier pourquoi deux prélèvements au lieu de trois, étaient effectués (tels que recommandé dans le protocole de l'OMS) et avec seulement 24 heures d'intervalle.

1. Les applicateurs étaient recrutés seulement peu de temps avant le début de la campagne.
2. Les prises de sang se faisaient sur la base du volontariat et des facteurs culturels et/ou religieux nous ont empêchés de faire plus de prélèvements à des intervalles plus courts.

Les échantillons de sang étaient prélevés par une ponction veineuse et collectés dans des tubes héparanisés. Les flacons étaient conservés dans une glacière à 4°C et 3 heures après le prélèvement, ils étaient transportés au laboratoire pour traitement immédiat.

Les érythrocytes étaient préparés par centrifugation des échantillons de sang héparanisés à 3000 rpm pendant 10 minutes. Le plasma était alors séparé et congelé immédiatement à -24°C. Les cellules de sang étaient lavées deux fois avec une solution isotonique saline (NaCl 9 ‰), et centrifugées à 3000

rpm pendant 10 mn entre les lavages. Ensuite, ils étaient conservés à 4°C. Les essais étaient faits dans les jours qui suivent l'échantillonnage.

Les essais de cholinestérase

L'essai de cholinestérase des érythrocytes et du plasma a suivi la méthode spectrophotométrique de Ellman *et al.* (1961) qui implique deux réactions reliées pour produire un composé coloré. La production du composé est contrôlé en mesurant l'absorption de la lumière par le mélange de réactions dans le temps. L'acétylthiocholine, qui est utilisée comme substrat pour l'AChE est hydrolysée enzymatiquement pour donner de l'acétate et de la thiocholine. La Thiocholine réagit avec l'anion 5.5'-dithiobis-2-nitrobenzoïque (DTBN) produisant l'acide de 5-thio-2-thionitrobenzoïque (TBN) à couleur jaune.

La température de réaction était maintenue à 37°C et l'absorption était mesurée à une longueur d'onde de 405 nm. L'activité cholinestérasique est exprimée en micromoles d'acétylthiocholine hydrolysée par minute et par millilitre. D'autres détails sur les procédures analytiques peuvent être trouvée dans le rapport du laboratoire qui a effectué les analyses (Abiola 1992).

Les examens médicaux

A la fin des traitements, les travailleurs étaient soumis aux examens d'un médecin, pour vérifier si un signe clinique peut être attribué à l'utilisation de pesticides durant la campagne précédente.

Tableau 7.1 : Information de base des travailleurs suivis dans la présente étude

code travailleur	employé par	fonction	age	précédente			équipement utilisé	insecticides utilisés (litres)			total
				expérience	forme	intoxi- cations		Sumithion	Dursban	Sumicombi	
1	DPV-Dakar	chauffeur	39	5	oui	non	Ulvamast	7325	0	300	7625
2	DPV-Dakar	chauffeur	37	4	oui	oui	Ulvamast	6065	1140	112,5	7317,5
3	DPV-Dakar	applicateur	26	5	oui	non	Ulvamast	3625	1320	300	5245
4	DPV-Dakar	applicateur	22	5	non	oui	Ulvamast	4775	840	112,5	5727,5
5	IRPV-Thies	applicateur	36	5	oui	oui	Ulvamast	7325	0	300	7625
6	IRPV-Thies	applicateur	33	15	oui	non	Ulvamast	4495	660	112,5	5267,5
<i>moyenne/proportion</i>			<i>32,2</i>	<i>6,5</i>	<i>0,83</i>	<i>0,5</i>		<i>5602</i>	<i>660</i>	<i>206</i>	<i>6468</i>
7	IRPV-Thies	applicateur	33	3	non	non	Super Puma	5850	0	0	5850
8	IRPV-Thies	applicateur	25	3	non	non	Super Puma	5600	780	75	6455
10	IRPV-Thies	applicateur	41	2	non	oui	Super Puma	3850	100	0	3950
20	IRPV-Dakar	applicateur	25	5	oui	oui	Super Puma	5600	1320	75	6995
22	IRPV-Dakar	applicateur	26	4	oui	oui	Super Puma	4200	1720	200	6120
23	IRPV-Dakar	applicateur	18	3	non	non	Super Puma	3700	100	0	3800
<i>moyenne/proportion</i>			<i>28</i>	<i>3,3</i>	<i>0,33</i>	<i>0,5</i>		<i>4800</i>	<i>670</i>	<i>58</i>	<i>5528</i>
9	IRPV-Thies	gardien	53	4	oui	non	-	-	-	-	-
13	IRPV-Thies	gardien	26	0	non	non	-	-	-	-	-
<i>moyenne/proportion</i>			<i>39,5</i>	<i>2,0</i>	<i>0,5</i>	<i>0</i>					
test-t des différences entre l'Ulvamast et le Super Puma			<i>N.S.</i>	<i>p=0.014</i>	<i>p=0.046</i>	<i>N.S.</i>		<i>N.S.</i>	<i>N.S.</i>	<i>p=0.0093</i>	<i>N.S.</i>

Les Statistiques

Des tests-t de Student (Sokal & Rohlf) 1981) avaient été effectués pour tester si les niveaux de cholinestérase des travailleurs individuels avaient été statistiquement différents de leurs valeurs de base lors du pré-traitement. Les valeurs mesurées de l'activité ChE et AChE (en $\mu\text{mol min}^{-1} \text{ml}^{-1}$) ont été transformées en leurs logarithmes népériens. Les analyses de données ont ensuite suivi les recommandations de Stewart-Oaten *et al.* (1986) afin de se conformer aux exigences pour les besoins d'une indépendance statistique de données multiples à temps pour le même individu. A cause de la variabilité interindividuelle inhérente dans l'activité cholinestérasique et pour faciliter la comparaison entre les travailleurs, dans les graphiques présentés, les valeurs mesurées du ChE, du plasma et de l'activité AChE des érythrocytes ont été exprimées comme le changement de pourcentage des niveaux de préexposition. Ces niveaux de pré-exposition ont été établis à 0%. Les réductions dans l'activité AChE de moins de 30% sont considérées comme sans signification biologique, bien qu'ils puissent être statistiquement différents des valeurs de base. Par conséquent, seules les valeurs statistiquement différentes de plus de 30% des valeurs AChE des érythrocytes seront discutées. Pour le ChE du plasma, ce seuil est fixé à 40% conformément avec Fillmore & Lessenger (1993).

La différence dans le taux de changement de l'activité du cholinestérase par unité de temps, ou par quantité de produit utilisé entre les travailleurs qui utilisent un Ulvamast ou un Super Puma, a été testé par un test-t. Afin d'égaliser les variances des deux groupes testés, les données sur les réductions de pourcentage ont été transformées en pied carré arcsinus. Les tests-t ont été appliqués pour vérifier cela. Les tests-t de Student et les tests-F ont également été utilisés pour tester si les différentes caractéristiques des travailleurs utilisant des équipements différents étaient significativement différentes d'un travailleur à l'autre.

RESULTATS

L'exposition aux insecticides

L'exposition individuelle aux trois formulations utilisées différait entre les travailleurs. Dans le Tableau 7.1 et dans l'annexe 7.1, sont donnés pour chaque travailleur, le volume de produit formulé et la quantité d'ingrédient actif manipulé pour chacune des trois formulations, ainsi que pour le nombre total de jours pendant lesquels ces produits ont été manipulés. Aussi bien en termes d'ingrédient actif qu'en terme de jours exposés, le fénitrothion a été le produit utilisé le plus important.

Avec l'Ulvamast, 86,7% des traitements (volume utilisé) ont été entrepris avec le Sumithion. Le Dursban constituait 10,2%, alors que le Sumicombi constituait 3,1% du volume total utilisé. En ce qui concerne le Super Puma, le Sumithion contribuait à 86,8 % du total, tandis que le Sumicombi et le Dursban représentaient respectivement 1 % et 12,2 % du volume total utilisé. Pour les travailleurs individuels, ces chiffres étaient différents : un travailleur (n°7) seulement a appliqué le fénitrothion, tandis qu'un autre (n°22) a utilisé le chlorpyrifos à hauteur de 28% du volume total qu'il a manipulé. D'autres travailleurs se situaient entre ces extrêmes. Un travailleur seulement (n°3) a appliqué 5,8% du volume total de produit qu'il a pulvérisé comme du Sumicombi, mais les autres en ont utilisé beaucoup moins.

Dans l'ensemble, les quantités moyennes de Sumithion et de Dursban utilisées n'étaient pas statistiquement différentes entre les travailleurs qui utilisent le Super Puma ou l'Ulvamast. Néanmoins, les travailleurs sur les pulvérisateurs Super Puma ont utilisé moins de Sumicombi (significatif à $p=0,0093$). Etant donné que cela constituait seulement un à trois pour cent du volume total pulvérisé, cela n'a pas influencé notre conclusion selon laquelle les quantités totales d'insecticides appliquées n'étaient pas différentes entre les deux types d'appareils de traitement.

Les niveaux de cholinestérase chez les travailleurs

Les résultats des analyses de ChE sont donnés sur la Figure 7.1 (Super Puma), Figure 7.2 (Ulvamast) et Annexe 7.1. Les tableaux montrent pour chaque travailleur individuel, le pourcentage de la hausse ou de la baisse dans l'activité cholinestérasique, dans les érythrocytes et le plasma en relation soit avec la quantité de produit pulvérisé (en kg de m.a.), le nombre de jours d'exposition, ou le nombre d'heures réelle de pulvérisation. Etant donné que la quantité de produit utilisée peut être directement calculée à partir des volumes pulvérisés, qui sont communiqués par radio aux Inspections Régionales, des corrélations entre le volume et soit les heures ou les jours ont été calculées (Tableau 7.3). Comme on peut le voir, les valeurs r^2 sont élevées et du point de vue statistique, hautement significatives. Cela signifie que lors des études ultérieures, les volumes peuvent être utilisés pour se substituer au temps exposé, ce qui est beaucoup plus difficile à suivre avec fiabilité sur une base individuelle. Concernant les deux magasiniers, ces données détaillées n'étaient pas disponibles. Par conséquent, la Figure 7.4 montre les résultats des analyses sur une échelle à temps simple. Ainsi il est toujours possible d'établir une comparaison avec les autres travailleurs.

Le Super Puma

L'activité AChE des érythrocytes chez les travailleurs individuels, qui travaillaient sur des pulvérisateurs Super Puma, montre une baisse graduelle dans le temps. Chez certains travailleurs, une baisse initiale était suivie d'une augmentation, et ensuite on pouvait noter une baisse graduelle dans l'activité. Les valeurs de deux travailleurs qui opéraient dans la même équipe ont des symboles (ouverts et fermés) similaires (Figure 7.1), pour faciliter la comparaison. La matrice de corrélation (Annexe 7.2) montre que les valeurs pour les membres d'une équipe (deux équipes sur trois) ont plus de corrélation dans le temps que pour les non membres.

Un résumé du temps, ou de la quantité de pesticide utilisé, nécessaire pour excéder les niveaux planchers de 30% de réduction dans le AChE des érythrocytes, ou 40% dans les niveaux ChE du plasma, chez l'individu le plus sensible dans cette étude de suivi est donné dans le Tableau 7.2. Les niveaux AChE des érythrocytes atteignent la valeur plancher plus tôt (85 heures de pulvérisation) que les niveaux ChE du plasma (105 heures) ou après respectivement 24 et 28 heures d'exposition. La quantité correspondante de pesticide nécessaire pour excéder ce seuil est comparable avec respectivement 1700 et 1900 kg m.a.. Tous les travailleurs ont finalement eu une activité AChE des érythrocytes qui a baissé de plus de 30%. Il a été trouvé une inhibition de 40% et plus de ChE de plasma chez trois travailleurs, c'est-à-dire la moitié des travailleurs contrôlés.

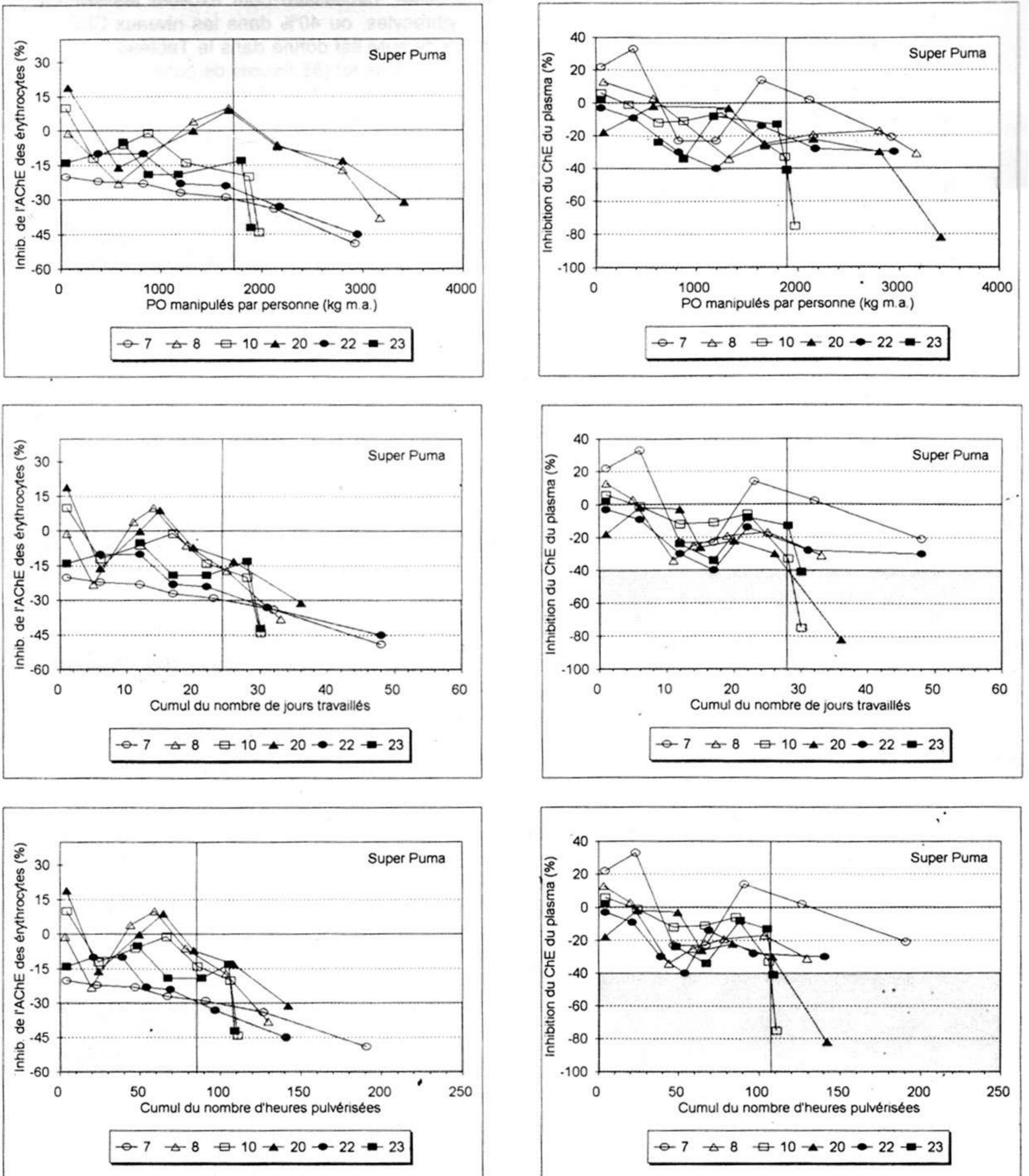


Figure 7.1 : Inhibition cholinestérasique chez les travailleurs de la protection des végétaux, qui utilisent des pulvérisateurs Super Puma, en relation avec la quantité de produit appliquée (kg m.a.), nombre de jours travaillés, et nombre d'heures de pulvérisation. Les graphiques de la colonne de gauche montrent une inhibition de l'AChE des érythrocytes (% relatif aux niveaux de base individuels). Les graphiques de la colonne de droite montrent une inhibition du ChE du plasma. Le niveau de base est de 0% à t=0 dans les deux colonnes. Les parties hachurées montrent respectivement des zones d'inhibition de 30% (érythrocytes) et de 40% (plasma). Les lignes verticales montrent le moment où le premier individu excède le niveau préétabli de 30% resp. de 40% d'inhibition. Les numéros de la légende font référence aux codes donnés aux différents travailleurs suivis (Tableau 7.1).

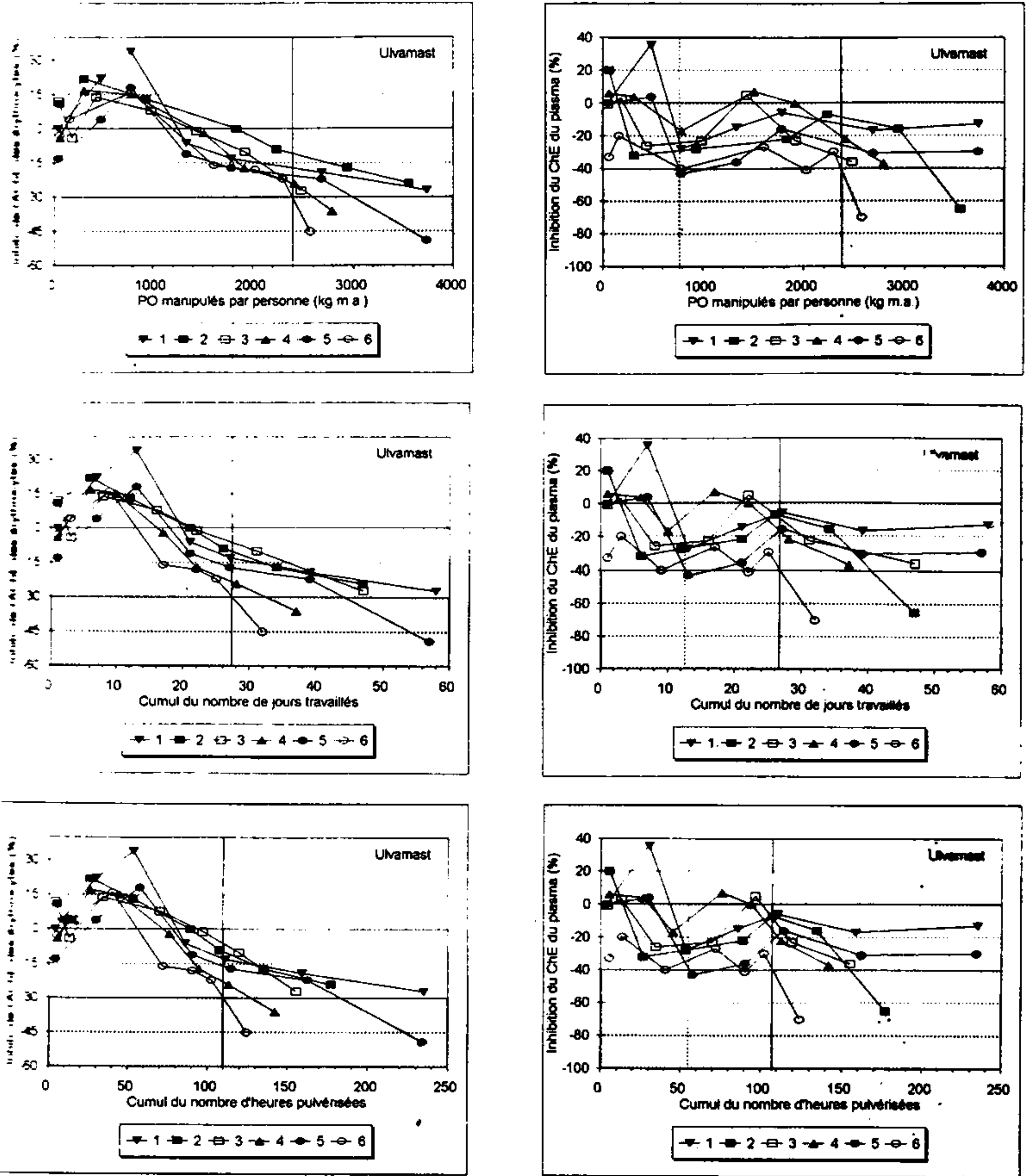


Figure 7.2 : Inhibition cholinestérasique chez les travailleurs de la protection des végétaux, qui utilisent des atomiseurs à disque rotatif Uvamast, en relation avec la quantité de produit appliquée (kg m.a.), nombre de jours travaillés, et nombre d'heures de pulvérisation. Les graphiques de la colonne de gauche montrent une inhibition de l'AcE des érythrocytes (% relatif aux niveaux de base individuels). Les graphiques de la colonne de droite montrent une inhibition du ChE du plasma. Le niveau de base est de 0 % à t=0 dans les deux colonnes. Les parties hachurées montrent respectivement des zones d'inhibition de 30% (érythrocytes) et de 40 % (plasma). Les lignes verticales montrent le moment où le premier individu excède le niveau préétabli de 30% resp. de 40 % d'inhibition. Les numéros de la légende font référence aux codes donnés aux différents travailleurs suivis (Tableau 7.1).

L'Ulvamast

L'activité AChE des érythrocytes montre une augmentation initiale chez tous les travailleurs, suivie par une baisse graduelle. Ce phénomène est plus remarquable chez les travailleurs sur Ulvamast, que chez ceux qui sont sur pulvérisateurs Super Puma. Que ce fait soit dû à une (certaine) réactivation de l'enzyme inhibée, ou qu'il représente un fait dû à une variabilité intra- et inter- individuelle ou d'autres facteurs demeure inconnu. L'activité ChE du plasma chez les travailleurs qui opèrent sur les pulvérisateurs Ulvamast à disque rotatif, montre une baisse graduelle dans le temps. Les activités AChE chez les deux travailleurs qui ont collaboré durant toute la période ne sont pas plus en corrélation que les activités parmi les autres travailleurs (annexe 7.4). Aussi l'AChE des érythrocytes et le ChE du plasma chez les différents travailleurs montrent le même modèle d'inhibition (Tableau 7.1), et les niveaux planchers chez les individus les plus sensibles sont dépassés après 105-110 heures de pulvérisation ou 27 jours d'exposition, correspondant à 2400 kg m.a. de PO réellement appliqués.

Trois travailleurs (50%) ont une inhibition des érythrocytes de plus de 30% à la fin de l'étude. Seuls deux travailleurs (33%) montrent une inhibition du ChE du plasma de plus de 40% à la fin de l'étude. Un travailleur (n°5) montre une baisse temporaire dans l'activité ChE de plus de 40% (indiqué par une ligne hachurée sur la figure 7.2, avec une rémission ultérieure.

Tableau 7.2 : Résumé du temps et de la quantité d'organophosphoré nécessaire pour dépasser les niveaux plancher d'inhibition cholinestérasique chez les individus les plus sensibles.

Type de pulvérisateur	Erythrocytes (30% de réduction)			Plasma (40% de réduction)		
	heures	jours	kg (m.a.)	heures	jours	kg (m.a.)
Super Puma (Opérateur sur pulvérisateur)	85a ¹	24a	1700a	105a	28a	1900a
Ulvamast (opérateur dans la cabine)	110b	27b	2400b	105a	27a	2400a

¹ les valeurs ayant la même lettre dans la même colonne ne sont pas statistiquement différentes ;

Comparaison des deux appareils de traitement

Comparé aux utilisateurs du Super Puma, les travailleurs sur un Ulvamast atteignent des niveaux plancher d'AChE des érythrocytes dans une étape ultérieure. Les différences entre le Super Puma et l'Ulvamast dans le taux de changement de l'AChE des érythrocytes étaient statistiquement significatives pour la quantité d'insecticide utilisée ($p=0,011$), et de la signification statistique limite pour les heures de pulvérisation ($p=0,051$) et de jours d'exposition ($p=0,053$). Pour le pourcentage de changement dans le ChE du plasma, nous n'avons trouvé aucune différence statistiquement significative entre les deux pulvérisateurs. Sur la base des profils AChE des érythrocytes, le Super Puma est légèrement plus dangereux que l'Ulvamast.

Le stockage du pesticide

Comme le montre la figure 7.4, l'activité ChE des magasiniers est favorablement comparée à celle des travailleurs sur Ulvamast ou Super Puma. Tandis que les deux derniers montrent des niveaux d'inhibition excédant 30% à la fin de la période de contrôle, les niveaux chez les magasiniers sont restés autour de 0% d'inhibition. En revanche, les niveaux de plasma montrent clairement un effet d'exposition. A la fin de la saison, la dépression est autour de 30%, comparé à une dépression moyenne de plus de 40% pour les autres travailleurs.

La morbidité en relation avec les activités précédentes et actuelles de pulvérisation

A partir des questionnaires personnels, il est apparu que sur les 14 travailleurs impliqués dans l'étude,

6 (43%) avaient déjà été malades (Tableau 7.3), parmi lesquels, un, juste avant le début de la campagne. Le pulvérisateur Super Puma est plus fréquemment cité dans les cas d'intoxication.

L'examen médical effectué à la fin de la campagne a révélé que deux travailleurs (n°3 et n°22) ont montré des signes d'intoxication. Dans un cas (n°3), un traitement à l'atropine était nécessaire, bien que les deux activités d'AChE des érythrocytes et du ChE du plasma à ce moment n'étaient que légèrement inhibées (respectivement <30% et <40%, figure 7.2) Les résultats de ce traitement sont inconnus. Le travailleur n°22 avait déjà été retiré des activités de manutention du pesticide avant le début de la campagne.

Tableau 7.3 : Maladie auto déclarée due au contact avec les PO parmi les 14 travailleurs.

Code du travailleur	Années d'Expérience	Années de maladies	Produit	Equipement Ou activité
2	4	1991	Fénitrothion	Ulvamast
4	5	1989	Malathion	Super Puma
5	5	1988	Malathion	Super Puma
10	2	1991	Fénitrothion	Super Puma
20	5	1989	Fénitrothion	Super Puma
22	4	1992	Fénitrothion	Eclatement

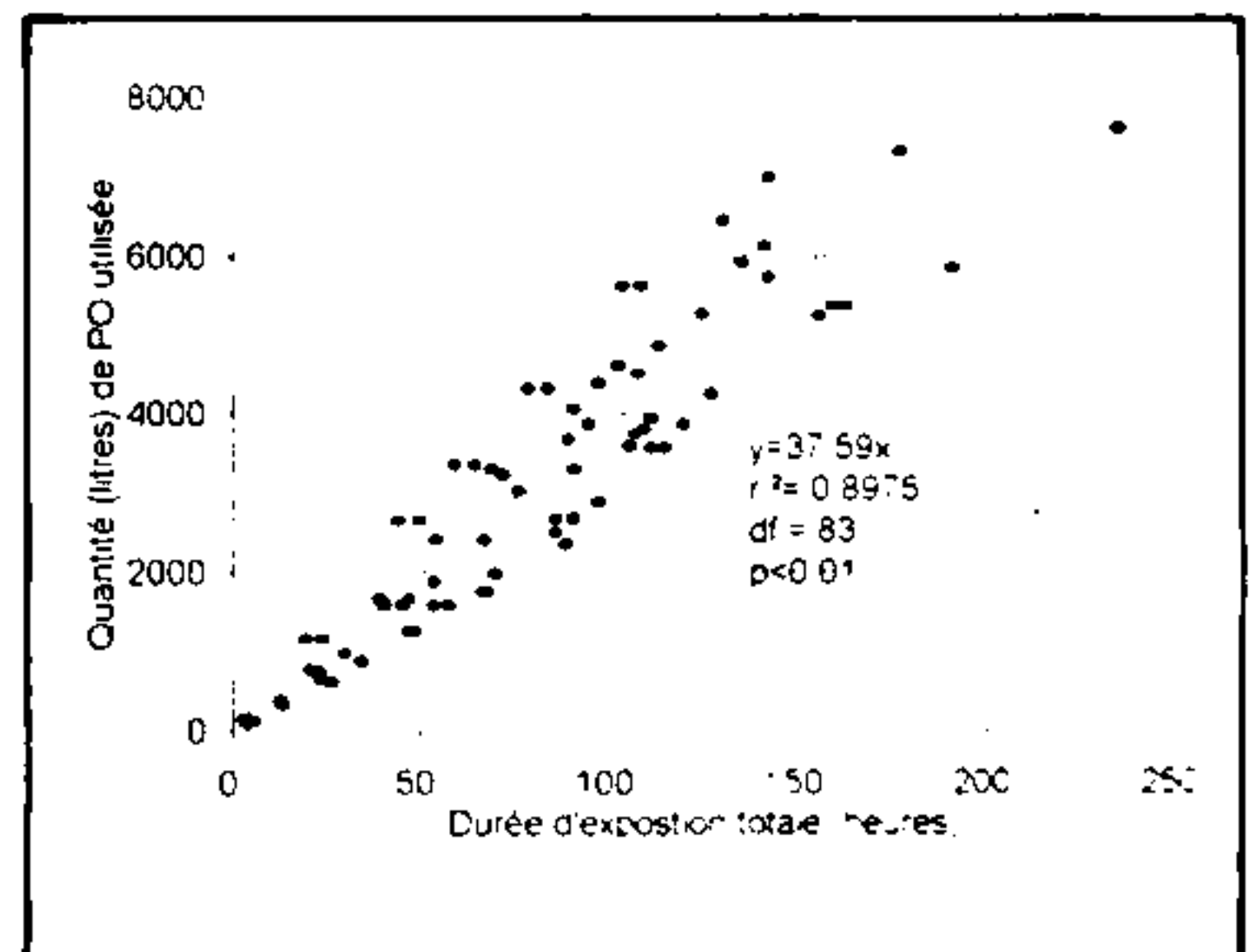
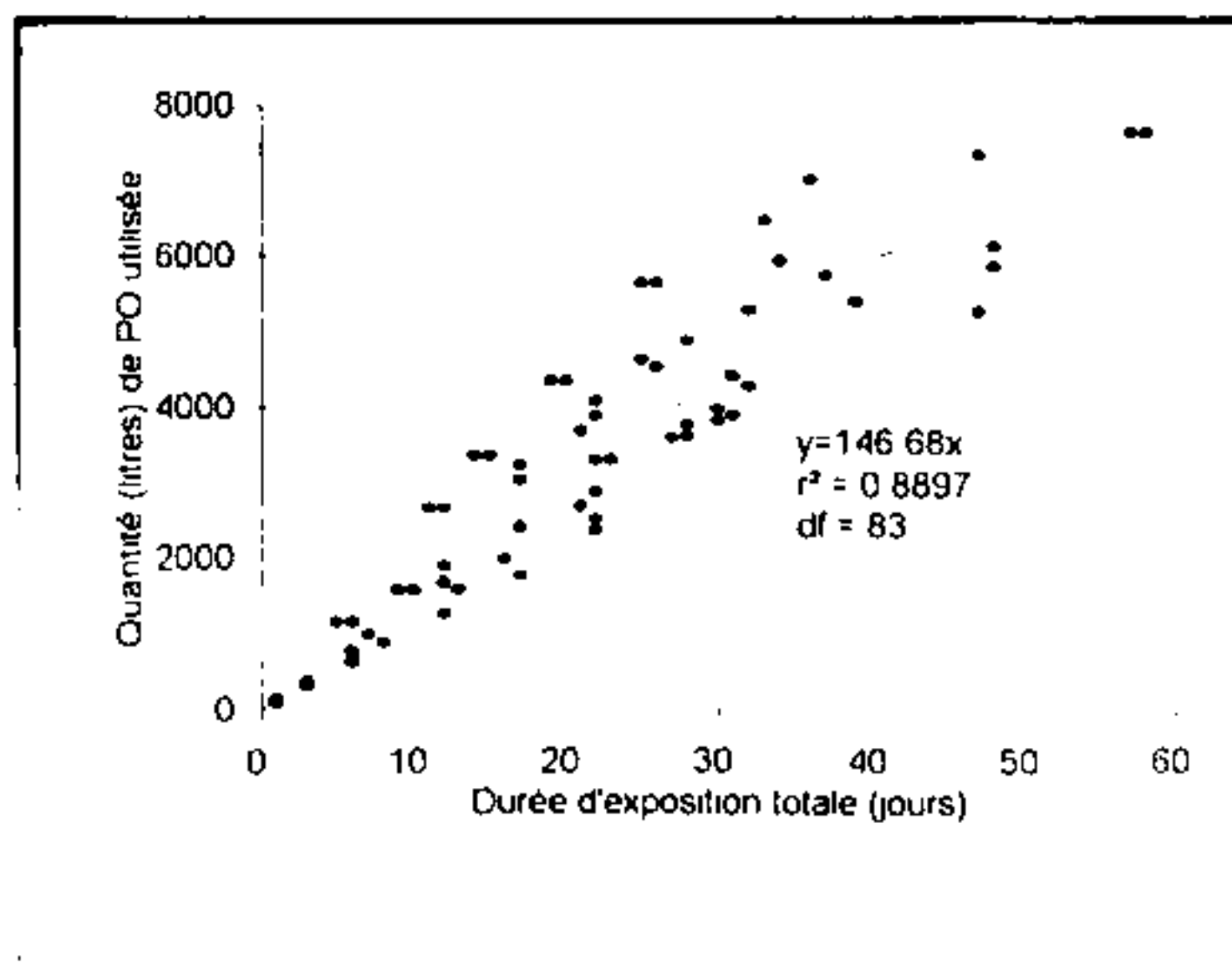


Figure 7.3 : Quantité d'organophosphorés pulvérisés (litres de produit formulés) comme étant fonction du nombre de jours d'exposition (à gauche) ou le nombre réel de jours de pulvérisation (à droite).

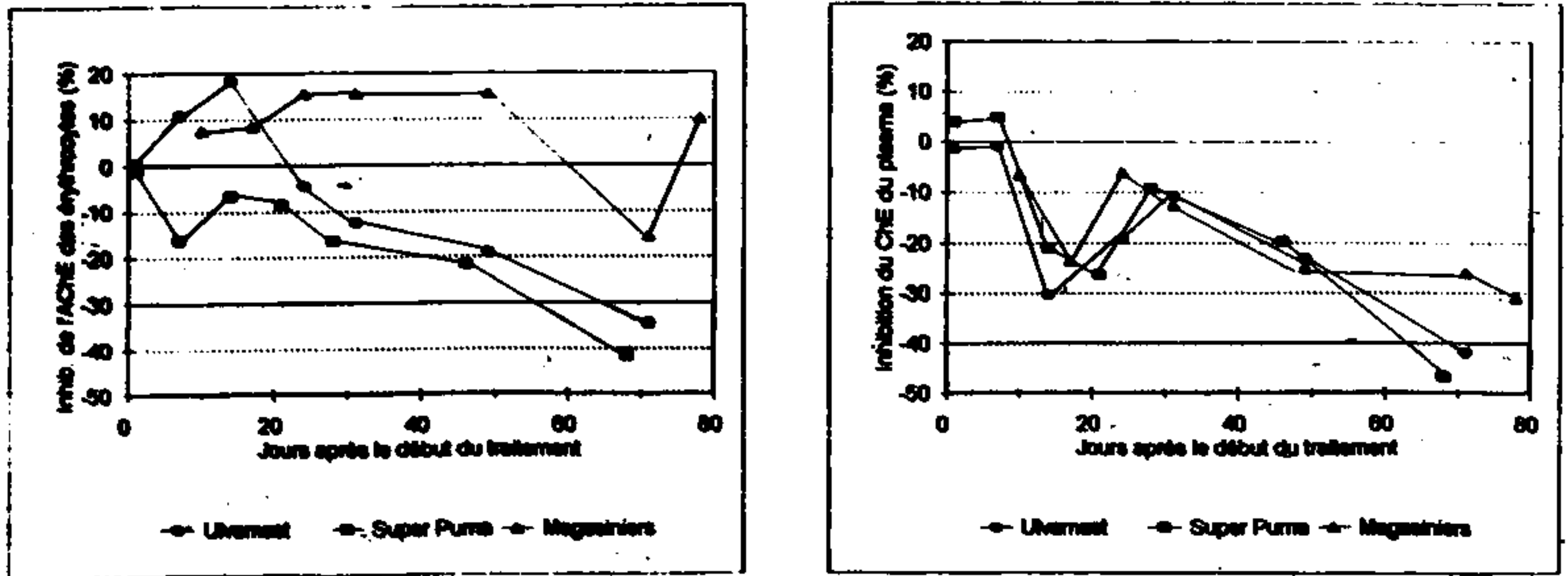


Figure 7.4 : Comparaison entre l'inhibition cholinestérasique des érythrocytes et du plasma chez les travailleurs qui opèrent sur des appareils Ulvamat ou Super Puma ou chez les magasiniers.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Il existe un nombre d'études de suivi de publications sur des niveaux de cholinestérase chez les travailleurs de la protection des cultures (e.g. Ames *et al.* 1989, Jauhainen *et al.* 1992, Karr *et al.* 1992, Rama & Jaga 1992, Richter *et al.* 1992, Fillmore & Lessenger 1993, MacCurdy *et al.* 1994), les applicateurs de pesticides urbains, (Yeary *et al.* 1993) ou chez les travailleurs chargés du contrôle des vecteurs (Yadava *et al.* 1991, Fakhri 1993). Certaines de ces études ont été conduites dans le but de voir si les niveaux de cholinestérase individuels nécessitent un retrait (temporaire) de l'exposition, d'autres se sont penchés sur les effets biologiques plus spécifiques de l'exposition à certains pesticides. Comparée à ces études, la situation du Sénégal est différente pour les raisons suivantes :

1. Le volume total de PO utilisés et l'exposition individuelle sont plus élevés pour la plupart des années, plaçant les travailleurs de la protection des végétaux à des niveaux d'exposition potentiellement dangereux ;
2. Les travailleurs sont rarement retirés de l'exposition durant la saison de pulvérisation, et si cela survenait, c'est après qu'ils aient montré des signes clairs d'empoisonnement ;
3. Les empoisonnements dus à une exposition aux pesticides dans le cadre du travail sont fréquents . Entre 1988 et 1996, au moins six cas d'empoisonnement sévère ont été enregistrés parmi le personnel de la DPV chargé de la pulvérisation (O. Boye, DPV, comm. pers.). Cette présente étude vient ajouter plusieurs cas d'empoisonnement moyen ou modéré parmi les travailleurs sénégalais de la protection des végétaux.

A ces points, il faut ajouter que probablement il y a aussi des différences dans la formation et la surveillance, ainsi que dans l'application correcte de mesures de sécurité.

La seule étude récente dans laquelle des conditions d'exposition comparables à celles du Sénégal ont été décrites est celle de Ohayo-Mitoko (1997). Sur les 390 travailleurs des pesticides du Kenya qui ont été testés, 115 individus (29,5%), présentent des niveaux d'AChE des érythrocytes qui ont baissé de plus de 40% durant les périodes de forte exposition. Un groupe de contrôle de 276 travailleurs agricoles exposés n'a pas montré d'inhibition.

Les travailleurs sur les pesticides au Sénégal qui utilisent couramment soit des pulvérisateurs à canon Super Puma ou des atomiseurs à disque rotatif Ulvamast durant la saison des cultures deviennent progressivement exposés aux pesticides qu'ils appliquent, bien que les deux différents pulvérisateurs ne les exposent pas de la même manière. Les applicateurs qui utilisent un Super Puma manipulent le pulvérisateur en se tenant immédiatement à côté. Les applicateurs qui utilisent un atomiseur Ulvamast, manipulent l'appareil à partir de la cabine, et ainsi, théoriquement, ils sont mieux protégés durant le traitement. Néanmoins, les deux groupes sont également exposés durant le chargement du pesticide et le nettoyage de l'équipement.

Nos résultats sur les niveaux de cholinestérase dans le sang confirment que les travailleurs sur Super Puma sont susceptibles d'être plus affectés et courent un risque plus grand d'être intoxiqués dans le temps, que ceux qui travaillent avec l'Ulvamast. Les niveaux AChE dans les érythrocytes de tous les travailleurs qui utilisent un Super Puma ont baissé de plus de 30% à la fin de l'étude, et un travailleur (avec une inhibition de l'AChE des érythrocytes de 45% durant le dernier jour de l'étude) a montré des symptômes cliniques d'une intoxication bénigne aux PO (rapport du médecin). Sur les dix travailleurs qui utilisent les atomiseurs Ulvamast, trois ont montré des niveaux de l'activité AChE qui avaient baissé de plus de 30% à la fin de l'étude. Un travailleur a montré des signes cliniques d'empoisonnement anticholinestérasique et a reçu un antidote. Sur les cinq cas de maladie déclarés, parmi les 14 travailleurs de cette étude dans laquelle l'équipement de pulvérisation est incriminé, (tableau 7.3), quatre étaient dus à l'utilisation du Super Puma. Durant la période 1988-1992, il y a eu 29 Super Puma, 10 Jacto, et 12 Ulvamast opérationnels à la DPV (D. Dia, DPV comm. pers.). Bien que notre

échantillon de travailleurs n'ait pas été choisi au hasard (Voir la suite formation/expérience), la prévalence des pulvérisateurs Super Puma dans les cas d'empoisonnement aux pesticides est claire.

Le danger relatif pour la santé des applicateurs de l'utilisation des pulvérisateurs à haut débit, avec des applicateurs qui se tiennent à côté du pulvérisateur, est également devenu apparent dans la précédente étude. En 1991, quatre groupes d'applicateurs, utilisant des équipements de pulvérisation différents et des formulations différentes, ont été suivis durant un mois. Cinq des dix applicateurs utilisant un pulvérisateur Super Puma ont montré des symptômes d'empoisonnement aigus avec leurs niveaux de ChE du sang qui ont baissé de quelque 30-40%. Certains applicateurs utilisant des atomiseurs à disque rotatif manuels à piles ont également montré des réductions significatives dans les niveaux ChE du sang entier de 30-40%, mais ils n'ont montré aucun signe clinique d'empoisonnement (FAO Projet Locutox, non publié ; Abiola 1991).

Dans une étude dans laquelle a été évaluée la performance de six pulvérisateurs montés sur des véhicules, deux pulvérisateurs à dos, et trois pulvérisateurs manuels, pour leur utilisation dans la lutte antiacridienne, le Super Puma a obtenu un classement général médiocre d'un point de vue technique (FAO, 1994). Plus tard, il a été établi que le système d'écoulement de ce pulvérisateur n'était pas commode et était susceptible de contaminer l'opérateur. Puis sur le spectre des gouttelettes s'est avéré très large et c'est ce qui a influencé le classement sur le point de la sécurité. Les résultats de cette étude montrent que, que ce soit pour 1700 kg m.a. appliqués, ou 24 jours d'exposition, ou 85 jours de pulvérisation, il faut retirer du travail les individus les plus sensibles. Etant donné les nombreux cas justifiés d'empoisonnement de travailleurs sénégalais chargés de la protection des végétaux, les empoisonnements dus à l'utilisation de pulvérisateur à canon à haut débit, ainsi que les restrictions techniques soulignées par le panel international, il faut se poser la question de savoir si l'utilisation de ce type de pulvérisateur peut encore être justifiée dans la lutte antiacridienne.

Les magasiniers de pesticides avaient des niveaux de ChE de plasma qui ont légèrement baissé à la fin de la période de contrôle, mais des niveaux de AChE des érythrocytes qui étaient normaux. Cela indique que dans les conditions de contrôle, l'exposition des magasiniers s'est avérée être un risque potentiel minime.

L'OMS considère les niveaux se situant en-dessous de 50% de la base, comme étant un empoisonnement significatif (Fillmore & Lessenger 1993). Une inhibition de 70% des niveaux de cholinestérase de base est souvent associée à un empoisonnement sévère (OMS 1986). Les symptômes cliniques d'un empoisonnement sévère sont le tremblement brusque, des convulsions généralisées, et enfin, la mort par suite d'une défaillance respiratoire ou cardiaque (Jeyaratnam & Maroni 1994). Quatre travailleurs qui utilisaient un pulvérisateur Super Puma ont eu des réductions du niveau AChE des érythrocytes de 40-50% et deux travailleurs ont eu une réduction des niveaux ChE du plasma de 75-85%. Deux travailleurs qui opéraient sur Ulvamast ont montré respectivement des inhibitions de l'AChE des érythrocytes de 45-50% et de 60-70% du ChE du plasma. Il y a plusieurs manières d'expliquer pourquoi ces inhibitions relativement sévères n'avaient été que partiellement corroborées par des symptômes cliniques. Tout d'abord, une exposition chronique ou répétée aux PO augmente la tolérance individuelle, et une corrélation avec la maladie peut être minime ou totalement inexistante (Jeyaratnam & Maroni 1994, Richardson 1995). Deuxièmement, les signes d'un empoisonnement léger peuvent rarement être détectés par un examen clinique (Fillmore & Lessenger 1993). Troisièmement, certains travailleurs peuvent cacher leur maladie, afin de conserver leur travail : les travailleurs temporaires ne sont pas payés lorsqu'ils ne travaillent pas. Nos résultats montrent clairement la nécessité d'un contrôle régulier de l'exposition des travailleurs sénégalais chargés de la protection des végétaux aux PO pendant la saison de pulvérisation et la nécessité de développer et de mettre en place des directives claires pour un retrait des travailleurs hors du champ d'exposition et l'amélioration des conditions de travail, si leur activité cholinestérasique tombe en-dessous des niveaux plancher.

Une autre caractéristique est devenue apparente après une comparaison des données individuelles. Les travailleurs qui opèrent sur un Ulvamast montrent généralement le même schéma dans leurs niveaux de ChE et l'on peut déduire qu'ils ont eu des expositions comparables. Les membres de la

même équipe ne peuvent être distingués de ceux d'une autre équipe par le schéma de leurs niveaux de ChE. Ceci peut s'expliquer par la position des applicateurs dans leur cabine où les conditions environnementales sont plus ou moins constantes. Contrairement à la situation avec l'Ulvamast, les applicateurs qui opèrent sur Super Puma montrent des schémas différents de leur activité de ChE. Il existe des différences claires entre les équipes, et les similarités entre les membres de la même équipe. Une équipe en particulier a atteint un niveau de dépression de 30%, seulement après avoir utilisé deux fois plus de PO que les autres équipes (figure 7.1). Cela montre que le comportement de l'équipe qui opère sur le Super Puma est un facteur majeur déterminant pour la dépression du ChE.

Afin d'analyser si l'expérience précédente, la formation précédente, l'âge ou les intoxications précédentes sont mis en relation avec ce schéma, (tableau 7.1), une comparaison est faite sur les différentes équipes qui opèrent soit sur un pulvérisateur Super Puma, soit un Ulvamast. Il est possible que les individus qui ont reçu une formation précédente et qui ont eu une expérience précédente, aient tenté de minimiser leur exposition, particulièrement s'ils ont eu une intoxication précédemment. Comme nous l'avons mentionné, il n'y a pas eu de différences statistiquement significatives entre les quantités de fénitrothion et de chlorpyrifos utilisées entre les deux pulvérisateurs. L'âge moyen et les intoxications ultérieures ne diffèrent pas au niveau des personnes qui utilisent les différents pulvérisateurs, mais les opérateurs des atomiseurs Ulvamast ont eu plus d'expérience significative (en moyenne 6,5 années; $p=0,046$) et ont reçu une formation plus importante (en moyenne 83%; $p=0,014$) que les opérateurs des pulvérisateurs Super Puma (3,3 années d'expérience et 33% de travailleurs formés). Il n'y a pas eu de différence statistiquement significative dans l'expérience ou la formation précédente entre les équipes utilisant le même type de pulvérisateur. En utilisant les données sur la formation des 18 travailleurs présélectionnés à l'origine pour cette étude (voir méthode), il y avait aussi une différence statistiquement significative dans la formation précédente qu'ont reçue les travailleurs employés par la IRPV à Thiès (N=11; 27,3% de travailleurs ayant reçu une formation précédente) ou ceux employés par la DPV ou l'IRPV de Dakar (N=7; 71,4% de travailleurs formés; $p=0,036$).

Les différences dans l'expérience et la formation entre les travailleurs n'étaient pas prévues au moment de l'élaboration de l'étude, et par conséquent, il est difficile d'apprécier leur contribution à la différence dans les profils cholinestérasiques entre les travailleurs qui opèrent sur les appareils Super Puma ou Ulvamast. Néanmoins, si le comportement dans la prévention du risque à travers une expérience ou une formation acquise, influence de façon favorable les profils de ChE, de nouvelles activités de formation devraient clairement être concentrées au niveau des inspections de la protection des végétaux. Comme le montre cette étude, les travailleurs des pesticides de la région de Thiès étaient significativement moins bien formés que ceux de la capitale, Dakar. Excepté cet aspect sur la formation les deux types d'équipements exposent leurs utilisateurs à des dangers sur la santé s'ils sont exposés pendant suffisamment longtemps, ce qui est le cas dans des conditions d'opération normales. Le dépassement des seuils intervient plus tôt avec le Super Puma qu'avec l'Ulvamast. Clairement, il faut prendre des mesures de protection de la santé pour les travailleurs de la protection des végétaux pour les deux types de pulvérisateurs.

Afin de déterminer si les travailleurs des pesticides pourraient être en contact avec des quantités de PO capables de provoquer des inhibitions de cholinestérase de 30% ou plus, une étude rétrospective pluri-annuelle (1988-1995) de l'exposition des travailleurs de la DPV a été entreprise dans quatre des dix régions du Sénégal (Dossou et Mullié 1997). Les données sur l'exposition aux organophosphorés des 532 applicateurs de pesticide ont été calculées à partir des messages radio archivés. Beaucoup de ces travailleurs n'étaient employés que pour un ou deux ans et seuls 72 ont été employés pendant au moins trois ans durant la période de l'étude. Parmi ceux-ci, il y a eu 48 travailleurs (67%) qui ont utilisé pendant au moins une saison plus de 1700 kg m.a de PO, ce qui veut dire qu'ils ont été exposés à des quantités potentiellement dangereuses de PO. Cette importante exposition a été retrouvée pendant sept années sur les huit qu'a duré l'étude, dans une à deux régions sur les quatre par an.

La réalité d'une surexposition aux pesticides inhibiteurs de cholinestérase utilisés dans la lutte antiacridienne a été confirmée plus tard au cours d'un programme de contrôle entrepris au Maroc, durant les campagnes de pulvérisation de 1987/1988 et 1988/1989, pendant les quelles le malathion et le DDVP avaient été utilisés comme les principaux insecticides inhibiteurs de cholinestérase. Par

conséquent, un système de soin de santé préventif et global avait été organisé durant la seconde campagne. Il comprenait des mesures régulières des niveaux du cholinestérase dans le sang chez le personnel d'opération de contrôle, y compris les pilotes, les chauffeurs, les techniciens et les applicateurs, par le personnel médical marocain qui utilisait un kit de mesure du cholinestérase Lovibond®. Lorsque les niveaux de sérum des travailleurs se situaient entre 50-75 pour cent en deçà des niveaux de base, ceux ci étaient relevés des opérations de pulvérisation. Durant la dernière campagne, 4,748 kits de ChE ont été utilisés et 1.016 personnes ont été temporairement ou définitivement retirées des opérations de pulvérisation (DAC 1992, Showler 1995).

Une base de données établie conjointement par le Projet Locustox de la FAO et la Direction Sénégalaise de la Protection des Végétaux, inclut la possibilité d'y entrer des données individuelles sur les informations de pulvérisation. Pour chaque individu, les quantités et les formulations de pesticides utilisées ainsi que les jours travaillés sont communiqués tous les jours par radio par les inspections régionales de la protection des Végétaux à la direction à Dakar. Ces données seront saisies dans la base de données, qui ensuite va calculer le cumul des quantités de PO utilisés ou les jours d'exposition par travailleur. Lorsqu'une personne a appliqué une quantité préétablie de pesticide, ou bien a été exposée pendant un certain nombre de jours, un avertissement pourra être donné pour que le sang de cette personne soit analysé, ou, si aucun test ne peut être effectué, qu'elle soit retirée de l'exposition. Les résultats des futurs tests ajoutés à la base de données peuvent être utilisés pour, plus tard, affiner les montants planchers des PO pour être soumis à un test. Etant donné que la base de données sera opérationnelle en 1997, l'applicabilité de cette approche peut être testée et adoptée si elle s'avère acceptable.

RECOMMANDATIONS

Afin de protéger les travailleurs chargés de l'application des pesticides de l'exposition potentiellement dangereuse aux PO résultant des opérations de pulvérisation ordinaire, un certain nombre de mesures de sécurité sont proposées :

1. Malgré les différences qui existent entre manipuler un Super Puma ou un Uivamast, la plupart des travailleurs ont des niveaux de cholinestérase en baisse, qui excèdent les valeurs planchers, à la fin de la période de suivi. Par conséquent, les niveaux de cholinestérase des travailleurs devraient être contrôlés durant la saison des cultures. Si des aiguilles propres jetables sont disponibles, ce contrôle devrait être obligatoire et les travailleurs qui refuseraient la prise de sang seraient exclus des activités de pulvérisation.
2. Au moins les niveaux cholinestérasiques des érythrocytes, mais si possible du sang entier, des érythrocytes et du plasma devraient être évalués. Pour chaque travailleur, il faut effectuer au moins deux ou trois prises de sang de préférence avec une semaine d'intervalle avant le début de la saison des cultures afin de déterminer les niveaux individuels de base du ChE.
3. Il est fortement recommandé de mettre sur place une formation continue des travailleurs chargés des pesticides, avec délivrance de brevet d'assiduité ou de niveau avec un test périodique de leur performance. Ceci devrait être accompagné par un contrôle régulier des opérations de pulvérisation par des équipes indépendantes. Ces équipes de contrôle peuvent être les mêmes, avec des tâches légèrement modifiées, telles que celles présentées par van der Valk *et al.* (1996) pour le contrôle de l'impact environnemental des traitements antiacridiens. Etant donné la disparité dans la formation reçue entre Dakar et les régions, la priorité devrait être donnée à la formation des travailleurs sur les pesticides employés par les Inspections Régionales de la Protection des Végétaux.
4. Devant l'absence de laboratoire d'analyse dans les régions, et afin d'apporter un minimum de protection aux travailleurs, il y a trois solutions possibles, dans l'ordre croissant, des solutions sophistiquées du court au long terme. La détermination de l'activité AChE des érythrocytes peut être faite immédiatement en utilisant un kit d'analyse portable, tel que recommandé par l'OMS, si une réserve importante d'aiguilles propres jetables peut être assurée. L'utilisation du sang capillaire par une ponction sur le doigt pourrait être une alternative lorsque l'on ne dispose pas d'autre matériel. Les résidus sur la peau influencent de façon négative les résultats du test, et par conséquent l'utilisation du sang veineux est recommandée. Afin d'empêcher des déplacements inutiles entre les régions et Dakar, une approche décentralisée est recommandée, au moins pour les régions où les pesticides sont les plus appliqués, avec des appareils d'analyses séparés pour chaque région.

A court terme : Les applicateurs des pesticides sont employés pour une durée déterminée et sont ensuite retirés de l'exposition pendant une période avant de reprendre les activités de pulvérisation. Selon nos données le temps de l'exposition ne devrait pas excéder 85 heures d'exposition ou 24 jours de pulvérisation. Afin de rester dans la zone de sécurité, cela signifie quatre semaines de cinq jours de travail, avec pour chaque jour pas plus de 4 heures de pulvérisation. Après ces quatre semaines et dans l'hypothèse où l'on atteint un seuil de 30%, il est recommandé sept à dix jours de non-exposition pour recouvrer les niveaux de cholinestérase, sur la base des niveaux de recouvrement de l'AChE de 1-1,5% par jour.

Avantage : Ne nécessite pas d'analyse, n'est pas cher.

Inconvénient : Tous les travailleurs seront temporairement retirés du travail, même si leurs niveaux de cholinestérase ne le nécessitent pas. Sans les analyses l'effet demeure inconnu.

A moyen terme : Une stratégie peut être développée sur la base des relations entre les quantités de PO utilisées (tels que communiqués par radio entre la région et Dakar) et l'inhibition du ChE telle que mesurée dans la présente étude. Si la quantité totale atteint 1700 kg m.a. (c'est-à-dire la quantité trouvée dans le cadre de cette étude pour réduire l'AChE du RBC de 30% chez le travailleur le plus sensible), le travailleur est retiré de l'exposition, à moins qu'il soumette un examen sanguin et que cet examen montre qu'il est à 80% au moins de la valeur de base.

Avantage : relativement simple, seules les personnes les plus exposées seront contrôlées ; permet une protection et fournit des données sur le suivi individuel.

Inconvénient : déplacements réguliers d'un grand nombre de personnes au fur et à mesure que la saison avance un système d'organisation des prises de sang et des analyses doit être mis en place dans chaque région et la disponibilité des fournitures d'analyses ainsi que d'aiguilles propres jetables doit être assurée. Disponibilité de personnel médical sur une base irrégulière. Relativement chère.

A long terme : Chaque travailleur subit une analyse de l'activité de l'AChE, à des intervalles préétablis (par exemple une fois par semaine) pendant la période des cultures. Dès que les niveaux AChE tombent en deçà de 70% des valeurs de base, la personne devrait être retirée du travail jusqu'à ce que les niveaux reviennent à 80% de la valeur de base.

Avantage : Facilite un contrôle individuel et fournit une très bonne protection.

Inconvénient : Demande une bonne organisation, un déplacement régulier des travailleurs des pesticides et la disponibilité d'un personnel médical, des aiguilles et d'autres matériels sur la même base. Relativement cher.

REFERENCES

- Abiola FA (1991). *Mesure de l'activité cholinestérasique chez les applicateurs de fénitrothion au Sénégal: influence du matériel de pulvérisation*. Dakar, Ecole Inter-Etats des Sciences et Médecine Vétérinaires, pp. 18.
- Abiola FA (1992). *Influence des appareils à grand débit sur l'activité cholinestérasique des applicateurs de fénitrothion au Sénégal*. Dakar, Ecole Inter-Etats des Sciences et Méd. Vétérinaires, pp. 14.
- Abiola FA, P Houeto, F Diatta, M Badiane & B Fayomi (1991). Agricultural organophosphate applicators cholinesterase activity and lipoprotein metabolism. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46: 351-360.
- Abiola FA, A Sere, JG Sawadogo, F Diatta & M Ly (1988). Cholinesterase depression among Senegalese crop protection workers exposed to organophosphorous pesticides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 483-488.
- Ames R, GSK Brown, DC Megle, E Kahn, J Stratton & R Jackson (1989). Cholinesterase activity depression among California agricultural pesticide applicators. *Am. J. Ind. Med.* 15: 143-150.
- DAC (1992). *Final evaluation of the USAID Morocco locust control project (No. 608-0196)*. Washington, DC, Development Assistance Corporation.
- Dossou N & WC Mullié (1997). *Exposition individuelle aux organophosphorés chez les manipulateurs des pesticides dans quatre régions du Sénégal, 1988-1995*. FAO Projet Locustox, rapport 97/13.
- Eilman GL, KD Courtney, V Andres Jr & RM Featherstone (1961). A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.* 7: 88-95.
- Extoxnet (1993). *Cholinesterase inhibition*. Oregon State University, Extension Toxicology Network document, pp. 8.
- Fakhri ZI (1993). Cholinesterase assessment as a result of fenitrothion exposure: a survey in a group of public health workers exposed to an organophosphorus pesticide. *Occup. Med.* 43: 197-202.
- FAO (1994). *Report on the workshop on evaluation of spray equipment used in Desert Locust control*. Cairo, FAO. Regional Office for the Near East. pp. 38.
- Fillmore CM & JE Lessenger (1993). A cholinesterase testing program for pesticide applicators. *J.O.M.* 35: 61-70.
- Jauhainen A, J Kangas, S Laitinen & K Savolainen (1992). Biological monitoring of workers exposed to mevinphos in greenhouses. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49: 37-43.
- Jeyaratnam J & M Maroni (1994). Organophosphorous compounds. *Toxicology* 91: 15-27.
- Kaloyanova FP & MA El Batawi (1992). *Human toxicology of pesticides*. CRC Press, Boca Raton. pp. 232.
- Karr C, P Demers, L G Costa, WE Daniell, et al. (1992). Organophosphate pesticide exposure in a group of Washington State orchard applicators. *Environ. Res.* 59: 229-237.
- Machemer, LH & M Pickel (1994). Carbamate insecticides. *Toxicology* 91: 29-36.
- Maroni M, Jarvisalo, J & F la Ferla (1986). The WHO-UNDP epidemiological study to the health effects of exposure to organophosphorus pesticides. *Toxicol. Lett.* 33: 115-123.

- MCCurdy SA, ME Hansen, CP Weisskopf, RL Lopez, et al. (1994). Assessment of azinphosmethyl exposure in California peach harvest workers. *Arch. Environ. Health* 49: 289-296.
- Ohayo-Mitoko, GJA, DJJ Heederik, H Kromhout, BEO Omondi & JSM Boleij (1997). Acetylcholinesterase inhibition as an indicator of organophosphate and carbamate poisoning in Kenyan agricultural workers. *Int. J. Occup. Environ. Health* 3: 210-220.
- Rama DBK & K Jaga (1992). Pesticide exposure and cholinesterase levels among farm workers in the Republic of South Africa. *Sc. Total Environ.* 122: 315-319.
- Richardson RJ (1995). Assessment of the neurotoxic potential of chlorpyrifos relative to other organophosphorus compounds: a critical review of the literature. *J. Toxicol. Environ. Health* 44: 135-165.
- Richter ED Z Rosenvald L Kaspi S Levy & N Gruener (1986). Sequential cholinesterase tests and symptoms for monitoring organophosphate absorption in field workers and in persons exposed to pesticide spray drift. *Toxicol. Lett.* 33: 25-35.
- Richter ED P Chuwers Y Levy M Gordon F Grauer J Marzouk, S Levy, S Barron & N Gruener (1992). Health effects from exposure to organophosphate pesticides in workers and residents in Israel. *Isr. J. Med. Sci.* 28: 584-597.
- Sawadogo GJ, FA Abiola, PET Houeto & F Diatta (1995). Suivi des applicateurs d'insecticide organophosphorés au Sénégal. *Proc. Séminaire EISMV, 1995:1-6.*
- Schneider F, K Steenland B Hernandez, B Wilson R Krieger, J Spencer & S Margetich (1994). Monitoring peach harvest workers exposed to azinphosmethyl residues in Sutter County, California, 1991. *Environ. Health Perspect.* 102: 580-585.
- Showler A (1995). Desert locust control, public health, and environmental sustainability in North Africa. Pp. 217-239 in: W.D. Swearingen & A. Bencherifa (eds.). *The North African environment at risk.* Westview Press, Boulder, CO.
- Sokal RR & FJ Rohlf (1981). *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research.* 2nd. Ed. Freeman, New York.
- Stewart-Oaten A, WW Murdoch & KR Parker (1986). Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology* 67: 929-940.
- Van der Valk H, B Gadji, AL Bâ, AO Diallo, MD Ndiaye & JW Everts (1996). *Suivi environnemental des traitements antiacridiens en Mauritanie, 1994/1995.* FAO Projet Locustox. Rapport 96/3.
- Van Sittert NJ (1991). Biologische monitoring, biologische effect monitoring en gezondheidsonderzoek in de arbeidstoxicologie. *Tijdschr. NVKC* 1991: 259-268.
- WHO (1982a). *Recommended health-based limits in occupational exposure to pesticides.* Technical Report Series, no. 677. Geneva, WHO.
- WHO (1982b). *Field surveys of exposure to pesticides standard protocol.* WHO, Geneva. Document VBC/82.1
- WHO (1986). *Organophosphorus insecticides: a general introduction.* Environmental Health Criteria 63. WHO, Geneva.
- Yadava RL, C Krihna Rao, BR Thapar & MVVL Narasimham (1991). Blood cholinesterase monitoring in spraymen involved in malathion spraying - A health protection measure. *J. Com. Dis.* 23: 55-58.
- Yeary RA, J Eaton, E Gilmore, B North & J. Singell (1993). A multiyear study of blood cholinesterase activity in urban pesticide applicators. *J. Toxicol. Environ. Health* 39: 11-25.

LISTE DES ANNEXES

- **ANNEXE 7.1:** Formulaires de site 7.1 - 7.4.
- **ANNEXE 7.2:** Information de base et calendrier des heures de pulvérisation, des jours d'exposition, des quantités et des formulations de pesticides utilisés.
- **ANNEXE 7.2.1:** Information de base par applicateur sur les formulations utilisées, les heures de traitement et les jours d'exposition. App.= U: Ulvamast, App. = Super Puma).
- **ANNEXE 7.3:** Calendrier des prises de sang.
- **ANNEXE 7.4:** Données individuelles de l'activité du ChE et des érythrocytes du plasma et le pourcentage d'inhibition en relation avec la quantité d'organophosphorés utilisés (en litres de produit formulé ou en kg de matière active), le nombre de jours d'exposition et le nombre d'heures de traitement.
- **ANNEXE 7.5:** Matrice de corrélation de l'activité AChE des érythrocytes ($\mu\text{mol min}^{-1} \text{ml}^{-1}$) chez les applicateurs qui opèrent sur le Super Puma.

Ces annexes sont disponibles au niveau du Projet LOCUSTOX à Dakar (Sénégal), où elles peuvent être consultées, où vous être envoyées sur demande.

Le projet LOCUSTOX Eclo/SEN/003/NET, GCP/SEN/041/NET a été créé en 1989 à l'initiative des gouvernements des Pays-Bas et du Sénégal et de la FAO, suite aux invasions massives du criquet pèlerin et des traitements intensifs effectués pour juguler son parasitisme.

La mission qui lui est assignée est d'étudier les effets de la lutte antiacridienne en Afrique et de former les décideurs et les applicateurs pour une utilisation sélective et à moindres risques des pesticides.

Les Etudes ainsi menées, sur le terrain et au laboratoire entre 1989 et 1994, objet du présent tome ont porté sur :

- Les pesticides à proposer en vue de leur recommandation, par la FAO dans le cadre de la lutte antiacridienne en Afrique.
- Les effets des pesticides, utilisés en lutte antiacridienne, sur la santé humaine et sur l'environnement en Afrique.
- Les méthodes de traitement les plus efficaces et les précautions à prendre pour mieux préserver les ennemis naturels, les insectes utiles et les applicateurs des pesticides.



Siège du Projet LOCUSTOX, Km 15 route de Rufisque - Dakar - SENEGAL