

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



**PROJET LOCUSTOX**

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



**TOME III  
1998**

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

# **EFFETS DE LA LUTTE ANTIACRIDIEUNE SUR L'ENVIRONNEMENT**

**TOME III**

**1998**

**Editeurs :**  
**James W. Everts**  
**Djibri Mbaye**  
**Oumar Barry**  
**Wim C. Mullié**

**Organisation des Nations Unies  
pour l'Alimentation et l'Agriculture**

**Direction de la protection des Végétaux  
Ministère de l'Agriculture - SENEGAL**

**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](mailto:locustox@metissacana.sn)

# TABLE DES MATIERES

---

<b>CHAPITRE</b>	<b>Page N°</b>
Avant propos	I
<b><u>CHAPITRE 1 :</u></b>	
<b>EXPOSITION INDIVIDUELLE AUX ORGANOPHOSPHORES CHEZ LES MANIPULATEURS DE PESTICIDES DANS QUATRE REGIONS DU SENEGAL, 1988-1995 <i>Nicole DOSSOU &amp; Wim C. MULLIE</i></b>	
Résumé	1
Introduction	2
Aspects méthodologiques de la collecte des données	4
Présentation des résultats obtenus	7
Conclusions	15
Recommandations	16
Références	18
<b><u>CHAPITRE 2 :</u></b>	
<b>DEPOSITION ET DISPARITION DE LA DELTAMETHRINE ET DU CHLORPYRIFOS SUR VEGETATION DE MIL AU SENEGAL (CAMPAGNE 1993) <i>Baba GADJI</i></b>	
Résumé	20
Introduction	21
Matériels et méthodes	22
Résultats	29
Discussion	37
Conclusions et Recommandations	40
Références	41

---

**CHAPITRE 3 :**

**DEPOSITION ET DISPARITION DU FENITROTHION  
ET DU MALATHION SUR VEGETATION DE MIL ET DU  
CHLORPYRIFOS SUR HERBE AU SENEGAL  
(CAMPAGNE 1994 ET CAMPANE 1996)  
*Baba GADJI, Massar Demba NDIAYE,  
Assane DIOP & Abdoulaye DJIGHALY***

<b>Résumé</b>	<b>43</b>
<b>Introduction</b>	<b>44</b>
<b>Matériels et méthodes</b>	<b>45</b>
<b>Echantillonnage</b>	<b>50</b>
<b>Analyse des échantillons</b>	<b>53</b>
<b>Résultats</b>	<b>56</b>
<b>Discussion</b>	<b>70</b>
<b>Conclusion</b>	<b>75</b>
<b>Références</b>	<b>76</b>

**CHAPITRE 4 :**

**IMPACT POTENTIEL DES INSECTICIDES SUR LA  
MORTALITE NATURELLE DE LA CHENILLE MINEUSE DE  
L'EPI DE MIL (*HELIOCHEILUS ALBIPUNCTELLA*) : UNE  
ETUDE DE LA TABLE E SURVIE  
*Abderrahmane THIAM & Harold VAN DER VALK***

<b>Résumé</b>	<b>78</b>
<b>Introduction</b>	<b>79</b>
<b>Matériels et méthodes</b>	<b>84</b>
<b>Résultats et Discussions</b>	<b>88</b>
<b>Perspectives</b>	<b>103</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>104</b>
<b>Annexes</b>	<b>106</b>

---

**CHAPITRE 5 :**

**EFFETS DES ENTOMOPATHOGENES *METARHIZIUM* SPP.  
ET *BEAUVERIA BASSIANA* SUR *BRACON HEBETOR* ET  
*EPIDINOCARSIS LOPEZI*  
*Abdoulaye DANFA***

<b>Résumé</b>	<b>107</b>
<b>Introduction</b>	<b>108</b>
<b>Matériels et méthodes</b>	<b>110</b>
<b>Résultats</b>	<b>113</b>
<b>Discussion</b>	<b>118</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>119</b>
<b>Annexes</b>	<b>121</b>

**CHAPITRE 6 :**

**TESTS DE TOXICITE AIGUE SUR UN PARASITOÏDE,  
*BRACON HEBETOR* SAY (HYMENOPTERA : BRACONIDAE),  
AVEC DIFFERENTS INSECTICIDES UTILISES EN LUTTE  
ANTIACRIDIEUNE AU SAHEL  
*Abdoulaye DANFA, Baba FALL et Harold VAN DER VALK***

<b>Résumé</b>	<b>122</b>
<b>Introduction</b>	<b>123</b>
<b>Matériels et méthodes</b>	<b>125</b>
<b>Résultats</b>	<b>128</b>
<b>Discussion</b>	<b>134</b>
<b>Conclusions</b>	<b>138</b>
<b>Références</b>	<b>139</b>

---

**CHAPITRE 5 :**

**EFFETS DES ENTOMOPATHOGENES *METARHIZIUM* SPP.  
ET *BEAUVERIA BASSIANA* SUR *BRACON HEBETOR* ET  
*EPIDINOCARSIS LOPEZI*  
*Abdoulaye DANFA***

<b>Résumé</b>	<b>107</b>
<b>Introduction</b>	<b>108</b>
<b>Matériels et méthodes</b>	<b>110</b>
<b>Résultats</b>	<b>113</b>
<b>Discussion</b>	<b>118</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>119</b>
<b>Annexes</b>	<b>121</b>

**CHAPITRE 6 :**

**TESTS DE TOXICITE AIGUE SUR UN PARASITOÏDE,  
*BRACON HEBETOR* SAY (HYMENOPTERA : BRACONIDAE),  
AVEC DIFFERENTS INSECTICIDES UTILISES EN LUTTE  
ANTIACRIDIEUNE AU SAHEL  
*Abdoulaye DANFA, Baba FALL et Harold VAN DER VALK***

<b>Résumé</b>	<b>122</b>
<b>Introduction</b>	<b>123</b>
<b>Matériels et méthodes</b>	<b>125</b>
<b>Résultats</b>	<b>128</b>
<b>Discussion</b>	<b>134</b>
<b>Conclusions</b>	<b>138</b>
<b>Références</b>	<b>139</b>

---

**CHAPITRE 7 :****EFFETS DU FENITROTHION SUR LES COLEOPTERES  
EPIGES DE L'AGROECOSYSTEME DU MIL AU SENEGAL  
*Alioune BEYE, Papa Charles SOW & Harold VAN DER VALK***

<b>Résumé</b>	<b>143</b>
<b>Introduction</b>	<b>144</b>
<b>Matériels et méthodes</b>	<b>146</b>
<b>Résultats et Discussion</b>	<b>151</b>
<b>Références</b>	<b>166</b>

**CHAPITRE 8 :****TESTS DE TOXICITE AIGUE SUR LES TERMITES  
*PSAMMOTERMES HYBOSTOMA DESNEUX ET  
ODONTOTERMES NILENSIS (EMERSON) AVEC DIFFERENTS  
INSECTICIDES UTILISES EN LUTTE ANTIACRIDIEENNE AU  
SAHEL*  
*Abdoulaye DANFA, Amadou Lamine BA & Moussa KONATE***

<b>Résumé</b>	<b>169</b>
<b>Introduction</b>	<b>170</b>
<b>Matériels et méthodes</b>	<b>171</b>
<b>Résultats</b>	<b>173</b>
<b>Discussion</b>	<b>179</b>
<b>Conclusions</b>	<b>181</b>
<b>Références</b>	<b>182</b>

---



**CHAPITRE 9 :**

**TESTS DE TOXICITE AIGUE SUR *OREOCHROMIS NILOTICUS*  
(L) PISCES CICHLIDAE) : METHODE D'ESSAI ET RESULTATS  
DE DEUX ORGANOPHOSPHORES (FENITROTHION &  
CHLORPYRIFOS)  
Alpha Oumar DIALLO, Khalifa Babacar NDOUR,  
Aliou BADJI & Joost LAHR**

Résumé	184
Introduction	185
Site de l'étude	186
Matériels et méthodes	187
Résultats	190
Discussion	192
Conclusion	193
Recommandations	194
Références	195
Annexe	196

**CHAPITRE 10 :**

**TESTS DE TOXICITE AU LABORATOIRE DE HUIT  
ACRIDICIDES VIS A VIS DE *OREOCHROMIS NILOTICUS*  
(PISCES, CICHLIDAE)  
Alpha Oumar DIALLO, Mouhamadou DIAGNE,  
Khalifa Babacar NDOUR, & Joost LAHR**

Résumé	197
Introduction	198
Objectifs	199
Matériels et méthodes	200
Résultats	204
Discussion	210
Conclusion	212
Recommandations	213
Références	214
Liste des annexes	215

## AVANT- PROPOS

Les résultats 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 depuis 1997 année de sortie du premier tome de cette série.

Le présent tome réunit les études dont les résultats ont été publiés de 1996 à 1997. Un quatrième tome sera publié au cours de cette année et traitera des résultats les plus récents. Les études partielles qui constituent les chapitres de ce troisième tome sont disponibles aussi sous forme de rapports techniques : Chapitre 1 : Rapport 97/13 ; Chapitre 2 : Rapport 96/4 ; Chapitre 3 : 97/8 ; Chapitre 4 : 96/2 ; Chapitre 5 : 96/1 ; Chapitre 6 : 97/5 ; Chapitre 7 : 97/7 ; Chapitre 8 : 97/10 ; Chapitre 9 : 96/7 ; Chapitre 10 : 97/9.

### Synthèse des résultats

Dans ce tome III, l'accent est surtout mis sur les risques que les traitements peuvent causer à l'homme, aussi bien en sa qualité de travailleurs, de cultivateurs qu'en étant consommateurs des produits exposés aux traitements. Une fois faits sur les cultures et les pâturages de la savane, les effets de ces traitements sur la faune utile surtout du sol (termites du sol) et les ennemis des déprédateurs sont démontrés. Les derniers Chapitres sont consacrés à de nouvelles études programmées par LOCUSTOX : les tests de toxicité sur les poissons notamment sur un poisson qui est important pour l'élevage : le "Tilapia" (*Oreochromis niloticus*).

Un Chapitre y est également consacré à un test de toxicité de deux biopesticides (*Metarhizium* sp. et *Beauveria bassiana*) sur un ennemi naturel dans le mil. Les résultats sont indicatifs du fait que les biopesticides, d'une façon générale, ne sont pas exemptés de risques pour l'environnement.

Les applicateurs de la Direction de la Protection des Végétaux, des pesticides antiacridiens et surtout ceux qui les appliquent fréquemment, ont déjà été identifiés comme étant des individus très exposés au risque que présente leur métier (Tome II, Chapitre 7). Dans le Chapitre I de ce tome, les auteurs ciblent ce groupe sur le territoire sénégalais, dans les régions les plus infestées. Parmi les 532 manipulateurs, 13,5 % ont participé à de multiples opérations (>3). La majorité d'entre eux a dépassé le seuil de risque d'intoxication (suite à l'utilisation de 1700 kg/an), ce qui signifie que presque 10 % des applicateurs de la DPV ont subi un risque réel d'empoisonnement. La poursuite du programme de formation, l'introduction de produits moins toxiques (tels que les biopesticides) et un suivi des traitements sont prévus pour atténuer ce risque. Le risque s'étend non seulement aux applicateurs (semi) professionnels mais aussi aux consommateurs des produits issus des cultures traitées. Dans deux études, la déposition et le sort de quatre pesticides ont été suivis dans des champs de mil et dans la zone de pâturage de la savane du Nord du Sénégal. La différence réside dans le fait que la demi-vie du produit (de 45 à 85 heures) a été multipliée par deux, fait probablement lié à l'absence de pluie au Nord.

L'effet de lessivage s'avère encore plus frappant dans le cas de la deltaméthrine : une accélération de la dégradation par un facteur trois (de 136 à 45 heures) due à la pluie. Les résidus sur la végétation mènent à des délais de carence sur le fourrage de 14 jours maximum pour la deltaméthrine et 7 jours pour le chlorpyrifos-éthyle. Pour la consommation humaine, des délais de 14 jours sont recommandés dans tous les cas.

Dans les mêmes champs de mil, il a été démontré que les traitements aux organophosphorés (le fénitrothion) peuvent causer des effets secondaires néfastes : les populations de la chenille mineuse de l'épi y ont doublé (Tome II). Afin d'identifier le mécanisme qui est à la base de ce phénomène, Thiam et Van der Valk ont mené une étude de fond sur la biologie de ce déprédateur. Ils ont pu confirmer le risque d'une augmentation jusqu'à 100 % de la population à l'instar de la disparition des

ennemis naturels des stades larvaires intermédiaires. Ces ennemis n'ont pas été identifiés ; ce sera l'objet d'une étude ultérieure (Tome IV, en impression).

Les ennemis naturels *Bracon hebetor* et *Epidinocarsis lopezi* ont été soumis à de multiples tests de toxicité. Les biopesticides antiacridiens *Metarhizium* spp. et *Beauveria Bassiana* s'avèrent virulents pour ces deux espèces suite à une exposition longue et intensive tel que mené lors de ce test. Il n'est pas exclu que la durée du test, conduit sur deux jours, ait affaibli les guêpes et les ait rendues plus vulnérables aux champignons.

Parmi les pesticides synthétiques testés sur *B. hebetor* (lambdacyhalothrine, malathion, bendiocarbe, deltaméthrine, chlorpyrifos et fipronil) le premier cité s'avère le moins toxique et le dernier le plus toxique. Ce dernier a aussi révélé son effet négatif sur la fécondité de l'espèce.

La faune du sol a été l'objet de deux études : celle sur la toxicité du fénitrothion pour les coléoptères épigés dans le mil et une autre sur la toxicité au laboratoire de six insecticides, pour des termites (*Psammotermes hybostoma* et *Odontotermes nilensis*).

La première étude a montré un impact très limité sur cette strate de la faune dans le mil, contrairement aux résultats des études sur les termites qui ont indiqué, qu'à l'exception du diflubenzuron, les cinq autres produits testés (la deltaméthrine, le fénitrothion, le chlorpyrifos, le malathion et le bendiocarb) représentent un danger pour ces espèces écologiques si importantes. Pour des raisons pratiques et écologiques, *P. hybostoma* se présente comme l'espèce la plus prometteuse pour des tests de criblage standardisés, ainsi que pour des essais de terrain.

Les tests de toxicité aiguë sur poisson, avec le Cichlide *Oreochromis niloticus*, ont donné des résultats très prometteurs. Des produits testés (diflubenzuron, fénitrothion, chlorpyrifos, malathion, lambdacyhalothrine, fipronil, bendiocarb et deltaméthrine) le diflubenzuron s'avérerait le moins toxique contrairement à la deltaméthrine qui montre une plus grande toxicité dans les conditions de laboratoire.

Puisque la corrélation entre la toxicité au laboratoire des mêmes produits pour l'espèce la plus fréquemment testée (*Salmo gairdneri*) est très faible, les résultats suggèrent que des tests avec le "Tilapia" fournissent des données supplémentaires utiles pour mieux estimer les risques pour la faune aquatique indigène.

En général, les résultats des études présentés dans ce tome, ont étendu et confirmé d'une part, les résultats obtenus ailleurs, tels que ceux du recensement des applicateurs et de la chimie environnementale et, ont d'autre part ouvert une nouvelle voie de recherche très prometteuse, celle des termites. La toxicité des biopesticides pour des espèces non-cibles reste à être étudiée plus en détail. L'absence d'un effet sur les coléoptères épigés dans le mil n'est pas surprenante, puisque la majeure partie du produit est déposée sur la végétation (Chapitres 2 et 3). Les résultats sur poissons montrent, encore une fois que des espèces tropicales doivent être incluses dans une évaluation des risques des pesticides dans l'habitat du criquet pèlerin. Au niveau des produits, les études ont démontré :

1. Un risque environnemental théorique des champignons antiacridiens
2. Une toxicité relativement élevée du fipronil vis-à-vis des invertébrés utiles (ennemis naturels et faune du sol).
3. Un risque de toxicité aiguë relativement faible du diflubenzuron et du bendiocarbe pour les termites du sol.
4. Une toxicité relativement élevée (en condition de laboratoire) de la deltaméthrine, du bendiocarbe et du fipronil, pour le "Tilapia" (*Oreochromis niloticus*). Nota bene : Il est noté que le comportement des pesticides dans les eaux naturelles et surtout l'absorption par des particules, peut fortement changer leur disponibilité, et par conséquent, le risque pour les organismes vivants.

## **CHAPITRE 1 :**

### **Exposition individuelle aux organophosphorés chez les manipulateurs de pesticides dans quatre régions du Sénégal, 1988-1995**

*Nicole DOSSOU et Wim C. MULLIE*

## **RESUME**

Initiée dans le but d'évaluer les risques, à long terme d'une intoxication chronique aux organophosphorés chez les manipulateurs de pesticides de la Direction de la Protection des Végétaux (DPV) au Sénégal, la présente étude, dans sa première phase, a permis de recenser, à partir d'archives, les manipulateurs des Unités de la Protection des Végétaux (UPV) qui ont été exposés aux organophosphorés de formulation UL utilisés dans la période 1988-1995. Les quatre régions choisies pour cette étude sont celles de Dakar, Thiès, Louga et Saint-Louis où la majorité des traitements (70 %), ont été effectués sur un total de 10.000 environ dans l'ensemble du pays.

Les organophosphorés de formulation UL qui ont été les plus couramment utilisés dans ces quatre régions au cours de la période d'étude par les manipulateurs UPV sont, sur la base de la matière active, le fénitrothion (64.5 %), le malathion (15.2 %), le chlorpyrifos (11.5 %), le fenthion (3.6 %), le cyanophos (3.3 %), et le chlorpyrifos-méthyl (1.9 %).

Un total de 532 manipulateurs (applicateurs et chauffeurs) ont été recensés pour les quatre régions. Parmi eux 72 manipulateurs UPV ont participé aux traitements pendant trois à huit années avec un minimum de trois ans entre 1990 et 1995.

A partir des quantités de produits organophosphorés (en kg de matière active) utilisées au cours des traitements effectués dans ces régions, le degré d'exposition a été approximativement évalué par équipe de manipulateurs. Les résultats indiquent que 67% des manipulateurs retenus (soit 48 sur les 72) ont été exposés, au moins pendant une année, à des quantités de pesticides organophosphorés dépassant les 1700 kg de matière active. Dans une étude antérieure, cette quantité a été associée à une baisse de 30 % du taux de l'activité cholinestérasique érythrocytaire, seuil recommandé par l'OMS pour un retrait du manipulateur de la source d'exposition.

Notre approche, bien que grossière et ne tenant pas compte de la variabilité inter-individuelle de l'activité de l'acétylcholinestérase, met en évidence l'existence des risques d'une intoxication chronique chez les manipulateurs de la DPV au Sénégal. En conséquence, des recommandations sont formulées à l'intention des responsables de la DPV pour un meilleur suivi des manipulateurs.

Les résultats obtenus justifient la pertinence d'une seconde phase de l'étude, qui permettra d'évaluer les risques en matière de santé et de rendement du travail de ces manipulateurs, pour une meilleure gestion des produits et des ouvriers de ce secteur d'activité.

## INTRODUCTION

Les pesticides sont des produits chimiques destinés à protéger les semences et les plantes cultivées contre l'action destructrice des phytoparasites ou à contrôler les vecteurs des maladies. Leur utilisation a suscité des controverses quant à leur action bénéfique sur l'environnement et leur innocuité chez l'homme. Les dangers liés à leur utilisation sont aussi bien présents au cours d'une utilisation mal appropriée par des personnes peu informées qu'au cours d'une utilisation convenable par un personnel technique. Les cas d'intoxications aiguës d'origines accidentelles ou volontaires chez l'homme sont assez fréquents. Les effets d'intoxications chroniques dues à l'absorption de petites quantités de produit de façon régulière et prolongée dans le temps sont moins bien connus car ils sont plus difficiles à évaluer par l'expérimentation animale. Chez les ouvriers qui fabriquent ces produits, les fermiers et leurs familles qui les utilisent dans leurs plantations, les effets connus ont été observés (PAN-CTA 1993).

Il est actuellement bien établi que l'utilisation à long terme des pesticides est à l'origine de diverses pathologies comme le cancer (Davis *et al.* 1992, Zahm *et al.* 1993), des affections oculaires (Dementi 1994) et des troubles de la reproduction (Willis *et al.* 1993, De Cock 1995). Les troubles neurologiques qui peuvent être aussi une conséquence de ce type d'exposition, font l'objet d'un considérable débat dans la littérature. Un examen neurologique permet d'établir chez des sujets suivant un traitement après une intoxication aux organophosphorés (OP), Steenland *et al.* (1994), une relation entre la présence de séquelles neurologiques et une intoxication aiguë aux OP. Sack *et al.* (1993), quant à eux, associent la détérioration de la capacité de coordination chez certains sujets à une récente exposition aux OP, tandis que Misra *et al.* (1994) ont montré dans leur étude, l'existence d'effets subcliniques sur les fonctions cognitives chez les applicateurs de pesticides ayant eu une durée moyenne d'exposition au fenthion de 10,5 années.

Dans une étude similaire à celle de Steenland *et al.* (1994), où un même groupe de témoins et une même méthodologie ont été utilisés, Ames *et al.* (1995a) n'ont pas mis en évidence une relation entre une inhibition modérée de l'activité cholinestérasique (activité ChE érythrocytaire à 70% ou moins du taux de base, et activité plasmatique à 60% du taux de base) et des séquelles neurologiques chroniques. Ils concluent donc qu'en évitant une intoxication aiguë aux OP, on empêche ainsi la survenue de séquelles neurologiques chroniques chez les applicateurs. De même, dans une étude prospective et longitudinale d'une cohorte d'applicateurs de pesticides travaillant dans des vergers de pommes, Daniel *et al.* (1992) n'ont pas pu clairement mettre en évidence une diminution significative et clinique des performances neuropsychologiques de ces applicateurs après une période d'exposition de 6 mois aux pesticides. L'exposition faible ou irrégulière des sujets, a pourtant été bien contrôlée. Selon ces auteurs, il n'est pas encore bien établi qu'une telle exposition à long terme aux OP en l'absence d'une intoxication aiguë peut provoquer un dysfonctionnement du système nerveux. D'autres études récentes semblent confirmer ces conclusions. Fiedler *et al.* (1997), dans une étude chez des applicateurs de pesticides de vergers aux Etats Unis, montrent que l'utilisation à long terme des OP, en absence d'épisodes d'intoxication aiguë, ne produisent au plus que de discrètes modifications de leurs performances neuropsychologiques. Les résultats d'une étude en Afrique du Sud chez les mêmes types d'applicateurs, suggèrent l'absence d'une association entre les effets chroniques sur le système nerveux et une longue exposition aux OP sans intoxications aiguës (L. London, *comm. pers.*).

Ainsi les risques d'intoxication qui font suite à une inhibition progressive de l'activité ChE après une exposition aux OPs ne sont pas clairement mis en évidence. Bellibas et Tuglular (1994) ont trouvé une corrélation négative et significative entre le nombre d'années d'exposition aux OPs et le taux sérique d'activité ChE. Cependant, dans une étude effectuée sur une période de 11 années chez des applicateurs urbains de pesticides, ce type de relation n'a pas pu être établi entre la période d'exposition et l'activité ChE sanguine (Yeary *et al.* 1993).

La plupart des études publiées n'apportent pas d'informations suffisamment pertinentes pour établir une analogie avec le cas des applicateurs de la Protection des Végétaux du Sénégal. L'exposition est soit élevée dans une étude à court terme, soit faible ou irrégulière dans des études à long terme. Dans d'autres cas, les données individuelles dans ces études à long terme ne sont pas disponibles. Nous n'avons trouvé aucune étude à long terme avec une exposition élevée et une inhibition régulière de la ChE en dessous des valeurs limites et pouvant provoquer des intoxications aiguës. Dans la plupart

des études à long terme qui ont été publiées, les applicateurs ont été retirés des sources d'exposition dès que l'activité ChE avait atteint un seuil limite, afin de les protéger d'une intoxication aiguë. Dans ce sens, l'étude d'Ohayo-Mitoko (1997a) est particulièrement pertinente pour la situation au Sénégal. Après une étude épidémiologique chez les applicateurs de pesticides au Kenya, ses résultats suggèrent une relation entre l'exposition aux inhibiteurs de cholinestérase, le taux de cholinestérase et les symptômes du système respiratoire, de l'oeil et du système nerveux central. Dans cette étude 30 % des individus exposés avaient des taux cholinestérasiques érythrocytaires abaissés de plus de 40 % par rapport à leur taux de base (Ohayo-Mitoko 1997b). Ils dépassaient donc le seuil d'inhibition de 30 % recommandé par l'OMS (WHO 1982) pour le retrait de la source d'exposition.

C'est dans le but d'évaluer les risques à long terme d'une intoxication chronique aux OP, que la présente étude épidémiologique rétrospective sur les applicateurs de pesticides de la Direction de la Protection des Végétaux (DPV) du Sénégal a été initiée. Celle-ci se justifie pour les raisons suivantes (Mullié *et al.* 1998) :

Par rapport aux études où les quantités de pesticides utilisées ont été indiquées, l'exposition des applicateurs de la DPV aux OP peut être considérée comme élevée.

Au Sénégal, les applicateurs de pesticides sont rarement soustraits des sources d'exposition quand leur taux d'activité cholinestérasique érythrocytaire ou plasmatique tombe en-dessous d'un seuil critique, ceci en raison de l'absence d'un programme de contrôle pouvant effectuer ce type de mesure d'inhibition. Le retrait d'un applicateur survient seulement quand celui-ci présente les symptômes d'une intoxication aiguë. Une étude effectuée à Thiès en 1992 au sein d'un groupe d'applicateurs a indiqué que dans les conditions normales de travail, l'activité cholinestérasique érythrocytaire tombe en-dessous du seuil limite de 70 % de l'activité normale chez une bonne partie des applicateurs au cours de la campagne agricole.

Au cours de la période de 1988 à 1996, au moins 6 cas d'intoxication aiguë aux OP ont été enregistrés parmi les applicateurs de pesticides de la DPV (O. Boye, *comm. pers.*). Cependant, une enquête menée sur 18 applicateurs de la DPV à Thiès en 1992, a montré que six (33%) parmi eux avaient reçu un traitement médical suite à une intoxication aux insecticides au cours des années précédentes. De même, une étude menée en 1991 chez les applicateurs de fénitrothion de la DPV, a montré que, parmi 10 applicateurs utilisant des pulvérisateurs à grand débit type Berthoud, 5 (50%) ont été intoxiqués au cours de la campagne (Abiola 1991). Comme il n'y a ni système d'enregistrement central, ni système de contrôle médical, d'autres cas d'intoxications n'ont certainement pas été connus.

La première phase de cette étude consiste en la constitution d'un groupe de manipulateurs de la DPV exposés depuis huit années aux pesticides, notamment les organophosphorés (OP), dans les dix régions du Sénégal. Le temps prévu pour réunir les données nécessaires à la constitution de ce groupe a été largement dépassé en raison du nombre important des données de base stockées à l'état brut dans les différents services concernés. La qualité très variable de ces données était parfois une contrainte pour obtenir de l'information fiable.

La quantité des données qui ont été collectées dépasse largement les besoins de l'étude actuelle. Ces données seront disponibles pour une analyse approfondie ultérieure après leur vérification définitive et leur transformation en base de données. Elles ne comprennent pas seulement l'information sur les applicateurs des pesticides, mais également sur les traitements, la quantité et la formulation du produit utilisé, la superficie traitée, les ravageurs, les acteurs de traitement, etc. Ces données de base peuvent servir aux différents services de la DPV, aux différents volets du projet et à plusieurs autres études à visée épidémiologique ou écologique.

## ASPECTS METHODOLOGIQUES DE LA COLLECTE DES DONNEES

La réalisation de cette étude s'est effectuée en plusieurs étapes :

- 1ère Etape** Identifier par région et par campagne, les manipulateurs et les périodes pendant lesquelles des traitements ont été effectués par ces manipulateurs.
- 2ème Etape** Trouver les données qui permettent d'évaluer l'exposition de ces manipulateurs aux pesticides. Evaluer leur exposition signifie connaître pour les campagnes des dix dernières années, la nature des produits utilisés, les quantités de produit et les temps de traitement (en nombre de jours ou d'heures) dans chaque région.
- 3ème Etape** Valider les données auprès des Inspecteurs de chaque région ou des chefs secteurs de ces régions et classer chaque équipe de manipulateurs en fonction des périodes pendant lesquelles elle a effectué un traitement dans les différentes localités d'une région donnée.

Une approche récente pour établir, de manière quantitative, le niveau de l'exposition d'une personne à des substances chimiques a été effectuée par la construction d'un "Job Exposure Matrix (JEM)" (Gerin 1997, London 1997 et *comm. pers.*). Cette approche est particulièrement valable dans les cas où d'autres données de suivi manquent. Dans sa forme plus simple, un JEM est une matrice qui associe les travaux effectués et les expositions au cours de ces travaux, pour une personne donnée. Les différentes activités exécutées pendant ces travaux contribuent différemment à l'exposition. On estime ainsi un degré d'exposition pour chaque activité pour quantifier leur contribution relative. Les données que nous avons collectées ne sont pas suffisamment détaillées pour permettre la construction d'un JEM. Par exemple, l'utilisation des vêtements de protection, les activités exactes des manipulateurs pendant la journée, le comportement individuel, etc. ne sont pas connues, et par conséquent leur contribution à l'exposition individuelle reste inconnue. Malgré ces facteurs inconnus, une étude précédente (Mullié *et al.* 1999) a montré qu'une approche simple qui prend en compte (pour les OP) seulement le cumul du temps d'exposition ou des quantités utilisées, peut être utilisée pour estimer l'exposition réelle, et donc estimer directement l'effet sur l'activité cholinestérasique.

### Définition et choix de la population d'étude

On entend par manipulateurs, les applicateurs de pesticides, les chauffeurs conduisant les véhicules de traitement et les agents (manoeuvres, magasiniers) qui gèrent les stocks de produits, mettent en place les produits auprès des Comités de Lutte Villageois (CLV) et ravitaillent les équipes de traitement terrestre et aérien (Aéronef) sur le terrain. Trois types d'applicateurs de pesticides peuvent être distingués :

- Les paysans regroupés en CLV qui utilisent pour les traitements de leur champ, des sacs poudreux ou des pulvérisateurs à piles (Micro-ULVA ou Berthoud) fournis par la DPV. Au cours de la campagne agricole 1995, 4125 CLV ont été dénombrés à l'échelle nationale.
- Les applicateurs recrutés par les inspecteurs ou les chefs secteurs des régions (IRPV) regroupés en équipes terrestres ou Brigades Mobiles d'Intervention (BMI), aussi appelées Brigades de la Protection des Végétaux, qui utilisent comme appareil de pulvérisation des atomiseurs motorisés à dos. Leur nombre varie de 4 à 20 applicateurs environ par équipe selon les besoins dans les régions.
- Les applicateurs des Unités de la Protection des Végétaux (UPV) recrutés par la DPV ou les IRPV qui utilisent des pulvérisateurs à grand débit type Jacto, Berthoud ou ULVA-mast, montés sur des véhicules de traitement. Le nombre d'applicateurs UPV peut varier de 2 à 50 environ par région.

Pour l'étude, seules les équipes UPV (2 applicateurs et un chauffeur) et les applicateurs BMI ont été retenus pour les raisons suivantes :

- ils sont les manipulateurs les plus exposés aux produits car utilisent dans la majorité des cas,

les produits liquides à concentration élevée en matière active (y compris ceux appartenant aux classes I et II de la classification de l'OMS; IPCS 1990) et souvent en grande quantité pour les UPV ;

- Etant recrutés par la DPV ou les IRPV, ces manipulateurs forment un groupe plus accessible et participent plus régulièrement aux campagnes de traitement phytosanitaire que les CLV qui sont incontrôlables et ne possèdent pas d'archives à la DPV.

#### Choix de la période d'étude et des régions

Dans les archives de la DPV, les fiches de situation de traitement sont inexistantes avant l'année 88. L'étude a réuni les données (situations de traitement et noms des manipulateurs) des campagnes 88 à 95 quand elles existent. Mais toutes ces données n'ont pas pu être validées auprès des Inspecteurs et des Chefs secteurs des régions, faute d'archives pour certaines années.

La contrainte de temps et le coût de l'étude nous ont obligé à retenir les régions de Dakar, Thiès, Louga et Saint-Louis. Ces régions, regroupant environ 70 % des traitements, peuvent être considérées comme représentatives des différents traitements phytosanitaires et anti-aviaires s'effectuant à l'échelle du pays (Figure 1.1).

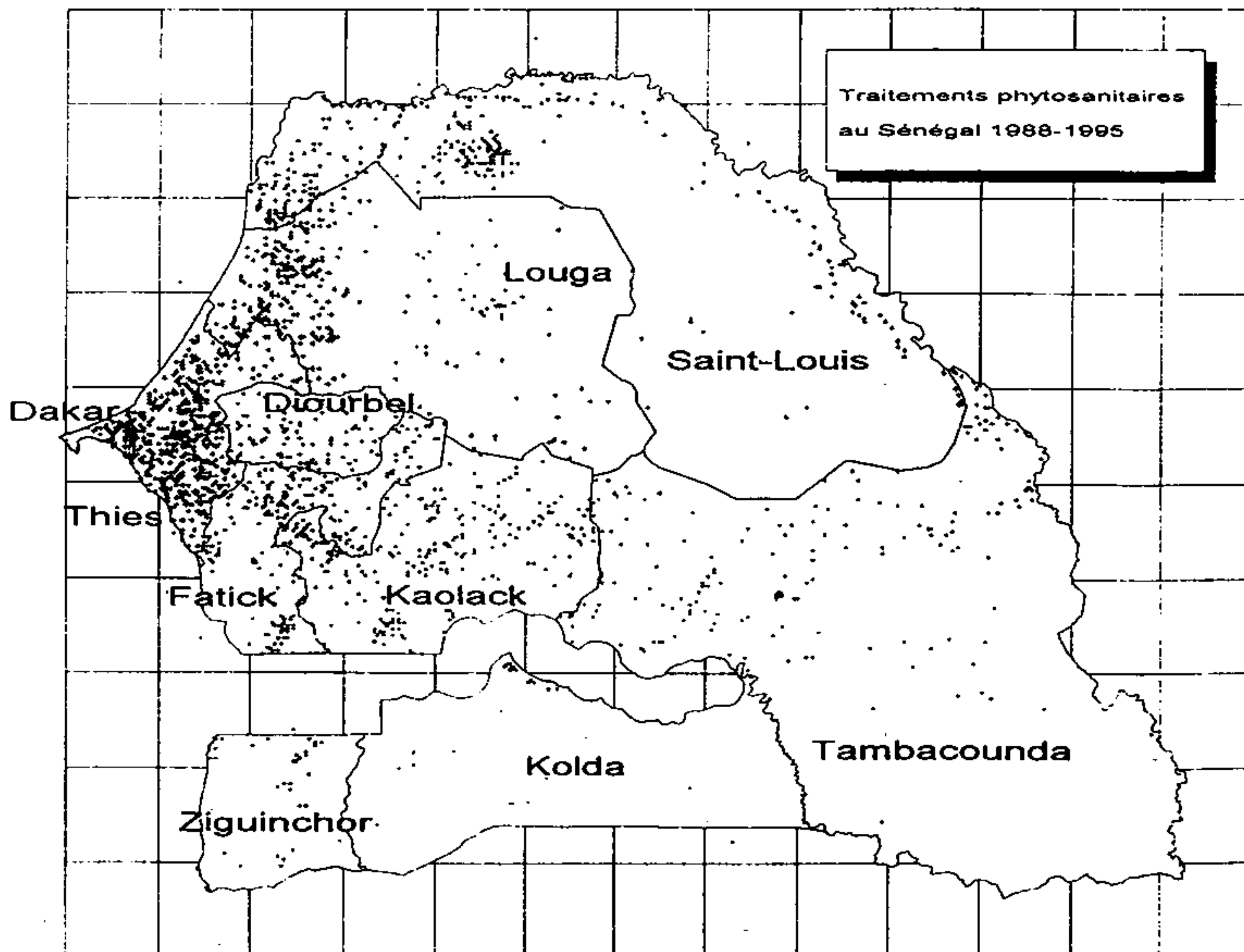


Figure 1.1 : Répartition géographique des localités traitées (+) au cours des campagnes agricoles 1988-1995 au Sénégal et des quatre régions sélectionnées pour l'étude (pointillé).



### **Evaluation de l'exposition et validation des données**

Les seuls documents pouvant nous permettre d'évaluer l'exposition rétrospective des manipulateurs aux pesticides sont les fiches-radio de situation de traitement, qui indiquent la date de traitement, les localités et les superficies traitées, le type d'acteur ayant effectué le traitement, les quantités et types de produits utilisés et les types de ravageurs. Une fois que les manipulateurs qui ont travaillé pour les régions concernées sont retrouvés dans les archives du personnel, la validation interne consiste à se rendre auprès des inspecteurs et/ou chefs secteurs de ces régions pour confirmer sur la base de leurs archives sources les données suivantes :

- les traitements effectués par campagne dans chacune des localités, par les UPV, les BMI et les aéronefs ;
- les noms des manipulateurs (applicateurs UPV, BMI, chauffeurs UPV, magasiniers, manoeuvres pour l'éclatement des produits) ayant participé à chacune des campagnes de leur région ou secteur et connaître si possible le temps de leur participation.

Dans la mesure du possible, connaître les localités traitées par chaque équipe UPV ou BMI afin de mieux évaluer l'exposition de ces manipulateurs aux insecticides. Rechercher également les noms des manipulateurs ayant été malades ou ayant eu un problème quelconque en liaison avec les traitements pendant la période d'étude, obtenir leur état-civil complet de même que les noms des centres de santé ou des médecins capables de fournir un dossier médical de suivi au cours de ces années.

### **Données supplémentaires**

Au cours de la constitution de la base de données informatique, nous avons décidé de compléter les informations ci-dessus par les coordonnées géographiques des localités et le type de ravageur qui a été traité. Ces données supplémentaires ne servent pas directement pour la présente étude épidémiologique, mais elles seront indispensables pour des analyses plus approfondies notamment des analyses écologiques.

### **Contraintes et limites dans la collecte des données**

Avant d'aborder les contraintes rencontrées au cours de la validation des données auprès des inspections, il convient de présenter celles rencontrées au cours de la collecte des informations, qui justifient le temps mis pour effectuer ce travail. Cette information aidera à mieux apprécier les limites des données et sera utile au projet au cas où il décidera de compléter la base de données avec les informations sur les applicateurs dans les six régions qui ne font pas encore partie de l'inventaire actuel. Ces informations se trouvent en annexe 1.1.

## **PRESENTATION DES RESULTATS OBTENUS**

### **Base informatique de données sur les traitements insecticides effectués par les équipes de la Protection des Végétaux**

Cette étude a permis de réunir dans une base de données la quasi-totalité des traitements insecticides effectués quotidiennement par les équipes UPV, BMI et aériennes au cours des campagnes de 1988 à 1995 dans les dix régions du Sénégal. Elle comprend un total de 10.209 traitements individuels dont 7.153 (70 %) pour les quatre régions. Une analyse approfondie de cette base de données dépasse les objectifs de la présente étude, et elle sera présentée ultérieurement.

Les informations contenues dans la base de données indiquent les dates de traitement, l'acteur ayant effectué le traitement (équipe UPV, BMI et/ou aérienne), les localités et leurs coordonnées géographiques quand elles sont retrouvées, les superficies traitées, les types de produit utilisés (noms commerciaux, matières actives, concentrations, formulations et classes), ses quantités et la nature des ravageurs traités. Certaines régions n'ont pas eu de traitements UPV, BMI et/ou aériens pendant certaines campagnes, cas de Diourbel, Kolda et Ziguinchor. Par contre les fiches de traitement de certaines régions n'ont pas été retrouvées à la DPV, cas de la campagne 88 de la région de Dakar.

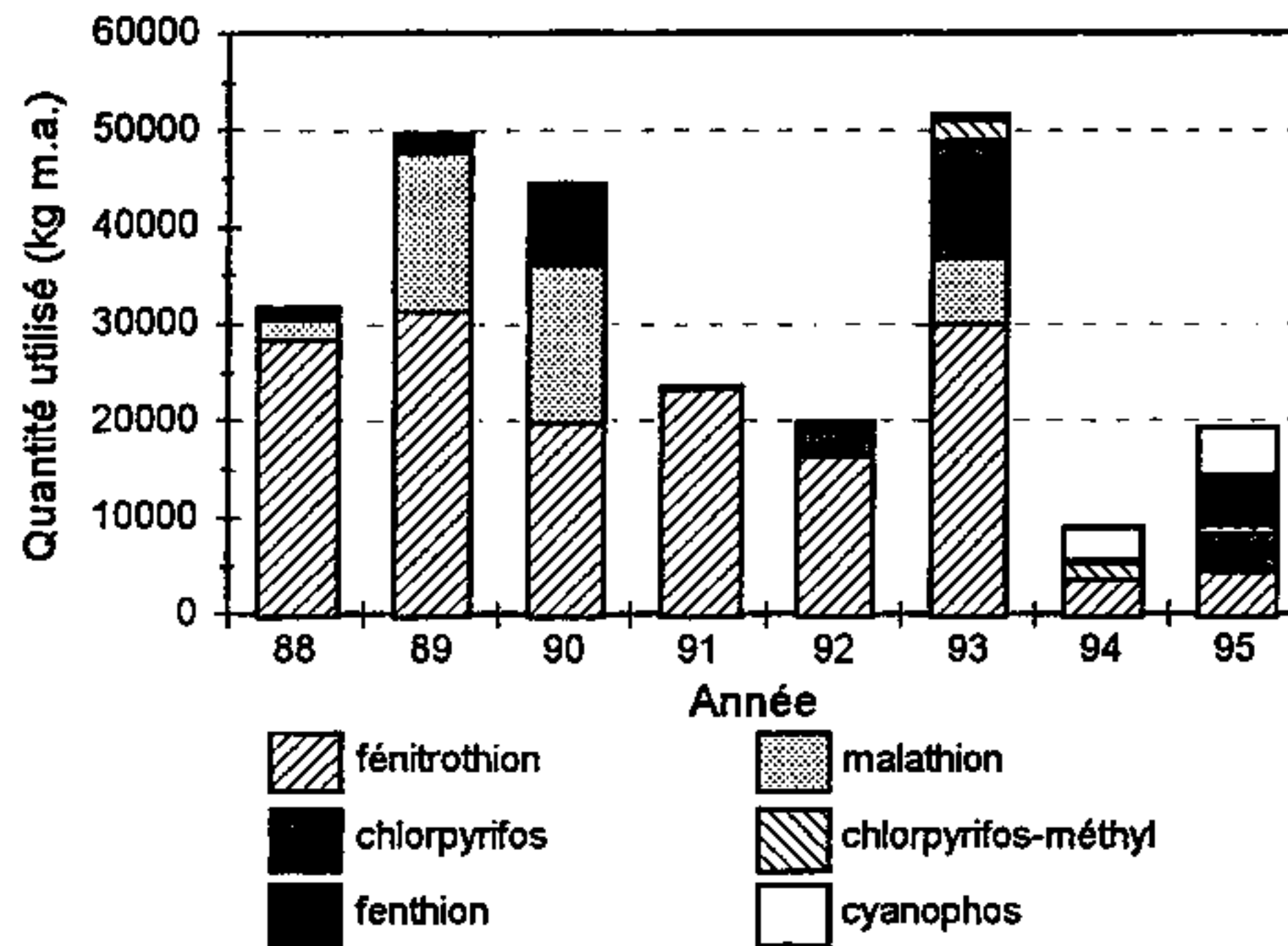
En plus des situations de traitement, on trouve dans la base de données, rubrique applicateurs, pour les quatre régions étudiées, les noms et les codes des applicateurs UPV, BMI, des chauffeurs UPV, des agents ayant effectué l'éclatement des produits et des magasiniers, de même que les périodes pendant lesquelles ils ont été embauchés pour effectuer des traitements, quand ces informations sont disponibles. Au total, 426 applicateurs UPV et/ou BMI, 101 chauffeurs UPV et 5 chauffeurs/applicateurs UPV ont été recensés sur l'ensemble des quatre régions.

### **Analyse descriptive des produits utilisés dans les quatre régions**

Les insecticides utilisés dans les quatre régions font partie de quatre principales familles chimiques: les organophosphorés (OP), les dérégulateurs de croissance des insectes (IGR), les pyréthriinoïdes de synthèse (PYR) et les carbamates (CB). Les organophosphorés sont de loin les plus utilisés et la formulation ULV est utilisée de façon prédominante par les UPV. Les pyréthriinoïdes de synthèse (deltaméthrine, cyhalothrine, lambdacyhalothrine) et les dérégulateurs de croissance des insectes (diflubenzuron), ont fait leur apparition au cours de la campagne 91. En dehors de l'endosulfan en petites quantités, les organochlorés ne sont presque plus utilisés pendant la période d'étude. Les régions de Thiès et Saint-Louis ont employé les plus importantes quantités d'organophosphorés de formulation ULV, soit respectivement 41 et 30 % (calculs basés sur la matière active). La région de Saint-Louis a la particularité d'utiliser, de plus, le fenthion et le cyanophos dans la lutte anti-aviaire.

Parmi les OP de formulation ULV utilisés pour les traitements phytosanitaires, le fénitrothion (64.5%) et le malathion (15.2%) sont les plus utilisés par les UPV devant le chlorpyrifos (11.5%), le fenthion (3.6%), le cyanophos (3.3%) et le chlorpyrifos-méthyl (1.9%) (calculs basés sur la matière active).

Au cours des campagnes des années 90 et 93, avec la particularité que la campagne 93 était essentiellement une campagne de lutte contre le criquet pèlerin, le chlorpyrifos et le fénitrothion ont été utilisés en quantité importante sur l'ensemble des quatre régions par les UPV. L'utilisation du chlorpyrifos formulation ULV n'a débuté qu'à partir de la campagne 1990 et elle a été plus importante dans la région de Thiès que dans les quatre autres régions. La Figure 1.2 montre les différences dans l'utilisation des pesticides, entre les huit années couvertes par l'étude. Malgré l'introduction du chlorpyrifos, le fénitrothion reste majoritairement utilisé depuis la campagne 88 à nos jours dans les quatre régions. Le Tableau 1.1 donne, en résumé, une comparaison des quantités d'OP de formulation ULV utilisés par les UPV dans les quatre régions.



**Figure 1.2 :** Utilisation des pesticides organophosphorés de formulation UL (en kg m.a.) par les Unités de la Protection des Végétaux, 1988-1995, dans l'ensemble des régions de Dakar, Thiès, Louga et St. Louis.

**Tableau 1.1 :** Utilisation des pesticides organophosphorés de formulation UL (en kg m.a.) par les Unités de la Protection des Végétaux, 1988-1995, dans les régions de Dakar, Thiès, Louga et St. Louis.

produit	classe OMS	Thiès	Dakar	Louga	St. Louis	Total	%	
chlorpyrifos	II		15440	3807	1966	6935	28148	11.5
chlorpyrifos-méthyl	IV		1181	355	1280	1800	4616	1.9
fénitrothion	II		63491	14494	40034	40496	158515	64.5
malathion	III		20781	9631	-	6919	37331	15.2
cyanophos	II		-	-	-	8882	8882	3.6
fenthion	Ib		-	-	-	8176	8176	3.3
<b>Total quatre régions</b>		<b>100893</b>		<b>28287</b>	<b>43280</b>	<b>73208</b>	<b>245668</b>	<b>100</b>
<b>%</b>		<b>41.1</b>		<b>11.5</b>	<b>17.6</b>	<b>29.8</b>	<b>100</b>	

### Manipulateurs provisoirement retenus et évaluation de leur degré d'exposition

La liste des manipulateurs (UPV, BMI ; chauffeurs) ayant effectué des traitements dans les quatre régions étudiées et classées selon les années de participation aux campagnes phytosanitaires, est disponible dans la base de données. Les manipulateurs qui ont fait l'objet d'un premier tri ont un temps de participation qui varie de trois à huit années de campagne entre 1988 et 1995, avec un minimum de trois ans de participation dans la période de 1990 à 1995, où les données sont plus fiables. 72 manipulateurs ont été ainsi retenus, Tableau 1.2.

Tableau 1.2 : Cumul des quantités (kg m.a.) de pesticides OP (ULV) utilisés par des manipulateurs provisoirement retenus au cours des campagnes agricoles de 1988 à 1995.

APPLICATEURS				CHAUFFEURS			
Codes	Acteur	Exposition		Codes	Acteur	Exposition	
		min. kg m.a.	max. kg m.a.			min. kg m.a.	max. kg m.a.
APL390	BMI-UPV	100	125	CH39	UPV	3025	3305
APL169	BMI-UPV	402	543	CH13	UPV	3064	3352
APL399	BMI-UPV	402	543	CH44	UPV	3536	4307
APL125	BMI-UPV	402	543	CH27	UPV	3410	4422
APL252	UPV	567	689	CH52	UPV	3627	4571
APL25	BMI-UPV	752	860	CH/AP1	UPV	3827	4825
APL271	BMI-UPV	669	866	CH87	UPV	3891	4850
APL118	UPV-BMI	744	1116	CH59	UPV	4435	5051
APL297	BMI-UPV	938	1355	CH33	UPV	4115	5105
APL281	UPV-BMI	1582	1582	CH72	UPV	4637	5764
APL29	BMI-UPV	1176	1656	CH35	UPV	5247	6003
APL28	BMI-UPV	1176	1656	CH29	UPV	3643	6306
APL207	UPV-BMI	1622	1753	CH22	UPV	4861	6448
APL168	UPV-BMI	1276	1780	CH23	UPV	5654	6809
APL296	BMI-UPV	1340	1898	CH64	UPV	5143	7243
APL409	BMI-UPV	1605	1926	CH18	UPV	7557	9615
APL283	BMI-UPV	1734	1972	CH74	UPV	5793	10036
APL374	BMI-UPV	1984	2125	CH65	UPV	8412	10077
APL407	UPV-BMI	1876	2179	CH5	UPV	8153	10546
APL270	BMI-UPV	2037	2275	CH6	UPV	8698	10976
APL286	BMI-UPV	2098	2550	CH41	UPV	7652	11459
APL222	UPV	1197	2577	CH2	UPV	6754	12778
APL166	UPV-BMI	2313	2772				
APL273	UPV-BMI	2721	2804				
APL269	UPV-BMI	2778	3122				
APL162	UPV-BMI	2824	3365				
APL192	UPV-BMI	3164	3615				
APL371	UPV	3320	3843				
APL417	UPV	3410	3896				
APL153	UPV	3610	3928				
APL309	UPV-BMI	3148	4088				
APL397	UPV-BMI	3189	4130				
APL372	UPV	3123	4406				
APL131	UPV	3280	4490				
APL123	UPV-BMI	2921	4940				
APL418	UPV	4353	5044				
APL101	UPV	3819	5077				
APL375	UPV	3819	5077				
APL239	UPV	4319	5258				
APL293	UPV-BMI	4293	5392				
APL332	UPV	4589	6016				
APL170	UPV	5582	6196				
APL380	UPV	4410	6309				
APL60	UPV	5495	9079				
APL272	UPV-BMI	5737	9442				
APL98	UPV	5643	10282				
APL312	UPV	5852	10386				
APL41	UPV	7960	10939				
APL313	UPV	6812	11988				
APL355	UPV	9655	12943				

(en gras les 48 manipulateurs qui ont dépassé au moins pendant une campagne le seuil de 1700 kg m.a./campagne)

## Evaluation de l'exposition des manipulateurs

### Toxicité des produits utilisés

La toxicité des organophosphorés chez les mammifères varie selon la voie de pénétration du produit dans l'organisme. Le tableau 1.3 indique les doses léthales pour 50 % des animaux testés ( $DL_{50}$ ) par voie orale et dermale et les classes de toxicité de l'OMS des OP utilisés à la DPV. Par voie orale, le chlorpyrifos (Dursban) est le plus toxique des OP utilisés, viennent ensuite le fenthion, le fénitrothion, le cyanophos, le malathion et le chlorpyrifos-méthyl (Reidan). Par voie percutanée (dermale), on retrouve le fenthion et le fénitrothion loin devant le chlorpyrifos, le chlorpyrifos-méthyl, le cyanophos et le malathion (Tomlin 1995, Jourdain *et al.* 1989). En dehors du malathion et du chlorpyrifos-méthyl, tous les OP utilisés par les UPV sont classés par l'OMS comme "highly to moderately hazardous" (classes Ib et II ; IPCS 1990). Cela signifie, selon les critères pour le suivi sanitaire (Ames *et al.* 1995b) que les personnes qui manipulent régulièrement ces types de produits sont à risque et doivent régulièrement se soumettre à des tests de mesure de l'activité de la cholinestérase, pendant la période d'exposition.

Parmi les organophosphorés les plus couramment utilisés par les UPV, le fénitrothion et le chlorpyrifos sont donc potentiellement les plus dangereux pour ces manipulateurs par les quantités utilisées et la fréquence de leur utilisation dans les régions. Dans la région de St. Louis le fenthion s'ajoute à cette liste.

Tableau 1.3 : Toxicité aiguë ( $DL_{50}$ , mg  $kg^{-1}$ ) pour les mammifères (rat, souris ou lapin) des organophosphorés utilisés à la DPV et classification par l'OMS selon leur risque pour l'homme.

Toxicité	fenthion	cyanophos	chlorpyrifos	fénitrothion	malathion	chlorpyrifos-méthyl
orale	190-315	580-610	135-163	503	2800	env. 3000
dermale	330-500	>2500	env. 2000	890-1300	4100	>2000
Classe OMS	Ib	II	II	II	III	IV

### Exposition individuelle

L'exposition a été uniquement évaluée chez les manipulateurs UPV utilisant les OP de formulation UL pour simplifier les calculs. Vu l'hétérogénéité des concentrations des produits utilisés pendant les campagnes 90 à 93, les quantités des produits UL utilisées par campagne (en litres) ont été calculées en quantités de matière active (en kg) (bien que toutes les concentrations des produits utilisés n'ont pas pu être vérifiées avec certitude). Cette conversion n'a pu se faire qu'avec les produits UL car le calcul des quantités (en l) des produits EC n'est pas identique pour les UPV et les BML et n'est pas uniforme d'une région à l'autre (voir Annexe 1.1).

### Méthode de calcul de l'exposition

L'exposition par défaut des manipulateurs d'une région donnée est le rapport de la quantité de produit utilisée dans cette région par campagne et du nombre d'équipes de manipulateurs UPV (chauffeur + deux applicateurs) présents pendant cette campagne ; les trois membres d'une équipe étant supposés être exposés à la même quantité de produit pulvérisé au cours d'un traitement. Cette exposition ne peut être évaluée de façon précise car il n'est pas possible de connaître à l'aide des archives, les localités effectivement traitées par chaque équipe UPV et le nombre exact d'équipes.

Pour limiter les risques d'erreurs, un nombre minimal et maximal d'équipes par campagne a été déterminé à partir du nombre d'applicateurs UPV et du nombre de chauffeurs UPV recensés dans la région. Exemple de la région de Dakar en 1989 : 18 applicateurs pour deux chauffeurs ont été recensés ; ceci correspond à un minimum de deux équipes UPV et un maximum de neuf équipes UPV pendant cette campagne.

L'étude qui a été menée à Thiès en 1992 (Mullié *et al.* 1998), nous a permis de valider cette approche. Dans le Tableau 1.4 les quantités d'OP (en litres en en kg m.a.) réellement utilisés par 12 manipulateurs, suivis pendant toute la campagne agricole ont été comparées avec nos estimations minimales et maximales, calculées à partir de l'exposition par équipe. Cet exercice montre que, par rapport aux quantités réellement utilisées, les résultats de nos calculs sous-estiment l'utilisation réelle des OP de 12 à 34 %. Donc, l'exposition calculée doit être considérée comme minimale.

Tableau 1.4 : Comparaison entre les quantités d'OP utilisées et estimées dans la Région de Thiès en 1992.

Code manipulateur	OP réellement utilisés		OP estimés		sur-/sous-estimation	
	litres	kg m.a.	min. kg m.a.	max. kg m.a.	Min (%)	Max (%)
CH23	7475	3700	1898	2530	-32	-49
CH4	7205	3545	1898	2530	-29	46
APL313	4945	2347	1898	2530	8	-19
APL372	5615	2760	1898	2530	-8	-31
APL41	7475	3700	1898	2530	-32	-49
APL101	5155	2544	1898	2530	-1	-25
APL380	5550	2775	1898	2530	-9	-32
APL375	6435	3160	1898	2530	-20	-40
APL231	3850	1737	1898	2530	46	9
APL312	6995	3403	1898	2530	-26	-44
APL289	6120	2936	1898	2530	-14	-35
APL358	3800	1895	1898	2530	34	0
<b>Total 12 applicateurs</b>		<b>34502</b>	<b>22776</b>	<b>30360</b>	<b>-12</b>	<b>-34</b>

### Interprétation des résultats

Le tableau 1.5 rend compte, de la quantité en matière active (m.a.), de pesticides organophosphorés, par campagne, à laquelle sont exposés les équipes des manipulateurs UPV qui étaient présentes pendant les huit campagnes dans les quatre régions étudiées. Ainsi les manipulateurs qui ont effectué des traitements au cours de la campagne 90, 91 ou 92 à Thiès, avec le plus faible effectif d'équipe, ont été exposés respectivement à 2028, 1751, ou 2530 kg (m.a.) d'OP. Etant donné que les manipulateurs UPV (surtout ceux embauchés au niveau de la Direction à Dakar) se déplacent très souvent d'une région à l'autre au cours d'une même campagne, l'exposition cumulée aux OP peut se trouver ainsi très élevée à la fin d'une campagne pour une équipe. C'est le cas, par exemple, du chauffeur UPV CH5, qui a fait Louga, Saint-Louis et Thiès en 91, Annexe 1.2 (même sans compter l'exposition pendant les traitements éventuels dans les régions non-recensées!). A la fin de cette campagne avec le nombre minimum d'équipe, il a été exposé à un maximum de 2137 kg de m.a. de pesticides OP. L'applicateur UPV APL153 qui était à Thiès et Saint-Louis en 95, a été exposé à 1699 kg de m.a. de pesticides OP (Annexe 1.2).

L'effet biologique immédiatement mesurable après une exposition importante aux OP est l'inhibition de l'activité des cholinestérases dans le sang. Les cholinestérases sont des enzymes responsables de la dégradation de l'acétylcholine, neuromédiateur jouant un rôle déterminant dans la transmission de l'influx nerveux. Le taux d'activité de cet enzyme montre une très grande variabilité d'un individu à l'autre: 15-25% dans le plasma, et 10-18 % dans les érythrocytes (Jeyaratnam & Maroni 1994). Ainsi on ne peut apprécier une variation du taux d'activité cholinestérasique chez un individu que par rapport à son taux de base (Ames *et al.* 1995b). Ce paramètre étant inconnu chez les manipulateurs de la présente étude, une autre approche a été choisie pour une évaluation grossière des conséquences potentielles de l'exposition aux OP sur leur santé.

En effet, en 1992 à Thiès, 12 manipulateurs UPV ont fait l'objet d'une étude de suivi au cours de laquelle leur taux d'activité cholinestérasique a été mesuré pendant la campagne agricole. Cette étude a montré que le pourcentage d'inhibition de l'activité cholinestérasique est fonction de la quantité des pesticides manipulés. A partir d'une quantité de 1700 kg en m.a. d'OP (fénitrothion c.85 % et chlorpyrifos c.15 %), une inhibition de 30 % en moyenne du taux de base de l'activité cholinestérasique érythrocytaire des sujets a été observée (Mullié *et al.* 1998). Ce pourcentage

Tableau 1.5 : Evaluation du degré d'exposition des équipes de manipulateurs UPV aux OP en formulation ULV (exprimée en quantité de matière active) par campagne agricole.

Régions	nbre équipes		féntion		cyanophos		chlorpyrifos		féntrothion		chlorpyrifos-méthyl		malathion		Total exposition		
	mnl	masd	mnl	masd	mnl	masd	mnl	masd	mnl	masd	mnl	masd	mnl	masd	mnl	masd	
1995	Dakar	1	3	0	0	0	1548	0	0	0	0	113	340	0	0	629	1888
	Thiès	6	6	0	0	0	140	0	646	646	0	0	0	0	0	786	786
	Louga	3	3	0	0	0	75	0	115	115	67	67	0	0	0	257	257
	St. Louis	13	13	393	393	375	121	0	23	23	0	0	0	0	0	913	913
1994	Dakar	1	1	0	0	0	0	0	325	325	0	0	0	0	0	325	325
	Thiès	1	5	0	0	0	0	0	350	1750	236	1182	0	0	0	586	2832
	Louga	5	5	0	0	0	0	0	310	310	10	10	0	0	0	320	320
	St. Louis	4	5	0	0	685	0	0	0	0	132	165	0	0	0	817	1021
1993	Dakar	2	3	0	0	0	14	0	233	350	0	0	0	0	0	242	364
	Thiès	10	10	0	0	0	511	0	285	285	0	0	0	0	0	786	786
	Louga	10	11	0	0	0	150	0	1059	1184	94	103	0	0	0	1302	1433
	St. Louis	15	18	5	6	7	357	8	837	1005	60	72	384	461	0	1581	1909
1992	Dakar	1	4	0	0	0	324	0	94	375	0	0	0	0	0	175	699
	Thiès	6	6	0	0	0	385	0	1602	2135	0	0	0	0	0	1898	2530
	Louga	4	5	0	0	0	0	0	865	831	0	0	0	0	0	665	831
	St. Louis	3	4	174	232	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	174	232
1991	Dakar	2	2	0	0	0	0	0	2448	2448	0	0	0	0	0	2448	2448
	Thiès	9	14	0	0	0	0	0	1125	1751	0	0	0	0	0	1125	1751
	Louga	8	11	0	0	0	0	0	237	326	0	0	0	0	0	237	326
	St. Louis	5	5	60	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	60
1990	Dakar	7	7	0	0	0	238	0	591	591	0	0	0	0	0	2023	2023
	Thiès	13	19	0	0	0	485	0	636	830	0	0	0	0	0	1367	2028
	Louga	8	10	0	0	0	0	0	100	125	0	0	0	0	0	100	125
	St. Louis	5	7	8	13	0	0	0	411	575	0	0	0	0	0	420	566
1989	Dakar	2	6	0	0	0	0	0	447	2013	0	0	0	0	0	1024	4608
	Thiès	5	7	0	0	0	0	0	791	1107	0	0	0	0	0	2351	3292
	Louga	10	15	0	0	0	0	0	744	1116	0	0	0	0	0	744	1116
	St. Louis	23	23	73	73	0	0	0	480	480	0	0	0	0	0	553	553
1988	Thiès	20	27	0	0	0	0	0	327	442	0	0	0	0	75	402	543
	Louga	18	20	0	0	0	0	0	432	540	0	0	0	0	0	432	540
	St. Louis	9	13	76	109	0	0	0	862	1246	0	0	0	0	0	936	1355

En gras, exposition des équipes dépassant les 1700 kg m.a. (voir texte). L'exposition est le rapport de la quantité de produit utilisé dans la région et du nombre d'équipes présents sur le terrain. Le nombre d'équipe minimum ou maximum par campagne est fonction du nombre d'applicateur UPV et du nombre de chauffeur UPV ayant travaillé au cours de la campagne. Exemple: cas de Thiès 88, 39 appl. UPV et 27 chauff. ont été recensés. Une équipe de traitement UPV étant composée de 2 appl. + 1 chauff., cela correspond à un min. de 20 à un max. de 20 équipes (39 appl./2) et un maximum de 27 équipes (27 chauff.).

d'inhibition est le seuil critique donné par l'OMS (WHO 1982) à partir duquel le manipulateur doit être temporairement soustrait de la source d'exposition aux pesticides jusqu'au retour à la normale de son taux d'acétylcholinestérase.

Cette étude justifie l'évaluation du degré d'exposition des manipulateurs qui a été faite dans la présente étude à partir des quantités de pesticides OP utilisés. Ainsi, on constate que, certains manipulateurs auraient dû arrêter temporairement les traitements quand les quantités de produits OP utilisés ont dépassé 1700 kg m.a. Sur les 72 manipulateurs UPV qui ont participé aux traitements pendant 3 à 8 années avec un minimum de 3 ans dans la période 90 à 95, 48 parmi eux soit 67% ont été exposés au moins une fois à des quantités de produits OP supérieures ou égale à 1700 kg m.a. par campagne (Annexe 1.2). En réalité, cette quantité est probablement plus élevée, parce que nous ne connaissons pas leur exposition dans les régions non-recensées. La Figure 1.3 donne, pour les 48 manipulateurs, une idée de leur exposition pendant la période 88-95; environ 50 % de leur temps ils étaient exposés à des quantités dépassant le 1700 kg m.a. par campagne.

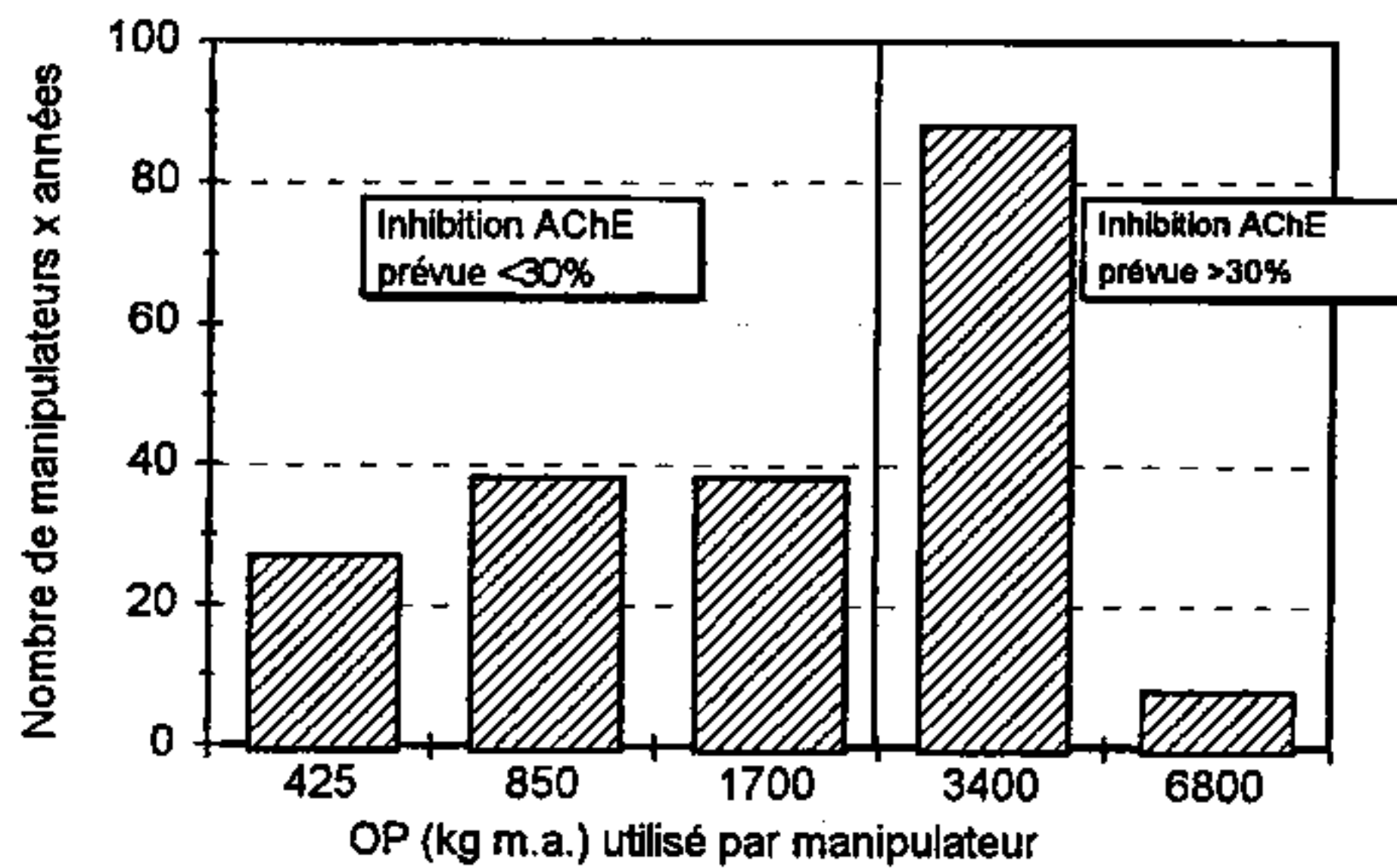


Figure 1.3 : Exposition aux organophosphorés de 48 manipulateurs UPV de 1988 à 1995.

Un autre aspect à souligner, est l'exposition répétitive au fil des campagnes agricoles des mêmes manipulateurs. Le Tableau 1.2 indique les quantités de matière active (kg) auxquelles sont supposés être exposés les manipulateurs UPV (chauffeur et/ou applicateur) ayant participé aux traitements de 88 à 95 dans les 4 régions choisies pour l'étude. Certains ont effectué des traitements depuis 88 et ont une exposition cumulée assez élevée. C'est le cas, par exemple, de l'applicateur UPV APL41 dans la région de Thiès qui a effectué des traitements de 88 à 93 et dont l'exposition cumulée varie de 7960 à 10939 kg en m.a. de pesticides OP ULV. Une différence importante dans l'exposition existe entre les applicateurs UPV, les applicateurs UPV-BMI ( $\geq 50\%$  de leur temps employé en équipe UPV), les applicateurs BMI-UPV ( $< 50\%$  du temps en équipe UPV) et les chauffeurs UPV, Tableau 1.6. Les applicateurs et chauffeurs UPV n'utilisent pas seulement plus de produits OP que les applicateurs partiellement employé en BMI, mais ils dépassent aussi plus souvent le taux de 1700 kg m.a. par campagne. Clairement, les applicateurs et les chauffeurs UPV constituent la population la plus exposée aux OP parmi les manipulateurs de la DPV.



Tableau 1.6 : Comparaison des expositions aux OP entre les chauffeurs et les différents applicateurs.

Acteur	N	Moyenne kg m.a.	Ecart type kg m.a.	Nombre >1700 kg	%	Résultats t-test
BMI-UPV	15	1393	731	1	7	a <sup>1</sup>
UPV-BMI	15	3472	2000	7	47	b
UPV	20	6421	3266	19	95	c
Chauf. UPV	22	6993	2813	21	95	c
Total	72			48		

<sup>1</sup> Les lettres différentes indiquent une différence statistiquement significative (t-test)

Dans ce type d'évaluation, il n'est pas tenu compte du temps de repos des manipulateurs qui favorise le retour à la normale du taux d'activité de la cholinestérase. Le taux de recouvrement de l'AChE des érythrocytes est environ 1 % par jour (Ames et al. 1995b). Certains auteurs indiquent que l'absorption répétée d'organophosphorés à de courts intervalles peut entraîner un blocage progressif de la cholinestérase sans retour à un niveau d'activité normal, avec comme conséquence les symptômes d'une intoxication aiguë légère, sous forme atténuée (PAN & CTA 1993; p.193). D'un autre côté, une exposition chronique ou répétée augmente la tolérance individuelle, et une corrélation avec une maladie peut être faible ou même non-existante (Jeyaratnam & Maroni 1994, Richardson 1995).

## CONCLUSIONS

Il ressort de cette étude que des risques d'intoxications chroniques existent réellement chez les manipulateurs de pesticides des services de la Protection des Végétaux au Sénégal, en particulier chez les applicateurs et chauffeurs des UPV qui sont le plus en contact avec les produits les plus concentrés et les plus toxiques (produits de formulation UL ; appartenant aux classes I et II de la classification de l'OMS). Il convient de souligner que l'évaluation du degré d'exposition des manipulateurs aux produits est sous estimée dans la mesure où :

1. les informations disponibles ne permettent pas de tenir compte des OP de formulation EC et PP utilisés ;
2. les informations disponibles ne permettent pas de tenir compte des expositions éventuelles en dehors des quatre régions recensées, et pendant les autres activités hors des traitements comme, par exemple, la participation dans l'éclatement ;
3. Les résultats de la validation de notre méthodologie indiquent déjà une sous-estimation de l'exposition réelle.

Chacun des 48 manipulateurs UPV à retenir pour la seconde phase de l'étude, représentant 67 % des manipulateurs qui ont un minimum de 3 ans de participation dans la période 90 à 95, a été au moins exposé pendant une campagne à une quantité supérieure ou égale à un cumul de 1700 kg en m.a. de produits OP, quantité pouvant provoquer une inhibition de 30% du taux d'activité de base de l'acétylcholinestérase érythrocytaire. Ainsi, 22 manipulateurs ont été exposés à des quantités dépassant les 1700 kg m.a. pendant un an, 14 pendant deux ans, huit pendant trois ans, trois pendant quatre ans et un pendant cinq ans. Il est fort possible que parmi eux se trouvent des personnes ayant eu un ou plusieurs épisodes d'intoxication aiguë.

Ces résultats justifient la pertinence d'une seconde phase de l'étude qui permettra d'évaluer les risques en matière de santé et de rendement du travail de ces manipulateurs pour une meilleure gestion des produits et des ouvriers de ce secteur d'activité.

## RECOMMANDATIONS

A la fin de cette première partie de l'étude basée uniquement sur les données d'archives, nous constatons que l'importance des données nécessite le développement d'une base de données standardisée, qui sera mis à la disposition de la DPV et du projet. Cette base de données ne servira pas seulement à l'archivage des données antérieures, mais surtout à l'archivage des données futures. Pendant la préparation de ce rapport, une version demo de cette base de données était en train d'être testée. En attendant la mise en oeuvre définitive, quelques recommandations sont à suggérer aux responsables des services de la Protection des Végétaux, suites aux contraintes rencontrées dans la collecte des données. Une partie de ces recommandations ont déjà servi pendant le développement de la base de données.

### L'administration des traitements

Sensibiliser les Inspecteurs et Chefs secteurs sur l'importance de l'homogénéité des informations à indiquer sur les fiches de traitement :

- les quantités de produit à utiliser pour un traitement (notamment les produits EC) devront être calculées de la même manière pour une bonne évaluation des traitements effectués ;
- des termes identiques devront être adoptés pour l'identification des acteurs (UPV, BMI, CLV) et des produits utilisés (Sumithion 50 UL, 25 UL ou 50 EC, Dursban 45 UL, Sumicombi 30 EC, etc). Les concentrations de ces produits sont importantes à connaître pour ce type d'étude par exemple.
- les coordonnées géographiques des localités traitées mentionnées, avec un code indiquant la façon dont ces coordonnées ont été prises (à l'aide d'une carte, d'un gazettier ou d'un GPS).
- au maximum deux traitements par fiche, avec une distinction des traitements par type d'acteur, sont nécessaires pour une bonne clarté des situations de traitement et une meilleure transmission des messages.

### Le suivi des manipulateurs

Il est nécessaire d'indiquer sur les fiches de traitement :

- les noms des applicateurs et chauffeurs UPV qui ont effectué les traitements et le type d'appareil de pulvérisation utilisé (les numéros des véhicules unimog ne donnent pas assez d'informations car, deux ou trois chauffeurs peuvent utiliser un même véhicule de traitement dans différentes régions au cours d'une même campagne) ;

Chaque inspection devrait avoir un double de la fiche de situation de traitement des localités de ses départements et avoir une liste des manipulateurs (applicateurs, chauffeurs etc.) ayant effectué des traitements dans sa région quel que soit leur provenance. Tenir dans la mesure du possible un registre des problèmes d'intoxications des cas de maladie ou d'accidents qui surviennent au cours des traitements ou pendant les campagnes chez les manipulateurs.

Sur le plan de l'infrastructure, il serait nécessaire de doter les IRPV et certains services de la DPV, d'outils d'archivage ( tiroirs, classeurs, etc.) et de former le personnel sur l'archivage des documents.

### La suite de l'étude

Les résultats obtenus justifient la pertinence d'une seconde phase de l'étude qui permettra d'évaluer les risques en matière de santé et de rendement du travail des manipulateurs de pesticides. Une telle seconde phase de l'étude fera l'objet :

- de l'établissement d'un questionnaire pour la reconstitution de l'histoire professionnelle et si possible de l'historique de l'état de santé général des manipulateurs retenus ;

de tests biologiques (mesure du taux de cholinestérase érythrocytaire et plasmatique) et neuro-comportementaux (test-batterie de l'OMS) chez les manipulateurs retenus contre un groupe témoin (dont les critères de constitution seront définis ultérieurement) afin de mieux apprécier l'incidence de l'utilisation à long terme des organophosphorés chez les manipulateurs de la DPV.

L'inventaire a montré que l'exposition des équipes UPV de la DPV, sur sept des huit années étudiées, a été trop élevée par rapport aux recommandations de l'OMS. Ceci conforte une seconde phase de l'étude pour une analyse plus approfondie, vivement recommandée chez ces manipulateurs. La mise en oeuvre d'un système de suivi (biomonitoring) des manipulateurs d'OP au Sénégal fait également l'objet d'une deuxième partie de cette étude. Il ressort de cette étude que l'exposition des manipulateurs des pesticides de la DPV au Sénégal est trop élevée. Un système de suivi, comme celui récemment installé en Mauritanie (Mullié 1997) peut servir comme exemple pour le Sénégal.

## REFERENCES

- Abiola, EA (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 Vétérinaire, pp. 6.
- Ames R G, Steenland, K, Jenkins, B, Chrislip, D and Russo, J (1995a) Chronic neurologic sequelae to cholinesterase inhibition among agricultural pesticide applicators. *Archives of Environmental Health*, 50: 440-444.
- Ames, RG, Russell, AM & Fan, AM (1995b) *Guidelines for physicians who supervise workers exposed to cholinesterase-inhibiting pesticides. Third edition*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency. Pp. 48.
- Bellibas, SE & Tugular, I (1994) Chronic exposure to pesticides and depression of serum cholinesterase activity in agricultural workers. *Tr. J. of Medical Sciences*, 20: 9-10.
- Daniel, W, Barnhart, S, Demers, P (1992) Neuropsychological performance among agricultural pesticide applicators. *Environmental Research*, 59 : 217-228.
- Davis, D L, Blair, A and Hoel, DG (1992) Agriculture Exposures and cancer trends in developed countries. *Environmental Health Perspectives*, 100 : 39-44.
- De Cock, JS (1995) Exposure to pesticides of fruit growers and effects on reproduction : an epidemiological approach. Wageningen Agricultural University, PhD thesis. Pp.198.
- Dementi, B (1994) Ocular effects of organophosphates : a historical perspective of Saku disease. *Journal of Applied Toxicology*, 14: 119-129.
- Fiedler, N, Kipen, H, Kelly-McNeil, K & Fenske, R (1997) Long-term use of organophosphates and neuropsychological performance. *Am. J. Industr. Med.* 32: 487-496.
- Gerin, M (1997) *Development of a Job Exposure Matrix for nasal cancer*. Oral presentation during workshop 3: Exposure assessment methods for less-developed countries. 12th International Symposium ISEOH, Harare, Zimbabwe. 16-19 September, 1997.
- IPCS (1990) *The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification 1990-1991*. UNEP/LO/WHO. Report WHO/PCS/90.1, pp. 39.
- Jeyaratnam, J & M Maroni (1994) Organophosphorous compounds. *Toxicology* 91: 15-27.
- Jourdain, D, Hermouet, E, Maire, C & Du Pasquier, N (1989) *Regional agro-pesticide index. Vol. 3, Africa. 1990 edition*. CNEARC/CIRAD, Bangkok, Thailand.
- London, L (1997) *Development of a Job Exposure Matrix for agrichemicals*. Oral presentation during workshop 3: Exposure assessment methods for less-developed countries. 12th International Symposium ISEOH, Harare, Zimbabwe. 16-19 September, 1997.
- Misra, UK, Prasad, M & Pandey, CM (1994) A study of cognitive functions and event related potentials following organophosphate exposure. *Electromyogr. Clin. Neurophysiol.*, 34: 197-203.
- Mullié, WC (1997) *Le suivi sanitaire des manipulateurs d'insecticides inhibiteurs cholinestérasiques en République Islamique de Mauritanie*. FAO Projet Locustox, Dakar. Rapport de mission, pp. 8+14.

- Mullié, WC, J Andreasen, FA Abiola, F Diatta & HCHG van der Valk (1998) Les niveaux de cholinestérase dans le sang des travailleurs de la Protection des Végétaux, après les traitements opérationnels avec des insecticides organophosphorés au Sénégal. Dans : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome II, pp 175-197.
- Ohayo, Mitoko, GJA, Heederik, DJJ, Kromhout, H, Simwa, JM & Boleij, JSM 1997a. Self-reported symptoms and acetylcholinesterase inhibition among Kenyan agricultural workers. *Occupational and Environmental Medicine*. In press.
- Ohayo-Mitoko, GJA, Heederik, DJJ, Kromhout, H, Omondi, BEO & Boleij, JSM (1997b) Acetylcholinesterase inhibition as an indicator of organophosphate and carbamate poisoning in Kenyan agricultural workers. *Int. J. Environ. Occup. Health* 3: 210-220.
- PAN & CTA (1993) *Pesticides et agriculture tropicale. Dangers et alternatives*. Verlag Josef Margraf.
- 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.
- Rosenberg, HR, SM Gabbard, E Alderete & R Mines (1993) *California findings from the National Agricultural Workers Survey. A demographic and employment profile of perishable crop workers*. Research Report No. 3, US Dept of Labor, pp. 54.
- Sack, D, Linz, D, Shukla, R, Rice, C, Bhattacharya, A, & Suskind, R (1993) Health status of pesticide applicators : postural stability assesments. *J. Occup. Med.* 35: 1196-1202.
- Steenland, K, Jenkins, B, Ames, RG (1994) Chronic neurological sequelae to organophosphate pesticide poisoning. *Am. J. Public Health*, 84: 731-736.
- Tomlin, C (1995) *The pesticide manual, 10th Edition*. BCPC, Crop Protection Publications. Pp. 1341.
- WHO (1982) *Recommended health-based limits in occupational exposure to pesticides*. Technical Report Series, no. 677. Geneva, WHO.
- Willis, W O, de Peyster, A, Molgaard, CA, Walker, C & Mackendrick, T (1993) Pregnancy outcome among women exposed to pesticide through work or residence in an agriculture area. *J. Occup. Med.*, 35: 943-949.
- Yeary, RA, Eaton, J, Gilmore, E, North, B & Singell, J A (1993) Multiyear study of blood cholinesterase activity in urban pesticide applicators. *J. Toxicol. Environm. Health*, 39: 11-25.
- Zahm, S H, Weisenburger, DD, Saal, RC, Vaught, JB, Babbitt, PA & Blair, A (1993) The role of agricultural pesticide use in the development of Non-Hodkin's Lymphoma in women. *Archives of Environmental Health*, 48: 353-358.

## **CHAPITRE 2 :**

### **Déposition et disparition de la deltaméthrine et du chlorpyrifos sur végétation de mil au Sénégal (Campagne 1993)**

*Baba GADJI*

#### **RESUME**

Des parcelles de mil au stade floraison-maturation à Nioro du Rip (centre Sénégal) ont subi séparément un traitement expérimental aux pesticides deltaméthrine et chlorpyrifos éthyle. Des échantillons de feuilles ont fait l'objet de prélèvement sur ces parcelles pour y effectuer des études de disparition. Les applications de pesticides sont faites au Micro-ULVA en ciblant les doses recommandées par la FAO dans le cadre de l'utilisation pour la lutte antiacridienne. Elles sont de 15 g m.a./ha pour la deltaméthrine et de 240 g m.a./ha pour le chlorpyrifos.

Les résultats de l'étude sur la deltaméthrine montrent une déposition retrouvée une heure après traitement de 1.2 à 2.2 mg m.a./kg de végétation humide. Au point de vue comportement dans l'environnement, nous avons trouvé une moyenne de période de demi vie de 45 heures en période de pluies, qui s'allonge jusqu'à 136 heures en l'absence de pluie. La confrontation des résultats avec les données toxicologiques a permis d'estimer des délais de carence pour le fourrage animal variables entre 7 et 14 jours.

Quant au chlorpyrifos, les dépositions trouvées une heure après traitement ont augmenté conformément à la dose et tournent autour de 30 m.g./kg de végétation humide. Les périodes de demi vie obtenues à partir des résultats sont estimées en moyenne à 36 heures avec une certaine indifférence à la pluviométrie. De même la confrontation des résultats aux données toxicologiques du chlorpyrifos a engendré des délais de carence pour le fourrage des animaux limités à 7 jours.

## INTRODUCTION

Le Projet Locustox est un projet de suivi des effets sur l'environnement de la lutte chimique antiacridienne. Son vœu le plus cher est de faire des recommandations appropriées en ce qui concerne les pesticides et leurs méthodes d'application afin de réduire au minimum les risques de nocivité environnementale. A ce titre il est divisé en volets qui étudient chacun un domaine bien défini : Le Volet Entomologie (Invertébrés Terrestres), le Volet Hydrobiologie, le Volet Vertébrés, le Volet Formation /Information et le Volet chimie Environnementale. Dans sa mission, qui englobe aussi le suivi réel à grande échelle, le Projet conduit pendant la campagne hivernale des tests de terrains utilisant les pesticides à dose recommandée par la FAO pour les traitements contre le criquet pèlerin.

Le volet chimie environnementale est le volet qui assure le suivi chimique des sites traités aux pesticides. Il contribue aux traitements des parcelles d'essai et exécute le programme d'échantillonnage et d'analyse des échantillons pour rendre compte du comportement dans l'environnement sahélien des pesticides utilisés.

La campagne 1993 de traitement chimique et de suivi écologique de sites d'étude du Projet qui fait l'objet de ce rapport, a eu lieu à Nioro du Rip entre le mois de juillet et le mois d'octobre, une période couvrant la totalité de la saison des pluies.

Cette investigation sur le terrain a permis au Projet :

1. d'élargir les activités de recherche de déposition et de disparition aux essais de la deltaméthrine sur la végétation de mil
2. de continuer l'étude du chlorpyrifos sur la végétation de mil. Dans la précédente campagne, le chlorpyrifos a fait l'objet d'une étude sur le suivi des résidus de pesticides dans les stocks de mil des paysans du secteur de Nioro du Rip (Sud du Sénégal).

La même deltaméthrine et le chlorpyrifos ont été appliqués sur huit (8) parcelles de mil au stade floraison-maturation soit quatre (4) parcelles pour le pérythrinol et quatre (4) parcelles pour l'organophosphoré. Les prélèvements d'échantillons ont été effectués sur les feuilles de mil. On notera que les parcelles qui sont choisies n'ont pas subi de traitement au pesticide depuis au moins trois (3) ans.

Cette campagne a fait aussi l'objet d'un suivi rigoureux des conditions météorologiques pendant les essais et durant la période d'échantillonnage : les données sur la température, la pluviométrie quotidienne, l'humidité relative ont été collectées pour permettre d'appuyer l'interprétation des résultats, le séchage des feuilles à l'étuve sont effectuées pour la détermination de leur teneur en eau.



## MATERIELS ET METHODES

### Eléments généraux du traitement

#### *Produits appliqués au traitement*

##### *La deltaméthrine*

La deltaméthrine (FAO/OMS1984) anciennement appelée décaméthrine, demeure un insecticide de la famille des pyréthrinoides. Son nom chimique IUPAC est le *cis*-(dibromo-2,2 vinyl)-3 diméthyl-2,2 cyclopropanecarboxylate de cyanophénoxy-3 benzyl. La formule chimique brute correspondante est le  $C_{22}H_{19}Br_2NO_3$ .

Dans ses propriétés physiques, le produit est une poudre cristalline incolore et inodore tout en restant non corrosive. Son pouvoir rotatoire à 4 % dans le toluène est estimé à  $54^\circ \pm 1^\circ$ . Dans l'eau à 20°C, sa solubilité n'excède pas les 2 µg/litre, à l'inverse, sa solubilité dans les solvants aromatiques (benzène, toluène etc), l'acétone, l'éthanol et le dioxane est appréciable. Son coefficient octanol/eau  $K_{ow}$  élevé (270 000) exprime son affinité par rapport aux solides en immersion dans les milieux d'eau. La tension de vapeur de la deltaméthrine à 25 °C est de l'ordre de  $2.10^{-9}$  kPa avec un point de fusion de 98-101° C, ce qui lui vaut un dégagement de vapeur presque nul aux températures ambiantes. Le produit ne s'oxydant ni à l'air ni à la lumière à 40° C, possède une rémanence notable (deux ans de stabilité dans ses conditions). Sur le plan toxicologique, la deltaméthrine est une neurotoxine d'action rapide par contact et par ingestion. Un effet endotherapique chez les végétaux inexistant, une toxicité modérée pour les mammifères et un caractère répulsif pour les abeilles. avec un large spectre d'action font qu'elle peut être appliquée avec succès contre les ravageurs dans les cultures vivrières, les zones de maraîchage.

La deltaméthrine est utilisée dans la présente étude en formulation DECIS UL 1 % à la dose nominale de traitement de 15 g m.a./ha.

##### *Le chlorpyrifos d'éthyle*

Le chlorpyrifos (FAO/OMS 1975) comme la plupart des organophosphorés, est un insecticide de large spectre. Son nom chimique (IUPAC) est de l'O,O-diéthyl-O,3,5,6-trichloro-2-pyridinyl phosphothioate ( $C_9H_{11}Cl_3NO_3PS$ ). Le produit pur est aussi un cristallin blanc en grains, de point de fusion compris entre 42 et 43,5° C. Son odeur rappelle celle des mercaptans.

Peu soluble dans l'eau (2 mg/l), il garde une grande affinité avec les solvants comme l'acétone (6,5 kg/kg), le benzène (7,9 kg/kg), le chloroforme (6,3 kg/kg), le méthanol (450 g/kg) à 25° C. En milieu aqueux, il a moins d'affinité que la deltaméthrine envers les solides ( $K_{ow} = 50\ 000$ ). Le chlorpyrifos est peu volatil avec une tension de vapeur à 25° C de  $2,5 \cdot 10^{-6}$  kPa. Le chlorpyrifos possède une rémanence qui varie beaucoup en fonction du milieu : sa décomposition par hydrolyse dans les eaux alcalines est rapide mais il garde une persistance notable dans les sols allant de 60 à 120 jours. Son large spectre d'action couvrant la totalité des insectes y compris les acridiens à l'état de larves et d'adultes l'implique dans les traitements des aires de cultures maraîchères et céréalières avant et après ensemencement, dans le traitement des stocks et des bâtiments d'habitation, dans celui des sols, des eaux polluées, du bois, du béton etc. Inhibiteur de la cholinestérase, il demeure un produit de lutte curative très efficace surtout sur les sols où il garde une stabilité remarquable.

Le chlorpyrifos est utilisé dans cette étude en formulation DURSIBAN (UL 24 %) et est traité à la dose nominale simple de 240 g m.a./ha.

### Renseignements techniques sur le traitement

Pour la totalité des parcelles nous avons effectué un traitement terrestre en dérive. Du fait de leur taille limitée (toujours < 2.5 ha) et avec un terrain praticable à l'homme, nous avons utilisé le Micro-ULVA pour assurer les applications. L'appareil est léger et facile à manier ce qui fait son appropriation pour ces traitements dirigés pour la recherche. Le tableau 2.1 donne les éléments de renseignement relatifs au traitement.

Tableau 2.1 : Données techniques du traitement

Produits & formulation	Deltaméthrine DECIS 1 %	Chlorpyrifos éthyle DURSBAN 24%
Appareil utilisé	Micro-ULVA	Micro-ULVA
Concentration de la formulation (g/l)	10	240
Dose nominale (g/ha)	15	240
Débit (ml/mn)	56	27
Largeur des passes (m)	10	10
Vitesse de déplacement (m/mn)	37	30
Fréquence du disque (t/mn)	7500-8000	7500-8000
Taille des gouttelettes µm	80-100	80-100
Hauteur de l'atomiseur (m)	1.5-2.0	1.5-2.0

### Pose du papier oléo-sensible.

Une pose de papier oléo-sensible a été effectuée lors du traitement des sites pour nous permettre de nous rendre compte de la régularité du dépôt.

Ce papier à fond blanc reçoit les gouttelettes de formulation qui font des tâches noires visibles. Le papier est découpé en géométrie rectangulaire de dimensions 6 cm X 1 cm. Il est posé avant le traitement sur la médiane perpendiculaire aux passes à raison de 10 par parcelle. Il comprend deux composantes : une composante verticale qui tourne la face vers le vent donc dans la direction d'attaque du produit, et une composante horizontale faisant face au ciel. Les deux composantes verticale et horizontale renseignent sur la distribution du produit au niveau de la parcelle.

Le papier est fixé sur l'épi à une hauteur variable entre 1.5 et 1.75 m.

A la fin du traitement, le papier oléo-sensible est récupéré et gardé avec soins jusqu'au laboratoire où le comptage des gouttelettes de formulation est effectué par visualisation au microscope. (Voir tableau 2.3 pour le résultat du dépôt).

### La météorologie des sites au moment des essais

Le traitement des parcelles s'est déroulé le matin entre 8 h 10 et 10 h 45 à raison d'une parcelle par équipe de traitement. Les applications ont connu un arrêt entre le 22 et le 28 Septembre du fait d'une inadaptation des tests aux conditions météorologiques. Il y a eu en effet déclenchement ou menace de pluie matinale ou retard dans l'établissement de vent favorable au traitement.

La température ambiante prélevée par le service de la météorologie du secteur de Nioro, est bien caractéristique de la saison des pluies : elle a varié en moyenne entre le matin et le milieu de l'après-midi (où on observe le maximum) de 22°C à 33°C. Les températures au moment des traitements ont varié en moyenne de 25.9 à 30.9 °C engendrant des hygrométries (humidités relatives) dans le même temps chutant en moyenne de 92 à 75 %.

La pluviométrie pendant les essais a été marquée par des pluies de fin de saison avec diminution dans la fréquence des précipitations (2 pluies totalisant 30 mm dans la dernière décade de septembre, une pluie de 5 mm la 1ère décade et une de 80 mm dans la 2è décade du mois d'octobre).

Les vents, une fois déclenchés, sont favorables au traitement. Les vitesses sont par contre différentes d'un jour de traitement à un autre et varient même pendant une séance de traitement. Au cours de celle-ci les vitesses du vent sont mesurées à l'anémomètre toutes les 30 secondes et les moyennes des minima et maxima des début et fin de traitement sont mentionnées dans le tableau 2.2 et varient de façon disparate d'une parcelle à une autre.

Tableau 2.2 : Données du traitement des parcelles.

**Parcelles traitées à la deltaméthrine**

Parcelle	Heure de traitement	Dose g m.a./ha	Température (°C)		Humidité relative (%)		Vent (km/h)	
			Début	Fin	Début	Fin	Début	Fin
3	-	15.5	24.5	28	89	80	5-6	3-7
5	08:36-10:15	17.7	23.3	31.6	88	86	0.5-2	2-2
9	08:10-10:10	17.1	25.3	32.7	95	64	1-2	2-3
11	08:15-09:40	15.1	24.5	29	97	77	1-5	0-7

**Parcelles traitées au chlorpyrifos**

Parcelle	Heure de traitement	Dose g m.a./ha	Température (°C)		Humidité relative (%)		Vent (km/h)	
			Début	Fin	Début	Fin	Début	Fin
2	08:55-10:40	229	27.5	29.5	98	80	5-10	0-7
4	08:55-10:30	224	26.4	32.2	83	70	2-7	5-11
8	-	210	27.2	31.3	90	67	4-11	-7
10	09:05-10:30	198	26	33	93	72	0-8	3-4

Les vitesses sont enregistrées à l'anémomètre toutes les 30 secondes. Les valeurs indiquées dans le tableau représentent les minima et les maxima des début et fin de traitement.

Les humidités relatives de début et de fin de traitement résultent des mesures de températures sèches et humides effectuées juste avant et après traitement.

Les doses sont calculées sur la base du volume de formulation utilisé pour le traitement et de l'estimation de l'aire traitée.

**Echantillonnage**

**Technique d'échantillonnage**

La technique d'échantillonnage sur la diagonale recommandée par la FAO (1986) et testée par Gadji (1993 a et b) a été reconduite pour le prélèvement de la matière à analyser sur les sites traités. Elle consiste à prélever l'échantillon sur la plus grande ligne oblique aux passes de traitement. Son usage se justifie par le fait que les parcelles sont non seulement traitées avec un souci de régularité, mais aussi par le fait qu'elles sont pour la plupart caractérisées par une répartition plus ou moins homogène de la matière. Les poquets de mil sont équidistants les uns des autres et assurent une couverture végétale du sol variable d'une parcelle à une autre entre 50 et 90%. Pour éviter les effets de bordure, la zone située sur les premières 10 m des limites est interdite d'échantillonnage.

### ***Cadence des prélèvements***

La cadence des prélèvements d'échantillons dépend à la fois de la nature de l'étude et de la rémanence du produit recherché.

C'est ainsi que pour la détermination du taux de déposition une heure après traitement et pour l'établissement des courbes de dégradation des pesticides, la périodicité de prélèvement suivante a été adoptée pour la deltaméthrine et le chlorpyrifos.

- 1 heure après traitement
- 24 heures après traitement
- 72 heures après traitement
- 7 jours après traitement
- 14 jours après traitement

Toutefois les heures et dates de prélèvement sont mentionnées sur chaque échantillon et la durée réelle que l'échantillon a passé sur le terrain est calculée pour servir à la détermination des périodes de demi-vie des insecticides étudiés.

### ***Prélèvement***

Les prélèvements portent sur les feuilles de mil. Ils sont effectués aux ciseaux sur les poquets de la diagonale à raison d'une ou deux feuilles par poquet. La taille finale du prélèvement peut varier de 1 à 2 kg selon l'importance de la parcelle.

### ***Préparation de l'échantillon***

La préparation de l'échantillon comprend deux étapes importantes : la réduction de la taille initiale du prélèvement à une quantité plus raisonnable au transport et le conditionnement de l'échantillon ainsi obtenu. L'une et l'autre de ces deux phases ne doivent pas affecter la représentativité de l'échantillon, ce qui nécessite une homogénéisation avant chaque étape.

### ***Echantillons de feuilles de mil***

Les feuilles de mil sont fractionnées en petits morceaux avec des ciseaux puis bien mélangées. 500 grammes sont pesées puis emballées dans un papier aluminium. L'échantillon ainsi obtenu est gardé dans une glacière munie de blocs à glace où il sera transporté jusqu'au laboratoire. La conservation avant analyse se passe à 18° C dans un congélateur.

Sur chaque échantillon, un numéro de code spécifiant le site, la date de prélèvement et le produit auquel on a traité, est porté au marqueur indélébile sur l'emballage. Il est en plus indiqué l'heure d'échantillonnage qui a été choisie comme la médiane entre les heures de début et de fin d'échantillonnage.

### ***Préparation des témoins : test du mode de conservation***

Les témoins pour le test de la conservation des échantillons sont préparés dès les premiers jours de l'échantillonnage.

Les échantillons à blanc sont fractionnés aux ciseaux et 100 g sont pesés puis étalés sur le papier aluminium qui sert d'emballage. Les solutions de charge préparées à partir des formulations sont ensuite utilisées pour y déposer la quantité de matière active voulue. Cette déposition se fait goutte à goutte à la surface de l'échantillon étalée à l'aide d'une micropipette graduée.

Les solutions de charge, qui sont à des concentrations élevées et variables entre 500 et 2000 mg m.a./l (annexe 2.1), font que les prélèvements de volume correspondant à la charge à déposer sont faibles

(entre 0.25 et 2 ml). Le solvant de dilution est l'acétone qui volatilise quelques instants après la charge. Après l'évaporation du solvant l'échantillon est soigneusement retourné pour être mélangé. L'emballage est fermé et le produit est stocké dans les mêmes conditions que les échantillons jusqu'au moment des analyses.

Les échantillons et les témoins n'ont pu être analysés qu'au mois de janvier, la durée de leur conservation pour les uns et les autres a varié entre 3 et 4 mois.

***Préparation des témoins : recherche du taux de recouvrement***

La préparation des témoins, pour la détermination du taux de recouvrement des méthodes d'analyses, se fait de la même façon à part que la solution de charge est faite à partir de standard analytique de pureté voisine de 100 % et la durée du stockage avant analyse excède rarement les 24 heures. (pour l'ensemble des témoins, voir préparation dans l'annexe 2.1).

## Analyse des échantillons

### **Matériels et Méthodes : extraction, purification et lecture**

Les deux produits étudiés sont analysés par Chromatographie en Phase Gazeuse (C.P.G.). L'appareil utilisé est un Delsi 200 équipé :

- d'un Détecteur à Capture d'Electrons (E.C.D.) équipé d'une source Ni 63 ;
- d'une colonne en verre remplie de 2 m de longueur, 0.64 cm (1/4") de diamètre intérieur et 2 mm de diamètre extérieur. L'inerte ou le support est un chromosorbe WHP-HMDS de granulométrie des particules 80-100 mesh. La phase liquide est un gel OV 101 imprégné à 5 % sur le support.

### **Deltaméthrine**

Les opérations d'extraction des échantillons de purification et de concentration du produit s'effectuent suivant les travaux de la Société de Pharmacie de Montpellier/France (Mestres *et al.* 1978).

20 g d'échantillon de végétation sont pesés et introduits dans le pot du mixeur (Warring Blender) avec 5 g de célite 545, 10 g de sulfate de sodium anhydre ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) et 100 ml d'acétonitrile ( $\text{CH}_3\text{-CN}$ ).

Après broyage le mixat liquide est filtré sur papier Whatman en microfibre de verre (0.1  $\mu\text{m}$ ) et le gâteau restant est rebroyé en présence de 50 ml de  $\text{CH}_3\text{-CN}$  pendant 2 mn.

Les filtrats combinés dans un ballon de 250 ml sont évaporés sous vide jusqu'à 2 ml.

Les 2 ml ainsi obtenus sont introduits dans une ampoule à décanter de 125 ml. 30 ml de  $\text{CH}_3\text{-CN}$  utilisés pour laver le ballon sont aussi introduits dans le ballon. Cette solution est lavée une première fois avec 20 ml d'éther de pétrole saturé à l'acétonitrile en agitant l'ampoule et en soutirant l'éther une fois la séparation assurée. Un deuxième lavage est fait avec 10 ml du même solvant. La phase lourde (acétonitrile) est récupérée dans une ampoule à décanter de 500 ml contenant 150 ml d'eau distillée et 5 ml d'une solution saturée en chlorure de sodium ( $\text{NaCl}$ ). Après homogénéisation du mélange, on lui rajoute 50 ml d'un mélange : 1:1 d'éther de pétrole - d'éther éthylique ( $\text{CH}_3\text{-CH}_2$ )<sub>2</sub>O. Après forte agitation un repos de 5 mn permet une bonne séparation des deux phases. La phase étherée est recueillie et directement passée en filtration simple sur un lit de  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ . La phase aqueuse est reprise avec 50 autres ml du mélange qui seront passés sur le même lit de sulfate de sodium. 50 ml de mélange seront ensuite utilisés pour laver le contenu de l'entonnoir.

**Les extraits ainsi obtenus sont évaporés jusqu'à 2 ml.**

La colonne de purification est préparée avec 5 g de florysil contenant 5 % d'eau mis entre deux couches de 2 g de sulfate de sodium. Elle est lavée avec 20 ml d'éther de pétrole, avant que l'extrait de 2 ml ramené à 10 ml par addition d'éther de pétrole ne soit introduit. A la fin de la fixation, la couche de florysil est lavée successivement avec deux fois 5 ml et une fois 15 ml d'éther de pétrole utilisé préalablement pour rincer le ballon d'évaporation.

L'élution du produit de la colonne est faite avec 50 ml d'un mélange 8:2 d'éther de pétrole-d'éther éthylique.

L'extrait élu est évaporé et les résidus sont récupérés dans 10 ml (fiolle jaugée) du mélange d'élution.

### **Chlorpyrifos**

L'extraction et la concentration du produit à partir de la végétation sont adaptées sur le protocole proposé par Sumitomo (1981) relatif à l'analyse des résidus de fénitrothion qui appartient à la même famille des organophosphorés que le chlorpyrifos.

50 g de feuille de mil sont prélevés puis mis dans le pot du Waring blendor (mixeur). Le broyage s'effectue dans un premier temps avec 50 ml d'eau et 25 ml de méthanol et dans un deuxième temps en ajoutant 100 ml d'acétonitrile.

Après 5 mn de décantation, le contenu du récipient est filtré sous vide sur un lit de 20 g de hyflosupercel. Le reste du gâteau est à nouveau broyé dans 80 ml du mélange ternaire 2 : 1 : 4 eau + méthanol + acétonitrile puis filtré.

Aux filtrats combinés on ajoute 30 g de chlorure de sodium puis 150 ml de chloroforme dans une ampoule à décanter. Après 5 mn d'agitation et 3 mn de décantation, la phase organique est soutirée et la phase aqueuse à nouveau lavée avec 100 autres ml de chloroforme.

Les deux extraits chloroformiques réunis dans un ballon de 500 ml sont évaporés à sec. Le ballon est lavé à l'acétone et les résidus d'évaporation sont finalement récupérés dans 25 ml de ce solvant pour lecture au chromatographe.

### **Analyse des témoins**

L'analyse des témoins s'opère de la même façon que celle des échantillons, à part que pour les premiers la prise d'essai à analyser porte sur la totalité du prélèvement soit 100 g (au lieu de 20 g pour le prélèvement sur les échantillons), la fin de la filtration du broyat est suivie d'une mesure du volume de filtrat. La suite de l'analyse porte uniquement sur un quart de ce volume.

### **Recherche de la teneur en eau des échantillons**

Cette recherche se fait sur l'échantillon conservé en congélation le jour de l'analyse de celui-ci. 2 à 4 g de feuille de mil dans un creuset en porcelaine (sortant de l'étuve (105° C) préalablement taré ( $P_n$ )) sont pesés ( $P_n$ ) avec exactitude à la balance de précision. Après 24 heures de séjour à l'étuve, le creuset contenant la végétation séchée est pesé à nouveau ( $P_v$ ) la teneur en eau (%) est calculée selon la formule

$$100 \cdot \frac{P_h - P_s}{P_h - P_v} \quad (\text{annexe 2.2})$$

## RESULTATS

### Qualité du traitement

L'aspect qualitatif du traitement est décrit par l'analyse statistique de la distribution des gouttelettes de formulation issues de la pulvérisation. L'étude a été réalisée grâce à la pose de papiers oléo-sensibles pendant le traitement de la parcelle.

Le comptage des gouttelettes des 10 papiers par parcelle nous permet d'établir une moyenne m arithmétique et l'écart type e correspondant pour la composante verticale et la composante horizontale. Le tableau 2.3 contient les résultats de ce travail de comptage, les doses réelles d'application et les vitesses du vent relatives à chaque site traité.

Tableau 2.3 : Doses/densité du dépôt et vitesse du vent.

#### Deltaméthrine

Parcelle	Dose appliquée g m.a./ha	Densité des gouttes (Nombre/cm <sup>2</sup> )		Vitesse du vent (m/s)
		verticale	horizontale	
03	15.5	27.4±28.4	9.8±8.1	1.1 - 1.7
05	17.7	63.5±125.2	38.8±63.3	0.5 - 2.0
09	17.1	33.6±19.4	11.3±7.5	1.5 - 2.5
11	15.1	8.5±4.2	7.8±5.3	0.1 - 1.7

#### Chlorpyrifos

Parcelle	Dose appliquée g m.a./ha	Densité des gouttes (/cm <sup>2</sup> )		Vitesse du vent (m/s)
		vertical	horizontal	
2	229	46.4±19.1	32.4±14.2	0.7 - 2.5
4	224	62.4±40.1	26.9±33.8	1.0 - 2.5
8	210	37.3±23.9	30.9±28.1	1.0 - 2.5
10	198	84.4±102.6	50.4±54.4	0.4 - 1.7

Les densités des gouttelettes sont données sous la forme  $m \pm e$  où m désigne la moyenne de la densité de déposition sur le papier oléo-sensible et e l'écart type. Ces deux paramètres résultent du comptage des gouttelettes sur 10 cartes de dimensions 6 cm X 1 cm.

### Le dépôt

Les chiffres montrent que les dépositions pour un site traité choisi sont plus importantes sur la composante verticale du papier que sur la composante horizontale. D'autre part, on voit de façon pertinente une distribution inégale du produit sur le site puisque les écarts types évalués à côté de chaque moyenne sur la densité de déposition des gouttelettes sont du même ordre de grandeur que les moyennes elles-mêmes tantôt plus faibles tantôt plus forts.



En conclusion à ces observations sur la qualité du traitement exprimée à travers l'exploitation des données du papier oléo-sensible, nous signalons l'importance de la pose du papier pour un bon suivi des applications : dans l'immédiat, elle nous a permis de constater la déposition du produit, et une analyse des données nous informe sur la régularité de la déposition et sur l'influence du vent sur le transport du produit à l'état pulvérisé. Pour mieux réussir ces deux derniers points, nous pensons qu'il faut multiplier la quantité de papiers posés en faisant au moins trois rangées par parcelle ce qui donnerait un caractère plus représentatif de l'étude.

### Aspect qualitatif des analyses

L'aspect qualitatif des analyses concerne un certain nombre de paramètres analytiques susceptibles de juger de la validité des résultats définitifs, ou permettant de les considérer comme tels. Il s'agit principalement du comportement des témoins de conservation qui juge de l'état des produits étudiés pendant la conservation des échantillons, et des témoins de recouvrement qui informent sur la fiabilité des analyses effectuées à l'aide des protocoles. Ces témoins préparés au laboratoire de Niore du Rip pour ce qui est du test de conservation et au laboratoire de résidus de Dakar pour ce qui est de la recherche du taux de recouvrement (annexe 2.1), sont analysés dans des conditions de stabilité du chromatographe. Les résultats de ces analyses sont rangés dans les tableaux 2.4 à 2.7.

**Tableau 2.4 :** Témoins de deltaméthrine : recherche du taux de recouvrement.

Nature	Taille (g)	Charge mg m.a.	Trouvée mg m.a.	Recouvrement %	Moyenne %	Ecart type
1 feuille de mil	50	0.5	0.571	114.2		
2 feuille de mil	50	0.25	0.241	96.4	101	9
3 feuille de mil	50	0.1	0.094	94		

**Tableau 2.5 :** Témoins de chlorpyrifos : recherche du taux de recouvrement.

Nature	Taille (g)	Charge mg m.a.	Trouvée mg m.a.	Récupération %	Moyenne %	Ecart type
1 feuille de mil	50	1.00	0.978	97.8		
2 feuille de mil	50	0.50	0.461	92.2	96.1	2.1
3 feuille de mil	50	0.25	0.246	98.4		

**Tableau 2.6 :** Témoins de deltaméthrine : test du mode de conservation.

Nature	Taille (g)	Charge mg m.a.	Trouvée mg m.a.	Récupération %	Moyenne %	Ecart type
1 feuille de mil	100	1	0.87	87		
2 feuille de mil	100	0.5	0.48	96	99.7	12.1
3 feuille de mil	100	0.25	0.29	116		

**Tableau 2.7 :** Témoins de chlorpyrifos : test du mode de conservation.

Nature	Taille (g)	Charge mg m.a.	Trouvée mg m.a.	Récupération %	Moyenne %	Ecart type
1 feuille de mil	100	1.00	1.01	101.0		
2 feuille de mil	100	0.50	0.41	82.0	98.3	12.4
3 feuille de mil	100	0.25	0.28	112.0		

L'analyse des données de ces tableaux montre dans un cadre général, un taux de recouvrement assez bon. Les chiffres sur la deltaméthrine regroupés autour de 100 % témoignent de la simplicité de la méthode d'analyse de ce produit. La même remarque demeure valable pour le chlorpyrifos sur feuille de mil où l'on trouve une moyenne sur le taux de recouvrement de 96 %, l'écart type correspondant est de 2 % plus faible.

La lecture des tableaux 2.4 à 2.7 sur la conservation en congélation ( $T < -15^{\circ}\text{C}$ ) des produits traités sur feuille de mil, donne aussi un bon jugement sur leur comportement. Les moyennes de récupération sont supérieures à 93 % avec une disparité certaine entre les 3 cas (écart type de 12).

### Résultats des analyses

Les résultats sont donnés en mg de matière active par kg de végétation humide (mg m.a./kg) pour les feuilles de mil. La teneur en eau  $\theta$  a été l'objet de détermination pour chaque échantillon (annexe 2.2). La moyenne calculée sur 39 échantillons donne une valeur  $\theta$  de 74.5 % avec un écart type de 2.5.

### Déposition

Le tableau 2.8 contient les résultats d'analyse de résidus sur les parcelles. Sur la deltaméthrine traitée à la dose recommandée de 15 g m.a./ha, les résultats trouvés sur les échantillons prélevés une heure après traitement sont pour les quatre parcelles : 1.240, 1.535, 1.582 et 2.200 mg m.a./kg de feuille humide. Les différentes doses auxquelles les parcelles ont été traitées ont très peu varié passant seulement de 15.1 à 17.7 g m.a./ha, malgré cela, la courbe (figure 2.4a) représentative de cette déposition en fonction de la dose, montre une variation dans un sens croissant.

Les résultats sur le chlorpyrifos, sont quant à eux plus bas pour la parcelle 08 (18.610 mg m.a./kg seulement) alors que sur les trois autres parcelles, ils ont affiché des valeurs regroupées autour de 32 mg m.a./kg. Là, les doses de traitement qui ont été estimées ont varié presque de 10 en 10 passant de 198 à 229 g m.a./ha. L'observation de la courbe (figure 2.4b), ne montre une croissance effective de ces valeurs de la déposition qu'une heure après traitement à partir de la dose de 210 g m.a./ha.

Tableau 2.8 : Résultats des analyses

Produit	Parcelle	Echant. 1	Echant. 2	Celant. 3	Echant. 4	Echant. 5	
<b>Deltaméthrine</b>		<b>1.582</b>	<b>1.054</b>	<b>0.093</b>	<b>0.081</b>	<b>0.062</b>	
	03/15.5	hr/pluie	1.0/0.0	23.0/7.8	71.3/28.1	168/30	335.8/69.3
			<b>2.2</b>	<b>0.78</b>	<b>0.549</b>	<b>0.063</b>	<b>0.011</b>
	05/17.7	hr/pluie	1.9/0.0	24.8/7.8	71.3/28.1	168.3/30	337.7/69.3
			<b>1.535</b>	<b>1.379</b>	<b>1.34</b>	<b>1.006</b>	<b>0.36</b>
	09/17.1	hr/pluie	1.9/0	24.7/0	71.3/0	168.3/5	337.7/5
<b>Chlorpyrifos</b>		<b>1.24</b>	<b>1.39</b>	<b>0.707</b>	<b>0.313</b>	<b>0.174</b>	
	11/15.1	hr/pluie	1.6/0	25.8/0	72.2/0	169.1/5	338.6/5
			<b>34.81</b>	<b>5.03</b>	<b>4.49</b>	<b>0.35</b>	<b>ND</b>
	02/229	hr/pluie	1.4/0	24.3/8.5	71.2/20.3	166.8/31.1	335.0/59.0
			<b>30.29</b>	<b>8.78</b>	<b>1.91</b>	<b>1</b>	<b>ND</b>
	04/224	hr/pluie	1.4/0	23.7/8.5	72.6/20.3	167.5/31.1	336.1/59
<b>Chlorpyrifos</b>		<b>18.61</b>	<b>5.68</b>	<b>1.72</b>	<b>0.94</b>	<b>0.06</b>	
	08/210	hr/pluie	2.3/0	23.9/0	71.4/0	169.3/5.0	336.6/85
		<b>32.27</b>	<b>4.73</b>	<b>5.85</b>	<b>0.61</b>	<b>ND</b>	
	10/198	hr/pluie	1.5/0	23.2/0	70.6/0	168.6/5	335.7/85

Dans la colonne parcelle, le premier nombre de deux chiffres désigne le numéro de la parcelle, le nombre à droite séparé par une barre (/) indique la dose en g m.a./ha à laquelle elle a été traitée.

La ligne en gras indique les résultats obtenus pour chaque échantillon de la parcelle correspondante.

La ligne hr/pluie informe sur la durée en heures écoulée entre le traitement et le prélèvement de l'échantillon, et le cumul pluviométrique en mm d'eau tombée pendant ce délai.

### Comportement des produits au fil du temps

L'effet de disparition des produits sur la végétation traitée se lit facilement dans les quatre dernières colonnes du tableau 2.8 et mieux dans l'observation des courbes de figure 2.1 et de la figure 2.2.

Pour la deltaméthrine, c'est dans un seul cas (parcelle 05) que le produit a disparu de plus de 50 % avant les premières 24 heures, dans les autres cas, une persistance notable est remarquée : la disparition restant inférieure à 32 % du premier taux trouvé. Au bout de la 2ème semaine après traitement, les résidus de deltaméthrine sont restés à des taux non négligeables variant de 0.5 à 4 % sur les deux premières parcelles de 14 à 23 % sur les parcelles 09 et 11.

Les courbes de la figure 2.1 illustrent mieux la disparition de la deltaméthrine au cours du temps. Leur allure témoigne d'une disparition rapide dans les premières 24 heures pour les parcelles 03 (a) et 05 (b) et lente pour les deux autres. Entre 24 heures et 72 heures, seule la parcelle 03 affiche une allure de disparition rapide : la pente moyenne de disparition sur cette partie de la courbe est à  $-0.02$  mg m.a./kg/h. Cette valeur est supérieure en valeur absolue à ses homologues des autres courbes d' au moins 2 fois. L'allure de la courbe de la parcelle 09 (c) n'est pas caractéristique d'une courbe de disparition des pesticides dans l'environnement, on croirait à une disparition linéaire de l'ordre 0 qui est d'une forte rareté en cinétique. Cependant au bout de la deuxième semaine d'échantillonnage, le niveau de pesticide obtenu est semblable à celui observé dans la parcelle 11 (d).

Dans la deuxième partie du tableau 2.8, on trouve les résultats relatifs au chlorpyrifos. Ici la disparition du produit avant les 1ères 24 heures est supérieure à 70 % du taux de résidus obtenu une heure après traitement. Elle est d'autant plus rapide qu'à la fin de la semaine qui suit le traitement, seulement moins de 5 % du produit est retrouvé et qu'au bout des 14 premiers jours, aucun résidu n'est détecté

sur les parcelles 02, 08 et 10, sur la parcelle 04 où on a pu détecté quelque chose, nous notons seulement une présence de 0.3 % du produit. Ce qui indique une différence nette avec la deltaméthrine : le taux de pesticide élevé chez le chlorpyrifos naturellement dû à la disproportion des doses des deux produits appliquées aux traitements, est compensé par une rapide disparition.

Sur les courbes de la figure 2.2, les allures de disparitions sont régulièrement uniformes et plus caractéristiques des courbes exponentielles du premier ordre. On y voit bien la rapidité de la disparition surtout dans les premières 24 heures: la détermination des pentes des courbes pendant ces 1ères 24 heures donne une vitesse moyenne de perte de produit supérieure en valeur absolue à 1 mg m.a./kg/heure, alors que dans le cas de la deltaméthrine, la pente la plus prononcée pendant la même période est inférieure en valeur absolue à 0.07 mg m.a./kg/heure.

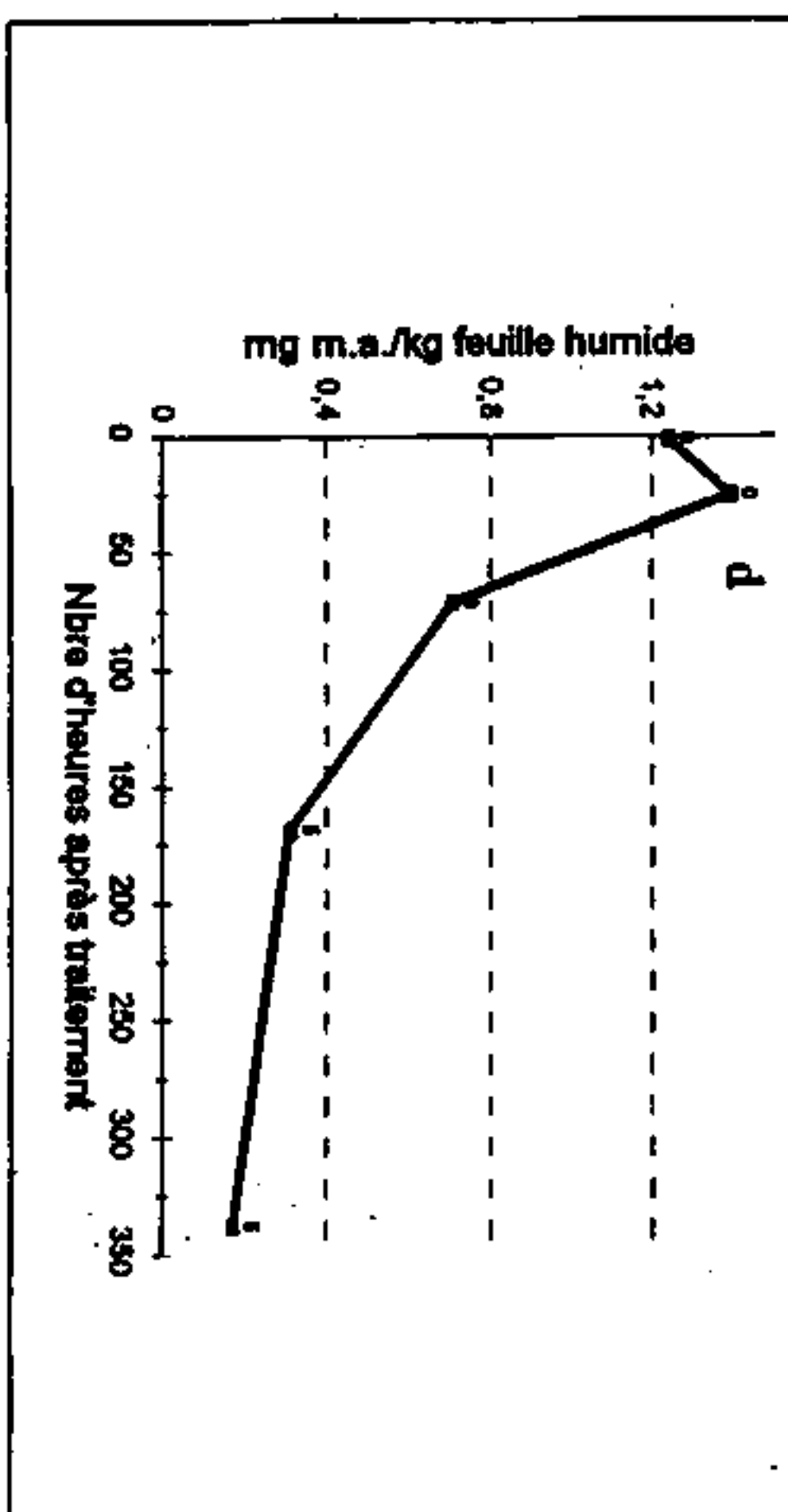
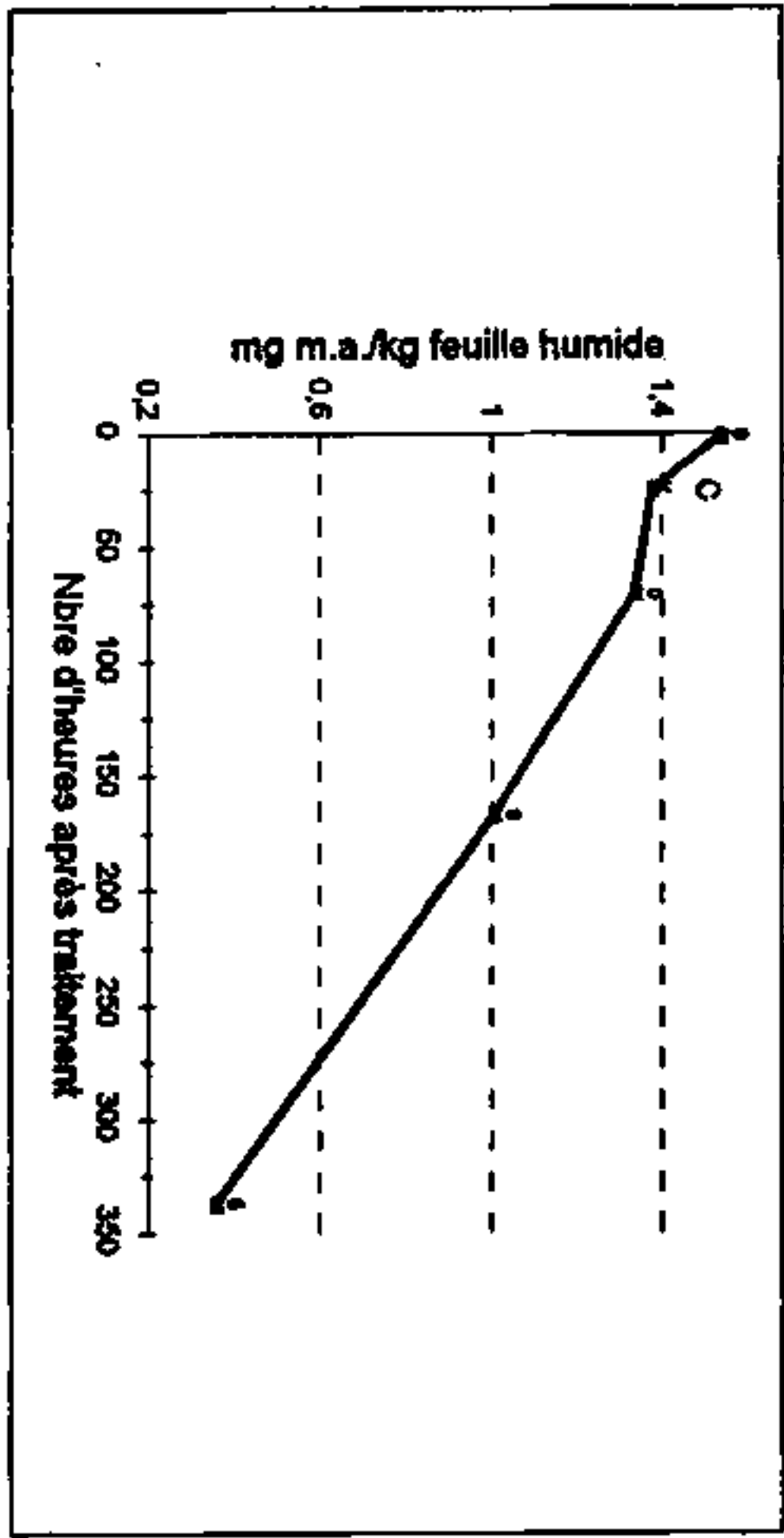
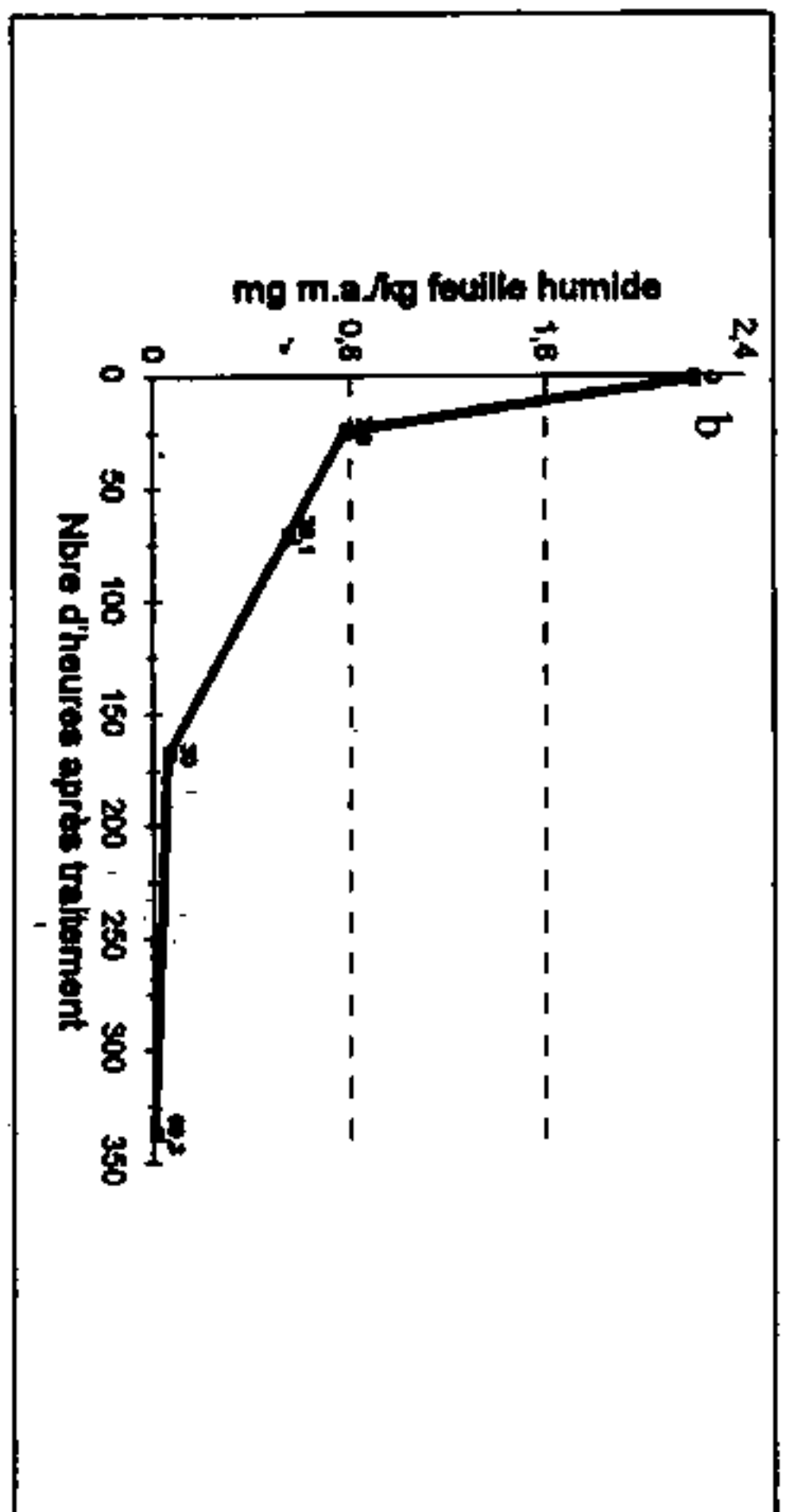
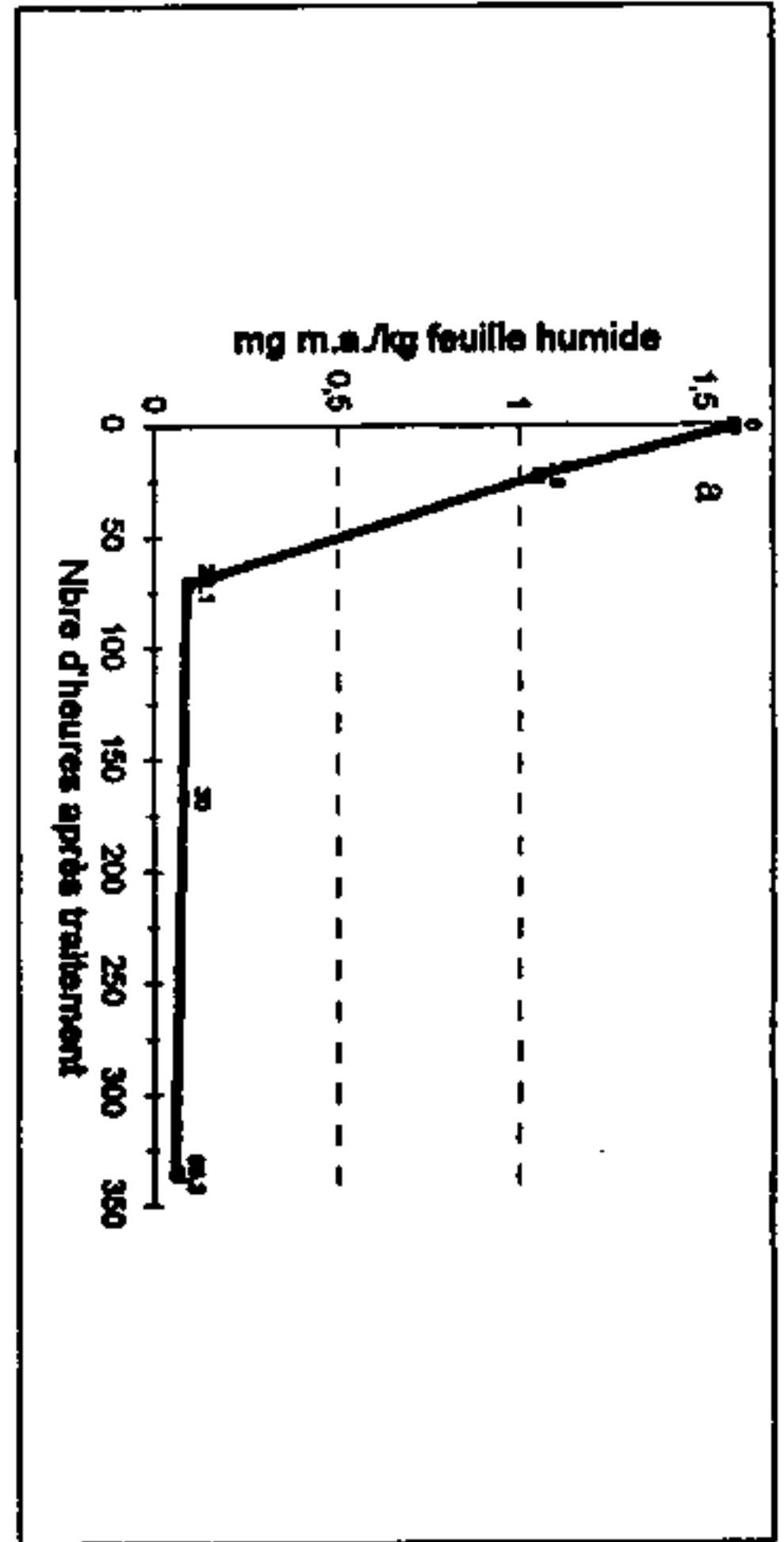


Figure 2.1 :

Courbes de disparition de la deltaméthrine

- a) parcelle 03
  - b) parcelle 05
  - c) parcelle 09
  - d) parcelle 11
- Les chiffres sur les courbes sont les cumuls pluviométriques (mm)

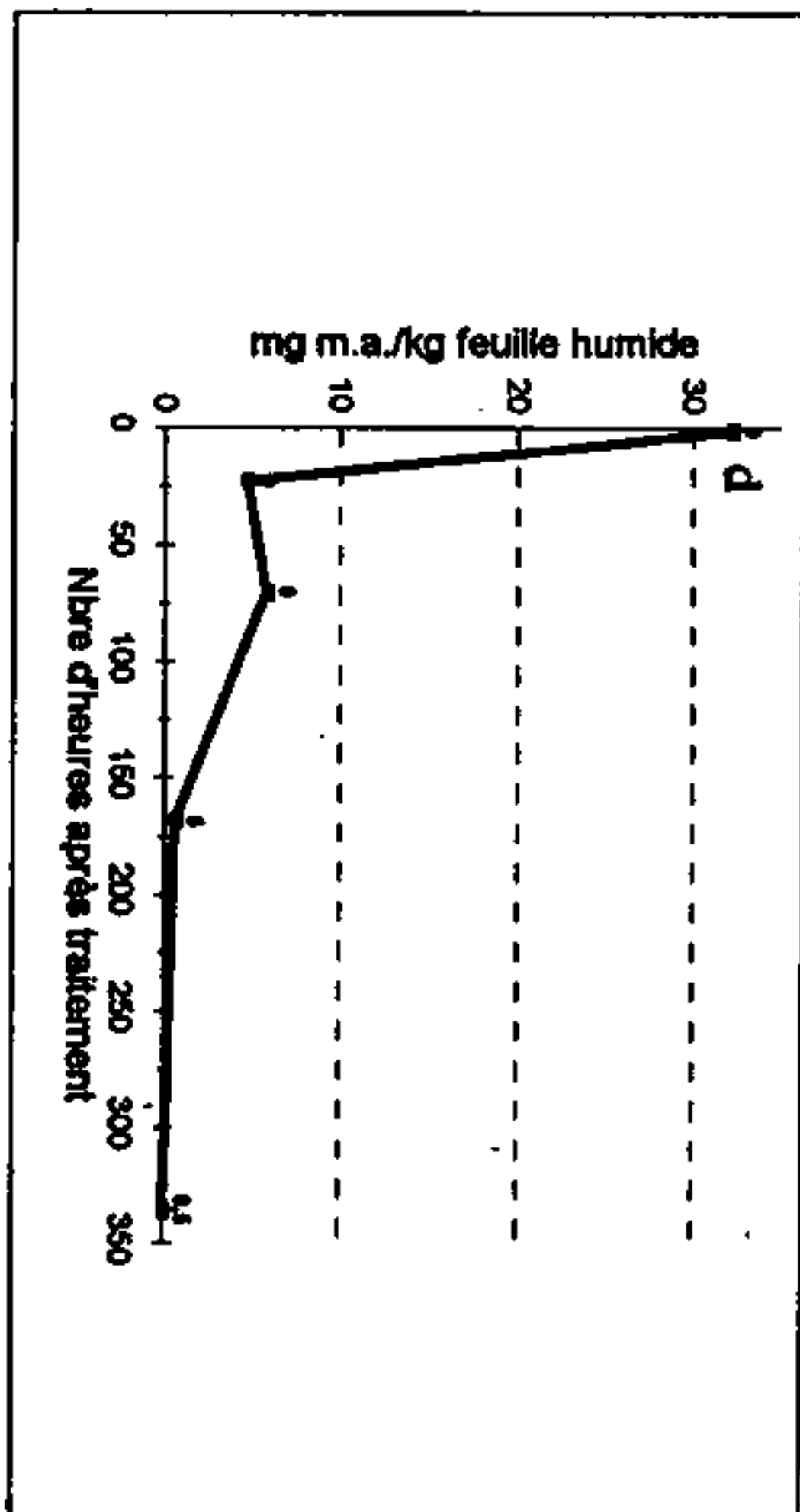
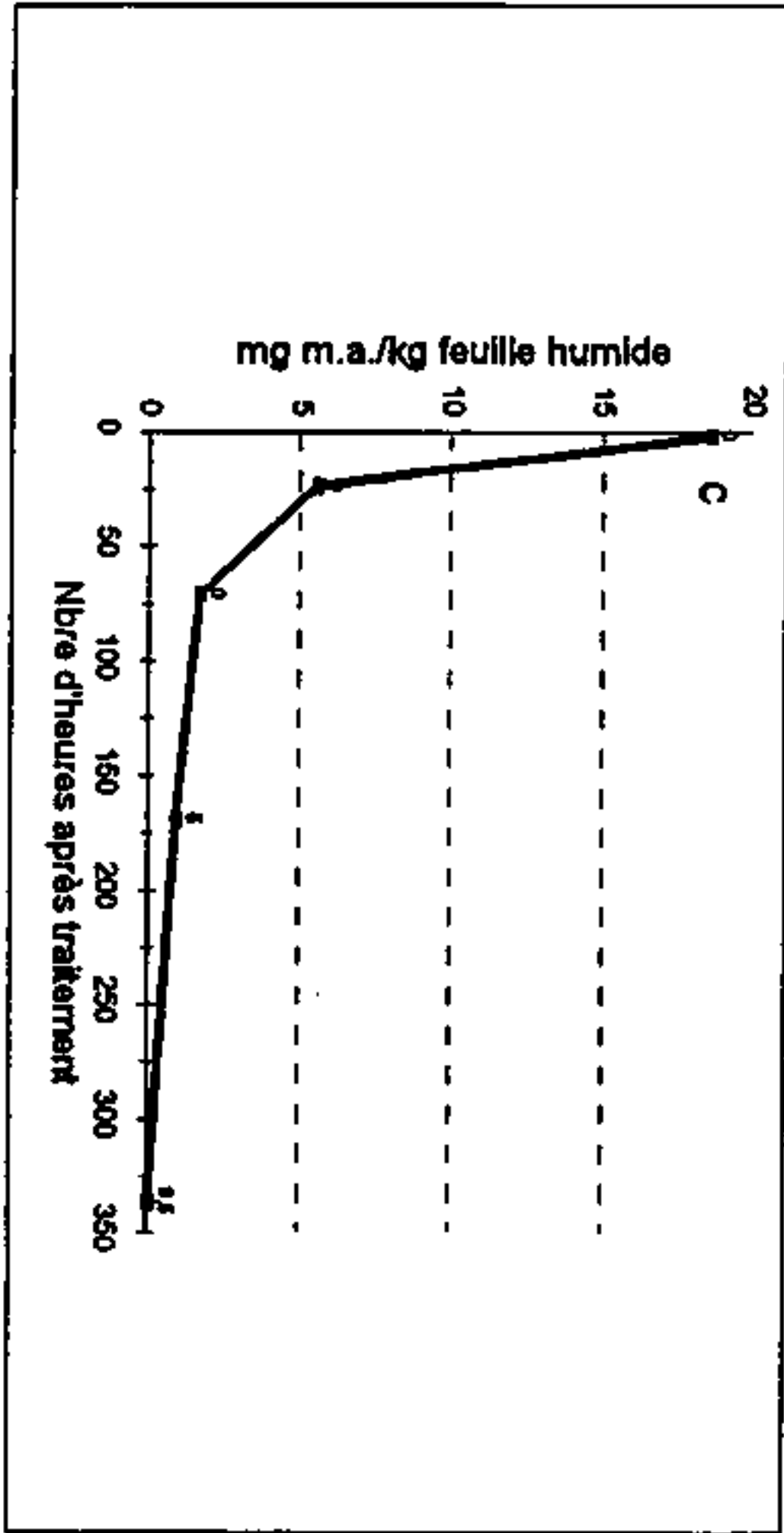
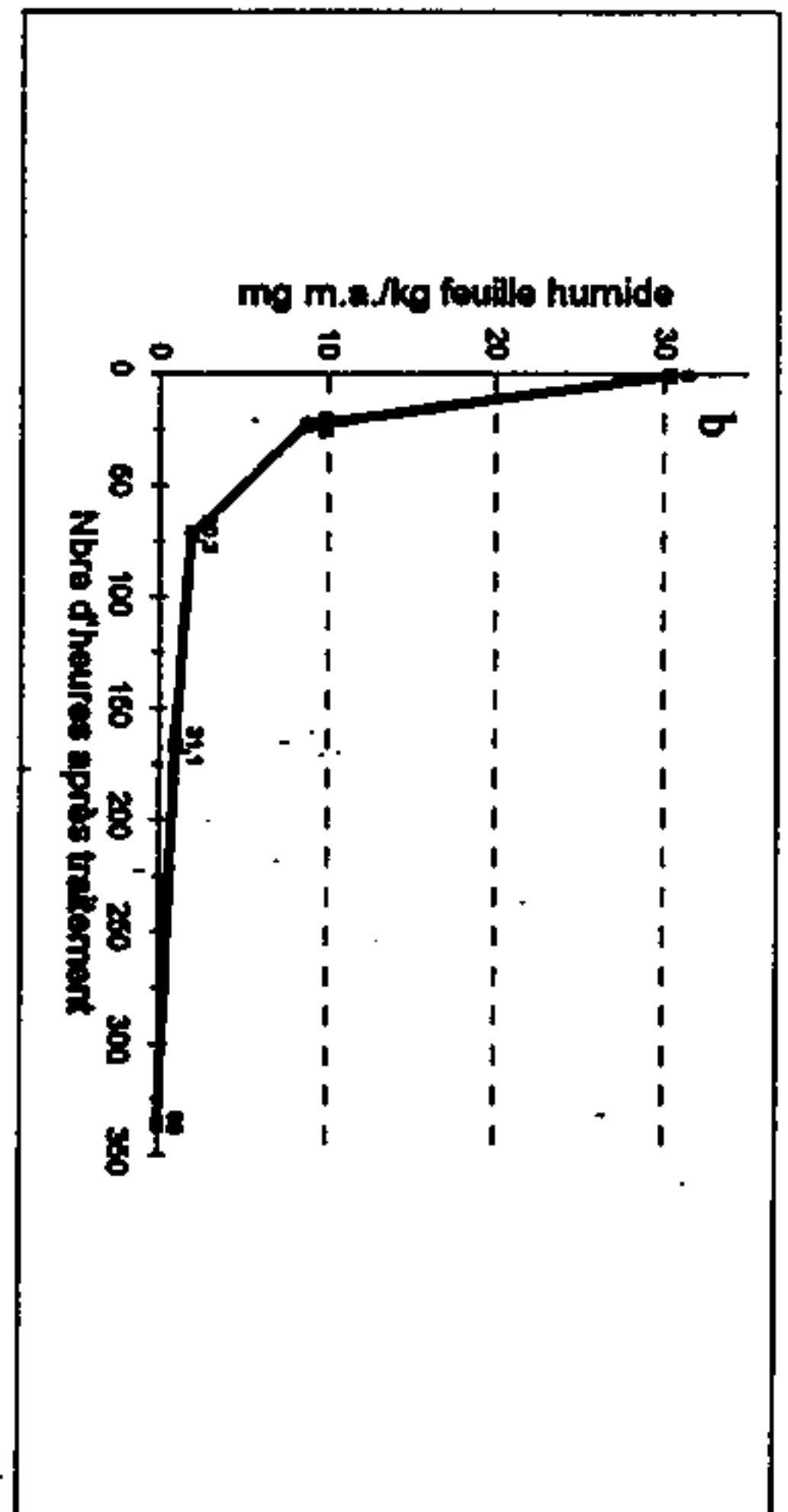
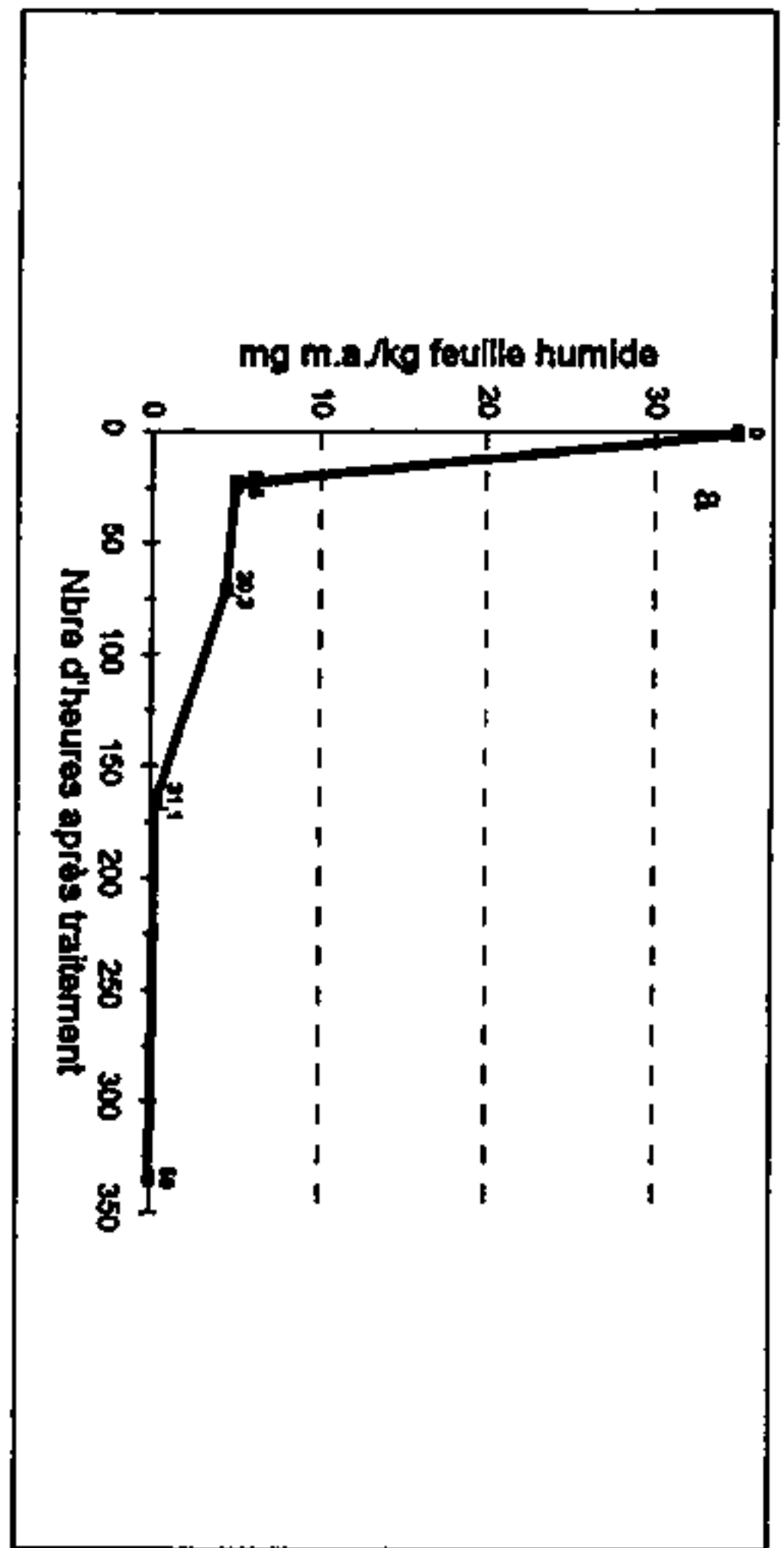


Figure 2.2 :

Courbes de disparition du chlorpyrifos

- a) parcelle 02
  - b) parcelle 04
  - c) parcelle 08
  - d) parcelle 10
- Les chiffres sur les courbes sont les cumule pluviométriques (mm)

### Périodes de demi-vie

Le tableau 2.9 contient les résultats des régressions linéaires effectuées à partir du logarithme népérien (Ln) de la teneur en pesticide de l'échantillon et le temps effectif écoulé entre le traitement de la parcelle et le prélèvement de l'échantillon. Le but de ce travail est de rapprocher la disparition des pesticides étudiés à un modèle théorique qui nous permet, d'évaluer les périodes de demi-vie  $t_{1/2}$  de disparition des produits sur les feuilles de mil. Le modèle choisi est celui de la réaction du premier ordre (Cheng 1990). L'étude statistique sur le degré de signification des résultats de la régression est basée sur un coefficient de risque (Steel & Torrie 1980) de 5 %.

Tableau 2.9 : Résultats des calculs sur les périodes de demi-vie

Matières actives	Parcelles	R <sup>2</sup>	Obs	Signification	t <sub>1/2</sub> (heures)	t <sub>1</sub> mg m.a./kg
Deltaméthrine	03	0.61	5	N	78	0.69
	05	0.96	5	S	45	1.50
	09	0.95	5	S	163	1.68
	11	0.93	5	S	109	1.25
Chlorpyrifos	02	0.9	4	S	28	20.5
	04	0.83	4	S	37	16.7
	08	0.85	5	S	45	10.1
	10	0.85	4	S	34	18.2

R<sup>2</sup> : Le carré du coefficient de corrélation obtenu sur la régression linéaire du logarithme népérien de la teneur en résidu en fonction du temps.

S: significatif  
N: non significatif.

Obs: Le nombre de points utilisés pour effectuer la régression.

t<sub>1/2</sub> : La période de demi-vie (théorique) calculée à partir des résultats de la régression.

De la lecture du tableau 2.9, nous notons que le modèle mathématique de la dégradation du premier ordre utilisé pour l'estimation de la période de demi-vie répond bien à la disparition de la deltaméthrine sur végétation de mil : l'analyse de risque montre que les régressions effectuées pour la détermination de la période de demi-vie restent significatives en considérant un coefficient de risque  $p$  de 5 %. Il n'y a que la régression correspondant à la parcelle 03 (deltaméthrine) qui ne l'est pas.

Pour la deltaméthrine, les périodes trouvées à partir de ce modèle du premier ordre sont disparates variant de 45 heures sur la parcelle 05 à 163 heures sur la parcelle 09 avec une moyenne sur les quatre parcelles de 98 heures.

Pour le chlorpyrifos, les période trouvées sont plus faibles. Ce qui confirme sa rémanence moins importante par comparaison à la deltaméthrine, constatée l'analyse du tableau des résidus et de l'observation des courbes correspondantes. Les valeurs obtenues rangées dans une fourchette plus étroite n'ont guère atteint les deux jours, variant seulement entre 28 et 45 heures avec une moyenne sur les quatre parcelles de 36 heures.

## DISCUSSION

### Confrontation des résultats

Dans cette discussion, nous voulons faire une comparaison des résultats basée sur les différences de conditions météorologiques des parcelles ayant sévi durant les deux semaines de prélèvement d'échantillon. Parallèlement, nous ferons une confrontation des résultats obtenus avec d'autres études réalisées ailleurs.

Quand on regarde le tableau 2.1 sur les données de traitement des parcelles, on remarque qu'elles ont été toutes traitées dans la matinée entre 08 H 10 et 10 H 40 avec des températures et des humidités relatives voisines. La température ambiante du jour peut aussi être supposée ne pas avoir changé de façon notable. Donc l'un des seuls paramètres météorologiques qui peut être pris en compte comme pouvant influencer les résultats d'une parcelle à une autre est la pluviométrie.

### Deltaméthrine

L'observation du tableau 2.8 sur les résultats des analyses sur feuille de mil, montre que les parcelles 02 et 04 traitées à la deltaméthrine, ont reçu un cumul pluviométrique pendant les 15 jours d'échantillonnage de 69.3 mm. Les parcelles 08 et 10 traitées une semaine après n'ont obtenu que 5 mm de pluie au 4<sup>ème</sup> jour du traitement. Les périodes de demi-vie (tableau 2.9) sont plus faibles pour les premières parcelles (45 et 78 heures) que pour les dernières où elles sont estimées entre 109 et 163 heures. Sur les courbes de la figure 2.5, la comparaison est encore plus frappante : chute vertigineuse dès le 2<sup>ème</sup> échantillon pour arriver au voisinage de Zéro au bout de la 2<sup>ème</sup> semaine (cas a et b) et descente modérée dans les cas c et d. On note ici sans équivoque, une implication réelle de la pluviométrie dans la disparition de la deltaméthrine.

Cette hypothèse jouit aussi de l'appui du suivi de la deltaméthrine (IRPTC 1991) dans les plantations de coton avec usage de serres. Dans cet écosystème protégé contre la pluie, une période de demi-vie d'une semaine a été trouvée soit 168 heures. Dans une autre publication (WHO 1990), cette étude est citée pour affirmer que la deltaméthrine se dégrade plus vite sous les conditions de champ que dans les conditions protégées, faisant allusion sans doute aux agressions climatiques donnant plusieurs possibilités de voies de disparition dont celle du lessivage.

Au point de vue déposition, nous avons des résultats d'essai (FAO 1981) concernant les résidus de deltaméthrine dans l'alimentation, où, sur des feuilles de plantes comestibles pour l'homme qui sont traitées à la dose recommandée de 17.5 g m.a./ha, le taux résiduel trouvé 48 heures après est de 0.48 - 0.52 mg m.a./kg. Dans la même publication, pour la même période, les feuilles traitées à la dose de 12.5 g m.a./ha donnent un taux de 0.4 mg m.a./kg. Les mêmes séries de valeurs utilisées pour des calculs de régression basée sur le modèle du premier ordre, donnent un coefficient de corrélation très significatif avec une période de demi-vie de 132 heures. Bien que la publication n'ait pas fait état des conditions météorologiques ayant sévi sur cet environnement, les résultats qui y sont obtenus peuvent s'estimer semblables à ceux de la présente étude.

Toujours en matière de déposition et disparition, des résultats d'étude (Hill 1989) de disparition de la deltaméthrine appliquée à 14 g/ha sur du fourrage d'alfalfa montrent des taux de déposition initiale de 4.2 et de 2.9 mg m.a./kg de végétation sèche. Les périodes de demi-vie respectives sont 3.4 jours (81.6 heures) et 4.1 jours (98.4 heures). L'étude qui stipule que l'essai a eu lieu en Alberta, ne dit rien des conditions climatiques pendant et après traitement. Il est néanmoins clair que les résultats trouvés surtout en ce qui concerne la disparition, sont compatibles avec ceux de notre présente étude.

L'auteur ci-dessus cité a publié (Hill et Johnson 1987) deux ans auparavant et après application de la deltaméthrine par voie aérienne à 7.2 g/ha contre les sauteriaux en Alberta, des dépositions en moyenne de 2.06 mg /kg d'herbe sèche avec une période de demi-vie de 5.9 jours (141.6 heures).



## **Chlorpyrifos**

Avec le chlorpyrifos, l'observation des courbes (figure 2.2) a et b d'une part et des courbes c et d de l'autre, montre des allures de disparition qui se ressemblent bien, avec disparition rapide surtout les premiers jours. Les périodes de demi-vie obtenues ne permettent pas d'apprécier une différence entre elles. Néanmoins, au moment où les deux premières parcelles représentées par les courbes a et b recevaient de façon régulière un cumul de pluviométrie de 59 mm, les 3 premiers échantillons des 2 dernières parcelles étaient prélevés sans la moindre goutte d'eau de pluie. On peut dans ce deuxième cas imputer la disparition du chlorpyrifos à un phénomène de disparition autre que le lessivage par la pluie : photodégradation, (abondance de lumière solaire), hydrolyse (aux eaux de rosées) entre autres. Donc, la comparaison des données numériques ou des allures de courbes a b c et d sur les 3 premiers échantillons, ne nous permet pas de voir de façon nette les effets de la pluie sur la disparition des produits.

A défaut de données cinétiques pouvant faire la part des choses dans le cadre du comportement du chlorpyrifos dans l'environnement, on peut, à la lumière de notre étude, comprendre que le chlorpyrifos n'est pas d'une grande stabilité sur végétation. Notre étude n'a pas fait de différence de vitesse de disparition entre les zones pluvieuses et les zones non pluvieuses. La constante qui constitue un dénominateur commun est bien la présence de la lumière solaire, la rosée matinale, la chaleur et le vent.

A titre de comparaison, il y'a lieu de citer à nouveau l'étude de Richard Toll (Everts 1990) où les prélèvements effectués sur l'herbe 2 heures après traitement à la dose de 270 g m.a./ha, ont révélé, après analyses, des dépositions voisines de celle de notre présente étude de : 31, 34 et 35 mg m.a./kg.

Une autre étude similaire a été menée au Soudan (Dynamac 1988), un traitement aérien sur de l'herbe pour fourrage d'animaux effectué à la dose recommandée de 225 g m.a./ha, a donné des résultats de déposition plus faible (6.2 mg m.a./kg). L'étude ne précise pas cependant l'heure à laquelle est effectué le premier prélèvement d'échantillon après traitement. La régression linéaire basée sur un processus de dégradation du premier ordre donne un bon coefficient de corrélation avec une période de demi-vie de 41 heures, ce qui n'est pas très loin de ressembler à nos résultats.

Plusieurs autres études de disparition du chlorpyrifos sur végétation ont fait l'objet de citation (Racke 1993). Parmi elles, un traitement au CE à la dose de 1680 g / ha sur du soja a fourni une période de demi-vie de 1.5 jour soit 36 heures. Le même résultat au même endroit est obtenu avec la même dose sur des feuilles de maïs. Les taux de déposition obtenus sur les deux études sont respectivement de 147 et 132 mg m.a./ kg de feuille. Le rapport (dose appliquée / déposition initiale) est semblable à celui obtenu dans notre étude. Les autres études de champ de la publication ont donné des périodes de demi-vie dans la fourchette de 1 à 6 jours.

### **Confrontation avec les normes**

La confrontation des résultats des études avec les normes de consommation des produits traités aux pesticides, permet d'évaluer les délais de carence. Le tableau 2.10 donne une présentation des résultats dans cette échelle des normes.

Tableau 2.10 : Comparaison avec les normes/Estimation des délais de carence

Pesticide	Dose (g m.a./ha)			Nbre de jours pour atteindre les limites de résidus	
		th <sup>***</sup>	ts <sup>***</sup>	TL (forage) <sup>*</sup>	LMR <sup>**</sup>
				2.1 mg/kg <sup>***</sup>	0.5 mg/kg
	15.5	1.58-0.06	6.20-0.24	< 3	< 3
DELTAMETHRINE	17.7	2.20-0.00	8.63-0.04	= 3	< 7
	17.1	1.54-0.36	6.02-1.41	< 14	> 14
	15.1	1.24-0.17	4.86-0.68	< 7	> 14
		th <sup>***</sup>	ts <sup>***</sup>	4 mg/kg	1 mg/kg
	229	34.81-0.00	136.51-0.00	< 7	< 14
CHLORPYRIFOS	224	30.29-0.00	118.78-0.00	< 7	< 14
	210	18.61-0.06	72.98-0.24	< 7	< 14
	198	32.27-0.00	126.65-0.00	< 7	< 14

\* TL (forage) : Niveau de tolérance pour le fourrage animal norme US EPA (CFR 1989).

\*\* LMR : Limite maximum de résidus pour végétaux Normes Codex Alimentarius (FAO/OMS. 1987).

\*\*\* La colonne th contient les résultats du premier et dernier prélèvement (tableaux 2.11 et 2.13) exprimé en mg m.a./kg de végétation humide, ts représente les mêmes résultats exprimés en mg m.a./kg de végétation sèche, obtenu en divisant th par le coefficient (1-O) correspondant où O (74.5 %) est la teneur en eau des feuilles de mil.

\*\*\*\* La tolérance (TL) a été calculée sur la base de la dose sans effet DSE sur le rat (Worthing & Hance 1991) appliquée à une vache sahélienne de poids moyen (P) 300 kg, avec une consommation par jour (Cq) de 3 kg de fourrage sec comm. Direction de l'Elevage. Le facteur de sécurité (Fs) pour l'estimation de la dose journalière acceptable (DJA) est fixée à 100. Cette tolérance est donnée par la formule :  $TL = (DSE \times P) / (Fs \times Cq)$ .

- Les délais de carence sont retrouvés en comparant les valeurs des ou des LMR aux résultats des tableaux 2.11 et 2.13 en prenant soin de les convertir dans la même unité (annexe 2.4).

### Deltaméthrine

Pour la deltaméthrine, les feuilles de mil considérées comme fourrage animal, assurent un délai de carence variable d'une parcelle à l'autre. Il y a en effet une parfaite concordance avec les périodes de demi-vie trouvées sur les parcelles. C'est ainsi que ce délai de carence passe de moins de 3 jours sur les parcelles ayant reçu 28 mm de pluie (tableau 2.11) avant les trois jours à moins de 7 - 14 jours sur les parcelles où la pluviométrie sur les deux semaines n'est que de 5 mm.

La confrontation des résultats avec la Limite Maximale de Résidus (LMR) conçue pour la consommation humaine, plus étroite (0.5mg/kg au lieu de 5 mg/kg pour le TL (forage)) favorise des délais d'attente plus long : sur les parcelles à plus forte pluviométrie, le délai de carence passe entre moins de 3 jours à moins de 7 jours, tandis que sur les deux autres parcelles, ce nombre de jours à attendre pour que le produit soit considéré comme consommable sans risque, est supérieur à 14.

### Chlorpyrifos

Les résultats de confrontation des normes avec les résidus de chlorpyrifos trouvés sur les feuilles de mil après traitement, sont plus homogènes que ceux de la deltaméthrine. Cette homogénéité qui semble indépendante de la pluviométrie s'est aussi retrouvée lors de l'analyse des périodes de demi-vie. C'est ainsi que pour toutes les parcelles, les limites de tolérance au fourrage des animaux ordonnent des délais d'attente inférieurs à 7 jours. Ces délais d'attente sont prolongés au maximum à 14 jours si le produit doit être utilisé en alimentation humaine. Le constat à souligner ici, est que bien que le chlorpyrifos soit traité à une dose recommandée 13 fois plus élevée que celle de la deltaméthrine, il est important de voir qu'en zone non pluvieuse, les délais de carence (dépendant en partie des paramètres toxicité et persistance du produit) qui lui sont associés sont plus réduits.

## CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

En conclusion, nous signalons comme par le passé (Gadji 1993 a, b), les difficultés que l'on rencontre pour la réalisation du suivi des résidus de pesticides dans l'environnement. Ces difficultés de terrain qui se traduisent par une irrégularité dans la concordance à la conception se manifeste souvent par une certaine hétérogénéité du résultat obtenu. C'est ainsi que l'analyse des données recueillies à l'aide du papier oléo-sensible outre qu'elle dénote l'insuffisance numérique qui fait qu'un seul axe du site est pris en compte, montre un traitement expérimental plus ou moins irrégulier dans la déposition des gouttelettes de pesticide pulvérisé au micro-ULVA. Cette irrégularité dépendant de plusieurs facteurs: variation instantanée des conditions météorologiques pendant (le vent qui change de direction et de vitesse) et après le traitement, variation de l'écologie du terrain, changements techniques incontrôlable pouvant provenir de l'applicateur ou des instruments de traitement, tout ceci ne traduit que le caractère aléatoire des travaux de terrains par comparaison aux travaux de laboratoire. Les analyses de résidus confirment cependant de par la conformité à la théorie une certaine maîtrise qu'on a de ces études de parcelles de mil. C'est pour cela que, nous recommandons pour la prochaine campagne d'augmenter le nombre de papiers oléo-sensibles en les étalant sur un nombre de trois rangées au moins, ce qui permettrait de quadriller une partie représentative du site à suivre.

Ces difficultés n'ont pas empêché l'obtention de résultats intéressants pour les principaux produits étudiés.

C'est ainsi que la deltaméthrine sur feuille de mil offre deux aspects dans sa dégradation sur végétation : une disparition rapide accélérée par lessivage des eaux de pluie donnant une estimation significative de la période de demi-vie de 45 heures ; une disparition lente avec absence de pluie où la période de demi-vie du produit va en moyenne jusqu'à 136 heures. Cette dispersion des résultats sur la rémanence due aux différences météorologiques du milieu, se retrouve dans les données toxicologiques : le délai de carence relatif au fourrage animal varie de 3 jours à 7-14 jours, tandis que pour la consommation humaine, il passe de 3-7 jours à 14 jours.

Les effets de la pluie sur la disparition du chlorpyrifos se sont avérés moins visibles, comme si ce dernier se présentait comme indifférent au lessivage. En effet la différence d'eau tombée sur les parcelles traitées n'a pas engendré d'analogie au niveau des périodes obtenues : ces dernières sont restées beaucoup plus faibles que leurs homologues de la deltaméthrine et demeurent variables entre 28 et 45 heures. Sur le plan de la consommation de la matrice traitée, le délai de carence estimé pour le fourrage animal se limite à 7 jours ; alors que pour être destinée à l'alimentation humaine, cette période d'attente avant récolte des feuilles de mil, est prolongée à 14 jours. Il est intéressant de noter le caractère homogène des résultats de cette étude du chlorpyrifos sur les parcelles de mil que l'on interprète comme une étude sans difficulté majeur.

## REFERÉNCES

- C F R (1989) Code of Federal Regulations, National Archives and Record Administration, Washington D.C., USA.
- Dynamac (1988) Results of the Locust pesticide Testing trials in Sudan. Dynamac Corporation, Rockville USA.
- Everts J W (Ed.) (1990) Environmental effects of chemical locust and grasshopper control. A Pilot Study. ECLO/SEN/003/NET Project Report, FAO Rome, Italy, pp 39-49.
- FAO (1981) Pesticide Residues in Food, FAO, Rome, Italy. p 131
- FAO (1986) Pesticide Residue Trials to Provide Data for the Registration of Pesticides and Establishment of Maximum Residue Limit.
- FAO/OMS (1975) Fiches d'information sur les pesticides, N° 18 Chlorpyrifos, Rome /Italie
- FAO/OMS (1984) Fiches d'information sur les pesticides, N° 50 Deltamethrine, Rome /Italie
- FAO/OMS (1987) Limite Maximale de Résidus, FAO/OMS, Edition 2, vol XIII, Rome/Italie.
- Gadji B (1997a) Déposition et dégradation du fénitrothion et diflubenzuron sur végétation et dans les mares en milieu sahélien (campagne 1991). *Dans* : Everts Jw, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 188-232.
- Gadji B (1997b) Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les sols au Sénégal et suivi des résidus dans les stockages de mil en milieu rural (campagne 1992). *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 233-278.
- Mbaye D & Barry O (Eds) Environmental side-effects of locust and grasshopper control. FAO, Locustox Project, Dakar, Senegal, Vol I, pp. 211-247.
- Hill BD et Johnson DL (1987) Persistence of Deltamethrin and its Isomers on Pasture Forage and Litter. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*. 35: 373-378.
- Hill BD. (1989) Dissipation of Deltamethrin Applied to Forage Alfalfa. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 37( 4): 1150-1153.
- Himel CM, Loats H et Bailey GW (1990) Pesticide sources to the soil and principles of spray physics. *In*: Cheng HH (Ed) Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impact, and Modeling. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA. pp 7-46.
- IRPTC (1991) International Register of Potentially Toxic Chemicals, QR 3217, Deltamethrin, United Nations Environmental Program, Geneva.
- Maguire RJ (1992) Aquatic Environmental Fate of Deltamethrin, *Wat. Sci. Tech.*, N° 11, Great Britain. Vol. 25, pp 99-102.
- Mestres R, Chevalier C, Espinoza C et Cornet R (1978) Dosage des Résidus de Décaméthrine dans les Produits Végétaux, *Travaux de la Société de Pharmacie de Montpellier, Faculté de Pharmacie, France*. 38 Fasc, pp 183-192.
- Racke KD (1993) Environmental fate of chlorpyrifos. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 131: 1-154.

Sumitomo (1981) Method For Residue Analysis : Sumithion Technical Manual, Sumitomo,Osaka, pp 23-27.

WHO (1990) Deltamethrin. Environmental Health Criteria 97, World Health Organization, Geneva, p 38.

Worthing CR et Hance RJ (1991) The Pesticide Manual 9<sup>th</sup> Edition, 3050 Chlorpyrifos (p.166), 3890 Deltamethrin (p.232), British Crop Protection Concil, Great Britain.

## **CHAPITRE 3 :**

### **Déposition et disparition du fénitrothion et du malathion sur végétation de mil et du chlorpyrifos sur herbe au Sénégal (campagne 1994 et campagne 1996)**

*Baba GADJI, Massar Demba NDIAYE,  
Assane DIOP et Abdoulaye DJIGHALY*

## **RESUME**

Des parcelles de mil au stade floraison à Nioro du Rip (centre Sénégal) et des zones de pâturage à Fété-Ôlé (nord du Sénégal) ont subi séparément des traitements expérimentaux antiacridiens au fénitrothion et au malathion pour les premières et au chlorpyrifos éthyle pour les dernières.

Des échantillons de feuilles de mil dans les parcelles de Nioro du Rip, des échantillons d'herbe, de feuilles sèches (en litière) de *Boscia senegalensis* et de sol dans les zones de pâturage ont été prélevés sur une période de 10 à 15 jours pour déterminer le taux de première déposition, mais surtout le comportement des produits dans le temps.

Les applications de pesticides sont faites au micro-ULVA en ciblant les doses recommandées pour la lutte antiacridienne. Elles sont de 450 g m.a./ha pour le fénitrothion, de 960 g m.a./kg pour le malathion et de 240 g m.a./ha pour le chlorpyrifos.

Les résultats de l'étude sur fénitrothion montrent une déposition moyenne retrouvée une heure après traitement de 38 mg m.a./kg de feuille de mil. Au point de vue comportement dans l'environnement, nous avons trouvé une période de demi-vie moyenne de 24 heures en période peu pluvieuse. La confrontation des résultats avec les données toxicologiques a permis d'estimer des délais de carence de 5 jours pour le fourrage animal et de 8 jours pour l'alimentation humaine.

Quant au malathion, les dépositions trouvées une heure après traitement sont élevées conformément à la dose et s'échelonnent en moyenne à 96 mg m.a./kg de feuille de mil. Les périodes de demi-vie sont estimées en moyenne à 60 heures. De même la confrontation des résultats aux données toxicologiques du chlorpyrifos a engendré des délais de carence de 9 jours en fourrage animal et de 3 semaines en consommation humaine.

Le chlorpyrifos a accusé une déposition initiale moyenne sur l'herbe de 28 mg m.a./kg. La période de demi-vie dans cette période sans pluie est en moyenne de 86 heures. Sur les feuilles sèches de *Boscia senegalensis* la déposition s'est avérée moins importante avec seulement 6 mg m.a./kg, le sol a été la cible la moins atteinte avec seulement 0.1 mg m.a./kg de sol prélevé sur les 4 premiers centimètres. Sur ces deux matrices l'étude de la persistance du produit est marquée par des régressions non significatives donnant, dans ces conditions des périodes de demi-vie longues (55 jours sur feuilles sèches et 26 jours pour le sol).

## INTRODUCTION

Ce rapport décrit les méthodologies et résultats d'essai de deux campagnes portant sur :

- 1 le traitement du fénitrothion et du malathion effectué en septembre 1994 à Nioro du Rip, dans les parcelles de mil ;
- 2 le traitement du chlorpyrifos sur pâturage à Fété Olé dans le nord du Sénégal a eu lieu en septembre 1996 dans le cadre parallèle d'une étude des effets sur les arthropodes épigés (Ba *et al.* 1997).

Ces trois essais de terrain et de suivi écotoxicologique viennent s'ajouter aux études d'expérimentation du projet permettant ainsi :

- 1 d'élargir les activités de recherche sur malathion utilisé régulièrement en lutte antiacridienne (FAO 1996) ;
2. d'enrichir encore le champ d'étude du fénitrothion dans le traitement des parcelles de mil : dans les campagnes précédentes (Gadji 1997a) et (Gadji 1997 b) ce produit a été traité et suivi sur les parcelles de mil de Nioro du Rip et les parcelles de *Tribulus terrestris* de Richard-Toll (Nord du Sénégal) ;
3. de continuer l'étude du chlorpyrifos sur jachère. Toujours lors des précédentes campagnes (Gadji 1997b) et (Gadji 1998), le chlorpyrifos a déjà fait l'objet d'études de suivi des résidus de pesticides sur le mil.

Les traitements ont été effectués par l'équipe pluridisciplinaire du Projet comprenant un écotoxicologue, un chimiste et des agents en protection des végétaux.

Les prélèvements d'échantillons ont porté pour les deux premiers organophosphorés sur les feuilles de mil. Pour le chlorpyrifos, les échantillons ont concerné les herbes (*Schoenfeldia gracilis*), les feuilles sèches en litière de *Boscia senegalensis* et le sol.

On signale que les parcelles utilisées sont des sites d'expérimentation du Projet sélectionnés au niveau des champs emblavés par les paysans.

Les deux campagnes ont fait aussi l'objet d'un suivi rigoureux des conditions météorologiques pendant les essais et durant la période d'échantillonnage : les données sur la température, la pluviométrie quotidienne, l'humidité relative ont été collectées pour permettre d'appuyer l'interprétation des résultats, des opérations de séchage à l'étuve sur les échantillons sont entreprises pour la détermination de leur teneur en eau.

## MATERIELS ET METHODES

### ELEMENTS GENERAUX DU TRAITEMENT

#### Produits appliqués au traitement

##### *Le fénitrothion*

Le fénitrothion (FAO/OMS 1975) est un insecticide de la famille des organophosphorés. Il est commercialisé sous le nom de Sumithion. La nomenclature IUPAC lui confère le nom chimique de O,O-diméthyl O-4-nitro-m-tolylphosphorothioate. C'est un produit à l'état naturel liquide d'un jaune brun de point d'ébullition 145 °C. Il est quasiment insoluble dans l'eau mais soluble généralement dans les solvants organiques. Il est instable en milieu basique. Sa tension de vapeur  $8 \cdot 10^{-7}$  kPa à 25 °C montre qu'il est faiblement volatil. Il ne possède pas une grande affinité pour les particules solides dans les eaux : ( $K_{ow} = 2700$ ) (Worthing et Hance 1991).

De ses propriétés physico-chimiques, il a la faveur d'être un pesticide de courte persistance dans le temps. Cette rémanence réduite est cependant compensée par une action de choc rapide et variée. Le produit agit en effet par contact, par ingestion ou par inhalation sur un vaste éventail des cibles. Ce spectre d'action très large fait qu'il occupe une place de choix dans l'usage à grande échelle. Le fénitrothion demeure depuis une décennie un des produits les mieux indiqués comme agent de lutte chimique contre les invasions acridiennes. Le fénitrothion est utilisé ici en formulation UL 500 g/l du lot de fabrication numéro 485 3S31 pour une application à dose recommandée de 450 g m.a/ hectare.

##### *Le malathion*

Tout comme le fénitrothion, le malathion appartient à la famille des organophosphorés. Selon la nomenclature IUPAC, il porte le nom chimique de (Dimethoxy-thioxo-phosphoroanylthio) -2 succinate ethyl.

Le produit pur est un liquide ambré de point de cristallisation 2.5 °C ; il bout à 156-157°C. Sa solubilité dans l'eau est faible (< 0.15 g/ litre), il est par contre miscible avec la plupart des solvants organiques. Sa stabilité en milieu aqueux est très hypothéquée car le produit s'y hydrolyse à pH basique (> 7) et à pH acide (< 5) ; elle est cependant garantie en solution tamponnée à pH 5.2. La tension de vapeur de  $53 \cdot 10^{-7}$  kPa et son coefficient octanol/eau  $K_{ow}$  de 560 montrent qu'il est faiblement plus volatil et s'adsorbe moins bien sur les surfaces solides que le fénitrothion.

Il est utilisé comme insecticide et acaricide et a l'avantage d'être modérément toxique pour les animaux à sang chaud (l'homme et la bétail). Il a une persistance brève à moyenne dans l'environnement. Le malathion agit principalement par inhalation et par contact (peau intacte) sur une vaste gamme de ravageurs cibles. Pour toutes ces raisons, le produit est en grand usage en agriculture, en horticulture, en sylviculture et en santé publique. Son mode d'action se concrétise par l'inhibition de la cholinestérase après une transformation métabolique en malaaxon.

Le malathion est utilisé dans cette présente étude en formulation UL 96 % w/w (1230 g/l) et est appliqué à une dose nominale de 960 g m.a/ hectare.

##### *Le chlorpyrifos d'éthyle*

Le chlorpyrifos (FAO/OMS 1975) comme la plupart des organophosphorés, est un insecticide et un acaricide. Son nom chimique (IUPAC) est de l'O,O-diéthyl-O,3,5,6-trichloro-2-pyridinyl phosphothioate ( $C_{11}H_{11}Cl_3NO_3PS$ ). Le produit pur est un cristallin blanc en grains, de point de fusion compris entre 42 et 43.5° C. Son odeur rappelle celle des mercaptans.

Peu soluble dans l'eau (2 mg/l), il garde une grande affinité avec les solvants comme l'acétone (6,5 kg/ kg), le benzène (7,9 kg/ kg), le chloroforme (6,3 kg/ kg), le méthanol (450 g/ kg) à 25° C. Le chlorpyrifos est par contre plus volatil que le fénitrothion et le malathion suscité avec une tension de vapeur à 25 °C de  $2,5 \cdot 10^{-6}$  kPa. Le chlorpyrifos possède une rémanence qui varie beaucoup en fonction du milieu : sa décomposition par hydrolyse dans les eaux alcalines est rapide mais il garde



une persistance notable dans les sols allant de 60 à 120 jours. Son large spectre d'action couvrant la totalité des insectes, y compris les acridiens à l'état de larves et d'adultes, l'implique dans les traitements des aires de cultures maraîchères et céréalières avant et après ensemencement, dans le traitement des stocks et des bâtiments d'habitation, dans celui des sols, des eaux polluées, du bois, du béton etc... Inhibiteur de la cholinestérase, il demeure un produit de lutte curative très efficace surtout sur les sols où il garde une stabilité remarquée.

Le chlorpyrifos est employé dans cette étude en formulation DURSBAN (UL 240 g/l, Lot N° IBO 5272012) et est traité à la dose nominale de 240 g m.a./ hectare.

### Traitements

Pour la totalité des parcelles traitées à Nioro du Rip (centre du Sénégal) et à Fété Olé (nord du Sénégal), nous avons effectué un traitement terrestre en dérive. Du fait de la taille limitée des espaces traités (toujours < 2.5 ha) et avec un terrain praticable à l'homme, nous avons utilisé le Micro-ULVA pour assurer les applications. L'appareil est léger et facile à manier ce qui fait son appropriation pour ces traitements dirigés pour la recherche. Le tableau 3.1 donne les éléments de renseignement relatifs au traitement.

Tableau 3.1 : Données techniques du traitement à Nioro du Rip et à Fété Olé

Produits et formulation	Fénitrothion SUMITHION 50%	Malathion MALATHION 96%	Chlorpyrifos DURSBAN 24%
Lieu	Nioro du Rip	Nioro du Rip	Fété Olé
Appareil utilisé	Micro-ULVA	Micro-ULVA	Micro-ULVA
Concentration de la formulation (g/l)	500	1230	240
Dose nominale (g/ha)	500	960	240
Débit (ml/mn)	50	48	42-49
Largeur des passes (m)	10	10	10
Vitesse de déplacement (m/mn)	50	50	2-49
Fréquence du disque (t/mn)	6800(sec)	6300(sec)	9000(sec)
Taille des gouttelettes µm	80-100	80-100	< 30
Hauteur de l'atomiseur (m)	2	2	1

### Mesure de déposition.

La pose du papier oléosensible a pour but de permettre de constater sur le terrain que le produit a atteint la zone à traiter mais surtout qu'elle permet de juger de la régularité de la distribution spatiale des gouttelettes.

Ce papier est à fond blanc, découpé en géométrie rectangulaire de dimensions 6 cm X 1 cm. Les gouttelettes issues de la pulvérisation des formulations huileuses qui se déposent sur ce papier s'y présentent en tâches noires donc visibles. Cette visibilité nous permet de les compter et d'estimer leur nombre (et leur taille) au centimètre carré. Cette densité est fonction des paramètres météorologiques et des paramètres techniques du traitement.

Le papier est fixé sur un pose-papier (Figure 3.1) de composante verticale et horizontale qui peut coulisser le long d'un piquet pour adapter la hauteur voulue.

La composante verticale fait face au vent donc à la direction d'attaque du produit alors que la composante horizontale est posée face au ciel.

### Nioro du Rip

A Nioro du Rip, nous avons suggéré une pose plus nombreuse de piquets. Cette suggestion découle de l'étude de 1993 (Gadji, 1996) qui concluait de multiplier le nombre de piquets afin d'obtenir une meilleure observation de la distribution spatiale des gouttelettes. Pour bien quadriller le terrain, les piquets sont répartis en quatre rangées de dix parallèlement à la direction du vent (figure 3.2).

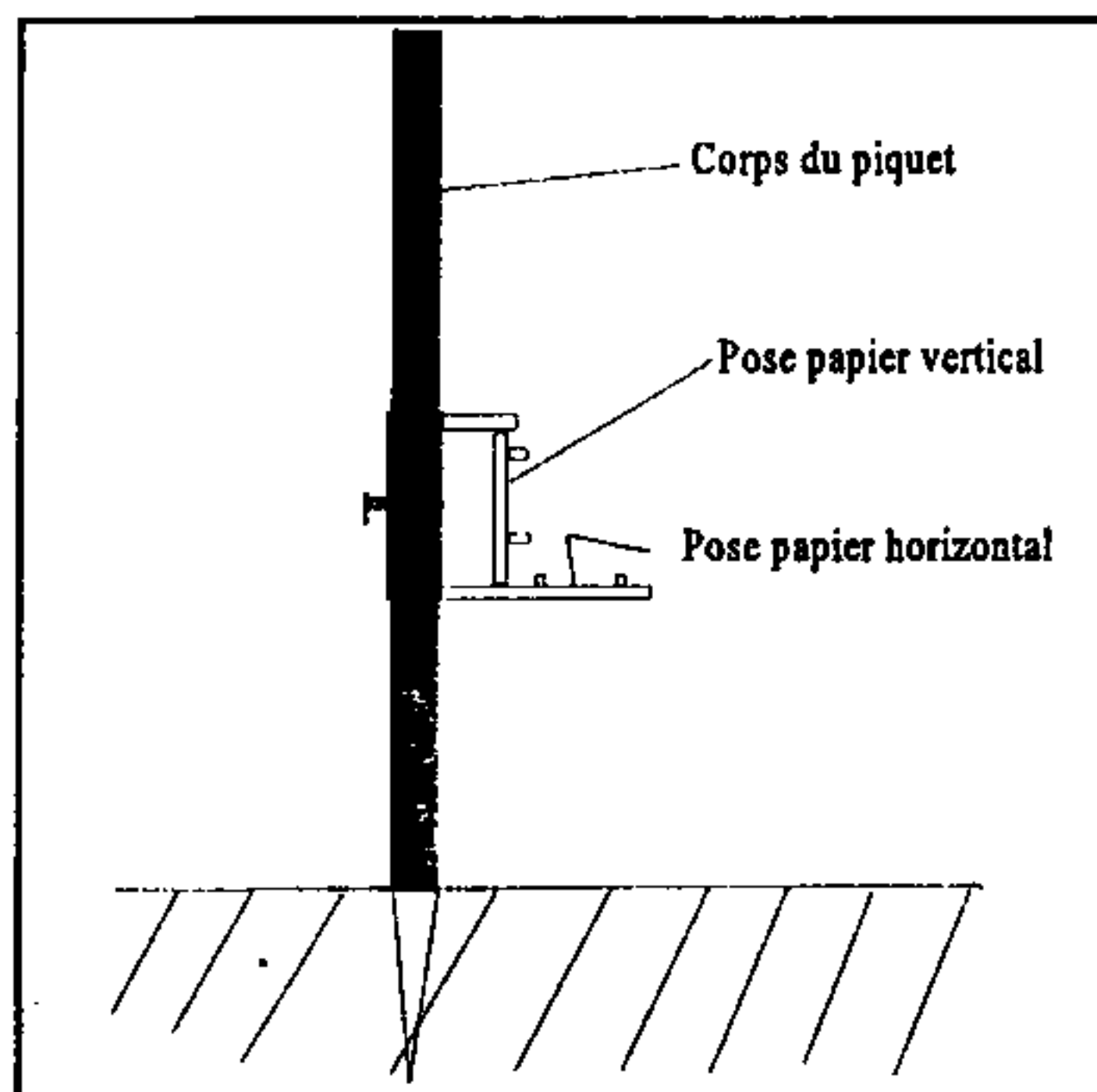


Figure 3.1 : Schéma du pose-papier oléo-sensible.

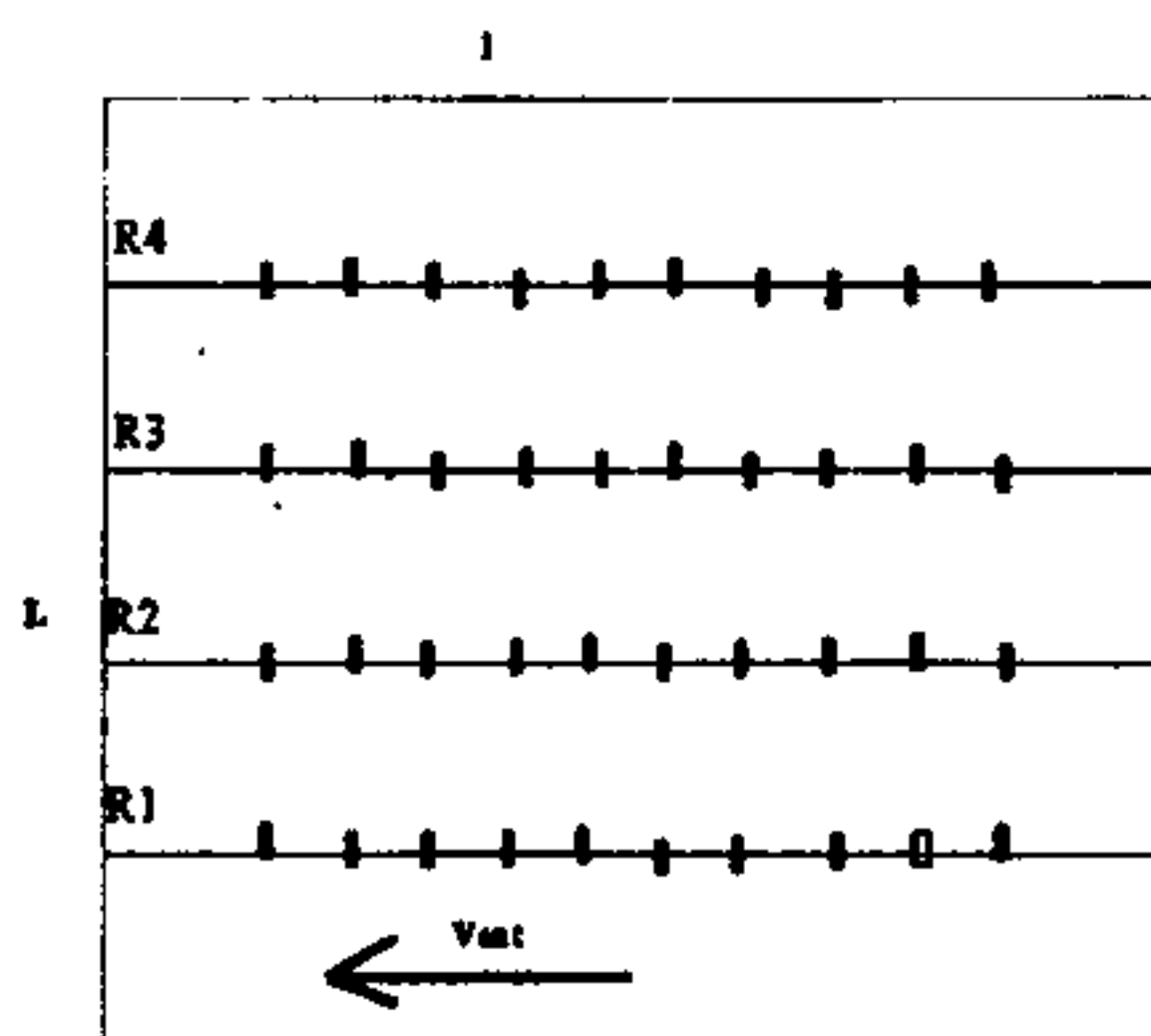


Figure 3.2 : Distribution du papier oléo-sensible dans la parcelle

Tableau 3.2 : Répartition spatiale des piquets porteurs de papiers oléo-sensibles par parcelle

Produit	Parcelle (L x l)	Espacement entre rangées voisines (m)	espacement entre piquets voisins (m)
Fénitrothion	01 (100 x 67)	18	6
Malathion	03 (100 x 100)	20	9

La longueur des rangées, leur écartement et l'espacement des piquets dépendent de la taille des parcelles. Le tableau 3.2 donne le détail de cette disposition spatiale par parcelle.

La hauteur de fixation du papier oléo-sensible copiée sur la hauteur du mil est maintenue à 1.5 m au dessus du sol.

### Fété Olé

Pour les traitements effectués à Fété Olé, la logistique des applications visant à traiter les parcelles en même temps ne pouvait pas nous permettre d'effectuer la même pose de papiers qu'à Nioro du

Rip. Ainsi le nombre de papiers oléo-sensibles a été considérablement réduit (une seule rangée de 10 papiers/parcelle). En plus de cela, la planéité du terrain et la faible hauteur de la végétation dominante nous ont permis d'éliminer la pose de la composante horizontale. L'observation de la régularité du traitement et de la bonne déposition des gouttelettes n'a été faite que sur la seule composante verticale. Les papiers ont été fixés à environ 40 cm de hauteur sur des piquets implantés au milieu de la parcelle, perpendiculairement à la direction de traitement. Les piquets sont placés à des intervalles de 8 m sur la rangée.

A la fin du traitement, le papier oléo-sensible est récupéré et gardé avec soins jusqu'au laboratoire où le comptage des gouttelettes de formulation est effectué par visualisation au binoculaire.

## Météorologie

### Nioro du Rip

Le traitement des parcelles de mil à Nioro s'est déroulé le matin entre 08 h 50 et 09 h 50 à raison d'une parcelle par jour pour l'équipe de traitement. Les applications ont connu un arrêt entre le 09 et le 13 Septembre en raison du décalage à respecter dans le programme d'échantillonnage du Volet Entomologie.

La température ambiante prélevée par le service de la météorologie du secteur de Nioro, est bien caractéristique de la saison des pluies : elle a varié en moyenne (annexe 3.1) de 22 à 33 °C entre 06 heures et 15 heures de la journée. Les moyennes de températures enregistrées pendant la période des essais (traitement et échantillonnage) n'ont pas dépassé 28° C. Les températures au moment du traitement variant faiblement entre 22 et 32 °C, les humidités relatives correspondantes ont affiché des valeurs décroissantes entre 100 et 60 % alors que la moyenne durant la période des essais a varié entre 76 et 94 %.

La pluviométrie est une pluviométrie de fin de saison marquée par une diminution dans la fréquence des précipitations (6 pluies seulement entre le 07 et le 24 septembre) et par une faiblesse dans l'intensité (entre 2.5 et 6.3 mm) ; on note cependant une pluie importante de 17 mm le 20 septembre. Les vents une fois déclenchés sont favorables au traitement. Les vitesses sont légèrement variables d'un jour de traitement à un autre et même pendant une séance de traitement. Durant ce dernier, les vitesses du vent sont mesurées à l'anémomètre au début et à la fin de chaque passe. Les moyennes des minima et maxima des début et fin de traitement sont mentionnées dans le tableau 3.3 et varient de façon assez proche d'une parcelle à une autre.

Tableau 3.3 : Nioro du Rip: Données relatives au traitement des parcelles.

Parcelle	Heure de traitement	Dose g m.a./ha	Température (°C)		Humidité relative (%)		Vent (m/s)	
			Début	Fin	Début	Fin	Début	Fin
Fénitrothion	9:25-9:45	437	26.7	27.6	95	86	2-6.5	1.5-2.5
Malathion	8:52-9:20	922	28	29	85	86	0.5-2	0.5-1.5

### Fété Olé

Le traitement sur végétation herbacée s'est déroulé en 2 jours en raison de 2 parcelles par jour entre 08 heures et 11 heures. Aucune pluie n'a été enregistrée pendant les périodes immédiates précédant le traitement et celles qui l'ont suivi.

Les températures relevées à sec au début et à la fin du traitement ont varié entre 24 et 32°C alors que du côté température humide, la moyenne de 21.5°C a été relevée aux mêmes moments sur l'ensemble des parcelles traités.

Des vents favorables au traitement à la dérive ont été enregistrés sur les sites (2 à 4 m/s) avec de temps à autre des variations d'intensité sous forme de rafales atteignant parfois 10 m/s au niveau de la parcelle A du bloc 4. Les vents sont restés stables en direction dans la totalité des sites et ont soufflé dans le sens (nord-ouest/ sud-est).

De la lecture du tableau 3.4, on verra que tous les traitements ont été effectués dans la matinée (entre 08 heures 50 et 09 heures 50). Cette tranche horaire coïncide avec l'installation des conditions météorologiques favorables. C'est ainsi que la moyenne des températures enregistrées pendant le traitement, a tourné autour de 27°C avec des humidités relatives en plein champ variant entre 95 et 71 %. Les vents mesurés à chaque passe ont été relativement stables avec des valeurs minimales et maximales de 0.5 à 2.5 m/s.

Tableau 3.4 : Fété Olé : Données de traitement des parcelles au chlorpyrifos

Parcelles	Heure de traitement	Dose g m.a./ha	Température (°C)		Humidité relative (%)		Vent (m/s)	
			Début	Fin	Début	Fin	Début	Fin
A2	08:29-09:30	257,77	-	32-21.5	-	39	2.5-3	3-3.5
A4	08:37-10:48	137,7	-	31-21.5	-	39	7.2-10.8	7.2-10.8
C3	08:20-09:10	208	24-21.5	27-21.5	80	62	2-3.5	2.5-3.5
D1	08:12-08:54	223,7	24-21.5	27-21.5	80	62	1.5-2	-1

Les valeurs indiquées dans les tableaux 3.3 et 3.4 représentent les minima et les maxima des début et fin de traitement.

Les humidités relatives au début et à la fin du traitement résultent des mesures de températures sèches et humides effectuées juste avant et après traitement.

Les doses sont calculées sur la base de l'estimation de l'aire traitée et du volume de formulation utilisé pour le traitement.

## ECHANTILLONNAGE

### Espace d'échantillonnage

La technique d'échantillonnage sur la diagonale recommandée par la FAO a été reconduite pour le prélèvement de la matière à analyser sur le site traité (FAO 1986, Gadjji 1997 a).

A Nioro du Rip, une seule parcelle a été traitée par produit. Ce qui nous a permis d'affiner notre approche d'échantillonnage dans le souci d'obtenir une plus grande représentativité des résultats. C'est ainsi que la parcelle a été divisée en quatre petites parcelles et chacune d'elles a été échantillonnée sur la diagonale qui mène au centre (figure 3.3). Le résultat des analyses de taux de résidus obtenus à partir de ces quatre sous échantillons constituera la moyenne par parcelle. D'autre part, dans le souci de parer aux inconvénients que peuvent causer les effets de bord, la zone située sur les premières 10 à 20 m des limites de la parcelle a été interdite d'échantillonnage.

A Fété Olé, toutes les parcelles ont été échantillonnées uniquement sur les diagonales toutes entières. L'homogénéité de la distribution spatiale des herbes a conduit à effectuer un prélèvement tous les 1 à 2 m.

### Technique et moyens de prélèvement

Les échantillons de feuille de mil sont caractérisés par une répartition plus ou moins homogène de la matière. Les poquets de mil sont équidistants les uns des autres et assurent une couverture végétale du sol variable d'une parcelle à une autre entre 75 et 90%. Les prélèvements aux ciseaux sont faits sur les poquets à raison d'une ou de deux feuilles par poquet à la hauteur du papier oléo-sensible. La taille finale du prélèvement peut aller jusqu'à 1.5 kg de feuilles.

A Fété Olé, la technique ci-dessus est reconduite pour le prélèvement des échantillons de végétation herbacée assurant une couverture du sol estimée entre 75 et 80% pour les quatre parcelles. La hauteur des herbes échantillonnées varie d'une parcelle à une autre entre 10 et 95 cm. Elles sont essentiellement composées de *Schoenfeldia gracilis* (Poacea) (plus de 80%) : une graminée sauvage caractérisée par ses feuilles réduites.

Sur ces parcelles de Fété Olé, les échantillons sont faits sur la diagonale en coupant l'herbe sur sa partie supérieure environ le 1/3 de sa hauteur. La taille finale de prélèvement varie de 1 à 2 kg selon l'importance de la parcelle.

Les feuilles mortes de *Boscia senegalensis* constituent une source de nourriture pour les termites. A ce titre, elles ont été aussi échantillonnées. Pour cela, elles sont simultanément prises avec les échantillons d'herbes dans les mêmes parcelles : les feuilles sont ramassées sous les pieds de *Boscia senegalensis* situés de part et d'autre des lignes diagonales de chaque parcelle et sur les espaces libres du parcours à échantillonner. Les feuilles récoltées manuellement à l'aide de pinces métalliques et d'un seau collecteur sont sèches puisqu'elles sont mortes depuis la dernière saison, entièrement ou partiellement attaquées par les termites. La taille de l'échantillon entier prélevé varie de 40 à 60 grammes de feuilles mortes.

Les prélèvements de sol sont effectués aussi en même temps et à la même fréquence que les échantillons d'herbe par un troisième membre de l'équipe. Ils sont effectués selon les mêmes recommandations que pour les autres matrices. Le sol est prélevé jusqu'à une profondeur de 4 cm avec une tarière cylindrique de 3.9 cm de diamètre intérieur. L'échantillon est prélevé tous les 2 à 3 mètres sur la diagonale de la parcelle. La taille finale du prélèvement va de 2 à 3 kg de sol selon la parcelle.

### Cadence des prélèvements

La cadence des prélèvements d'échantillons et la durée de l'échantillonnage dépendent principalement de la rémanence du produit étudié et des conditions météorologiques du site. C'est

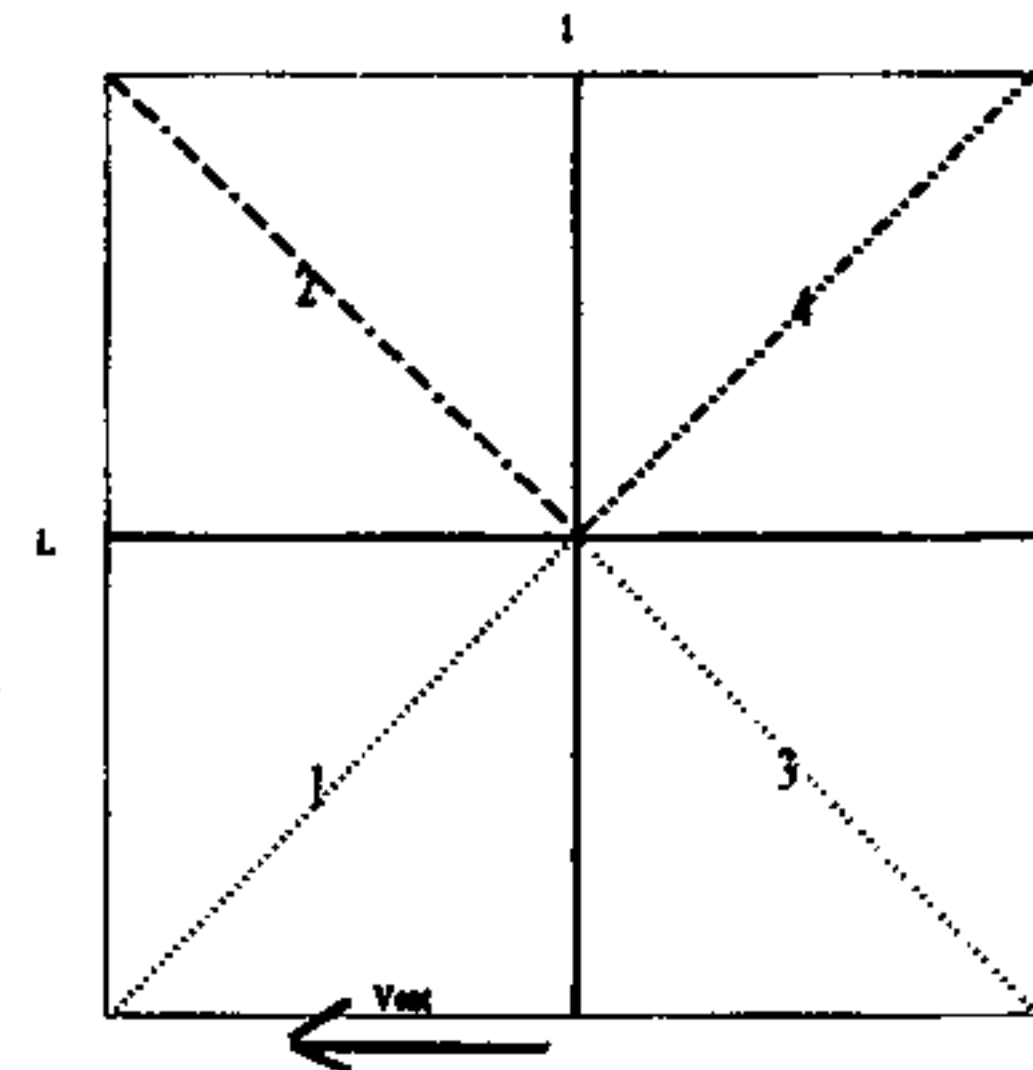


Figure 3.3 : Division de la parcelle en 4 zones d'échantillonnage.

ainsi que de l'expérience que nous avons du fénitrothion, et de la pluviométrie de la zone à cette période de l'année (Gadji 1997a, Gadji 1997b), la cadence (tableau 3.5) a été adoptée.

Le chlorpyrifos traité à Fété Olé a été échantillonné sur végétation herbacée, feuilles mortes et sol. Les études précédentes du produit (Gadji 1998) ont montré un caractère plus rémanent de ce produit par rapport au fénitrothion. Ce qui nous a valu d'arranger le prélèvement des six échantillons sur une durée de deux semaines.

Tableau 3.5 : Cadence des prélèvements

N° Echantillon	Fénitrothion et Malathion (heures après traitement)	Chlorpyrifos (heures après traitement)
1	1	1
2	24	24
3	72	72
4	120*	168
5	168	240
6	240	336

\*: Pas pour le fénitrothion

Au cours de la préparation des échantillons, les heures et dates de prélèvement sont mentionnées sur chaque échantillon et la durée réelle que l'échantillon a passé sur le terrain est calculée pour servir à la détermination des périodes de demi-vie des insecticides étudiés.

#### Préparation des échantillons

La préparation de l'échantillon comprend deux étapes importantes : la réduction de la taille initiale du prélèvement à une quantité plus raisonnable pour le transport et le conditionnement de l'échantillon ainsi obtenu. L'une et l'autre de ces deux phases ne doivent pas affecter la représentativité de l'échantillon, ce qui nécessite une homogénéisation avant chaque étape.

Les feuilles de mil et d'herbes sont fractionnées en petits morceaux de plus grandes dimensions inférieures à 2 cm utilisant des ciseaux, puis bien mélangés. Une quantité de 500 grammes est pesée puis emballée dans du papier aluminium pour constituer l'échantillon du prélèvement.

Le sol prélevé est récupéré dans un seau et rigoureusement mélangé à l'aide d'une cuillère spécialement réservée pour ce travail. Après cette étape d'homogénéisation, une quantité de 150 à 200 g de sol est pesée et emballée dans du papier aluminium.

Pour les feuilles sèches, la totalité de l'échantillon initial est homogénéisée puis entraînée dans l'emballage au papier aluminium.

Sur chaque échantillon de végétation, d'herbe et de sol, un numéro de code spécifiant le site, la date de prélèvement et le produit auquel on a traité, est porté au marqueur indélébile sur l'emballage.

L'échantillon ainsi obtenu est gardé dans une glacière munie de blocs à glace où il sera transporté jusqu'au laboratoire. La conservation au laboratoire avant analyse se passe dans un congélateur (-18 C°) quotidiennement suivi ou contrôlé.

#### Préparation des témoins : test du mode de conservation

Les témoins pour le test de la conservation des échantillons sont préparés dès les premiers jours de l'échantillonnage.

Pour les feuilles de mil et la végétation herbacée, les échantillons à blanc sont fractionnés aux ciseaux et environ 50 g sont pesés puis étalés sur le papier aluminium qui sert d'emballage. Les solutions de charge préparées à partir des formulations sont ensuite utilisées pour y déposer la quantité de matière active voulue. Cette déposition se fait goutte à goutte à la surface de l'échantillon, puis étalée à l'aide d'une micro pipette graduée. Pour la préparation des témoins de sol aussi, 50 g de sol tamisé sont étalés sur le papier avant qu'on y répartisse au goutte-à-goutte la solution de charge.

La concentration élevée des solutions de charge (Annexe 3.2) variant entre 1500 et 5000  $\mu\text{g m.a./ml}$  entraîne une bonne réduction des volumes à prélever correspondant à la charge à déposer (entre 10 et 1000  $\mu\text{l}$ ). Le solvant de dilution est l'acétone qui volatilise quelques instants après la charge. Après l'évaporation naturelle du solvant l'échantillon est soigneusement emballé au papier aluminium et le produit est stocké dans les mêmes conditions que les échantillons jusqu'au moment des analyses.

Un échantillon de la solution de charge 1 à 1.5 ml est prélevé dans une fiole capsulée pour vérification de la concentration.

#### **Préparation des témoins : recherche du taux de recouvrement**

La préparation des témoins pour la détermination du taux de recouvrement des méthodes d'analyses se fait de la même façon à part que la solution de charge est faite à partir de standard analytique de pureté voisine à 100 % et la durée du stockage avant analyse excède rarement les 24 heures.

## ANALYSE DES ECHANTILLONS

Les trois produits étudiés sont analysés par Chromatographie en Phase Gazeuse (C.P.G.). L'appareil utilisé est un Delsi 200 équipé :

- d'un Détecteur à Capture d'Electrons (E.C.D.) Avec une source Ni 63,
- d'une colonne en verre remplie de 2 m de long, 0,64 cm (1/4") de diamètre extérieur et 2 mm de diamètre intérieur. L'inerte ou le support est un chromosorbe WHP-HMDS de granulométrie de particules 80-100 mesh. La phase liquide est un gel OV 101 imprégné à 5 % sur le support.

### Extraction, purification

#### *Fénitrothion et Malathion sur feuille de mil*

L'extraction et la concentration des échantillons au fénitrothion et au malathion sont effectuées sur la base du protocole proposé par Sumitomo (1981) relatif à l'analyse des résidus du fénitrothion.

Cinquante (50) g de feuille de mil sont prélevés puis mis dans le pot du Warring Blender (mixeur). Le broyage s'effectue dans un premier temps avec 50 ml d'eau et 25 ml de méthanol et dans un deuxième temps en ajoutant 100 ml d'acétonitrile.

Après 5 mn de décantation, le contenu du récipient est filtré sous vide sur un lit de 20 g de hyflosupercel. Le reste du gâteau est à nouveau broyé dans 80 ml du mélange ternaire 2 : 1 : 4-eau: méthanol : acétonitrile, puis filtré.

Aux filtrats combinés on ajoute 30 g de chlorure de sodium puis 150 ml de chloroforme dans une ampoule à décanter. Après 5 mn d'agitation et 3 mn de décantation, la phase organique est soutirée et la phase aqueuse à nouveau lavée avec 100 autres ml de chloroforme.

Les deux extraits chloroformiques réunis dans un ballon de 500 ml sont évaporés à sec. Le ballon est lavé à l'acétone et les résidus d'évaporation sont finalement récupérés dans 25 ml de ce solvant pour lecture au Chromatographe.

#### *Chlorpyrifos*

La méthode d'extraction et de purification ci-dessus utilisée pour le fénitrothion et pour le malathion est valable pour le chlorpyrifos (Gadji 1998). Néanmoins, pour des raisons liées à la toxicité des solvants qui y sont manipulés, et au souci de standardisation d'une méthode multirésidus propre au laboratoire, nous avons fait recours à une autre méthode empruntée du Natural Resource Institute (NRI 1995) et nous l'avons validée en adaptant à nos instruments de travail.

L'échantillon d'herbe ou de feuilles sèches une fois préparé, est pesé avec précision (environ 25 g) et introduit dans le bocal du broyeur. Le broyage se fait en présence de 150 ml d'acétone à l'aide d'un mixeur Warring Blender. Le broyat est filtré au Büshner sur un papier filtre en micro fibres de verre.

Le gâteau obtenu est broyé à nouveau avec 100 ml d'acétone puis refiltré. Les filtrats sont remis dans une fiole jaugée de 250 ml qu'on ramènera au trait de jauge et qu'on agitera pour homogénéisation.

La purification par partage liquide-liquide se fait en transférant 100 ml de l'extrait d'acétone dans une ampoule à décanter de 500 ml puis 210 ml du mélange 1:1 hexane dichlorométhane.

A la séparation, la phase organique est filtrée à travers le lit de sulfate de sodium anhydre dans un ballon de 500 ml.

La phase aqueuse est transférée dans l'ampoule à décanter de 250 ml avec 10 g de chlorure de sodium pour être lavée avec 70 ml de dichlorométhane. La phase organique résultant de cette séparation est associée à la première.



La stabilisation de cet extrait est assurée en ajoutant 1 à 2 gouttes de propylène glycol.

L'ensemble est évaporé à sec à 40 °C en azéotropant avec l'acétone. Les résidus sont récupérés dans un mélange 1:3 acétone hexane en secouant aux ultra-sons.

Sur le sol, les travaux se sont effectués de la même façon sauf pour la phase d'extraction qui s'est faite au Soxhlet en utilisant 200 ml du mélange 1:3 acétone hexane sur un échantillon de 80 à 90 g préalablement mouillé à 5 % d'eau.

#### **Analyse des témoins**

L'analyse des témoins s'opère de la même façon que celle des échantillons, à part que pour les premiers la prise d'essai à analyser porte sur la totalité du prélèvement, même le papier aluminium servant d'emballage est broyé.

#### **Teneur en eau**

La détermination de la teneur en eau (taux) se fait sur l'échantillon conservé en congélation le jour de l'analyse de celui-ci. Une quantité de 1 à 2 g d'échantillon est pesée dans un creuset en porcelaine de poids à vide  $P_v$ , puis séchée à l'étuve (105° C) en 24 heures.  $P_h$  et  $P_s$  étant respectivement les poids du creuset et l'échantillon avant et après séchage. La teneur en eau (%) est donnée par la formule suivante

$$100 \cdot \frac{P_h - P_s}{P_h - P_v}$$

Tableau 3.6 : teneur en eau des échantillons

Nature	Echantillon	P <sub>v</sub>	P <sub>n</sub>	P <sub>s</sub>	Taux (%)	Moyenne (%)
Herbe à Fété Olé	1	29.18	31.29	30.34	45	50
		30.77	32.36	31.45	57	
		24.56	25.95	25.31	46	
		26.49	28.20	27.36	49	
		30.63	32.00	31.35	47	
		29.18	30.34	29.97	52	
		30.77	30.09	31.44	49	
		24.56	25.93	25.18	55	
	26.48	27.42	26.94	51		
	2	30.63	31.84	31.27	47	44
		29.19	30.44	29.94	40	
	3	29.18	30.57	29.91	47	45
		30.77	32.64	31.69	51	
		26.48	28.48	27.54	47	
	4	24.07	25.54	25.02	35	42
24.56		26.53	25.66	44		
5	30.63	32.12	31.56	38	19	
	30.77	31.69	31.48	23		
	24.56	25.55	25.37	18		
Feuille de mil à Nioro du Rip	1	26.48	27.30	27.17	16	74
		30.63	31.53	31.35	20	
		26.38	29.67	27.14	77	
		24.56	27.31	25.31	73	
		26.49	29.04	27.12	75	
5	30.79	32.76	31.37	71		

## RESULTATS

### Qualité du traitement

Le comptage des gouttelettes des papiers par parcelle nous permet de calculer des paramètres statistiques pouvant permettre d'interpréter la déposition (tableaux 3.6 à 3.9).

Pour les sites de Niro du Rip, l'approche que nous avons adoptée pour l'analyse des résultats de distribution sur le papier oléo-sensible, est dictée par le grand nombre de ces derniers. Chaque parcelle étant plantée par 4 rangées de 10 papiers oléo-sensibles, nous avons choisi de faire en plus d'une analyse globale, deux analyses partielles, l'une portant sur l'axe parallèle à la direction du vent et l'autre suivant l'axe parallèle aux passes de traitement. Dans le premier cas, l'étude porte sur quatre papiers du même code et dans l'autre, la même étude porte sur les dix papiers de la même rangée.

Tableau 3.7 : La déposition des gouttelettes sur le papier oléo-sensible.

	Fénitrothion		Malathion	
	vertical	Horizontal	vertical	Horizontal
Nombre	40	40	40	40
Moyenne	46	25	36	10
Ecart type	36	24	28	7
minimum	6	3	4	0
maximum	150	109	121	33
médiane	35	17	8	8

Tableau 3.8 : Densité des gouttelettes de formulation le long de l'axe parallèle au vent

Code sur le grand axe (m)	Fénitrothion		Malathion	
	Vitesse du vent: 2-4.5 m/s Débit traitement: 50 ml/mn		Vitesse du vent: 1-1.25 m/s Débit traitement: 48 ml/mn	
	Vertical	Horizontal	Vertical	Horizontal
9	58±31	46±35	61±38	5±4
18	71±28	19±8	47±43	10±10
27	20±12	21±15	35±19	11±4
36	28±25	18±6	49±29	13±6
45	43±34	19±8	24±8	11±6
54	88±29	30±19	20±6	8±2
63	56±21	15±4	40±29	15±8
72	57±55	28±25	32±15	11±4
90	19±9	17±15	16±10	14±12
99	22±8	36±43	35±19	4±1

Les densités des gouttelettes sont données sous la forme  $m \pm e$  où  $m$  désigne la moyenne de la densité de déposition sur le papier oléo-sensible et  $e$  l'écart type. Ces deux paramètres résultent du comptage des gouttelettes sur 4 cartes de dimensions 6 cm X 1 cm.

**Tableau 3.9 :** Densité des gouttelettes de formulation le long de l'axe parallèle aux passes

Code sur le petit axe (m)	Fénitrothion		Malathion	
	Vitesse du vent : 2-4.5 m/s Débit traitement : 50 ml/mn		Vitesse du vent : 1-1.25 m/s Débit traitement : 48 ml/mn	
	Vertical	Horizontal	Vertical	Horizontal
9	36 <sub>+16</sub>	24 <sub>+17</sub>	47 <sub>+39</sub>	12 <sub>+9</sub>
27	35 <sub>+37</sub>	26 <sub>+28</sub>	32 <sub>+14</sub>	9 <sub>+4</sub>
45	59 <sub>+46</sub>	29 <sub>+26</sub>	27 <sub>+23</sub>	8 <sub>+4</sub>
63	55 <sub>+33</sub>	20 <sub>+20</sub>	39 <sub>+27</sub>	12 <sub>+9</sub>

Les densités des gouttelettes sont données sous la forme  $m \pm e$  où  $m$  désigne la moyenne de la densité de déposition sur le papier oléo-sensible et  $e$  l'écart type. Ces deux paramètres résultent du comptage des gouttelettes sur 10 cartes de dimensions 6 cm X 1 cm.

Pour le chlorpyrifos, la diversité des parcelles, chacune ayant ses propres données techniques et météorologiques de traitement, permet de regarder la variation de la densité de déposition des gouttelettes en fonction de ces paramètres: dose et vitesse du vent. (Tableau 3.10)

**Tableau 3.10 :** Chlorpyrifos, doses/densité du dépôt et vitesse du vent.

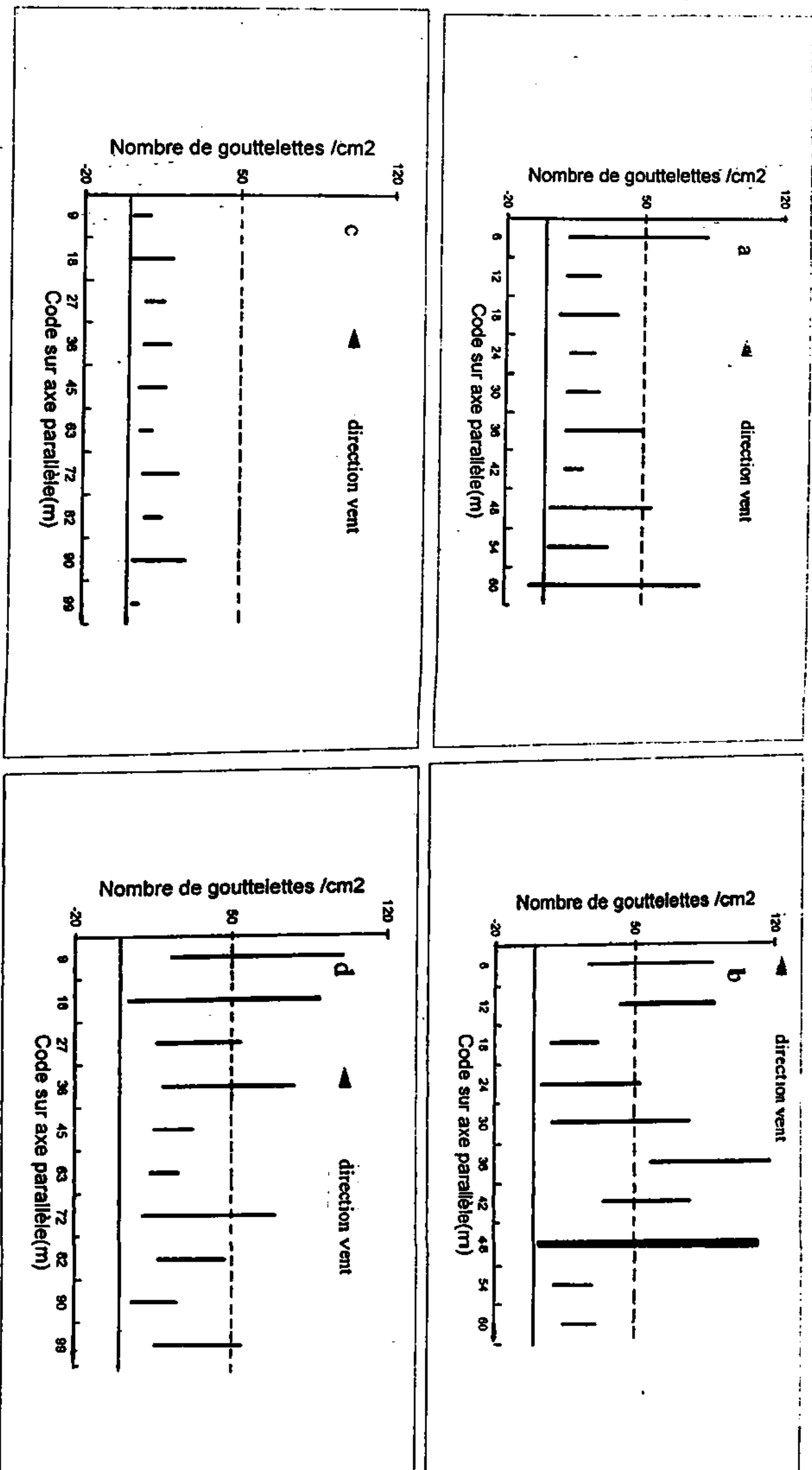
Parcelle	Dose appliquée g m.a./ha	Densité des gouttes (/cm <sup>2</sup> )	Vitesse du vent (m/s)
		vertical	
A4	138	25 <sub>+48</sub>	2.5
C3	208	441 <sub>+252</sub>	2.9
D1	224	218 <sub>+84</sub>	3.2
A2	257	246 <sub>+133</sub>	3.0

Les densités des gouttelettes sont données sous la forme  $m \pm e$  où  $m$  désigne la moyenne de la densité de déposition sur le papier oléo-sensible et  $e$  l'écart type. Ces deux paramètres résultent du comptage des gouttelettes sur 10 cartes de dimensions 6 cm X 1 cm.

### Discussion des résultats du dépôt

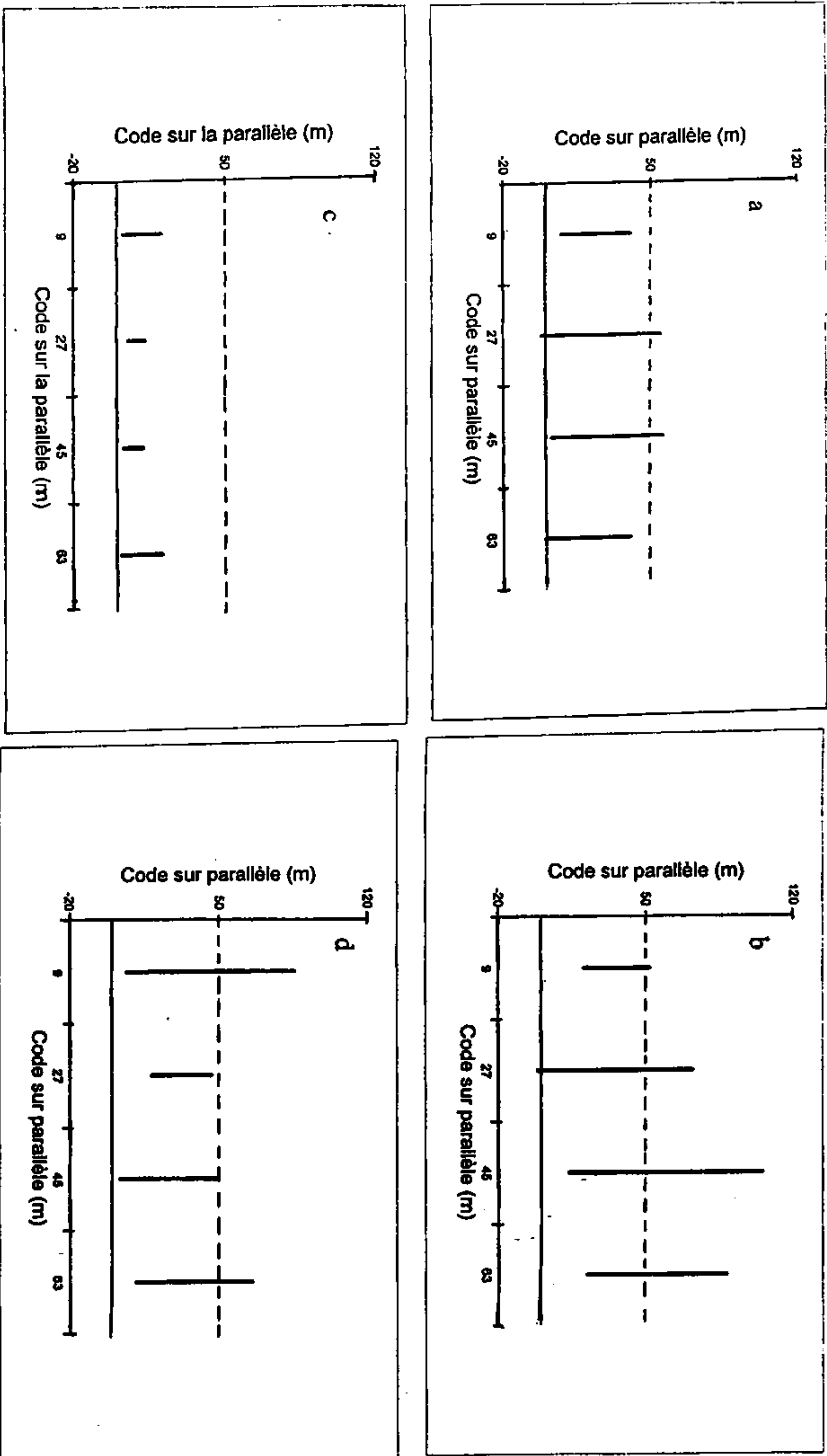
Pour le fénitrothion, la déposition a varié entre 6 et 150 gouttelettes/cm<sup>2</sup> sur la composante verticale et entre 3 et 109 gouttelettes/cm<sup>2</sup> sur la composante horizontale. Cette domination de la déposition sur la composante verticale est confirmée par le chiffre des moyenne qui lui confère 46 gouttelettes/cm<sup>2</sup> pour presque la moitié sur la composante horizontale. Les disparités dans la déposition sont plus visibles sur l'horizontale qui compte un écart type presque équivalent à sa moyenne (24) tandis que pour la verticale il y'a une différence de 10 gouttelettes/cm<sup>2</sup> entre les deux paramètres en faveur de la moyenne. La lecture de la médiane montre que 50 % des papiers posés ont reçu des densités de déposition inférieure à 35 dans le cas de la composition verticale, et à 17 dans le cas de la composition horizontale, ce qui donne encore un rapport double.

Cette prédominance de la déposition sur la composante verticale signifie que le produit en porte-est plus abondant que le produit en flèche d'autant plus que la taille des gouttelettes sur les deux composantes est la même.



**Figure 3.4 :** Distribution des gouttelettes de formulation sur papier oléo-sensible le long de l'axe perpendiculaire au traitement

- a) fenitrothion, composante horizontale
- b) fenitrothion, composante verticale
- c) malathion, composante horizontale
- d) malathion, composante verticale



**Figure 3.5 :**  
 Distribution des gouttelettes de formulation sur papier oleo-sensible  
 le long de l'axe perpendiculaire à la direction du vent  
 a) fénitrothion, composante horizontale  
 b) fénitrothion, composante verticale  
 c) malathion, composante horizontale  
 d) malathion, composante verticale

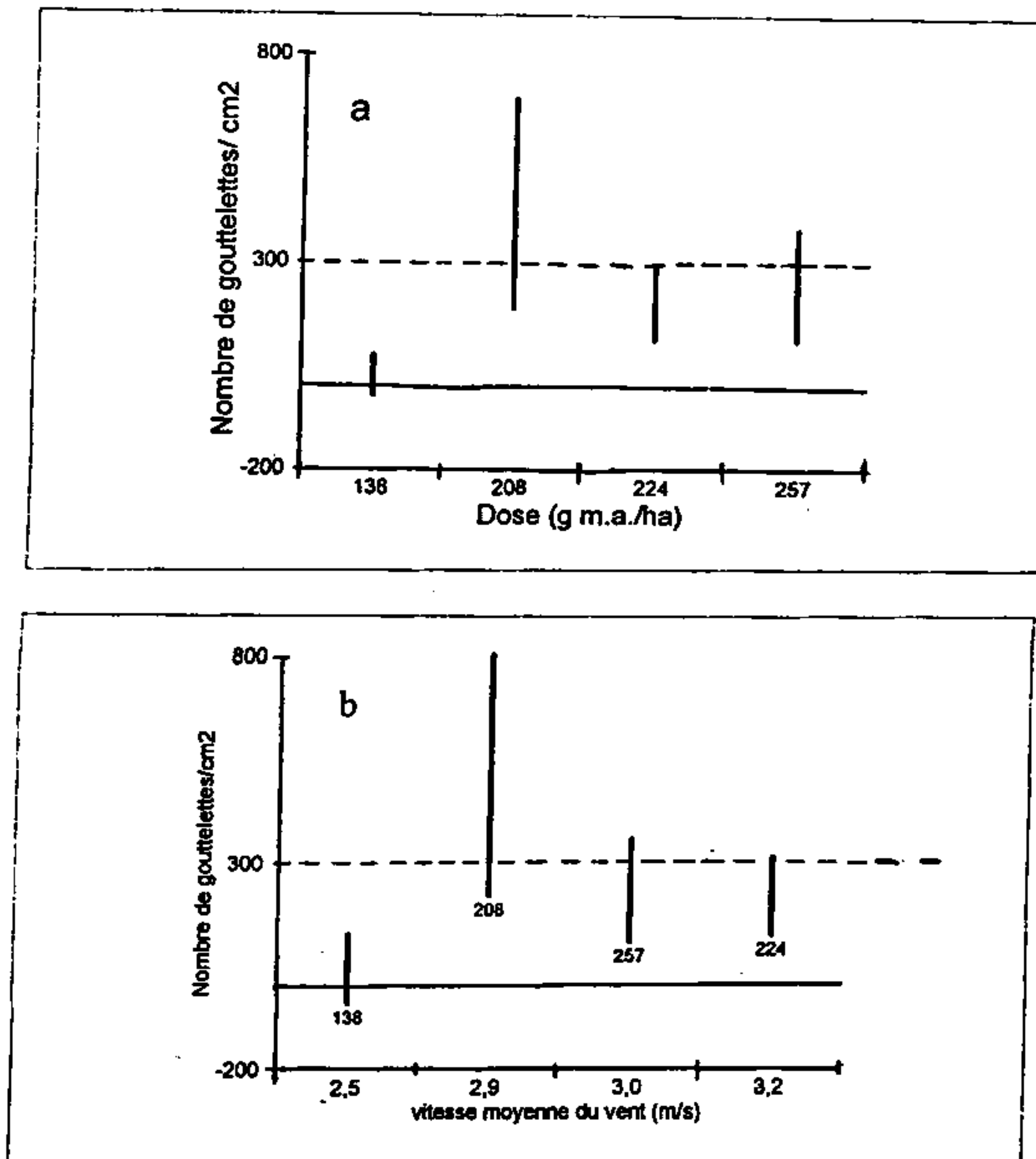


Figure 3.6 :

Distribution des gouttelettes sur le papier oléo-sensible pour le chlorpyrifos  
 a) Densité des gouttelettes de formulation fonction de la dose  
 b) Densité des gouttelettes de formulation fonction de la vitesse du vent

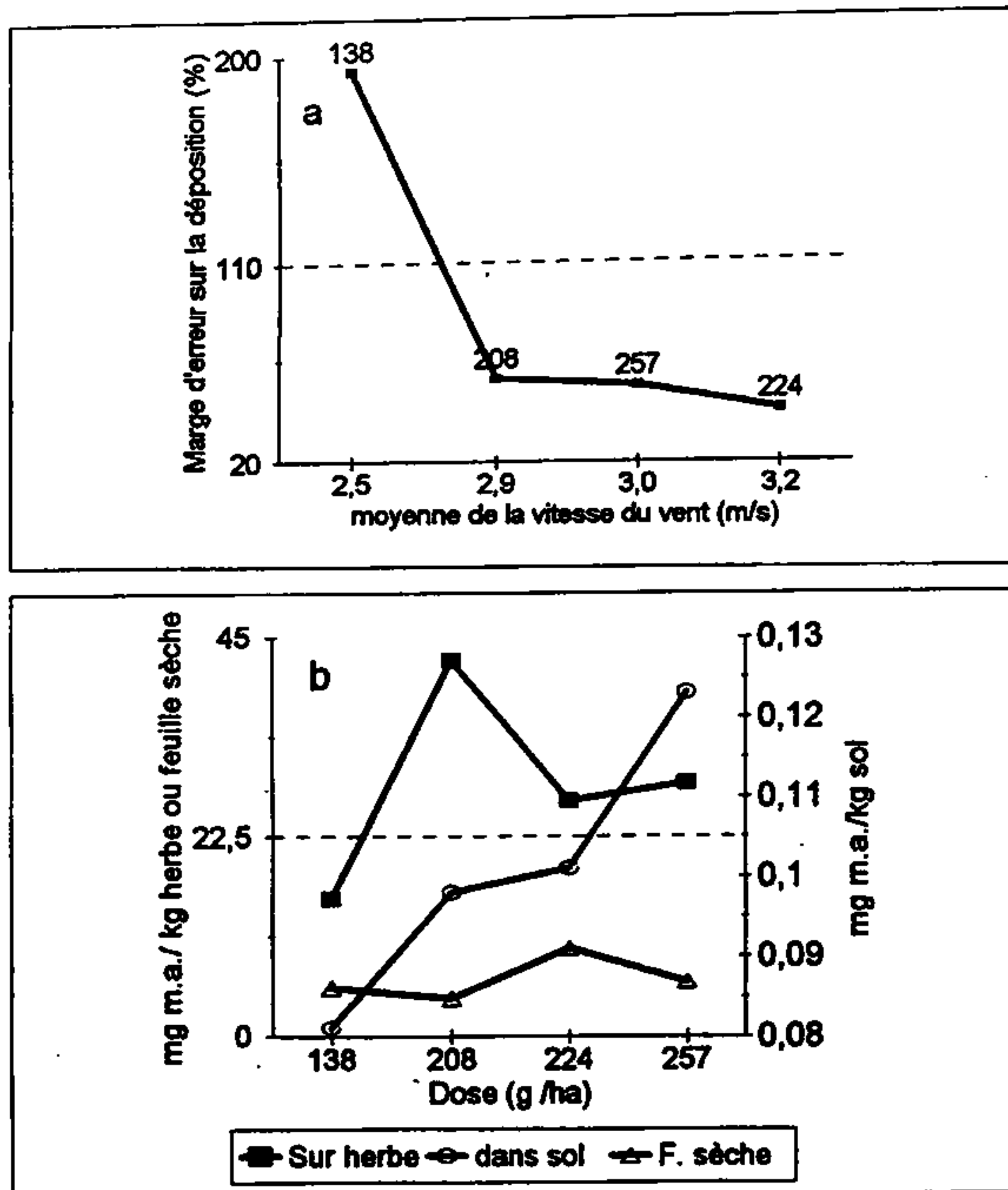


Figure 3.7 :

Autres figures

a) Vitesse du vent et marge d'erreur sur la déposition sur papier oléo-sensible  
 b) Dose appliquée et résidus de déposition 1 h après traitement



D'autre part, on observe sans équivoque le caractère disparate de la distribution des gouttelettes : en effet les écarts types évalués sont le plus souvent voisins des moyennes correspondantes.

L'étude axiale des résultats de déposition est plus facilitée par la représentation graphique. La figure 3.4 illustre la distribution de la moyenne de cette densité de déposition suivant l'axe parallèle à la direction du vent. L'adoption d'une échelle unique montre la prépondérance, déjà constatée, des gouttelettes sur la composante verticale par rapport à celles sur la composante horizontale ; pour les deux produits, les moyennes sont dans la zone en dessous de 50. On remarque d'autre part une plus grande stabilité côté composante horizontale des courbes passant par le centre de symétrie des bâtonnets. A l'inverse, les variations sont plus perceptibles sur la composante verticale avec à la fois des écarts types importants. On note cependant une variation positive sur le graphe (d) qui montre bien que les papiers des premières lignes (code 9 m et après) ont reçu plus de gouttelettes que leurs homologues des dernières lignes (code 99 m et avant) ce qui est conforme à la logique de déportation du produit par un vent d'intensité modérée et de direction fixe : en effet les gouttelette de la première passe (code 10 m) ne concernent pas les papiers oléo-sensibles situés sur les codes supérieurs alors que les gouttelettes de passes supérieures peuvent toujours concerner les papiers des codes inférieurs.

La figure 3.5 est l'équivalent de la figure 3.4 et sont toutes deux relatives aux rangées R1, R2, R3 et R4. Les graphes correspondants ne présentent certes pas un intérêt comparable à ceux de la figure 3.4, mais ils permettent de voir une distribution régulière sur une direction où la composante de la vitesse du vent peut être supposée nulle. S'il est bien vrai que les écarts types exprimés ne sont pas des moins négligeables, les courbes passant par le centre de symétrie des bâtonnets, donneraient des allures presque plates. Ce qui montre bien que les variations constatées dans le cas de la figure 4 sont bien le fait des fluctuations en intensité du vent.

L'examen du tableau 3.10 relatif aux parcelles traitées au chlorpyrifos où une seule rangée de 10 papiers oléo-sensibles de composante verticale a été posée, montre lui aussi une grande variation de la déposition entre les parcelles. On passe en effet de 25 gouttelettes/cm<sup>2</sup> sur la parcelle A4 à 441 gouttelettes/cm<sup>2</sup> sur la parcelle C3. Cette remarque sur la variation de parcelle à parcelle, est aussi visible sur la disparité de la déposition: les écarts types accompagnant les moyennes obtenues sont de grande importance représentant 192 % sur la première parcelle et descendant seulement à 38 % sur la parcelle D1.

Les graphes a), b) de la figure 3.6 et a) de la figure 3.7 sont relatives aux représentations graphiques des résultats du tableau 3.10. Sur le premier, la densité de déposition en fonction de la dose de traitement obtenue donne une courbe en forme de zigzag : ce qui laisse pronostiquer que la dose ne donne pas forcément toute la réponse requise. Il apparaît simplement que la parcelle ayant obtenu la dose de 208 g/ha possède un nombre de gouttelettes plus important. Le graphe b) qui a la même forme que le graphe a) bien que les données de comptage aient été préalablement rapportées à la dose nominale de 240 g/ha, n'apportera pas plus d'explications: la vitesse du vent ici n'a pas pu nous édifier sur la variation de la déposition. L'édification la plus nette on la trouvera sur la courbe c) un sens de variation unique de l'erreur relative (rapport écart type/moyenne) : ce qui signifierait que la disparité ou l'irrégularité du traitement aurait tendance à diminuer avec la vitesse du vent.

En conclusion à ces observations sur la qualité du traitement exprimée à travers l'exploitation des données du papier oléo-sensible, nous signalons encore une fois l'importance de la pose du papier pour un bon suivi des applications : dans l'immédiat, elle nous a permis de constater la déposition du produit, et une analyse des données nous informe sur la régularité de la déposition et sur l'influence du vent sur le transport du produit à l'état pulvérisé. La multiplication à 40 des papiers avec la mise ensemble des deux composantes dans le cas des parcelles de Nioro du Rip traitées au fénitrothion et au malathion a permis l'évaluation de paramètres statistiques informant plus amplement sur la réalité des activités de terrain.

### Qualité des mesures

L'aspect qualitatif des analyses concerne d'abord le comportement des témoins de conservation qui juge de l'état des produits étudiés pendant la conservation des échantillons, et des témoins de recouvrement qui informent sur la fiabilité des analyses effectuées sur la base des protocoles. Ces témoins préparés au laboratoire de Nioro du Rip et au laboratoire de Fété Olé pour ce qui est du test

de conservation et au laboratoire de résidus de Dakar pour ce qui est de la recherche du taux de recouvrement, sont analysés dans les mêmes conditions chromatographiques que les échantillons. La recherche du taux de recouvrement n'est pas effectuée ici sur le fénitrothion pour lequel le laboratoire a beaucoup d'expériences d'analyses (Gadji 1997 a). Les résultats de ses investigations sont rangés dans les tableaux 3.11 à 3.15.

L'analyse des données de ces tableaux montre dans l'ensemble, un taux de recouvrement de niveau acceptable.

Le tableau 3.11 relatif au taux de recouvrement sur le malathion donne une gamme de récupération variable entre 92 % et 126% avec une moyenne sur 4 essais de 102 %. L'échelle logarithmiques choisie sur les charges devrait montrer une variation du taux de recouvrement en fonction de la concentration. Le premier chiffre du tableau 3.12 qui représente une valeur élevée, a suggéré la répétition de l'essai jusqu'à 4 échantillons pour observer un niveau du taux de recouvrement stable entre 93 et 98 %. La concentration double utilisée sur les échantillons 5 à 7, a permis de confirmer la bonne tenue du taux de recouvrement. Ce bon comportement du taux de récupération est la traduction d'une analyse simple ne connaissant d'étapes difficiles à exécuter.

**Tableau 3.11 :** Malathion : taux de recouvrement.

Nature	Taille (g)	Charge $\mu\text{g m.a.}$	Trouvée $\mu\text{g m.a.}$	Récupération %
feuille de mil	50	1	1.265	126
feuille de mil	50	10	9.585	96
feuille de mil	50	10	9.166	92
feuille de mil	50	100	96.853	97

**Tableau 3.12 :** Chlorpyrifos : taux de recouvrement.

Nature	Taille (g)	Charge $\mu\text{g m.a.}$	Trouvée $\mu\text{g m.a.}$	Récupération %
Herbe	50	107.6	175.7	163
Herbe	50	107.6	99.6	93
Herbe	50	107.6	105.4	98
Herbe	50	107.6	100.6	93
Herbe	50	215.2	175.7	82
Herbe	50	215.2	209.7	97
Herbe	50	215.2	212.2	99

Les tableaux 3.13 à 3.15 contiennent les résultats des analyses des témoins de champ qu'on appelle aussi les témoins de test du mode de conservation. Les témoins de Nioro de fénitrothion et de malathion sont effectués sur 4 échantillons dont 1 à blanc et les trois restants chargés entre 0.05 et 5 mg m.a. Les taux de récupération trouvés sur le fénitrothion sont décroissants sur les charges non nulles allant de 140 % pour la charge faible à 94 % sur la charge forte. Sur le malathion, le résultat est en dents de scie avec une montée pour la valeur du milieu à 108%.

**Tableau 3.13 :** Fénirothion : taux de conservation.

Nature	Taille (g)	Charge mg m.a.	Trouvée mg m.a.	Récupération %
1 feuille de mil	100	0	Non détecté	
2 feuille de mil	100	0.05	0.071	140
3 feuille de mil	100	0.5	0.517	103
4 feuille de mil	100	5	4.701	94

**Tableau 3.14 :** Malathion : taux de conservation.

Nature	Taille (g)	Charge mg m.a.	Trouvée mg m.a.	Récupération %
1 feuille de mil	50	0	Non détecté	
2 feuille de mil	100	0.05	0.040	80
3 feuille de mil	100	0.5	0.541	108
4 feuille de mil	100	5	4.822	96

Les témoins de chlorpyrifos sont quant à eux étudiés sur deux concentrations différentes appliquées en double sur deux substrats sol et herbe. Les valeurs sur herbe se rangent entre 87 et 98% avec un bon regroupement à côté de 98 %. Sur le sol, trois des quatre récupérations se situent au dessus de 100% sans pour autant trop s'en éloigner.

Les résultats sur les taux de récupération ne sont pas exempts de disparité bien qu'ils soient liés à des exécutions de laboratoire. Le dépassement du taux de récupération au dessus de la valeur de 100% est un phénomène qui peut laisser penser à beaucoup de sources d'erreur: contamination avant ou pendant analyse, surcharge pendant la préparation ou interférence en lecture chromatographique etc... On note cependant dans l'ensemble, un taux de recouvrement attestant de bonnes conditions de transport, de stockage et d'analyse.

**Tableau 3.15 :** Chlorpyrifos : taux de conservation.

Nature	Taille (g)	Charge µg m.a.	Trouvée µg m.a.	Récupération %
Herbe	50	75	65.6	87
Herbe	50	75	71.7	96
Herbe	50	750	735.9	98
Herbe	50	750	730.7	97
Sol	50	75	81.2	108
Sol	50	75	89.4	119
Sol	50	750	676.4	90
Sol	50	750	768.2	102

## Résidus au terrain

### Déposition

Les résultats de déposition pour le fénirothion une heure après traitement (tableau 3.16) varient de 56 mg m.a. /kg sur la zone 1 à 22 mg/kg sur la zone 3, la zone 2 est à 40 mg/kg tandis que la zone 4 descend de 8 unités plus bas à 32 mg/kg. Sur l'ensemble de la parcelle, la déposition initiale moyenne est estimée à 38 mg/kg. Une étude comparative avec la dose ne sera pas possible ici, mais

nous pouvons voir une comparaison intéressante en fonction de la position de la zone par rapport au traitement. Les zones 1 et 2 situées en aval du vent et pouvant de ce fait bénéficier par dérive des traitements des deux autres zones, ont les dépositions les plus importantes. [C'est d'autant plus important que l'écart entre les moyennes des deux premières zones et des deux dernières zones représente 78% de celle des dernières.]

Les résultats sur le malathion se lisent sur le tableau 3.17 avec des chiffres de déposition de première heure regroupés autour de 92 mg m.a./ kg de feuille de mil humide. La zone 3 est la seule qui s'en est écartée pour rester non loin de là à 105 mg/kg. C'est dire que ces chiffres sont homogènes dans leur grand ensemble. La moyenne sur la parcelle est évaluée à 95 mg /kg. La comparaison entre zone n'aboutit pas à la même conclusion que pour la parcelle au fénitrothion du fait probablement de la diminution dans ce cas de la vitesse du vent.

Tableau 3.16 : Fénitrothion : résidus

Caractéristiques du traitement	Zone	Nombre d'heures après traitement				
		1	24	72	168	240
Parcelle dosée à 437 g m.a./ha	1	56.00	13.18	7.64	0.27	<0.001
	2	40.28	17.69	4.07	0.25	<0.001
	3	22.14	11.56	3.05	0.28	<0.001
	4	32.48	9.88	1.86	0.25	<0.001
	Moyenne	37.7	13.1	4.2	0.30	<0.001
	cumul pluie	0	0	0	3.6	6.1

Les résultats sont en mg m.a./kg de feuille humide. La teneur en eau de cette dernière est en moyenne de 74%. Le cumul pluie exprime le nombre de mm de pluie tombée entre le traitement et le prélèvement de l'échantillon. Le seuil de détection est de 0.001 mg m.a./kg

Tableau 3.17 : Malathion: résidus

Caractéristiques du traitement	Zone	Nombre d'heures après traitement					
		1	24	72	120	168	240
Parcelle dosée à 922 g m.a./ha	1	92.48	70.23	6.91	7.17	5.48	3.27
	2	92.92	38.95	27.74	6.18	23.76	2.12
	3	105.53	8.80	9.64	7.29	14.96	3.55
	4	92.49	39.95	7.29	6.92	2.95	6.51
	Moyenne	95.86	39.48	11.40	6.89	11.79	3.86
	cumul pluie	0	0	8.2	8.2	25.2	28.8

Les résultats sont en mg m.a./kg de feuille humide. La teneur en eau de cette dernière est en moyenne de 74 %. Le cumul pluie exprime le nombre de mm de pluie tombée entre le traitement et le prélèvement de l'échantillon.

S'il est permis de comparer des résultats pour deux produits différents puisqu'ils sont dans le même système d'unité, on mettra en évidence l'écart entre les taux de déposition du fénitrothion et du malathion : aux doses nominale de traitement presque doubles, nous obtenons des taux de déposition, une heure après, tout aussi doubles.

Les résultats du chlorpyrifos quant à eux, varient, en déposition initiale sur l'herbe, de 15 mg/kg sur la parcelle A4 à la plus grande valeur de 42 mg /kg sur la parcelle C3. Les deux autres parcelles ayant les valeurs intermédiaires ont des résultats très voisins soit 26 mg/kg pour la parcelle D1 et 28 mg/kg pour la parcelle A2. La relation déposition initiale / dose d'application obtenue (figure 3.7b) est uniquement faussée au niveau de la parcelle C3 qui à 208 g m.a./ha (inférieure aux deux autres doses d'au moins 16 unités) a affiché le résultat le plus élevé. La comparaison de cette déposition initiale

avec celle des deux premiers organophosphorés n'est pas facile du fait de la différence en outre entre les matrices correspondantes. Mais si on considère l'action de la teneur en eau de l'échantillon sur le taux de pesticide par échantillon, on verrait nettement que tous les cas de figure montrent l'abondance en produit des échantillons de fénitrothion sur ceux de chlorpyrifos. Ceci prouve que la relation dose appliquée et déposition initiale est généralement respectée entre les produits.

Le chlorpyrifos a aussi été cherché sur les feuilles sèches, dont la déposition initiale (tableau 3.18) a varié de 4 mg/kg sur la parcelle C3 à 10 mg/kg sur la parcelle D1 en passant par 5 mg/kg sur la parcelle A4 et 6 mg/kg sur la parcelle A2. Cette faiblesse de la déposition comparativement à l'herbe est due d'une part à la couverture végétale et de l'autre au recouvrement partiel du sol.

La figure 3.7b montre que la relation dose déposition initiale n'a pas obéi à la relation stricte de croissance. La courbe a plutôt une allure irrégulière de zigzag avec des valeurs assez comparables.

Sur le sol, les teneurs initiales en chlorpyrifos sont dans une fourchette étroite au voisinage du dixième de mg/kg variant entre 0.08 et 0.12. Cette faiblesse des valeurs dans le même système d'unité tient au fait d'une difficulté d'accès à cause du couvert végétal, mais aussi de la supériorité effective de la densité réelle du sol face à celles de l'herbe et des feuilles sèches. Sur la figure 3.7b, malgré le regroupement des résultats, on observe à l'évidence une croissance de la déposition initiale avec la dose appliquée sur la parcelle.

Tableau 3.18 : Chlorpyrifos : résidus

Parcelle	Substrat	Nombre d'heures après traitement				
		1	24	72	168	336
A2 dosée à 258 g m.a./ha	Herbe	28.506	3.358	3.859	3.439	1.238
	F. Sèches	6.108	1.332	0.785	1.139	1.439
	Sol	0.123	0.079	0.070	0.076	0.063
A4 dosée à 138 g m.a./ha	Herbe	15.485	3.515	3.573	1.318	1.518
	F. Sèches	5.411	1.475	3.505	2.339	7.951
	Sol	0.081	0.074	0.048	0.047	0.046
C3 dosée à 208 g m.a./ha	Herbe	42.367				
	F. Sèches	4.233				
	Sol	0.098				
D1 dosée à 224 g m.a./ha	Herbe	26.496				
	F. Sèches	9.883				
	Sol	0.101				

Les résultats sont en mg m.a./kg de feuille humide. La teneur en eau de ce dernier a varié entre 50 et 19 % pour l'herbe en deux semaines, elle est presque nulle pour le sol, elle n'a pas fait l'objet de recherche sur les feuilles sèches. Nombre de mm de pluie tombée entre le traitement et le prélèvement de l'échantillon.

### Comportement des produits au fil du temps

Le comportement, dans le temps des produits, est uniquement étudié dans l'aspect de la disparition sur végétation et dans le sol.

Le fénitrothion (tableau 3.16), a disparu de plus de la moitié durant les premières 24 heures, allant jusqu'à 80 % dans le cas de la zone 1. Cette forte disparition des premiers moments qui rapproche le phénomène au modèle du premier ordre, diminue de vitesse dans les jours qui ont suivi. C'est ainsi que les calculs montrent que la disparition moyenne quotidienne entre deux échantillons consécutifs (annexe 3.3) est tombée de 41% sur l'échantillon 3 de la zone 4 à 21% sur le même échantillon de la zone 1. La confirmation de cette prétention à la disparition surtout sous l'effet de la pluie caractérisée par une hausse de la pente de disparition à 33% entre le jour 7 et le jour 10 a abouti à

une retraite jusqu'en dessous du millième de mg m.a./kg de feuille de mil. Les allures de courbes (figure 3.8) sont nettes et régulières, plus pour les zones 3 et 4 que pour les deux premières où l'on observe une chute brutale de la teneur en pesticide de l'échantillon au cours des premières 24 heures pour rejoindre les niveaux moyens du deuxième jour.

Pour le malathion, la barre des 50 % de disparition dans les premières 24 heures est atteinte par 3 zones sur 4, avec une moyenne sur la parcelle à 61% (annexe 3.3). La zone 1 qui fait exception à la règle est à 25 % de disparition. Le résultat étant moins homogène que celui du fénitrothion, nous remarquerons dans cette partie de l'annexe 3.3, quelques pentes de disparition positive qui sont synonymes de production de produit, ce qui pourrait nous paraître aberrant. En omission de cet aspect, les pentes moyennes de disparition quotidienne sur les jours qui ont suivi, ont varié de 45% à 12 % sur les échantillons respectifs 3 et 5 de la zone 1. On note enfin et en concordance avec nos observations sur la vitesse moyenne de disparition, que malgré la pluie qui est plus tôt et plus abondante ici que sur les échantillons de fénitrothion, le produit a persisté jusqu'à 2 à 7% de son taux initial au bout des 10 jours de suivi. Les irrégularités ci-dessus signalées, sont plus apparentes sur les courbes (figure 3.9). Les allures des courbes bien qu'inspirant une disparition du produit avec le temps, sont déformées par des redressements inopinés devenus très visibles dans le cas de la zone 2 (graphe b).

Le chlorpyrifos sur l'herbe a les mêmes caractéristiques que le fénitrothion avec des disparitions pour les deux cas étudiés dépassant les 80 % du taux initialement retrouvé au bout des premières 24 heures. Sur les jours qui ont suivi, la disparition a connu un ralentissement avec seulement des seuils de disparition quotidiens variant entre 3 et 9 % pour la parcelle A2 et atteignant 16 % pour la parcelle A4. Cette lenteur dans la dégradation qui s'est remarquée en absence de pluie, fait qu'au bout des deux semaines d'échantillonnage et par rapport au taux initial, le produit est retrouvé à 4 % sur la parcelle A2 et à 9 % sur la parcelle A4. La figure 3.10b qui décrit ce comportement, présente presque un palier pour l'ensemble des deux courbes à partir des premières 24 heures.

Sur feuilles sèches, la barre des 50 % de disparition dans les premières 24 heures est largement atteinte soit 82 % pour la parcelle A2 pour 76 % pour la parcelle A4. Les chiffres ici expriment un résultat dans l'ensemble hétérogène avec surtout la parcelle A4 où on peut s'apercevoir de deux importantes hausses que nous ne pouvons justifier que par une défaillance insupportable plus à l'échantillonnage qu'à l'analyse. La figure 3.10a illustre un comportement à la limite acceptable pour la parcelle A2 même s'il y a une tendance à une légère remontée dans la deuxième semaine. Sur la même figure, la courbe A4 relate tous les problèmes d'hétérogénéité du système que nous avons soulignés ci-dessus.

Dans le sol, la faiblesse du taux de déposition est compensée par une disparition lente : un maximum de 37 % de disparition seulement a été enregistré pendant les premières 24 heures sur la parcelle A4, alors que sur la parcelle A2, dans la même période, le produit n'a diminué que de 9 %. Le taux moyen quotidien de disparition sur le reste des deux semaines est faible comparé aux matrices initialement étudiées: il va seulement de 6 % à 2 % sur la parcelle A2, et de 18 % où il stagne, à 1-0 % sur la parcelle A4. Les courbes de la figure 3.10c montrent bien un début de disparition sur les 72 premières heures, après cela, elles ont tendance à garder une allure pour le moins plane, surtout pour la parcelle A4.

### Périodes de demi-vie

Le tableau 3.19 contient les résultats des régressions linéaires effectuées à partir du logarithme népérien (Ln) (pour le fénitrothion et le malathion) et l'inverse (pour le chlorpyrifos) de la teneur en pesticide de l'échantillon et le temps effectif écoulé entre le traitement de la parcelle et l'échantillonnage. Le but de ce travail est de rapprocher la disparition des pesticides étudiés à un modèle théorique qui nous permet, d'évaluer les périodes de demi-vie  $t_{1/2}$  de disparition des produits sur les feuilles de mil. Le modèle qui a répondu le mieux pour les deux premiers produits est donc celui du premier ordre, quant au chlorpyrifos, nous n'avons pas pu trouver mieux que le modèle du second ordre (Cheng 1990). L'étude statistique sur le degré de signification des résultats de la régression est basée sur un coefficient de risque (Scherrer 1984) de 5 %.

Tableau 3.19 : Périodes de demi-vie

Matières actives	Zones	R <sup>2</sup>	Obs.	Signification	t <sub>1/2</sub> (heures)
Fénitrothion	1	0.97	4	S	23
	2	0.99	4	S	23
	3	0.99	4	S	27
	4	0.97	4	S	25
	Moyenne	0.99	4	S	24
Malathion	1	0.79	6	S	50
	2	0.75	6	S	54
	3	0.46	6	N	81
	4	0.64	6	S	60
	Moyenne	0.78	6	S	60

R<sup>2</sup> : Le carré du coefficient de corrélation obtenu sur la régression linéaire entre le logarithme népérien de la teneur en produit de l'échantillon et le temps.

S : significatif pour un coefficient de risque p<0.05

N : non significatif pour un coefficient de risque p<0.05.

Obs : Le nombre de points utilisés pour effectuer la régression.

t<sub>1/2</sub> : La période de demi-vie (théorique) calculée à partir des résultats de la régression.

Le modèle mathématique de la dégradation du premier ordre utilisé pour l'estimation de la période de demi-vie répond bien à la disparition du fénitrothion sur végétation de mil (tableau 3.19). La valeur limite 0.81 du carré du coefficient R de corrélation au delà de laquelle une telle régression est acceptable est largement dépassée dans les quatre cas. Nous observons le même constat sur la moyenne de la parcelle. Les périodes de demi-vie estimée à partir des paramètres de la régression sont rangées dans une fourchette étroite entre 23 et 27 heures. La moyenne dans la parcelle estimée sur la même base de calcul est égale à 24 heures. La régularité des chiffres sur ces périodes retrace bien le caractère d'homogénéité des résultats du fénitrothion.

Tableau 3.20 : Périodes de demi-vie sur le chlorpyrifos

Substrats	Parcelles	R <sup>2</sup>	Obs	Signifi- cation	t <sub>1/2</sub> (heures)
Herbe	A2	0.84	5	S	56
	A4	0.67	5	S	115
Feuilles sèches	A2	0.03	5	N	1327
	A4	0.20	5	N	596
Sol	A2	0.56	5	N	696
	A4	0.57	5	N	573

R<sup>2</sup> : Le carré du coefficient de corrélation obtenu sur la régression linéaire entre le logarithme népérien de la teneur en produit de l'échantillon et le temps.

S : significatif pour un coefficient de risque p<0.05

N : non significatif pour un coefficient de risque p<0.05.

Obs : Le nombre de points utilisés pour effectuer la régression.

t<sub>1/2</sub> : La période de demi-vie (théorique) calculée à partir des résultats de la régression.

La période de demi-vie du malathion s'est déterminée avec 4 régressions significatives et 1 régression non significative. Le regain d'homogénéité du résultat au niveau des zones qui est observée dans le

cas du fénitrothion, s'est révélé ici aussi : deux des régressions significatives donnent des périodes de demi-vie voisines : 50 et 54 heures ; une autre, aussi significative, donne une de 60 heures identique à la moyenne sur l'ensemble de la parcelle; la seule régression non significative avec un  $R^2$  de 0.46 au lieu 0.53 offre une période de demi-vie de 81 heures s'écartant ainsi de la gamme des 50-60 heures.

Les périodes de demi-vie sur le chlorpyrifos, sont données dans le tableau 3.20. L'étude par matrice souffre d'une insuffisance de cas, seulement deux, soit deux fois moins que pour le fénitrothion ou pour le malathion. La régression sur le Ln (ordre 1) est délaissée en faveur de la régression sur l'inverse (ordre 2) de la teneur en produit de l'échantillon pour raison de bonne progression des paramètres de celle-ci dans le second cas. Malgré cela et l'essai avec d'autres ordres de disparition (3 et 4), les résultats obtenus sont d'une hétérogénéité certaine:

Pour l'herbe, les régressions sont à la limite de la signification avec le coefficient de corrélation de la parcelle A4 qui affleure le  $R^2$  au seuil de 0.65. Les périodes qui en découlent sont pour le moins disparates avec une valeur de 56 heures pour la parcelle A2 et une valeur presque double pour la parcelle A4.

Pour les feuilles sèches, les régressions sont très en deçà du seuil de signification : les valeurs de  $R^2$  sont très faibles avec 0.3 sur la parcelle A2 et 0.2 sur la parcelle A4. A ces valeurs de  $R^2$  correspondent des périodes de demi-vie tous aussi difficiles à interpréter parce que soit très grandes (1327 heures pour A2) ou même négatives (-596 heures pour la A4).

Les régressions effectuées sur les résultats du sol bien que plus satisfaisants que celles des feuilles sèches, ne sont pas dans la plage de la signification pour un coefficient de risque de 5 %. Les  $R^2$  correspondants, très voisins (0.55 et 0.57) sont de seulement 13 % plus petits que le coefficient de corrélation à la signification. Les périodes de demi-vie sont importantes puisqu'elles vont de 573 heures sur la parcelle A4 à 696 heures sur la A2.



## DISCUSSION

### Confrontation des résultats

La confrontation des résultats dans le cas de cette expérimentation, ne prendra pas en compte les différences de conditions météorologiques des sites étudiés. Nous essayerons cependant de faire une comparaison avec d'autres tests réalisés ailleurs avec les mêmes matières actives.

### *Le fénitrothion*

Le fénitrothion a montré dans cette étude, un caractère d'homogénéité très poussé qu'on a retrouvé dans d'autres études antérieures. Des essais au Soudan (Dynamac 1988a) ont été effectués dans le cadre de la lutte chimique antiacridienne. A la dose de 520 g m.a./ha appliquée par voie aérienne, le taux de résidus initialement trouvé sur le fourrage (herbe) est en moyenne de 34.8 mg m.a./kg. Ce résultat se rapproche très bien au notre (37.7 mg m.a./kg) même si une petite différence réside dans la dose appliquée (437 g m.a./ha) et au matériel (Micro-Ulva). Dans cette étude, la période de demi-vie donnée avec un coefficient de corrélation  $R^2$  de 0.77 est de 1,5 jour soit 36 heures. La légère variation qu'il y'a avec l'étude actuelle, serait imputable à la pluie qui, en atteignant de 3.6 mm à Nioro du Rip, a permis de lessiver en partie le produit.

Cette remarque sur l'effet de la pluie sur le fénitrothion est très présente sur l'étude de 1991 (Gadji 1997a) où de faibles différences pluviométriques ont engendré des différences dans les périodes de demi-vie. Dans cette étude d'ailleurs, qui s'est faite dans des conditions similaires, les taux de première déposition sont passés de 55 à 70 mg m.a./kg affichant donc une hausse par rapport aux résultats ici obtenus.

De même l'utilisation du fénitrothion dans nos essais de 1992 (Gadji 1997b), montre des résultats de déposition, sur les feuilles de mil, très voisins : sur 4 parcelles séparément traitées avec une dose moyenne de 454 g m.a./ha, une moyenne de 40 mg m.a./kg de feuille de mil est trouvée. Cette étude est d'autant plus importante qu'elle a confirmé l'impact de la pluie sur la disparition du produit : avec un cumul pluviométrique allant de 31 mm sur le 2<sup>e</sup> échantillon à 254 mm sur le dernier échantillon (7 jours après), la période moyenne est tombée à 6 heures.

D'après Everts (1990), on trouve des dépositions de première heure variant entre 60 et 145 mg m.a./kg d'herbe, après des applications de pesticides par voie aérienne à la dose de 485 mg m.a./kg. Ce résultat n'est pas différent des nôtres dans la mesure où, en tenant compte du facteur dû à la teneur en eau de cette espèce végétale, il serait ramené à des proportions voisines des résultats actuels. Les périodes de demi-vie évaluées dans cette étude aux alentours de 60 heures, sont caractéristiques de la zone de Richard Toll où les absences de pluies et les faiblesses dans l'humidité relative de l'atmosphère jouent un rôle atténuateur dans la dégradation des produits.

Sundaram (1990), traite du fénitrothion utilisé en formulation CE et appliquée par voie aérienne à 210 g m.a./ha sur des arbres. L'étude se passe au Canada. Les échantillons sont prélevés une et deux heures après traitement sur les feuilles de canopy (baldaquin ou marquise 8-12 m de haut) situées à la cime de l'arbre de part et d'autre de la face d'attaque du vent. Les résultats de cette étude sont faibles devant ce que nous avons jusqu'à présent obtenu avec des chiffres variant seulement entre 3 et 9 mg m.a./kg. Devant un fait aussi étonnant, l'auteur de l'étude tente de trouver une explication en plaçant, en même temps, des plaques sous les arbres. Il a montré que du fait des grosses gouttelettes (formulation CE) qui ne peuvent stagner sur les feuilles de ces arbres, 19.4 % du produit rejoint le sol. En plus de cela, la faible dose (moins que la moitié) par rapport à celle que nous avons utilisée, l'effet de traitement aérien et la teneur en eau de ces feuilles, tous ces facteurs sont favorables à une réduction du taux de déposition.

### *Le malathion*

Dynamac (1988 a) a effectué un test au Soudan dans les mêmes conditions que le fénitrothion. A la dose de 1300 g m.a./ha, le produit a été détecté sur la végétation (herbe) à un taux moyen de 104 mg m.a./kg alors que sur les quatre zones de la parcelle 03 que nous avons échantillonnée, nous trouvons

des résultats variant entre 92 et 105 mg m.a./kg avec une moyenne sur les quatre de 96 mg m.a./kg. Bien que ces chiffres soient proches, le rapport résidus/dose qui pourrait nous édifier sur une comparaison passe presque du simple au simple et demi en faveur de notre étude. A cela, il faut encore une fois imputer la cause aux différents facteurs que sont entre autres, le fait du traitement aérien qui engendre souvent plus de perte (par longue dérive ou par volatilisation partielle), mais aussi le fait de la matrice échantillonnée (*Aristida mutabilis*), une herbe moins réceptive que les feuilles de mil et dense en teneur en eau. La période de demi-vie de 28 heures trouvée avec un coefficient de corrélation R de 0.99 représentant la moitié de la valeur de la présente étude peut faire croire que le malathion ne supporte pas l'ensoleillement et les températures élevées des zones semi-désertiques.

Une étude du même auteur (Dynamac 1988 b) a eu lieu au Mali un peu plus tôt entre août et octobre 1987. Les résultats de déposition prélevés sur de l'herbe fourragère aussitôt après, 1 jour après et 7 après traitement n'ont révélé respectivement que 0.586, 0.100 et 0.362 mg m.a./kg. Ces résultats en dents de scie ne reflètent pas certainement le comportement du malathion en traitement de terrain surtout à une dose de 560 g m.a./ha. L'auteur semble avoir donné la raison en parlant entre autres d'une coupure de la chaîne de froid qui aurait duré trois semaines, le temps d'acheminer les échantillons au laboratoire. La comparaison aurait pu être intéressante car découlant de zones géographiquement voisines à l'échelle du continent.

Dans une autre étude (Keith 1995) de terrain, qui a été opérée au Maroc avec le malathion, le traitement aérien à la dose de 750 g m.a./ha n'a donné qu'une déposition infime : sur trois parcelles utilisées où 4 échantillons ont été prélevés les jours J1, J2, J6 et J7, seul un échantillon J1 a pu révéler 0.1 mg m.a./kg. Les autres sont restés en dessous d'une limite de détection 10 fois inférieures. Là aussi les auteurs, en se basant sur les résidus dans les mêmes échantillons de sol atteignant jusqu'à 30 mg m.a./kg avancent que le taux de résidus aurait pu être beaucoup plus important que cela et stipulent enfin une perte de malathion pendant la conservation ou durant l'analyse.

Knepper *et al.* (1996) ont utilisé le malathion en traitement sur l'herbe de gazon pour évaluer la déposition par dérive du produit. Lors de cette étude qui a eu lieu en 1993 au Michigan, le malathion fut appliqué sur des stations de gazon situées respectivement à 25, 50, 100 et 300 feet anglais de la passe. Le malathion en formulation UL 95 % est appliqué une fois au débit de 104 ml/mn à la vitesse de 268 m/mn. Ces paramètres de traitement correspondraient, pour une largeur de passe égale à la distance des 91.4 m séparant la dernière bande à l'applicateur, à une dose de 40 g m.a./ha. La déposition moyenne obtenue sur l'herbe du gazon prélevée 15 mn après traitement est de 5.67 mg m.a./1800 cm<sup>2</sup>. La comparaison avec nos résultats n'est pas possible du fait des unités employées, il faudrait en plus connaître la quantité d'herbe coupée par unité de surface. En se basant sur leur modèle de déposition en fonction de Ln(temps), nous avons pu estimer la période de demi-vie à 6 heures

### **Le chlorpyrifos**

Le chlorpyrifos a fait l'objet d'étude sur trois matrices. Pour ce qui est de l'herbe, une comparaison s'offre avec l'étude de Richard Toll (Everts 1990) dont la proximité géographique avec Fété Olé (tous deux étant dans un rayon de moins de 50 km) devrait favoriser une similarité dans les résultats trouvés. Dans cette étude, les prélèvements effectués sur l'herbe 2 heures après traitement à la dose de 270 g m.a./ha, ont révélé après analyses des dépositions de : 31, 34 et 35 mg m.a./kg contre 29 mg m.a./kg en moyenne que nous avons obtenus sur de l'herbe traitée à la dose de 207 g m.a./h. Cette ressemblance au plan déposition ne se manifeste pas au plan persistance du produit: les 33 heures de période de demi-vie trouvée dans l'étude citée sont faibles devant les périodes de 56 et 115 heures lesquelles sont elles-mêmes disparates. L'explication, si elle existe, résiderait dans le fait que, des traces de pluie de 3 mm ont été enregistrées pendant ces essais de 1990.

Gadji (1998) a effectué une étude avec ce produit dans les parcelles de mil où on a sur les feuilles de mil, une déposition moyenne identique à celle de l'étude actuelle avec une dose moyenne appliquée de 215 g m.a./ha. La différence s'est encore retrouvée sur la disparition du produit dans le temps où l'on a enregistré une moyenne de période de demi-vie de 36 heures. Là aussi, la différence pourrait être imputable à la présence de la pluie qui y a connu un cumul de 59 à 85 mm d'eau.

Dans l'étude au Soudan ci-dessus citée (Dynamac 1988a), le chlorpyrifos a aussi été parmi les produits sélectionnés. Dosée à 171 m.a./ha, l'herbe prélevée a révélé des dépositions initiales moyenne de 4.75 mg m.a./ha seulement. L'explication est la même pour justifier la faiblesse de ce

taux de déposition (coupure de la chaîne de froid). Les périodes de demi-vie sont estimées en moyennes à 76 heures contre une moyenne de 85 heures pour l'étude actuelle. Chez le même auteur, les tests du Mali (Dynamac 1988b) n'ont pas révélé plus de déposition (6.20 mg m.a./kg) que celle du Soudan. Ici la cause n'est plus imputée à la méthode de conservation (pas de rupture dans la chaîne de froid), mais on ne peut pas négliger l'effet du traitement aérien à une hauteur de 4.6 m, avec une vitesse moyenne de vent de 4.4 m/s sous des température grim pant vers 13:00 jusqu'à 29 °C ; en plus de cela les échantillons ne sont prélevés que 6 heures après. Dans cette étude, la période de demi-vie est estimée à 41 heures.

Tout cela, en concordance avec notre étude, montre que le chlorpyrifos n'est pas d'une grande persistance sur végétation avec des périodes de demi-vie dépassant rarement les 3 jours. Cette étude menée en Espagne (Barba *et al.* 1987) ne démontre pas le contraire quand, avec un traitement séparé à 4 super doses comprises entre 1400 et 2400 g m.a./ha sur des champs d'artichaut, les auteurs de la publication sont ébahis par le fait que les résidus n'ont pas pu être détectés au bout seulement de 14 jours.

Plusieurs autres études de disparition du chlorpyrifos sur végétation ont fait l'objet de citation (Racke 1993). Parmi elles, un traitement au CE à la dose de 1680 g / ha sur du soja a fourni une période de demi-vie de 1.5 jour soit 36 heures. Le même résultat dans le même lieu est obtenu avec la même dose sur des feuilles de maïs. Les taux de déposition obtenus sur les deux études sont respectivement de 147 et 132 mg m.a./ kg de feuille. Le rapport (dose appliquée / déposition initiale) est semblable à celui obtenu dans notre étude. Les autres études de champ contenues dans la publication, ont donné des périodes de demi-vie dans la fourchette de 1 à 6 Jours.

Le sol de Fété Olé (Bille *et al.* 1972) est riche en éléments fins avec un rapport argile / sable variant dans l'ensemble entre 10 et 20. La teneur en matière organique sur ces sol ferrugineux peu lessivés va de 2 à 5%. La teneur en bases échangeables faible est conjuguée à une porosité elle même faible. Sur ces sols, l'effet d'écran joué par le couvert végétal, fait que la déposition initiale est estimée en moyenne à 0.1 mg m.a./kg de sol. Dans l'étude au Soudan (Dynamac 1988a), les échantillons de sol prélevés sur les 2 premiers cm ont donné des teneurs moyennes équivalentes aux nôtres. Dans cette même publication, la période de demi-vie trouvée avec beaucoup de signification de premier ordre est de 39 heures. Dans notre cas, les deux régressions se sont révélées non significatives au second ordre, et encore moins au premier avec des période de demi-vie qui se mesurent en 23 et 29 jours, donc largement supérieures. Dans l'étude effectuée au Mali, les résultats obtenus malgré la rupture de la chaîne de froid, ne sont pas loin de notre moyenne, nous y trouvons deux valeurs de 0.097 sur un sol cultivé et de 0.024 sur un sol parsemé d'herbe, la différence réside à nouveau dans la résistance du produit avec des périodes de demi-vie de 41 et 81 heures.

Racke *et al.* (1994) a mené une étude de dégradation du chlorpyrifos dans le sol avec deux méthodes différentes d'application. En application de champ, les doses de 560 g m.a./ha et 5600 g m.a./ha, ont donné des dépositions respectives moyennes de 0.3 et 32 mg m.a./kg de sol. Les périodes de demi-vie correspondantes semblant augmenter avec la dose appliquée, et ont varié entre 15 et 35 jours. Ces résultats semblent aller dans la même voie de conformité que ceux de l'actuelle étude. Dans le même temps, les auteurs concluent en citant d'autres études que les applications par voies termicidales (dans les tranchées de sol) semblent jouer un rôle dans l'augmentation de la persistance du produit: 80 à 90 % du produit est retrouvé 360 jours après à l'issue d'application à des doses de 780-790 mg m.a./kg.

Toujours dans l'étude de comportement du chlorpyrifos sur ou dans le sol, des essais effectués en Allemagne (Khoshab *et al.* 1994) en vue de mesurer la dissipation du produit dans le sol, ont abouti à des périodes de demi-vie de disparition variables entre 10 et 22 jours. Dans cette étude, le sol (1.5 kg/dm<sup>3</sup>) traité à la dose de 720 g m.a./ha et échantillonné sur les 10 premiers cm, a révélé après analyse des dépositions initiales sur 4 essais comprises entre 0.35 et 0.58 mg m.a./kg. Bien que les paramètres d'essai (dose, épaisseur de sol échantillonné) soient différents les résultats que nous trouvons peuvent s'estimer dans le même ordre de grandeur.

### Confrontation avec les normes

La confrontation des résultats des études actuelles aux normes de consommation des produits traités aux pesticides, permet d'évaluer les délais de carence. Le tableau 3.21 donne une présentation des résultats dans cette échelle des normes.

Tableau 3.21 : Comparaison avec les normes / Estimation des délais de carence

Pesticide	SITE	Déposition 1 h après traitement (mg m.a./kg)	Nombre de jours pour atteindre les limites de résidus	
			TL (forage) <sup>*</sup>	LMR <sup>**</sup>
			5 mg/kg <sup>*</sup>	0.5 mg/kg
Fénitrothion	ZONE 1	56.00	4.9	8.1
	ZONE 2	40.28	4.7	7.8
	ZONE 3	22.14	4.5	7.6
	ZONE 4	32.48	4.2	7.6
	Moyenne parcelle	37.70	4.7	8.6
			15 mg/kg	0.5 mg/kg
Malathion	ZONE 1	92.48	8.0	18.2
	ZONE 2	92.92	9.1	20.1
	ZONE 3	105.53	9.9	26.4
	ZONE 4	92.49	8.5	20.8
	Moyenne parcelle	95.86	9.3	21.1
			4 mg/kg	1 mg/kg
Chlorpyrifos	A2	28.51	4.0	21
	A4	15.48	3.0	21

\* TL (forage) : Niveau de tolérance pour le fourrage animal norme US EPA (CFR 1989)

\*\* LMR : Limite maximum de résidus pour légumes normes ; Codex Alimentarius (FAO/OMS 1994).

Les délais de carence sont calculés à l'aide des deux formules.

$$DC1 = \frac{\ln(\tau_0) - \ln((1-h)\tau_n)}{24.k} \quad DC2 = \frac{\tau_0 - (1-h).\tau_n}{24.k.\tau_0.\tau_n}$$

DC1: délai de carence pour l'ordre 1 et DC2 pour l'ordre 2, h: teneur en eau de l'échantillon (74% pour les feuilles de mil, et (50%+19%)/2 pour les feuilles sèches, T<sub>0</sub> la charge initiale en résidus de l'échantillon, T<sub>n</sub>: la norme LMR ou TL(forage).

### Le fénitrothion

Pour le fénitrothion, sur les feuilles de mil considérées comme fourrage animal, on calcule un délai de carence peu variable d'une zone de la parcelle à l'autre, les conditions de traitement et les données météorologiques étant presque identiques. C'est ainsi que ce délai de carence, sous l'influence de la teneur initiale déterminée par l'application du modèle mathématique, passe de 4.2-4.5 jours sur les zones 3 et 4 et de 4.7 à 4.9 jours sur les zones 1 et 2 pour le fourrage animal.

La confrontation des résultats avec la limite Maximale de Résidus (LMR) conçue pour la consommation humaine, plus étroite (0.5 mg/kg au lieu de 5 mg/kg pour le TL (forage)) favorise des délais d'attente plus longs : sur les deux dernières zones à plus faible taux initial, le délai de carence est estimé à 7.6 jours, tandis que sur les deux premières, ce nombre de jours à attendre pour que le produit soit considéré comme consommable sans risque, se trouve entre 7.8 et 8.1.

***Le malathion***

Les résultats de confrontation des normes sur fourrage animal avec les résidus de malathion trouvés sur les feuilles de mil après traitement, sont un peu moins homogènes que ceux du fénitrothion. Néanmoins les résultats trouvés sont rangés dans une fourchette étroite entre 8.0 et 9.9 jours selon les zones. La moyenne obtenue sur la parcelle s'établit à 9.3 jours. Le caractère élevé des valeurs obtenues tient à la dose appliquée qui, elle aussi, a engendré des dépositions initiales élevées.

Sur la colonne des Limites Maximales de Résidus, on lit des valeurs représentant plus du double des délais de carence sur le fourrage animal. Ceci tient au fait que la norme pour la consommation humaine est plus restreinte (0.5 au lieu de 15 mg m.a./kg). Nous obtenons ainsi des délais variant entre 18.2 et 26.4 jours sur l'ensemble des 4 zones de la parcelle.

***Le chlorpyrifos***

Pour le chlorpyrifos, nous avons uniquement deux résultats sur les deux parcelles étudiées globalement. Les chiffres sont dans l'ensemble homogènes avec des délais de carence de 3 et 4 jours en fourrage animal. La confrontation avec les LMR donne des délais de carence en consommation humaine de 3 semaines. Dans l'étude de 1993 (Gadji 1998), la présence de pluie a fait chuter ce délai de carence de 7 jours pour la consommation humaine.

## CONCLUSION

En conclusion, nous signalons comme par le passé Gadji (1997 a et b, 1998), la réalité de l'aspect complexe d'une étude de suivi des résidus de pesticides dans l'environnement. Ces subtilités de terrain qui se traduisent par une irrégularité dans la concordance à la conception se manifestent souvent par une certaine hétérogénéité du résultat obtenu. C'est ainsi que l'analyse statistique des données recueillies à l'aide du papier oléo-sensible, montre un traitement expérimental plus ou moins irrégulier dans la déposition des gouttelettes de pesticide pulvérisé au micro-ULVA. Cette irrégularité dépendant de plusieurs facteurs : variation instantanée des conditions météorologiques pendant (le vent qui change en direction et en vitesse) et après le traitement, variation de l'écologie du terrain, défaillance humaine provenant de l'équipe d'application, changements techniques incontrôlables pouvant survenir sur les instruments de traitement ; la conjugaison de tous ces événements ne traduit que le caractère aléatoire des travaux de terrains par comparaison aux travaux de laboratoire.

Les analyses de résidus confirment cependant, de par la conformité à des modèles mathématiques simples mais aussi de par les traits de ressemblance avec des études effectuées ailleurs, une certaine maîtrise des manipulations requises. La démultiplication des piquets passant d'une rangée de 10 (Gadji 1997 a et b, 1998) à 4 rangées de 10 pour l'étude de la distribution des gouttelettes a permis d'apporter des renseignements supplémentaires sur la régularité du traitement : la variation suivant l'axe perpendiculaire au vent est presque inexistante, tandis que sur l'axe parallèle, les zones des premières passes sont plus riches en déposition de gouttelettes que les zones de dernières passes. Cette remarque est renforcée par l'analyse de résidus effectuée sur les échantillons prélevés dans la parcelle subdivisée en quatre zones. Ces difficultés n'ont pas empêché l'obtention de résultats intéressants pour les principaux produits étudiés.

On a ainsi obtenu sur le fénitrothion des résultats en bonne concordance avec les études citées ou effectuées. Le fénitrothion montre ainsi une aptitude certaine à la disparition sur feuilles de mil. Les dépositions dépassant la trentaine de mg m.a./kg de feuilles n'ont pas contribué à une persistance du produit dans cet environnement. La disparition du produit en dessous de la limite de détection ( $< 0.001$  mg m.a./kg) au bout des dix jours d'échantillonnage, en dépit de la faiblesse des précipitations, en est une preuve certaine. La faiblesse des périodes de demi-vie en plus de l'homogénéité du résultat de leur calcul en est un témoignage.

Le malathion a connu une déposition très homogène sur les zones de la parcelle 03 avec 96 mg m.a./kg en moyenne, nous rappelant ainsi la forte dose de traitement appliquée, représentant plus de 2 fois celle du fénitrothion. La disparition du produit moins rapide, comparée à celle du fénitrothion, n'a pas été plus hâtée par l'assaut de précipitations (plus de 8 mm entre  $j_2$  et  $j_3$  et 29 mm avant  $J_{10}$ ). Il s'en suit une période de demi-vie plus importante, de 50 à 60 heures.

Quant au chlorpyrifos, la multiplication des matrices qu'on a voulu compenser par une élimination de l'échantillonnage continu sur les parcelles D1 et C3, a dénaturé l'étude dans sa représentativité. Sur les herbes, le résultat de la déposition obtenue sur les quatre parcelles accuse un peu de divergence du fait des différences de doses appliquées avec une moyenne de 28 mg m.a./kg. La disparition du produit sur cette matrice, bien que nette, a connu quelques complications dans les résultats du fait certainement d'un fort dessèchement de cette dernière conjuguée à l'agitation d'un vent omniprésent dans cette zone le long de l'essai. Les périodes de demi-vie tablant sur une moyenne de 85 heures sur les deux parcelles seraient révélatrices d'une disparition sans pluie. Ces complications sont plus fréquentes avec les feuilles sèches de *Boscia senegalensis* du fait certainement du double effet d'écran qu'exercent à la fois la végétation et le sol sur elles: les feuilles sont en effet récoltées tantôt à même le sol, tantôt à moitié ensevelies et la plupart du temps au bas des arbustes sans compter les états différents de décomposition. Cette hétérogénéité de distribution spatiale ou de nature a dû contribuer à la variabilité du résultat. C'est pourquoi, pour une prochaine étude, une proposition judicieuse devra être faite quant au choix des feuilles à échantillonner, et ceci pour apporter un début de solution dans la recherche de l'homogénéité du résultat de recherche. Avec le sol, la rareté des différences dans la nature de l'échantillon a certainement joué dans l'homogénéité du résultat, nous avons quand même le regret de la non multiplication des études du fait du rôle important que joue le sol dans la vie de faune (termite) (Ba et Danfa en préparation).

## REFERENCES

- Ba L et Danfa A (en préparation) Evaluation des Effets du Chlorpyrifos et du Fipronil sur Certains Arthropodes du sol dans la Zone Semi-aride de Fété Olé, Rapport Projet LOCUSTOX, FAO, Dakar, Sénégal.
- Barba A *et al.* (1987) Chlorpyrifos Persistence in Vegetables Artichokes and Sweet Pepper, *Boletín-de-Sanidad-Vegetal, Plagas*, 13 ( 4): 377-383
- Bille JC Lepage M, Morel G et Poupon H (1972) Recherches Ecologiques sur une Savane Sahélienne du Ferlo Septentrional Sénégal: Présentation de la région, Programme ORSTOM/SAHEL, ORSTOM, Dakar, Sénégal
- C F R (1989) Code of Federal Regulations / Protection of Environment, National Archives and Record Administration, Washington DC, USA
- Cheng (1990) Pesticides in Soil Environment: Process, Impact, and Modeling, p.16, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- Dynamac (1988 a) Results of the Locust pesticide Testing trials in Sudan, Dynamac Corporation, Rockville, USA.
- Dynamac (1988 b) Results of the Mali Pesticide Testing Trials Against the Senegalese Grasshopper, Dynamac Corporation, Rockville, USA.
- EPA (1987) Pesticide Fact Sheet : Fenitrothion (N° 42), Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- Everts JW (Ed.) (1990) : Environmental Effects of Chemical Locust and Grasshopper Control, A pilot Study, FAO, Rome, Italie
- FAO/OMS (1975) comme la plupart des organophosphorés, est un insecticide et un acridicide.
- FAO (1981) : Pesticide Residues in Food, F.A.O., Rome, Italy.
- FAO (1986) : Pesticide Residue Trials to Provide Data for the Registration of Pesticides and Establishment of Maximum Residue Limit, FAO, Rome, Italie.
- FAO/OMS (1994 a) Fiches d'information sur les pesticides, N° 18 Chlorpyrifos, FAO, Rome /Italie
- FAO/OMS (1994 b) Codex Alimentarius / Résidus de Pesticides dans les Denrées Alimentaires, 2<sup>ème</sup> Edition, Volume II, FAO/OMS, Rome, Italie.
- Gadji B (1997 a) Déposition et dégradation du fénitrothion et diflubenzuron sur végétation de mil et dans les mares en milieu sahélien. *Dans* : Everts JW, Mbaye D, & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 188-232.
- Gadji B (1997 b) : Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les Sols au Sénégal et Suivi de Résidus dans les Stockage de Mil en Monde Rural. *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 233-278.
- Gadji B (1998) Déposition et Disparition de la Deltaméthrine et du Chlorpyrifos sur Végétation de Mil au Sénégal. *Dans* : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome III, pp 20-42.
- Karageorgiev D (1987) Contribution to the Dynamics of the Dissipation of Chlorpyrifos in some Species of Fruits, *Pochvoznanie-Agrokhimya-i-Rastitelna*. 22( 5): 108-112.

- Keith JO (Ed.) (1995) An Ecotoxicological Assessment of Insecticides Used for Locust Control South in Morocco, United States Department of Agriculture, Denver, USA**
- Khoshab A, Nicholson A (1994) Dissipation of Chlorpyrifos and 3,5,6-Trichloropyridin-2-ol in German Soil, Brighton Crop Protection Conference, pp 1343-1348, UK**
- Knepper RG, Walker ED, Wagner SA, Karmin MA et Zabik MJ (1996) Deposition of Malathion and Permethrin on Sod Grass after Single, Ultra-low Volume Applications in a Suburban Neighborhood in Michigan, Journal of the American Mosquito Control Association, USA, 12(1) : 45-51.**
- Lyman WJ, WF Reehl, DH Rosenblatt (1990) : Handbook of Chemical Property Estimation Methods, American Chemical Society, Washington DC, USA.**
- NRI (1995) Training Manual for Pesticide Residue Analysis (Vol 1-4), Natural Resource Institute, Chatham Maritime, UK.**
- Racke KD (1993) Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol. 131, New York , USA.**
- Racke KD, Fontaine DD, Yoder RN et Miller J R (1994) Chlorpyrifos Degradation in Soil at Termicidal Application Rates, Pesticide Science, 42, 43-51**
- Scherrer B (1984) Biostatistique, Gaëtan Morin, Boucherville, Québec, Canada**
- Sumitomo (1981) : Method For Residue Analysis : Sumithion Technical Manual, Sumitomo, Pp 23-27, Osaka .**
- Sundaram KMS (1990) Foliar and Ground Deposits of Fenitrothion Following Aerial Application over a Plantation Forest, Journal of Environmental Health, B25(5): 643-663**
- Worthing CR et Hance RJ (1991) The Pesticide Manual 9<sup>th</sup> Edition, 3050 Chlorpyrifos (p.166), British Crop Protection Concil, Great Britain.**



## **CHAPITRE 4 :**

### **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**

*Abderrahmane THIAM et Harold VAN DER VALK*

## **RESUME**

Nous présentons ici la première table de survie de la chenille mineuse de l'épi de mil (*Heliocheilus albipunctella*). Elle couvre la période de développement de l'insecte entre le stade oeuf et le dernier stade larvaire. Les observations ont été faites dans un champ de mil à Niuro du Rip, au centre du Sénégal, pendant l'hivernage 1995.

Nous estimons qu'environ 21000 oeufs ont été pondus pour mille épis pendant toute la période de développement du mil. Quatre classes larvaires ont été ensuite définies (LS1 à LS4). Seulement 1255 larves par mille épis atteignent la dernière classe larvaire, ce qui signifie un taux de survie de 6% entre oeuf et LS4. La plus grande mortalité a été observée dans la classe larvaire intermédiaire (LS2), où 73% des larves qui sont entrées dans la classe périssent. D'après nos calculs la durée de développement du stade oeuf jusqu'au début de la dernière classe larvaire est d'environ 15 jours. Ceci est beaucoup plus court que supposé auparavant.

Les ennemis naturels représentent le facteur de mortalité le plus important. Ils sont responsables de 64% de la mortalité totale. Les prédateurs sont prédominants, représentant  $\frac{3}{4}$  de cette mortalité. Nous présentons des données qui semblent montrer que certains hémiptères (Reduviidae, Anthocoridae) pourraient être des prédateurs clés. Les parasitoïdes contribuent peu à la mortalité totale, sauf *Trichogrammatoidea* sp. pendant le stade oeuf, et peut-être *Copidosoma* sp. durant le dernier stade larvaire.

Les insecticides qui tuent les prédateurs des larves intermédiaires (LS2-LS3) ont potentiellement le plus grand impact sur la dynamique de la population de *Heliocheilus*. En se basant sur la table de survie, il apparaît que la disparition de ces ennemis naturels pourrait augmenter la population larvaire de la chenille mineuse de 100 à 150%. Cette estimation correspond bien aux études écotoxicologiques précédentes où, après des traitements antiacridiens pendant la maturation de mil, une résurgence de *Heliocheilus* a été observée.

## INTRODUCTION

### Objectifs

Le mil à chandelle (*Pennisetum typhoides*) est la principale culture vivrière du Sénégal. L'accroissement de la production de cette céréale est un des premiers objectifs du gouvernement sénégalais pour assurer l'autosuffisance alimentaire. Cependant, cette culture souffre de beaucoup de contraintes qui peuvent diminuer sa production, dont les insectes ravageurs. La chenille mineuse de l'épi de mil, ou chenille des chandelles de mil (*Heliocheilus albipunctella* (de Joannis) (Lepidoptera, Noctuidae), demeure un des principaux ravageurs du mil dans le Sahel (Geddes 1990, Gahukar *et al.* 1986). Les dégâts causés par cette espèce peuvent varier énormément, allant jusqu'à la perte quasi-totale de la récolte. Bal (1992) estime qu'en moyenne les pertes varient entre 10 et 20 % selon la variété. Un des facteurs qui diminue les populations de la chenille mineuse est le complexe de ses ennemis naturels. Un grand nombre d'espèces de parasitoïdes, prédateurs et pathogènes ont été identifiées comme ennemis naturels de *Heliocheilus albipunctella* (Bhatnagar 1987).

Depuis sa phase pilote, le Projet Locustox (FAO/DPV) intervient dans l'écosystème du mil pour évaluer l'effet sur la faune non-cible de la gamme d'insecticides utilisés dans le cadre de la lutte antiacridienne. Les résultats obtenus ont permis de constater que les insecticides utilisés pour la lutte antiacridienne peuvent influencer de diverses manières sur la relation ravageur - ennemi naturel.

Pour *Heliocheilus albipunctella* particulièrement, la plupart des antagonistes sont très actifs sur l'épi de mil à la recherche de la chenille qui se réfugie sous les fleurs ou graines. Ils sont par conséquent très exposés aux traitements insecticides. Compte tenu de ces raisons la chenille mineuse de l'épi de mil répond aux critères définis par Waage (1989) d'une espèce fortement susceptible à la résurgence causée par les insecticides.

Selon les études effectuées par le projet entre 1991 et 1995 (Van der Valk et Kamara 1997, Kamara et Van der Valk 1998 et données pas encore publiées), cette résurgence de *Heliocheilus albipunctella* a été confirmée, avec une variabilité liée aux insecticides utilisés et aux périodes de traitement. Cependant, les données disponibles jusqu'à présent ne permettent pas d'identifier la raison exacte de cette variabilité de réactions aux traitements réalisés dans l'agro-écosystème.

Les tables de survie peuvent être utilisées comme moyen pour quantifier les différents facteurs de mortalité d'un insecte, et ensuite pour évaluer l'impact que la disparition d'un ou plusieurs d'entre eux aurait sur le développement de l'insecte ravageur. Malheureusement, aucune table de survie n'a été publiée pour *Heliocheilus albipunctella* jusqu'à ce jour.

Le but de ce travail consiste d'abord à établir une table de survie partielle de *Heliocheilus albipunctella*, du stade oeuf au dernier stade larvaire, dans un champ de mil, au centre du Sénégal. Ensuite, nous essaierons de quantifier l'impact de certains ennemis naturels sur la chenille mineuse. Enfin, nous évaluerons l'impact potentiel d'un insecticide sur la dynamique des populations de *Heliocheilus* et comparerons nos hypothèses avec les résultats des expérimentations écotoxicologiques précédentes faites au Sénégal.

### Le ravageur : la chenille mineuse de l'épi de mil (*Heliocheilus albipunctella*)

#### *Distribution et description*

*Heliocheilus albipunctella* est une Noctuidae de la sous-famille des Heliiothinae appartenant à l'ordre des Lepidoptera. On la rencontre dans toute la zone sahéenne de l'Afrique où elle a été identifiée par Joannis sous le nom de *Raghuva* en 1925. Dans le texte, le nom *Heliocheilus* désigne l'espèce *Heliocheilus albipunctella*.

L'oeuf, vu au microscope, est de forme oblongue et de couleur blanc-ivoire au début de l'incubation. Il devient marron foncé avec le développement de l'embryon. Les jeunes larves sont de couleur verdâtre ou jaunâtre avec deux bandes claires sur chaque flanc. La larve âgée, d'aspect trapu, mesure 20 - 25 mm. Avant de se chrysalider la larve change de couleur et devient rougeâtre. L'adulte est un papillon brunâtre dont l'envergure est de 23 - 27 mm. La chrysalide, sans cocon, est de couleur brun-clair et mesure 10 - 15 mm.

### **Cycle de vie**

Des études faites par Gahukar (1984), Gahukar *et al.* (1986) et Ndoye (1988) ont montré que, dès l'émergence de l'épi, les femelles pondent leurs oeufs sur les soies involucrales et le sommet du rachis. Une femelle est capable de pondre jusqu'à 400 oeufs. L'incubation dure 3 - 4 jours. Après éclosion, les larves néonates commencent à s'alimenter sur les flancs avant de s'attaquer directement aux pédoncules floraux qu'elles consomment après les avoir sectionnés. Les larves effectuent l'ensemble de leur développement en 23 - 39 jours. Les larves âgées provoquent des symptômes en spirale dans l'épi. A la fin de leur développement, elles descendent au pied de la plante à la recherche d'un site favorable pour se nymphoser. Elles restent en diapause dans le sol pendant toute la saison sèche.

### **Les principaux ennemis naturels de *Heliocheilus***

Nous donnons ici quelques éléments sur la biologie des principaux ennemis naturels du ravageur. Bhatnagar (1987) a établi une liste des antagonistes de *Heliocheilus* aux différents stades de développement (tableau 4.1; voir Annexe 4.1 pour un inventaire plus détaillé). L'oeuf de *Heliocheilus* est parasité par *Trichogrammatoidea* sp. (Hym. Trichogrammatidae). Selon Bal (1993), l'espèce serait probablement *T. armigera*. En plus de *Trichogrammatoidea* sp., les oeufs de *Heliocheilus* sont parasités par un autre endoparasite ovo-larvaire *Copidosoma* sp. nr. *truncatellum* (Hym. Encyrtidae), identifié dans un premier temps comme *Litomastix* sp. Toutefois, ce parasitisme ne devient réellement un facteur de mortalité qu'au dernier stade larvaire (Ndoye 1988). En effet, les larves de *Heliocheilus* qui vont éclore des oeufs parasités par *Copidosoma* continuent leur développement tout en contenant le parasitoïde qui va se multiplier par poly-embryonie. Ces deux genres sont les seuls identifiés comme parasitoïdes des oeufs de *Heliocheilus albipunctella* au Sénégal.

Quant à la prédation des oeufs de *Heliocheilus*, elle n'a pas reçu l'attention toute particulière allouée au parasitisme. Ainsi, aucun prédateur n'a été spécifié sur les oeufs de ce ravageur.

Le stade larvaire est aussi une cible principale de plusieurs parasitoïdes et prédateurs. Ainsi, dès les premiers stades, les larves du ravageur sont attaquées par *Cardiochiles sahelensis* (Hym., Braconidae). Douze espèces différentes sont connues pour l'Afrique (Huddleston et Walker 1988). *Cardiochiles* est un endoparasitoïde des chenilles des lépidoptères et la femelle pond dans la larve de *Heliocheilus*. Ensuite, la larve de *Cardiochiles* se développe à l'intérieur de son hôte jusqu'au moment où la chenille s'enfonce dans le sol pour sa nymphose. A ce moment, la larve de *Cardiochiles* tue la chenille et sort pour construire un cocon. Ensuite, elle entre en diapause jusqu'à l'année suivante où elle sort du sol comme guêpe adulte prête à déposer ses oeufs dans de nouveaux hôtes.

A un stade de développement plus avancé, la chenille mineuse est parasitée par *Palxorista quadrizonula* (Dipt., Tachinidae). Contrairement aux *Cardiochiles*, la femelle de *Palxorista* pond sur la larve. Après éclosion, la larve pénètre l'hôte et commence à se nourrir à l'intérieur de celui-ci. Quand le développement larvaire est fini les larves de *Palxorista* quittent la chenille pour entrer en pupaison. Toutefois, la chenille finit toujours par mourir. Enfin, aux derniers stades, les larves du ravageur sont la cible de *Bracon hebetor* (Hym., Braconidae), ectoparasitoïde de différents ravageurs de céréales. En général, la femelle de ce parasitoïde paralyse les chenilles en mouvement avant de pondre de préférence sur les plus grandes. On a pu trouver jusqu'à 15 oeufs sur une chenille de deux centimètres, contre 1 à 4 sur une larve de 1 cm (Diémé 1986). Après éclosion des oeufs, les larves se nourrissent du contenu de la chenille en s'y accrochant par leurs pièces buccales. A la fin de leur développement, elles tissent des cocons blanchâtres pour entrer ensuite en nymphose. Contrairement aux espèces citées ci-dessus, *Bracon* est un insecte à reproduction continue. D'autres espèces de parasitoïdes, prédateurs et pathogènes attaquent aussi la chenille à ses différents stades (Annexe 4.1).

Tableau 4.1 : Principaux ennemis naturels de *Heliocheilus albipunctella*

<i>Heliocheilus albipunctella</i>		Ennemis naturels	
PERIODE (localisation)	DUREE DE DEVELOPPEMENT	STADE	
Floraison (sur/entre les fleurs)	3-4 jours	oeuf	<i>X Trichogrammatoidea sp.</i>
Maturation des grains (creuse sous les grains)	23-39 jours (30-35 jours pour la plupart)	larve	<i>X Cardiochiles sahelensis</i> <i>X Palexorista quadrizonula</i> <i>X Bracon hebetor</i> <i>X Copidosoma sp.</i>
Fin de la maturation	10- 11 mois (saison sèche)	chrysalide	<i>X Thyridanthrax sp.</i>

Sources : Bhatnagar (1987), Ndoye (1988)

Voir Annexe 4.1 pour inventaire plus complet et informations supplémentaires sur la biologie des insectes.

### Généralités sur les tables de survie

Une table de survie est un compte-rendu de la survie d'un organisme du stade oeuf à l'âge adulte (Waage et Mills 1992). Elle contient au minimum une estimation du nombre d'individus entrant dans chaque stade, aussi appelé recrutement dans un stade. Ainsi, la mortalité par stade et celle de toute la génération de l'insecte peuvent être quantifiées. Si des données quantitatives sont disponibles concernant l'impact des ennemis naturels sur un ou plusieurs stades de l'insecte hôte, elles peuvent être incorporées dans la table de survie. Ceci permet d'évaluer l'importance d'un ennemi naturel par rapport aux autres facteurs de mortalité. L'élaboration et l'analyse des tables de survie, dans le cadre de la protection des végétaux, a été revue récemment par Manly (1989), Waage et Mills (1992), Bellows *et al.* (1992), et Van Driessche et Bellows (1996).

Plusieurs paramètres sont à la base de la construction et de l'évaluation d'une table de survie. Cependant, des confusions peuvent facilement se produire en ce qui concerne leur définition et leur utilisation. Nous avons utilisé les définitions ci-dessous, selon Bellows *et al.* (1992), dans le reste du document.

**Le recrutement par stade ( $l_j$ )** : le nombre d'individus qui entrent dans un stade (j) donné.

**La mortalité par stade ( $d_j$ )** : le nombre d'individus qui meurent dans un stade (j) donné.

**La mortalité apparente ( $q_j$ )** : le rapport entre le nombre d'individus morts dans un stade (j) donné et le nombre d'individus entrant dans le même stade (j) : ( $q_j = d_j / l_j$ ).

**La mortalité marginale ( $m_j$ )** : la proportion d'individus entrant dans un stade qui serait tuée par un agent si ce dernier agissait indépendamment des autres facteurs de mortalité. Le taux de mortalité marginale est toujours égale ou supérieure à la mortalité apparente.

**Le coefficient de mortalité ( $k_j$ )** : est le taux de mortalité marginale à l'échelle logarithmique et s'obtient en appliquant la formule  $k_j = -\log(1 - m_j)$ . Ces coefficients sont additifs et permettent de faire part de la contribution réelle de chaque facteur de mortalité.

C'est sur la base des coefficients de mortalité ( $k_j$ ) qu'on peut vraiment évaluer et comparer l'impact des différents facteurs de mortalité, car les autres paramètres ne sont pas additifs. Dans les études précédentes, la mortalité apparente était souvent considérée comme base de calcul du coefficient de

mortalité. En effet, l'hypothèse de cette démarche était que les ennemis naturels agissaient séparément. Cette considération n'est pas applicable dans la réalité car plusieurs ennemis naturels peuvent attaquer en même temps un stade bien donné. Dès lors, des études d'évaluation du parasitisme et de prédation deviennent complexes (Elkinton *et al.* 1992). Les mortalités apparentes calculées à partir du rapport du nombre de ravageurs parasités ou consommés sur le nombre de ravageurs recrutés ne reflètent plus l'impact potentiel de l'ennemi naturel (Bellows *et al.* 1992). C'est le taux de mortalité marginale ( $m_j$ ) qui doit être utilisé dans de tels cas. En effet, les mortalités apparentes sous-estiment souvent l'impact des ennemis naturels.

Le paramètre de base nécessaire à l'établissement d'une table de survie est le recrutement par stade(l). Parce que, en général, les différents stades d'un insecte se chevauchent jusqu'à un certain degré, on peut rarement obtenir le recrutement directement à partir des échantillons ou comptages faits dans le champ. Des méthodes mathématiques sont requises. Un grand nombre de méthodes et modèles peuvent être utilisés afin d'estimer le recrutement sur la base des données de terrain (Manly 1989, 1990). Chacune de ces méthodes est basée sur certaines suppositions biologiques ou mathématiques. Par conséquent, le type de données qu'on peut obtenir sur le terrain détermine en grande partie la méthode qui peut être appliquée pour l'estimation du recrutement. Le choix du modèle de calcul des recrutements pour les différents stades de *H. albipunctella* a donc reçu une attention particulière afin d'assurer des estimations valables.

#### Notions sur les méthodes d'évaluation de mortalité

L'évaluation exacte de la mortalité causée par les ennemis naturels est essentielle à l'estimation de leur impact sur la dynamique de leur hôte. Les méthodes d'évaluation de mortalité varient fortement selon la biologie de l'hôte et de l'ennemi naturel en question (Waage et Mills 1992). En plus, des limitations logistiques (p.ex. nombre d'échantillons à prendre) et techniques (p.ex. disponibilité d'une méthode d'élevage) peuvent sérieusement entraver ce travail.

Deux approches fondamentalement différentes sont souvent utilisées. La première est d'une nature plutôt descriptive. Elle est basée sur la quantification de l'impact de l'ennemi naturel sans que l'observateur perturbe l'hôte ou l'ennemi naturel. Elle consiste souvent à calculer des pourcentages de parasitisme ou des indices de prédation après des observations directes dans le champ. La deuxième approche est expérimentale et consiste à influencer d'une façon ou d'une autre les densités d'hôtes et/ou ses ennemis naturels, et à comparer ensuite l'impact d'un tel exercice et des situations non-perturbées. Selon Luck *et al.* (1988), les deux approches peuvent fournir des informations et des hypothèses sur les conséquences potentielles de l'introduction ou de la réduction des ennemis naturels. Toutefois, seule la deuxième approche peut réellement démontrer l'efficacité d'un ennemi naturel sur le terrain. Nous avons utilisé dans notre étude des techniques faisant partie de ces deux approches.

Le degré de parasitisme dû à un parasitoïde est le plus souvent évalué par dissection ou par incubation de l'hôte. La méthode d'incubation est souvent utilisée pour le stade embryonnaire de l'hôte, qui est relativement facile à incuber. Le parasitisme des oeufs de *Heliocheilus* a ainsi été estimé, par exemple, par Bhatnagar (1987) et Bal (1993). Malheureusement, au cours de l'incubation des larves, une mortalité des hôtes avant l'émergence des parasitoïdes est souvent notée (Waage et Mills 1992). Ceci est également valable pour les larves de *Heliocheilus albipunctella* (O. Kamara, comm. pers.). Cette mortalité est souvent plus élevée pour les larves parasitées, ce qui résulte d'une sous-estimation du parasitisme réel (Day 1994). Même la dissection peut sous-estimer l'importance du parasitisme des larves, car les stades du parasitoïde de petite taille risquent de passer partiellement inaperçus. En plus, une fraction importante des larves-hôtes peuvent mourir à cause du trauma post-oviposition ou de l'alimentation par la femelle du parasitoïde sur l'hôte (Van Driessche 1983, Day 1994). Cependant, jusque-là, la méthode de dissection demeure celle qui permet de quantifier le plus exactement le parasitisme des stades larvaires (Waage et Mills 1992, Day 1994).

Des observations directes sur, par exemple, l'activité des prédateurs sont surtout utilisées pour déterminer l'importance relative des ennemis naturels. Cependant, il est beaucoup plus difficile de quantifier cet impact (Waage et Mills 1992). Un avantage de cette méthode est qu'on perturbe moins les insectes.

Des méthodes d'évaluation en pratiquant une exclusion (mécanique, chimique) des ennemis naturels de leur hôte, fait partie de l'approche expérimentale. Elles permettent d'étudier l'impact réel que les ennemis naturels ont sur la population du ravageur. Toutefois, ces méthodes ont un certain nombre de désavantages, généralement liés à la modification du micro-environnement à l'intérieur de la parcelle dans laquelle elles sont pratiquées. On peut aussi augmenter la densité des hôtes, par exemple en plaçant des cohortes d'insectes dans le champ, et ensuite observer l'impact des ennemis naturels. Cette méthode est souvent utilisée pour des hôtes peu mobiles comme les oeufs. Des résumés récents sur les méthodes de quantification de la prédation et du parasitisme sont donnés par Luck *et al.* (1988), Waage et Mills (1992), Kidd et Jervis (1996) et Van Driessche et Bellows (1996).

Les données disponibles à ce jour au Sénégal mettent en évidence des insuffisances dans la quantification de l'impact des ennemis naturels de *Heliocheilus albipunctella*. Premièrement, les degrés de parasitisme déterminés auparavant ne révèlent pas l'impact réel des ennemis naturels car ils ont été considérés indépendamment des autres facteurs de mortalité. Deuxièmement, les méthodes d'échantillonnage ne couvraient généralement pas toute la période du stade concerné. Par conséquent, les pourcentages de parasitisme cités ne sont pas nécessairement proportionnels à la fraction du stade réellement tuée. Enfin, les études effectuées concernent essentiellement les parasitoïdes dont l'évaluation demeure plus facile. Les données quantitatives sur les prédateurs sont quasiment inexistantes. Dans cette étude, nous essayerons de combler certaines de ces lacunes.

## MATERIELS ET METHODES

### Zone d'étude

L'étude a été menée à Nioro du Rip dans un champ de mil d'un paysan traditionnel, dont la superficie est estimée à 8500 m<sup>2</sup>. La variété du mil utilisée était le Souna III. Le semis manuel a été effectué le 29 juin 1995 après la première pluie utile (35.4 mm), enregistrée le 28 juin. Les écartements étaient de 90 cm entre les poquets et 90 cm sur la ligne. La densité de semis était estimée à 10400 poquets dans le champ. L'engrais et les pesticides n'ont pas été utilisés.

Un suivi météorologique a été effectué au niveau de la station de l'ISRA Nioro du Rip située à moins d'un kilomètre du champ.

### Etablissement de la table de survie d'*Heliocheilus albipunctella*

#### *Estimation de la densité des oeufs*

Pour estimer la densité des oeufs un échantillon de 20 épis convenables pour la ponte, c'est-à-dire des épis en début d'épiaison et floraison femelle, a été prélevé tous les 3 jours. Ces épis ont été choisis au hasard ou de façon systématique, en assurant une bonne répartition dans le champ. Les épis ont été conservés dans des manchons et ensuite amenés au laboratoire où un comptage des oeufs pondus a été effectué le même jour. La période d'échantillonnage s'étale du 16 août au 13 septembre, couvrant l'activité principale de ponte.

#### *Estimation de la densité des larves*

Un comptage des larves sur 100 épis a été effectué tous les trois jours en même temps que celui des oeufs. D'abord 2 à 4 lignes sont choisies au hasard et balisées avec des étiquettes portant la date d'échantillonnage. Ensuite, on prend chaque fois le dixième poquet de la ligne choisie pour les observations. Ainsi, l'échantillon a été bien reparti dans le champ entier. Les lignes étiquetées ont fait l'objet d'une seule observation. Un plateau, au fond peint en blanc, est positionné sous les épis en observation pour éviter la perte des jeunes larves. Toutes les larves observées sont enlevées de l'épi et mises dans l'éthanol pour l'évaluation des endoparasitoïdes (voir ci-dessous). La densité des larves dans le champ a été estimée pendant la période du 19 août au 22 septembre.

#### *Estimation de la densité des chrysalides*

Après la récolte, des sondages de sol sont effectués sur les deux diagonales du champ. Vingt-cinq prélèvements, de superficie unitaire de 0,5 x 0,5m et dont la profondeur est de 0,25m ont été réalisés. A l'aide d'un tamis à mailles fines, ces échantillons ont été tamisés. Ainsi, les chrysalides de *Heliocheilus*, les larves momifiées par *Copidosoma* sp. et les cocons de *Cardiochiles* sp. ont été récupérés.

### Piégeage des adultes

Les adultes de *Heliocheilus albipunctella*, comme beaucoup de Noctuidae, sont photophiles. Ainsi, un piège lumineux avec une lampe de 150W est installé à côté du laboratoire d'entomologie, pour suivre leur activité de vol. Les captures ont été récupérées quotidiennement pendant toute la période de fonctionnement du piège du 7 août au 20 septembre. Bien que le laboratoire soit à environ 1 km du champ d'étude, il a été estimé que ce suivi des adultes donne une idée globale de leur activité de vol dans la zone entière.

### Evaluation de la mortalité des oeufs

#### *Parasitisme des oeufs*

Du 16 août au 10 septembre, les oeufs collectés sur les épis (voir *estimation de la densité des oeufs*) ont été incubés dans les conditions de laboratoire (25-30°C; HR 60-70%) pour déterminer le parasitisme de *Trichogrammatoidea* sp. Ces oeufs ont été observés quotidiennement. Au fur et à

mesure des éclosions, l'insecte qui sort est noté. Les éclosions de l'hôte ainsi que du parasitoïde se produisent normalement dans les 3 à 5 jours après la ponte. Ainsi, après une période de 10 jours, les oeufs qui n'ont pas éclos sont observés pour préciser leur état final.

#### **Prédation des oeufs**

Les oeufs d'*Heliocheilus* ne pouvaient pas être obtenus en quantité suffisante. Ainsi, pour évaluer la prédation des oeufs, avons nous introduit sur les épis des cohortes d'oeufs d'*Ephestia kuehniella*, obtenus à partir de l'élevage de cet insecte au laboratoire. Ces oeufs ont environ la même taille que ceux de *Heliocheilus*. Les oeufs ont été préalablement tués en les plaçant 24 heures au congélateur. Ensuite, ils ont été fixés sur de petits morceaux de papier (1x2 cm) sur lesquels nous avons étalé une mince couche de colle blanche, et comptés. Ce papier a été fixé, après avoir créé une petite ouverture sur l'épi, à l'aide d'aiguilles. Deux séries différentes ont été préparées : 20 épis sous lesquels on a créé une barrière de colle ne séchant pas (Trappit®, Agrisense, Royaume-Uni) sur la tige, pour empêcher les prédateurs rampants de monter sur l'épi. Une deuxième série de 20 épis n'a pas eu ce traitement, et tous les types de prédateurs pouvaient arriver sur l'épi. Après 1 à 3 jours, les papiers sont récupérés et le nombre d'oeufs vidés, percés et disparus est déterminé. L'introduction des cohortes d'oeufs a été répétée trois fois.

#### **Evaluation de la mortalité au stade larvaire**

##### **Parasitisme par les endoparasitoïdes**

Toutes les larves collectées pendant l'estimation de la densité des larves (voir ci-dessus) sont disséquées au laboratoire afin d'estimer le degré de parasitisme par les endoparasitoïdes. Avant la dissection de la larve, on mesure la taille de sa capsule céphalique et sa longueur et on détermine sa couleur. Ensuite la larve est couchée dorsalement sur une boîte de Pétri. On dissèque la larve longitudinalement. Le contenu est entièrement vidé dans une autre boîte de Pétri contenant de l'éthanol. Les observations ont été faites dans cette solution sous binoculaire.

##### **Parasitisme par l'ectoparasitoïde *Bracon hebetor***

Pendant chaque estimation de la densité des larves (voir ci-dessus), le degré de parasitisme dû à *Bracon hebetor* est évalué. Toute larve de *Heliocheilus* sur laquelle on a trouvé des larves ou des cocons de *Bracon* est notée. Après la récolte du mil, un dernier échantillon de 250 épis a été observé dans le même but.

##### **Prédation des larves**

Trente épis ont été choisis au hasard dans le champ pour évaluer la prédation des larves. Un comptage des larves de *Heliocheilus* est effectué sur ces épis, en limitant toute perturbation des insectes. Ensuite, une barrière de colle est créée sur 10 tiges, sous les épis, afin d'empêcher les prédateurs rampants d'arriver à l'épi. Dix autres épis sont couverts avec une manche en moustiquaire fine, pour protéger les larves contre tous les prédateurs (rampants et volants). La troisième série d'épis ne reçoit aucun traitement. Deux ou trois jours après, une vérification des épis est effectuée pour déterminer le nombre de larves perdues. Cette évaluation est répétée 6 fois pendant l'étude.

##### **Abondance des prédateurs**

Une fois chaque 3 à 5 jours, dix poquets de mil, choisis au hasard, ont été observés afin de déterminer la densité des différents prédateurs potentiels de *Heliocheilus*. Une observation le matin et une autre le soir a été faite, dans tous les cas sauf trois pour évaluer si une différence systématique existait entre ces deux périodes de comptage. Dix observations ont été ainsi faites entre le 17 août et le 18 septembre.

##### **Analyse**

Comme mentionné dans l'introduction, la base de l'élaboration d'une table de survie est l'estimation du nombre d'insectes qui entrent dans chaque stade. Ce recrutement par stade peut être calculé sur la base des estimations des fréquences des stades que nous avons faites tous les trois jours dans le



champ. Parce que la période de ponte de *Heliocheilus* est relativement longue (environ 3 semaines), une méthode de calcul multi-cohortes est requise.

Nous avons choisi la méthode développée par Kiritani, Nakasuji et Manly (KNM) (Manly 1990). Cette méthode a l'avantage d'être relativement simple à calculer et de ne pas exiger une connaissance de la distribution du recrutement au premier stade. Cependant, cette méthode est seulement applicable lorsque les trois suppositions suivantes sont vérifiées :

1. Le taux de mortalité par unité de temps doit être constant dans tous les stades pendant la période entière d'échantillonnage.
2. L'échantillonnage devrait commencer au moment où les individus entrent en premier stade et continuer jusqu'au moment où toutes les larves atteignent leur dernier stade.
3. Les pertes dues aux phénomènes migratoires doivent être négligeables.

Ces suppositions étant vérifiées, la méthode KNM utilise les superficies sous la courbe stade-fréquence et la courbe temps-stade-fréquence afin de calculer les paramètres de la population. Les équations utilisées, basées sur un temps entre deux observations doit être le même pendant toute l'étude, sont les suivantes :

$$(1) \quad A_j = h \sum_{i=1}^n F_{ij}$$

$$(2) \quad D_j = h \sum_{i=1}^n t_i F_{ij}$$

$$(3) \quad B_j = D_j / A_j$$

avec:  $A_j$  = estimation de la superficie sous la courbe des fréquences cumulatives  $F_j(t)$  pour le stade  $j$   
 $D_j$  = estimation de la superficie sous la courbe des fréquences cumulatives x temps ( $F_j(t)$ ) pour le stade  $j$   
 $t_i$  = temps  $i$   
 $h$  = nombre de jours entre deux observations  
 $F_i$  = fréquence du stade  $j$  ou des stades supérieurs, au temps  $t_i$

Ensuite, avec les valeurs de  $A_j$ ,  $D_j$  et  $B_j$ , on peut calculer les paramètres de la population de *Heliocheilus*:

$$(4) \quad w_j = A_{j+1} / A_j$$

$$(5) \quad \theta = -\ln(A_q / A_1) / (B_q - B_1)$$

$$(6) \quad a_j = -\ln(w_j) / \theta$$

$$(7) \quad M_j = A_j \theta$$

avec :  $w_j$  = taux de survie au stade  $j$   
 $\theta$  = paramètre de survie  
 $M_j$  = nombre de *Heliocheilus* entrant au stade  $j$   
 $a_j$  = durée du stade  $j$   
 $q$  = dernier stade

Si la deuxième supposition de la méthode KNM n'est pas remplie, des corrections pour le calcul de  $A_j$  et  $D_j$  peuvent être appliquées (Manly 1985). Il a été montré que les estimations des paramètres de la population qui en résultent sont généralement correctes si l'échantillonnage sur le terrain est arrêté trop tôt, si toutes les larves ne sont pas encore passées au stade chrysalide. Par contre, si l'échantillonnage a commencé trop tard, donc si, dans le premier échantillon il y a déjà beaucoup d'individus du deuxième ou troisième stade, les corrections ne donnent pas nécessairement de bons résultats (Manly 1990).

Les équations corrigées de  $A_j'$  et  $D_j'$  pour l'estimation de  $A_j$  et  $D_j$  sont :

$$(8) \quad A_j' = A_j + \left[ F_{nj} - F_{1j} + \sum_{k=1}^{j-1} (f_{nk} - f_{1k}) \exp(-\theta l_{kj}) \right] / \theta$$

$$(9) \quad D_j' = D_j + \left[ F_{nj}(t_n \theta + 1) - F_{1j}(t_1 \theta + 1) + \sum_{k=1}^{j-1} \exp(-\theta l_{kj}) [f_{nk}\{(t_n + l_{kj})\theta + 1\} - f_{1k}\{(t_1 + l_{kj})\theta + 1\}] \right] / \theta$$

avec :  $n$  = dernier échantillonnage  
 $f_k$  = fréquence du stade  $k$  au temps  $t$ , (avec  $k < j$ )  
 $l_N = a_{k/2} + a_{k+1} + a_{k+2} + \dots + a_{j-1}$

Une procédure itérative est utilisée afin de pouvoir calculer le  $A_j'$  et  $D_j'$  ainsi que les paramètres de la population (Manly 1985, voir annexe 4.3).

Avant l'établissement de la table de survie une classification des larves a été faite. Ceci était nécessaire dans la mesure où les critères distinctifs des différents stades larvaires de *Heliocheilus* n'étaient pas disponibles. Ainsi, nous avons utilisé une classification basée sur la largeur de la capsule céphalique et la couleur de la larve (tableau 4.2). Strictement dit, la population larvaire de *Heliocheilus* dans cette étude est donc répartie par classes larvaires et non par stades larvaires.

Tableau 4.2 : Classification des larves de *Heliocheilus* utilisée pour l'analyse de la table de survie.

Classe	Largeur de la capsule céphalique (mm)	Couleur de la larve
LS1	1 - 1.49	verdâtre / jaunâtre
LS2	1.5 - 2.49	verdâtre / jaunâtre
LS3	2.5 - 4	verdâtre / jaunâtre
LS4	2.5 - 4	rougeâtre

## RESULTATS ET DISCUSSION

### Dynamique des populations adultes de *Heliocheilus albipunctella*

La figure 4.1 indique les captures enregistrées et montre l'évolution des populations de *Heliocheilus albipunctella* dans le temps. La figure montre ainsi un pic des adultes de *Heliocheilus* le 27 août soit 61 jours après la première pluie utile (Annexe 4.2). Au total 3911 *Heliocheilus* ont été capturés pendant toute la période de fonctionnement du piège lumineux. Au début de l'hivernage, on note une capture faible. Ndoye (1988) avait assimilé ce long temps de latence à un phénomène de physiogénèse non achevée. Gahukar (1984) et Bhatnagar (1987) avaient déjà fait ce constat et ont considéré que la levée du blocage opérée par la diapause serait probablement due aux premières pluies. Toutefois, cela n'a jamais été prouvé.

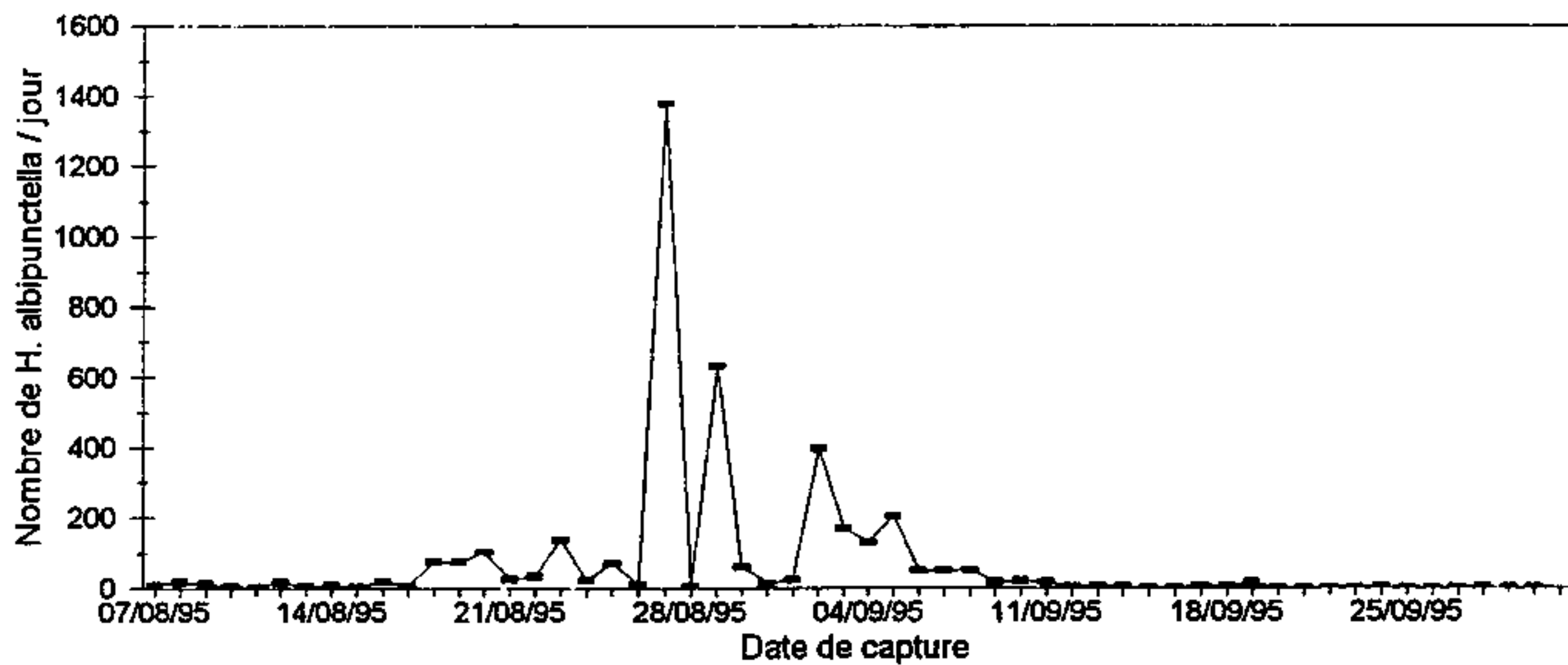


Figure 4.1 : Dynamique des populations adultes de *Heliocheilus albipunctella* au niveau du piège lumineux du laboratoire de Nioro du Rip, du 07.08 au 30.09 1995

### Estimations des densités du ravageur

Le tableau 4.3 résume les résultats de nos observations. L'évolution du nombre moyen d'oeufs par épi montre, excepté pour le 22 août, un accroissement de la pression de l'oviposition jusqu'au 29 août où on atteint le maximum d'oeufs par épi. Ensuite, la ponte diminue régulièrement jusqu'au 13 septembre, date à laquelle aucun oeuf n'a été récupéré sur les 20 épis observés. L'évolution de l'activité d'oviposition est liée principalement à la densité des adultes de *Heliocheilus* et à la proportion d'épis favorables à la ponte. Le maximum d'oeufs observé le 29 août serait probablement dû au pic des adultes du ravageur obtenu le 27 août (figure 4.1) associé à une bonne proportion (49%) d'épis convenant à la ponte.

Tableau 4.3 : Résultats des échantillonnages pour les différentes classes de *Heliocheilus albipunctella*.

DATE	OEUFS		LARVES			
	# oeufs / épi	proportion d'épis convenant à la ponte	# LS1 / 100 épis	# LS2 / 100 épis	# LS3 / 100 épis	# LS4 / 100 épis
16.08	3.2	0.94	0	0	0	0
19.08	3.5	0.94	12	0	0	0
22.08	1.6	0.94	27	1	0	0
26.08	6.6	0.41	38	7	0	0
29.08	13.2	0.49	52	7	0	0
01.09	7.0	0.17	9	36	0	0
04.09	4.7	0.19	60	112	1	1
07.09	3.5	0.25	210	331	26	49
10.09	1.1	0.04	60	210	20	27
13.09	0	0.03	29	219	44	23
16.09	0	0.01	14	176	30	45
19.09	0	0.01	3	120	45	59
22.09	0	0.01	2	28	12	11

Quant au développement des stades larvaires, les résultats montrent une évolution presque similaire à celle de la ponte. Le tableau 4.3 fait apparaître des dates approximatives d'apparition des différentes classes larvaires. On observe ainsi que la classe LS2 apparaît environ 6 jours après les premières pontes, tandis que LS3 et LS4 font leur première apparition au 20ème jour.

Les sondages effectués 5 jours après la récolte ont permis de récupérer 13 chrysalides, 4 larves momifiées par *Copidosoma* et 1 cocon de *Cardiochiles*, dans un échantillon de 6.25 m<sup>2</sup>.

Le tableau 4.4 fait apparaître les résultats des observations standardisées sur 1000 épis. Les fréquences totales seront utilisées pour vérifier la première supposition de la méthode KNM (taux de mortalité constant dans le temps). Pour ce faire, celles-ci sont portées en ordonnée à l'échelle logarithmique pour voir leur évolution dans le temps (figure 4.2). Selon Manly (1990), le taux de survie peut être considéré comme constant si, après la fin de recrutement au premier stade (ici les oeufs), la pente de ce graphique devient linéaire. On observe dans la figure 4.2, qu'à 95% de recrutement au stade embryonnaire, cette pente est linéaire. La régression donne un taux de mortalité journalière de 0.135. A partir de ces résultats, nous considérons la première supposition de la méthode KNM vérifiée.

Tableau 4.4 : Fréquences de population des différentes classes de *Heliocheilus albipunctella* pour mille épis.

DATE	OEUFS	LARVES				TOTAL
	# oeufs / 1000 épis	# LS1 / 1000 épis	# LS2 / 1000 épis	# LS3 / 1000 épis	# LS4 / 1000 épis	
16.08	3008	0	0	0	0	3008
19.08	3290	120	0	0	0	3410
22.08	1504	270	10	0	0	1784
26.08	2706	380	70	0	0	3156
29.08	6468	520	70	0	0	7058
01.09	1190	90	360	0	0	1640
04.09	893	600	1120	10	10	2633
07.09	875	2100	3310	260	490	7035
10.09	44	600	2100	200	270	3214
13.09	0	290	2190	440	230	3150
16.09	0	140	1760	300	450	2650
19.09	0	30	1200	450	590	2270
22.09	0	20	280	120	110	530

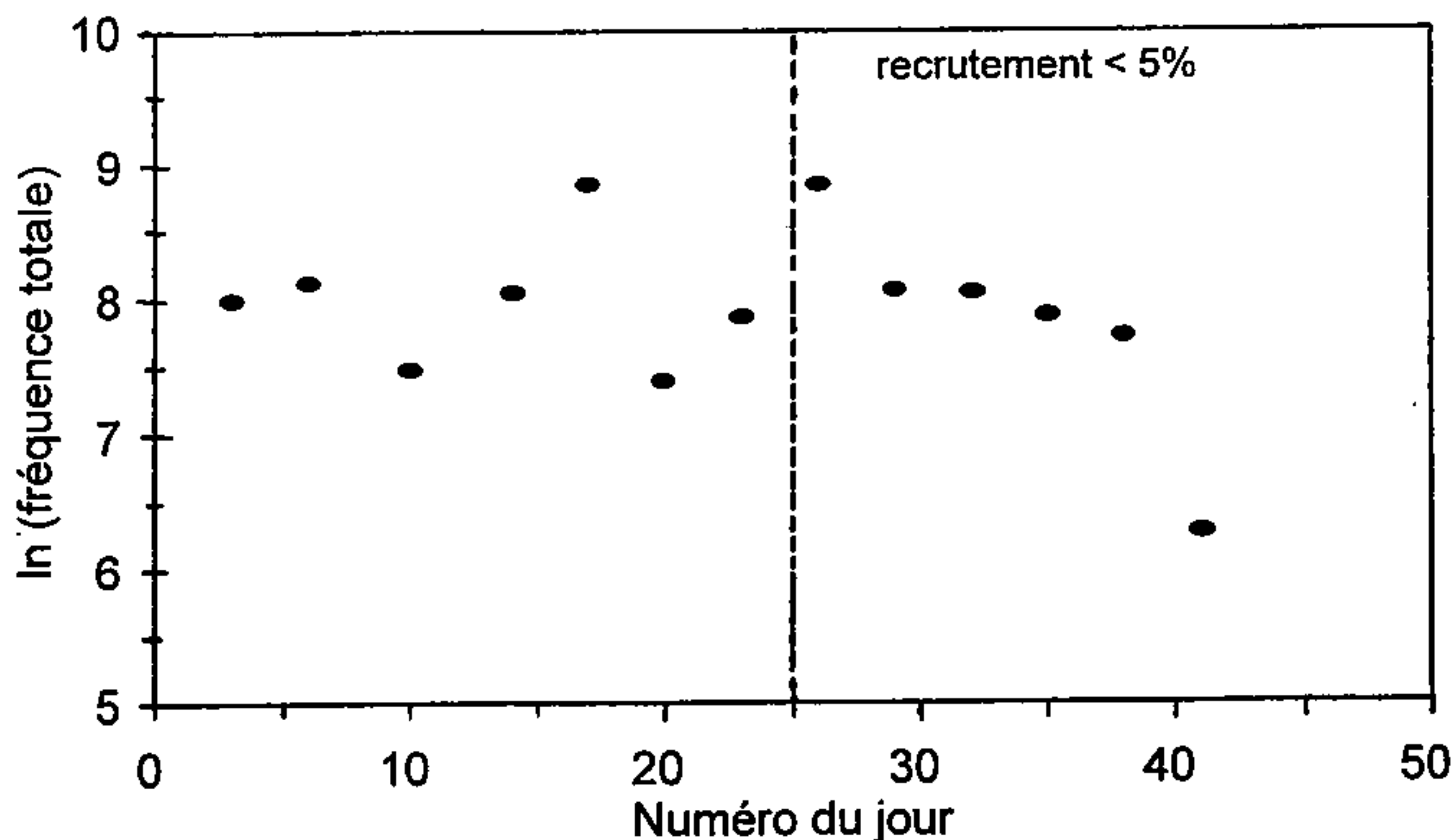


Figure 4.2 : Test de supposition que le taux de survie de *H. albipunctella* est constant dans le temps. La régression des derniers 6 points du graphique (> 95% de recrutement terminé) est hautement significative ( $n=6$ ;  $r^2=0.79$ ;  $p=0.017$ ). Equation de la régression :  $\ln(F_w) = 12.32 - 0.135 t$

La deuxième supposition est seulement en partie vérifiée. Tous les individus trouvés dans le premier échantillon étaient au stade oeuf, et il est raisonnable de supposer que très peu de larves étaient présentes dans le champ à ce moment-là. Par contre, le dénombrement des larves a été arrêté le 22 septembre à cause de la récolte prévue le 24, alors que certaines larves n'avaient pas encore atteint la dernière classe larvaire. Pour cette raison, nous avons préféré appliquer la méthode KNM avec corrections, en utilisant des calculs itératifs.

Quant à la supposition 3, elle demeure valable dans la mesure où les oeufs et les larves de *Heliocheilus* ne font pas de grands déplacements. Une immigration ou une émigration importante dans le champ de ces stades de l'insecte est exclue.

Les différents calculs effectués selon la méthode KNM pour obtenir les paramètres de la dynamique de population de *Heliocheilus* sont donnés en détail dans l'annexe 4.3. Le paramètre de survie ( $\theta$ ) se stabilise à 0.1891. Les résultats sont donnés au tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Les différents paramètres de la dynamique de population de *Heliocheilus albipunctella*.

Classe	Taux de survie journalier	Taux de survie dans la classe	Durée de la classe (jours)	Recrutement sur 1000 épis
	0.828			
oeuf		0.504	3.62	21087
LS1		0.770	1.38	10626
LS2		0.265	7.02	8186
LS3		0.578	2.90	2172
LS4				1255

Le tableau 4.5 montre qu'environ 20 oeufs sont pondus par épi durant toute la période de développement du mil. Toutefois, la moitié des oeufs ne survit pas jusqu'à la première classe larvaire LS1. On observe le taux de mortalité le plus bas dans la classe larvaire LS1 (23% de mortalité). Ceci pourrait être dû au fait que les larves de ce stade étaient trop petites pour être la cible de parasitoïdes et de prédateurs. Par contre, on observe le taux de mortalité le plus élevé au LS2; 73% des larves qui entrent dans cette classe larvaire y meurent.

La durée du stade oeuf est estimée par le modèle KNM à 3.6 jours. Cette durée de développement embryonnaire est proche des résultats obtenus précédemment (Gahukar *et al.* 1986), et est confortée par nos observations au laboratoire. Lors des incubations au laboratoire de Nioro du Rip des oeufs de *Heliocheilus* capturés par le piège lumineux, nous avons trouvé une durée moyenne de 3.5 jours. Cet accord entre les résultats de laboratoire et ceux du modèle KNM soutient la validité de ce dernier.

Comme mentionné précédemment, les classes larvaires utilisées dans cette étude ne suivent pas exactement les stades larvaires biologiques. Toutefois, la classe LS4 correspond au dernier stade larvaire, si on considère que celui-ci est caractérisé par la coloration rougeâtre de la larve (Gahukar *et al.* 1986, NDoye 1988). Nos résultats font apparaître une durée de développement des larves jusqu'au LS4 égale à 12 jours. Ceci est nettement plus court que les estimations antérieures, même si on sait que la durée du dernier stade larvaire n'est pas incluse dans notre calcul. Gahukar *et al.* (1986) donnent une durée de développement larvaire du premier stade à la chrysalide comprise entre 23 et 39 jours. Ceci peut s'expliquer si on sait que les estimations faites auparavant étaient souvent basées sur les élevages ou les incubations des larves au laboratoire. Pourtant, les techniques d'élevage pour *Heliocheilus* ne sont pas bien maîtrisées. Il en résulte un stress considérable pour les insectes, qui pourrait réduire la vitesse de leur développement. En plus, la température au champ est certainement plus élevée que celle du laboratoire, augmentant aussi la vitesse de développement dans la nature.

#### Parasitisme des oeufs

Le parasitisme des oeufs obtenu à partir des incubations varie entre 20% et 40% (tableau 4.6). Seuls les *Trichogrammatoidea* sp. ont émergé des oeufs. La durée de développement des oeufs parasités était en moyenne 46% plus élevée que celle des oeufs contenant les *Heliocheilus* (donc 5.3 jours au lieu de 3.6 jours). A cause de cette augmentation du temps de développement des oeufs parasités, le taux de parasitisme "accumulé" dans la population jusqu'à un certain degré (Van Driessche 1983). Dans un tel cas, les pourcentages obtenus des incubations sont des sur-estimations des taux réels.

On peut estimer le taux de parasitisme dans le champ avec l'équation suivante :

$$(10) \quad \frac{\text{vrai \%} \times \text{paradevt}}{(100 - \text{vrai \%}) \times \text{normdevt} + \text{vrai \%} \times \text{paradevt}} \times 100\% = \text{mesuré \%}$$

avec : *vrai%* = *vrai pourcentage de parasitisme*  
*mesuré%* = *pourcentage de parasitisme mesuré après incubation*  
*paradevt* = *temps de développement pour un oeuf parasité*  
*normdevt* = *temps de développement pour un oeuf non-parasité*

Toutefois, plusieurs suppositions sont à la base de cette équation. Les autres facteurs de mortalité doivent agir aussi bien sur les oeufs parasités que non-parasités. Ceci est bien le cas, car ni les prédateurs, ni les facteurs abiotiques ne font une distinction entre les deux types d'oeufs. Deuxièmement, il faut que le ratio entre les temps de développement pour les oeufs parasités et non-parasités demeure constant. Bien que nous ayons observé une variation dans ce ratio pendant les incubations, il n'était pas d'une nature systématique. Enfin, on considère que le taux de parasitisme mesuré arrive à son plateau d'accumulation au moment de l'échantillonnage des oeufs. Cette dernière supposition n'est pas nécessairement valable dans notre étude. En conséquence, les pourcentages de parasitisme calculés selon l'équation (10) pourraient être légèrement plus bas que la réalité.

Les résultats de ces calculs sont donnés dans la dernière colonne du tableau 4.6. Le taux de parasitisme reste relativement constant au cours du développement du mil, avec une baisse vers la fin (figure 4.3a). Le taux de parasitisme ne semble pas dépendre de la densité des oeufs de *Heliocheilus* (figure 4.3b) pour la plus grande partie des densités rencontrées pendant l'étude. On n'observe une chute du parasitisme qu'aux densités les plus faibles. Le taux de parasitisme global pour le stade oeuf, à utiliser dans la table de survie, est ensuite calculé sur la base du nombre d'oeufs parasités pour l'ensemble des dates.

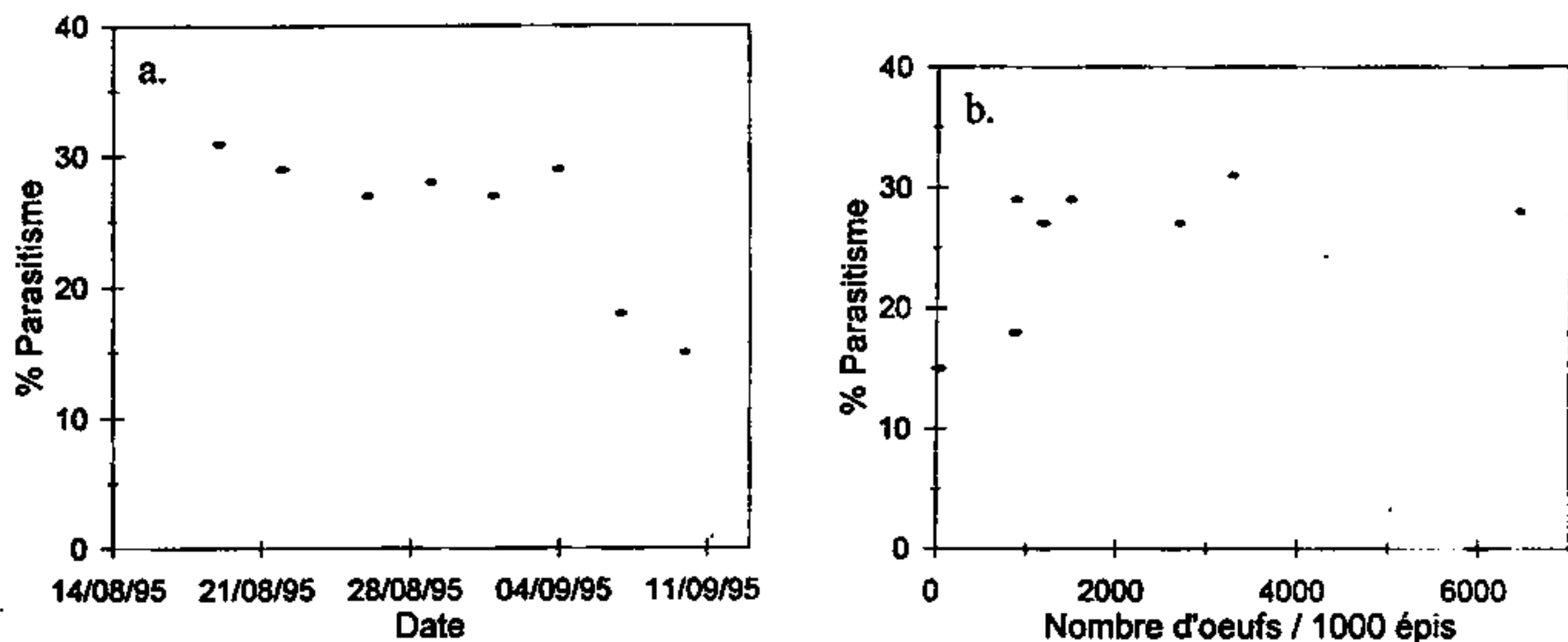
La fraction des oeufs infertiles dans chaque échantillon est également donnée dans le tableau 4.6. Cependant, il est impossible, sur la base de ces pourcentages, de calculer le taux d'infertilité global pour le stade oeuf. Ceci est dû au fait que, par définition, les oeufs infertiles n'éclosent pas et que le taux d'infertilité s'accumule donc dans la population présent au champ. Avec les données à notre disposition il est impossible d'estimer le taux d'infertilité pour le stade entier. L'infertilité sera considérée comme un des facteurs de mortalité résiduelle dans la table de survie, et ne sera pas quantifiée.

Le parasitisme des oeufs de *Heliocheilus* par *Trichogrammatoidea* sp. a été signalé au Sénégal par plusieurs auteurs. Bhatnagar (1987) mentionne un taux de parasitisme des oeufs variant entre 9% et 75%, tandis que Ndoye (1988) donne un taux moyen de parasitisme égal à 35% entre 1976 et 1985. Plus récemment, Bal (1993) fait mention d'un taux moyen de parasitisme égal à 60%. Toutefois, pour les raisons mentionnées ci-dessus, ces chiffres sont probablement tous des sur-estimations du taux global de mortalité du stade oeuf.

Tableau 4.6 : Parasitisme des oeufs de *Heliocheilus albipunctella*

Date de prélèvement	Nombre d'oeufs incubés	Résultats des incubations		Taux de parasitisme
		parasités (%)	infertiles (%)	
16/08	--			31 <sup>2</sup>
19/08	30	40	3.3	31
22/08	30	37	3.3	29
26/08	100	35	18	27
29/08	100	36	27	28
01/09	84	35	42	27
04/09	47	38	26	29
07/09	46	24	35	18
10/09	15	20	33	15
taux de parasitisme global pour le stade :				28.4

<sup>1</sup>: calculés avec l'équation (10), <sup>2</sup>: valeur extrapolée à partir de la figure 4.3 a

Figure 4.3 : Relations entre le taux de parasitisme par *Trichogrammatoidea* sp. avec a : la date de ponte, et b : la densité des oeufs de *Heliocheilus*.

### Prédation des oeufs

Le tableau 4.7 montre les fractions de perte exprimées lors de l'évaluation de la prédation des oeufs d'*Ephestia kuehniella* (issus de l'élevage en laboratoire et utilisés pour remplacer les oeufs de *H. albipunctella*, trop peu nombreux, voir ci-dessus). Celles-ci varient entre 0.28 et 0.79. Ces résultats n'ont pas permis de quantifier la prédation totale des oeufs. Nous avons constaté que d'autres facteurs pouvaient être responsables d'une partie des pertes (des essais au laboratoire de Niore ont montré des pertes supplémentaires dues à la pluie et atteignant jusqu'à 15%). Toutefois, nous avons considéré que ces autres facteurs jouent un rôle comparable sur les épis avec et sans barrière de colle. Donc, on peut observer l'impact dû aux prédateurs rampants en comparant les épis avec colle et les épis sans colle. Le tableau 4.7 montre que ces prédateurs rampants peuvent tuer entre 10 et 30% des oeufs fin août. Ils semblent devenir moins importants plus tard dans la saison (3<sup>ème</sup> cohorte introduite).



Une deuxième observation peut être faite concernant le type de prédateurs actif sur l'épi. La fraction d'oeufs percés et vidés par rapport à la fraction totale de perte reste relativement constante pendant les deux premières observations. Elle varie entre 51 et 56 %. Cependant, l'introduction de la cohorte des oeufs faite dans la deuxième semaine de septembre montre une perte due aux prédateurs perçants/suçants plus élevée, variant entre 69 et 80% du total. L'absence d'effet de la barrière de colle à cette date suggère, en plus, que ces prédateurs perçants se déplacent en volant.

Tableau 4.7 : Prédation des oeufs d'*Ephestia*: fraction de perte des oeufs placés sur des épis avec une barrière de colle et sans colle. ESC : épis sans colle, EAC : épis avec colle.

Date	# oeufs placés	fraction oeufs percés	fraction oeufs vidés	fraction oeufs disparus	fraction totale de perte	fraction de perte par jour due aux rampants
<b>24.08 - 25.08</b>						
ESC	353	0.23	0.17	0.39	0.79	0.11
EAC	252	0.15	0.23	0.30	0.68	
<b>29.08 - 30.08</b>						
ESC	127	0.19	0.13	0.26	0.58	0.30
EAC	119	0.08	0.07	0.13	0.28	
<b>11.09 - 14.09</b>						
ESC	124	0.25	0.23	0.22	0.70	0.00
EAC	104	0.21	0.32	0.17	0.70	

Concernant cette méthode de placement des oeufs, nous notons certaines limites relatives aux papiers collés sur l'épi. Premièrement, ce papier pourrait être considéré comme un corps étranger à l'épi. Ainsi, l'évaluation de la prédation des oeufs risque d'être sous-estimée. En outre, on peut dire que la méthode de placement offre aux prédateurs des chances de trouver plus facilement leur proie. Dans ce cas la prédation sera sur-estimée. Nous soutenons plutôt la dernière hypothèse. Des observations sur le comportement de recherche des prédateurs peuvent résoudre ce type de question. Deuxièmement, nous avons placé des oeufs d'*Ephestia* et non de *Heliocheilus*. Il y a une petite différence de taille entre les oeufs de ces deux espèces. Parce que la plupart des prédateurs observés sont polyphages, nous n'attendons pas un effet important du choix des oeufs utilisés. Toutefois, un tel effet n'est pas totalement à exclure. Pour ces raisons, nous considérons les valeurs de prédation des oeufs seulement comme indicatives.

## Parasitisme des larves

### Endoparasitoïdes

Le tableau 4.8 présente les résultats de dissection de 1678 larves de *Heliocheilus* pour l'évaluation du parasitisme larvaire. Ceci représente 78% des larves comptées et échantillonnées pendant l'étude. Le pourcentage de parasitisme calculé est obtenu en faisant le rapport du nombre de larves parasitées sur le nombre de larves disséquées.

Les dissections révèlent une gamme limitée d'endoparasitoïdes attaquant les larves. Seuls trois groupes ont été trouvés : *Copidosoma* sp. (Hym., Encyrtidae), Mermithidae (Nematoda; la plupart probablement *Hexameris* sp.) et *Cardiochiles sahelensis* (Hym., Braconidae). Le parasitisme dans la première classe larvaire de *Heliocheilus* est peu important, ce qui pourrait être lié à la petite taille de la larve. A ce stade, le parasitisme de *Copidosoma* n'est pas encore bien visible dans les dissections, ce qui explique l'absence quasi complète de cette espèce ovo-larvaire dans les échantillons. *Cardiochiles* n'a été trouvé qu'une fois. Les nématodes semblent surtout infecter les larves des stades moyens. La baisse de parasitisme dans la dernière classe-larvaire est probablement due à la mortalité des hôtes causée par ces nématodes mermithides. Le taux de parasitisme de

*Copidosoma* augmente d'un stade à l'autre. Ceci ne peut pas être dû à une augmentation réelle du parasitisme, car ce sont seulement les oeufs qui sont parasités. Plusieurs explications peuvent être données pour ce phénomène : les larves de *Copidosoma* pourraient être plus visibles pendant la dissection dans les stades ultérieurs de leur hôte; d'autres ennemis naturels pourraient reconnaître les hôtes parasités par *Copidosoma* et n'attaquer que les *Heliocheilus* non-parasités; ou les chenilles parasitées sont moins susceptibles de mourir à cause de facteurs abiotiques ou de maladies. Nous ne pouvons pas dire laquelle de ces explications est valable. Toutefois, parce que *Copidosoma* en général ne tue que le dernier stade de *Heliocheilus*, nous avons utilisé pour l'élaboration de la table de survie seulement le taux de parasitisme du LS4. Cette fraction de mortalité calculée se basant sur les dissections (0.206) est très proche de celle calculée sur la base des sondages de sol après récolte (0.222, voir ci-dessus).

Tableau 4.8 : Résultats des dissections des larves de *Heliocheilus albipunctella*

Classe larvaire	Nombre de larves échantillonnées	Nombre de larves disséquées	Nombre et pourcentage de larves parasitées par:							
			<i>Copidosoma</i> sp.		Nématodes ( <i>Mermithidae</i> )		<i>Cardiochiles sahelensis</i>		Total	
LS1	516	511	3	0.6%	0	0%	0	0%	3	0.6%
LS2	1284	910	46	5.1%	10	1.1%	1	0.1%	64	7%
LS3	178	150	11	7.3%	10	6.7%	0	0%	21	14%
LS4	178	107	22	20.6%	3	2.8%	0	0%	25	23%
Total	2156	1678	82		23		1		106	

### **Bracon**

Pendant les estimations de la densité des larves de *Heliocheilus* effectuées tous les 3 jours, aucun signe de parasitisme (larves ou cocons de *Bracon*) n'a été trouvé. Il faut noter qu'il est probable que les larves de *Heliocheilus* qui venaient d'être parasitées, n'ont pas été trouvées à cause de la petite taille des oeufs de *Bracon*. Toutefois, l'absence totale de cocons sur les épis échantillonnés montre que le taux de parasitisme de *Bracon* était très faible dans ce champ.

Sur les 250 épis échantillonnés après récolte, 143 étaient infestés par la larve de la chenille mineuse. Soixante-douze larves de *Heliocheilus* ont été encore trouvées sur ces épis. Parmi celles-ci deux seulement ont été parasitées par *Bracon*, soit un taux de parasitisme de 2.8 %. Cette observation confirme le faible taux de parasitisme dû à ce parasitoïde.

### **Prédation des larves**

Pour l'évaluation de la prédation des larves de *Heliocheilus*, des observations ont été faites 6 fois pendant le développement du mil. Etant donné que le nombre d'épis par observation était relativement faible, nous avons regroupé ces observations en deux séries de 3 dates (tableau 4.9). Pour chaque série, la fraction de perte par jour a été calculée en supposant une pression de prédation constante pendant les périodes d'observation (2-3 jours).

**Tableau 4.9 :** Fractions de perte par jour des larves de *Heliocheilus albipunctella* sur des épis de mil non modifiés (ESC), des épis avec une barrière de colle contre les prédateurs rampants (EAC), et des épis couverts entièrement de manches en moustiquaire (EAM). Chaque fraction est basée sur 3 échantillons de 10 épis installés à trois dates différentes.

Dates d'installation	ESC	EAC	EAM	ESC-EAC : effet prédateurs rampants	ESC-EAM : effet tous prédateurs
01.09					
05.09	0.098	0.092	0.063	0.006	0.035
06.09					
11.09					
14.09	0.133	0.164	0.063	-0.031	0.070
19.09					

Le tableau montre que l'importance des prédateurs rampants est probablement limitée. Seulement 0.6% des pertes par jour sont dues à ce type de prédateurs dans la première série. Pour la deuxième série, on a même observé une légère augmentation de la prédation sur les épis avec une barrière contre les prédateurs rampants (ceci peut sembler bizarre, mais peut être causé par une augmentation des prédateurs volants sur les épis "protégés" contre certains insectes rampants comme les fourmis). Les pertes mentionnées dans la dernière colonne, basées sur une comparaison avec les épis couverts de manches, sont par conséquent causées principalement par les prédateurs volants, mais aussi par les facteurs abiotiques. Elles varient entre 3.5 et 7% par jour. On voit une augmentation de ces pertes dans le temps, qui peut être due à l'accroissement de certaines populations de prédateurs volants : Reduviidae, Anthocoridae, Sphecoidea (voir ci-dessous).

La méthode utilisée pour évaluer cette prédation révèle certaines limites. Les manches en moustiquaire utilisées pour couvrir les épis causent probablement une surchauffe des épis. L'impact de cette augmentation de température sur la mortalité des larves n'est pas connu. En plus, des pontes faites pendant la période d'observation sur les épis sans manches peuvent augmenter la population des larves sur l'épi. Il est donc important de limiter le temps d'observation et d'exclure les larves néonates des analyses. Finalement, la méthode est complexe et prend beaucoup de temps. Ceci limite le nombre de répétitions qu'on peut observer, et augmente ainsi la variabilité dans les résultats.

#### Présence des prédateurs dans le mil

La densité de certains prédateurs potentiels de *Heliocheilus* a été déterminée généralement le matin et le soir. Pourtant, il n'y avait pas une différence systématique entre ces deux comptages, et nous avons calculé les densités moyennes dans le tableau 4.10. Les fourmis et les coccinelles étaient les plus abondantes sur le mil. Toutefois, il n'est pas très clair si les fourmis sont vraiment des prédateurs de la chenille mineuse. Les coccinelles étaient principalement représentées par *Verania (=Alesia) striata*. Les adultes de cette espèce ont été observés attaquant les jeunes larves de *Heliocheilus* sur les épis, et elles consomment les oeufs de la chenille au laboratoire. Cependant, son importance en tant que prédateur sur le terrain n'est pas bien connue.

**Tableau 4.10 :** Densités de certains prédateurs potentiels de *Heliocheilus albipunctella* sur les plantes de mil. La densité est exprimée en nombre d'insectes par 10 poquets de mil. Dans tous les cas, sauf pour le 17.08, 26.08 et 31.08 dont une observation est disponible par jour, la densité est la moyenne des deux observations faites, une le matin et une le soir.

Taxon	Dates d'observation										
	17.08	21.08	26.08	31.08	02.09	05.09	08.09	11.09	15.09	18.09	total
<b>Coleoptera</b>											
Carabidae	5	1	12	13	16	7	9	9	9	9	90
Coccinellidae	25	34	34	18	38	17	32	14	46	15	273
<b>Diptera</b>											
Asilidae	11	16	4	4	3	6	3	1	1	1	50
<b>Hemiptera</b>											
Anthocoridae	0	0	4	0	4	1	2	2	4	3	20
Reduviidae	0	0	5	0	14	19	10	7	7	5	67
<b>Hymenoptera</b>											
Eumenidae	0	0	0	0	2	1	2	2	4	3	14
Vespidae	0	0	0	1	2	4	0	0	1	0	8
Sphecidae	8	4	9	6	0	3	3	1	2	1	37
Formicidae	20	22	- <sup>1</sup>	45	21	12	0	0	14	5	139

<sup>1</sup>: comptage non disponible.

Les mouches asilides sont plutôt abondantes en début de la saison des pluies (van der Valk et Kamara 1993), et ne sont presque plus présentes dans le champ à partir de la 3<sup>ème</sup> semaine d'août. On note une apparition brusque des hémiptères prédateurs à partir de septembre. Les trois familles de guêpes prédatrices sont relativement peu abondantes, sauf pour certains sphecides au mois d'août.

L'étude de la prédation des oeufs a montré l'importance des prédateurs rampants au mois d'août. Les groupes responsables de cette prédation pourraient être les fourmis, les carabides et les coccinelles (les adultes de ces derniers deux groupes peuvent voler mais ont un comportement de recherche de proie plutôt rampant). L'augmentation de la fraction suceurs/perceurs au mois de septembre correspond bien à l'accroissement des hémiptères pendant la même période.

Concernant la prédation des larves, on a constaté une augmentation de l'impact des prédateurs volants au mois de septembre. Ceci correspond à l'accroissement des populations d'hémiptères et, à un degré moindre, des guêpes Eumenidae (en général *Delta* sp.). Cette dernière a été décrite comme un prédateur potentiellement important des grandes larves de *Heliocheilus* (Bhatnagar 1987).

#### Table de survie associée aux facteurs de mortalité

Les valeurs de mortalité dues aux prédateurs et aux parasitoïdes qui ont été calculées ci-dessus peuvent maintenant être introduites dans la table de survie. Toutefois, il est important de déterminer si le facteur de mortalité doit être considéré comme une mortalité apparente ou marginale, car seuls ces derniers représentent la vraie capacité de mortalité due aux ennemis naturels (tableau 4.11).

Nous avons considéré que tous les taux de parasitisme obtenus à partir des incubations (oeufs) et des dissections (larves) sont des taux de mortalité marginale: ils représentent la capacité des parasitoïdes à tuer *Heliocheilus* en l'absence des prédateurs ou d'autres facteurs de mortalité dans le champ. Toutefois, comme déjà mentionné dans l'introduction, une mortalité supplémentaire due aux parasitoïdes larvaires est probable, surtout s'ils tuent régulièrement leurs hôtes sans y pondre. *Bracon hebetor*, par exemple, a un tel comportement.

Ensuite on a considéré que, s'il y a une interaction de mortalité entre un prédateur et un parasitoïde, le prédateur est toujours gagnant. On suppose également que, s'il y a une interaction entre nématode (endo-parasitoïde) et *Bracon* (exo-parasitoïde), ce dernier l'emportera. Dans ces deux cas, le taux de mortalité apparente peut se calculer simplement comme suit (Elkinton *et al.* 1992) :

$$(11) \quad q_B = m_B (1 - m_A)$$

avec :  
 $q_B$  = taux de mortalité apparente pour le parasitoïde (perdant)  
 $m_B$  = taux de mortalité marginale pour le parasitoïde (perdant)  
 $m_A$  = taux de mortalité marginale pour le prédateur/parasitoïde (gagnant)

Nous n'avons pas d'information détaillée sur l'action des prédateurs individuels. Elkinton *et al.* (1992) proposent dans un tel cas d'utiliser l'équation (12) pour calculer le taux de mortalité marginale. Il est supposé ainsi que le taux d'attaque du prédateur A reste proportionnel à celui du prédateur B pendant l'intervalle d'observation. Le même risque proportionnel peut être maintenu pour "une interaction" entre un prédateur et un facteur de mortalité résiduelle (Bellows *et al.* 1992).

$$(12) \quad m_i = 1 - (1 - q)^{q_i/q}$$

avec :  
 $m_i$  = taux de mortalité marginale pour le facteur  $i$   
 $q_i$  = taux de mortalité apparente pour le facteur  $i$   
 $q$  = taux de mortalité apparente totale pour tous les facteurs impliqués dans l'interaction

Le taux de mortalité dû à un prédateur dans une classe de *Heliocheilus* est calculé en utilisant le taux de prédation par jour trouvé sur le terrain et la durée de la classe de l'hôte (tableau 4.11).

La table de survie partielle de *Heliocheilus albipunctella* est donnée au tableau 4.12. Elle combine les estimations de recrutement dans chaque classe du ravageur avec les estimations de mortalité par les différents groupes de prédateurs et de parasitoïdes.

Il faut noter que la mortalité de *Heliocheilus* dans le dernier stade larvaire n'est pas complète car nous n'avons pas une bonne estimation du recrutement au stade chrysalide de *Heliocheilus*. Cependant, on a calculé les valeurs limites de ce recrutement. La valeur maximum est calculée en supposant que seuls les 4 facteurs de mortalité mentionnés dans la table de survie agissent sur les LS4. La valeur minimum est basée sur le sondage de sol effectué après la récolte. Nous savons que ce dernier correspond à une sous-estimation du recrutement au stade chrysalide parce qu'ils restaient des larves vivantes dans les épis. Elles pourraient encore s'enfoncer dans le sol pour se nymphoser, car les épis sont séchés sur le champ pendant quelques temps après la récolte.

Tableau 4.11 : Facteurs de mortalité quantifiés dans l'étude, et leur désignation en tant que mortalité apparente ou marginale.

Classe	Facteur de mortalité	Valeur	Type	Source
Oeuf	prédateurs rampants trichogrammes	0.410	apparente	tabl. 7
		0.284	marginale	tabl. 6
LS1	prédateurs rampants prédateurs volants	0.008	apparente	tabl. 9
		0.040	apparente	tabl. 9
LS2	prédateurs (volants) nématodes	0.398	apparente	tabl. 9
		0.011	marginale	tabl. 8
LS3	prédateurs (volants) nématodes <i>Bracon hebetor</i>	0.189	apparente	tabl. 9
		0.067	marginale	tabl. 8
		0.028	apparente	
LS4	nématodes <i>Bracon hebetor</i> <i>Copidosoma</i> sp. <i>Cardiochiles</i> sp.	0.028	marginale	tabl. 8
		0.028	apparente	section 3.5
		0.206	marginale	tabl. 8
		0.056	apparente	section 3.2

Une deuxième remarque concernant la table de survie concerne la mortalité des oeufs. La perte due aux prédateurs et trichogrammes ensemble est plus élevée que la mortalité totale du stade. Nous pensons que l'importance des prédateurs est sur-estimée, à cause de la méthode de placement des oeufs (voir ci-dessus). Pour la table de survie, on a donc corrigé la mortalité due aux prédateurs afin d'obtenir une résiduelle de zéro.

La table de survie montre que, dans tous les stades étudiés, sauf le LS1, la prédation est le facteur de mortalité le plus important. Les prédateurs tuent 48% des oeufs et des premières trois classes larvaires. Les trichogrammes contribuent encore à 12% de la mortalité totale de *Heliocheilus*. Au total, les ennemis naturels sont responsables de 64% de la mortalité totale entre le stade oeuf et le dernier stade larvaire. Cependant, on note qu'une part considérable de la mortalité reste inexpiquée, et s'élève à 36%. Plusieurs facteurs peuvent être à l'origine de cette mortalité résiduelle. Nous avons déjà mentionné les effets mortels des piqûres des parasitoïdes, même s'il n'y pas de l'oviposition. Deux autres facteurs de mortalité qui pourraient être importants sont la météorologie et les facteurs de toxicité végétale.

Cornell et Hawkins (1995) ont analysé 530 tables de survie différentes des insectes holométaboles et herbivores. Ils concluent que pour les insectes (partiellement) endophytes, comme *Heliocheilus*, l'ennemi naturel est le facteur de mortalité prédominant. Son impact devient plus important encore pour les derniers stades larvaires et les chrysalides. Les résultats de leur analyse montrent que l'effet de la toxicité de la plante sur l'insecte est surtout important pour les jeunes larves, et qu'il diminue ensuite. Les facteurs intrinsèques jouent principalement pendant le stade embryonnaire, tandis que les facteurs météorologiques peuvent tuer l'insecte pendant tout son développement. Ces conclusions, basées sur un grand nombre de tables de survie sont soutenues par notre étude. L'importance des ennemis naturels demeure valable pour *Heliocheilus albipunctella*. L'influence des facteurs de toxicité végétale sur les jeunes larves pourrait aussi être importante pour *Heliocheilus*. Cette hypothèse est corroborée par la valeur de la fraction résiduelle de la mortalité par rapport à la mortalité totale qui est très élevée pour les LS1 (78%), et diminue ensuite (47% pour le LS2, et 37% pour le LS3).

Tableau 4.12 : Table de survie de *Heliocheilus albipunctella* et quantification des facteurs de mortalité

Stade (j)	facteur de mortalité	nombre d'individus entrant dans le stade (l)	nombre d'individus morts (q)	mortalité apparente (q)	mortalité marginale (m)	coefficient de mortalité (k) à la mortalité totale (oeuf - LS3)	contribution
		stade	facteur			k	
Oeufs		21 087	10 461	0.496			
LS1	prédateurs rampants			0.300	0.300	0.155	12.9 %
	<i>Trichogrammatoidea</i> sp. résiduelle			0.168	0.284	0.145	12.1 %
				0	0	--	
LS2	prédateurs rampants		2440	0.008	0.009	0.004	0.3 %
	prédateurs volants			0.040	0.044	0.020	1.7 %
	résiduelle			0.181	0.186	0.089	7.4 %
LS3	prédateurs (volants)		6014	0.396	0.491	0.293	24.4 %
	nématodes			0.007	0.011	0.005	0.4 %
	résiduelle			0.330	0.449	0.259	21.6 %
LS4	prédateurs (volants)		917	0.189	0.206	0.100	8.3 %
	nématodes			0.052	0.067	0.030	2.5 %
	<i>Bracon hebetor</i> résiduelle			0.028	0.035	0.015	1.2 %
				0.153	0.180	0.086	7.2 %
		1255				(k-total oeuf -LS3 = 1.201)	
	nématodes			0.056	0.028		
	<i>Cardiophiles sahelensis</i>			0.028			
	<i>Bracon hebetor</i>						
	<i>Copidosoma</i> sp.				0.206		
		(250 - 856) <sup>1</sup>					

<sup>1</sup>: valeurs minimales et maximales (voir texte pour plus de détails)

### Impact potentiel des insecticides

Waage (1989) cite deux facteurs déterminants qui influent sur le risque de résurgence d'un ravageur secondaire dû aux pesticides : la population du ravageur doit subir une mortalité importante due aux ennemis naturels ; et le ravageur doit être moins susceptible, ou moins exposé, aux pesticides que ses ennemis naturels. Nous avons montré ici que *Heliocheilus albipunctella* est fortement attaqué par les prédateurs et les parasitoïdes. La plupart de ses ennemis naturels le recherchent sur la plante, et sont donc exposés à l'insecticide. En plus, en tant que chenille mineuse de l'épi de mil, *Heliocheilus* est relativement bien protégé contre les insecticides.

Van der Valk et Kamara (1997), Kamara et Van der Valk (1998) ont montré que les traitements antiacridiens dans le mil peuvent, dans certaines conditions, augmenter les populations larvaires de *Heliocheilus*. Le fénitrothion, pulvérisé au début de la maturation des grains (stade laiteux) a causé une augmentation de la densité larvaire de 80 % par rapport aux parcelles non-traitées. Par contre, si le même traitement est fait pendant la floraison du mil, l'augmentation de la densité était en moyenne 40%, ce qui n'est toutefois pas statistiquement significatif. Un nombre limité de taxons de parasitoïdes et de prédateurs a été suivi pendant ces études. Les hyménoptères étaient surtout touchés par le fénitrothion. Cependant, vu les cycles de vie des hyménoptères échantillonnés, les auteurs n'ont pas pu bien expliquer la différence d'impact trouvé entre les deux périodes de traitement.

L'étude de la table de survie de *Heliocheilus* présentée ici permet de mieux évaluer l'effet potentiel de l'insecticide. Elle permet de calculer l'impact de la disparition d'un facteur de mortalité sur le développement de la population de l'insecte. En utilisant les mortalités marginales pour ces calculs, les effets compensateurs d'autres facteurs de mortalité peuvent être pris en compte. Les résultats de certains de ces calculs sont donnés dans le tableau 4.13.

Tableau 4.13 : L'effet de la disparition de certains facteurs de mortalité (p. ex. due à un insecticide) de *Heliocheilus albipunctella* sur le recrutement dans le dernier stade larvaire (LS4). Calculs basés sur les mortalités marginales dans la table de survie (tableau 4.12).

Facteur(s) de mortalité considéré(s) comme inactif(s)	Taux de survie jusqu'à la classe LS4	Recrutement dans la classe LS4	Augmentation du recrutement due à l'absence du facteur de mortalité
tous les facteurs actifs (= tableau 4.12)	0.063	1255	—
tous trichogrammes tués	0.088	1757	40 %
tous prédateurs des oeufs tués	0.090	1788	43 %
tous trichogrammes + prédateurs des oeufs tués	0.125	2490	98 %
tous prédateurs des LS2 tués	0.123	2460	96 %
tous prédateurs des LS3 tués	0.079	1581	26 %
tous prédateurs des LS2 + LS3 tués	0.156	3098	147 %

Ce dernier tableau montre que le facteur de mortalité le plus important pour le recrutement en LS4 est l'ensemble des prédateurs qui agissent sur la classe larvaire LS2. Il y a un accord remarquable entre l'augmentation de la densité larvaire trouvée après les traitements pendant la maturation (Van der Valk et Kamara 1993), et celle calculée ici après l'élimination des prédateurs des larves LS2. Ces larves sont trouvées sur les épis entre 5 et 12 jours après la ponte (tableau 4.5), ce qui correspond au début de la maturation des grains. Si les prédateurs des larves LS3 sont également éliminés par l'insecticide, l'accroissement de la population de *Heliocheilus* est encore plus important.

Des traitements réalisés plus tôt au cours du développement du mil toucheraient surtout les trichogrammes et les prédateurs des oeufs. Pourtant, leur impact individuel sur le recrutement en stade LS4 est relativement limité. Seulement si les deux facteurs sont éliminés en même temps, un doublement du recrutement est probable. Cependant, les traitements avec le fénitrothion effectués



pendant la floraison du mil n'ont pas montré une augmentation significative de la densité larvaire (Kamara et Van der Valk 1998). Ceci peut s'expliquer partiellement par le fait que les trichogrammes au stade larvaire se trouvent dans l'oeuf de *Heliocheilus*, et sont donc peu exposés à l'insecticide. Bien que la population adulte peut être réduite temporairement, elle récupérera après traitement à partir de cette source.

Les parasitoïdes larvaires semblent jouer un rôle limité en tant que facteur de mortalité de *Heliocheilus*, du moins dans cette étude. Seulement *Copidosoma* sp. tue une fraction considérable des larves LS4. Toutefois, nous ne pouvons pas quantifier exactement son importance à cause d'un manque de données sur le devenir des larves dans cette classe. *Copidosoma* parasite les oeufs de la chenille mineuse; pour cela les traitements pendant l'épiaison et la floraison pourraient les perturber. Une réduction du parasitisme par *Copidosoma* ne se montre, toutefois, que dans le recrutement des chrysalides.

La résurgence de *Heliocheilus albipunctella* observée après les traitements antiacridiens pendant la maturation du mil s'explique mieux maintenant, se basant sur la table de survie élaborée dans notre étude. L'importance des prédateurs larvaires n'a pas été estimée à sa juste valeur dans les études précédentes. Nous pensons que ce sont surtout les hémiptères prédateurs (Reduviidae, Anthocoridae) qui sont impliqués ici. Peu d'autres prédateurs observés pendant cette période dans le développement du mil pourraient atteindre les larves de *Heliocheilus* qui se trouvent en dessous des grains. Il sera nécessaire d'inclure dans les études écotoxicologiques futures ce groupe de prédateurs.

## PERSPECTIVES

L'étude présentée ici a abouti à la première table de survie partielle publiée à ce jour pour la chenille mineuse de l'épi de mil (*Heliocheilus albipunctella*). Cependant, cette table de survie a été élaborée sur la base d'un seul champ de mil. Afin de pouvoir tirer des conclusions ayant une validité plus générale, l'étude devrait être répétée dans d'autres localités et pendant d'autres années. Quand plusieurs tables de survie seront ainsi établies, une "étude des facteurs clés" pourra être faite afin d'identifier les facteurs de mortalité les plus importants dans la dynamique de *Heliocheilus*. Une telle étude améliorera considérablement notre capacité à prédire les effets non-désirés de l'utilisation des pesticides dans l'agro-écosystème du mil. En plus, elle pourra contribuer à l'élaboration d'un bon système de gestion phytosanitaire pour ce ravageur important dans le Sahel. A cet égard, il est quand même étonnant qu'aussi peu de données quantitatives sur la démographie de la chenille soient disponibles actuellement. La méthodologie décrite dans ce rapport pourrait servir de base pour des études futures.

Nous avons noté un certain nombre de faiblesses dans les méthodes utilisées qui méritent d'être revues. La table de survie serait plus complète si une bonne estimation pouvait être faite du recrutement de *Heliocheilus* au stade chrysalide. La manière dont une telle estimation pourrait être faite n'est pas tout à fait claire, car elle nécessite probablement des sondages de sol réguliers, en commençant bien avant la récolte du mil. Une autre possibilité serait d'intercepter les larves juste avant qu'elles ne s'enfoncent dans le sol.

Une deuxième amélioration dans la méthodologie vise les estimations de la prédation. La méthode utilisée pour les oeufs sur-estime probablement l'importance des prédateurs. Une approche qui affecte moins l'épi et les oeufs serait souhaitable. Par contre, la méthodologie appliquée pour les larves demeure valable et semble moins perturbante que la construction de cages d'exclusion. Toutefois, un plus grand nombre de répétitions peut augmenter la précision de l'estimation.

La méthode KNM pour les calculs des paramètres de population de *Heliocheilus* semble bien adaptée à la biologie de l'insecte. Nous la recommandons pour les études futures de cette espèce. Une bonne estimation du recrutement dans le stade chrysalide, recommandée ci-dessus, réduit aussi la nécessité d'utiliser les calculs itératifs. Ceci a comme avantage que les erreurs standards peuvent être calculées pour les paramètres de population, ainsi qu'une estimation de similarité ("goodness of fit") entre le modèle KNM et les données du terrain. Ces derniers calculs sont très complexes pour la méthode itérative, raison pour laquelle nous ne les avons pas effectués ici.

Nous pensons que l'analyse des tables de survie présentée ici, est un outil performant pour l'évaluation du risque de résurgence d'un ravageur secondaire causé par l'utilisation d'un insecticide. Elle permet, en combinaison avec les études écotoxicologiques de terrain, de mieux interpréter et de prévoir les conséquences des traitements. En plus, ce type d'étude permettra de faire un choix bien raisonné des taxons d'ennemis naturels qui devraient être utilisés pour les tests de toxicité au laboratoire, dans le cadre d'une évaluation préliminaire du risque.

## BIBLIOGRAPHIE

- Bal AB (1992) Les principaux insectes du mil au Sénégal: importance du parasitisme et méthodes de lutte. *Sahel PV Info* 41: 2-10
- Bal AB (1993) Etude du 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 et 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.
- 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
- Diémé E (1986) Etude biologique au laboratoire de *Bracon hebetor* SAY (Hymenoptera, Braconidae), parasite de *Rhaguva albipunctella* JOANNIS (Lepidoptera, Noctuidae) et d'*Ephestia kuehniella* ZELL (Lepidoptera, Pyralidae) au Sénégal. Institut de Sénégalais de Recherches, Bambey, Sénégal
- Elkinton JS, Buonaccorsi JP, Bellows TS jr, et Van Driessche FG (1992) Marginal attack rate, k-values and density dependence in the analysis of contemporaneous mortality factors. *Researches on Population Ecology* 34: 29-44
- 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 et Pierrard G (1986) A review of the pest status of the millet spike worm, *Rhaguva albipunctella* de Joannis (Noctuidae, Lepidoptera) and its management in the Sahel. *Insect Science and its Application* 7(4): 457-463
- Geddes AMW (1990) The relative importance of crop pests in sub-Saharan Africa. NRI Bulletin 36. Institut des Ressources Naturels (NRI), Chatham, Royaume Uni.
- Huddleston, T et 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 in the region. *Bulletin of Entomological Research* 78: 435-461
- Kamara O et Van der Valk H (1998) Effets néfastes du fénitrothion et du diflubenzuron sur les arthropodes utiles du mil au Sahel (Etude de 1992). Dans : Everts JW, MBaye D, Barry O & Mullié CW (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome II, pp 76-101.
- Kidd NAC and Jervis MA (1996) Population dynamics. dans: Jervis M and Kidd N (eds) *Insect natural enemies. Practical approaches to their study and evaluation*. Chapman and Hall, London, pp 291-374.
- Luck RF, Shepard BM et Kenmore PE (1988) Experimental methods for evaluating arthropod natural enemies. *Annual Review of Entomology* 33: 367-391.

- Manly BFJ (1985) Further improvements to a method for analysing stage-frequency data. *Researches on Population Biology* 27: 325-332
- Manly BFJ (1989) A review of methods for the analysis of stage frequency data. *Dans* : McDonald LL, Manly BFJ, Lockwood JA, Logan JA (eds). Estimation and analysis of insect populations. Lecture notes in Statistics Vol 55. Springer-Verlag, Berlin, p 3-69
- Manly BFJ (1990) Stage-structured populations. Population and community biology series. Chapman and Hall, London
- N'Doye M (1988) Biologie et écologie de deux lépidoptères : *Amsacta moloneyi* DRUCE (Lepidoptera, Arctiidae) et *Heliocheilus albipunctella* (DE JOANNIS) (Lepidoptera, Noctuidae), ravageurs du mil au Sénégal. Thèse de doctorat d'état. Université Paul-Sabatier, Toulouse, France
- Van der Valk H et Kamara O (1993) Effets du fénitrothion et du diflubenzuron sur les ennemis naturels des ravageurs du mil au Sénégal (étude de 1991). *Dans* : Everts JW, M'Baye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 66-110.
- Van Driessche RG (1987) Meaning of "percent parasitism" in studies of insect parasitoids. *Environmental Entomology* 12(6): 1611-1622
- Van Driessche RG et Bellows TS jr. (1996) Biological control. Chapman and Hall, New York
- Waage JK (1989) The population ecology of pest-pesticide-natural enemy interactions. *Dans*: Jepson PC(ed) Pesticides and non-target invertebrates. Intercept, Wimborne, p 81-93
- Waage JK et Mills NJ (1992) Etude et évaluation de l'impact des ennemis naturels sur les populations de ravageurs. *Dans* : Markham RH, Wodageneh A, Agboola S (eds) Manuel de lutte biologique. 2ème édition. Tome 1. Institut international d'agriculture tropicale, Centre de lutte biologique pour l'Afrique, Cotonou, p 84-114

ANNEXE 4.1 : Inventaire des ennemis naturels au Sénégal de la chenille mineuse de l'épi de mil (*Heliocheilus albipunctella*).

Famille	Espèce	Type	Autres hôtes	cultures / flore associées
<b>COLEOPTERA</b>				
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
<b>DIPTERA</b>				
Asilidae	<i>Promachus</i> sp	prédateur	polyphage	
Bombyliidae	<i>Thyridentrax</i> sp. nr. <i>kappa</i>	parasitoïde	<i>Glossina</i> sp.	
Tachinidae	<i>Goniophtalmus halli</i>	parasitoïde	<i>Amsacta molineyi</i> <i>Helicoverpa armigera</i>	N, S Ah, Ma
	<i>Plexorista quadrizonula</i>	parasitoïde		
<b>HEMIPTERA</b>				
Anthocoridae	<i>Orius</i> sp	prédateur	polyphage	
Reduviidae	<i>Ectomocoris fenestratus</i>	prédateur	polyphage	
	<i>Katanga etinnei</i>	prédateur	polyphage	
<b>HYMENOPTERA</b>				
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		
Sphecidae	<i>Ammophila</i> sp.	prédateur		
Trichogrammatidae	<i>Trichogrammatoidea</i> <i>?armigera</i>	parasitoïde		
<b>NEUROPTERA</b>				
Chrysopidae	<i>Brinckochrysa</i> sp.	prédateur	pucerons	Ar
	<i>Chrysopa</i> sp.	prédateur		
	<i>Chrysoperla</i> sp	prédateur		
	<i>Mallada</i> sp.	prédateur		
<b>NEMATODES</b>				
Mermithidae	<i>Hexameris</i> sp.	parasite		
<b>CHAMPIGNONS</b>				
	<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.)

## **CHAPITRE 5 :**

### **Effets des entomopathogènes *Metarhizium* spp. et *Beauveria bassiana* sur *Bracon hebetor* et *Epidinocarsis Lopezi***

*Abdoulaye DANFA*

## **RESUME**

L'emploi des mycopesticides en lutte anticridienne est actuellement en développement. A cet effet, des tests de toxicité en laboratoire avec douze isolats de champignon (onze de *Metarhizium* spp. et un de *Beauveria bassiana* (Balsamo Vuillemin)) ont été menés sur deux hyménoptères non-cibles (*Bracon hebetor* Say et *Epidinocarsis lopezi* (De Santis)).

Pour toutes les deux espèces, nous avons observé une forte mortalité chez les individus traités au champignon pouvant être due à l'effet des pathogènes. Cela fut confirmé par le pourcentage de sporulation observé sur les cadavres incubés des individus traités. Nous n'avons pas observé de sporulation chez les témoins. Tous les isolats testés semblent être pathogènes pour les deux hyménoptères. Leur pathogénicité chez les acridiens utilisés comme référence (*Zonocerus variegatus* et *Ornithacris cavroisi*), a été confirmée.

Nous avons observé une corrélation entre le temps d'exposition au champignon et la mortalité. Avec une exposition de courte durée (une heure à six heures) nous n'avons pas pu avoir une mortalité importante avec le pathogène. Il faudrait au minimum un temps d'exposition de 24 heures à 72 heures pour avoir une mortalité élevée. Cette corrélation entre le temps d'exposition (= dose) et la mortalité est une preuve pour montrer la pathogénicité des différents isolats sur les parasitoïdes.

Nos études ont montré qu'une réduction de l'exposition aux spores diminuerait le taux de mortalité des insectes. Si l'on peut avoir sur le terrain une exposition limitée des organismes non-cibles aux spores suivant le comportement de l'insecte, il se pourrait que la mortalité de ces insectes serait plus réduite sur le terrain qu'au laboratoire. Afin de mieux clarifier une telle sélectivité liée au comportement des insectes, nous recommandons d'effectuer des études en cages sous conditions semi-naturelles, et sur le terrain. En plus, nous recommandons que les essais d'efficacité actuellement exécutés sur le terrain avec *Metarhizium* soient rigoureusement suivis afin de déterminer si les insectes non-cibles peuvent être infectés dans des conditions opérationnelles.

## INTRODUCTION

Pendant plusieurs années, la lutte antiacridienne a reposé exclusivement sur les produits chimiques. Cela est coûteux et cause des dégâts sur l'environnement (Everts 1990). Le constat des effets secondaires néfastes de ces produits a suscité de rechercher d'autres solutions. Ainsi, les champignons entomopathogènes, plus particulièrement les deutéromycètes ont attiré l'attention des chercheurs pour être utilisés comme biopesticides dans la notion de lutte intégrée, parce qu'ils combinent la spécificité de l'hôte avec la sécurité (Bateman *et al.* 1993)

Contrairement à certains entomopathogènes qui doivent être ingérés pour envahir l'hôte, les champignons entomopathogènes pénètrent directement après contact à travers la cuticule de l'insecte sans ingestion (Prior 1990). Des espèces appartenant aux genres *Metarhizium* et *Beauveria*, des deutéromycètes, ont été trouvées sur une grande variété d'arthropodes et en général chez les orthoptères (Prior et Greathead 1989). Il y a d'autres deutéromycètes signalés chez les orthoptères, comme *Paecilomyces* et *Verticillium*. Cependant, le premier a des espèces pathogènes pour les mammifères et le second des mixospores difficiles à formuler avec des diluants non aqueux pour application UBV (Prior 1992).

Le programme de recherche collaboratif (LUBILOSA) entrepris par l'International Institute for Biological Control (IIBC), l'International Institute of Tropical Agriculture (IITA) et le Département de Formation en Protection des Végétaux (DFPV) pour la lutte biologique antiacridienne, a mis au point des pathogènes sous forme de pesticides biologiques, qui pourraient réduire l'emploi extensif des produits chimiques. Ainsi, les champignons sont appelés à jouer un rôle important dans la lutte contre les acridiens plus particulièrement *Schistocerca gregaria* (Forskäl). De tous les entomopathogènes, les champignons possèdent l'une des plus larges gammes d'hôtes. Plus de 700 espèces de celles-ci sont connues dans le monde entier, mais quelques unes seulement sont pathogènes pour les acridiens (Goettel 1992, Prior et Greathead 1989). Afin de préserver la spécificité du pathogène quant à son hôte, il est très important de bien sélectionner des isolats qui sont virulents pour le ravageur spécifiquement visé, dans les conditions naturelles (Prior 1990).

Comme les produits chimiques, les pesticides biologiques doivent être homologués avant leur emploi dans la lutte antiacridienne ou contre d'autres insectes. Il ne suffit pas qu'un pathogène soit spécifique pour être considéré d'office comme écologique. Ses effets secondaires doivent être minutieusement évalués. Comme la plupart des myco-insecticides ne sont pas entièrement sélectifs, il faut prévoir des effets négatifs sur les organismes non cibles. L'étude des effets sur ces organismes constitue l'une des raisons de ce rapport.

*Beauveria bassiana* est une espèce qui a une très grande gamme d'hôtes (Goettel *et al.* 1990), parmi lesquels nous pouvons citer des araignées, des abeilles, des prédateurs comme les coccinelles et les carabides, ainsi que des parasitoïdes comme les braconides et les ichneumonides. Prior (1992) cite des études qui ont montré qu'une souche de ce même champignon a causé une mycose chez les abeilles (Apidae et Megachilidae). Peveling et Weyrich (1992) ont pu infecter certains ténébrionides avec *B. bassiana* au laboratoire, mais n'ont pas pu montrer des effets sur le terrain. Genthner et Middaugh (1992) ont même montré l'effet de *B. bassiana* sur un poisson non cible (inland silverside fish, *Menidia beryllina*). La gamme d'hôtes de *Metarhizium flavoviride* est moins étudiée. Des études préliminaires (Lomer *et al.* 1993) semblent suggérer que *M. flavoviride* pourrait infecter l'abeille (*Apis mellifera*). Danfa (1997) a montré que cet entomopathogène n'affecte pas deux espèces de ténébrionides, mais, par contre, tue un braconide (*Bracon hebetor*).

A cause de cette sensibilité potentielle des hyménoptères au *Metarhizium*, des études définies dans ce rapport sont menées sur *Bracon hebetor* Say (Hymenoptera, Braconidae) et *Epidinocarsis lopezi* (De Santis) (Hymenoptera, Encyrtidae). Ces espèces sont des parasitoïdes respectifs de *Heliocheilus albipunctella* (De Joannis) (Lepidoptera, Noctuidae) et *Phenacoccus manihoti* Matile-Ferrero (Homoptera, Pseudococcidae).

*Heliocheilus albipunctella* est la chenille mineuse de l'épi de mil. C'est un des ravageurs les plus importants sur le mil en Afrique de l'Ouest (Geddes 1990, Nwanze et Youm 1995). Il est présent dans tous les pays sahéliens où le mil est l'aliment majeur de la population. Les pertes provoquées par cet

insecte varient entre 10 et 20 % en station et plus élevées en milieu paysan (Bal 1992). Cette même étude montre que le taux d'attaque a été plus important en 1988 au Sénégal, à la suite des interventions contre le criquet pèlerin. Cela pourrait nous faire penser à l'effet des insecticides utilisés sur les organismes non-cibles.

*Phenacoccus manihoti* est la cochenille farineuse du manioc. Introduit au Congo et au Zaïre, cette cochenille s'est propagée très vite en Afrique (au Sénégal et en Gambie en 1976, au Nigéria et au Bénin en 1979, en Zambie en 1983, et au Rwanda en 1984). Le ravageur a dévasté des champs de manioc, parce qu'il n'y possédait aucun ennemi naturel (Neuenschwander 1992). Ainsi, l'IIBC et l'IITA ont fait des études intensives sur les espèces d'ennemis naturels localisées en Amérique du Sud pour leur introduction en Afrique. Les lâchers ont été effectués dans les champs d'expérimentation de l'IITA au cours de la saison sèche 1981-1982. Ensuite, des lâchers se sont poursuivis au niveau paysan, puis dans d'autres pays africains.

Compte tenu de l'importance du mil et du manioc dans l'alimentation africaine, il est judicieux d'étudier l'effet des pesticides utilisés pour la protection de ces cultures. *B. hebetor* étant un élément d'espoir dans la lutte biologique contre la chenille mineuse de l'épi de mil, et *E. lopezi* contre la cochenille farineuse du manioc, l'effet des insecticides sur ces auxiliaires pourrait entraîner une résurgence des ravageurs de ces cultures. Il a été montré par Van der Valk et Kamara (1997) que les traitements contre les ravageurs dans le mil, ont réduit considérablement les populations d'hyménoptères en particulier les parasitoïdes comme *Cardiochiles* spp. (Braconidae) et provoqué la résurgence momentanée des populations larvaires de *H. albipunctella*. Donc, bien que la lutte avec les pesticides biologiques semble être prometteuse, toutefois il faut étudier minutieusement l'effet de ces pathogènes dans l'environnement.



## MATERIELS ET METHODES

### Les Pathogènes

#### *Metarhizium* spp.

Les isolats de *Metarhizium* spp. utilisés dans ces tests ont été fournis par l'International Institute of Biological Control (IIBC), qui a mis au point des techniques de production de champignons entomopathogènes. Nous avons aussi reçu un isolat de blastospores de *Metarhizium flavoviride* de l'Institut für biologischen Pflanzenschutz, faisant partie du Projet GTZ "Integrated Biological Control of Grasshoppers and Locusts". Les isolats testés sont présentés par le tableau 5.1.

L'isolat de référence est *Metarhizium flavoviride* (Gams & Rozsypal) (International Mycological Institute (IMI) nombre 330189), prélevé sur le sauteriau *Ornithacris cavroisi* (Finot) (Orthoptera, Acrididae), en 1988 au Niger. Durant un récent programme destiné à développer les entomopathogènes Deuteromycotina comme mycoinsecticides pour la lutte antiacridienne, un grand nombre d'isolats de *M. flavoviride* étaient récupérés sur des hôtes acridiens en Afrique. Ces isolats prélevés chez des orthoptères seraient plus susceptibles d'être virulents que ceux qui proviennent d'autres ordres (Prior *et al.* 1992).

#### *Beauveria bassiana*

Ce champignon a une large gamme d'hôtes (Goettel 1992). Cependant, des études menées par Goettel *et al.* (1990) montrent que certaines de ses souches sont beaucoup plus spécifiques. Des infections d'acridiens à *B. bassiana* ont été observées (Lobo Lima *et al.* 1992 ; Johnson *et al.*, 1992). On a également montré la pathogénicité de ce champignon pour les acridiens au laboratoire (Prior 1992 , Goettel et Johnson 1992). L'isolat testé de *B. bassiana* (I93825) est fourni par l'IIBC dans le même lot que *Metarhizium* spp

Tableau 5.1 : Isolats de *Metarhizium* spp. et *Beauveria bassiana* utilisés dans les tests de toxicité aiguë sur *Bracon hebetor* et *Epidinocarsis lopezi*.

Espèces	Numéro d'ordre	Isolats	Viabilité des spores <sup>2</sup> (%)
<i>Metarhizium flavoviride</i>	1	IMI 330 189 <sup>1</sup>	92
	2	IIBC I91 609	84
	3	blastospores GTZ	77
<i>Metarhizium</i> spp.	4	ARSEF 324	85
	5	IIBC I91 660	81
	6	IIBC I91 672	92
	7	IIBC I92 690	90
	8	IIBC I92 775	86
	9	IIBC I92 794	84
	10	IIBC I93 833	88
	11	IIBC I93 839	83
<i>Beauveria bassiana</i>	12	IIBC I93 825	92

<sup>1</sup> : IMI = International Mycological Institute ; IIBC = International Institute of Biological Control ; ARSEF = Agricultural Research Service Entomopathogenic Fungus. <sup>2</sup> : la viabilité des spores donnée ici a été évaluée pour la deuxième série de tests, en janvier 1996 (voir texte).

#### Viabilité des conidies

Pour déterminer la viabilité des spores brutes, nous prélevons des volumes de 0,1 ml de la solution préparée (spores + solvant + huile d'arachide) que nous étalons dans des boîtes de pétri préparés à

la PDA (potato dextrose agar) avec un antibiotique (streptomycin sulphate). Ces boîtes sont mises à incuber à la température ambiante. Au bout de 10 à 12 H, nous avons compté les spores germées et non-germées. Le résultat est donné en pourcentage de germination.

### Les insectes

Les tests ont été menés sur deux hyménoptères parasitoïdes (*Bracon hebetor* et *Epidinocarsis lopezi*). Des cocons de *B. hebetor* ont été obtenus à partir de l'élevage au laboratoire de Nioro du Rip, localité situé au centre du Sénégal. Quant aux individus d'*E. lopezi*, ils sont prélevés dans l'élevage conduit par le Projet de Lutte Biologique (PLB) au niveau de la Direction de la Protection des Végétaux (DPV) à Dakar. En outre, deux espèces d'acridien ont été utilisées comme témoin de référence. Il s'agit de *Zonocerus variegatus* (L.) (Orthoptera, Pyrgomorphidae) et *Ornithacris cavroisi* (Finot) (Orthoptera, Cyrtacanthacridinae). Les adultes ont été capturées à Ziguinchor, au sud du pays, en juillet 1995 dans les vergers d'agrumes pour la première espèce, et à Nioro du Rip en février 1996 dans les jachères composées d'arbustes à dominance *Combretum glutinosum* pour la deuxième espèce.

### Les modalités de traitement et exposition des insectes

Les isolats de *Metarhizium* spp. et *B. bassiana* sont délivrés sous formulation de spores en poudre sèche. Ils sont conservés dans un réfrigérateur à 4°C avant et après utilisation. Des solutions sont préparées à partir du mélange solvant organique : huile d'arachide dans la proportion de 70 : 30 %. Selon Bateman (1992) on préfère l'huile, puisqu'il est nécessaire de réduire au minimum l'évaporation du liquide de dilution quand les gouttelettes sont petites, notamment en conditions sèches. En outre, Prior *et al.* (1992) en parlant des propriétés des huiles, disent qu'elles s'attachent aux exocuticules des insectes, s'y étalent facilement et peuvent aider au transport des conidies vers les membranes intersegmentaires vulnérables et à la pénétration ultérieure des hyphes.

L'huile d'arachide utilisée est produite localement. Quant au solvant organique nous avons utilisé deux types : le Shellsol K (reçu de l'IIBC) pour les tests des 21 et 28 juillet 1995, et le Solvesso 100 (reçu de Exxon Dakar) pour les tests des 22 janvier et 23 février 1996. Des solutions de *Metarhizium* spp. et *B. bassiana* en solvant: huile d'arachide (70 : 30 %) ont été préparées juste au moment des traitements. Les concentrations utilisées sont de  $2 \times 10^9$  spores/ml pour *Metarhizium* spp. et  $2,3 \times 10^9$  spores/ml pour *B. bassiana*.

L'application des solutions a été effectuée à l'aide d'un pulvérisateur de laboratoire (Tour de Potter: Potter precision laboratory spray tower, Burkhard<sup>R</sup> Manufacturing Company Ltd, Angleterre). La pression de pulvérisation était de  $0,21 \text{ kg/cm}^2$  ( $3 \text{ lb/inch}^2$ ). Un calibrage a été fait avant chaque série de tests afin de mesurer les pertes de la formulation subies à l'intérieur de la tour. Elles étaient estimées à 80% du volume pulvérisé. Ainsi, dans les tests un volume de 250 µl a été pulvérisé chaque fois, afin d'arriver à une dose de 2 litres de formulation par hectare.

L'application a été faite suivant le mode d'exposition résiduelle. Des papiers millimétrés ont été découpés aux dimensions de 6 x 18 cm et 8 x 19 cm et traités à l'aide de la tour de Potter. Les papiers traités sont introduits dans les flacons, la face traitée orientée vers l'intérieur pour la mettre en contact avec les insectes. Les insectes sont exposés dans différents flacons suivant leur taille. *B. hebetor* et *E. lopezi* sont placés dans des flacons de 5,5 cm de diamètre de 6,5 cm de hauteur. Quant aux acridiens, ils sont disposés individuellement dans des flacons de 8 cm de hauteur avec le fond rétréci, dont ouverture 6,5 cm de diamètre et bas 5 cm. Les couvercles des flacons ont été troués à leur centre et un tissu moustiquaire y a été collé pour permettre leur aération. A l'intérieur des flacons contenant *B. hebetor* et *E. lopezi*, un fil de fer coudé retient un bâtonnet ouaté imbibé d'eau sucrée comme nourriture. Les acridiens avait comme aliment des feuilles d'anacardier (pour *Ornithacris*) et de patate douce (pour *Zonocerus*).

La dose recommandée de 2 litres de formulation par hectare a été utilisée dans tous les cas. Aussi, des témoins ont été traités avec la solution sans spores (solvant + huile d'arachide seulement). Pour certaines études, il y a eu également des témoins blancs (insectes exposés sur papier sans traitement). Chaque traitement a été répété plusieurs fois. Cinq feuilles ont été pulvérisées pour les hyménoptères et ensuite disposées dans cinq flacons avec six *B. hebetor* et dix *E. lopezi* différemment par flacon (donc 30 *B. hebetor* ou 50 *E. lopezi* par série). Pour les acridiens, dix feuilles ont été traitées avec la tour, et placées dans les pots où les insectes sont disposés individuellement (donc 10 acridiens par série).

### Conditions d'expérimentation

Deux séries d'exposition ont été évaluées :

**Série 1 :** une exposition continue des insectes sur les papiers traités jusqu'à mortalité totale des traités aux différents isolats. Ce type d'exposition évalue le risque d'infection au pire des cas, et permet ainsi d'identifier les souches qui n'auront probablement pas d'effets sur le terrain. Toutes les souches ont été testées de cette manière en juillet 1995, sauf les blastospores de *Metarhizium* qui ont été évaluées en janvier/février 1996.

**Série 2 :** une exposition temporaire (1 H, 6 H, 24 H et 72 H), et puis un transfert dans des bocaux sans papiers traités. Ce type d'expérimentation permet d'évaluer le temps d'exposition minimum nécessaire afin de causer une mortalité chez les insectes non-cibles. Seulement la souche de référence (IMI 330 189) et la souche de blastospores ont été testées en exposition temporaire. Ces expérimentations ont été faites en janvier/février 1996.

Le dispositif du test est installé sur une pailleuse à l'intérieur du laboratoire aux conditions ambiantes suivantes:

Tests de juillet 1995 :	Température variable entre 27 et 30 °C Humidité relative entre 50 et 60 %
Tests de janvier/février 1996 :	Température variable entre 23 et 25° C Humidité relative entre 60 et 70 %.

### Observations

#### **Mortalité**

La mortalité des insectes non-cibles, ainsi que celle des acridiens, est relevée chaque 24 heures pendant la durée du test. L'expérimentation s'achève dès obtention de la mortalité totale chez les individus traités aux isolats de champignon pour les expositions continues. Pour l'exposition temporaire, les observations de mortalité ont été arrêtées au 8<sup>ème</sup> jour après le début du test.

#### **Sporulation**

Après comptage des morts, les cadavres sont incubés dans des boîtes de pétri en vue d'obtenir une sporulation du champignon sur les insectes traités. Un papier buvard humecté avec de l'eau distillée est placé au fond de la boîte de pétri, sur lequel sont disposés les insectes, et ensuite les boîtes sont fermées avec du parafilm. Pour les acridiens, un seul insecte a été incubé par boîte. Quant aux hyménoptères 6 à 10 individus sont incubés par boîte. L'ensemble des cadavres (traités et témoin) sont incubés au niveau du laboratoire à la température ambiante. Ces observations ont été faites journalièrement jusqu'au moment où il n'y a plus d'évolution dans le taux de sporulation.

La sporulation due au *Metarhizium* est relativement facile à reconnaître par sa couleur et sa forme macroscopique. Toutefois, les spores apparues sur un nombre limité de parasitoïdes ont été identifiées, au microscope, par un expert du projet DFPV/LUBILOSA, afin de confirmer leur identité.

#### **Analyse**

Les pourcentages de mortalité observés dans les tests ont toujours été corrigés par rapport aux mortalités dans les témoins en utilisant la formule d'Abbott :

$$\% \text{ Mortalité}_{\text{corrigée}} = \frac{\% \text{ Mortalité}_{\text{traîtée}} - \% \text{ Mortalité}_{\text{témoin}}}{100 - \% \text{ Mortalité}_{\text{témoin}}} \times 100$$

## RESULTATS

### Viabilité des spores

La viabilité des spores n'a pas été vérifiée à Dakar pour les tests exécutés en juillet 1995, car le matériel était fraîchement reçu. Les conidies en poudre ont été jugées viables à 100 % au moment de leur conditionnement à l'IIBC, pour onze isolats de *Metarhizium* spp. et un de *B. bassiana*. Pour le *Metarhizium*-blastospore du Projet GTZ, le pourcentage de germination des spores avant emballage a été de 83 %.

Par contre, la viabilité des conidies a été vérifiée avant leur utilisation dans les tests de janvier 1996, après leur stockage pendant sept mois au réfrigérateur à Dakar. Elle était de 81 à 92 % pour les isolats fournis par IIBC, et 77 % pour l'isolat de blastospores fourni par le GTZ (tableau 5.1). Ceci a été considéré comme acceptable pour les tests.

### Comparaison des souches en exposition continue

L'effet global du traitement a été évalué par le taux de mortalité et le pourcentage de sporulation des cadavres incubés après observations des mortalités. Les résultats obtenus pour les différents isolats en exposition continue (figures 5.1 et 5.2) montrent l'effet des pathogènes sur les deux hyménoptères parasitoïdes. Aucune souche n'a épargné ces organismes. L'effet de l'isolat de référence, *Metarhizium flavoviride* IMI 330 189 sur *B. hebetor* montré par Danfa (1997) a été confirmé (figure 5.1a). Dans l'ensemble, les courbes des figures sont assez similaires. Les conidiospores des isolats de *Metarhizium* spp. et *M. flavoviride*, et les blastospores de *M. flavoviride* semblent avoir les mêmes effets. Cependant, la mortalité des parasitoïdes est plus rapide que celle des acridiens. Cela nous fait penser que la taille des insectes pourrait influencer l'effet du champignon.

La pathogénicité de *B. bassiana* sur les deux hyménoptères a été montrée aussi (figure 5.1d). Ce pathogène a provoqué 80 % de mortalité chez les individus traités après quatre jours d'expositions.

En évaluant la vitesse d'action et le taux de sporulation des différents pathogènes vis-à-vis des deux parasitoïdes (figure 5.3), nous pouvons constater que les isolats ARSEF 324, 191 609 et 191 660 semblent être légèrement plus virulents pour *E. lopezi*, alors que les isolats 192 690, 192 775, 193 833, 193 825 et l'isolat de blastospores pourraient être moins dangereux (figure 5. 3a). Quant à *B. hebetor*, les isolats 193 825 et 192 690 semblent être les plus actifs (figure 5.3b). Les différents isolats ont agi lentement sur *Z. variegatus*.

Dans tous les cas nous avons eu une sporulation sur les cadavres des individus traités, bien qu'en ce qui concerne les témoins, nous n'ayons observé aucune sporulation. L'identification de certaines de nos sporulations a été confirmée (A. Paraiso, comm. pers.) Le taux de mortalité dans les témoins se situe entre 17 et 30 % maximum. Ce fait a été donc mieux maîtrisé que dans les études précédentes (Danfa 1997).

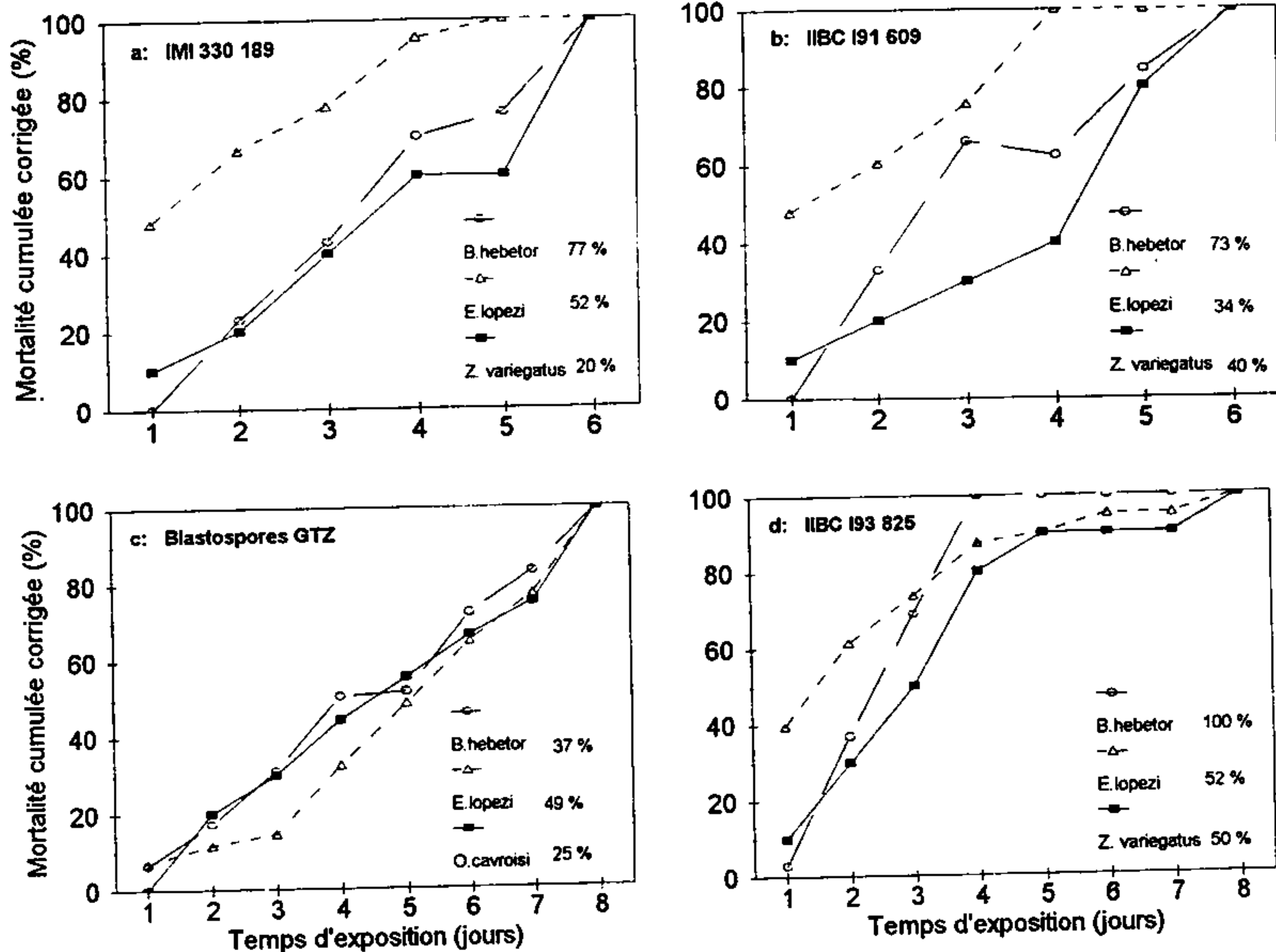


Figure 5.1 : Effets des trois isolats de *Metarhizium flavoviride* (a,b,c) et un de *Beauveria bassiana* (d) sur deux hyménoptères parasitoïdes et l'acridien *Zonocerus variegatus*. Les pourcentages donnés dans la légende représentent les taux de sporulation observés sur les individus incubés.

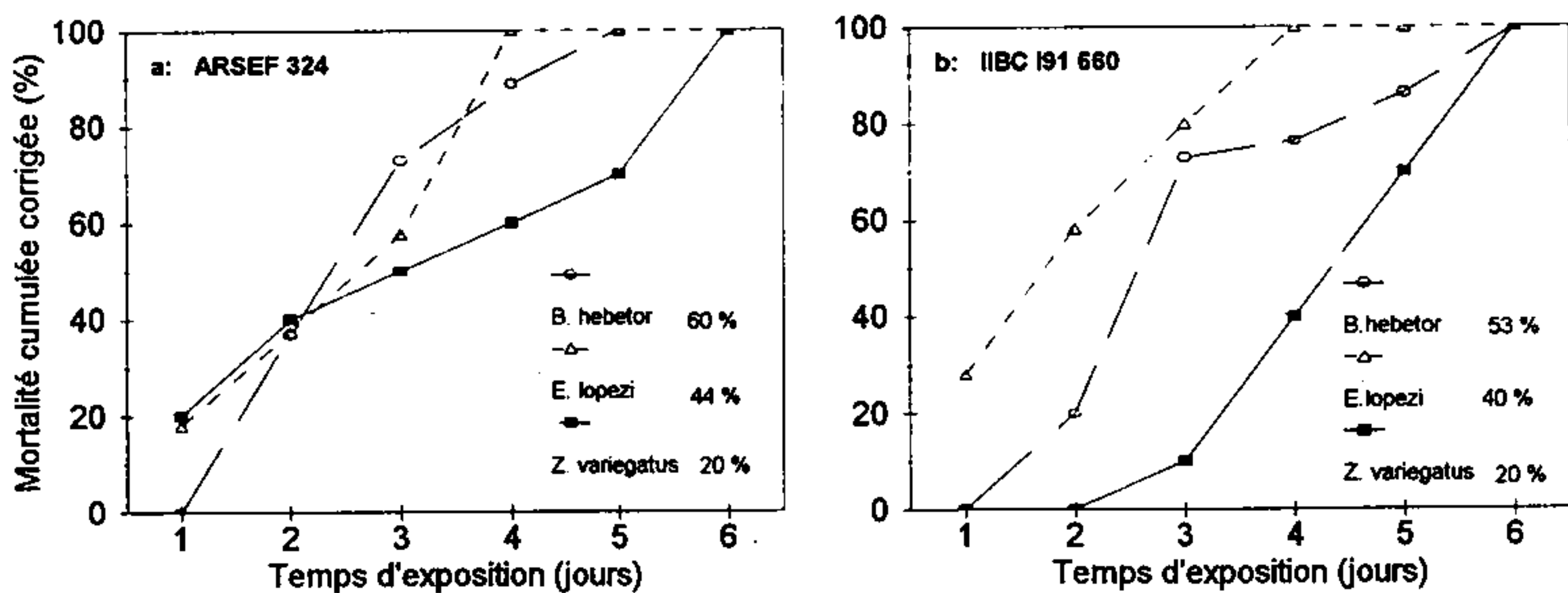


Figure 5.2 : Effets de 8 isolats *Metarhizium* spp. sur les deux parasitoïdes *Bracon hebetor* et *Epidinocarsis lopezi*, et l'acridien *Zonocerus variegatus*. Les pourcentages donnés dans la légende représentent les taux de sporulation observés sur les individus incubés.

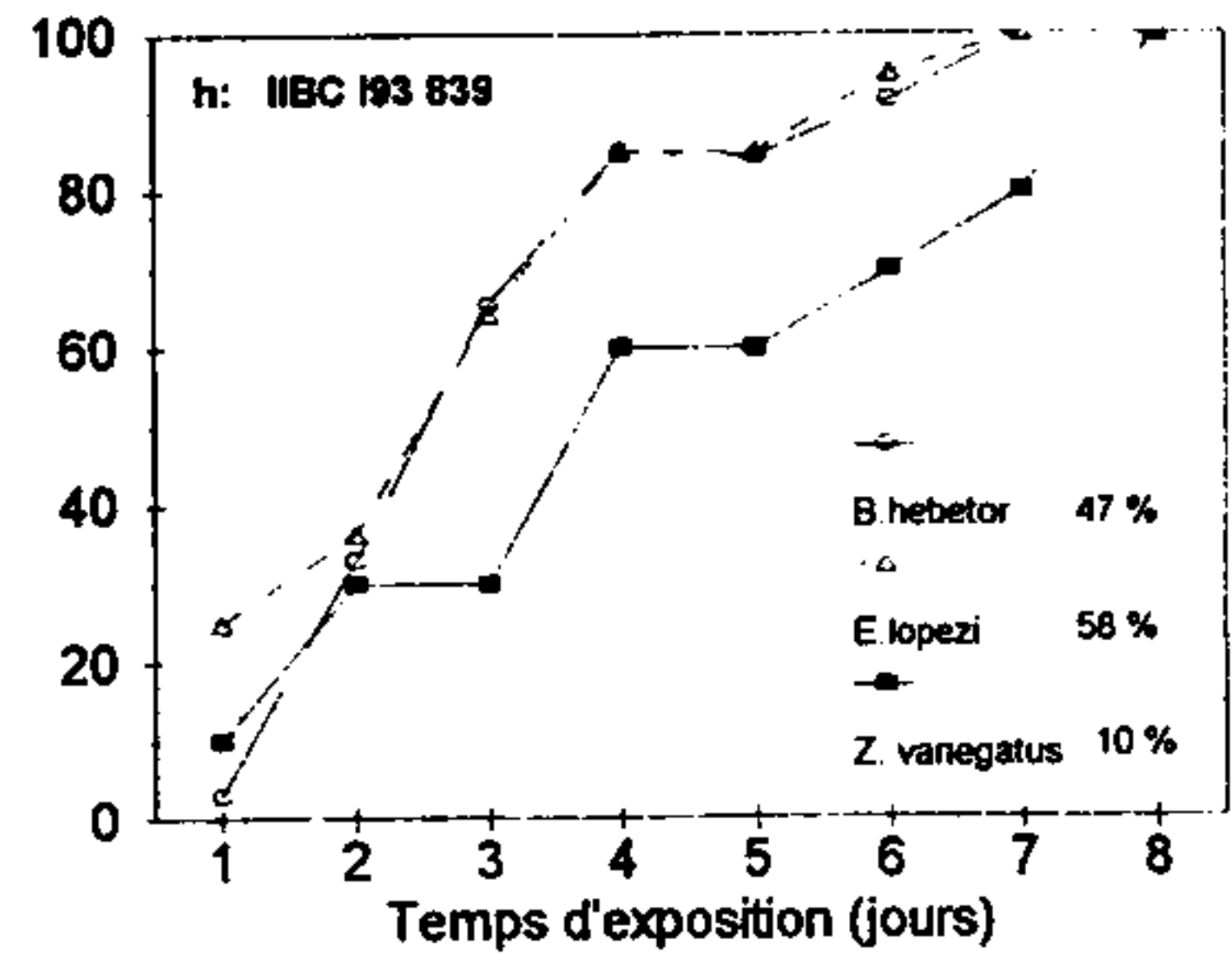
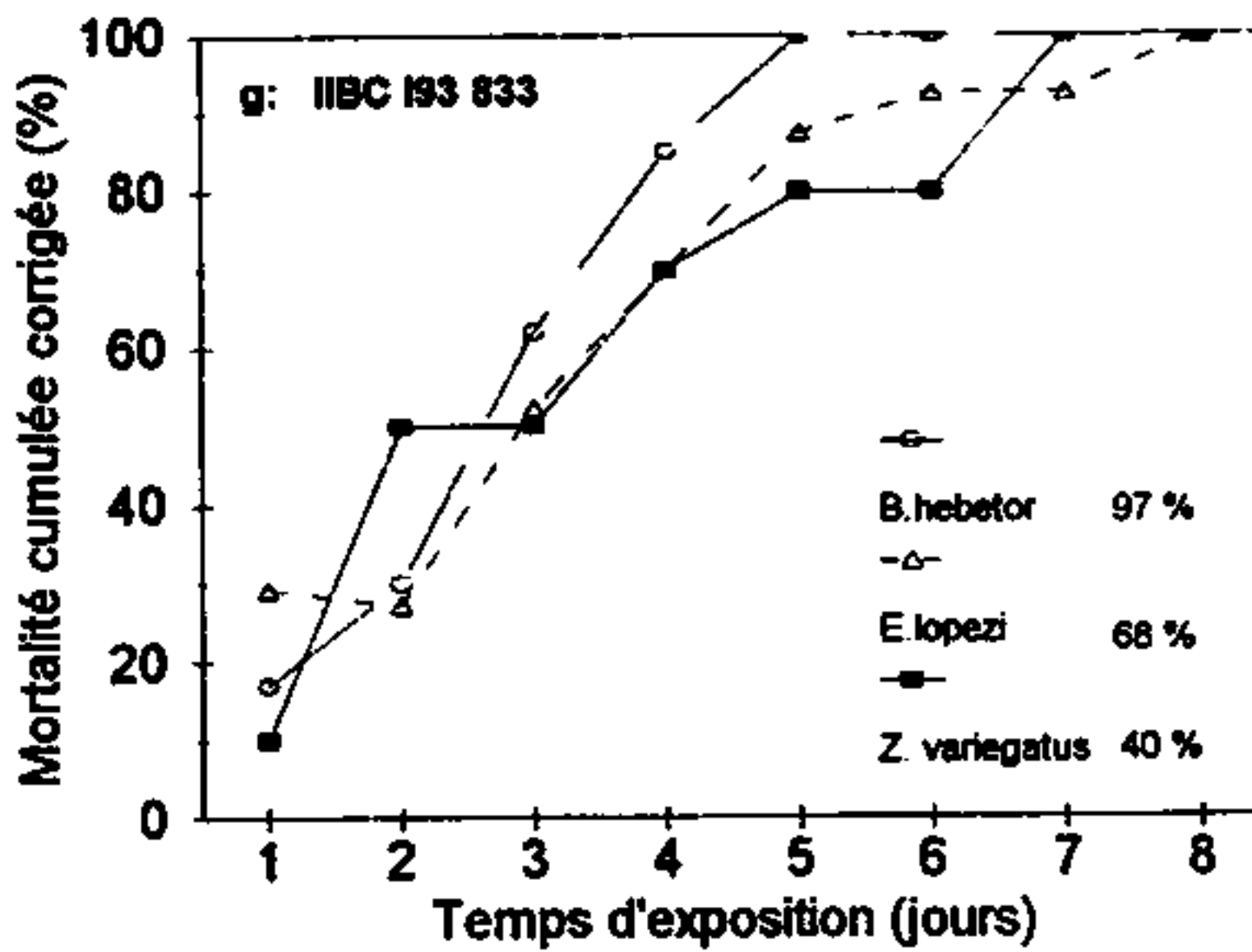
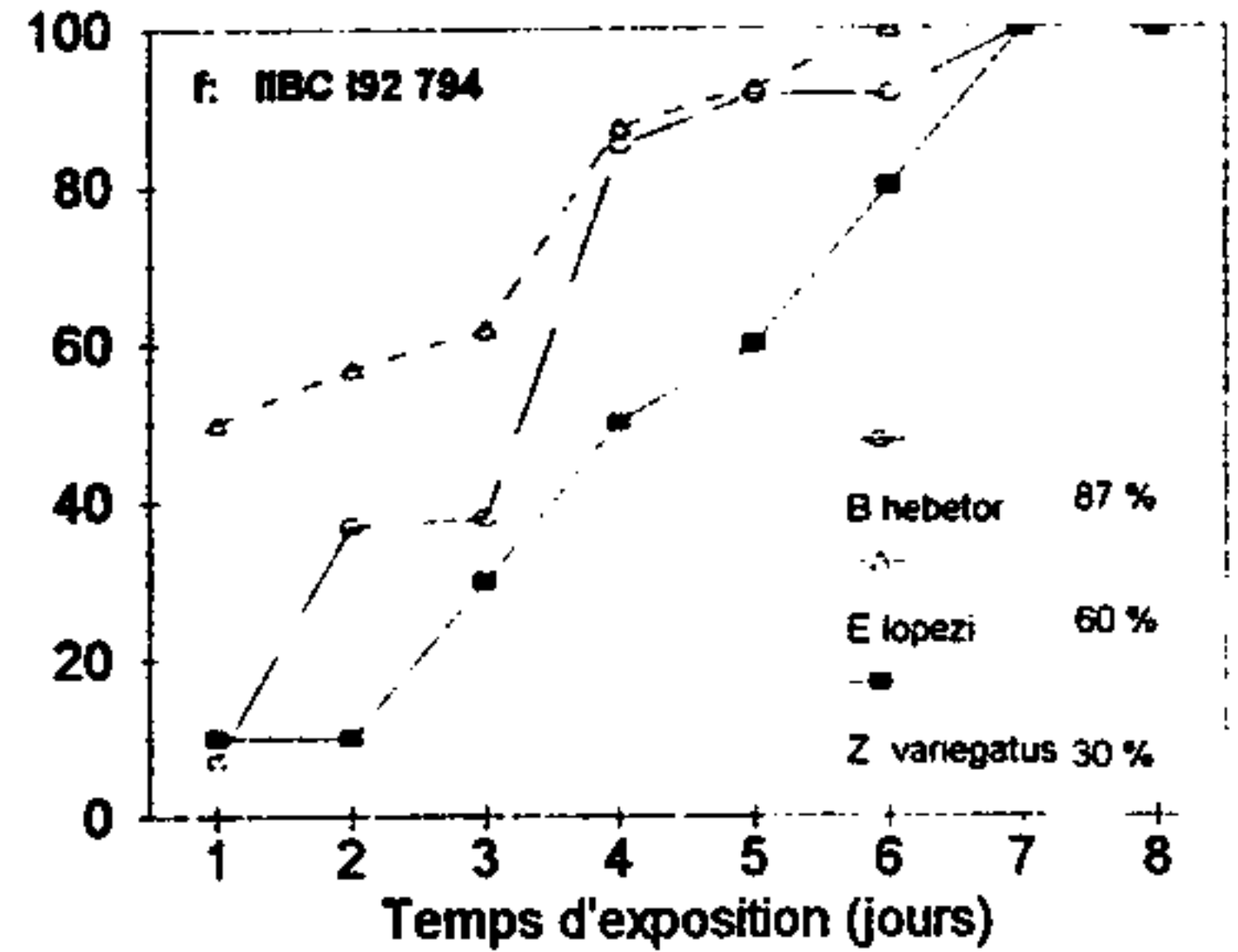
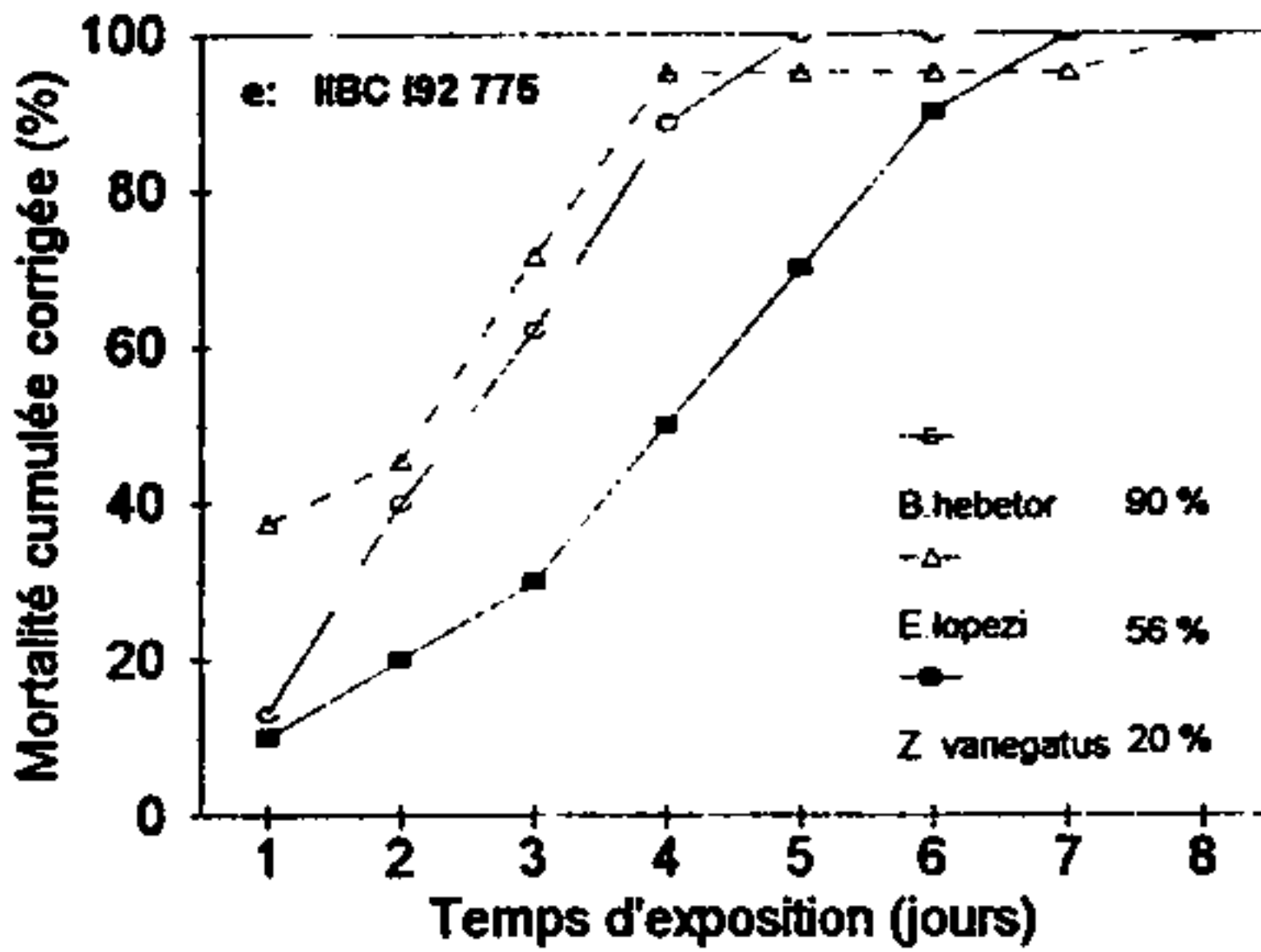
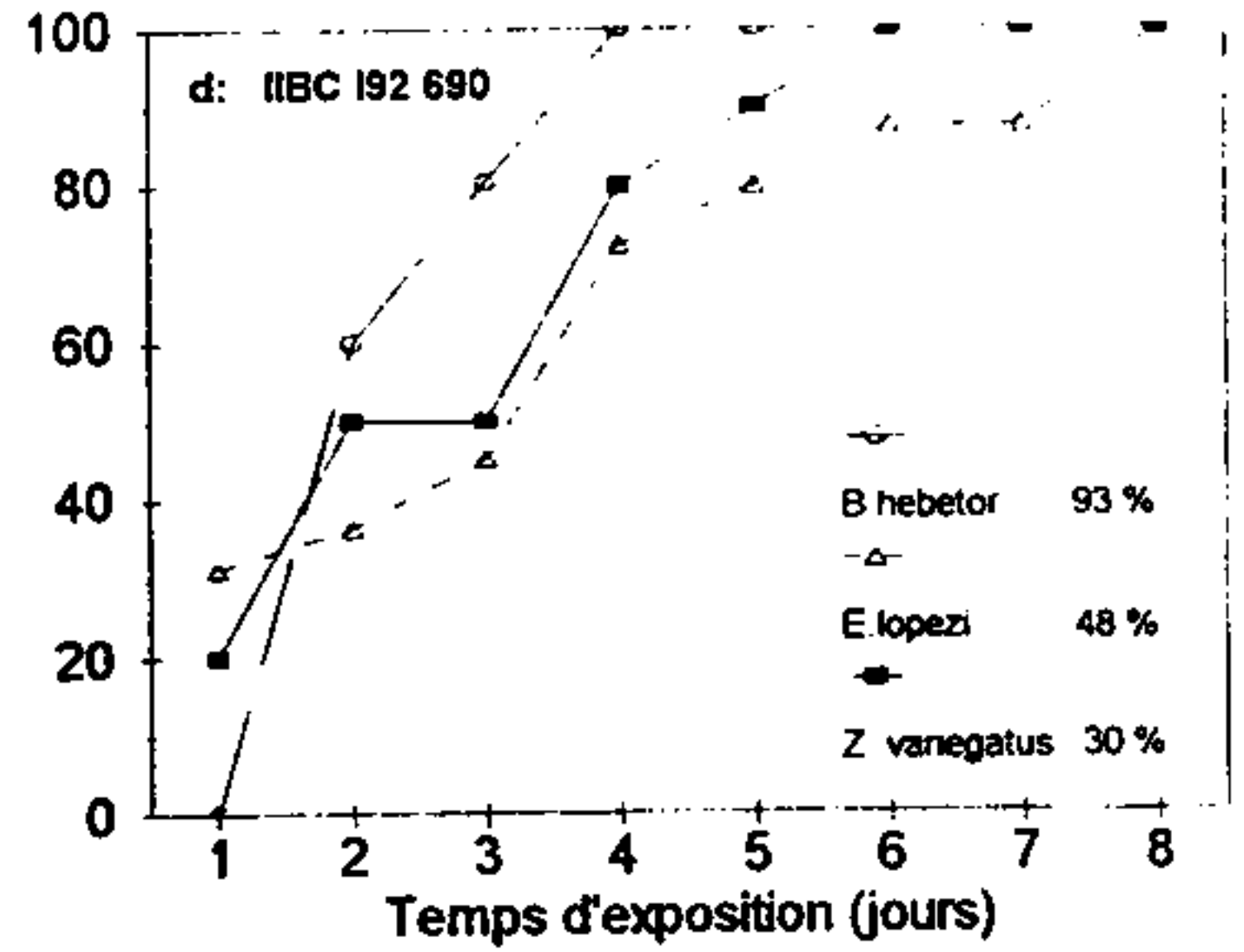
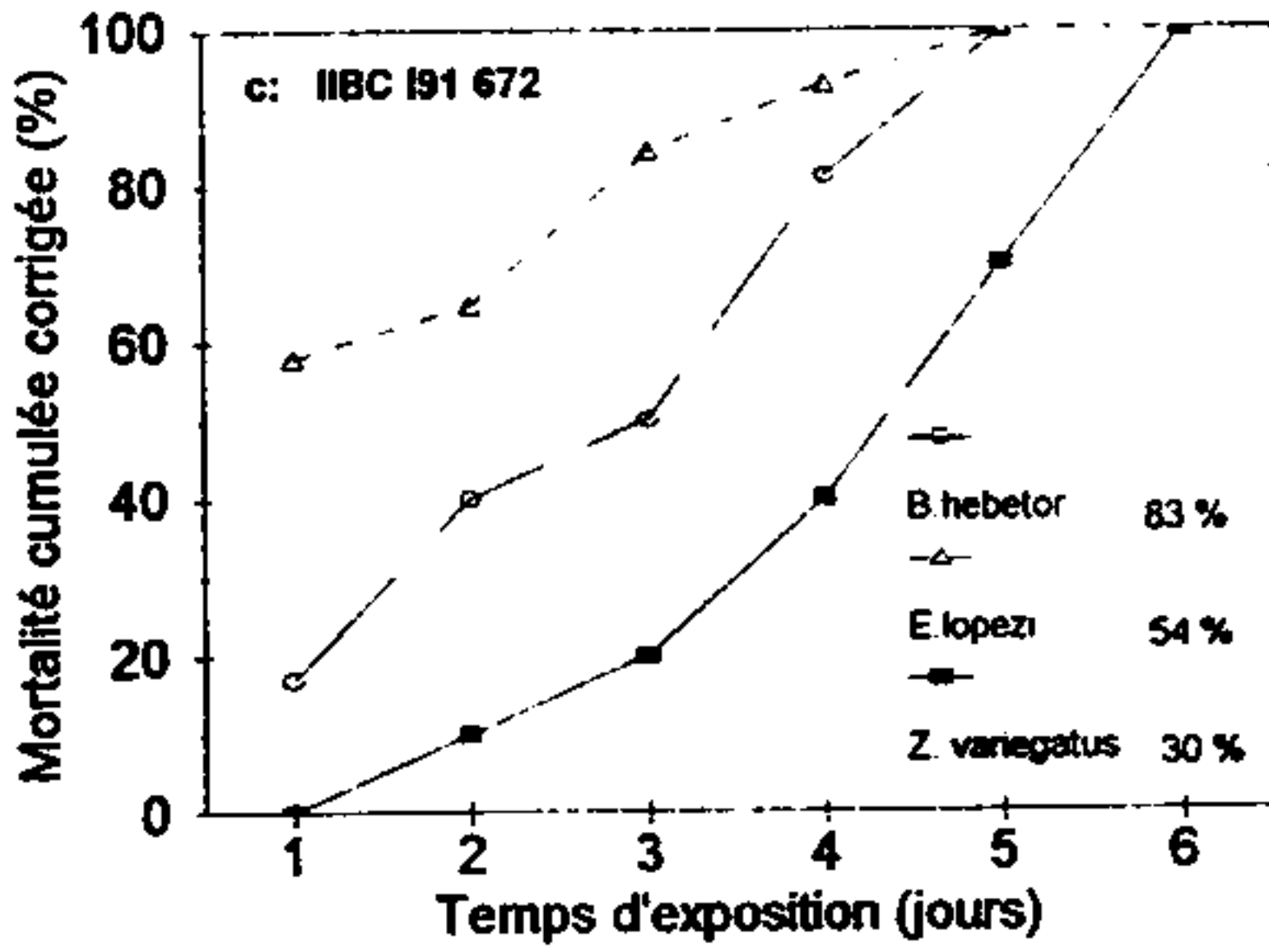


Figure 5.2 : Suite

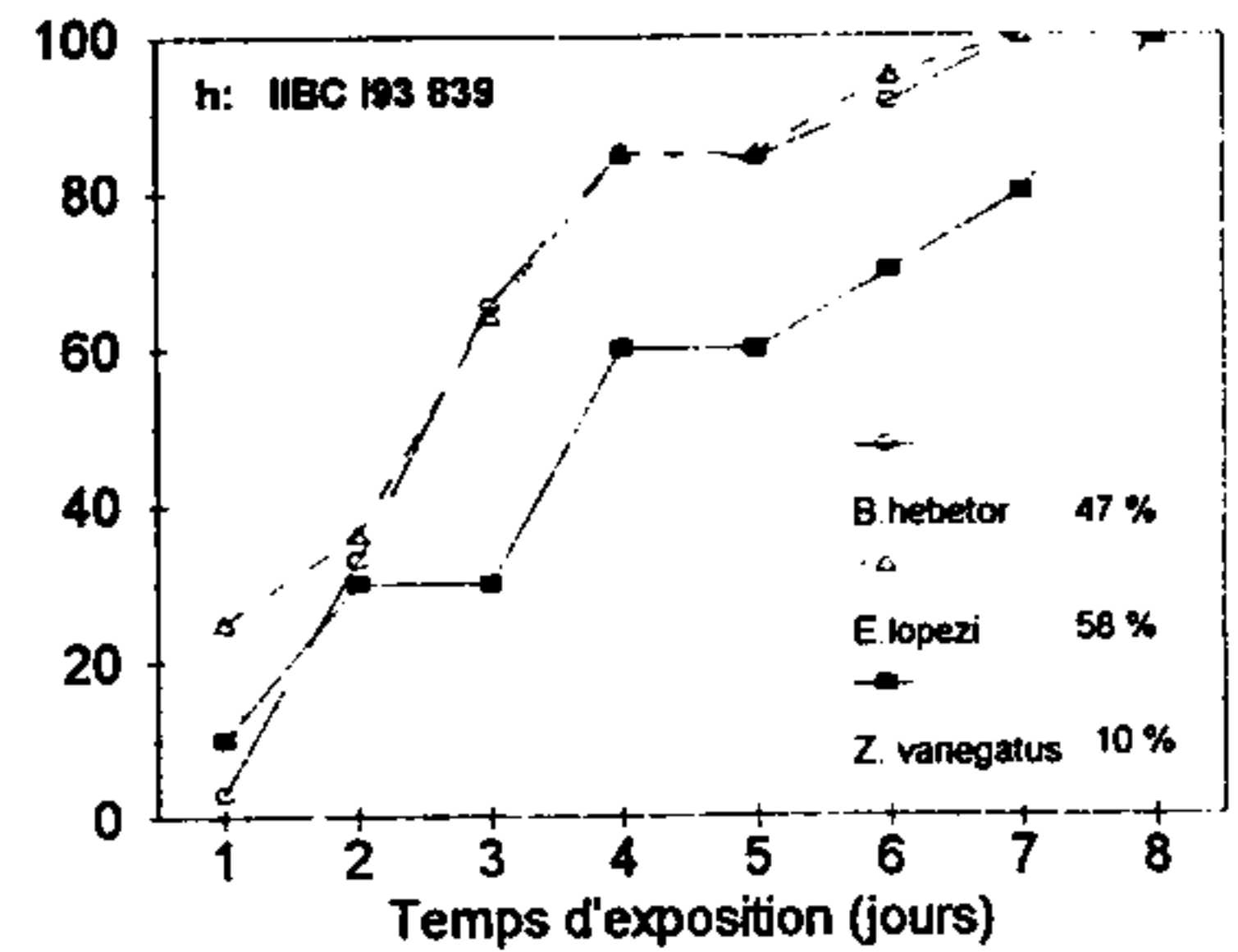
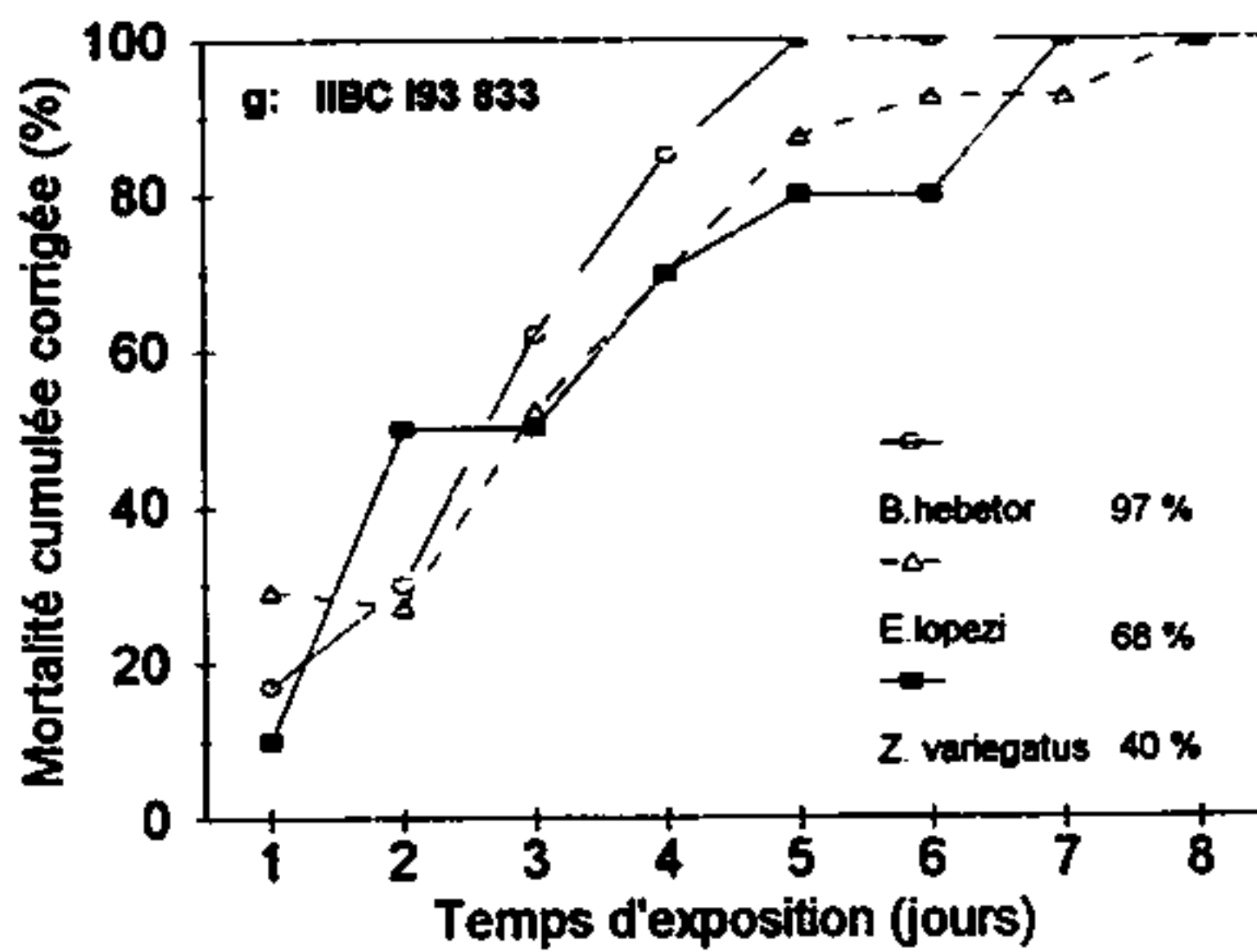
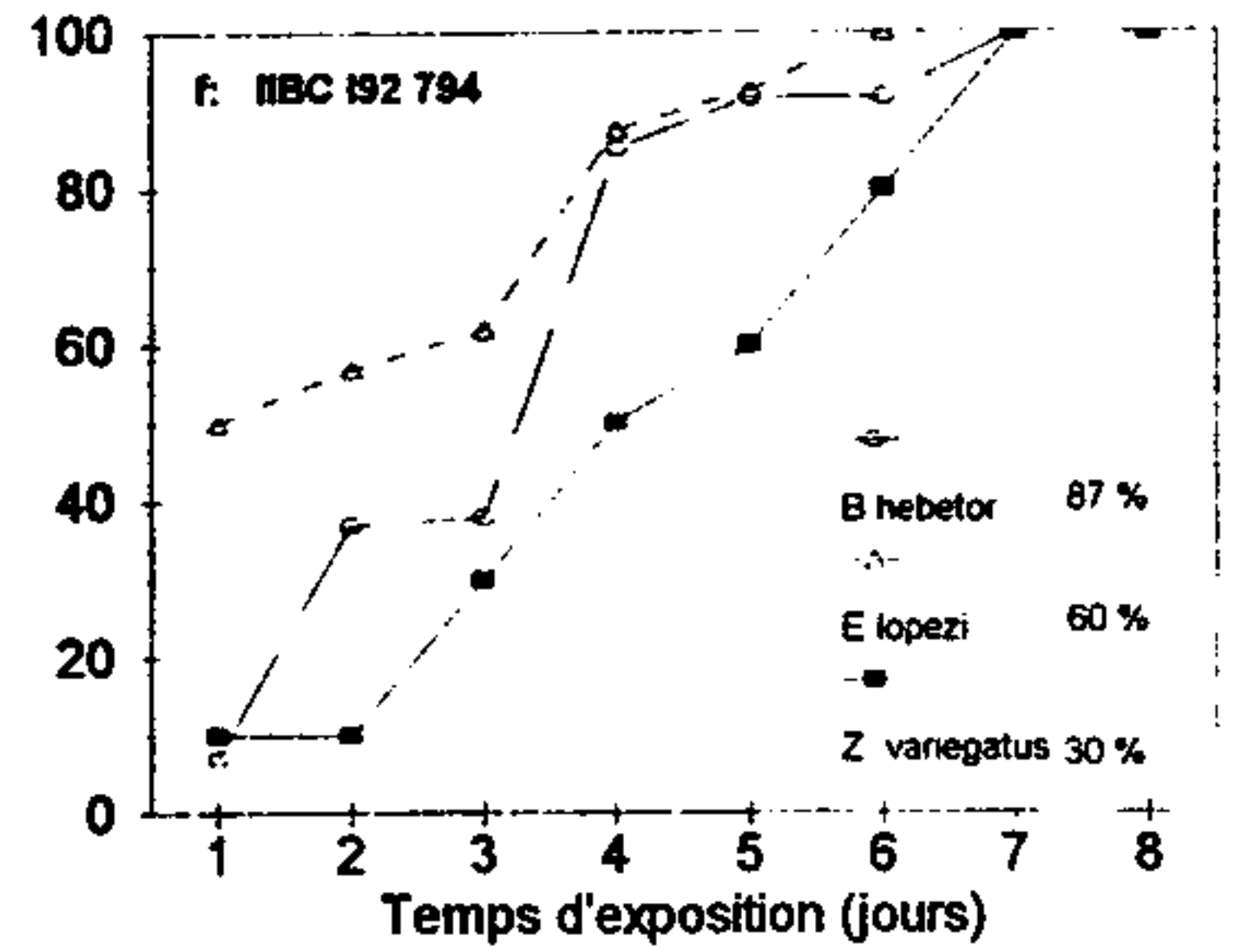
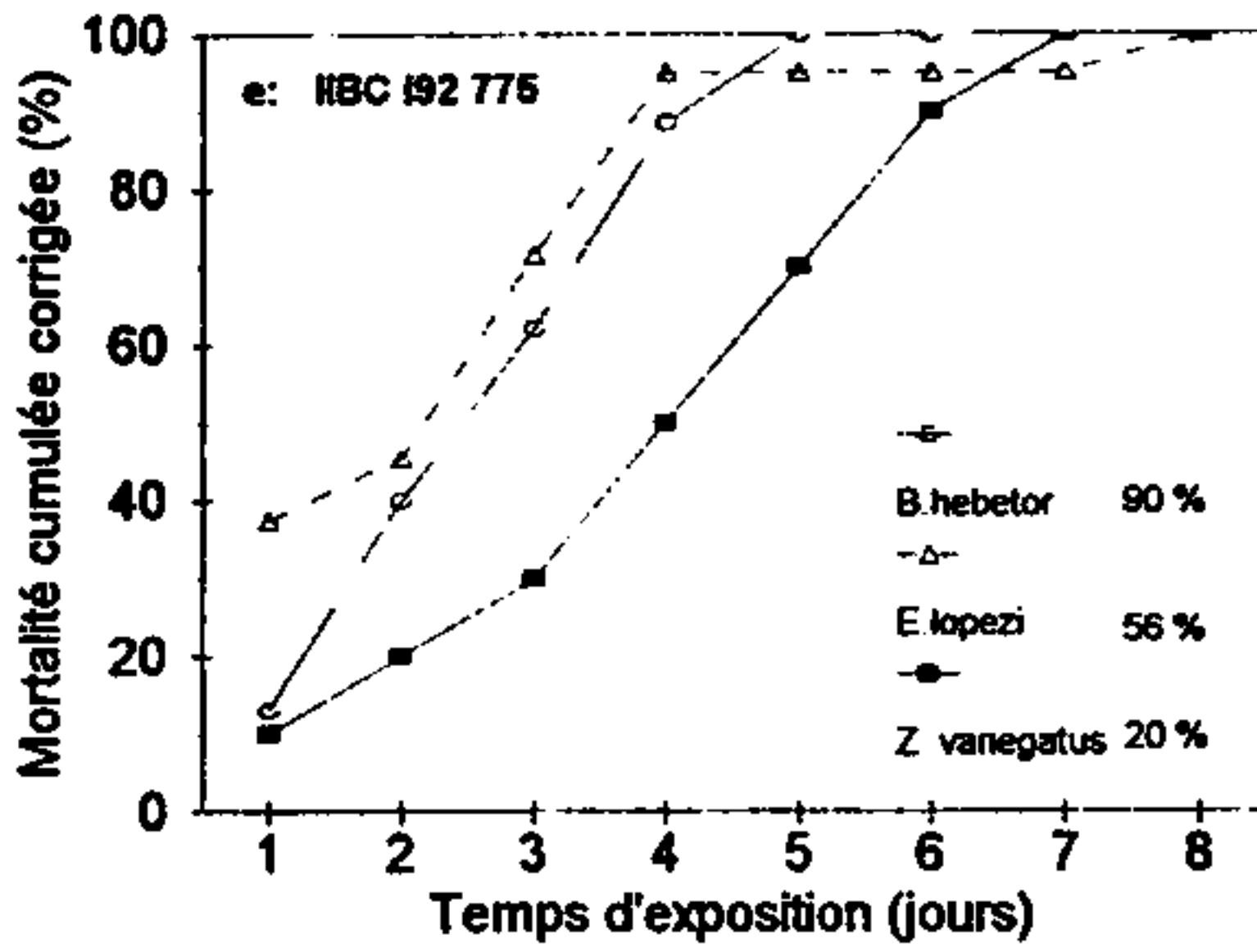
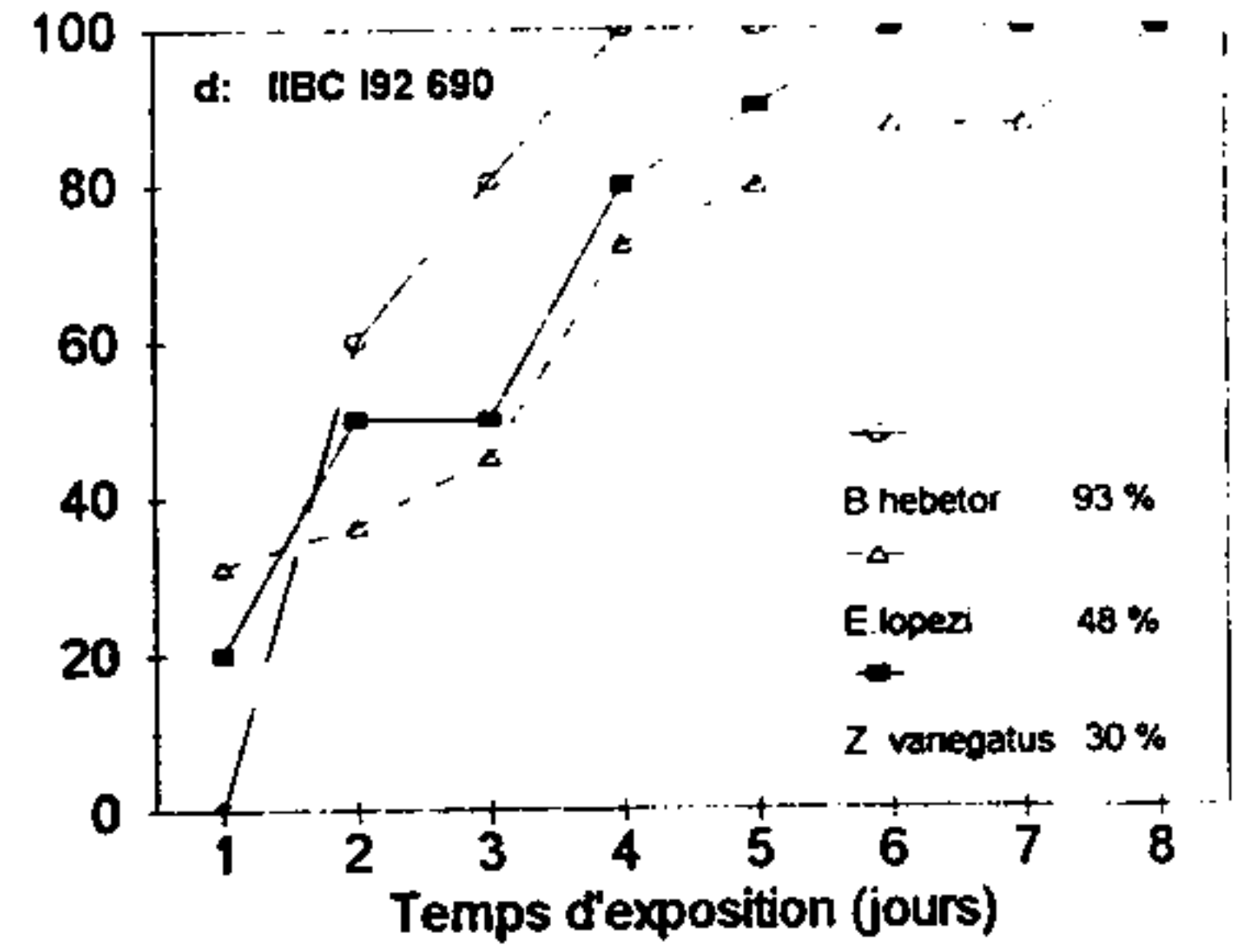
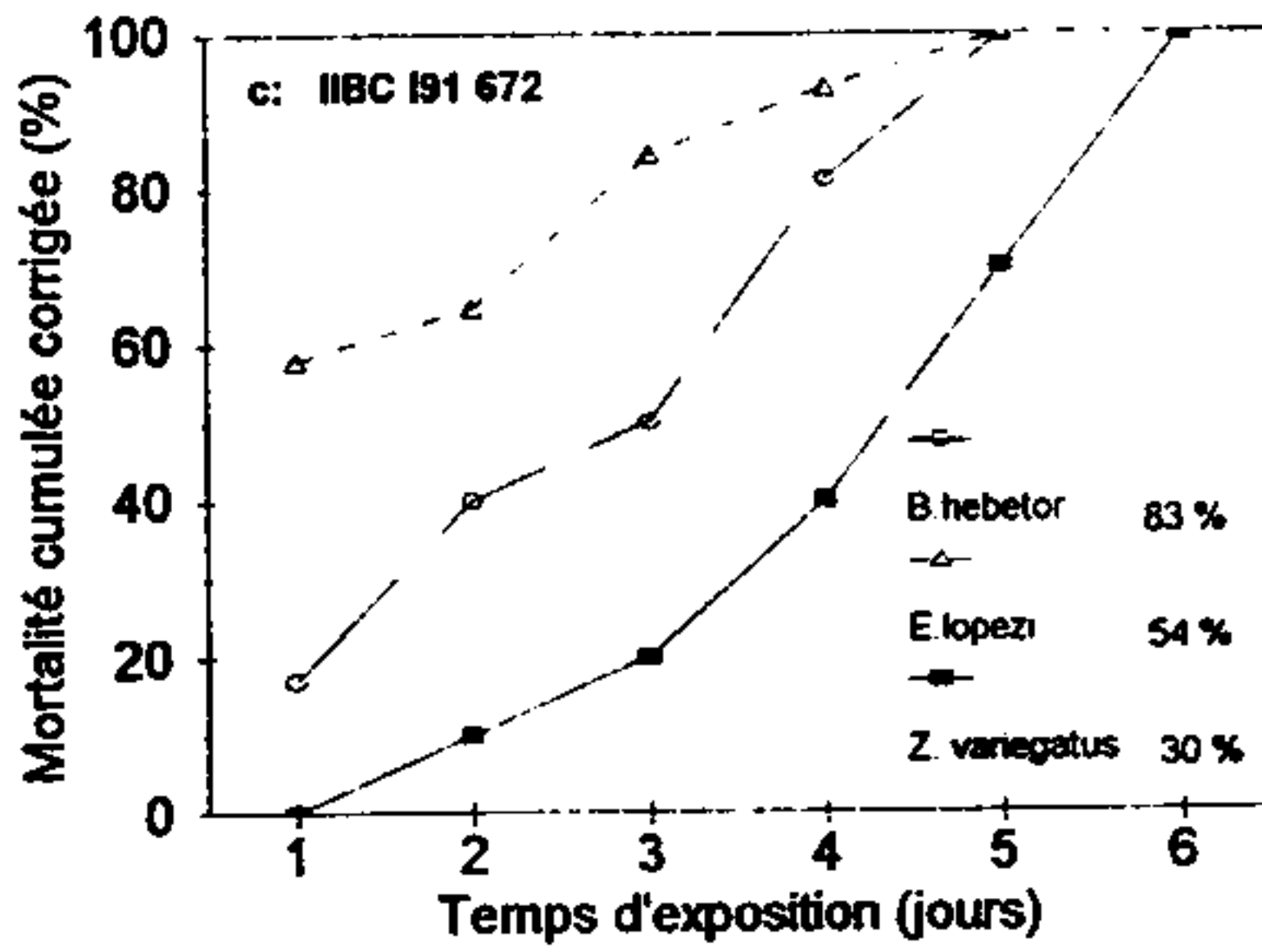


Figure 5.2 : Suite

### Influence du temps d'exposition

Pour les traitements dans le cadre de l'exposition temporaire, nous avons utilisé deux isolats de *Metarhizium flavoviride* (IMI 330 189 et blastospores GTZ). Chez les hyménoptères exposés pendant une heure et six heures, nous avons eu un faible taux de mortalité (figure 5.4) qui nous fait croire que les insectes n'ont pas été suffisamment exposés aux pathogènes pour être affectés. Ainsi, à la suite des expositions de vingt quatre heures et soixante douze heures nous avons observé l'effet des pathogènes (figure 5.4). Après cinq à six jours d'observations nous avons eu 100 % de mortalité au niveau des individus traités de *E. lopezi* et *B. hebetor* exposés pendant 72 H ; alors que pour 24 H d'exposition, nous n'avons pas eu 100 % de mortalité même après 8 jours d'observation.

Chez les témoins le taux de mortalité se situe entre 20 et 30 % pour les témoins traités au diluant et 10 à 30% pour les témoins blancs. Cela montre qu'il n'y a pas eu l'effet du solvant sur les insectes de façon à influencer le taux de mortalité.

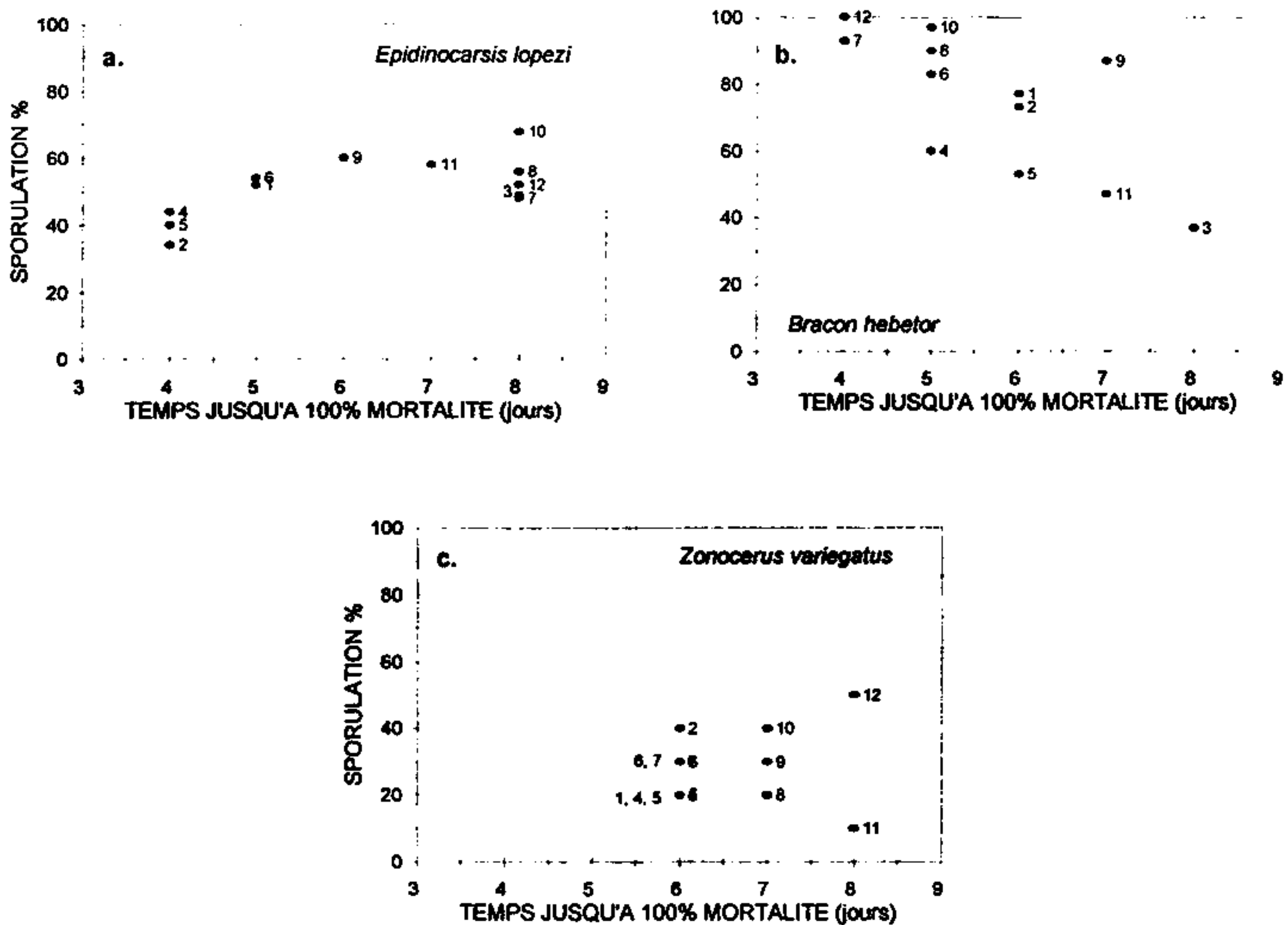


Figure 5.3: Evaluation de la vitesse d'action et du taux de sporulation des différents isolats vis à vis des deux hyménoptères parasitoïdes *Bracon hebetor* et *Epidinocarsis lopezi*, et l'acridien *Zonocerus variegatus*. Les numérotations des isolats sont faites selon le tableau 5.1.



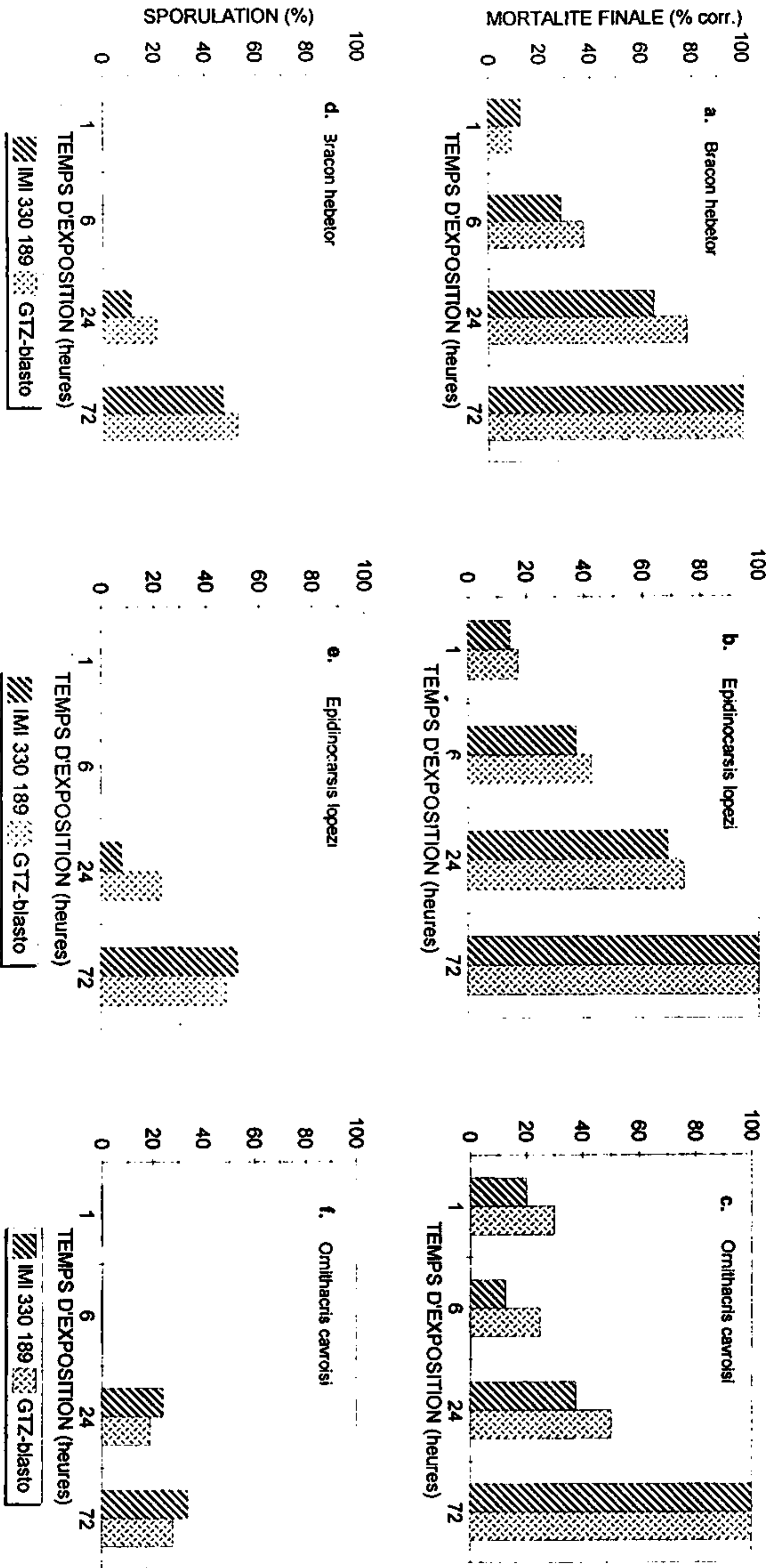


Figure 5.4 : Influence du temps d'exposition à deux isolats de Metarhizium flavoviride sur Bracon hebetor, Epidinocarsis lopezi et Ormithacris cavroisi.

## DISCUSSION

Les onze isolats de *Metarhizium* et un de *B. bassiana* testés, ont provoqué une forte mortalité chez les individus traités aux champignons, montrant une pathogénéité de ces isolats aux insectes testés. Cela semble être confirmé par les taux de sporulation obtenus sur les cadavres incubés. La variation en virulence trouvée entre les différents isolats ne nous permet pas de déterminer une spécificité quelconque envers les acridiens. Nos résultats et les études précédentes semblent montrer que le groupe des hyménoptères pourrait être affecté en cas de lutte antiacridienne avec ces entomopathogènes.

L'exposition temporaire de courte durée (1 heure ou 6 heures) des insectes aux champignons ne nous a pas permis d'observer un effet important du *Metarhizium*. Ces faits montrent qu'il faut un temps minimum d'exposition d'au moins un à deux jours, pour permettre un transfert élevé des spores des surfaces traitées aux insectes. Les résultats ont montré que ceci est valable pour les petits insectes comme pour les grands insectes. Nous avons trouvé une très bonne corrélation entre le temps d'exposition et la mortalité (dose et effet). L'inexistence d'une mortalité due aux solvants, prouve qu'il y a eu l'effet des pathogènes sur les insectes.

En conclusion, ces études ont montré qu'une réduction de l'exposition aux spores diminuerait le taux de mortalité des insectes. Si l'on peut avoir sur le terrain une exposition limitée des organismes non-cibles aux spores suivant le comportement de l'insecte, il se pourrait que la mortalité de ces insectes serait plus réduite sur le terrain qu'au laboratoire. Afin de mieux clarifier une telle sélectivité liée au comportement des insectes, nous recommandons d'effectuer des études en cages sous conditions semi-naturelles, et sur le terrain. En plus, nous recommandons que les essais d'efficacité actuellement exécutés sur le terrain avec *Metarhizium* soient rigoureusement suivis afin de déterminer si les insectes non-cibles peuvent être infectés dans des conditions opérationnelles.

## BIBLIOGRAPHIE

- Bal AB (1992) Les principaux insectes du mil au Sénégal : importance du parasitisme et méthodes de lutte. SAHEL PV INFO 41: 2-10
- Bateman RP (1992) L'application de mycopesticides antiacridiens en gouttelettes calibrées. Dans: Lomer, CJ et Prior, C (eds) Lutte biologique contre les acridiens. CAB International / Institut International d'Agriculture Tropicale, Cotonou, p 251 - 257
- Bateman RP, Carey M, Moore D et Prior C (1993) The enhanced infectivity of *Metarhizium flavoviride* in oil formulations to desert locusts at low humidities. *Annals of Applied Biology* 122: 145-152
- Danfa A (1997) Test de toxicité de *Metarhizium flavoviride* (Deuteromycetes, Moniliales) sur *Bracon hebetor* (Hymenoptera, Braconidae), *Pimelia senegalensis* et *Trachyderma hispida* (Coleoptera, Tenebrionidae). Dans : Everts JW, MBaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 174-187.
- Everts JW (Ed.) (1990) Effets sur l'environnement de la lutte chimique antiacridienne. Une étude pilote. Rapport du projet ECLO/SEN/003/NET. FAO, Rome
- Geddes AMW (1990) The relative importance of crop pests in sub-saharan Africa. NRI Bulletin No. 36. Natural Resources Institute, Chatham, Royaume Unie
- Genthner FJ et Middaugh DP (1992) Effect of *Beauveria bassiana* on embryos of the Inland Silverside Fish (*Menidia beryllina*). *Applied and Environmental Microbiology* 58: 2840-2845.
- Goettel MS (1992) Des champignons comme agents de lutte biologique. Dans : Lomer CJ et Prior C. (eds). Lutte biologique contre les acridiens. CAB International / Institut International d'Agriculture Tropicale, Cotonou, p 121 - 132
- Goettel MS et Johnson DL (1992) Effets sur l'environnement et innocuité des agents cryptogamiques de lutte. Dans : Lomer, CJ et Prior C, (eds) Lutte biologique contre les acridiens. CAB International / Institut International d'Agriculture Tropicale, Cotonou, p 361- 366
- Goettel MS, Poprawski TJ, Vandenberg JD, Il Z et Roberts DW (1990) Safety to non target invertebrates of fungal biocontrol agents. Dans : Laird M, Lacey LA et Davidson EW (eds) Safety of Microbial Insecticides. CRC Press, Boca Raton, p 209-231
- Johnson DL, Goettel MS, Bradley C, Van der Paauw H. et Maïga B (1992) Essai en plein champ du champignon entomopathogène *Beauveria bassiana* contre les criquets au Mali en juillet 1990. Dans : Lomer, CJ et Prior, C (eds) Lutte biologique contre les acridiens. CAB International / Institut International d'Agriculture Tropicale, Cotonou, p 298-313
- Lobo Lima ML, Brito JM et Henry JE (1992) Lutte biologique contre les acridiens au Cap-Vert. Dans: Lomer CJ et Prior C. (eds) Lutte biologique contre les acridiens. CAB International/ Institut International d'Agriculture Tropicale, Cotonou, p 289-297
- Lomer CJ, Shah P, Paraiso A *et al.* (1993) Ecological studies on grasshoppers and effects of formulations on non-target organisms. Dans : The IIBC/IITA/DFPV collaborative research programme on the biological control of locusts and grasshoppers. Final report for phase 1. IIBC, Ascot, Royaume Unie, p 128 - 135
- Neuenschwander P (1992) Lutte biologique contre la cochenille farineuse du manioc en Afrique. Dans: Markham, RH *et al.* (eds) Manuel de lutte biologique. Deuxième tome (deuxième édition). Institut International d'Agriculture Tropicale. Centre de lutte biologique pour l'Afrique, Cotonou, République du Bénin, p 3 - 45

- Nwanze KF et Youm O (1995) Panicle Insect Pests of sorghum and pearl millet. Proceedings of an international consultative workshop, 4-7 Oct. 1993, ICRISAT Sahelian Center, Niamey, Niger. ICRISAT, Patancheru, Inde.
- Peveling R et Weyrich J (1992) Effets de l'huile de neem, de *Beauveria bassiana* et de la dieldrine sur les ténébrionides non visés de la zone désertique du Niger. Dans : Lomer, CJ et Prior, C (eds) Lutte biologique contre les acridiens. CAB International / Institut International d'Agriculture Tropicale, Cotonou, p 324 - 340
- Prior C (1990) The biological basis for regulating the release of micro-organisms, with particular reference to the use of fungi for pest control. *Aspects of Applied Biology* 24, 231-238.
- Prior C (1992) Découverte et caractérisation des champignons pathogènes en vue de la lutte antiacridienne. Dans : Lomer, CJ et Prior, C (eds) Lutte biologique contre les acridiens. CAB International / Institut International d'Agriculture Tropicale, Cotonou, p 159-180.
- Prior C et Greathead, DJ (1989) Biological control of locusts : the potential for the exploitation of pathogens. *FAO Plant Protection Bulletin* 37 : 37-48
- Prior C, Lomer CJ, Herren H, Paraiso A, Kooyman C et Smit JJ (1992) Le programme de recherche IIBC/ITA/DFPV sur la lutte biologique antiacridienne. Dans : Lomer, CJ et Prior, C (eds) Lutte biologique contre les acridiens. CAB International / Institut International d'Agriculture Tropicale, Cotonou, p 8 -18
- Van der Valk H et Kamara O (1997) Effets du fénitrothion et du diflubenzuron sur les ennemis naturels des ravageurs du mil au Sénégal. Dans : Everts JW, MBaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 66-110.



## **CHAPITRE 6 :**

### **Tests de toxicité aiguë sur un parasitoïde, *Bracon hebetor* Say (Hymenoptera : Braconidae), avec différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel**

*Abdoulaye DANFA, Baba FALL et Harold VAN DER VALK*

## **RESUME**

Des tests de toxicité au laboratoire ont été menés sur une souche de parasitoïde *Bracon hebetor* Say (Hymenoptera : Braconidae) avec des insecticides utilisés en lutte antiacridienne. Les insectes étaient exposés dans des tubes à essai en verre dont l'intérieur a été traité avec l'insecticide. La mortalité aiguë a été évaluée après 24 heures d'exposition. Ensuite, des hôtes ont été offerts aux femelles du parasitoïde ayant survécu aux tests aigus, jusqu'à la fin de leur vie. Ceci a permis d'évaluer l'effet des produits sur certains paramètres de reproduction. Par la suite, des bio-essais semi-terrain ont été exécutés, où les parasitoïdes ont été exposés aux résidus des insecticides sur végétation traitée aux doses utilisées dans la lutte contre le criquet pèlerin.

Les tests de toxicité aiguë ont donné des résultats qui sont généralement similaires pour les mêmes insecticides, à l'exception des pyréthrinoïdes. La variabilité observée pour ce groupe pourrait être due aux conditions environnementales, et il est recommandé d'étudier ce fait de façon plus approfondie.

Les moyennes géométriques des  $CL_{50}$  à 24 heures obtenues pour les insecticides testés étaient (dans l'ordre croissant de toxicité) de : 3.51 ng/cm<sup>2</sup> pour le lambda-cyhalothrine (gamme : 1.63 à 8.35), 2.12 ng/cm<sup>2</sup> pour le malathion, 0.87 ng/cm<sup>2</sup> pour le bendiocarbe, 0.50 ng/cm<sup>2</sup> pour la deltaméthrine (gamme : 0.14 à 6.40 ng/cm<sup>2</sup>), 0.11 ng/cm<sup>2</sup> pour le chlorpyrifos, et 0.09 ng/cm<sup>2</sup> pour le fipronil.

Les résultats des observations sur les paramètres de fécondité étaient relativement variables. Plusieurs améliorations potentielles pour la conduite de ces études ont été proposées, bien qu'il ait été reconnu qu'une certaine variabilité serait inévitable pour ce type d'observations.

Les études sur la reproduction du parasitoïde semblent montrer que le paramètre facteur de reproduction ( $R^{Tox}$ ), qui intègre la longévité et la fécondité des femelles, ayant survécu aux traitements, était le plus sensible. Toutefois, ce facteur de reproduction n'était plus sensible que pour la  $CL_{50}$  aiguë pour l'ensemble des insecticides testés, à l'exception du fipronil.

Pour chaque insecticide, un quotient de risque (QR) a été calculé, comme étant le rapport entre le paramètre de toxicité le plus sensible et le taux de résidus estimé sur feuilles de mil. Tous les QR étaient supérieurs à 1, indiquant que des effets sur *Bracon hebetor* sont probables. Les bio-essais semi-terrain ont confirmé la présence de ce risque. Cependant, il n'était pas possible de faire une classification de risque fiable uniquement basée sur les QR. Les résultats des bio-essais semblent montrer que des facteurs comme la demi-vie biologique et la bio-disponibilité de l'insecticide joueraient un rôle important pour la prédiction de son impact sur les parasitoïdes. Il est recommandé de développer des méthodes de bio-essais semi-terrain plus appropriées afin d'améliorer l'estimation des risques dus aux insecticides pour ce groupe d'auxiliaires.

## INTRODUCTION

*Bracon hebetor* Say (Hymenoptera - Braconidae) est un ectoparasitoïde cosmopolite qui provoque une paralysie chez l'hôte. C'est un parasitoïde des déprédateurs de céréales : *Heliocheilus albipunctella* De Joannis, *Ephestia* sp et *Corcyra* sp (Bhatnagar 1989). Diémé (1989) a cité aussi d'autres insectes comme étant des hôtes de *B. hebetor* en Afrique et au Moyen-Orient : *Achroia grisella* Straint, *Plodia interpunctella* (Hübner), *Spodoptera littoralis* (Br.isd.), *Rhopalocampa forestan* Gr. et *Crocidolomia binotalis* Zeller.

Le mil à chandelle (*Pennisetum typhoides* Staph & Hubbard) est l'une des principales cultures vivrières dans la zone sahéenne de l'Afrique de l'Ouest. Les mineuses de la chandelle de mil sont devenues les déprédateurs les plus importants depuis la sécheresse des années 1972-1974 (Vercambre 1978). Parmi elles, *H. albipunctella* est considérée comme étant l'espèce la plus redoutable vis-à-vis de la culture du mil dans le Sahel (Gahukar *et al.* 1986a,b, Bhatnagar 1987, Bal 1993). Les études citées ci-dessus et celle menée par Nwanzé et Sivakumar (1990) ont permis d'avoir une meilleure connaissance de la biologie, de l'écologie et des moyens de contrôle des populations de *H. albipunctella*. Un certain nombre d'auxiliaires s'attaquant à divers stades de la larve de cet insecte ont été identifiés. Parmi ceux-ci, *B. hebetor* (Braconidae), *Copidosoma* sp (Encyrtidae) et *Cardiochiles sahelensis* (Braconidae) semblent être les plus importants, avec un parasitisme pouvant atteindre le taux de 95 % pour les larves (Guevremont 1983, Bhatnagar 1989).

Compte-tenu des contraintes phytosanitaires, les zones de culture du mil sont actuellement soumises à plusieurs traitements insecticides. Cela est surtout important pendant les campagnes de lutte antiacridienne. Les sauteriaux, plus particulièrement *Oedaleus senegalensis* (Krauss 1877) et *Kraussaria angulifera* (Krauss 1877) sont les seconds déprédateurs, par ordre d'importance, du mil au Sahel (Geddes 1990).

L'utilisation des insecticides dans la lutte antiacridienne, si fréquente au Sahel, peut avoir des effets sur l'environnement et la santé humaine. Ces effets, étant donné leur importance, bénéficient de plus en plus d'attention (p. ex. Everts 1990a, Peveling *et al.* 1994, Balança & de Visscher 1995). La connaissance sur les risques de l'emploi de ces insecticides dans les zones sahéennes, où s'intensifie la lutte antiacridienne, sont encore très faibles (Matteson 1992).

Actuellement, le Projet LOCUSTOX, exécuté par la FAO et la DPV du Sénégal, tente d'améliorer ces connaissances en menant des études écotoxicologiques sur les effets des insecticides, utilisés en lutte antiacridienne, sur la faune non-cible. Il effectue des études de terrain, des bio-essais et des tests de toxicité au laboratoire (Danfa et Van der Valk 1997, Van der Valk *et al.* 1997, Danfa 1997, Kamara et Van der Valk 1998, Lahr *et al.* 1998 a,b).

Selon Van der Valk et Kamara (1997), l'utilisation des insecticides contre les acridiens peut entraîner une augmentation plutôt qu'une diminution de la pression des déprédateurs sur les cultures (en tuant les ennemis naturels). Ainsi la résurgence des déprédateurs survient le plus souvent avec la réduction des populations des ennemis naturels. Généralement les parasitoïdes sont plus sensibles aux pesticides que les déprédateurs (Croft 1990).

La biologie de *Bracon hebetor* a été décrite dans les études de Risbec (1950) Petters *et al.* (1985) Bhatnagar (1989) et Diémé (1989). Les bracons adultes ont une taille de 4 mm de long environ. Le dimorphisme sexuel est bien marqué. Les femelles se reconnaissent facilement par leur ovipositeur et leur abdomen plus volumineux que celui des mâles, ces derniers étant plus petits de taille. L'espèce a un cycle de vie court sans stade diapausant. Diallo et Fall (1996) donnent un temps de développement médian d'environ 11 jours dans les conditions de laboratoire au Sénégal. La durée de vie varie entre 3 et 35 jours. La fécondité des femelles est variable. La moyenne de leur oviposition individuelle, pendant leur durée de vie, est comprise entre 160 et 240 oeufs (van der Valk *et al.* 1997). L'accouplement a lieu quelques instants après l'émergence. La copulation chez *B. hebetor* est brève. Petters *et al.* (1985) ont observé une durée de 5 à 20 secondes.

Le présent rapport décrit un certain nombre de tests de toxicité aiguë menés sur *Bracon hebetor* au laboratoire. L'élevage de cette guêpe parasitoïde est maîtrisé au niveau du laboratoire de la Protection des Végétaux à Nioro du Rip (Diallo et Fall 1996). Six insecticides sont testés : bendiocarbe (carbamate), chlorpyrifos, malathion (organophosphorés), deltaméthrine, lambda-cyhalothrine (pyréthrinoïdes) et fipronil (phényl-pyrazole). Tous ces insecticides sont utilisés en lutte antiacridienne au Sahel.

L'objectif de l'étude est de comparer la toxicité des différents insecticides et de prévoir une évaluation primaire de leurs effets sur les hyménoptères parasitoïdes en conditions de terrain. Le principe du test de toxicité utilisé, est l'exposition résiduelle des insectes dans un tube en verre enduit d'insecticide.



## MATERIELS ET METHODES

### Insectes testés

Les individus de *B. hebetor* utilisés viennent d'une colonie qui a été mise en élevage au sein du laboratoire de la Direction de la Protection des Végétaux (DPV) à Nioro du Rip, depuis plus de quatre ans. L'élevage au laboratoire a débuté par la collecte de bracons sauvages au niveau des greniers traditionnels de mil des paysans pendant la saison sèche.

L'élevage est fait au laboratoire à la température ambiante. Les générations issues des descendants obtenus au laboratoire sont utilisées pour les tests de toxicité. L'élevage a été renouvelé en mi-mars 1995, avec de nouvelles souches récoltées dans les mêmes localités. En 1996 des souches sauvages ont été plusieurs fois ajoutées à la colonie afin de maintenir la représentativité génétique par rapport à celle du terrain.

### Insecticides utilisés

Six insecticides sont utilisés pour effectuer les tests de toxicité aiguë. Les différents produits sont fournis par les firmes et les lots commerciaux sont définis dans le tableau 6.1.

Tableau 6.1 : Données sur les insecticides utilisés pour les tests.

Insecticide (matière active)	Nom commercial	Formulation	Famille chimique	Fournisseur	N° lot
Bendiocarbe	Ficam <sup>®</sup>	200g/l UL	carbamate	AgrEvo UK	FQ 1003 U1
Chlorpyrifos	Dursban <sup>®</sup>	450g/l UL	organophosphoré	Dow Elanco UK	IBO 5272012
Deltaméthrine	Decis <sup>®</sup>	7.5g/l UL	pyréthrinaïde	AgrEvo France	1.7 X 0216
Fipronil	Regent <sup>®</sup>	7.5g/l UL	phényl-pyrazole	Rhone-Poulenc France	OP940419
Lambda-cyhalothrine	Karaté <sup>®</sup>	40g/l UL	pyréthrinaïde	Zeneca, Cote D'Ivoire	F951-128MB
Malathion	Fyfanon <sup>®</sup>	1230g/l UL	organophosphoré	Cheminova Agro. Danemark	non défini

### Préparation des solutions

Les différentes concentrations sont préparées à partir du produit-mère (tableau 6.1). Les dilutions sont effectuées avec de l'acétone analytique, en utilisant des pipettes et fioles volumétriques et des pipettes automatiques. Les doses appliquées sont calculées suivant des séries logarithmiques ( $\log_{10}$ ).

Les matériels de dilution et les tubes réservés aux tests sont lavés avec du savon liquide concentré (LAVOL-SOCHIM Dakar), dans lequel ils sont trempés pendant 24 heures. Puis ils sont rincés avec de l'acétone et de l'eau distillée ensuite séchés au soleil ou à l'étuve (80 à 100°C). Ceci est fait avant et après chaque test.

Les dilutions sont faites dans des fioles de 25 ml, quelque fois 50 et 100 ml. En passant d'une concentration à l'autre, les pipettes volumétriques ou les embouts pour les pipettes automatiques sont changés afin d'éviter toute contamination. Les solutions sont gardées dans un réfrigérateur à 4 °C. Elles sont généralement préparées le jour des tests.

### Test de toxicité aiguë

La méthodologie utilisée ici est celle développée par Van der Valk *et al.* (1997). L'insecte est exposé sur de la matière inerte, afin d'assurer une exposition maximale à l'insecticide. Ceci correspond au premier niveau des principes de test recommandés par l'Organisation Internationale de Lutte Biologique et Intégrée (OILB) contre les animaux et les plantes nuisibles (Hassan 1992, Hassan *et al.* 1994, Barrett *et al.* 1994, Oomen *et al.* 1994).

L'intérieur d'un tube en verre (13 mm de diamètre et 125 mm de longueur) est enduit avec le produit à tester. Un couple de bracon ( $\sigma$ ,  $\varphi$ ) est exposé sur cette surface pendant 24 heures. La toxicité est exprimée en quantité de produit par unité de surface traitée ( $\text{ng}/\text{cm}^2$ ).

Sur chaque produit, un volume d'un millilitre est prélevé par concentration et versé dans des tubes d'exposition. Ces tubes sont fixés sur un appareil rotateur (Roto-Torque™). Le support des tubes sur l'appareil est incliné à un angle tel que le niveau de la solution dans le tube atteint juste celui de l'ouverture sans verser. On met en marche la machine à une vitesse moyenne jusqu'à ce que l'acétone s'évapore entièrement (environ 30 minutes); l'insecticide seul reste enduit à l'intérieur des tubes. Ensuite ils sont séchés pendant deux à trois heures à l'air libre dans le laboratoire, avant d'introduire les insectes. Les tubes témoins sont traités avec l'acétone. Pour chaque concentration, et aussi pour le témoin, dix tubes sont traités. Ainsi il y a six traitements (cinq concentrations et un témoin) et dix répétitions par test, soient soixante tubes à traiter au total.

Les bracons sont capturés dans la cage d'élevage en masse, à l'aide de petits tubes en verre. Dans chaque tube sont introduits un mâle et une femelle. Le couple est transféré dans des tubes d'exposition qui sont fermés avec un morceau de tissu moustiquaire. Ensuite ils sont placés dans un casier en position horizontale et au hasard. Le casier est installé de sorte que le fond des tubes soit tourné vers la lumière. Ainsi, les bracons étant attirés par la lumière, vont rester à l'intérieur des tubes et seront mieux exposés au produit. Toutefois, on peut quelquefois les retrouver sur le tissu moustiquaire des bouchons qui ne sont pas traités avec l'insecticide. Les individus testés sont généralement âgés de 1 à 4 jours.

Les tests sont menés dans une salle bien aérée. Des observations sont faites 24 heures après le début de l'exposition. Le nombre de survivants mâles et femelles, pour chaque concentration, est compté et mentionné dans le journal de recherche.

Des tests préliminaires sont effectués pour définir une gamme de concentrations. Les tests définitifs sont effectués avec ces concentrations. Le test est répété au minimum deux fois en utilisant des séries de solutions préparées indépendamment.

### Tests de fécondité

Les femelles ayant survécu aux tests de toxicité aiguë sont conduites en tests de fécondité. Chaque femelle est introduite dans un tube en verre ou en plastique, fermé avec un bouchon dont le fond est coupé et couvert d'un morceau de grillage en fer, renforcé d'un tissu moustiquaire. Ceci empêche le bracon et son hôte de s'échapper. Dans chaque tube, cinq larves d'*Ephestia kuehniella* de cinquième stade, sont exposées à la femelle de bracon. Un bâtonnet ouaté imbibé d'eau sucrée à 10 % est suspendu à l'intérieur, apporté comme nourriture supplémentaire au bracon. Tous les deux jours, la femelle est transférée dans un autre tube, où l'on introduit cinq nouvelles larves d'*Ephestia*, ceci jusqu'à la mort de la femelle. Les tubes, après transfert, sont gardés jusqu'à l'émergence de la nouvelle génération (les larves d'*Ephestia* étant parasitées par la femelle de bracon). Les descendants (mâles et femelles) de même que les cocons infertiles sont dénombrés dans chaque tube. Le test de fécondité est répété au minimum deux fois.

### Bio-essais

Six insecticides ont été conduits en tests de bio-essai : bendiocarbe, chlorpyrifos, deltaméthrine, fénitrothion, fipronil et malathion.

Des champs de mil au stade épiaison/floraison sont traités en utilisant des pulvérisateurs à disque rotatif Micro-ULVA™. Après les traitements, des feuilles de mil sont prélevées dans les parcelles traitées et témoins pour permettre de mener des tests au laboratoire. Les feuilles sont coupées en dessous de l'épi (une feuille avant l'épi), pour être sûre qu'elles sont atteintes par le pesticide de façon maximale. Les prélèvements sont effectués :

- 1 à 3 heures après le traitement ;
- 25 à 27 heures après le traitement ;
- 48 heures après le traitement ;
- 72 heures après le traitement, selon l'insecticide.

Les bio-essais sont effectués avec les bracons élevés au laboratoire. Des flacons (3 cm x 1 cm) sont utilisés comme milieu d'exposition. Le couvercle et le fond de ces flacons sont coupés au 2/3 et un tissu moustiquaire collé sur les deux côtés. Des papiers filtres sont coupés de sorte qu'ils puissent couvrir l'intérieur des flacons et humidifiés légèrement pour maintenir l'état de la feuille. Les feuilles de mil sont ensuite découpées selon le même format et introduites dans les flacons, couvrant entièrement les parois internes. Des couples de bracon sont exposés dans les flacons préparés de cette manière sur les feuilles de mil prélevées sur les parcelles traitées et sur les témoins. Dix flacons sont préparés de la sorte.

Les bracons sont exposés pendant 24 heures et la mortalité est vérifiée à la fin de cette période.

L'ensemble des dispositifs sont placés dans une salle bien aérée. Un ventilateur permet d'avoir une aération forcée sur le dispositif d'essai.

## Analyses

### Test de toxicité aiguë

Les effets observés sur les 10 couples exposés par concentration sont cumulés pour le calcul des  $CL_{50}$ . L'analyse des données est effectuée avec le logiciel d'ordinateur "LC<sub>50</sub>-RIZA", développé par l'Institut néerlandais pour la gestion et la purification des eaux douces (RIZA, Lelystad, les Pays-Bas) (Kooijman 1980). Le logiciel détermine les valeurs de  $CL_{50}$  et des intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs de  $CL_{50}$  dont les intervalles de confiance se chevauchent ne sont pas considérées statistiquement différentes.

L'analyse des données est faite seulement pour les résultats des tests de toxicité acceptables suivant les critères définis par the American Society for Testing and Materials for aquatic toxicity testing (ASTM 1989) :

- avoir un taux de mortalité dans les témoins ne dépassant pas 10 % ;
- avoir au minimum deux concentrations donnant des taux de mortalité de plus de 0 % et moins de 100 % ;
- avoir au minimum une concentration donnant un taux de mortalité inférieur à 37 % (autre que les témoins) ;
- avoir au minimum une concentration donnant un taux de mortalité supérieur à 63 %.

### Test de fécondité

Le modèle utilisé pour l'analyse des tests de fécondité est celui décrit par Van der Valk *et al.* (1997). Il est basé sur les équations standards appliquées dans l'étude de la démographie des populations (Begon *et al.* 1990), et utilisées de plus en plus dans l'écotoxicologie (Stark & Wennergen 1995). La moyenne des descendants par femelle survivante est calculée pour chaque concentration :

$$\text{Moyenne descendants}/\varphi = \sum_x M_x$$

où  $M_x$  = moyenne des descendants adultes par femelle, pour les oeufs pondus entre le temps  $x-1$  et  $x$ .

Un facteur de reproduction ( $R^{Tox}$ ) est aussi calculé pour chaque concentration et le témoin à partir des données sur la toxicité, la durée de vie et la fécondité.

$$R^{Tox} = \sum_x (L_x M_x)$$

où  $L_x$  = fraction du nombre total de femelles initialement incubées dans le test de toxicité aiguë qui ont survécu jusqu'au temps  $x$

## RESULTATS

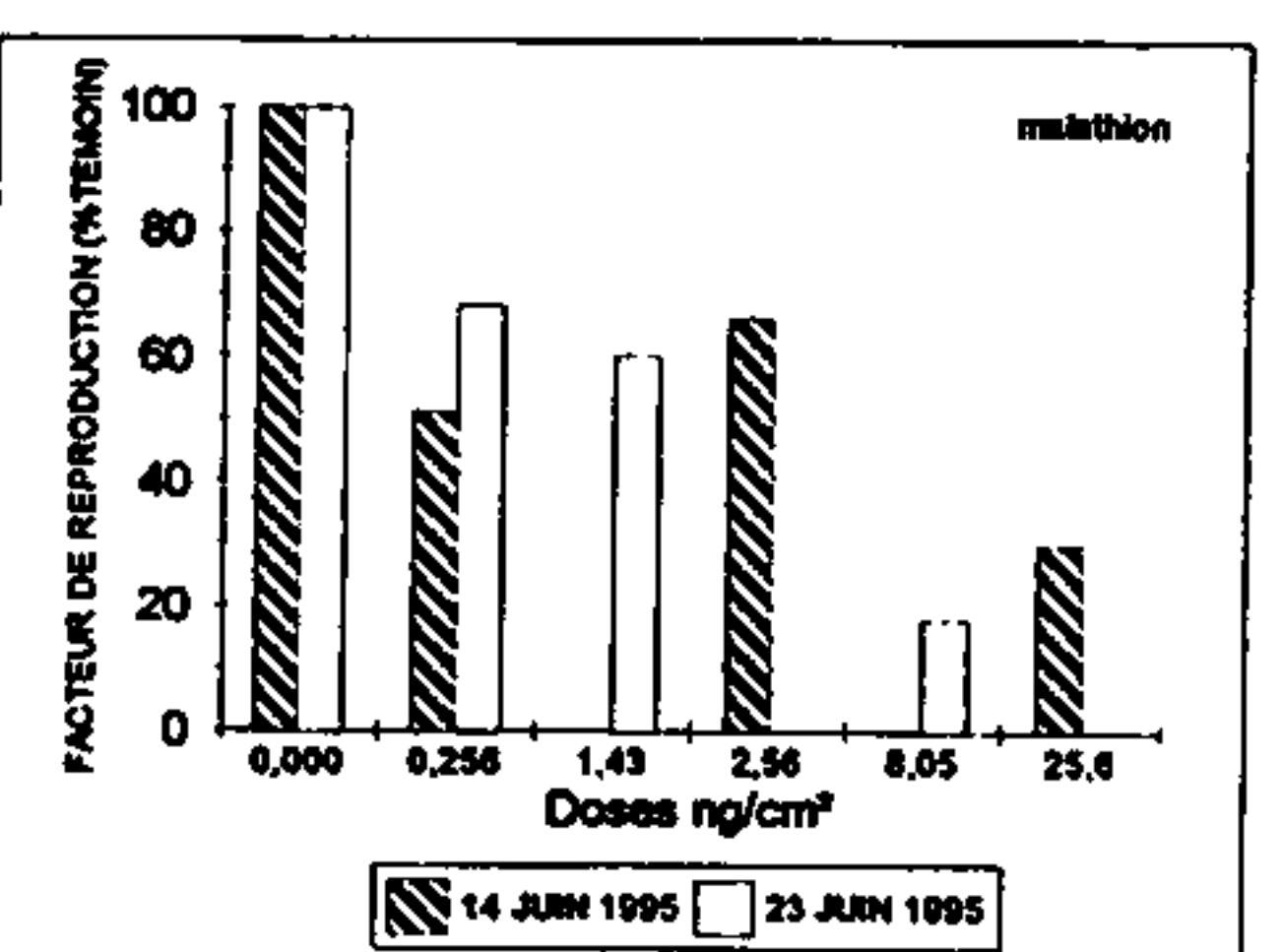
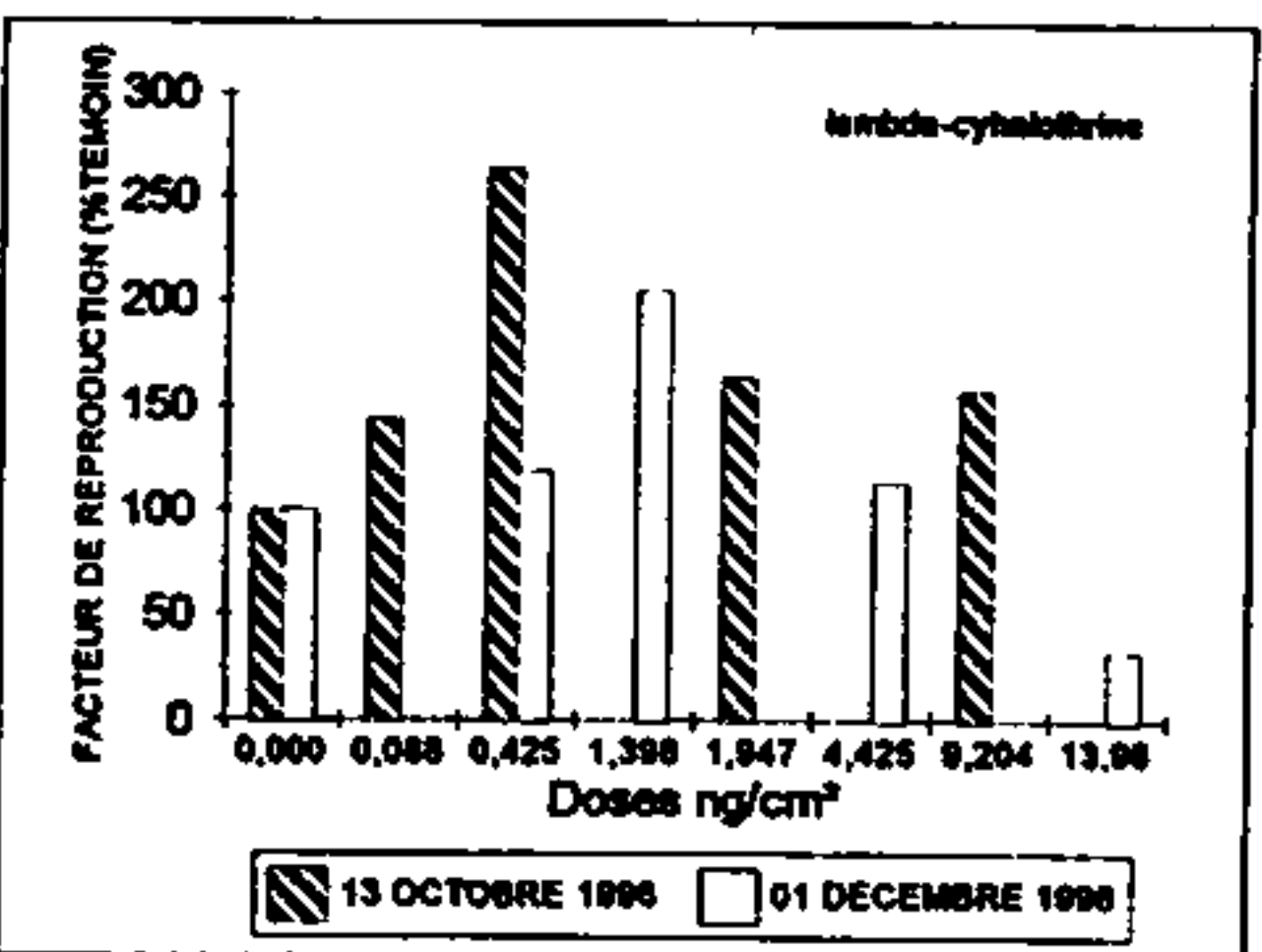
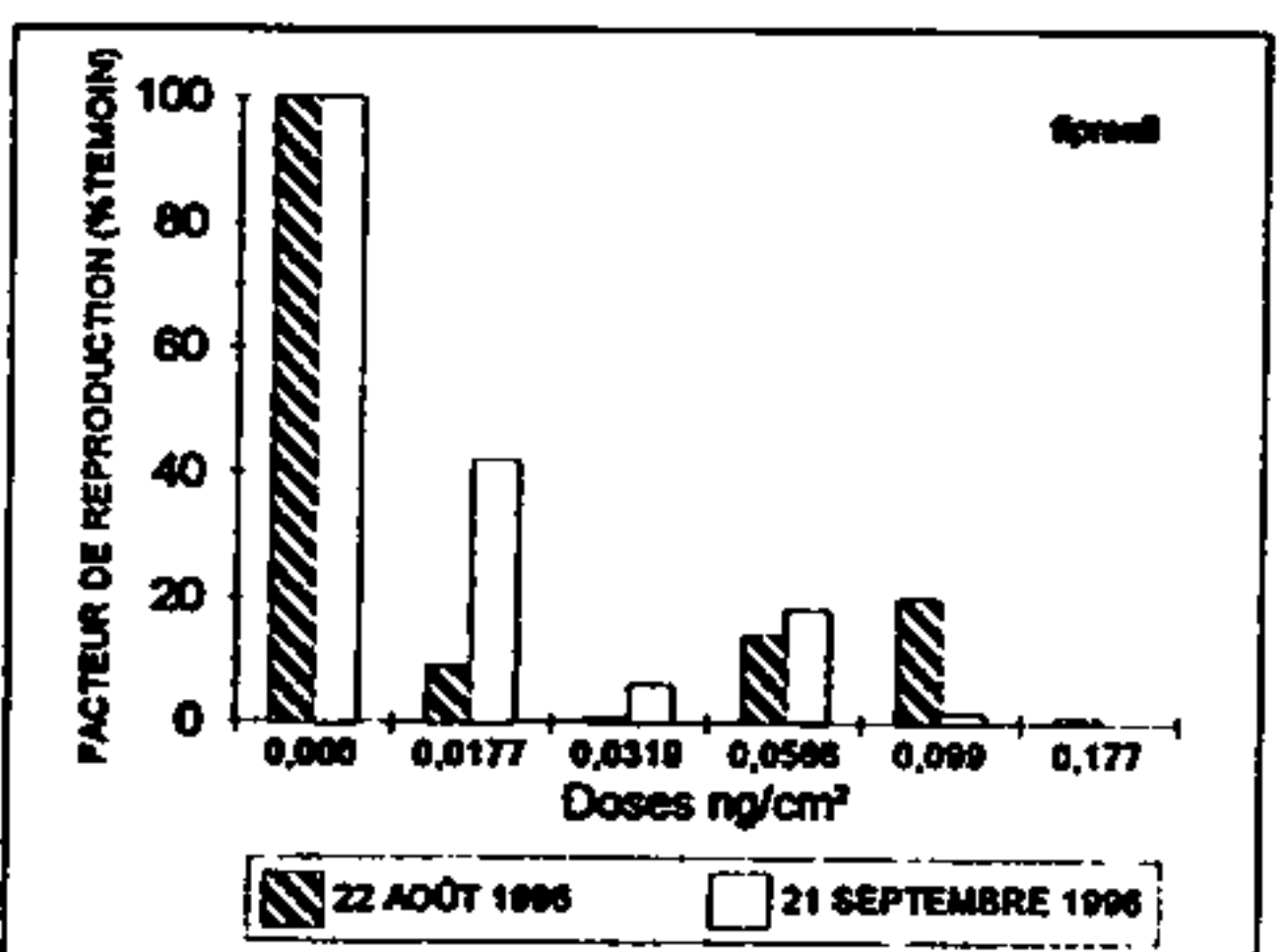
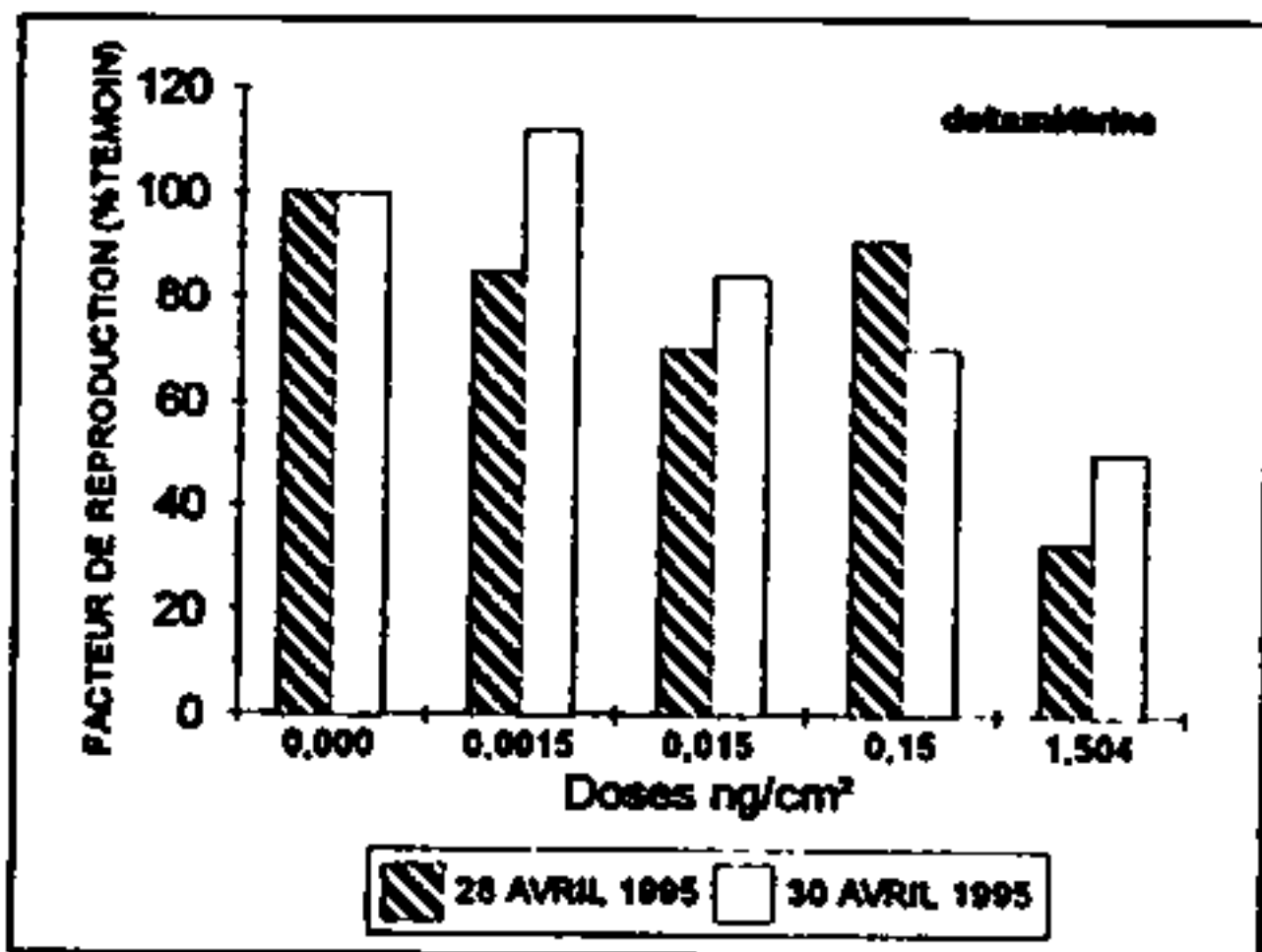
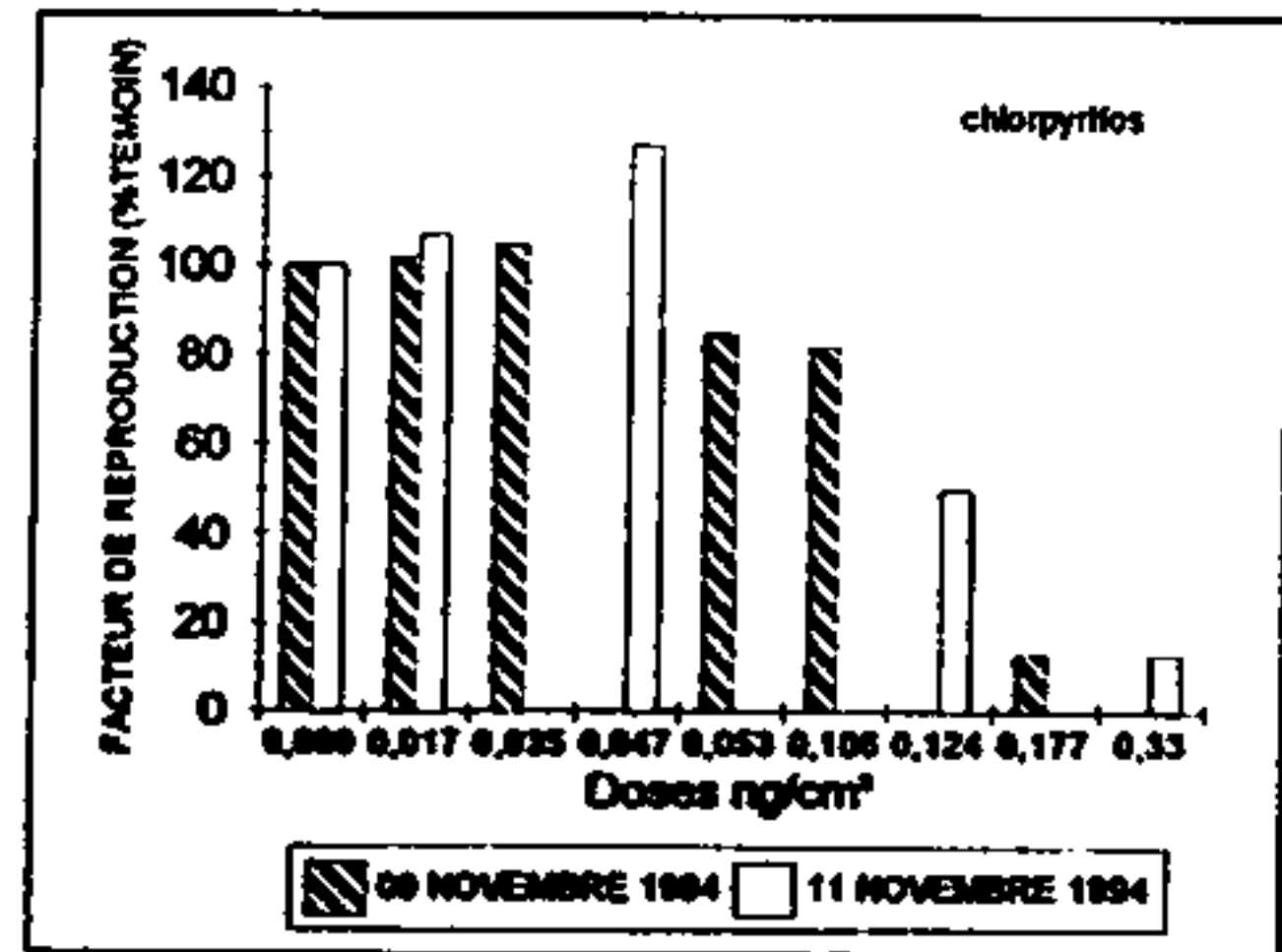
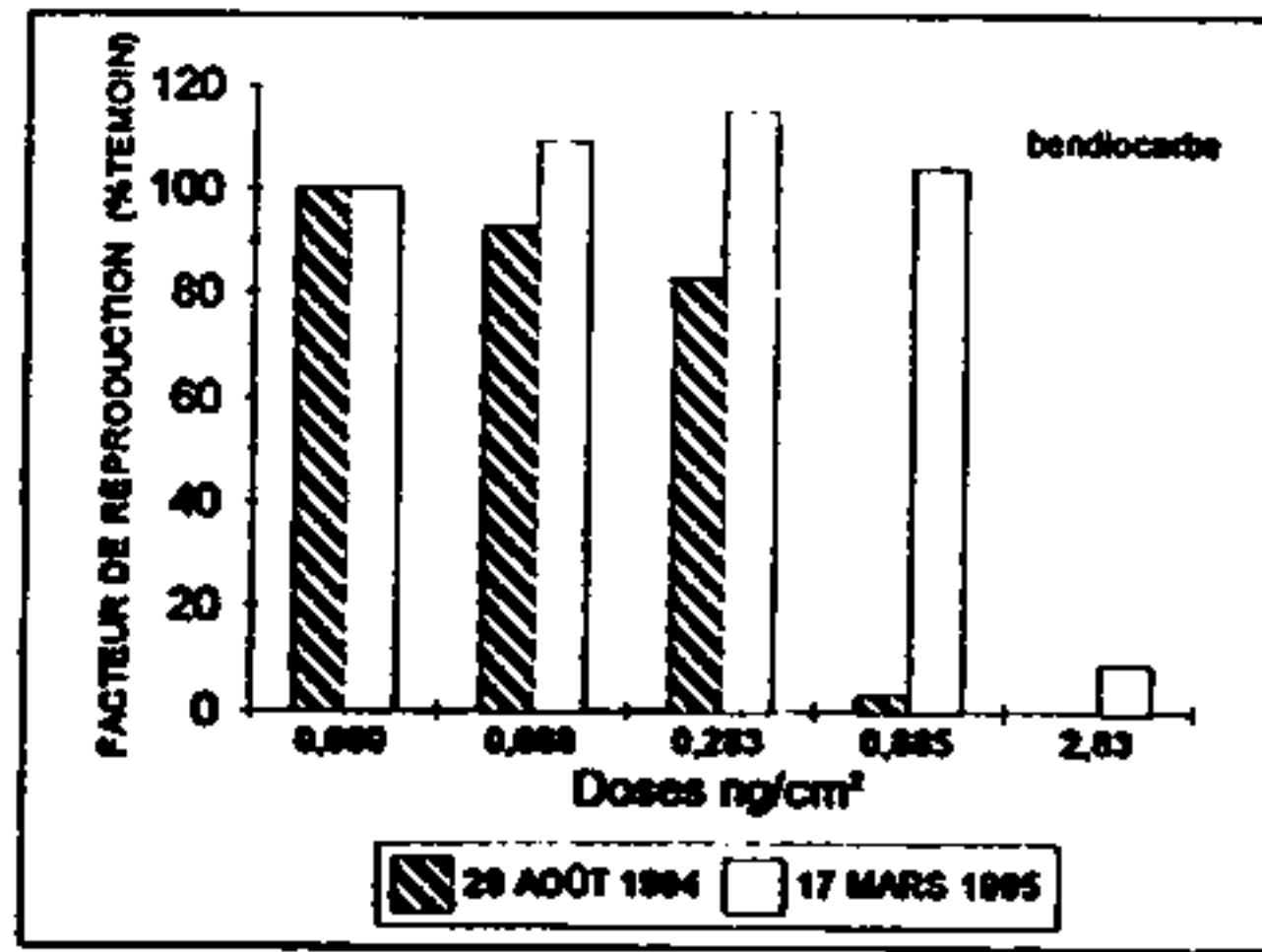
### Tests de toxicité aiguë

Les résultats des tests de toxicité retenus suivant les critères ASTM sont présentés au tableau 6.2 pour le calcul des  $CL_{50}$  mâles et femelles. Les mâles sont plus sensibles que les femelles. Les données brutes figurent en Annexe 6.1. Pour les tests retenus, la mortalité au niveau des témoins n'est jamais supérieure à 10 %, et dans 50 % des tests environ, il y avait 0 % de mortalité dans les témoins. Ceci permet de dire que le solvant (acétone) n'a pas d'effets toxiques sur les bracons.

Tableau 6.2 : Les valeurs  $CL_{50}$  (ng/cm<sup>2</sup>) à 24 heures et les intervalles de confiance à 95 % des tests de toxicité aiguë avec les insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel, sur *Bracon hebetor* Say. Les intervalles de confiance (montrés uniquement pour les totaux) suivis par les mêmes lettres indiquent qu'il n'y a pas de différence significative entre les  $CL_{50}$ .

Insecticides	Test n°1	Mâles	Femelles	Total		
		$CL_{50}$	$CL_{50}$	$CL_{50}$	Intervalles de confiance à 95 %	
Bendfocarbe	5	0.96	1.26	0.95	0.61-1.45	ab
	6	0.87	0.50	0.50	0.35-0.73	a
	8	0.91	1.80	1.38	1.01-1.89	b
Chlorpyrifos	3	0.06	0.23	0.14	0.10-0.20	a
	5	0.07	0.16	0.11	0.08-0.15	a
	6	0.05	0.14	0.09	0.06-0.13	a
Deltaméthrine	1	0.11	0.09	0.14	0.10-0.19	a
	2	0.34	0.86	0.59	0.33-1.03	b
	3	0.23	2.46	0.84	0.39-1.78	b
	4	0.58	1.34	0.87	0.42-1.84	b
	6	n.d. <sup>2</sup>	8.32	6.40	3.97-10.3	c
Fipronil	4	n.d.	0.09	0.08	0.06-0.11	a
	10	n.d.	0.09	0.09	0.06-0.11	a
Lambda-cyhalothrine	1	1.00	3.26	1.63	0.73-3.62	a
	2	1.41	3.05	2.11	1.29-3.46	a
	6	5.46	n.d.	8.35	4.85-14.4	b
	7	3.50	7.87	5.26	3.74-7.38	b
Malathion	3	1.42	2.83	2.0	1.27-3.15	a
	5	1.01	1.55	1.28	0.68-2.41	a
	6	1.29	3.38	3.74	2.09-6.71	a

1: numéro de tests dans les archives du projet Locustox à Dakar 2 : n.d.= non déterminé (critères ASTM non conformes)



**Figure 6.1 :** Tests de fécondité : Longévité moyenne des femelles survivantes de *Bracon habetor* exposées pendant 24h à différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel. Les données sont exprimées en pourcentage par rapport au témoin dans le même test. Les doses sans histogrammes ne sont pas utilisées dans le test en question.

Dans l'ensemble, les valeurs calculées des  $CL_{50}$  pour les différentes répétitions au niveau des six insecticides (tableau 6.2) peuvent être considérées comme statistiquement identiques. Cependant, les pyréthrinoïdes montrent une variabilité plus importante. Parmi les 6 insecticides testés, on note que le chlorpyrifos et le fipronil ont la toxicité aiguë la plus élevée. Le lambda-cyhalothrine et le malathion sont les moins toxiques.

### Tests de fécondité

Les données brutes pour les résultats des tests de fécondité sont rapportées en Annexe 6.2.

L'impact des six insecticides sur la longévité des femelles qui ont survécu au test de toxicité aiguë est montré sur la figure 6.1. La longévité pour les témoins varie de 11 à 24 jours. Les résultats des deux répétitions sont assez similaires pour l'ensemble des insecticides sauf pour le bendiocarbe. Ce fait peut être dû soit à la période d'application du test, soit au changement de souche intervenu entre les deux dates d'étude. Pour les autres insecticides les tests ont été effectués à des périodes rapprochées et avec la même souche.

La fécondité moyenne des femelles, ayant survécu aux tests de toxicité aiguë, est définie par la figure 6.2. La fécondité dans les témoins est en moyenne de 140 descendants vivants par femelle. Elle est très variable, allant de 32 à 199 descendants par femelle. Les résultats des deux répétitions sont plus variables que ceux de la longévité. La fécondité des femelles exposées à des doses intermédiaires de lambda-cyhalothrine augmente nettement par rapport aux témoins pour tous les deux tests.

Le facteur de reproduction  $R^{Tox}$  est une intégration de la survie des femelles dans le test aigu avec la longévité et la fécondité des femelles survivantes. Il représente le nombre moyen de descendants vivants par femelle et par génération. Le  $R^{Tox}$  est par conséquent le potentiel de reproduction d'une population de bracons exposée à la dose testée. Il est montré pour les six insecticides à la figure 6.3. Du fait que le  $R^{Tox}$  intègre la mortalité aiguë, on note, entre effet et dose, une relation plus marquée que pour les autres paramètres. On note également une augmentation du facteur de reproduction pour le lambda-cyhalothrine à des doses intermédiaires.

Tableau 6.3 : Comparaison de la  $CL_{50}$  aiguë avec les différents paramètres de reproduction.

Insecticide	Moyenne géométrique des $CL_{50}$ pour les femelles de <i>Bracon hebetor</i> (ng/cm <sup>2</sup> )	Réduction supérieure à 50 % observée à partir de la dose (ng/cm <sup>2</sup> )		
		Longévité des femelles survivantes	Fécondité des femelles survivantes	Facteur de reproduction de la population totale
Bendiocarbe	1.04	> 2.83	0.89	0.89
Chlorpyrifos	0.17	0.18	> 0.33	0.12
Deltaméthrine	1.16	> 1.5	> 1.5	1.5
Fipronil	0.09	0.018	0.018	0.018
Lambda-cyhalothrine	4.28	> 14.0	> 14.0	14.0
Malathion	2.46	> 25.6	> 25.6	8.05

Le tableau 6.3 indique une comparaison entre les différents paramètres de toxicité. Pour les trois paramètres de reproduction, il ressort que le facteur de reproduction ( $R^{Tox}$ ) est le plus sensible aux insecticides. Si on compare ce paramètre de reproduction à la  $CL_{50}$  aiguë, la différence de sensibilité pour trois insecticides (bendiocarbe, chlorpyrifos et deltaméthrine) n'est pas très importante. Cependant, pour le lambda-cyhalothrine et le malathion la toxicité aiguë est plus évidente que l'effet sur la reproduction. Par contre pour le fipronil, la  $CL_{50}$  est nettement moins sensible que les paramètres de reproduction.

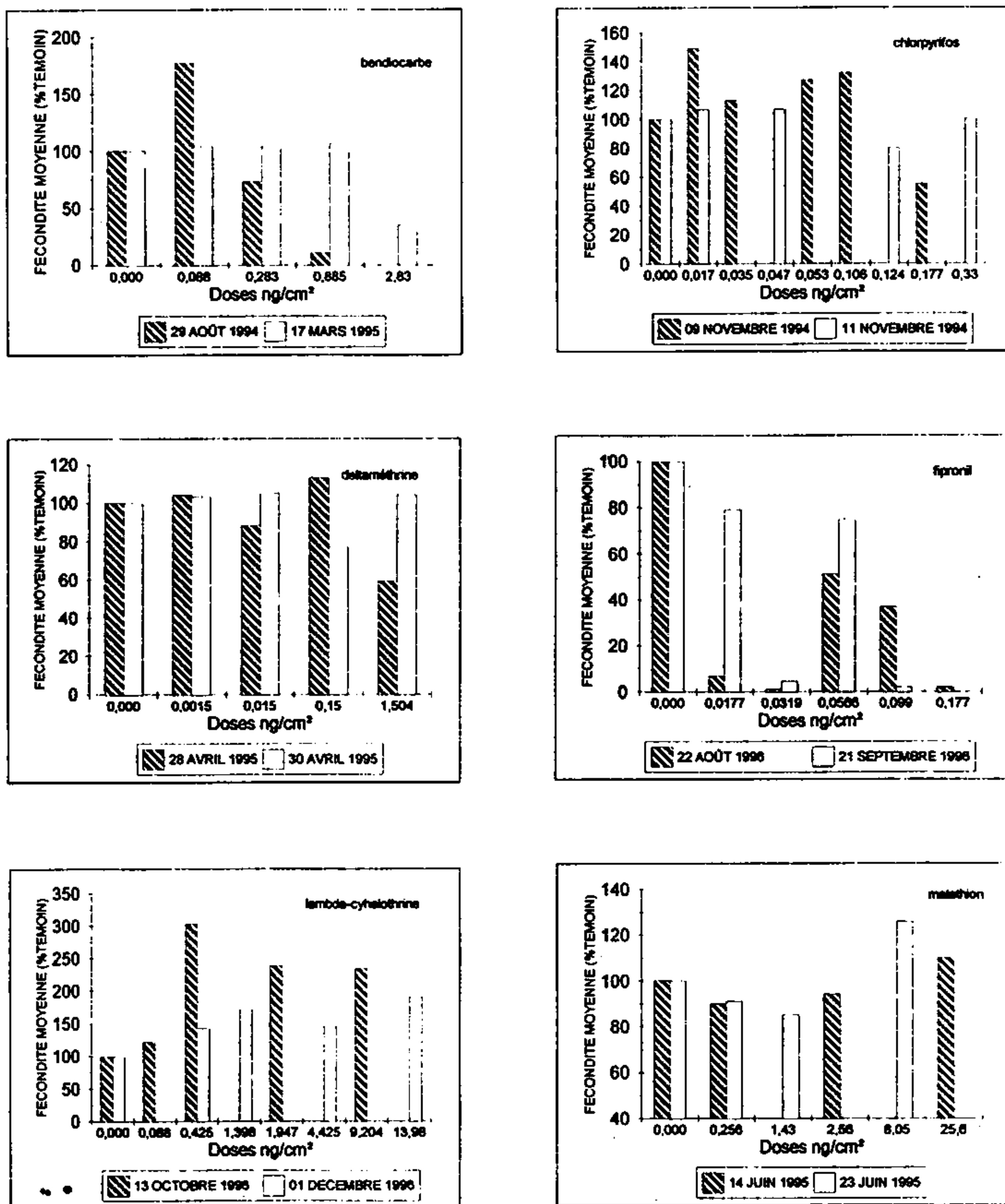


Figure 6.3 : Tests de fécondité : Facteur de reproduction ( $R^{1m}$ ) de *Bracon hebetor* exposé pendant 24 h à différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel. Les données sont exprimées en pourcentage par rapport au témoin dans le même test. Les concentrations qui n'ont pas d'histogrammes n'ont pas été utilisées dans le test en question.

## Bio-essais

Le tableau 6.4 présente les résultats des traitements effectués pour le bio-essai avec six insecticides.

**Tableau 6.4 :** Données sur les traitements et bio-essais effectués avec différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel.

Insecticides	Concentration (g m.a./l)	Dates traitements	Doses appliquées g m.a./ha	Echantillonnage feuilles (heures après traitement)	Exposition bracons (heures après traitement)
bendiocarbe	200	06/09/94	90	40 mn 25 h	2 h 40 27 h
chlorpyrifos	240	29/09/93	210	2 h 50 25 h	6 h 31 h
deltaméthrine	10	21/09/93 28/09/93	16.8 ± 0.7 <sup>1</sup>	2 h 35 ± 35 mn 27 h	5 h 40 ± 20 mn 31 h
fénitrothion	500	07/09/94	440	40 mn 23 h 47 h	3 h 25 h 49 h
fipronil	7.5	19/09/95	10.4	1 h 30 25 h 49 h	6 h 30 h 54 h
malathion	1230	14/09/94	920	- <sup>2</sup> 25 h 48 h 72 h	- 26 h 50 h 74 h

<sup>1</sup> : pour la deltaméthrine il est donné la moyenne et l'erreur type de trois traitements. <sup>2</sup> : données non utilisées dû au fait que la mortalité dans le témoin est très élevée.

Les résultats des bio-essais sont présentés au tableau 6.5. Pour les tests sélectionnés, à l'exception du malathion (jour du traitement), les mortalités dans les témoins ne dépassent pas 10 %. Le chlorpyrifos est le plus toxique immédiatement après traitement, suivi du fénitrothion et du bendiocarbe. Pour le malathion le taux de mortalité après traitement n'a pas pu être défini. Cependant, compte-tenu du taux de mortalité enregistré un jour après traitement, il est très probable que ce taux soit élevé aussitôt après traitement. La mortalité aiguë pour la deltaméthrine est la plus basse. Aucun des six insecticides n'a montré un effet rémanent. Toutefois pour le fipronil, il a été montré que la toxicité aiguë n'est pas le paramètre le plus pertinent pour définir le risque du produit (tableau 6.3), et il est probable que le bio-essai sous-estime son impact.

**Tableau 6.5 :** Bio-essais avec les insecticides utilisés en lutte antiacridienne sur *Bracon hebetor* Say. Les pourcentages de mortalité sont corrigés par rapport aux témoins en utilisant la formule d'Abbott. Pour les colonnes vides, il n'y a pas eu de tests à ces dates.

Insecticides	% mortalité pour différentes périodes d'exposition après traitement			
	3 à 6 heures	1 jour	2 jours	3 jours
bendiocarbe	53	12		
chlorpyrifos	100	15		
deltaméthrine	29 ± 8 <sup>1</sup>	10		
fénitrothion	89 95 <sup>2</sup>	59	17 17 <sup>2</sup>	
fipronil	47	22	0	
malathion	- <sup>3</sup>	44	30	16

<sup>1</sup> : pour la deltaméthrine il est donné la moyenne et l'erreur type de trois traitements. <sup>2</sup> : selon Van der Stoep (1992)

<sup>3</sup> : données non utilisées dues au fait que la mortalité dans le témoin est trop élevée.



## DISCUSSION

### Tests de toxicité

#### Méthodologie

La méthodologie utilisée pour effectuer ces tests de toxicité aiguë est très simple. Elle est décrite par Van der Valk *et al.* (1997). Le système nécessite peu d'équipement et est peu coûteux. La  $CL_{50}$  obtenue (exprimée en  $ng/cm^2$ ) est facilement mise en relation avec la dose appliquée sur le terrain. Cela aide dans l'estimation des risques de l'insecticide. Un protocole standardisé est disponible actuellement au niveau du projet.

Pour une large diffusion de la méthodologie, il faut que les résultats de plusieurs tests avec le même produit, exécutés par différents laboratoires dans les mêmes conditions soient similaires. Le tableau 6.2 met en évidence que la plupart des  $CL_{50}$  obtenues par insecticide sont très comparables. Concernant la variabilité des données, la Commission Européenne applique des facteurs de sécurité sur les données de toxicité qui sont arrondis à un ordre de magnitude, et considère donc un facteur 10 entre  $CL_{50}$  pour la même espèce comme acceptable (Bro-Rasmussen *et al.* 1994). Toutes les  $CL_{50}$  obtenues sont conformes à ce critère, à l'exception de la deltaméthrine. Une valeur des  $CL_{50}$  de cet insecticide était nettement plus élevée que les autres quatre. Ainsi, cette valeur n'est pas prise en compte dans le calcul des quotients de risque (§ 4.4).

Il demeure toutefois important que la méthodologie soit vérifiée dans d'autres laboratoires, afin d'assurer la similitude des résultats. A cet effet, il est à noter que Baker *et al.* (1995), utilisant une méthodologie presque identique à la nôtre, ont obtenu une  $CL_{50}$  très similaire pour une souche de *B. hebetor* américaine (tableau 6.6).

Un autre critère important concernant la robustesse du test, est que les résultats sont peu variables dans les conditions définies par le protocole. Cela semble être le cas pour la plupart des insecticides testés. Cependant, les  $CL_{50}$  de la deltaméthrine, et à un moindre degré celle du lambda-cyhalothrine, montrent une variabilité plus élevée. Il est connu de la littérature que la toxicité des pyréthrinoides peut être fortement influencée par les conditions environnementales (Everts, 1990b). En conséquence, pour ce groupe d'insecticides, les conditions d'expérimentation définies par le protocole devraient être mieux déterminées.

#### Toxicité

Pour l'ensemble des insecticides testés, les mâles sont plus sensibles que les femelles (tableau 6.2). Cette différence de sensibilité a été notée dans d'autres études avec *B. hebetor* (Baker *et al.* 1995) et pour *B. mellitor* (O'Brien *et al.* 1985). Ceci pourrait être dû à la différence de taille entre la femelle et le mâle, ce dernier étant plus petit.

Tableau 6.6 : Comparaison des  $CL_{50}$  ( $ng/cm^2$ ) de cette étude avec celles sur d'autres espèces de parasitoïdes. Toutes les valeurs sont des 24h -  $CL_{50}$ , sauf Bayoun *et al.* 2h -  $CL_{50}$ .

Insecticide	Espèce / Référence						
	Bayoun <i>et al.</i> (1995)			Senghor & Lo (1993)		Baker <i>et al.</i> (1995)	Etude en question
	<i>Lysiphlebus testaceipes</i> <sup>1</sup>	<i>Aphelinus varipes</i> <sup>2</sup>	<i>Diaretiella rapae</i> <sup>1</sup>	<i>Dinarmus basalis</i> <sup>3</sup>	<i>Eupelmus vuilleti</i> <sup>4</sup>	<i>Bracon hebetor</i> <sup>1</sup>	<i>Bracon hebetor</i> <sup>1</sup>
chlorpyrifos	2.7	10.0	18.1			-	0.11
deltaméthrine	10.3	6.1	442	0.69	1.14	-	0.83
malathion	2.9	1.2	264			3.9	2.1

<sup>1</sup> : Braconidae. <sup>2</sup> : Aphelinidae. <sup>3</sup> : Pteromalidae. <sup>4</sup> : Eupelmidae

Dans la littérature, les données recueillies ne nous indiquent pas assez de publications sur des études de  $CL_{50}$  ayant appliqué une méthodologie similaire (tableau 6.6). L'étude faite par Bayoun *et al.* (1995) sur trois autres parasitoïdes hyménoptères montre que *B. hebetor* semble être une espèce relativement sensible parmi ce groupe d'auxiliaires. Senghor & Lo (1997), utilisant exactement la même méthodologie que la nôtre, ont trouvé des  $CL_{50}$  de deltaméthrine très similaires pour deux autres espèces d'hyménoptères (Eupelmidae et Pteromalidae). Bien que le nombre d'études comparatives soit moins important, *B. hebetor* pourrait être un bon indicateur pour l'estimation des risques dus aux insecticides sur les parasitoïdes hyménoptères.

## Tests de fécondité

### Méthodologie

Le principe de conduite de ces tests est très simple. Il y a eu une amélioration dans le transfert des femelles d'un tube à l'autre par rapport à celui décrit par Van der Valk *et al.* (1997). Actuellement le transfert se fait par aspirateur, ce qui minimise la perte des oeufs ou de jeunes larves fixés sur l'hôte.

Malgré cette amélioration il y a eu parfois des différences importantes entre les répétitions par produit. La cause de cette variabilité n'est pas encore connue. Elle pourrait être due à l'âge de la femelle au moment de l'exposition (variable entre 1 et 4 jours), aux conditions environnementales dans le laboratoire ou inhérente à l'espèce. Les données de l'élevage de *B. hebetor* montrent que ce dernier cas de variabilité se reflète (Van der Valk *et al.* 1997, Diallo & Fall 1996). Alors, une certaine variabilité décelée dans ce test serait inévitable. Toutefois les insecticides ayant un impact important sur la reproduction, comme le fipronil dans notre étude, se démontrent clairement.

### Toxicité

Van der Valk *et al.* (1997) avaient défini l'effet du fénitrothion sur le facteur de reproduction  $R^{Tox}$ , comme étant occasionné par l'augmentation de la mortalité aiguë, plutôt que par la diminution de la fécondité ou par la durée de vie des survivants. Les résultats de cette étude montrent que la plupart des insecticides ne semblent pas influencer les différents paramètres de reproduction à des doses comparables aux  $CL_{50}$ . Donc, la toxicité aiguë est souvent un bon paramètre de détermination de risque.

Cependant, le cas du fipronil fait exception. Il est connu que cet insecticide a une action relativement lente (Van der Valk *et al.* 1998), entraînant la réduction de la longévité des femelles survivantes de bracon (figure 6.1). Indépendamment de cela, la figure 6.2 montre qu'il y a eu un effet sur la reproduction, à des doses inférieures à la  $CL_{50}$ .

O'Brien *et al.* (1985) ont obtenu une réduction de la fécondité de *Bracon mellitor* 20 jours après son exposition à la  $CL_5$  d'un insecticide organophosphoré (azinphos-méthyle). Après une application topicale à dose unique, Grosch (1975) a trouvé lui aussi que le carbaryl (insecticide carbamate) diminuait la production d'oeufs de *Bracon hebetor* à des doses inférieures à la  $CL_{50}$ .

Nos résultats et ces données de la littérature indiquent l'importance et la nécessité de poursuivre de telles études sur la reproduction.

## Bio-essais

### Méthode

Comparativement aux tests de laboratoire, les bio-essais sont plus réalistes, car il sont effectués dans des conditions de terrain (mode de traitement, conditions météorologiques, exposition de l'insecte sur végétation). Toutefois, ils sont très encombrants et il est difficile d'effectuer des répétitions.

Des bio-essais similaires peuvent se faire en utilisant des appareils de pulvérisation au laboratoire. Ceci permet toujours de suivre la dégradation de l'insecticide dans les conditions naturelles, offrant la possibilité d'effectuer des répétitions à différentes doses. Néanmoins, il est difficile d'obtenir au laboratoire des caractéristiques idéales pour les pulvérisations UL à la dérive. Salt et Ford (1984) ont montré que ces caractéristiques ont un impact sur l'effet de l'insecticide.

Compte tenu des contraintes des bio-essais actuels, et des critères de traitement des bio-essais en laboratoire, il est judicieux d'étudier des principes appropriés dans ce domaine.

### Effets

Selon la classification de l'OILB (Hassan 1992), les effets aigus des insecticides appliqués à la dose recommandée contre le criquet pèlerin, dans le cadre de notre bio-essai, peuvent être définis comme suit : chlorpyrifos, fénitrothion (et probablement malathion) "nocif"; bendiocarbe "modérément nocif", deltaméthrine et fipronil "légèrement nocif". Cependant, pour le fipronil l'effet aigu sous-estime le risque du produit, comme discuté ci-dessus.

Pour l'ensemble des insecticides la toxicité des surfaces des feuilles de mil ne persiste pas dans le temps. Le taux de mortalité aiguë après 24 heures est inférieur à 50 % pour les insecticides testés quelques heures après traitement, sauf pour le fénitrothion (tableau 6.5). Les données du tableau 6.7 montrent que généralement la demi-vie chimique sur feuilles de mil semble être nettement supérieure à la demi-vie de l'activité biologique de l'insecticide. Ceci s'explique par le fait que l'insecticide est absorbé par la feuille, le rendant moins disponible pour l'insecte ; par contre, la demi-vie chimique est obtenue après extraction complète des feuilles. Donc, la demi-vie chimique surestimerait la persistance de la toxicité, dans le cas de l'exposition résiduelle. Le fénitrothion fait exception pour des raisons inconnues.

Wiles et Jepson (1994) donnent des demi-vies biologiques de la deltaméthrine pour des arthropodes non-cibles de 4.5 à 6 jours dans des conditions tempérées. Dans le cas de notre étude, l'activité biologique de la deltaméthrine baisse plus rapidement, ce qui pourrait être dû à une dégradation plus importante (voir demi-vie chimique dans le tableau 6.7) ou au type de formulation utilisé.

**Tableau 6.7 :** Réduction de l'effet toxique des insecticides dans les bio-essais en comparaison avec la demi-vie chimique du produit mère sur feuilles de mil à Nioro du Rip. Le pourcentage de réduction de la mortalité à 24 heures est calculé par rapport à celui quelques heures après traitement.

Insecticide	Réduction de mortalité à 24 heures (%)	Demi-vie chimique (heures)	Source (données demi-vies)
bendiocarbe	77	18	Gadji 1997b
chlorpyrifos	85	36	Gadji 1998
deltaméthrine	66	99	Gadji 1998
fénitrothion	34	15	Gadji 1997a
fipronil	53	48	Gadji (comm. pers.)
malathion	n.d.	60	Gadji (comm. pers.)

### Evaluation des risques

L'objectif principal de l'exécution des tests de toxicité au laboratoire est de pouvoir estimer le risque de l'insecticide dans les conditions de terrain. La méthode de base pour l'analyse de risques en écotoxicologie est la comparaison de la toxicité d'un insecticide avec sa concentration mesurée ou estimée dans l'environnement. Le rapport entre la concentration environnementale et la toxicité est souvent appelé le Quotient de Risque (QR). Quand ce quotient est supérieur à 1, il y a des risques réels que l'effet toxique décrit dans le QR se produira ; un QR nettement inférieur à 1, traduit que le risque est limité.

Les mesures des résidus sur mil (après traitement à environ des doses recommandées dans la lutte contre le criquet pèlerin), pour la plupart des insecticides testés, sont disponibles. Ces données sont exprimées en quantité d'insecticide par poids de végétation, ce qui ne facilite pas la comparaison avec les  $CL_{50}$  (exprimées en quantité d'insecticide par unité de surface). Une transformation des données des résidus est effectuée se basant sur un poids relatif de 190g/m<sup>2</sup> des feuilles de mil Souna et en supposant que les deux faces des feuilles seront traitées (Van der Valk *et al.* 1997). Les résultats de cette transformation des résidus figurent au tableau 6.8.

Le paramètre de toxicité utilisé pour déterminer le quotient de risque est soit la moyenne géométrique des  $CL_{50}$  aiguës (mâles et femelles), soit le facteur de reproduction ( $R^{tox}$ ). Entre les deux on a choisi le plus sensible. Pour l'ensemble des insecticides, à l'exception du fipronil, le paramètre  $CL_{50}$  est utilisé (tableau 6.8).

Les résultats montrent que les quotients de risque sont toujours supérieurs à 1, indiquant que les résidus initiaux après traitement antiacridien sont beaucoup plus élevés que les paramètres de toxicité obtenus. Par conséquent, il semble qu'une application des différents insecticides, même aux doses recommandées, produirait une forte mortalité de la population de *B. hebetor* dans les champs de mil. Pour le fipronil, un effet sur la reproduction à plus long terme est à prévoir.

Tableau 6.8 : Estimation du risque d'intoxication de *Bracon hebetor* après traitement aux doses utilisées dans la lutte contre le criquet pèlerin. Le quotient de risque est le rapport entre les résidus mesurés/estimés sur feuilles de mil et le paramètre de toxicité le plus sensible (insecticides mères seulement).

Insecticide	Dose nominale d'application (g/ha)	Résidus sur feuilles de mil		Moyenne $CL_{50}$ (ng/cm <sup>2</sup> )	Quotient de risque (arrondi)
		mg/kg poids frais	ng/cm <sup>2</sup> de feuille		
bendiocarbe	100	10 <sup>4</sup>	96	0.87	100
chlorpyrifos	225	30 <sup>2</sup>	288	0.11	2600
deltaméthrine	15	1.6 <sup>2</sup>	15	0.50	30
fénitrothion	500	40 <sup>1</sup>	384	11.5 <sup>5</sup>	30
fipronil	6.25	1.1 <sup>3,4</sup>	11	0.018 <sup>6</sup>	600
lambdacyhalothrine	20	2.5 <sup>4</sup>	24	3.51	7
malathion	925	95 <sup>3</sup>	912	2.12	400

Sources : 1 = Gadji 1997 b, 2 = Gadji 1998, 3 = Gadji, comm. pers., 4 = estimation par extrapolation, 5 = basée sur Van der Valk *et al.* 1997, 6 = dose qui réduit à 50 % le  $R^{tox}$  (voir texte).

Malgré le fait que tous les quotients de risque soient supérieurs à 1, on note de grandes différences entre eux. Ces différences sont importantes dans la mesure où, un insecticide avec un QR élevé demanderait plus de temps pour arriver à un niveau non-nocif, si les demi-vies biologiques sont similaires. Cependant, le tableau 6.7 indique que les demi-vies biologiques ne sont pas égales. Ainsi, faire une classification de risque des insecticides ayant un QR > 1, se basant uniquement sur le QR est prématurée. Par exemple, bien que le QR de chlorpyrifos soit beaucoup plus élevé que celui de fénitrothion (tableau 6.8), la mortalité aiguë dans les bio-essais sont comparables. En outre, l'effet du fénitrothion persiste légèrement plus longtemps, malgré une disparition chimique deux fois plus rapide.

Un autre facteur qui influence la prédiction de l'effet se basant sur le quotient de risque, est la bio-disponibilité de l'insecticide sur la végétation. Les tests de toxicité au laboratoire ont été effectués sur verre, une surface inerte. Ceci offre une disponibilité maximale de l'insecticide pour l'insecte. Comme discuté ci-dessus, il est probable que la bio-disponibilité sur végétation est plus basse, résultant à une réduction du risque. Cependant, cela peut varier par groupe d'insecticide et par type de végétation. Par exemple, Wiles et Jepson (1994) ont trouvé des toxicités de deltaméthrine très similaires sur verre et feuilles de blé.

Actuellement, nous n'avons pas suffisamment de données fiables sur les demi-vies biologiques des différents insecticides, ni sur leur bio-disponibilité, pour parfaire la méthode d'évaluation de risque. Ces données peuvent être acquises rapidement si une meilleure méthode de bio-essais semi-terrain est mise en place (§ 4.3). Aussi, certaines recherches actuellement menées en Europe, visent à clarifier la relation entre biodisponibilité et toxicité envers les ennemis naturels, afin d'améliorer l'évaluation des risques (J Wiles, Huntingdon Life Sciences, UK, comm. pers.).

## CONCLUSIONS

Les tests de toxicité effectués dans cette étude montrent que les  $CL_{50}$  aiguës de la plupart des insecticides ne sont pas très distinctes. Pour tous les insecticides, à l'exception du fipronil, la  $CL_{50}$  aiguë était aussi sensible, ou plus sensible, que les paramètres de reproduction suivis.

Le risque d'impact sur le terrain a été évalué dans un premier temps en se basant sur le rapport entre la concentration de l'insecticide sur végétation et la toxicité (le quotient de risque, QR). Tous les QR étaient supérieurs à 1, indiquant que des effets sur *Bracon hebetor* sont probables. Les bio-essais semi-terrain confirment ce risque. De grands écarts sont observés entre les QR des différents insecticides, mais il n'est actuellement pas possible de baser une classification de risque uniquement sur ces quotients. Les résultats des bio-essais semblent montrer que des facteurs comme la demi-vie biologique et la bio-disponibilité de l'insecticide jouent un rôle important pour la prédiction de son impact et la classification de son risque.

Le fait que la toxicité des différents insecticides soit presque négligeable quelques jours après traitement, permettrait aux bracons de rétablir leurs populations en colonisant à nouveau les zones affectées.

Bien que le nombre d'études comparatives soit limité, nos résultats indiquent que *B. hebetor* est une espèce de parasitoïde hyménoptère relativement sensible aux insecticides. Par conséquent, il pourrait être un bon indicateur pour l'estimation des risques sur ce groupe d'insectes auxiliaires en général.

La méthodologie du test de toxicité étant maintenant bien développée, il est nécessaire de vérifier sa répétabilité et sa robustesse. Cela peut être fait en collaboration avec d'autres laboratoires. Un protocole détaillé a été établi à cet effet.

L'étude montre l'importance de développer une méthode appropriée pour un bio-essai semi-terrain, moins encombrante et plus précise que celle actuellement utilisée. Un tel essai est indispensable afin de générer des données sur la bio-disponibilité et la demi-vie biologique de l'insecticide, et pour mieux valider les prédictions basées sur les tests de toxicité au laboratoire.

## REFERENCES

- ASTM (1989) Standard guide for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates and amphibians. Guide n° E729 - 88a<sup>E1</sup>. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA.
- Baker JE, Weaver DK, Throne JE & Zetter JL (1995) Resistance to protectant insecticides in two field strains of the stored-product insect parasitoid *Bracon hebetor* (Hymenoptera, Braconidae). *Journal of Economic Entomology* 88(3) : 512-519.
- Bal AB (1997) Etude du parasitisme naturel d'*Heliocheilus albipunctella* de Joannis (Lepidoptère: Noctuidae) par *Trichogrammatoidea* sp (Hymenoptère : Trichogrammatidae) à Bambey. *Insect Science and its Application* 14(2) : 221-223.
- Balança G & de Visscher M-N (1995) Effets des traitements chimiques antiacridiens sur des coléoptères terrestres au nord du Burkina Faso. *Ecologie* 26(2): 115-126.
- Barrett KL, Grandy N, Harrison EG, Hassan S & 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, Bruxelles, Belgique.
- Bayoun IM, Plapp FW, Gilstrap FE & Michels jr GJ (1995) Toxicity of selected insecticides to *Diuraphis noxia* (Homoptera: Aphididae) and its natural enemies. *Journal of Economic Entomology* 88(5): 1177-1185.
- Begon M, Harper JL & Townsend CR (1990) Ecology. Individuals, populations and communities. 2nd edition. Blackwell Scientific Publishers, Boston, USA.
- 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 GCL/RAF/128/CLS. Organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), Rome, Italie.
- Bhatnagar, VS (1989) Lutte biologique contre la chenille mineuse de l'épi de mil Sahel. PV Info 12: 5-9.
- Bro-Rasmussen F, Lyngby, Calow P *et al.* (1994) EEC water quality objectives for chemicals dangerous to aquatic environments (List 1). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 137: 83-110.
- Croft BA (1990) Arthropod biological control agents and pesticides. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Danfa A (1997) Test de toxicité de *Metarhizium flavoviride* (Deuteromycetes - Moniliales) sur *B. hebetor* (Hymenoptera : Braconidae), *Pimelia senegalensis* et *Trachyderma hispida* (Coleoptera : Tenebrionidae).
- Danfa A & Van der Valk H (1997) Test de toxicité du fénitrothion sur *Pimelia Senegalensis* et *Trachyderma hispida* (Coleoptera, Tenebrionidae).
- Diallo M et Baba F (1996) Rapport d'élevage d'*Ephestia kuehniella* (Pyralidae, Lepidoptera) et de *Bracon hebetor* (Braconidae, Hymenoptera) Rapport Locustox (interne). FAO, Projet Locustox, Dakar, Sénégal.
- Diémé E (1989) Etude biologique de *Bracon hebetor*. Sahel PV Info 12 : 9 - 17.
- Everts JW (ed) (1990a) 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 (FAO), Rome, Italie.

- Everts JW (1990b) Sensitive indicators of side-effects of pesticides on the epigeal fauna of arable land. PhD thesis. Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- Gadji B (1997a) Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les mares temporaires en milieu sahélien (campagne 1991). *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 188-232.
- Gadji B (1997b) Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les sols au Sénégal et suivi des résidus dans les stockages de mil en monde rural (campagne 1992). *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 233-278.
- Gadji B (1998) Déposition et disparition de la deltaméthrine et du chlorpyrifos sur végétation de mil au Sénégal (campagne 1997). *Dans* : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome III, pp 20-41.
- Gahukar RT, Guevremont A, Bhatnagar VS, Doumbia YO, Ndoye M & Pierrard G (1986 a) A review of the pest status of the millet spike worm, *Raghuva albipunctella* de Joannis (Noctuidae, Lepidoptera) and its management in the Sahel. *Insect Science and its Application* 7: 457-463.
- Gahukar RT, Bos WS, Bhatnagar VS, Diémé E, Bal AB & Fytizas F (1986 b) Acquis récents en entomologie du mil au Sénégal. Document présenté à la Réunion d'Évaluation du Programme de Recherche sur le mil, ISRA - CNRA, Bambey (Sénégal) 19 - 21 Mars 1986.
- Geddes AMW (1990) The relative importance of crop pests in Sud-Saharan Africa. *Natural Resources Institute bulletin n°36*. Natural Resources Institute. Chatham Maritime, Royaume-Uni.
- Grosch DS (1975) Reproductive performance of *Bracon hebetor* after sublethal doses of carbaryl. *Journal of Economic Entomology* 68(5): 659-662.
- Guévremont H (1983) Recherches sur l'entomofaune du mil. Rapport annuel de recherches pour 1982. CNRA, Tarna, Niger: Centre National de Recherche Agronomique, Niamey, Niger.
- Hassan SA (1992) Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms: description of test methods. *IOBC/WPRS Bulletin - Bulletin OILB/SROP 1992 / XV /3*.
- Hassan SA, Bigler F, Bogenschütz H *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.
- Kamara O & Van der Valk H (1998) Side effects of fenitrothion and diflubenzuron on beneficial arthropods in millet in Senegal (the 1992 study). *Dans* : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome II, pp 101-124.
- Kooijman SAL (1980) Parameter analysis of mortality rates in bioassays. *Water Research* 15:107-119
- Lahr J, Ndour KB, Badji A & Diallo AO (1998) Effects of experimental locust control with deltamethrin and bendiocarb on the aquatic invertebrate fauna of temporary ponds in central Senegal. *Dans* : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome II, pp 1-38.
- Lahr J, Badji A, Ndour KB & Diallo AO (1998) Acute toxicity with *Streptocephalus sudanicus* (Banchiopoda, Anostraca) and *Anisops sardeus* (Hemiptera, Notonectidae) using insecticides for locust control. *Dans* : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome II, pp 39-57.

- Matteson PC (1992) A review of field studies of the environmental impact of locust/grasshopper control programmes in Africa. *Dans* : Lomer CJ and Prior C (eds) Biological control of locusts and grasshopper. Proceedings of a workshop held at the International Institute of Tropical Agriculture, Cotonou, Benin, 29 April -1 May 1991. CAB International, Wallingford, Royaume-Uni, pp 347-356.
- Nwanze KF & Sivakumar MVK (1990) Insect pests of pearl millet in Sahelian West Africa- II *Raghuva albipunctella* de Joannis (Noctuidae, Lepidoptera): Distribution, population dynamics and assessment of crop damage. *trop. Tropical Pest Management* 36(1): 59 - 65
- O'Brien PJ, Elzen GW & Vinson SW (1985) Toxicity of azinphos-methyl and chlordimeform to parasitoid *Bracon mellitor* (Hymenoptera: Braconidae): lethal and reproductive effects. *Environmental Entomology* 14(6): 891-894.
- Oomen PA, Jobsen JA, Romeijn G & Weigers GL (1994) Side-effects of 107 pesticides on the whitefly parasitoïde *Encarsia formosa*, studied and evaluated according to EPPO guideline n°.142. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 24: 89-107.
- Petters RM, Kendall ME, Taylor RAJ & Mettus RV (1985) Time required for mating and the degree of genetic relatedness in the parasitoid wasp, *Bracon hebetor* Say (Hymenoptera, Braconidae). *Melsheimer Entomological Series* 35: 21-27.
- Peveling R, Weyrich J & Müller P (1994) Side-effects of botanicals, insect growth regulators and entomopathogenic fungi on epigeal non-target arthropods in locust control. *Dans*: Krall S & WilpsH (eds) New trends in locust control. Ecotoxicology, botanicals, pathogens, attractants, hormones, pheromones, remote sensing. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). Schriftenreihe no. 245. GTZ, Eschborn, Germany, pp 147-176.
- Plapp FW Jr & Vinson SB (1977) Comparative toxicities of some insecticides to the tobacco bud worm and its ichneumonid parasite, *Campoletis sonorensis*. *Environmental Entomology* 6: 381-384.
- Risbec J (1950) La faune entomologique des cultures au Sénégal et au Soudan Français. Gouvernement général de l'Afrique Occidentale française, Paris, France.
- Salt DW & Ford M (1984) The kinetics of insecticide action. Part III: the use of stochastic modelling to investigate the pick-up of insecticides from UL-treated surfaces by larvae of *Spodoptera littoralis* Boisd. *Pesticide Science* 15: 382-410.
- Senghor E & Lo CO (1997) Effet de la deltaméthrine sur la longévité, la fécondité et la fertilité d'*Uscana lariophaga* Steffan (Hymenoptère - Trichigrammatidae), de *Dinarmus basalis* (Rondani) (Hymenoptère - Pteromalidae) et d'*Eupelmus vuillefi* (Crv.) (Hymenoptère - Eupelmidae) parasitoïdes de *Callosobruchus maculatus* (Fab.) (Coléoptère - Bruchidae), déprédateur du niébé. Mémoire de fin de cycle. Département de Formation en Protection des Végétaux (CILSS/DFPV), Niamey, Niger.
- Stark JD & Wennergen U (1995) Can population effects of pesticides be predicted from demographic toxicological studies? *Journal of Economic Entomology* 88(5): 1089-1096
- Vercambre B (1978) *Raghuva* spp. et *Masalia* sp., chenilles des chandelles du mil en zone sahélienne. *Agronomie Tropicale* XXXIII: 62-79.
- Van der Stoep J (1992) The development of laboratory toxicity tests with *Bracon hebetor* (Say) for the study of the environmental effects of locust control. Department of Entomology report no. 13-93. Wageningen Agricultural University, Wageningen, Les Pays- Bas.
- Van der Valk H & Kamara O (1997) Effets du fénitrothion et du diflubenzuron sur les ennemis naturels des ravageurs du mil au Sénégal. *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 66-110.



- Van der Valk H, Diakhaté H & Seck A (1998) The toxicity of locust control insecticides to *Pimelia senegalensis* and *Trachyderma hispida* (Coleoptera, Tenebrionidae). *Dans* : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome II, pp 72-100.
- Van der Valk H, van der Stoep J, Fall B & Diémé E (1997) Un essai de toxicité au laboratoire avec *Bracon hebetor* (Say), (Hymenoptera, Braconidae). Une première évaluation des méthodes d'élevage et d'essais. *Dans* : Everts JW, Mbaye & D Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 129-160.
- Wiles JA & Jepson PC (1994) Substrate-mediated toxicity of deltamethrin residues to beneficial invertebrates: estimation of toxicity factors to aid risk assessment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27: 384-391.

## **CHAPITRE 7 :**

### **Effets du fénitrothion sur les coléoptères épigés de l'agroécosystème mil au Sénégal**

*Alioune BEYE, Papa Charles SOW et Harold VAN DER VALK*

#### **RESUME**

La présente étude évalue l'impact du fénitrothion, l'insecticide utilisé dans la lutte anti-acridienne sur le peuplement des coléoptères dans le mil. L'étude a été exécutée à Nganda, dans le centre-sud du Sénégal. Quatre champs similaires ont été divisés en deux parties, dont une sous-parcelle recevait le traitement (à raison de 350 - 450 g m.a./ha) et l'autre figurait comme témoin. Des pièges enterrés à l'écran d'interception étaient utilisés pour capturer les coléoptères épigés. Ils étaient récoltés hebdomadairement, et généralement triés jusqu'au niveau de l'espèce. La durée de l'étude était de trois mois, dont six semaines avant et six semaines après traitement. Ce dernier a eu lieu pendant l'épiaison/floraison du mil. Cela couvrait la majeure partie de la période de la culture.

Les captures des Elateridae (les taupins) et une famille représentée faiblement dans les échantillons, étaient réduites de 80 %, les trois semaines après l'application du fénitrothion. Il n'était pas possible d'établir si les populations avaient récupéré après cette période. Des réductions de captures de courte durée (<2 semaines) ont été observées également pour certaines espèces de Carabidae et de Tenebrionidae.

Les captures de Scarabaeidae, largement dominées par les bousiers coprophages, ont connu une augmentation relative d'environ 100 % pendant les dernières quatre semaines de l'étude. Cet accroissement n'était pas dû à un taxon spécifique, mais semble être causé par de légères augmentations de captures, souvent pendant une courte durée, de plusieurs espèces. Il a été admis comme hypothèse qu'un impact du fénitrothion sur certains de leurs ennemis naturels pourrait être à l'origine de l'accroissement des populations de ces bousiers.

Des effets écologiquement significatifs de l'insecticide n'ont pas été observés sur les indices du peuplement comme la Richesse (nombre de taxons), l'Indice de Diversité de Shannon, la Régularité, et l'Indice de Similitude de Sørensen. Toutefois, le Pourcentage de Similitude était plus élevé dans les parcelles ayant reçu un traitement au fénitrothion. Cette augmentation n'était pas due à un nombre plus élevé de taxons communs aux sous-parcelles traitées et témoins, mais plutôt à un rapprochement des densités de ces taxons. L'importance écologique de cette observation n'est pas évidente.

Il a été conclu, dans cette étude, que les traitements antiacridiens au fénitrothion ont un impact très limité sur les coléoptères épigés dans l'agro-écosystème mil. Ceci est probablement le résultat d'une faible pénétration de l'insecticide dans le mil et, par conséquent, une exposition limitée des insectes, qui sont pour la plupart actifs à la surface du sol.

## INTRODUCTION

Les espoirs d'autosuffisance alimentaire en Afrique en général et en Afrique sahélienne en particulier reposent sur la sécurisation des productions végétales céréalières surtout milicoles. Le mil à chandelle, *Pennisetum typhoides*, occupe une place de choix dans cette gamme d'espèces. Un tel agroécosystème fait pourtant, depuis des dizaines d'années, face à la menace endémique de ravageurs acridiens dont la recrudescence entraîne une utilisation importante et parfois sans discernement d'insecticides chimiques. Les effets sur l'environnement ne sont cependant que peu ou pas connus. La bonne connaissance de tels effets est un impératif pour une protection judicieuse des cultures dont l'application ferait intervenir des méthodes satisfaisant à la fois les conditions écologiques, économiques et toxicologiques. Cela permettrait de réserver la priorité à la mise en oeuvre délibérée des éléments naturels de limitation des ravageurs.

Inquiets du décalage qui existe entre la connaissance biologique et écotoxicologique souhaitée et l'action d'une intervention antiacridienne, les écologistes et les utilisateurs s'interrogent sur les risques dont les limites sont à circonscrire. Il se crée dès lors le besoin d'études écotoxicologiques comme celle-ci pour appréhender la relation agroécosystème - lutte antiacridienne. Ce complexe doit être étudié ensemble pour mieux comprendre les relations ainsi que de mesurer et d'apprécier à leur juste valeur les variations temporelles et spatiales de structure et/ou de fonction suite à l'application d'un insecticide chimique.

Les efforts menés ici visent à étudier l'impact du fénitrothion sur les coléoptères épigés non-cibles. Le choix de ce groupe d'organismes se justifie par :

- leur importance taxonomique en raison de l'abondance des taxons présents dans la structure communautaire biotique,
- leur importance numérique par rapport aux autres insectes épigés du sol,
- leur importance biologique en tant que prédateurs des ravageurs, détritvovores ou autres auxiliaires,
- leur utilisation fréquente dans des études écotoxicologiques faites ailleurs, permettant une meilleure comparaison des résultats avec ceux obtenus dans d'autres zones écologiques

Une étude préliminaire dans le mil (FAO/DPV-Locustox, étude de Nganda 1993, données non-publiées) a montré que le peuplement épigé des coléoptères dans le centre du Sénégal est dominée par un nombre limité de familles. Il s'agit des Scarabaeidae, et a un moindre degré des Tenebrionidae, Carabidae et Histeridae.

Les Scarabaeidae sont généralement phytophages ou détritvovores. La plupart des Scarabaeidae épigés capturés dans le mil appartenaient aux sous-familles Coprinae et Scarabaeinae, des détritvovores coprophages (bousiers) qui se nourrissent principalement sur le fumier du bétail. Ces coléoptères incorporent très efficacement le fumier dans le sol, minimisant ainsi les pertes de nutriments dues aux facteurs physiques, et améliorant la fertilité et la structure du sol. Ceci est d'autant plus important qu'il y a généralement très peu d'utilisation d'engrais chimique dans les cultures vivrières au Sahel. Par ailleurs, les bousiers contribuent à réduire les populations de mouches, dont certaines nuisibles au bétail, par l'enterrement du fumier. Par exemple, plusieurs espèces de Scarabaeidae ont été introduites en Australie comme agent de lutte biologique contre les mouches de bétail ainsi que pour améliorer les pâturages (Davis 1996a).

Les Tenebrionidae sont principalement détritvovores et se nourrissent sur de la matière organique d'origine végétale ou parfois animale. Ils sont des détritvovores importants dans les écosystèmes arides (Crawford 1991). Les larves de certaines espèces (par exemple *Pimelia senegalensis*) sont prédatrices des oothèques des sauteriaux (Greathead *et al.* 1994).

Les Carabidae sont des prédateurs polyphages de beaucoup d'arthropodes. Greathead *et al.* (1994) mentionnent que les larves d'*Abacetus*, *Harpaglossus*, *Homalolachnus* et *Chlaenius* ont été observées

comme prédatrices d'oothèques d'acridiens en Afrique, bien que rares. Plusieurs espèces de Carabidae attaquent les ravageurs lépidoptères de mil au Sénégal (Bhatnagar 1987).

Les Histeridae sont des prédateurs et des nécrophages, pour la plupart opportunistes. Les larves de plusieurs espèces de *Saprinus* attaquent les oothèques du criquet pèlerin (Greathead *et al.* 1994). Certains autres sont des prédatrices de diptères qui se reproduisent dans le fumier (Van Driessche & Bellows 1996).

L'impact du fénitrothion sur plusieurs ennemis naturels de ravageurs principaux et secondaires du mil a été étudié (Van der Valk & Kamara 1997, Diop & Bèye 1994, Kamara & Van der Valk 1998). Pour les coléoptères, des informations ont pu être obtenues pour les Coccinellidae de la partie supérieure du mil. Des tests de criblage d'insecticides couramment utilisés en lutte antiacridienne sont également réalisés sur les Tenebrionidae (Danfa & Van der Valk 1997, Van der Valk *et al.* 1998). Pour mieux analyser l'effet des insecticides en lutte antiacridienne sur la structure et la dynamique des biocénoses dans cet agroécosystème, l'étude sur une gamme plus large de coléoptères épigés et non-cibles vient en additif à celles jusque là menées.

La présente étude évalue l'effet du fénitrothion à deux niveaux d'intégration écologique :

- l'effet sur l'abondance des taxons individuels (espèces, genres ou familles),
- l'effet sur la structure communautaire des coléoptères épigés

L'analyse au niveau des taxons individuels est une méthode qui vise surtout à discerner des effets sur des taxons d'importance écologique. Elle est limitée dans le sens qu'il faut que l'abondance du taxon soit suffisamment élevée pour pouvoir effectuer des tests statistiques. Les espèces plus rares ne peuvent donc pas être prises en compte. Une analyse au niveau biocénose inclue tous les taxons, abondants et rares, en calculant certains indices du peuplement. Des changements dans ces indices, après traitement, peuvent indiquer un impact de l'insecticide sur un ou plusieurs taxons. Le désavantage de cette méthode est qu'il est parfois difficile d'interpréter les variations, ou leur absence, dans ces indices après une perturbation causée par un insecticide. Ci-dessous, nous essayerons d'intégrer les deux approches, en tenant compte des avantages et des limites de chacune.

## MATERIELS ET METHODES

### Choix des parcelles d'expérimentation

L'arrondissement de Nganda (13°50 N - 15°26 W), situé dans le secteur centre sud du Sénégal, a été retenu pour servir de zone d'étude. C'est une zone agrosylvopastorale avec climat soudano-sahélien. Au total, 4 parcelles semées de mil Souna (*Pennisetum typhoides*) ont été choisies aux environs des villages de Kélimane (13°49 N-15°24 W), Diamagadio (13°45 N-15°25 W) et Dankou (13°50 N-15°21 W). La distance entre les parcelles était supérieure ou égale à 700 mètres. Les parcelles ont été choisies de manière à pouvoir abriter tout le réseau de piégeage sans difficulté. Les parcelles étaient relativement similaires en taille et en développement végétatif. Aucune modification n'a été apportée aux techniques culturales habituelles des paysans. Aucun apport d'engrais minéral n'a été effectué dans les champs. Les bouses de vache réparties de façon plus ou moins homogène dans tous les champs représentaient la fumure organique épandue.

Chaque parcelle était divisée en deux sous-parcelles dont l'une servait de témoin alors que l'autre était traitée. La surface des sous-parcelles d'expérimentation variait entre 2.1 et 3.5 ha. Le dispositif est un dispositif BACI (Before-After-Control-Impact) : des échantillons sont pris plusieurs fois avant et après le traitement, simultanément sur les parcelles traitées comme sur les témoins (Stewart-Oaten *et al.* 1986).

Les données météorologiques de la zone ont été collectées journalièrement au Centre Secondaire de la Protection des Végétaux, à Nganda.

### Application du traitement

L'insecticide utilisé est un organophosphoré, le fénitrothion (Sumithion® 500 g m.a./l) en formulation UL (ultra bas volume). Il est appliqué sur les quatre parcelles à traiter à la dose nominale de 450 g de matière active (m.a.)/ha, soit 0.9 l/ha, dose recommandée pour la lutte contre le criquet pèlerin (FAO 1996). Les traitements ont été effectués les 5 et 6 septembre 1994, correspondant à la période d'épiaison-floraison du mil.

Des pulvérisateurs à piles Micro-ULVA® à disque rotatif ont été utilisés pour les applications. Ces pulvérisateurs réglés à 4 piles sèches de 1.5 V offrent une vitesse de 6400 à 6700 T/mn (sec) correspondant à un DMV (Diamètre Médian de Volume) de 80 à 100 µm. Les appareils et la marche des applicateurs ont été calibrés préalablement. Le débit était de 55 ml/mn.

Les sous-parcelles à traiter ont été choisies de manière à éviter la contamination par la dérive de la sous-parcelle témoin. Le traitement était fait en escalier. La direction d'application était perpendiculaire à celle des vents dominants. Des balises étaient utilisées de part et d'autre pour matérialiser les lignes de passe et les limites de parcelles. La distance entre les passes était de 10 mètres. Les quantités de produit épandues étaient mesurées en faisant la différence entre le volume introduit dans les appareils et le reste après l'opération. La surface ainsi traitée était mesurée grâce à une chaîne et des piquets et en découpant chaque surface en figures géométriques simples. La vitesse du vent était mesurée au début et à la fin du traitement grâce à un ventimètre maintenu à environ 1.75 m au-dessus du sol, et l'humidité relative et la température mesurée par un psychromètre.

### Evaluation de la quantité d'insecticide déposée

Pour évaluer les résidus sur feuille de mil dans les champs traités, la technique d'échantillonnage sur diagonale a été utilisée pour le prélèvement de l'échantillon à analyser. Un échantillonnage à raison d'une ou de deux feuilles par poquet, prises dans les parties supérieures des plantes, a été effectué pour déterminer le taux initial de déposition juste après traitement. L'analyse de résidus a été ensuite faite par chromatographie en phase gazeuse (Gadji 1997b).

## Méthode d'échantillonnage des coléoptères épigés

### Capture des insectes

Des pièges à écran d'interception étaient placés au centre de chaque sous-parcelle pour capturer les coléoptères épigés. Les pièges étaient disposés conformément à la figure 7.1. Les pièges plus au centre étaient dénommés sous-ensemble A et ceux des extrêmes sous-ensemble B. Les pièges étaient ainsi disposés pour mieux évaluer l'effet direct du fénitrothion et la vitesse de récupération. L'efficacité de ce dispositif avait été évaluée en 1993 dans le même écosystème (Locustox, étude de Nganda 1993, données non-publiées). La pose des pièges a été effectuée le 25 juillet 1994 et les collectes se faisaient une fois par semaine jusqu'à la récolte du mil. Au total 6 récoltes avant traitement et 6 après ont été effectués. Une solution de formol à 4 % était utilisée pour éviter la putréfaction dans les pots de collecte aux champs. Les insectes collectés, après nettoyage de la récolte, sont conservés dans une solution d'éthanol à 70 % en attendant leur triage et leur identification.

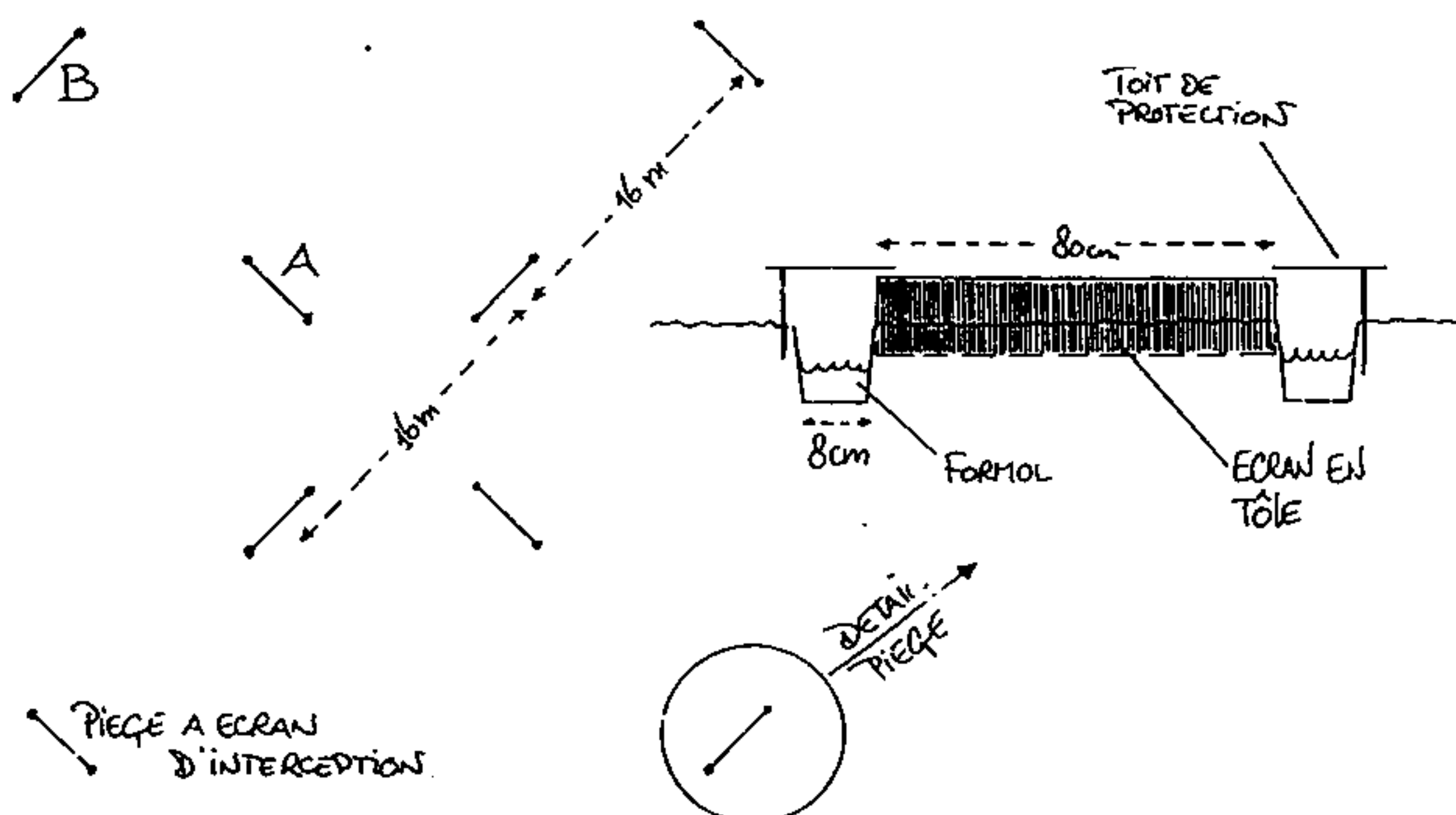


Figure 7.1 : Dispositif des pièges à écran d'interception utilisé dans l'étude à Nganda en 1994. Huit pièges ont été posés au centre de chaque sous-parcelle. Un écran en tôle a été placé verticalement pour guider les insectes dans les deux pots de capture.

### Dénombrement des insectes

Les insectes par sous-parcelle et par date sont triés et codés. Chaque taxon codé est compté. Un échantillon de chaque taxon est alors prélevé après une identification provisoire par famille, sous-famille, genre et espèce par les techniciens du projet. Un échantillon de chaque taxon destiné à la collection de référence de la DPV est retenu après une confirmation ou une identification par l'IFAN (Institut Fondamentale d'Afrique Noire) à Dakar. Le laboratoire de zoologie des invertébrés de cet institut abrite une importante collection de référence d'arthropodes sahéliens. Cependant, il est possible que les noms utilisés dans ce rapport aient changé suite à des révisions taxonomiques.

### Structure de la biocénose

Plusieurs paramètres caractérisant la structure du peuplement ont été utilisés afin de comparer les parcelles traitées et témoins :

- ⊞ La Richesse (en taxons) ( $S$ ). Elle exprime le nombre de taxons présents à un moment donné dans le peuplement des coléoptères. La Richesse est un indice de comparaison simple. Elle donne une importance égale à chaque taxon présent, indépendamment de son abondance.

- ⊞ L'Indice de Diversité de Shannon ( $H'$ ) :

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (1)$$

avec  $S$  = nombre total d'espèces;  $P_i$  = la proportion de l'espèce  $i$  dans l'échantillon

Dans l'analyse nous avons utilisé  $H^* = e^{H'}$  plutôt que  $H'$ , car  $H^*$  est exprimé en unité "taxon", comme la Richesse (Ludwig & Reynolds 1988). Cet indice prend en compte aussi bien la présence que l'abondance des taxons présents.

- ⊞ La Régularité ( $J'$ ) :

$$J' = \frac{H'}{H_{\max}} = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (2)$$

La Régularité (angl.: evenness) est une mesure de la distribution des abondances des taxons présents dans un site donné. L'indice  $J'$  (aussi appelé l'indice de Pielou) est utilisé très fréquemment en écologie (Ludwig & Reynolds 1988). Il varie entre 0 et 1. Une valeur de  $J'$  élevée équivaut à une distribution plus homogène des abondances des différents taxons dans un peuplement donné.

- ⊞ L'Indice de Similitude de Sørensen ou Coefficient du peuplement (CC) :

$$CC = \frac{2c}{(a+b)} \quad (3)$$

avec :  $c$  = le nombre de taxons communs dans les échantillons traités et témoins  
 $a$  = le nombre de taxons dans le traité  
 $b$  = le nombre de taxons dans le témoin

Cet indice décrit le degré de ressemblance entre deux peuplements. Il ne tient pas compte de l'abondance des individus, mais seulement de la présence ou de l'absence des différents taxons (Van Tongeren 1987).

- ⊞ Le Pourcentage de Similitude ( $PS_{jk}$ ) :

$$PS_{jk} = \frac{200 \sum_{i=1}^S \min(y_{ij}, y_{ik})}{\sum_{i=1}^S y_{ij} + \sum_{i=1}^S y_{ik}} \quad (4)$$

avec :  $y_{ij}$  = abondance du taxon  $i$  sur le site  $j$   
 $y_{ik}$  = abondance du taxon  $i$  sur le site  $k$   
 et les sites  $j$  et  $k$  respectivement témoins et traités

Cet indice décrit le degré de ressemblance entre deux peuplements, en tenant compte de l'abondance des taxons (Van Tongeren 1987).

### Analyse statistique

Le paramètre d'effet utilisé dans l'analyse statistique est la différence en abondance (ou en indice du peuplement) entre la sous-parcelle témoin et la sous-parcelle traitée appariée. Cette différence est calculée pour chaque parcelle et chaque date de capture. Elle est exprimée comme :  $\ln(\text{capture dans traitée} + 1) - \ln(\text{capture dans témoin} + 1)$ , afin d'assurer des valeurs additives dans le test statistique (Stewart-Oaten *et al.* 1986). La même transformation a été utilisée pour les valeurs de richesse et de l'indice de Shannon. Les indices de régularité et de similarité sont transformés avec une transformation arcsin, du fait que ce sont des proportions.

Ensuite, une ou plusieurs valeurs du paramètre d'effet obtenue après traitement est testée contre la moyenne des paramètres d'effet avant traitement. Autrement dit, on analyse si la différence entre les sous-parcelles traitées et témoins a changé significativement après traitement par rapport à la moyenne de celles avant traitement.

L'analyse statistique se fait par analyse de variance (ANOVA) à deux critères de classification : parcelle et effet du traitement. L'interaction entre ces deux critères est également évaluée, afin de pouvoir décider d'un effet généralisé ou spécifique à une ou plusieurs parcelles. Le tableau de cette analyse de variance est donné ci-dessous (tableau 7.1).

C'est une ANOVA "modèle mixte", où on considère la parcelle comme un facteur aléatoire et le traitement un facteur fixe (Sokal & Rohlf 1981, Bennington & Thayne 1994). L'effet de la parcelle n'est pas cependant formellement testé car il est probable qu'une "erreur de restriction" soit prise en compte. Une erreur de restriction pourrait résulter du fait qu'on n'est pas libre d'attribuer aléatoirement une sous-parcelle à n'importe quel bloc, ce qui empêche un test approprié. (Sokal & Rohlf 1981). De toute façon, l'effet de la parcelle ne nous intéresse pas spécifiquement, mais uniquement son influence dans l'interaction.

Tableau 7.1: Description de l'analyse de variance (ANOVA) utilisée dans l'étude afin d'évaluer l'impact des traitements au fénitrothion sur les coléoptères épigés.

Nature de la variation	Nombre de degrés de liberté	valeur de F	Conditions
Parcelle	3	non testée	
Avant et Après (=effet du traitement)	1	1) $MS_{\text{avant et après}} / MS_{\text{interaction}}$ ou 2) $MS_{\text{avant et après}} / MS_{\text{erreur}}$ ou 3) $MS_{\text{avant et après}} / MS_{\text{erreur groupé}}$	si l'interaction est significative  si l'interaction est non-significative  si l'interaction est non-significative, et 2) est non significative, et grouper les termes d'interaction et d'erreur est autorisé
Interaction	3	$MS_{\text{interaction}} / MS_{\text{erreur}}$	
Erreur	$4(t_1-1)(t_2-1)$		
Total	$4(t_1+t_2)-1$		

$t_1$  = nombre de dates avant traitement ;  $t_2$  = nombre de dates après traitement ; MS = variance estimée (angl.: mean square).

L'effet du traitement ( $MS_{\text{avant et après}}$ ), qui nous intéresse principalement dans cette étude, est testé sur l'interaction si cette dernière est significative. Une interaction significative exprime que l'effet du traitement n'est pas généralisé sur toutes les parcelles. Dans un tel cas, le traitement est considéré comme ayant un impact, uniquement s'il est significatif par rapport à l'interaction. Si l'interaction n'est pas significative, on pourrait grouper les variances estimées de l'interaction et l'erreur, afin d'augmenter la puissance de l'analyse. Toutefois, les statisticiens ne semblent pas tous s'accorder sur cette procédure (Sokal & Rohlf 1981). Par conséquent, les variances estimées ne seront pas groupées si



la valeur de F basée sur l'erreur seulement est déjà significative. Dans le cas contraire, les variances estimées de l'erreur et de l'interaction sont groupées, après vérification du règle de Bancroft (Sokal & Rohlf 1981).

La taille d'un effet de l'insecticide est exprimée en pourcentage de réduction ou d'augmentation par rapport aux 5 semaines avant traitement (la première semaine étant exclue des calculs), et corrigée pour les fluctuations dans les témoins. Elle est calculée comme suit :

$$\% \text{ d'effet relatif} = \left[ 1 - \frac{\text{moy. TR après trait.}}{\text{moy. TE après trait.}} \times \frac{\text{moy. TE avant trait.}}{\text{moy. TR avant trait.}} \right] \quad (5)$$

avec : moy. TR = abondance moyenne dans les parcelles traitées  
 moy. TE = abondance moyenne dans les parcelles témoins  
 avant trait. = les 5 semaines d'échantillonnage avant le traitement  
 après trait. = une ou plusieurs semaines après le traitement

## RESULTATS ET DISCUSSION

### Météorologie

La pluviométrie à Nganda en 1994 est montrée sur la figure 7.2. Les précipitations étaient de 643 mm pour 48 jours de pluie réparties entre le 27 juin et le 12 octobre. Durant l'étude 518 mm ont été enregistrés, avec une période pic entre la 4<sup>ème</sup> et la 9<sup>ème</sup> décade de l'essai.

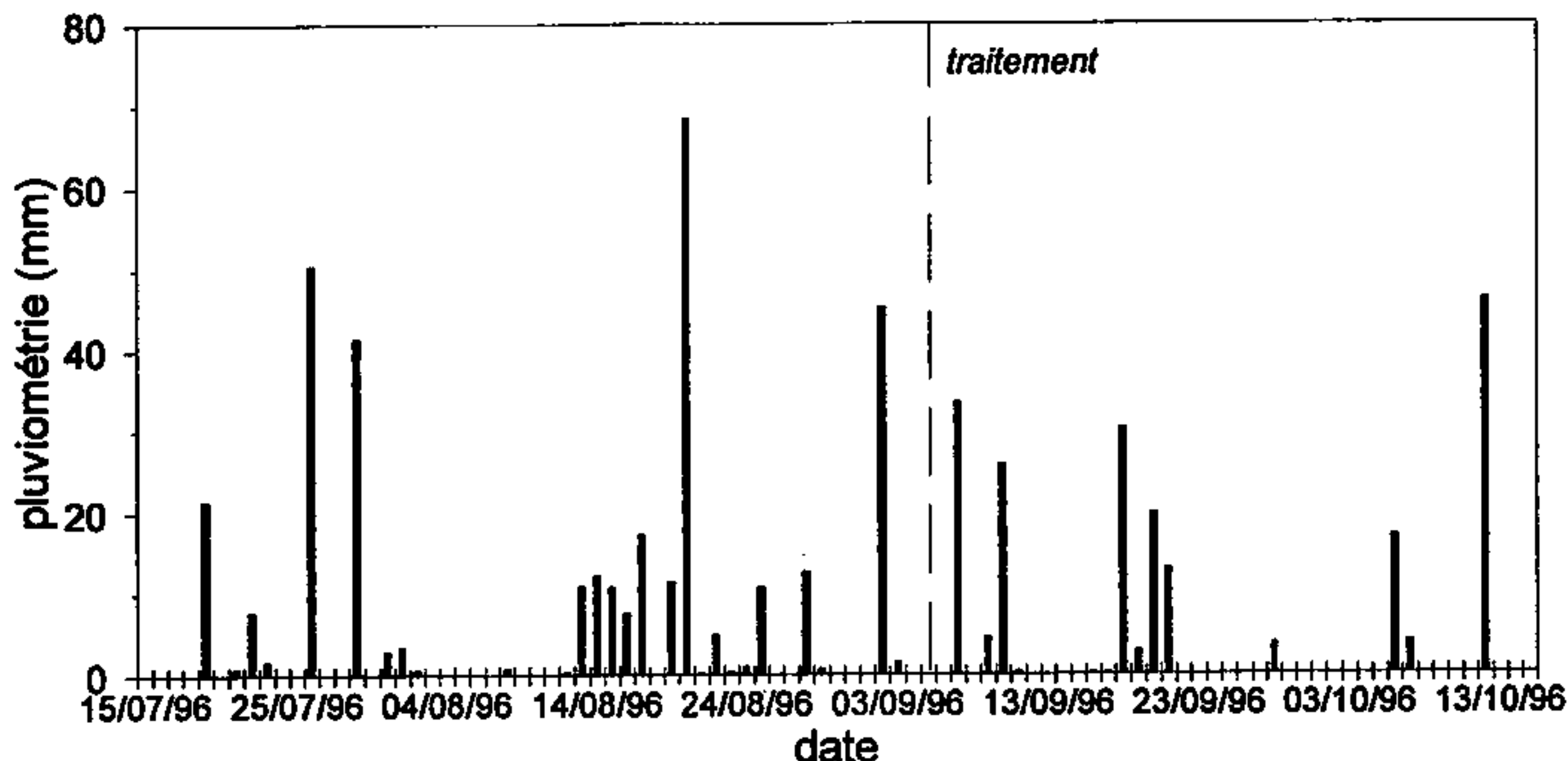


Figure 7.2 : Pluviométrie enregistrée à Nganda pendant la période de l'étude. La ligne verticale en pointillés signifie le moment des traitements.

### Traitements

Le tableau 7.2 montre que la dose nominale de 450 g/ha n'a pas été obtenue exactement sur deux sous-parcelles où un sous-dosage d'environ 20 % a été observé.

Tableau 7.2 : Paramètres de traitement des 4 sous-parcelles à Nganda en 1994

Sous-parcelle traitée	Date de traitement	Température (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (m/s)	Superficie traitée (ha)	Volume épandu (ml/ha)	Quantité épandue (g m.a./ha)
I-1	5 sept	28°3 à 29°4	70 à 79	1.5 à 3.0	2.48	956	478
II-2	6 sept	27°8 à 29°8	72 à 83	1.5 à 3.3	2.94	890	445
III-1	6 sept	26°3 à 28°	85 à 95	1.0 à 3.0	2.08	726	363
IV-1	5 sept	27°5 à 28°3	70 à 88	1.0 à 2.5	3.47	695	347

### Résidus

Les résidus analysés sur feuilles de mil à l'issue de ces traitements varient entre environ 70 et 330 mg de fénitrothion par kg de végétation fraîche (tableau 7.3). En comparant ces taux avec les résultats précédents à Nioro du Rip, la même zone éoclimatique, on observe des résidus sur feuille de mil nettement plus élevés, mais aussi plus hétérogènes, dans la présente étude. Cette différence observée peut être partiellement due à un échantillonnage plus rapproché par rapport à l'heure de traitement (45 minutes à Nganda et 2 heures à Nioro), et à un meilleur dépôt de l'insecticide (la vitesse du vent à Nganda était légèrement plus élevée). Il n'est toutefois, pas possible de déterminer de façon

claire la raison de l'hétérogénéité relativement constatée entre les parcelles. Les échantillons de sol à Nganda n'ont pas pu être analysés pour des raisons techniques. Cependant, dans des conditions similaires à Nioro, des résidus initiaux d'environ 1 mg/kg de sol frais ont été obtenus (Gadji 1997b). Les périodes de demi-vie du fénitrothion dans l'agroécosystème mil ont été calculées par Gadji (1997a,b) ; elles varient de 5 à 18 heures sur feuilles de mil et de 11 à 63 heures sur sol frais. Les conditions météorologiques, à part une pluviométrie légèrement plus élevée à Nioro, étaient semblables (figure 7.2). On peut dans de telles conditions admettre que les périodes de demi-vie à Nganda seraient dans la gamme des données obtenues à Nioro.

Tableau 7.3 : Résidus de fénitrothion mesurés sur feuilles de mil juste après traitement à Nganda en 1994, et comparaison avec les résultats obtenus précédemment à Nioro du Rip dans des conditions semblables. Les résultats de Nioro proviennent de 8 localités.

Nganda (cette étude)			Nioro (Gadji 1997 a,b)				
Sous-parcelle	Dose (g m.a./ha)	Résidu initial (mg/kg de végétation fraîche)	Dose (g m.a./ha)	Résidu initial moyen (mil) (mg/kg de végétation fraîche)	Résidu initial moyen (sol) (mg/kg de sol frais)	Demi-vie (mil) (jours)	Demi-vie (sol) (jours)
I-1	478	106					
II-2	445	331					
III-1	363	91					
IV-1	347	69					
			410 - 490	29 - 72	0.5 - 1.9	5 - 18	11 - 63

### Structure des peuplements de coléoptères

Au total, 768 pièges à écran d'interception, soit 1536 pots de captures, ont été récoltés au cours de l'étude. Seul 25 pots, soit 1.6 % du total, étaient dérangés et par conséquent non pris en compte. Pour ce fait des corrections ont été apportées aux résultats des captures en faisant des extrapolations. Environ 41000 individus ont été capturés, appartenant à 11 familles différentes (Tableau 7.4). Le peuplement est largement dominé, du point de vue abondance, par les Scarabaeidae, suivi par les Tenebrionidae et les Carabidae. Les autres familles sont faiblement représentées. Au total 91 taxons ont été reconnus (Annexe 7.1). Dans presque tous les cas, le niveau taxonomique final utilisé était celle de l'espèce.

Malgré le nombre relativement important de taxons identifiés, les dix taxons les plus prédominantes dans le peuplement occupent 86% du total des captures (figure 7.3). Le peuplement des coléoptères épigés est ainsi dominé par un nombre limité de taxons. Parmi ces dix taxons huit sont des Coprinae (Scarabaeidae). Six d'entre eux sont du genre *Onthophagus* ; les deux autres *Metacatharsius* sp.1 et *Catharsius phidias*. Ils sont pour la plupart détritivores (coprophages). Il est cependant clair que *Onthophagus maculatus* est prédateur de myriapodes diplopodes (iules) qui sont des ravageurs au Sahel. *Zophosis quadrilineatus* (Tenebrionidae) est également détritivore et le taxon restant, *Hyparpalus holocericeus* (Carabidae), est strictement prédateur de petits insectes.

Tableau 7.4 : Structure du peuplement des coléoptères capturés à Nganda en 1994.

Famille	Pourcentage de la capture totale	Nombre de taxons reconnus	Régime alimentaire
Carabidae	6.2	33	prédateurs
Chrysomelidae	0.3	1	phytophages
Cicindelidae	0.7	2	prédateurs
Coccinellidae	0.03	1	prédateurs
Curculionidae	0.5	7	phytophages
Elateridae	0.6	6	phytophages (certains espèces prédateurs)
Histeridae	1.2	2	prédateurs / (détritviores)
Nitidulidae	0.8	1	phytophages / détritviores
Scarabaeidae	79.6	26	phytophages / détritviores
Tenebrionidae	10.0	11	détritviores / prédateurs / phytophages
Trogidae	0.03	1	détritviores / prédateurs

Capture totale (corrigée) : 41369

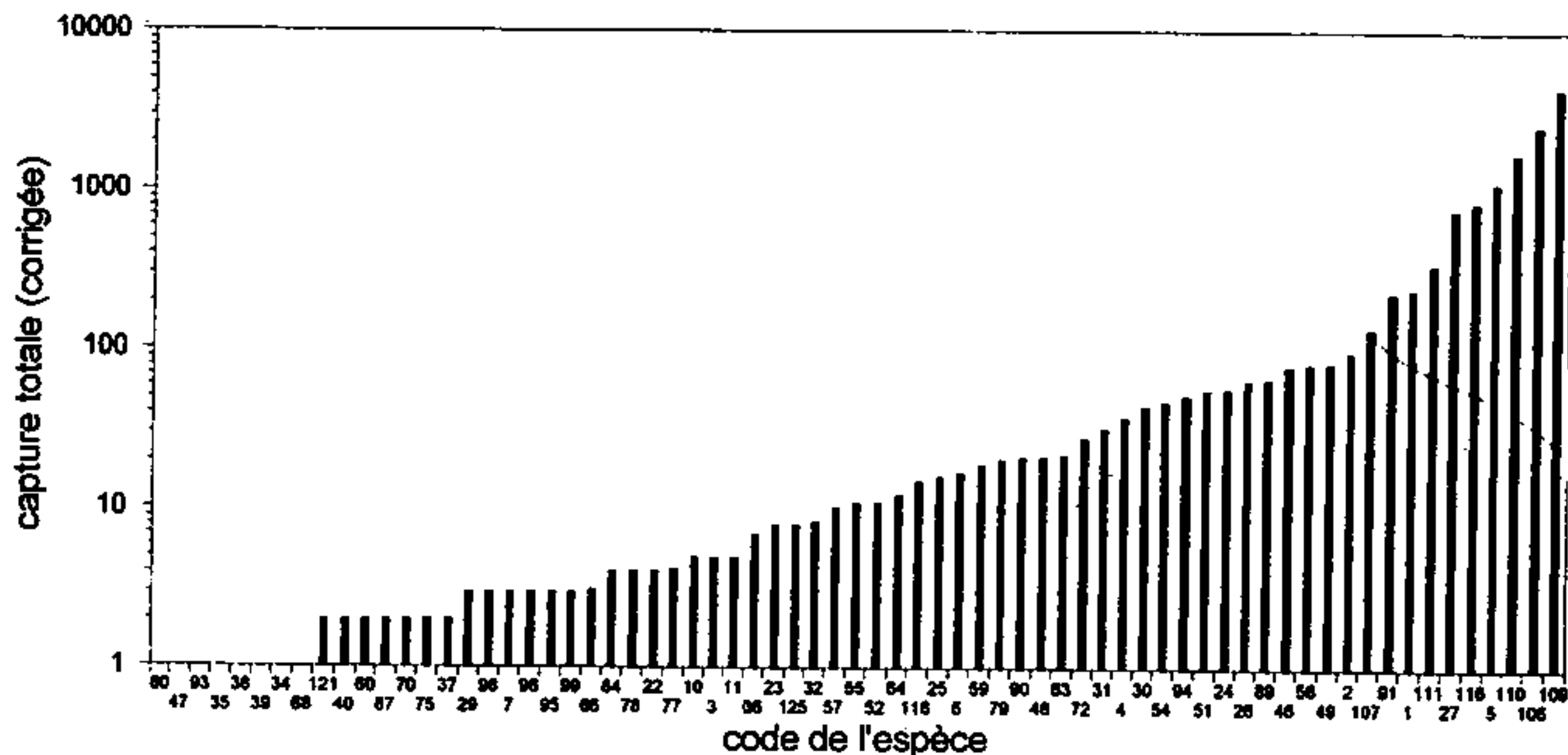
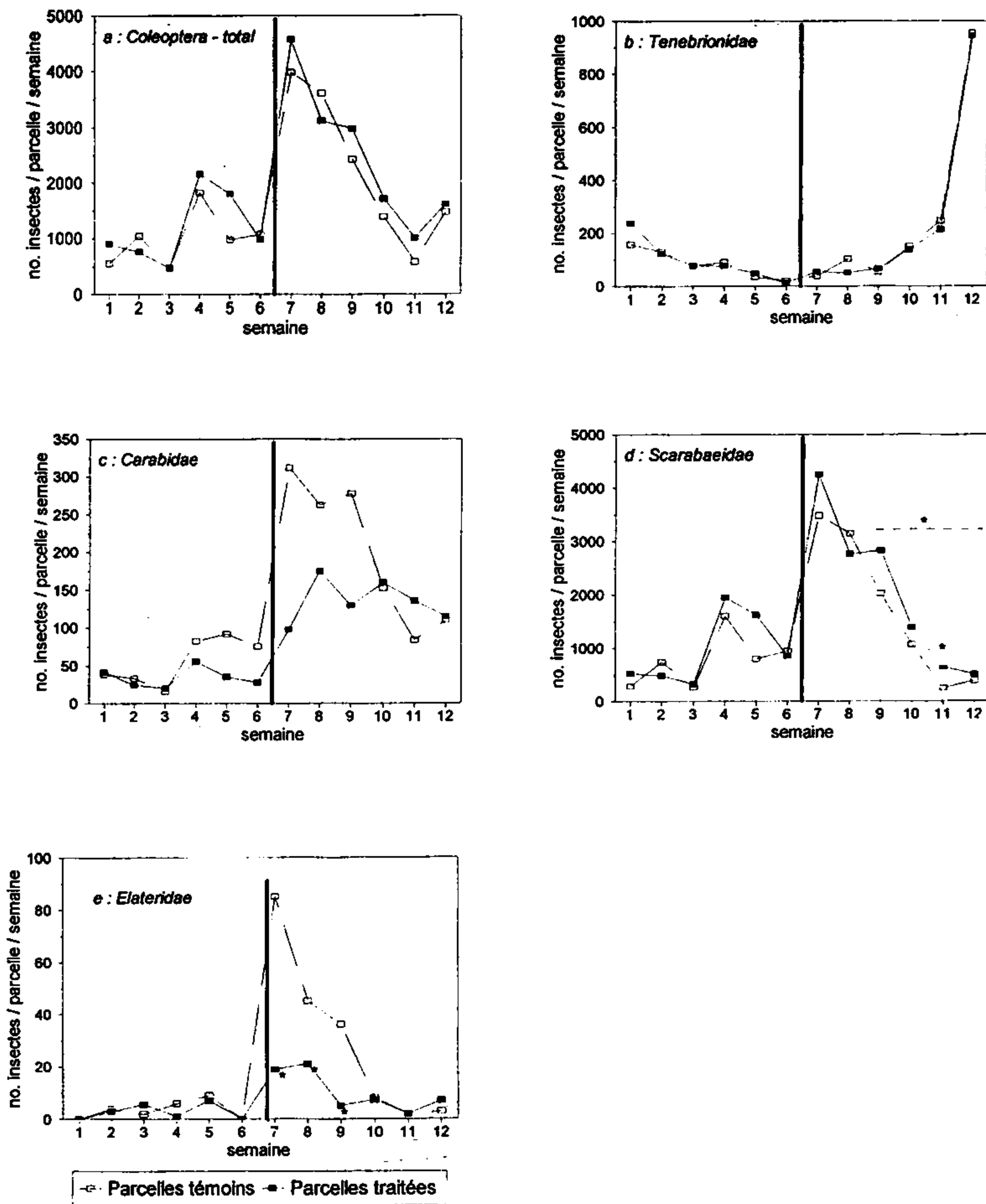


Figure 7.3 : Fréquence totale des captures pour les différents taxons présents dans les parcelles témoins. Le numéro sur l'abscisse est le code du taxon mentionné dans l'Annexe 7.1. Le peuplement des coléoptères est dominé par un nombre limité de taxons.

### Effets sur les taxons spécifiques

L'effet du fénitrothion en traitement antiacridien a été évalué à différents niveaux taxonomiques. Cependant, seuls les taxons présentant un intérêt écologique et un nombre suffisant d'individus ont fait l'objet d'une étude. Dans tous les cas, l'abondance d'un taxon capturé pendant une ou plusieurs semaines après traitement a été comparée avec la moyenne des abondances des captures des 5 semaines avant traitement. La première semaine de capture n'a pas été incluse dans les calculs pour minimiser l'influence, juste après traitement, de l'installation du réseau des pièges (Digweed *et al.* 1995). Les captures totales par semaine pour toutes les espèces sont données dans l'Annexe 7.2.



**Figure 7.4 :** Courbes des captures moyennes par semaine pour le total des coléoptères, ainsi que les familles les plus importantes, dans les parcelles traitées et témoins. La ligne verticale signifie le moment du traitement. Les différences entre traitées et témoins qui sont statistiquement significatives ( $p \leq 0.05$ ) sont marquées par un astérisque (\*) pour les semaines individuelles et une ligne pointillée (---) pour des périodes (tableau 7.5).

### **Niveau ordre**

Les résultats des analyses de variance au niveau ordre et famille sont résumés dans le tableau 7.5.

L'effet du traitement au fénitrothion est non significatif sur l'abondance totale des coléoptères épigés de l'agroécosystème mil (figure 7.4a).

### **Niveau famille**

Chez les Tenebrionidae, on note un développement très similaire dans les parcelles traitées et témoins (figure 7.4b). Aucune différence n'est statistiquement significative. Les captures des Carabidae sont plus basses dans les parcelles traitées que dans les témoins pendant 3 semaines après traitement (fig. 4c). Cependant, ces différences ne sont pas statistiquement significatives. Les familles des Histeridae, des Curculionidae et des Cicindelidae ont leurs pics d'abondance avant le traitement, pendant le stade végétatif du mil (voir Annexe 7.3 pour les graphes des captures). Aucun effet significatif n'est observé pour ces trois taxons. Les Nitidulidae, par contre, sont capturés plus pendant la période après traitement. L'augmentation apparente observée dans les parcelles traitées (Annexe 7.3) n'est cependant pas statistiquement significative.

Les captures de l'importante famille des Scarabaeidae, semblent relativement parallèles dans les parcelles traitées et témoins (figure 7.4d). Pourtant, on note une augmentation progressive, et statistiquement significative, du 3<sup>ème</sup> à la 6<sup>ème</sup> semaine après traitement dans les traitées par rapport aux témoins. En moyenne, on capte deux fois plus d'insectes de cette famille dans les parcelles traitées que dans les non-traitées, par rapport à la période avant traitement.

Pour les Elateridae (les taupins), on observe une réduction moyenne de 80% par rapport au témoin, qui est significative pendant les trois semaines qui suivent le traitement (figure 7.4e). Après cela, les captures dans les parcelles témoins se sont également beaucoup réduites. On ne peut donc pas confirmer que les populations des Elateridae auront complètement récupéré avant la fin de la saison des pluies.

Les familles restantes, faiblement représentées, n'ont pas offert une possibilité d'une étude comparative fiable.

Les résultats sont récapitulés dans le tableau 7.6. Seule une famille subit un effet négatif du fénitrothion, les Elateridae. Cette famille est relativement peu abondante dans les pièges enterrés. Les Elateridae sont généralement considérés comme phytophages. Leurs larves ont la capacité de causer des dégâts dans les pelouses ainsi que sur les semences et racines de jeunes plantules de céréales, coton ou légumineuses. (Borror *et al.* 1976). Toutefois, cette famille ne semble pas contenir des ravageurs importants dans les cultures vivrières au Sahel (CILSS 1991). Certaines espèces sont prédateurs (Borror *et al.* 1976, Fry 1989). Les adultes sont également capturés dans les pièges malais dans le mil, et certains sont probablement floricoles. Ce comportement les expose à l'insecticide et expliquerait qu'ils soient plus affectés par les traitements.

L'augmentation relative des Scarabaeidae après traitement est plus difficile à expliquer. Elle pourrait être due à une réduction de la pression de certains ennemis naturels qui sont affectés par le traitement. Les seuls prédateurs potentiels parmi les coléoptères épigés sont les Carabidae et les Histeridae, et aucune de ces deux familles ne semble être sérieusement affectée par le fénitrothion. Deux autres familles qui contiennent des prédateurs de larves des Scarabaeidae, les Staphylinidae et Hydrophilidae (Davis 1996b), n'ont pas été capturées dans les pièges. Evidemment, les populations d'autres prédateurs ou parasitoïdes non échantillonnés pourraient être réduites après traitements. A cet effet, il est à noter que les guêpes Tiphidae, parasitoïdes des larves de Scarabaeidae, ont été affectés par les traitements au fénitrothion dans le mil (Van der Valk & Kamara 1997), comme dans les pâturages (Van der Valk 1990).

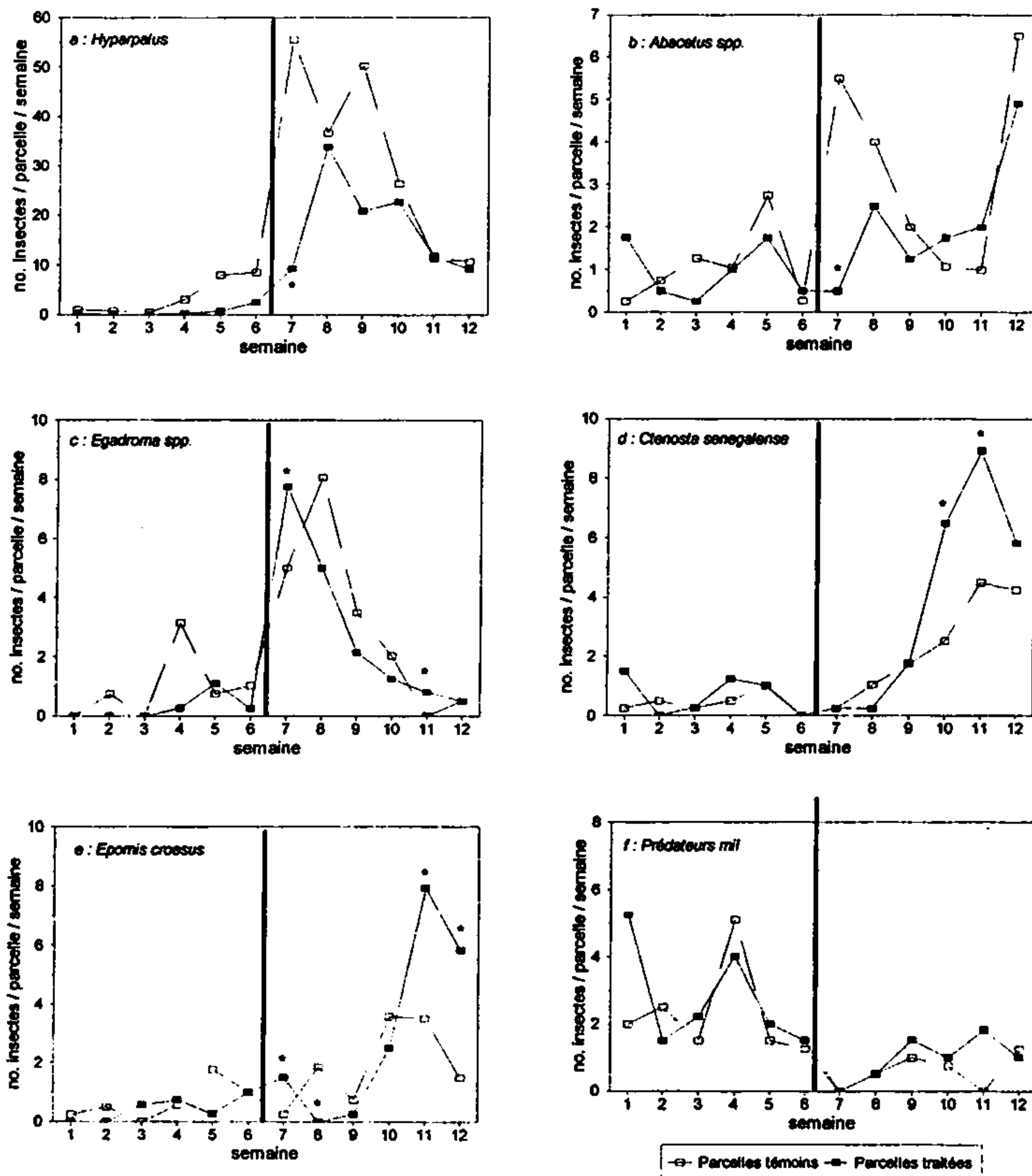


Figure 7.5 : Courbes des captures moyennes par semaine pour les plus importantes Carabidae, dans les parcelles traitées et témoins. La ligne verticale signifie le moment du traitement. Les différences entre traitées et témoins qui sont statistiquement significatives ( $p \leq 0.05$ ) sont marquées par un astérisque (\*) pour les semaines individuelles (tableau 7.7).

Une autre explication de l'effet trouvé sur les Scarabaeidae serait une réduction de la compétition, soit entre différentes espèces dans la famille, soit avec d'autres coprophages. Cette hypothèse sera vérifiée ci-dessous.

**Tableau 7.5 :** Récapitulatif des analyses de variance au niveau des familles. Les probabilités (p) pour l'effet du traitement sont données, pour toutes les  $p \leq 0.05$ . Dans tous les cas le dénominateur utilisé dans le calcul de la valeur de F était le  $MS_{erreur}$  (voir 2.6 et tableau 7.1).

Taxon	Semaine après traitement					
	1	2	3	4	5	6
Coleoptera	ns <sup>1</sup>	ns	ns	ns	ns	ns
Carabidae	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Cicindelidae	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Curculionidae	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Elaterridae	0.039	0.008	0.002	ns	ns	ns
Histeridae	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Nitidulidae	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Scarabaeidae	ns	ns	ns	ns	0.050	ns
	0.021 <sup>2</sup>					
Tenebrionidae	ns	ns	ns	ns	ns	ns

<sup>1</sup> non significatif ; <sup>2</sup> semaines encadrées significatives si testées ensembles

**Tableau 7.6 :** Récapitulatif et interprétation des effets du fénitrothion au niveau des familles. La taille d'effet est exprimée en pourcentage d'augmentation ou de réduction par rapport à la moyenne des 5 semaines avant traitement, et corrigée pour la variation dans les témoins (voir 2.6)

Taxon	présent durant la période de traitement ?	effet sur abondance statistiquement significatif ?	taille d'effet	durée d'effet (semaines)	effet sur abondance écologiquement significatif ?
Coleoptera	oui ; nombreux	non	— <sup>1</sup>	—	—
Carabidae	oui ; nombreux ; pic après traitement	non	—	—	—
Cicindelidae	très peu nombreux ; pic bien avant traitement	—	—	—	—
Curculionidae	peu nombreux ; pic avant traitement	non	—	—	—
Elaterridae	oui ; pic juste après traitement	oui	réduction ± 80 %	3	oui ; synchronisation de la présence et du traitement
Histeridae	oui ; mais pic avant traitement	non	—	—	—
Nitidulidae	oui ; pic juste après traitement	non	—	—	—
Scarabaeidae	oui ; très nombreux ; pic après traitement	oui	augmentation ± 100 %	4	oui ; taxon dominant
Tenebrionidae	oui ; mais abondance minimum au moment du traitement	non	—	—	—

<sup>1</sup>: — = non applicable

### Niveau genre / espèce

Les résultats des analyses de variance faites pour les taxons au niveau genre / espèce sont résumés dans le tableau 7.7. Un résumé des effets est affiché au tableau 7.8.

Deux taxons de Carabidae, *Hyparpalus holocericeus* et *Abacetus* spp. ont montré des captures qui sont affectées négativement après les traitements (figures 7.5a et 7.5b). L'effet n'a cependant duré



qu'une semaine, et n'est donc probablement pas significatif d'un point de vue écologique. Les captures d'*Egadroma* spp. sont temporairement plus élevées dans les parcelles ayant subi des traitements, mais leur nombre n'est pas très important, même pendant le pic d'abondance (figure 7.5c). *Ctenosta senegalense* et *Epomis croesus* ne sont pas nombreux non plus, mais ce sont des Carabidae de grande taille qui cherchent leur proie probablement au niveau du sol. Toutes les deux espèces ont leur pic bien après le traitement, qui est augmenté dans les parcelles traitées (figures 7.5d et 7.5e). Il se pourrait que l'augmentation des populations des Scarabaeidae, proies potentielles, ait entraîné l'accroissement des Carabidae ci-dessus mentionnés.

Bhatnagar (1987) mentionne plusieurs espèces de Carabidae qui sont des prédateurs des ravageurs de mil. Elles incluent *Spilochlaenius dusaulti*, *Lissauchenius boisduvali*, et *Graphopterus obsoletus*, tous capturés dans les pièges enterrés. La figure 7.5f montre les courbes moyennes de ce complexe de Carabidae. Elles sont actives plutôt avant le traitement, et aucun effet significatif n'a été observé.

Tableau 7.7 : Récapitulatif des analyses de variance au niveau des espèces/genres. Les probabilités (p) pour l'effet du traitement sont données, pour toutes les  $p \leq 0.05$ . Dans tous les cas le dénominateur utilisé dans le calcul de la valeur de F était le  $MS_{\text{erreur}}$ , sauf si spécifiquement mentionné (voir 2.6 et tableau 7.1)

Taxon	Semaine après traitement					
	1	2	3	4	5	6
Carabidae						
<i>Abacetus</i> spp.	0.029	ns <sup>1</sup>	ns	ns	ns	ns
<i>Ctenosta senegalense</i>	ns	ns	ns	0.003	0.020	ns
<i>Egadroma</i> spp.	0.039 <sup>2</sup>	ns	ns	ns	0.025	ns
<i>Epomis croesus</i>	0.033	0.026	ns	ns	0.002	0.010
<i>Hyparpalus holocericeus</i>	0.045	ns	ns	ns	ns	ns
prédateurs ravageurs du mil	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Scarabaeidae						
<i>Catharsius achates</i>	0.044	ns	ns	ns	0.008	ns
<i>Catharsius phidias</i>	0.010	0.003	ns	ns	ns	ns
<i>Metacatharsius</i> sp.1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Onthophagus consobrinus</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Onthophagus gaillardii</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Onthophagus maculatus</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Onthophagus</i> sp.3	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Onthophagus</i> sp.5	ns	ns	0.046	ns	ns	ns
<i>Onthophagus</i> spp.A	0.003	ns	ns	ns	ns	ns
Tenebrionidae						
<i>Oncosoma</i> spp.	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Pimelia senegalensis</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Vieta senegalensis</i>	0.037 <sup>2</sup>	ns	0.014	ns	ns	ns
		0.009 <sup>3</sup>				
<i>Zophosis quadrilineatus</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns

<sup>1</sup> non significatif ; <sup>2</sup> dénominateur =  $MS_{\text{groupe}}$  ; <sup>3</sup> semaines encadrées significatives si testées ensemble

Seuls quatre taxons de Scarabaeidae montrent des effets après le traitement qui sont statistiquement significatifs. Les deux espèces de *Catharsius* ont leur pic d'abondance bien avant le traitement, et l'importance écologique des effets observés n'est pas évidente (figures 7.6a et 7.6b). Les captures d'*Onthophagus* sp.5 et spp.A sont nettement plus élevées la semaine après traitement, mais reviennent au niveau des témoins tout de suite après (figures 7.6c et 7.6d). Les captures des autres espèces, même *O. maculatus* et *O. consobrinus* qui sont nombreuses au moment du traitement, ne sont pas affectées (Annexe 7.3). L'augmentation significative des captures observée pour l'ensemble de la famille Scarabaeidae ne semble donc pas être due à un effet chez une ou quelques espèces dominantes, mais plutôt à une augmentation légère ou de courte durée de la plupart des espèces. Ceci supporte l'hypothèse d'un impact du fénitrothion sur les prédateurs des Scarabaeidae, plutôt que sur le niveau de compétition inter spécifique.

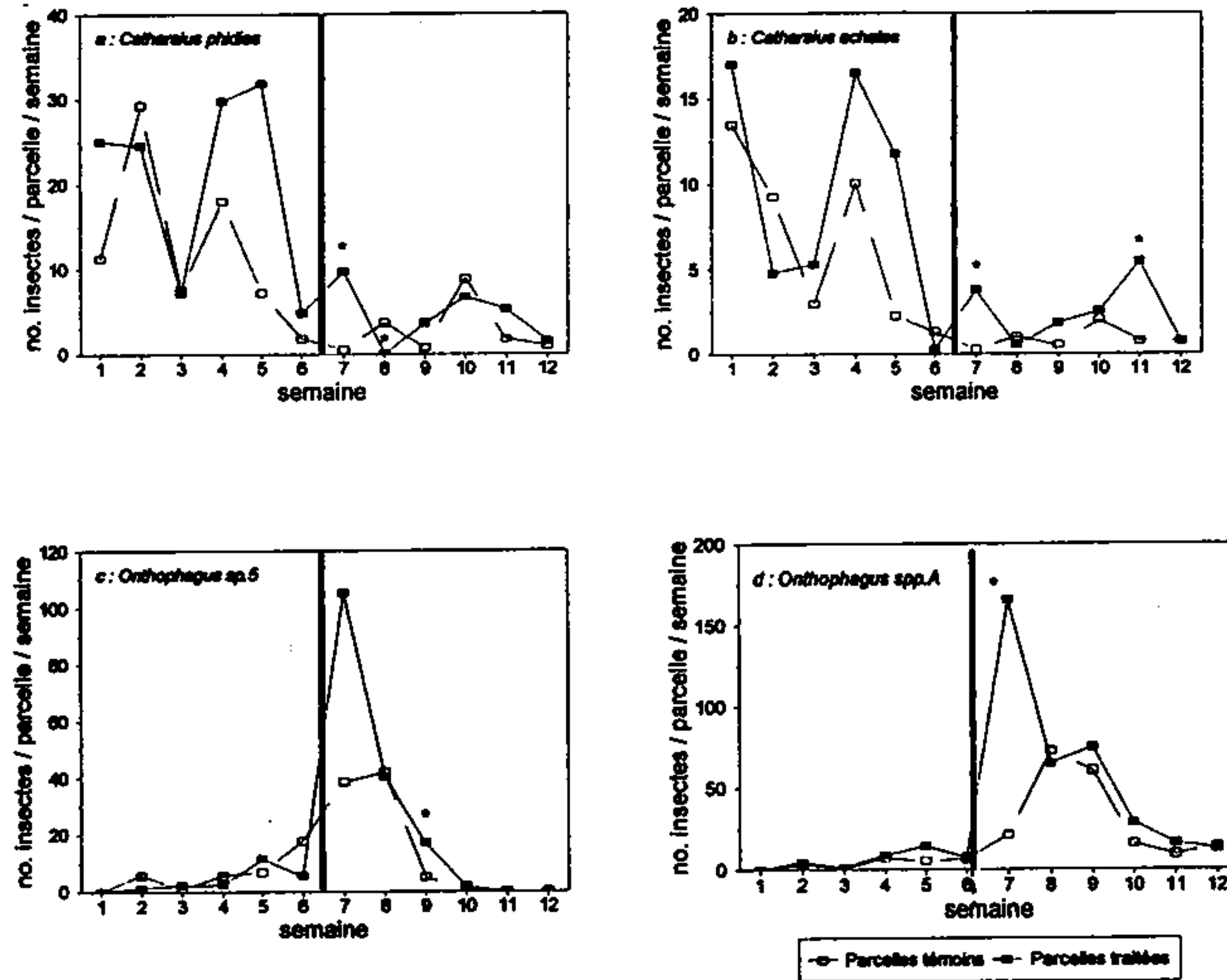
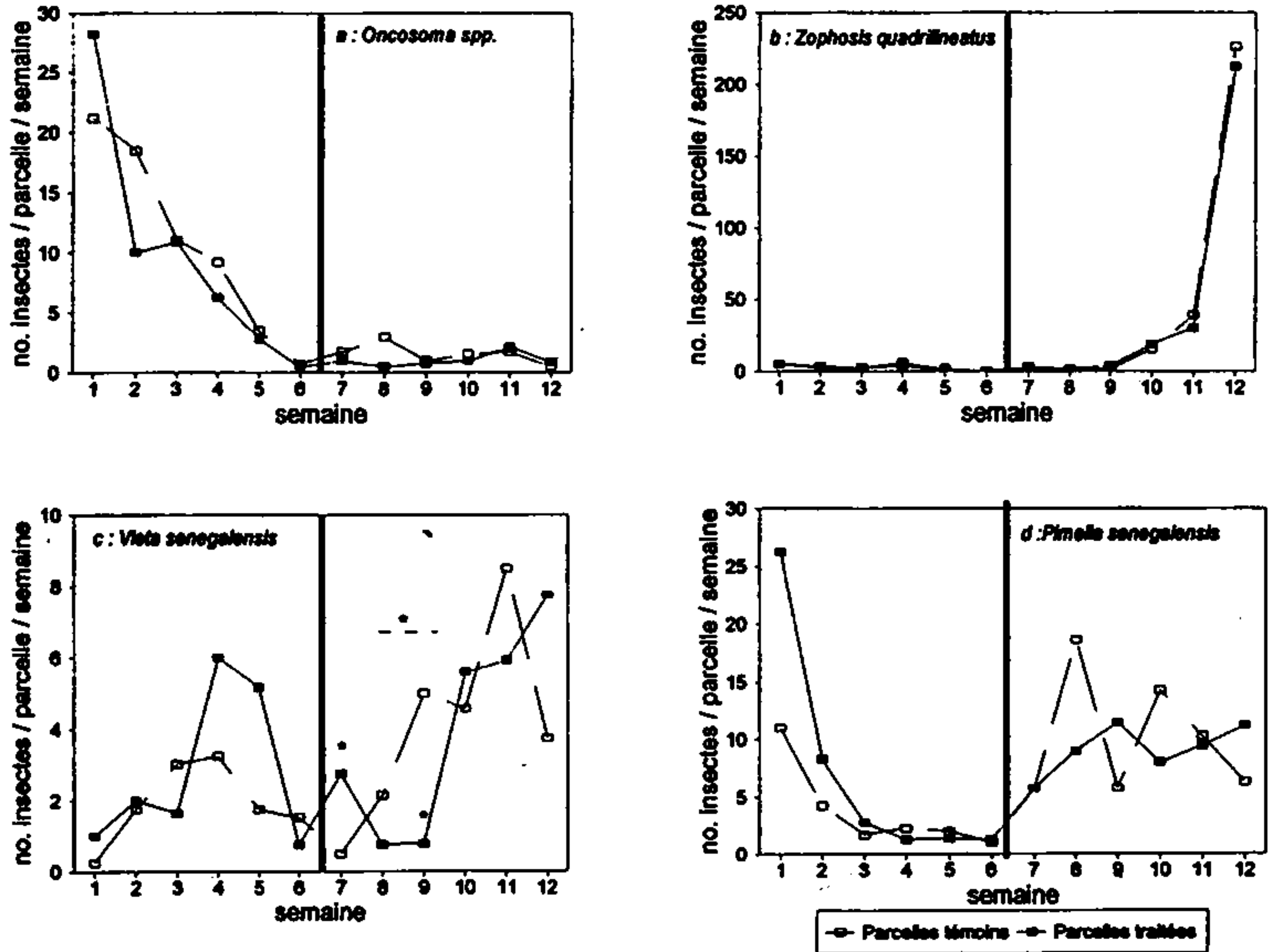


Figure 7.6 : Courbes des captures moyennes par semaine pour les plus importantes Scarabaeidae, dans les parcelles traitées et témoins. La ligne verticale signifie le moment du traitement. Les différences entre traitées et témoins qui sont statistiquement significatives ( $p < 0.05$ ) sont marquées par un astérisque (\*) pour les semaines individuelles (tableau 7.7).

Comme déjà mentionné au niveau des familles, les Tenebrionidae n'étaient pas très nombreux durant la période de traitement. Parmi les taxons prédominants, *Oncosoma* spp. montrait un pic d'abondance bien avant, et *Zophosis quadrilineatus* bien après traitement (figures 7.7a et 7.7b). Aucune de ces espèces n'a subi des effets significatifs du traitement. Seule *Vieta senegalensis* montre un délai de 2 semaines dans l'augmentation de sa population vers la fin de la saison de pluies (figure 7.7c). Cependant, son abondance est similaire dans les parcelles traitées et témoins vers la fin de l'échantillonnage. Les captures de *Pimelia senegalensis* ne sont pas affectées (figure 7.7d).



**Figure 7.7 :** Courbes des captures moyennes par semaine pour les plus importants Tenebrionidae, dans les parcelles traitées et témoins. La ligne verticale signifie le moment du traitement. Les différences entre traitées et témoins qui sont statistiquement significatives ( $p < 0.05$ ) sont marquées par un astérisque (\*) pour les semaines individuelles, et une ligne pointillée (---) pour les périodes (tableau 7.7).

### **Effet sur la structure de la biocénose**

Contrairement à l'analyse précédente, les paramètres évalués ci-dessous ne sont pas basés sur un taxon spécifique mais plutôt sur l'ensemble du peuplement des coléoptères épigés. Les résultats des 5 semaines avant traitement sont comparés à ceux d'une ou plusieurs semaines après traitement. Les résultats des analyses de variance sont résumés en tableau 7.9.

#### ***Richesse***

Dans cette étude la richesse n'est pas affectée sérieusement par le traitement durant les quatre semaines qui suivent le traitement. Une augmentation significative (4 taxons de plus) est observée seulement à la 5<sup>ème</sup> semaine après traitement (figure 7.8a). La valeur écologique d'une telle augmentation pour une seule semaine n'est pas évidente.

#### ***Diversité***

L'analyse de l'indice de diversité de Shannon montre que cet indice n'est pas non plus affecté par l'application du fénitrothion (fig. 8b). Les fluctuations avant et après traitement suivent à peu près la même allure dans les parcelles traitées et dans celles des témoins.

#### ***Régularité***

L'analyse de la régularité montre une faible différence entre peuplements traités et témoins avant l'application du fénitrothion (figure 7.8c). Aucune augmentation ou réduction significative de la régularité n'a été observée dans les sous-parcelles traitées. Toutefois, après traitement on note un rapprochement considérable des valeurs des sous-parcelles traitées et témoins.

#### ***Similitude***

L'analyse du coefficient du peuplement exprimé par l'indice de similitude de Sørensen, qui tient uniquement compte de la présence-absence des taxons, montre une augmentation significative juste après traitement après quoi s'établit la ressemblance notée avant le traitement (figure 7.8d).

Pour donner plus de poids aux résultats obtenus ci-dessus le pourcentage de similitude (PS), qui tient compte de l'abondance dans sa description du degré de ressemblance, a été calculé. Il ressort de ce calcul (figure 7.8e) une augmentation de 47% avant traitement à 70% entre la 1<sup>ère</sup> et la 3<sup>ème</sup> semaine qui suit le traitement. On note également une augmentation de 47% avant traitement à 64% pour une période plus longue de la 1<sup>ère</sup> à la 6<sup>ème</sup> semaine après traitement. Ceci veut dire qu'il y a plus de similitude des sous-parcelles après traitement.

#### ***Interprétation***

Il ressort de cette analyse de la structure du peuplement que la diversité, exprimée par le nombre d'espèces présentes ou l'indice de diversité de Shannon, n'est pas affectée de façon significative par le traitement au fénitrothion. Par contre, la similarité entre les parcelles traitées et témoins augmente.

L'importance écologique d'un tel résultat est cependant difficile à évaluer. Puisque l'indice de similitude de Sørensen n'est affecté que pendant une semaine, l'augmentation du pourcentage de similitude pendant toute la période après traitement n'est pas causée par une augmentation systématique du nombre d'espèces communes aux traitées et aux témoins. Les pourcentages de similitude plus élevés après traitement traduisent plutôt une plus grande ressemblance en densité. Ce constat est renforcé par le rapprochement des valeurs de régularité observé. En effet, les "densités communes" des coléoptères dans les parcelles traitées et témoins (le numérateur dans l'équation 4) augmentent plus que les densités totales (le dénominateur dans l'équation 4).

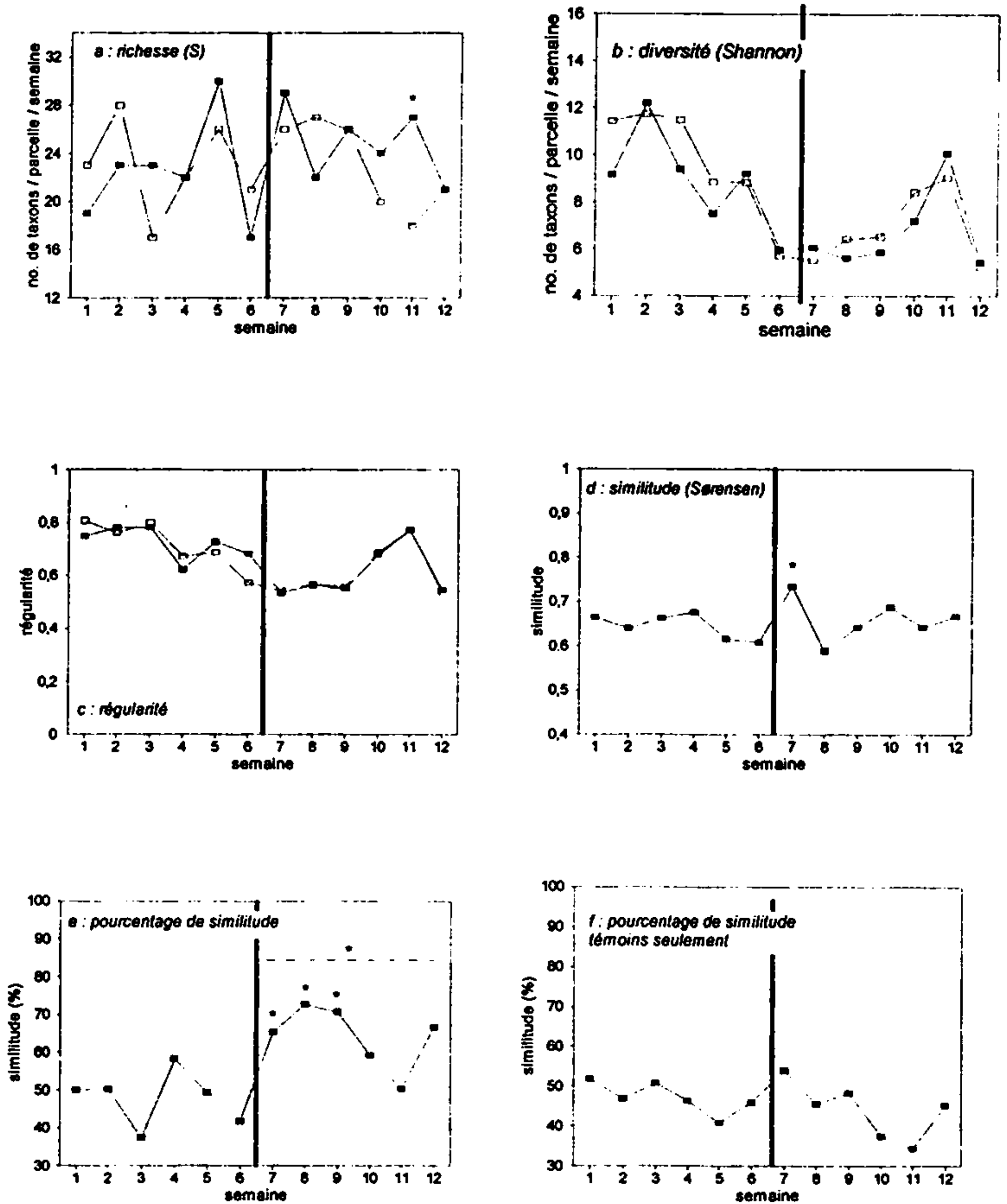


Figure 7.8 : Courbes des indices du peuplement dans les parcelles traitées et témoins. La ligne verticale signifie le moment du traitement. Les différences entre traitées et témoins qui sont statistiquement significatives ( $p \leq 0.05$ ) sont marquées par un astérisque (\*) pour les semaines individuelles, et une ligne pointillée (—) pour les périodes (tableau 7.9).

Afin de vérifier si cet effet est dû au traitement, ou simplement à un développement phénologique des populations de coléoptères, les pourcentages de similitude ont été calculés pour les parcelles témoins uniquement. La figure 7.8f montre les moyennes des PS de toutes les permutations (6) possibles entre les quatre parcelles non-traitées. Aucune augmentation significative n'est observée après la 6<sup>ème</sup> semaine, moment d'application du fénitrothion sur les parcelles traitées. Cela semble montrer que la ressemblance plus marquée entre les sous-parcelles traitées et témoins après le traitement n'est pas causée par des phénomènes phénologiques naturels, mais plutôt par le traitement. La cause d'un tel rapprochement en densités est difficile à expliquer, de même que son importance écologique.

Tableau 7.9 : Récapitulatif des analyses de variance pour les indices du peuplement. Les probabilités (p) pour l'effet du traitement sont données, pour toutes les  $p < 0.05$ . Dans tous les cas le dénominateur utilisé dans le calcul de la valeur de F était le  $MS_{\text{erreur}}$  (voir 2.6 et tableau 7.1).

Taxon	Semaine après traitement					
	1	2	3	4	5	6
Richesse	ns <sup>1</sup>	ns	ns	ns	0.042	ns
Diversité (Shannon)	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Régularité	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Similitude (Sørensen)	0.016	ns	ns	ns	ns	ns
Similitude (PS)	0.028	0.003	0.006	ns	ns	0.014
	0.0002 <sup>2</sup>					

<sup>1</sup> non significatif ; <sup>2</sup> semaines encadrées significatives si testées ensemble

### Intégration des résultats

Cette étude est, d'après notre connaissance, la première qui traite de l'effet d'un insecticide sur le peuplement entier des coléoptères épigés non-cibles de l'agro-écosystème mil.

Il en résulte que les traitements antiacridiens au fénitrothion, à la dose utilisée contre le criquet pèlerin, ont relativement peu d'effets néfastes sur ce groupe d'insectes. Les captures d'une famille de coléoptères non-cibles, les Elateridae, sont réduites pendant 3 semaines après traitement. Il n'était pas possible d'évaluer si ces populations avaient récupéré avant la fin de la saison des pluies. Des réductions des captures d'une durée limitée (<2 semaines) ont été observées pour certaines espèces de Carabidae et Tenebrionidae.

Par contre, une augmentation significative des captures des Scarabaeidae, en prédominance des bousiers, a été notée après les traitements. Il est possible que cet accroissement soit causé par une réduction des populations d'ennemis naturels de ces coléoptères. Les Scarabaeidae coprophages sont considérés comme bénéfiques pour la structure et la fertilité des sols sahéliens. Leur accroissement après les traitements ne devrait donc pas avoir des effets néfastes sur l'agro-écosystème mil. Toutefois, si l'hypothèse d'un impact sur leurs prédateurs ou parasitoïdes est confirmée, cela pourrait avoir des répercussions négatives sur le contrôle naturel de certains Scarabaeidae ravageurs du mil, comme par exemple le *Rhyniptia*. Cette problématique n'a pas encore reçu d'attention spécifique dans les recherches menées dans le cadre de la lutte antiacridienne en Afrique.

L'impact très limité du fénitrothion dans cette étude ne semble pas concorder avec les résultats d'études précédentes faites avec des organophosphorés dans les écosystèmes sahéliens et sahariens. Van der Valk (1990) observait des réductions importantes des captures de *Pimelia senegalensis* et *Vieta senegalensis* après traitement au fénitrothion (485 et 825 g/ha) dans une savane semi-aride au Sénégal. Cependant, les Carabidae n'étaient pas affectés. Balança et de Visscher (1995) ont montré des réductions de capture de Tenebrionidae et de Carabidae après traitement au pyridaphenthion à une dose de 500 g/ha, dans une friche couverte de graminées au Burkina Faso. Ils mentionnent également des effets néfastes du malathion à 625 g/ha sur Carabidae et Scarabaeidae. Keith *et al* (1995) observaient de nombreux cadavres de coléoptères après traitement avec malathion à 750 g/ha (nominal) au Maroc. Ils mentionnent des réductions dans les populations d'*Adesmia dilata*, un Tenebrionidae abondant, après comptages de transectes, bien qu'ils n'aient pas trouvé des effets sur

les coléoptères en utilisant des pièges enterrés.

Un facteur qui limite certainement l'impact sur ce groupe d'insectes épigés est la faible pénétration de l'insecticide dans le mil. La plupart des gouttelettes se déposent sur les feuilles supérieures du mil et n'arrivera pas au niveau du sol. Bien que les résidus sur le sol ne furent pas mesurés, basés sur des études précédentes, ils seront environ 0.5 à 3 mg/kg juste après traitement dans les quatre premiers centimètres du sol (tableau 7.2). En tant que comparaison, les valeurs de  $DL_{50}$  par ingestion/contact résiduel (dose létale pour 50 % d'une population d'insectes) pour *P. senegalensis* varient entre 3.6 et 90 mg/kg de son de mil (Danfa & Van der Valk 1997). Bien que le mode d'exposition de certains coléoptères dans le mil ne soit pas nécessairement identique à celui utilisé dans les tests de toxicité, il est clair que les résidus estimés sur le sol sont bas par rapport aux  $DL_{50}$  par ingestion/contact résiduel. Ceci expliquerait en partie l'impact limité du fénitrothion dans cette étude. Seuls les Elateridae sont clairement affectés, ce qui est probablement dû au fait qu'ils soient actifs dans la partie supérieure du mil où l'exposition à l'insecticide est plus élevée.

L'utilisation des indices du peuplement dans l'écotoxicologie a été critiquée dans le passé pour plusieurs raisons: La sensibilité de beaucoup d'indices du peuplement à une perturbation par un polluant n'est souvent pas très grande (Boyle *et al.* 1990, Faith *et al.* 1991). En outre, la signification écologique d'un changement dans un indice du peuplement n'est parfois pas évident non plus. Par conséquent, l'importance d'un tel effet ne peut pas être évaluée (Norris & Georges 1993). Dans notre étude, la plupart des indices du peuplement n'était pas influencé par les traitements insecticides. Parce que le fénitrothion ne semble pas avoir eu beaucoup d'effets au niveau des taxons individuels non plus, il est difficile d'évaluer si ceci était dû à un manque de sensibilité aux perturbations par les traitements antiacridiens, ou à une réelle absence d'effets importants sur la structure du peuplement.

En conséquence, pour l'analyse de ce type de données, on est pris dans un certain dilemme. Une analyse statistique des effets sur les abondances (comme l'analyse BACI) ne peut se faire qu'avec des taxons relativement nombreux. Des effets sur les taxons rares ne peuvent être distingués que difficilement. Par contre, une analyse de la structure du peuplement pourrait éclaircir de telles questions. Cependant, elle nécessite un effort considérable en identification et tri. En outre, beaucoup d'indices de diversité et de similitude ne semblent pas très sensibles aux perturbations par les insecticides. Des méthodes d'ordination, plus pertinentes et sensibles que l'utilisation d'indices du peuplement, sont actuellement disponibles. Elles sont de plus en plus utilisées dans l'écotoxicologie (Quinn *et al.* 1991, Van den Brink *et al.* 1996), et pourraient être un alternatif combinant les avantages des deux méthodes "classiques" utilisées dans cette étude.

## REFERENCES

- Balança G et de Visscher M-N (1995) Effets des traitements chimiques antiacridiens sur des coléoptères terrestres au nord du Burkina Faso. *Ecologie* 26(2): 115-126
- Bennington CC & Thayne WV (1994) Use and misuse of mixed model analysis of variance in ecological studies. *Ecology* 75(3):717-722
- 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, Italie
- Borror DJ, DeLong DM & Triplehorn CA (1976) An introduction to the study of insects. Fourth edition. Holt, Rinehart and Winston, New-York, USA.
- Boyle TP, Smillie GM, Anderson JC & Beeson DR (1990) A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *Research Journal WCPF* 62(2):749-76
- CILSS (1991) Les ennemis des cultures vivrières dans le Sahel. Unité de coordination technique régionale en protection des végétaux (UCTR/PV). Institut du Sahel / CTA, Bamako, Mali.
- Crawford CS (1991) The community ecology of macroarthropod detritivores. *In*: Polis GA (ed) The ecology of desert communities. The University of Arizona Press, Tuscon, USA, pp. 89-112
- Danfa A & van der Valk H (1997) Tests de toxicité du fénitrothion sur *Pimelia senegalensis* et *Trachyderma hispida* (Coleoptera, Tenebrionidae). *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome 1, pp 161-173.
- Davis ALV (1996a) Community organization of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae): differences in body size and functional group structure between habitats. *African Journal of Ecology* 34:258-275
- Davis ALV (1996b) Seasonal dung beetle activity and dung dispersal in selected South African habitats: implications for pasture improvement in Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 58:157-169
- Digweed SC, Currie CR, Cárcamo HA & Spence JR (1995) Digging out the digging-in effect of pitfall traps: influences of depletion and disturbance on catches of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pedobiologia* 39:561-576
- Diop O & Bèye A (1994) Etude comparative et de démonstration en milieu paysanne la possibilité de combinaison judicieuse de traitements biologique et chimique pour combattre le complexe d'*Heliocheilus* (Lépidoptère, Noctuidae). Rapport Projet de Lutte Biologique. DPV, Dakar, Sénégal
- Faith DP, Humphrey CL & Dostine PL (1991) Statistical power and BACI designs in biological monitoring: comparative evaluation of measures of community dissimilarity based on benthic macroinvertebrate communities in Rockhole Mine Creek, Northern Territory, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42:589-602
- FAO (1996) Evaluation des données d'essais de terrain relatifs à l'efficacité des insecticides sur les criquets et les sauteriaux. Rapport du Groupe consultatif sur les pesticides. Rome, Italie, 20-22 septembre 1995. Doc. no. W/W0864F/1/11.96/55. FAO, Rome, Italie.
- Fry JM (1989) Natural enemy databank 1987. A catalogue of natural enemies of arthropods derived from records in the CIBC Natural Enemy Databank. CAB International, Wallingford, UK.



- Gadji B (1997a) Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les mares temporaires en milieu sahélien (campagne 1991). *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 188-232.
- Gadji B (1997b) 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). *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 233-278.
- 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 / CIRAD-PRIFAS, Niamey, Niger
- Kamara O & van der Valk H (1998) Side-effects of fenitrothion and diflubenzuron on beneficial arthropods in millet in Senegal (the 1992 study). In: Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Environmental side-effects of locust and grasshopper control. FOA, Locustox Project, Dakar, Senegal, Vol II, pp 101-131.
- Keith JO, Bruggers RL, Matteson PC, El Hani A, Ghaout S, Lynwood AF, Arroub EH, Gillis JN and Phillips RL (1995) An ecotoxicological assessment of insecticides used for locust control in southern Morocco. Denver Wildlife Research report no. 11-55-005. United States Department of Agriculture, APHIS, Washington DC, USA.
- Ludwig JA & Reynolds JF (1988) Statistical ecology. A primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Norris RH and Georges A (1993) Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. In: Rosenberg DM & Resh VH (eds) Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York, USA, pp. 234-286.
- Quinn MA, Kepner RL, Walgenbach DD, Foster RN, Bohls RA, Pooler PD, Reuter KC and Swain JL (1991) Effect of habitat characteristics and perturbation from insecticides on the community dynamics of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on mixed-grass rangeland. *Environmental Entomology* 20(5): 1285-1294
- Sokal & Rohlf (1981) Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 2nd edition. Freeman and Co., New York, USA
- Stewart-Oaten A, Murdoch WW & Parker KR (1986) Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology* 67(4):92-940
- Van den Brink PJ, Van Wijngaarden RPA, Lucassen WGH, Brock TCM & Leeuwangh P (1996) Effects of the insecticide Dursban 4E (active ingredient chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. invertebrate community responses and recovery. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(7):1143-1153
- Van der Valk H (1990) Les arthropodes auxiliaires. *Dans*: Everts JW (ed) Effets sur l'environnement de la lutte chimique antiacridienne. Rapport du projet ECLO/SEN/003/NET. FAO, Rome, Italie, pp. 186-252.
- Van der Valk H, Diakhaté H & Seck A (1998) Toxicity tests with locust control insecticides on *Pimelia senegalensis* and *Trachyderma hispida* (Coleoptera: Tenebrionidae). *Dans* : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome II, pp 72-100 .

- Van der Valk H & Kamara O (1997) Effets du fénitrothion et du diflubenzuron sur les ennemis naturels des ravageurs du mil au Sénégal. *Dans* : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 66-110.
- Van Driesche RG & Bellows TS Jr. (1996) Biological Control. Chapman and Hall, New York, USA.
- Van Tongeren OFR (1987) Cluster analysis. *In*: Jongman RHG, Ter Braak CJF & Van Tongeren OFR (eds) Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, Netherlands pp. 174-212.

## **CHAPITRE 8 :**

### **Tests de toxicité aiguë sur les termites *Psammotermes hybostoma* Desneux et *Odontotermes nilensis* (Emerson) avec différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel**

*Abdoulaye DANFA, Amadou Lamine BA  
et Moussa KONATE*

## **RESUME**

Un test de criblage de différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne a été effectué sur *Psammotermes hybostoma* Desneux et *Odontotermes nilensis* (Emerson) au laboratoire.

L'alimentation sur du papier filtre traité, des colonies de cent individus (80 ouvriers et 20 soldats) par traitement, a montré des différences de susceptibilité entre les espèces. *P. hybostoma* s'est montrée la plus sensible pour l'ensemble des insecticides sauf le bendiocarbe, qui n'était plus toxique que chez les soldats.

Sur les six insecticides testés, la deltaméthrine et le fénitrothion se sont avérés les plus toxiques, suivis du chlorpyrifos et du bendiocarbe. Le malathion s'est montré plus toxique chez *P. hybostoma*. Quant au diflubenzuron, nous ne pouvons pas déterminer sa  $CL_{50}$  réelle, car la durée d'exposition est très courte pour avoir l'effet d'un insecticide "dérégulateur de croissance". Ce type d'insecticide n'agit généralement qu'à la mue suivant le traitement alors que le cycle de développement des termites est très lent.

Les moyennes géométriques des  $CL_{50}$  à 24 heures pour les différents insecticides chez les ouvriers des deux espèces sont : deltaméthrine 0.2 mg/kg pour *P. hybostoma* et 1 mg/kg pour *O. nilensis*, fénitrothion 0.4 mg/kg pour *P. hybostoma* et 1 mg/kg pour *O. nilensis*, chlorpyrifos 0.8 mg/kg pour *P. hybostoma* et 1.6 mg/kg pour *O. nilensis*, malathion 0.8 mg/kg pour *P. hybostoma* et 7.6 mg/kg pour *O. nilensis*, bendiocarbe 2.3 mg/kg pour *P. hybostoma* et 1.7 mg/kg pour *O. nilensis*, diflubenzuron 1270 mg/kg pour *P. hybostoma* et 1510 mg/kg pour *O. nilensis*.

Un quotient de risque (QR) a été calculé pour chaque insecticide. Les résultats montrent que les QR sont supérieurs à un (1), sauf pour le diflubenzuron dont l'effet réel n'est pas mesuré. Ce qui indique que des effets sur les termites sont théoriquement possibles avec les quatre insecticides les plus toxiques.

## INTRODUCTION

Les termites appartiennent à l'ordre des Isoptera, qui comprend environ 2500 espèces (Martius 1994), réparties dans 7 familles et 258 genres à travers le monde, dont 106 sont recensés en Afrique (Pearce et Waite 1994). Harris (1971) et Martius (1994) les ont classés suivant leur régime alimentaire en trois grandes catégories:

- les termites xylophages "primitifs" (*Archotermopsis*, *Zootermopsis*) vivant dans les galeries du bois et possédant une faune intestinale de protozoaires qui facilitent la digestion de la cellulose ;
- les termites humivores (*Cubitermes*, *Termes*, *Capritermes*) ingérant de grandes quantités de sol contenant des débris végétaux brisés par terre, les racines des plantes, etc, et utilisant leurs volumineuses déjections pour construire les nids ;
- les Macrotermitinae champignonistes (*Macrotermes*, *Odontotermes*, *Microtermes*) se nourrissent de bois et de débris végétaux, en symbiose avec les champignons. Les Macrotermitinae vivent en symbiose avec un champignon Basidiomycète du genre *Termitomyces*. Il est cultivé à l'intérieur du nid (Breznak et Brune 1994).

Les termites font parti des insectes utiles. Les insectes sociaux en général et les termites en particulier, ont une grande importance comme organisme (Wood et Sands 1972). Il est généralement connu que les termites sont parmi les plus importants groupes décomposeurs en forêt tropicale (Martius 1994). Ils sont connus aussi pour leur activité sur la structure physique et chimique du sol, spécialement les sols dans les zones semi-arides des régions tropicales où les termitières sont abondantes (Nash et Whitford 1995). Lepage (1974) a observé des galeries, attribuables sans aucun doute à celles d'un Macrotermitinae, à proximité de la nappe phréatique, à 50 m de profondeur. Curtis et Walker (1995) démontrent que les termites possèdent des bactéries symbiotiques dans leur intestin postérieur qui peuvent fixer le nitrogène atmosphérique. Une étude citée par Lobry de Bruyn et Conacher (1990), démontre que les termitières d'*Amitermes laurensis* avaient 32 ppm de phosphores comparées avec les sols environnants qui avaient 0,9 ppm.

Quelques espèces s'attaquent aux cultures et plantations forestières. La majeure partie des dégâts importants des termites en Afrique et en Asie sont causés par les genres *Microtermes*, *Odontotermes* et *Macrotermes* (Termitidae, Macrotermitinae) (Harris 1971, Pearce *et al.* 1986, Abushama et Al-Houty 1988). Logan *et al.* (1992) rapportent qu'*Odontotermes obesus* (Rambur) attaque réellement le feuillage des pieds d'arachide morts, mais que les attaques sur les plantes vivantes sont insignifiants. Cependant, des attaques localisées d'*Ancistrotermes*, *Allodontotermes* et *Pseudacanthotermes* sont également fréquentes (Wardell 1987).

Le présent rapport décrit des tests de toxicité aiguë menés sur deux espèces de termites : *Psammotermes hybostoma* (Isoptera, Rhinotermitidae) et *Odontotermes nilensis* (Isoptera, Termitidae).

La première espèce est connue comme un termite de sable et est largement distribué dans les zones sableuses non cultivées. Elle peut construire de profonds nids souterrains dans ces sols. Elle peut survivre dans des zones dépourvues de végétation, vivant avec les débris apportés par le vent, les crottes d'animaux et les fossiles des dépouilles mortelles de la flore humide de Pleistocene (dans Kaschef et Le-Sherif 1973, Pearce *et al.* 1986, Abushama et Al-Houty 1988).

La deuxième espèce est champignoniste. Elle construit de grandes galeries dans le sol, qui augmentent la capacité d'infiltration des eaux pluviales et l'aération du sol arable ou souterrain. Ceci facilitera l'enracinement des plantes. Elle maintient les débris végétaux avec lesquels elle se nourrit et incorpore la matière active dans le sol en participant à sa fertilisation (Harris 1971). Les termites champignonistes jouent un rôle important dans le cycle des éléments nutritifs du sol en contribuant au processus de décomposition dans la plupart des écosystèmes tropicaux, particulièrement dans la savane (Lepage *et al.* 1993). Les termites transforment 8 % de la production annuelle de détritiques dans la savane sahélienne du Sénégal (Lepage 1972). Au Nigéria, les termites enlèvent 60 % du bois tombé annuellement, 24 % de la production annuelle de feuilles d'arbre (dans Lepage *et al.* 1993) et 60 % de la production de débris d'herbe (Ohiagu et Wood 1979). Tous ces éléments sont décomposés et retournés dans le sol.

L'objectif de l'étude est de comparer la toxicité des différents insecticides antiacridiens et de prévoir une évaluation primaire de leurs effets sur les termites en conditions de terrain.

## MATERIELS ET METHODES

### Organismes testés

Les individus testés proviennent des populations de termites acclimatées aux laboratoires. Ils sont récoltés sur le terrain à l'aide des pièges, au niveau de la station de l'Institut Sénégalaise de Recherches Agronomiques (ISRA) de Fanaye Diéry (16° 31N-15° 13W) au Nord du Sénégal. Le type de piège utilisé est le piège Han (Han et Ndiaye 1996). Il est composé d'une bassine de 30 cm de diamètre et 15 cm de profondeur, d'un épi de maïs, d'un morceau de la tige de canne à sucre (20 cm) et d'un morceau de bois mort (20 cm).

La pose des pièges se fait à des endroits où l'activité des termites est visible (placages ou galeries actives). On prépare l'emplacement en ameublissant le sol à l'aide d'une houe, puis on l'arrose s'il est sec. Ensuite, on place l'épi de maïs, les morceaux de canne à sucre et de bois, juste à la surface du sol humide. L'ensemble est couvert par la bassine en plastique. Les rebords de la bassine sont bouchés avec de la terre mouillée pour empêcher aux fourmis d'envahir le piège.

Les pièges sont récoltés deux à trois jours après la pose. Les termites sont triés du sol dans le laboratoire où ils vont ensuite être acclimatés dans des boîtes de pétri (9 cm de diamètre), exposés sur du papier filtre Whatman humidifié avec de l'eau distillée. Les boîtes de pétri contenant les termites sont placées à l'intérieur d'une caisse pour les protéger contre la lumière.

Le taux de mortalité (annexe 8.1) est évalué au cours de l'acclimatation. Les colonies qui ont un fort taux de mortalité (> 6 %) ne sont pas utilisées dans les tests. Les tests de toxicité ont démarré au moment où l'élevage a été maîtrisé (taux de mortalité < 6 %).

### Insecticides utilisés

Six insecticides sont utilisés pour conduire des tests de toxicité aiguë. Les substances d'essai sont reçues à partir de différents fournisseurs. Le Tableau 8.1 donne des renseignements sur les différents insecticides.

Tableau 8.1 : Données sur les substances d'essai utilisées pour les tests de toxicité sur termites.

Insecticides (matière active)	Nom commercial	Formulation <sup>1</sup> (UL)	Famille chimique	Fournisseurs	N° Lot
bendiocarbe	Ficam <sup>R</sup>	200 g/l	Carbamate	AgrEvo, UK	FQ 1003U1
chlorpyrifos	Dursban <sup>R</sup>	240 g/l	Organophosphoré	DowElanco, UK	JA 12272009
deltaméthrine	Decis <sup>R</sup>	7.5 g/l	Pyréthroïde	AgrEvo, France	1.7 X 0216
diflubenzuron	Dimilin <sup>R</sup>	450 g/l	Benzoyl urée	Uni-Royal Chem. Pays-Bas	39451
fénitrothion	Sumithion <sup>R</sup>	500 g/l	Organophosphoré	Sumitomo, Japon	4853531
malathion	Fyfanon <sup>R</sup>	1230 g/l	Organophosphoré	Cheminova Agro. Danemark	non défini

<sup>1</sup> : recommandée pour la lutte antiacridienne

### Préparation des solutions

Les concentrations sont préparées à partir du produit mère (Tableau 8.1). Les dilutions sont faites avec de l'acétone analytique, en utilisant des fioles, des pipettes volumétriques, des pipettes automatiques et des pipettes pasteur. Les concentrations sont calculées suivant des séries logarithmiques ( $\log_{10}$ ). Les solutions sont gardées dans un réfrigérateur à 4°C. Elles sont généralement préparées le jour des tests.

Les matériels de dilution sont lavés avant et après chaque test. Toute la verrerie est lavée à l'acétone, ensuite dans une solution de savon liquide concentrée (Lavol-Sochim, Dakar), dans laquelle les matériels de dilutions (verrerie et plastique) sont trempés pendant 24 heures, puis rincés à grande eau (robinet) et finalement rincés avec de l'eau distillée. La verrerie est par la suite séchée dans une étuve à 80 - 100 °C, et le matériel plastique au soleil.

### **Traitement et exposition des termites**

#### **Traitement**

Une série de solutions de cinq concentrations différentes sont préparées. Pour chaque concentration, un millilitre de la solution est appliqué en distribution homogène sur du papier filtre Whatman®, grade 1 diamètre 8,5 cm, à l'aide d'une pipette volumétrique. Les papiers après traitement, sont placés verticalement, tenus par une trombone, sur un support, pour les laisser sécher pendant 60 minutes. Les témoins sont traités avec de l'acétone analytique. Deux papiers filtres sont préparés ainsi par boîte de pétri, et quatre boîtes par concentration. Les traitements des papiers se font en commençant avec le témoin, puis des doses faibles aux doses fortes. Les témoins blancs sont des termites exposés sur du papier filtre sans aucun traitement.

#### **Exposition**

Un papier filtre est placé au fond de la boîte de pétri. Les termites sont ensuite placés sur ce papier, puis couverts par un deuxième papier filtre. Ceci donne une exposition par contact comme par ingestion similaire à la situation de terrain. Au milieu du couvercle de la boîte de pétri, on colle un morceau de papier filtre enroulé et humidifié à l'intérieur de la boîte afin d'assurer un taux d'humidité adéquat.

Les tests de toxicité aiguë en exposition continue ont été effectués, en exposant vingt cinq individus (20 ouvriers et 5 soldats) par boîte pour chaque espèce, et quatre boîtes par concentration (soit cents individus par concentration) pendant quatre jours.

#### **Conditions d'expérimentation**

L'essai est installé dans un laboratoire bien aéré, dans des conditions ambiantes suivantes:

- Température variable entre 25 et 32°C ;
- Humidité relative entre 40 et 80 %.

#### **Observations**

L'évaluation de la mortalité et du comportement des termites est faite à 24, 48, 72 et 96 heures après le début de l'exposition. En dehors des heures d'observation, la caisse contenant les termites reste fermée afin d'éviter au maximum de stresser les insectes.

#### **Analyse**

Les résultats des quatre boîtes par concentration sont cumulés pour le calcul de la  $CL_{50}$ . L'analyse des données est faite avec le logiciel "LC<sub>50</sub>-RIZA", développé par l'Institut néerlandais pour la gestion et la purification des eaux douces (RIZA, Lelystad, les Pays-Bas) (Kooijman, 1980).

Le logiciel détermine les valeurs de  $CL_{50}$  et les intervalles de confiance à 95 %.

Les données des différents tests sont analysées : ce qui permet de vérifier si elles répondent aux critères définis par the American Society for Testing and Materials for aquatic toxicity testing (ASTM, 1989) sur lesquels nous nous référons :

- avoir un taux de mortalité dans les témoins ne dépassant pas 10 % ;
- avoir au minimum deux concentrations donnant des taux de mortalité de plus de 0 % et moins de 100 % ;
- avoir au minimum une concentration donnant un taux de mortalité inférieur à 37 % (autre que les témoins) ;
- avoir au minimum une concentration donnant un taux de mortalité supérieur à 63 %.

## RESULTATS

Les résultats des tests de toxicité sont présentés aux Tableaux 8.2 et 8.3 avec le calcul des  $CL_{50}$  pour ouvriers et soldats. Les données brutes figurent en Annexes 8.2, 8.3 et 8.4. La mortalité au niveau des témoins n'est jamais supérieure à 10 %, et il y a eu 0 % de mortalité pour les témoins blancs dans 92 % des tests effectués et pour les témoins acétone dans 87,5% des tests. Par conséquent, nous pouvons dire que l'utilisation du solvant acétone dans les dilutions n'a pas d'effets toxiques sur les termites. La mortalité des deux espèces de termites exposées continuellement aux différents insecticides, est montrée aux Figures 8.1 à 8.8. Sur les graphiques, la dose 0.000 représente le témoin acétone et TB le témoin blanc.

**Tableau 8.2 :** Les valeurs  $CL_{50}$  (mg m.a./kg papier filtre) et les intervalles de confiance à 95 % (entre parenthèses), des tests de toxicité aiguë avec des insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel, sur *Pсамmotermes hybostoma* Desneux (Isoptera, Rhinotermitidae).

Insecticides	Test n°	24 h		48 h		72 h		96 h	
		Ouvriers	Soldats	Ouvriers	Soldats	Ouvriers	Soldats	Ouvriers	Soldats
bendiocarbe	2	1,77 (1,36-2,21)	1,49 (0,93-2,38)	0,94 (0,75-1,19)	1,03 (0,65-1,61)	0,25 (0,20-0,31)	0,47 (0,30-0,74)	0,16 (0,12-0,20)	0,17 (0,11-0,27)
	3	3,27 (2,69-3,98)	2,63 (1,38-5,04)	1,71 (1,14-2,07)	2,20 (1,17-4,13)	0,39 (0,33-0,47)	1,16 (0,65-2,08)	0,26 (0,22-0,31)	0,19 (0,11-0,3)
	4	1,02 (0,78-1,33)	1,05 (0,54-2,03)	0,92 (0,71-1,20)	0,69 (0,37-1,30)	0,07 (0,05-0,09)	0,59 (0,31-1,11)	0,04 (0,03-0,06)	0,37 (0,20-0,70)
	5	4,57 (2,74-7,62)	2,86 (1,17-7,02)	1,47 (0,98-2,19)	2,12 (0,91-4,93)	1,16 (0,79-1,71)	0,59 (0,29-1,21)	1,04 (0,71-1,53)	0,29 (0,14-0,58)
	2	0,71 (0,50-1,01)	0,37 (0,19-0,69)	0,54 (0,38-0,77)	0,37 (0,19-0,69)	0,45 (0,32-0,63)	0,33 (0,17-0,62)	0,42 (0,30-0,60)	0,33 (0,17-0,62)
chlorpyrifos	3	0,79 (0,55-1,14)	0,53 (0,27-1,04)	0,46 (0,32-0,65)	0,21 (0,11-0,41)	0,09 (0,06-0,12)	0,17 (0,09-0,33)	0,08 (0,06-0,11)	0,17 (0,09-0,33)
	4	0,59 (0,40-0,86)	0,24 (0,13-0,46)	0,59 (0,40-0,86)	0,24 (0,13-0,46)	0,50 (0,34-0,73)	0,24 (0,13-0,46)	0,37 (0,26-0,55)	0,24 (0,13-0,46)
	5	1,04 (1,48-4,67)	2,62 (1,48-4,67)	0,46 (0,33-0,66)	2,02 (1,15-3,57)	0,38 (0,27-0,54)	1,69 (0,96-2,97)	0,12 (0,09-0,18)	0,64 (0,36-1,14)
	2	0,27 (0,25-0,31)	0,17 (0,10-0,31)	0,11 (0,19-0,14)	0,08 (0,05-0,15)	0,09 (0,08-0,10)	0,05 (0,03-0,09)	0,08 (0,08-0,09)	0,04 (0,02-0,07)
	3	0,54 (0,46-0,64)	0,97 (0,53-1,80)	0,15 (0,13-0,18)	0,19 (0,11-0,32)	0,12 (0,10-0,13)	0,13 (0,08-0,22)	0,08 (0,07-0,09)	0,08 (0,04-0,13)
deltaméthrine	4	0,09 (0,07-0,12)	0,26 (0,15-0,46)	0,07 (0,05-0,09)	0,14 (0,08-0,24)	0,03 (0,03-0,04)	0,07 (0,04-0,12)	0,03 (0,02-0,04)	0,05 (0,03-0,09)
	5	0,21 (0,16-0,28)	0,47 (0,25-0,88)	0,09 (0,07-0,12)	0,18 (0,10-0,32)	0,07 (0,05-0,09)	0,07 (0,04-0,83)	0,05 (0,04-0,07)	0,06 (0,04-0,12)
	1	2001,34 (4,43-903183,21)	2977,83 (1101,18-8052,65)	367,96 (320,75-422,13)	406,63 (178,91-924,20)	100,05 (30,47-238,50)	144,52 (65,42-319,26)	15,83 (0,00-259770114,0)	24,51 (10,85-55,37)



2	1089.91 (851.67-1394.80)	703.18 (316.95-1560.04)	582.14 (462.74-732.35)	271.05 (128.14-573.36)	150.33 (112.93-200.11)	110.53 (52.76-231.55)	26.40 (19.05-36.57)	61.49 (29.05-130.13)
3	978.77 (812.39-1179.23)	515.21 (196.77-1349.03)	752.14 (625.78-904.02)	515.21 (196.77-1349.03)	182.96 (136.73-244.83)	209.12 (84.93-514.87)	36.61 (26.38-50.81)	32.86 (13.41-80.48)
4	1219.93 (830.23-1599.65)	815.10 (311.66-2131.72)	562.51 (473.26-688.57)	590.16 (232.71-1486.69)	126.75 (98.87-162.49)	100.84 (42.96-236.68)	85.63 (70.06-104.66)	29.24 (12.22-69.94)

**fentrothion**

2	0.64 (0.53-0.77)	1.06 (0.58-2.03)	0.29 (0.24-0.35)	0.40 (0.22-0.71)	0.14 (0.13-0.16)	0.31 (0.17-0.56)	0.12 (0.11-0.14)	0.29 (0.16-0.52)
3	0.58 (0.47-0.75)	1.07 (0.57-2.01)	0.35 (0.29-0.44)	0.91 (0.49-1.68)	0.18 (0.15-0.22)	0.37 (0.21-0.67)	0.13 (0.11-0.16)	0.37 (0.21-0.67)
4	0.12 (0.09-0.16)	0.67 (0.49-0.93)	0.08 (0.06-0.10)	0.49 (0.37-0.63)	0.06 (0.04-0.07)	0.30 (0.23-0.39)	0.03 (0.02-0.04)	0.21 (0.15-0.29)
5	0.56 (0.44-0.72)	0.66 (0.33-1.35)	0.29 (0.23-0.37)	0.30 (0.15-0.58)	0.20 (0.16-0.26)	0.22 (0.12-0.44)	0.09 (0.07-0.12)	0.19 (0.10-0.36)

**malathion**

2	0.19 (0.14-0.25)	0.44 (0.29-0.66)	0.12 (0.09-0.17)	0.28 (0.22-0.36)	0.12 (0.09-0.16)	0.23 (0.20-0.28)	0.10 (0.07-0.13)	0.21 (0.16-0.26)
3	0.88 (0.60-1.29)	2.60 (1.25-5.40)	0.52 (0.36-0.76)	0.57 (0.29-1.15)	0.18 (0.12-0.27)	0.33 (0.17-0.67)	0.14 (0.10-0.2)	0.18 (0.09-0.37)
4	0.87 (0.62-1.23)	0.57 (0.29-1.11)	0.74 (0.53-1.04)	0.57 (0.29-1.11)	0.67 (0.48-0.94)	0.57 (0.29-1.11)	0.56 (0.40-0.79)	0.16 (0.08-0.32)
5	3.35 (2.07-5.42)	3.80 (1.57-9.21)	2.58 (1.61-4.13)	3.80 (1.57-9.21)	0.49 (0.31-0.76)	0.81 (0.35-1.84)	0.38 (0.24-0.59)	0.43 (0.19-0.98)

**Tableau 8.3 :** Les valeurs  $CL_{50}$  (mg m.a./kg papier filtre) et les intervalles de confiance à 95 % (entre parenthèses), des tests de toxicité aiguë avec les insecticides utilisés en lutte anticiadienne au Sahel, sur *Odontotermes nilensis* (Emerson) (Isoptera, Termitidae).

Insecticides	Test n°	24 h		48 h		72 h		96 h	
		Ouvriers	Soldats	Ouvriers	Soldats	Ouvriers	Soldats	Ouvriers	Soldats
bendiocarbe	1	1,22 (0.81-1.84)	4,90 (2.14-11.18)	1,10 (0.73-1.64)	0,85 (0.46-1.59)	0,98 (0.66-1.45)	0,73 (0.39-1.35)	0,08 (0.06-0.12)	0,73 (0.39-1.35)
	2	2,52 (1.73-3.67)	6,85 (2.73-17.19)	1,58 (1.11-2.24)	3,84 (1.75-8.45)	0,53 (0.38-0.72)	1,00 (0.53-1.90)	0,09 (0.06-0.12)	0,73 (0.39-1.36)
	3	1,52 (1.05-2.20)	5,81 (2.43-13.89)	1,00 (0.70-1.42)	2,77 (1.34-5.73)	0,50 (0.36-0.70)	1,01 (0.54-1.89)	0,08 (0.06-0.11)	0,73 (0.39-1.35)
chlorpyrifos	1	1,88 (0.94-3.76)	9,30 (4.08-21.58)	1,37 (0.70-2.68)	1,44 (0.69-3.01)	0,45 (0.24-0.83)	0,74 (0.36-1.56)	0,05 (0.02-0.09)	0,61 (0.29-1.29)
	2	2,16 (1.19-3.93)	2,27 (1.05-4.93)	1,13 (0.64-1.99)	0,94 (0.45-1.98)	0,93 (0.53-1.62)	0,54 (0.26-1.12)	0,44 (0.25-0.75)	0,35 (0.17-0.73)
	3	1,08 (0.67-1.75)	4,79 (2.18-10.52)	0,90 (0.56-1.45)	1,57 (0.75-3.28)	0,69 (0.43-1.10)	0,30 (0.14-0.62)	0,08 (0.05-0.13)	0,22 (0.11-0.46)
deltaméthrine	1	0,91 (0.63-1.32)	4,23 (1.38-12.95)	0,78 (0.54-1.12)	1,68 (0.69-4.13)	0,04 (0.03-0.05)	0,26 (0.13-0.52)	0,03 (0.02-0.04)	0,10 (0.05-0.19)
	2	1,39 (0.97-2.00)	3,16 (1.22-8.16)	0,52 (0.38-0.71)	1,55 (0.71-3.42)	0,05 (0.04-0.06)	0,40 (0.21-0.76)	0,02 (0.02-0.03)	0,18 (0.09-0.32)
	3	0,91 (0.64-1.30)	2,45 (1.04-5.78)	0,38 (0.28-0.52)	1,42 (0.67-3.02)	0,04 (0.03-0.05)	0,47 (0.25-0.89)	0,02 (0.02-0.03)	0,11 (0.06-0.2)
Diflubenzuron	1	1418.54 (795.18-2530.57)	17009.77 (3597.82-80418.71)	480.77 (287.52-803.89)	9387.84 (2387.90-36907.61)	45.78 (28.37-73.88)	299.73 (123.21-729.10)	33.24 (20.48-53.94)	299.73 (123.21-729.10)

2	1537.39 (838.08-2820.20)	5325.33 (3300.30-8552.92)	821.62 (468.59-1440.62)	2504.62 (1582.50-3964.08)	52.40 (32.03-87.72)	417.93 (276.92-630.74)	34.05 (20.68-56.06)	224.74 (145.18-347.92)
3	1577.60 (855.09-2910.57)	7439.03 (2212.77-25009.05)	873.50 (404.88-154.81)	3054.99 (1095.84-8516.72)	70.62 (43.11-115.70)	414.93 (180.17-935.57)	45.84 (27.06-75.42)	236.33 (103.77-538.19)

177

fenitrothion	1	0.79 (0.51-1.20)	4.35 (2.23-8.48)	0.39 (0.27-0.58)	2.46 (1.39-4.35)	0.16 (0.11-0.23)	0.65 (0.40-1.06)	0.08 (0.05-0.11)	0.62 (0.38-1.02)
	2	1.02 (0.68-1.51)	4.48 (2.23-9.04)	0.59 (0.41-0.86)	2.97 (1.59-5.57)	0.17 (0.12-0.23)	0.86 (0.50-1.47)	0.10 (0.07-0.14)	0.41 (0.24-0.69)
	3	1.28 (0.82-1.99)	4.10 (1.95-8.60)	0.45 (0.31-0.66)	2.43 (1.26-4.66)	0.21 (0.15-0.31)	0.70 (0.40-1.22)	0.11 (0.08-0.17)	0.43 (0.24-0.74)

malathion	1	8.95 (5.20-15.40)	50.09 (12.97-193.48)	3.45 (2.11-5.64)	50.09 (12.97-193.48)	0.94 (0.59-1.50)	29.99 (8.81-102.08)	0.71 (0.45-1.14)	2.39 (0.95-6.04)
	2	8.25 (4.90-13.90)	27.48 (7.98-94.59)	3.85 (2.38-6.23)	14.04 (4.60-42.82)	1.23 (0.78-1.93)	2.95 (1.04-7.42)	0.71 (0.45-1.12)	1.00 (0.40-2.51)
	3	5.83 (5.83-5.83)	19.62 (7.74-49.76)	2.25 (2.25-2.25)	15.72 (6.39-38.69)	2.02 (2.02-2.02)	5.24 (2.32-11.83)	> 0.42	0.66 (0.30-1.44)

Il n'y a pas une grande différence entre les valeurs des  $CL_{50}$ , pour les tests effectués séparément avec les mêmes séries de doses des différents insecticides, sauf pour le diflubenzuron. Cet insecticide, montre une variabilité des valeurs plus importante. Pour les autres insecticides, les valeurs sont comparables (Tableaux 8.2 et 8.3).

Sur les six insecticides testés, la deltaméthrine, le fénitrothion et le chlorpyrifos ont la toxicité aiguë la plus élevée. Quant aux deux espèces testées, *Psammotermes hybostoma* s'est montré légèrement plus sensibles aux différents insecticides (Tableau 8.4), sauf au bendiocarbe, pour lequel les données sont très variables chez les ouvriers (Figures 8.1, 8.3, 8.5 et 8.7). Cependant, les soldats de *P. hybostoma* sont plus sensibles pour l'ensemble des insecticides que ceux d'*Odontotermes nilensis* (Figures 8.2, 8.4, 8.6 et 8.8).

## DISCUSSION

### Tests de toxicité

#### *Methodologie*

La méthodologie utilisée a été inspirée de celle décrite par Logan et Aboad (1990) et Grace (1994). Elle est très simple et ne nécessite pas de matériel coûteux. Les termites sont exposés continuellement sur le papier filtre, dont ils peuvent se nourrir. Ainsi, nous avons la toxicité par ingestion et par contact. La durée limite d'exposition est de quatre jours

#### *Toxicité*

Pour les doses fortes, nous constatons que les termites ont très peu mangé le papier filtre. Ils l'ont à peine grignoté. Cependant, pour les doses faibles il est évident qu'ils ont consommé les papiers.

Les termites affectés deviennent très excités et tournent en rond. Leur mouvement décroît jusqu'à ce qu'ils s'arrêtent ou tombent sur le dos en ne remuant que les antennes et les pattes, pour mourir finalement. Les termites exposés aux fortes doses montrent ces symptômes après 3 à 6 heures et sont généralement morts plus tard. Sauf pour le diflubenzuron, l'ensemble des insecticides testés ont eu un effet aigu sur les termites.

Le diflubenzuron appartient au groupe des benzoyl urées, communément appelé "dérégulateur de croissance". Ils ont un mode d'action totalement différent de celui des insecticides traditionnels. Du fait de ce mode d'action particulier, les effets létaux ne deviennent généralement apparents qu'à la mue suivant le traitement. Ainsi, la durée d'exposition (4 jours) est très petit pour évaluer l'effet réel de cet insecticide. Le cycle de développement des termites est très long. Suivant les espèces, elle peut varier entre 4 et 16 mois avec 3 à 10 stades de développement (Harris 1971). A cet effet, il faut au minimum 14 à 21 jours d'exposition pour évaluer l'effet réel du diflubenzuron et des dérégulateurs de croissance en général sur les termites. Donc l'effet potentiel du diflubenzuron est probablement sous-estimé. Les études faites par Ahmad *et al.* (1986) et Su & Scheffrahn (1993) avec diflubenzuron sur termites, parlent d'une durée d'exposition de 24 jours et 63 jours. L'effet du produit est observé 14 jours et 21 après exposition.

Si l'ensemble des insecticides ont eu un effet aigu, il s'est avéré que la deltaméthrine est le plus toxique, suivi du fénitrothion et du chlorpyrifos. Akhtar et Bhatti (1993) ont montré la toxicité de trois insecticides appartenant au groupe des pyréthriinoïdes, (cyhalothrine, fenvalerate et cypermethrine), sur *Microcerotermes championi* Snyder, espèce de la même famille qu' *Odonotermes nilensis* (Emerson). Ils ont trouvé l'espèce plus sensible au cyhalothrine, en utilisant comme substrat le sol. Guèye et Everts (1990) avaient observé 60% de réduction dans les activités des termites, quatre semaines après un traitement aérien au fénitrothion à la dose de 825g m.a./ha dans la zone de Richard Toll au Nord du Sénégal. Van der Valk *et al* (sous presse) ont trouvé aussi (sur le terrain) que l'espèce *Psammotermes hybostoma* était plus sensible au bendiocarbe, au diflubenzuron et au fénitrothion que les autres espèces rencontrées.

Forschler et Townsend (1996) ont trouvé que le chlorpyrifos est plus toxique que quatre autres insecticides appartenant aux groupes des pyréthriinoïdes, sur l'espèce *Reticulitermes flavipes* (Kollar). Su *et al.* (1995) aussi ont montré que les pyréthriinoïdes (Bilfex, Dragnet et Prevail), ont causé moins de mortalité que le chlorpyrifos, sur *Coptotermes formosanus* Shiraki et *Reticulitermes flavipes* (Kollar).

### Evaluation des risques

Le but de l'exécution des tests de toxicité au laboratoire est de pouvoir évaluer les risques éventuels, que pourraient provoquer les insecticides sur le terrain. La comparaison de la toxicité de l'insecticide et sa concentration mesurée ou estimée dans l'environnement, nous permettra d'analyser ces risques. Le rapport entre cette concentration et la toxicité représente le quotient de risque (QR). Quand ce quotient est supérieur à un (1), il y a des risques pour que l'insecticide ait un effet nocif dans l'environnement.

Les résidus mesurés après traitement avec des insecticides utilisés en lutte antiacridienne sont présentés au Tableau 8.4. Ces données sont exprimées en quantité d'insecticide par poids de végétation. Ceci nous permet de les comparer facilement avec les valeurs des CL<sub>50</sub> aiguës (ouvriers), exprimées aussi en quantité d'insecticide par poids de papier filtre.

**Tableau 8.4 :** Estimation des risques avec les doses d'application par rapport aux CL<sub>50</sub> obtenues dans un test de toxicité aiguë, sur des ouvriers de *Psammotermes hybostoma* Desneux et *Odontotermes nilensis* (Emerson) après 24 heures d'exposition. La moyenne des CL<sub>50</sub> est calculée en log<sub>10</sub>

Insecticides	Doses nominales d'application (g/ha)	Résidus initiaux sur végétation fraîche (mg/kg)	Moyenne CL <sub>50</sub> (mg m.a./kg papier filtre)		Quotient de risque (arrondi)	
			<i>Psammotermes hybostoma</i>	<i>Odontotermes nilensis</i>	<i>Psammotermes hybostoma</i>	<i>Odontotermes nilensis</i>
bendiocarbe	100	39 <sup>1</sup>	2.3	1.7	17	23
chlorpyrifos	240	32 <sup>2</sup>	0.8	1.6	40	20
deltaméthrine	15	1.6 <sup>3</sup>	0.2	1	8	2
diflubenzuron	60	61 <sup>1</sup>	1270	1510	0.05	0.04
fénitrothion	500	83 <sup>1</sup>	0.4	1	208	83
malathion	925	96 <sup>2</sup>	0.8	7.6	120	13

Sources : <sup>1</sup>=Gadji 1997, <sup>2</sup>=Gadji *et al* 1998, <sup>3</sup>=Gadji 1998

Le paramètre de toxicité utilisé pour déterminer le quotient de risque est la moyenne géométrique des CL<sub>50</sub> aiguës (ouvriers). Les résultats montrent que les QR sont dans l'ensemble supérieurs à un (1), sauf pour le diflubenzuron. A cet effet, une application de ces insecticides, même aux doses recommandées, pourrait produire une forte mortalité de la population des termites.

Les tests de toxicité au laboratoire ont été effectués sur du papier filtre, une matière cellulosique. Donc il est probable que la bio-disponibilité de l'insecticide soit la même que sur végétation, faisant ainsi penser à une équitabilité des risques. Actuellement, il n'y a pas eu de bio-essais semi-terrain avec les termites, ce qui ne nous permet pas d'avoir des données sur la bio-disponibilité des insecticides sur la végétation et sur les effets à moyen et long terme (voir l'effet potentiel de diflubenzuron). Donc une méthode de bio-essai semi-terrain doit être mise en place pour parfaire la méthode d'évaluation des risques.

## CONCLUSIONS

Les résultats des tests de toxicité effectués dans cette étude montrent que les  $CL_{50}$  aiguës pour les différentes séries de la plupart des insecticides ne sont pas distinctes. La  $CL_{50}$  est le seul paramètre étudié.

L'analyse des risques a été faite en se basant sur le rapport entre la concentration de l'insecticide sur la végétation et la toxicité. A l'exception du diflubenzuron, le quotient de risque pour les autres insecticides est supérieur à un (1), indiquant la possibilité d'avoir des effets aigus sur les termites. De grands écarts sont observés entre les QR de certains insecticides. Le fénitrothion et le malathion ont les quotients de risque les plus élevés. Cependant, il n'est pas prudent actuellement de baser une classification de risque uniquement sur ces quotients, car les résultats des bio-essais avec *Bracon hebetor* (Danfa *et al.* 1998) semblent montrer que des facteurs comme la demi-vie biologique et la bio-disponibilité de l'insecticide jouent un rôle important pour la prédiction de son impact et la classification du risque.

L'emploi des insecticides dans la lutte contre les termites, risque de provoquer une perte des avantages procurés par ces insectes, qui peuvent constituer une source supplémentaire de protéines pour les communautés rurales. Ils ameublissent, aèrent le sol et facilitent l'infiltration des eaux pluviales, tout comme les vers de terre. En outre l'effet des insecticides sur les termites peut avoir une incidence sur la chaîne trophique (oiseaux et lézards qui se nourrissent de termites). Kok (1993), après une analyse de 81 échantillons d'estomac des oiseaux d'espèce *Burhinus capensis*, a trouvé que les Coléoptères suivis des Isoptères (représentés exclusivement par un termite moissonneur *Hodotermes mossambicus*) constituaient leur nourriture. Griffiths et Christian (1996) ont trouvé que les lézards de l'espèce *Chlamydosaurus kingii* se nourrissent de termites moissonneurs du genre *Drepanotermes*, et qu'ils constituent la majeure partie de leur nourriture.

Pour protéger les cultures, les plantations et les bois de construction contre les termites tout en profitant de leurs avantages, il faut utiliser des méthodes qui concilient la protection des cultures avec un emploi minimal d'insecticides.

Les résultats montrent l'importance d'effectuer des bio-essais semi-terrain afin de mieux évaluer les risques. Ceci est indispensable pour disposer des données sur la bio-disponibilité et la demi-vie biologique des différents insecticides dans le cas des termites, et pour mieux valider les prédictions basées sur les tests de toxicité au laboratoire.

## REFERENCES

- Abushama FT and Al-Houty WA (1988) The foraging activity of subterranean termites in the Kuwait desert. *Journal of Arid Environments* 14: 75-82.
- Ahmad N, Salihah Z, Sultana N, Ahmad S (1986) Preliminary studies on the effects of diflubenzuron (dimilin) on termites (Isoptera). *Pakistan Journal of Zoology* 18(4): 403-409.
- Akhtar MS and Bhatti M (1993) Studies of the toxicity of Karate, Sumicidin and Arrivo against *Microcerotermes championi* (Isoptera: Termitidae). *Sociobiology* 23(2): 115-125.
- ASTM (1989) Standard guide for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates and amphibians. Guide n° E729-88aE<sup>1</sup>. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA.
- Breznak IA & Brune A (1994) Role of microorganisms in the digestion of lignocellulose by termites. *Annual Review of Entomology* 39: 453-87.
- Curtis AD and Walker DA (1995) Changes in nitrogen fixation rates in termites (Isoptera, Rhinotermitidae) maintained in the laboratory. *Annals of the Entomological Society of America* 88(6): 764-767.
- Danfa A Fall B & Van der Valk H (1998) Tests de toxicité aiguë sur un parasitoïde, *Bracon hebetor* Say (Hymenoptera : Braconidae), avec différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel. *Dans : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome III, pp .122-142.*
- Forschler BT and Townsend HL (1996) Mortality of Eastern subterranean termites (Isoptera, Rhinotermitidae) exposed to four soils treated with termiticides. *Journal of Economic Entomology* 89(3): 678-681.
- Gadji B (1997) Déposition et dégradation du fénitrothion et du diflubenzuron sur végétation et dans les sols au Sénégal, et suivi de résidus dans le stockages de mil en monde rural (campagne 1992). *Dans : Everts JW, Mbaye D & Barry O (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome I, pp 233-278.*
- Gadji B (1998) Déposition et disparition de la deltaméthrine et du chlorpyrifos sur végétation de mil au Sénégal (campagne 1993). *Dans : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome III, pp 20-42.*
- Gadji B, Ndiaye MD & Diop A (1998) Déposition et disparition du fénitrothion et du malathion sur végétation de mil et du chlorpyrifos sur pâturage au Sénégal (campagnes 1994 et 1996). *Rapport Locustox 97/8. FAO, Projet Locustox, Dakar, Sénégal*
- Grace JK (1994) Protocol for testing effects of microbial pest control agents on non target subterranean termites (Isoptera, Rhinotermitidae). *Journal of Economic Entomology* 87(2): 269-274.
- Griffiths AD & Christian KA (1996) Diet and habitat use of frillneck lizards in al seasonal tropical environment. *Oecologia* 106: 39-48
- Guèye N & Everts JW (1990) Les termites. Chapitre XI. p259-262 *Dans: Everts JW (ed.) Effets sur l'environnement de la lutte chimique antiacridienne. Une étude Pilote. Projet ECLO/SEN/003/NET. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), Rome, Italie*
- Han SH et Ndiaye A (1996) Fight trial against fruit trees spoiler termites in Dakar area, Sénégal. In IV . *International colloquium on social insectes. St Petersburg, Russie.*



- Harris WV (1971) *Termites: their recognition and control*. 2<sup>ème</sup> édition. Longman, Royaume-Uni.
- Kaschef HA and El-Sherif LS (1973) The white ants of Egypt. p. 1450. Dans: Ernst E. A bibliography of termite literature, 1966-1978. John Wiley & Sons, Chichester, New York.
- Kok OB (1993) Diet of the Spotted *Burhinus capensis*. *Ostrich* 64: 182-184
- Kooijman SALM (1980) Parameter analysis of mortality rates in bioassays. *Water Research* 15: 107-119.
- Lepage M (1972) Recherches écologiques sur une savane sahélienne du Ferlo septentrional. Sénégal: données préliminaires sur l'écologie des termites. *La Terre et la vie* 26: 383-409.
- Lepage M (1974) Recherches écologiques sur une savane sahélienne du Ferlo septentrional, Sénégal: influence de la sécheresse sur le peuplement en termites. *La Terre et la vie* 28:76-94.
- Lepage M, Abbadie L and Mariotti A (1993) Food habits of sympatric termite species (Isoptera, Macrotermitidae) as determined by stable carbon isotope analysis in a Guinean savanna (Lamto, Côte d'Ivoire). *Journal of Tropical Ecology* 9: 303-311.
- Lobry de Bruyn LA and Conacher AJ (1990) The role of termites and ants in soil modification: a review. *Australian Journal of Soil Research* 28: 55-93.
- Logan JWM and Abood F (1990) Laboratory trials on the toxicity of hydramethylnon (Andro; AC 217, 300) to *Reticulitermes santonensis* Feytaud (Isoptera, Rhinotermitidae) and *Microtermes lepidus* Sjöstedt (Isoptera, Termitidae). *Bulletin of Entomological Research* 80: 19-26.
- Logan JWM, Rajagopal D, Wightman JA and Pearce MJ (1992) Control of termites and other soil pests of groundnuts with special reference to controlled release formulations of non-persistent insecticides in India and Sudan. *Bulletin of Entomological Research* 82: 57-66.
- Martius C (1994) Diversity and ecology of termites in Amazonian forests. *Pedobiologia* 36: 407-428.
- Nash M H and Whitford WG (1995) Subterranean termites: regulators of soil organic matter in the Chihuahuan Desert. *Biology and Fertility of Soils* 19: 15-18.
- Ohiagu CE and Wood TG (1979) Grass production and decomposition in southern Guinea savanna, Nigeria. *Oecologia (Berl.)* 40: 155-165.
- Pearce MJ, Tiben A, Kambal MA, Thomas RJ and Wood TG (1986) Termites (Isoptera) from the Tokar delta and Red Sea coastal areas of the Sudan. *Journal of Arid Environments* 10: 193-197.
- Pearce MJ and Waite BS (1994) A list of termite genera (Isoptera) with comments on taxonomic changes and regional distribution. *Sociobiology* 23(3): 247-263.
- Su NY and Scheffrahn RH (1993) Laboratory evaluation of two chitin synthesis inhibitors, hexaflumuron and diflubenzuron, as bait toxicants against formosan and eastern subterranean termites (Isoptera, Rhinotermitidae). *Journal of Economic Entomology* 86(5): 1453-1457.
- Su NY, Wheeler GS and Scheffrahn RH (1995) Subterranean termite (Isoptera, Rhinotermitidae) penetration into sand treated at various thicknesses with termiticides. *Journal of Economic Entomology* 88(6): 1690-1694.
- Van der Valk H, Niassy A & Danfa A (1997 sous presse) The impact of locust control insecticides on termites and ants in the arid zone of northern Senegal: a first assesment. *Locustox Report 97/1\**. FAO, Locustox Project, Dakar Senegal
- Wardell AD (1987) Les termites africains alliés ou ennemis. *Common-Wealth Forestry Review* : 4-6.
- Wood TG and Sands WA (1978) The role of termites in ecosystems. In: M.V. Brian (ed) *Production ecology of ants and termites*. International Biological Programme 13. Cambridge University Press. 245-292, pp. 245-292

## **CHAPITRE 9 :**

### **Tests de toxicité aiguë sur *Oreochromis niloticus* (L) (Cichlidae) : Méthode d'essai et résultats de deux organophosphorés (fénitrothion et chlorpyrifos)**

*Alpha Oumar DIALLO, Khalifa Babacar NDOUR,  
Aliou BADJI et Joost LAHR*

## **RESUME**

La toxicité aiguë de deux organophosphorés, le fénitrothion (500 g m.a. /l UL) et le chlorpyrifos (240 g m.a. /l UL) a été évaluée au laboratoire sur *Oreochromis niloticus* (9,75 ± 1,34 g et de 6,4 ± 0,3 cm), une espèce indigène au sahel. La méthode semi-statique selon la directive de l'OCDE a été utilisée.

Les résultats obtenus sont fiables et sont parfaitement reproductibles.

Il y a une différence significative dans la toxicité du fénitrothion et du chlorpyrifos. L'*O. niloticus* est plus sensible au chlorpyrifos qu'au fénitrothion. Pour des tests réalisés avec le chlorpyrifos, la CL<sub>50</sub> (96 h) est compris entre 0,28 mg/l et 1 mg/l, alors que celle du fénitrothion est entre 5,30 et 5,15 mg/l.

## INTRODUCTION

Les pesticides employés dans la protection des végétaux peuvent, intentionnellement ou par accident, atteindre le milieu aquatique où ils constituent une menace potentielle pour plusieurs organismes non cibles tels que les poissons. Les organophosphorés, depuis la limitation et l'interdiction des organochlorés, constituent avec les carbamates et les pyréthriinoïdes de synthèses, les pesticides les plus utilisés en lutte antiacridienne.

Les effets écotoxicologiques des pesticides sur les communautés aquatiques sont peu connus dans la zone sahélienne. L'information dans cette zone, concernant la toxicité des pesticides sur les poissons en général, et sur *O. niloticus* en particulier est difficile à localiser voir inexistante. Les données sur les effets aigus et chroniques des pesticides sur les poissons, citées dans la littérature scientifique concernent surtout des espèces des zones tempérées. En ce qui concerne le sahel, hormis les travaux de Lahr et Banister (1997) sur les effets en milieu naturel du fénitrothion et du chlorpyrifos sur les poissons et les observations de Diallo et Lahr (1996) sur l'endosulfan, peu d'informations sont disponibles sur le sujet.

Le but de cette étude est de développer et de valider une méthodologie de détermination de la toxicité pour pouvoir évaluer à l'avenir les effets des pesticides sur les espèces indigènes. Ainsi, les effets des pesticides utilisés dans la lutte antiacridienne sont recherchés au laboratoire par la méthode semi-continue. Nous avons à cet effet entrepris des études de toxicité aiguë, dans les conditions sahéliennes de deux des organophosphorés les plus couramment utilisés : (le fénitrothion et le chlorpyrifos) vis-à-vis d'une espèce de poisson très répandue dans la zone Soudano-sahélienne : *Oreochromis niloticus* (L).

## **SITE DE L'ETUDE**

**Le Walo, situé au Nord du Sénégal, est une zone humide caractérisée par l'existence, outre du fleuve Sénégal et de ses vastes plaines inondables, par d'innombrables écosystèmes aquatiques : Lac de Guiers, marigots, canaux et bassins d'irrigation. L'agriculture s'y est considérablement développée. Avec l'utilisation croissante d'intrants agricoles, les risques de pollution agricole deviennent de plus en plus grandes. Des zones vulnérables comme le Lac de Guiers, réservoir d'eau potable et le parc de Djoudj, nourricière et lieu d'hivernation des oiseaux migrateurs paléarctiques, par leur fonction, méritent une attention particulière.**

**Les expériences ont été réalisées à la station de recherche de l'ISRA de Fanaye (16°33'N, 15°45'W) située sur le Ngalanka un bras du Fleuve Sénégal situé à 45 km de Richard Toll.**

## MATERIELS ET METHODES

### Pesticides utilisés

Les insecticides organophosphorés suivants ont été utilisés pour cette étude : le fénitrothion 500 g m.a./L UL (Sumithion<sup>®</sup>) et le chlorpyrifos 240 g m.a./L UL (Dursban<sup>®</sup>). Cette famille de pesticides est très largement utilisée pour la protection des végétaux. Étudié dans une expérimentation au terrain par Lahr et Banister (1997) aux doses recommandées, le fénitrothion n'a pas produit des signes d'intoxication apparents chez les poissons. Cependant, compte tenu de son mode d'action, il peut provoquer des perturbations chroniques. Quant au chlorpyrifos ses effets létaux sur les poissons suite à des applications au terrain ont été mis en évidence par Banister (1990).

### Fénitrothion

Le fénitrothion (*O, O-dimethyle O-4-nitro-m-totyle phosphorothioate*) est utilisé contre presque tous les insectes ravageurs au Sénégal. Son utilisation est approuvée par l'OMS, la FAO, l'USAID, et l'OCLALAV contre les locustes et les vecteurs des maladies parasitaires.

Le fénitrothion est un inhibiteur de l'acétylcholinestérase. En se fixant sur le site actif de l'enzyme, celui-ci ne peut plus assurer l'inactivation de l'acétylcholine. Les muscles restés ainsi sous tension provoquent des mouvements non coordonnés de l'animal et les caractéristiques de l'action des insecticides organophosphorés.

### Chlorpyrifos

Le chlorpyrifos (*O, O-diétyle O-3, 5,6-trichloro-2-pyridyle phosphorothiate*) est un insecticide de contact non systémique. C'est un insecticide à très large spectre d'action. Il est utilisé contre plusieurs insectes.

Comme le fénitrothion, le chlorpyrifos est aussi un anticholinestérase ; Il doit être activé par le cytochrome P450 en chlorpyrifos-oxon, métabolite inhibiteur de l'acétyl cholinestérase (Strauss et Chambers 1995).

### Solvant utilisé

Du fait de leur faible solubilité dans l'eau, les pesticides ont été préalablement dissous dans l'acétone pour préparer des solutions mères utilisées dans les essais.

L'acétone est l'un des solvants les plus utilisés dans les tests de toxicité. Cependant les solvants sont aussi des xénobiotiques ; ils ne sont pas dépourvus de pouvoir toxique. Il a été démontré par exemple que de petites concentrations d'acétone peuvent causer une baisse du taux d'oxygène dissous dans les milieux d'essai (Van der Wel et Welling 1989). C'est pour cette raison que des témoins avec acétone ont été mis en place au début de ces séries de tests.

### Matériel biologique

Dans cette étude, nous avons utilisé une espèce de poisson d'eau douce et saumâtre *Oreochromis niloticus* (L) appartenant à la famille des Cichlidae. Les espèces du genre *Oreochromis* ont été d'abord décrites dans le genre *Tilapia*.

L'*O. niloticus* (L), de teinte générale grisâtre, relativement foncée chez l'adulte, est facilement reconnaissable à ses bandes régulières noires qui existent sur la nageoire caudale. Les juvéniles portent un point noir très distinctif à l'arrière de la nageoire dorsale qui disparaît peu à peu au fur et à mesure que le poisson grandit.

Elle est très largement distribuée dans les eaux douces voire relativement salées de l'Afrique intertropicale. Sa répartition géographique naturelle couvre les bassins du Sénégal, de la Gambie, de la Volta, du Niger, de la Bénoué et du Tchad (Daget et Durand 1982, Teugels et Van den Audenaerde 1992). Une grande partie de cette zone est aussi la zone de la lutte antiacridienne.

Son intérêt économique est important. Périodiquement elle constitue la capture prédominante des pêcheurs de la zone du Fleuve Sénégal. *O. niloticus* figure également parmi les espèces les plus importantes en pisciculture en Afrique. Sur le plan écologique, les *Oreochromis*, espèces phytoplanctophages, sont un maillon très important dans la chaîne trophique. Ils figurent dans le menu de plusieurs prédateurs dont le *Lates niloticus* (L) dans le Lac Victoria (Hugues 1986) ou les crocodiles dans le Lac Turkana (Kolding 1993).

Cette espèce ne figure pas sur la liste des espèces recommandées par les normes directives comme l'OCDE (1992) ou l'ASTM (1989) mais elle pourrait devenir, compte tenu des qualités suscitées, une espèce standard pour les tests de toxicité sur les poissons en zone sahélienne.

Les poissons ont été fournis par une ferme piscicole semi-intensive basée à Richard-Toll où ils sont régulièrement élevés dans des bassins artificiels de 25 m<sup>2</sup> et de 1,15 m de profondeur. Pour plus de facilité de sexage des alevins, en plus du fait qu'il s'agit des essais préliminaires, nous avons choisi de travailler avec des individus légèrement plus grands que les 8 cm ou 5 g conseillés dans les normes directives (Sprague 1973).

Les poissons ont été pêchés à l'aide d'un filet maillant de 14 mm et sont transportés jusqu'au laboratoire dans une cage spéciale de 200 litres percée de deux trous d'aération. A travers ces trous, il passe des tuyaux des pompes d'air qui grâce à la batterie du véhicule assurent l'oxygénation de l'eau pendant le transport.

#### **Conditions d'acclimatation et d'essai**

Les poissons ont été acclimatés pendant 7 jours au moins dans des aquariums en verre de 40 ou de 100 litres avec une aération suffisante et continue. L'eau de ces aquariums est la même que celle des milieux d'essai. L'eau est tirée d'un puits qui après des tests de vérification, est exempt de composantes toxiques tels que le cuivre, les nitrites, les chlorures et les chloramines. L'acclimatation s'est déroulée dans le laboratoire climatisé avec des conditions de  $28,4 \pm 1,0$  °C, avec une exposition quotidienne de 12 heures à la lumière du jour.

Pendant toute la durée de l'acclimatation les restes d'aliment et les déjections sont quotidiennement retirées des aquariums. Ces derniers sont ensuite remplis d'une nouvelle eau. Les poissons blessés ou présentant des signes ou des comportements anormaux sont systématiquement retirés du lot.

Les poissons sont nourris à volonté pendant toute la durée de l'acclimatation avec un aliment à base de son de blé fabriqué par les moulins Sentenac. Le même aliment était donné pendant la période d'alevinage. Le réajustement qualitatif de la ration s'est fait par l'ajout d'une nourriture de base pour poissons tropicaux : NUTRAFIN® dont la composition est annexée à ce document. (Annexe 9.2)

A la veille du test, les milieux d'essai devant recevoir les poissons sont mis en place et aérés pendant 12 heures au moins afin de leur assurer un niveau d'oxygénation suffisant au départ du test.

La méthode utilisée est la ligne directive 203 de l'OCDE (1992) prescrite pour la détermination des effets aigus des substances chimiques chez les poissons. Nous avons opté pour la méthode semi-statique avec un renouvellement des milieux d'essai toutes les 24 heures afin d'assurer au moins 80 % de la concentration nominale du pesticide pendant toute la période d'essai.

Les températures enregistrées dans le milieu d'essai au début et à la fin (après 24 h ) sont respectivement de  $27,3$  °C  $\pm$  0,2 et  $27,4$  °C  $\pm$  0,2 °C.

#### **Protocole des tests de toxicité**

##### ***Dilution***

Pour la détermination des relations effets - doses, les solutions du pesticide à tester ont été préparées par dilution dans l'acétone de la solution mère. Les différentes solutions sont préparées de telle sorte qu'un (1) millilitre de solution, apporte la quantité de matière active nécessaire pour donner la concentration désirée dans le milieu d'essai. Il est préparé autant de dilutions que de concentrations à tester.

### **Exposition**

Les poissons ont été exposés dans des bâteaux en verre remplis de 10 litres d'eau pour une durée de 96 heures. Dans chaque récipient, 10 alevins ont été introduits. Pour tous les tests ils sont d'un poids moyen de  $9,75 \pm 1,34$  g et de taille moyenne (longueur standard) de  $6,4 \pm 0,3$  cm. Ce qui correspond à une charge de 10 g de poisson par litre d'eau. La charge préconisée par l'OCDE (1992) est de 1g/l; 0,8 g/l par l'ASTM (1989).

Les poissons sont au hasard, délicatement transférés dans les milieux d'essai regroupés dans un endroit du laboratoire isolé de toute action susceptible de modifier le comportement du poisson. A toutes les 24 heures la mortalité est évaluée. Les poissons morts sont retirés aussitôt afin d'éviter toute modification des paramètres du milieu d'essai par le processus de décomposition.

### **Concentrations**

Un test préliminaire a permis de situer l'intervalle pour la détermination des relations doses-effets de chaque pesticide sur le poisson. La concentration équivalente à 10 fois la  $CL_{50}$  trouvée dans la littérature ( $CL_{50}$  médiane) pour chaque pesticide vis-à-vis d'une espèce de poisson à défaut d'une espèce du genre *Oreochromis* était considérée dans le test préliminaire comme la concentration maximale (si elle ne dépassait pas la solubilité du pesticide dans l'acétone). La concentration minimale était alors le dixième de la concentration médiane. Quatre concentrations à croissance logarithmique choisies entre ces deux concentrations extrêmes ont permis de déterminer, dans un premier temps, la plus faible concentration provoquant 100 % de mortalité en 96 heures.

Six (6) autres concentrations d'une série géométrique plus un témoin acétone choisi sur la base des résultats préliminaires, ont été choisies pendant les tests définitifs pour déterminer la  $CL_{50}$ . Elle correspond à la concentration du pesticide qui entraîne 50 % de mortalité dans la population de poissons pendant une période d'exposition définie.

Un poisson est considéré comme étant mort si l'attouchement du pédoncule caudal ne provoque aucune réaction.

Les tests avec le fénitrothion ont été répétés 2 fois (séries I et II). Les différentes  $CL_{50}$  trouvées sont la moyenne géométrique de ces deux séries de tests. Tandis que ceux avec le chlorpyrifos l'ont été 4 fois (séries I, II, III et IV).

Les paramètres physico-chimiques, à savoir le pH, la conductivité de l'eau, le taux d'oxygène dissous et la température ont été mesurés quotidiennement.

Les tests ont été exécutés du 14 au 18/11/95 pour la série I et du 27/11 au 01/12/95 pour la série II du fénitrothion. En ce qui concerne le chlorpyrifos, la série I est exécutée du 18 au 22/11/95 et du 24 au 28/11/95 pour la série II. Les séries III et IV des tests ont été réalisées respectivement du 08 au 12/02/96 et du 14 au 18/02/96.

### **Calcul des $CL_{50}$**

A partir des résultats des tests de toxicité, les concentrations létales ont été déterminées à l'aide d'un logiciel d'analyse paramétrique log-logit dénommée CL50 RIZA selon la méthode de Kooijman (1981). Nous avons calculé les  $CL_{50}$  (24h), (48h), (72h), et (96h) de chaque substance pour l'espèce testée.

## RESULTATS

### Paramètres physico-chimiques

Les résultats des mesures des paramètres physico-chimiques sont regroupés dans le tableau 9.1.

Dans les milieux d'essai, les conditions de pH moyens enregistrés à la fin de chaque période de 24h n'ont pas changé de plus d'une unité par rapport au début de chaque 24h. Le pH est de 6,78 et 6,80 selon les séries au début et 7,04 - 7,28 à la fin des tests avec le fénitrothion. La même chose se passe pour les tests au chlorpyrifos où le pH enregistré au début compris entre (6,55 et 6,50) est resté quasi neutre (6,86 et 7,34) à la fin du test. Le pH resté proche de la neutralité, satisfait pleinement la condition de la norme de l'OCDE (1992).

Le taux moyen d'oxygène dissous dans les milieux d'essai au début des tests s'élève à 78 et 88 % pour les deux répétitions réalisées avec le fénitrothion. A la fin, après 24 h, ils sont respectivement de 67 et 70 % ; soit une baisse de 14 % pour la première répétition et de 21 % pour la deuxième. Concernant les tests avec le chlorpyrifos, les baisses moyennes enregistrées sont respectivement de 20 et 25 % pour la première et deuxième répétition et de 20 et 10 % pour la deuxième et la quatrième. Les taux d'oxygène enregistrés correspondent bien aux critères de validité des tests selon lesquels le taux d'oxygène dissout dans les milieux d'essai ne doit pas être en dessous de 60 %.

La conductivité moyenne de l'eau des milieux d'essai est passée de la fourchette de valeur de 180 à 188 pour le fénitrothion et 194 à 201 pour le chlorpyrifos au début de chaque période de 24h à 277 - 242 et à (236 à 277)  $\mu\text{S/cm}$  à la fin (après 24 h) de tous les tests.

Les variations de températures mesurées pour les tests du début de la contre saison froide, au début et à la fin, après 24 heures dans les milieux d'essai sont comprises entre 0,5 °C et 0,9 °C. Tantôt il s'agit d'augmentation et une fois de baisse. En ce qui concerne les tests réalisés en contre saison chaude, la température est restée inchangée entre le début et la fin du test de chaque période de 24 h. Quand on considère les critères de l'OCDE (1992) et de l'ASTM (1989) pour lesquels les variations entre le début et la fin du test ne doivent excéder 1 °C, les tests peuvent être considérés comme valables. Les températures sont passées de 26,1 °C à 25,2 °C et 23 à 23,5 °C respectivement pour les répétitions I et II des tests avec le fénitrothion. Pour les tests avec le chlorpyrifos et pour les mêmes répétitions les températures sont passées de 22,5 °C à 23,2 °C et 19,5 °C à 20,0 °C

Tableau 9.1: Valeur moyenne des paramètres physico-chimiques enregistrés dans les milieux d'essai pendant les tests.

Pesticide	Série Numéro	Début du test	pH		Cond. ( $\mu\text{S/cm}$ )		Oxygène (%)		T (°C)	
			début	fin	début	fin	début	fin	début	fin
Fénitrothion	I	14/11/95	6,80	7,04	180	277,0	78	67	26,1	25,2
Fénitrothion	II	27/11/95	6,76	7,28	187,7	242,0	88	70	23,0	23,5
Chlorpyrifos	I	18/12/95	6,80	7,25	195,0	238,5	90	72	22,5	23,2
Chlorpyrifos	II	24/12/95	6,55	7,34	194,0	245,0	83	63	19,5	20,0
Chlorpyrifos	III	08/02/96	6,71	6,86	201	246,3	76	66	24,3	24,2
Chlorpyrifos	IV	14/02/96	6,74	6,87	198	236,5	89	75	23,8	23,8

### Tests de toxicité

Les résultats des  $\text{CL}_{50}$  avec le fénitrothion et le chlorpyrifos sont regroupés respectivement dans les tableaux 9.2 et 9.3.



Dans ces essais, des témoins acétone ont été réalisés pour s'assurer qu'il n'existe pas d'éventuels effets du solvant sur les poissons. Des comparaisons entre les témoins acétone avec ceux sans acétones n'ont révélé aucun effet significatif sur la mortalité des poissons.

Les tests de toxicité réalisés avec le chlorpyrifos pendant le mois de février ont présenté une variation par rapport à ceux réalisés pendant les mois de novembre - décembre 1995. Cette variation découle vraisemblablement des conditions climatiques dans les bassins d'élevage ou de l'état biologique des poissons en cette période de l'année.

Tous les tests répertoriés ici ont satisfait le critère de validité tenant compte de la mortalité dans les témoins. En effet la mortalité dans ces derniers, la plupart du temps, est nulle ou dans le cas où elle existerait, est inférieure à 10 %.

Les tests effectués avec le fénitrothion ont donné des résultats homogènes avec une faible variabilité des répétitions (Tableau 9.2) de même que les deux premières séries réalisées avec le chlorpyrifos (Tableau 9.3). Ces séries de tests pourront être comparées entre elles parce qu'elles ont été réalisées dans la même période dans des conditions quasi identiques sauf pour la température qui, si elle n'a pas varié fortement entre le début et la fin du même test, a cependant varié entre deux répétitions.

Tableau 9.2 : Concentrations létales médianes du fénitrothion vis-à-vis de *O. niloticus* à différentes périodes d'exposition. L'intervalle de confiance à 95 % est indiqué entre parenthèses.

Période (H)	CL50 (mg/l)		
	Série I	Série II	Moyenne géométrique
24	11,05 (8,73-93,98)	14,73 (12,72-17,06)	12,76
48	7,39 (5,84-9,35)	7,58 (6,59-8,72)	7,48
72	6,15 (4,86-7,77)	6,19 (5,32-7,20)	6,17
96	5,30 (4,17-6,72)	5,15 (4,47-5,92)	5,22

Tableau 9.3 : Concentrations létales médianes du chlorpyrifos vis-à-vis de *O. niloticus* à différentes périodes d'exposition. L'intervalle de confiance à 95 % est indiqué entre parenthèses

Période	Période				Moyenne
	Série I	Série II	Série III	Série IV	
24	0,8 (0,73 - 0,8)	0,75 (0,96 - 1,37)	1,15 (1,15 - 1,57)	1,35 (1,15 - 1,57)	0,96
48	0,46 (0,42 - 0,52)	0,48 (0,4 - 0,58)	1 (0,87 - 1,15)	1,15 (0,85 - 1,55)	0,71
72	0,35 (0,3 - 0,41)	0,38 (0,32 - 0,45)	0,89 (0,79 - 0,99)	1,01 (0,84 - 1,22)	0,59
96	0,32 (0,28 - 0,36)	0,28 (0,22 - 0,35)	0,66 (0,54 - 0,79)	1 (0,84 - 1,2)	0,49

## DISCUSSION

### Conformité aux normes

Ces tests ont été conduits selon le principe de l'OCDE (1992). Il existe cependant certains points pour lesquels ce principe n'a pas été respecté. Il s'agit de la charge préconisée en poisson dans les milieux d'essai et la taille de ces derniers. Le caractère préliminaire de ces essais nous a obligé à utiliser des poissons plus grands et par conséquent d'augmenter la charge.

Selon la norme, les mesures des paramètres physico-chimiques devront être faites aussi bien dans les témoins que les milieux contaminés. Pour éviter d'éventuelles réactions sur les sondes de mesure et afin d'éviter des contaminations des différents milieux, des mesures n'ont été réalisées que dans les témoins.

### Comparaison avec les tests standard

L'Annexe 9.1 résume les  $CL_{50}$  (96h) trouvées dans la littérature résultantes des tests de toxicité du chlorpyrifos et du fénitrothion sur plusieurs espèces de poisson d'eau douce ou d'eau salée dans des conditions de tests variés.

Le chlorpyrifos avec une  $CL_{50}$  (96 h) comprise entre 0,28 et 1 mg/l s'est avéré plus toxique sur *O. niloticus* que le fénitrothion ( $CL_{50}$  entre 5,15 et 5,30 mg/l) dans nos tests. El-Refai *et al.* (1976) ont trouvé des  $CL_{50}$  (72 h) de 151  $\mu\text{g/l}$  qui atteste d'une forte toxicité du chlorpyrifos. Cette toxicité est confirmée par les données de la littérature concernant des espèces standard.

Il ressort donc de la grande sensibilité des autres espèces standard par rapport à *O. niloticus* vis-à-vis du chlorpyrifos. Les  $CL_{50}$  du chlorpyrifos sur *Salmo gairdneri* à 24h, 48h et 96h dans différentes expérimentations sont respectivement 7-110 $\mu\text{g/l}$ , 5-50 $\mu\text{g/l}$  et 3-10 $\mu\text{g/l}$ . Dans nos expérimentations, les  $CL_{50}$  sont toutes supérieures à 200  $\mu\text{g/l}$ . Quand on sait que la toxicité du chlorpyrifos vis-à-vis des poissons varie considérablement en fonction de l'espèce, de la taille des individus et de la température (Canton *et al.* 1991), on pourrait s'étonner de la faible toxicité du chlorpyrifos vis-à-vis de l'*O. niloticus* dans nos essais. Apparemment les influences nettes (de la taille et de la température) ont amoindri les effets.

Les espèces les plus sensibles au chlorpyrifos sont *Lepomis macrochirus*, dans les eaux douces (annexe 9.1), *Menidia sp.* dans les eaux salées (annexe 9.2) tandis que les moins sensibles sont *Gambia affinis* et *Ictalurus punctatus* pour les eaux douces et *Cyprinodon variegatus* pour les eaux salées. Parmi ces différentes espèces, l'*O. niloticus*, pour cette taille, est l'espèce la moins sensible.

Les résultats avec le fénitrothion sont conformes à ceux de El-Sheakh *et al.* 1990 qui ont trouvé une  $CL_{50}$  (96 h) de 5,96mg/l sur *Tilapia nilotica* contre 5,30 mg/l dans nos essais. Ils se rapprochent plus des résultats trouvés par Sanders *et al.* (1983) avec le fénitrothion (UL, 93 %) sur des espèces de poisson très couramment utilisés dans les tests de toxicité (Annexe 9.3). Le fénitrothion est modérément toxique vis-à-vis de l'*O. niloticus*. Sur "rainbow trout" (*Salmo gairdneri*), "bluegill" (*Lepomis macrochirus*), "channel catfish" (*Ictalurus punctatus*) et sur "fathead minnow" (*Pimephales promelas*), les  $CL_{50}$  (96h) trouvées sont respectivement 1900 - 2500 - 7600 et 4300  $\mu\text{g/L}$  (Barron et Woodburn 1995). Les tests ont été conduits à 22°C à l'exception du *S. gairdneri* (17°) et la taille des poissons n'a pas été mentionnée (Annexe 9.3).

## CONCLUSION

Les résultats obtenus au cours de ces expérimentations sont homogènes et reproductibles. Les répétitions des tests avec chacun des deux pesticides ont abouti à des  $CL_{50}$  similaires. Il est donc possible d'entreprendre des tests de toxicité avec *O. niloticus* qui est disponible en toute saison, et qui est relativement facile à élever dans des bassins artificiels peu onéreux.

Le fénitrothion est modérément toxique envers *O. niloticus* ; tandis que le chlorpyrifos est très toxique selon la classification de la toxicité des substances sur les organismes aquatiques de Canton *et al.* (1991)

## RECOMMANDATIONS

Il serait souhaitable d'entreprendre des études de disparition des pesticides afin de quantifier le niveau réel de l'exposition.

Il serait également souhaitable d'étudier la variabilité de la sensibilité de l'*O. niloticus* d'une année à l'autre et à différentes périodes de l'année. Ceci peut être envisagé en évaluant la sensibilité de l'*O. niloticus* vis-à-vis d'une substance de référence stable comme le dichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ .)

Les tests ont été conduits avec des juvéniles de poids moyen de 9 g. Des tentatives d'amélioration de la survie au laboratoire des juvéniles de plus petite taille devront être menées pour disposer d'alevins satisfaisants aux directives de l'ASTM (1989)

Les tubes d'aération de même que les pierres poreuses utilisés devront être modifiés pour éviter tout biais que pourrait causer leur présence. Ils peuvent en effet adsorber les pesticides organophosphorés qui non seulement seront difficiles à nettoyer proprement mais aussi influent sur la disponibilité des substances à tester dans les milieux d'essai. Les tuyaux devront être en téflon, et les pierres poreuses remplacées par des pipettes Pasteur.

## REFERENCES

- ASTM (1989) Standard guide for conducting acute toxicity tests with fishes, Macroinvertebrates and amphibians. Designation: E 729-88a. American Society for Testing and Materials, Philadelphia
- Barron MG et Woodburn KB (1995) Ecotoxicology of chlorpyrifos. in Ware GW Reviews of Environmental contamination and toxicology 144 : 93 p
- Canton JH, Linders JBHJ, Luttk R, Mensink BJVG, Panman E, van de Plassche, Sparenburg PM et Tuinstra J(1991) Catch-up operation on old pesticides: an integration. report n° 678801002, RIVM, Biltoven, the Netherlands
- Daget J et Durand JR (1982) Les poissons dans Durand JR et Lèveque C (eds) Flore et faune aquatique de l'afrique sahelo-soudanienne. tome 2. ORSTOM. Paris.
- Diallo AO et LahrJ (1996) La mortalité des poissons au Ngalanka. Document interne du Projet Locustox, Dakar, Sénégal.
- El-Sheakh, AA, AA Khatter, MZ Hussein, and MK El-Shemi (1990) Toxicity of Five Insecticides to Tilapia fish, Egypt. J Appl. Sci. 5 (4) : 34-40.
- El-Refai, A, FA Fahmy, MFA Abdel-Lateef, and AKE Imam (1976) Toxicity of Three Insecticides to Two Species of Fish Int. Pest Control 18 (6) : 4-8.
- Hugues NF(1986) Changes in the feeding biology of the Nile perch, *Lates niloticus*(L) (Pisces:Centropomidae), in lake Victoria, East Africa since introduction in 1960, and its impact on the native fish community of the Nyanza Gulf. dans J Fish biol 29 : 541 - 548
- Kodling J (1993) Population dynamics and live- history styles of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Ferguson's Gulf, Lake Turkana, Kenya. dans Env. Biol. of Fishes 37 : 25 - 46
- Kooijman SALM (1993) Parametric analysis of mortality rates in bioassays. Water Res 15:107-119
- Lahr J et Banister K (1997) Effects of insecticides used in Desert Locust on the aquatic fauna of the Senegal River system. In Remane K. (ed.) African inland fisheries, aquaculture and the environment. Fishing News Books, Blackwell Scientific Ltd, Oxford, pp. 150-165.
- OCDE (1992) Fish acute toxicity test OCDE Guidelines for testing of chemicals, norme 203 du 17/07/92, 9 pp.
- Sanders HO, Finley MT et Hunn JB (1983) Acute Toxicity of Six Forest Insecticides to Three Aquatic Invertebrates and Four Fishes Technical Papers of U.S. Fish and Wildlife service. Washington, DC
- Sprague JB(1973) The ABC's of Pollutant bioassay using fish in biol. Methods for the assement of water quality ASTM STP 528, American society for testing and methods. pp6 - 30
- Strauss DLet Chambers JE (1995), Inhibition of acetylcholinesterase and aliesterase of fingerling channel catfish by chlorpyrifos, parathion, and S,S,S-Tributyl phosphorotrithioate in aquatic toxicology 33, 311-324
- Teugels GG et DFE Thys van den Audenaerde (1992). Cichlidae dans Lèveque C, Paugy D Teugels GG (Eds) faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'afrique de l'Ouest. Tome 2. Orstom. Paris
- Tomlin C (1994) Pesticide manual incorporation the agrochemicals Handbook Tenth edition. British Crop Protection Council, 1341 p.
- van der Wel et Welling W (1989) Inhibition of acetylcholinesterase in guppies (*Poecilia reticulata*) by chlorpyrifos at sublethal concentration methodological aspects dans Ecotoxicol Environ Saf 17: 205-215.

**Annexe 9.4 : Composition de l'aliment poisson " NUTRAFIN "**

Farine de poisson, Plancton, Farine de crevettes, Farine de soya,  
Plante aquatique comestibles, Varech, Farine d'avoine, Levure,  
Farine de mourue, Fois de poisson, Chlorophylle.

Vitamine A	400,000 U.I/kg
Vitamine D	40,000 U.I/kg
Vitamine E	1,600 mg/kg
Vitamine B	300,000 mg/kg
Vitamine B	520 mg/kg
Vitamine B <sub>6</sub>	160 mg/kg
Vitamine B <sub>12</sub>	0,40 mg/kg
Acide folique	60 mg/kg
Vitamine D-acide pantothenique 10 mg/kg	
Vitamine C	2,000 mg/kg
Inositol	2,000 mg/kg
boitine	400 mg/kg
Niacine	1,600 mg/kg

## **CHAPITRE 10 :**

### **Tests de toxicité au laboratoire de huit acridicides vis-à-vis de *Oreochromis niloticus* (Pisces, Cichlidae)**

*Alpha Oumar DIALLO, Mouhamadou DIAGNE,  
Khalifa Babacar NDOUR et Joost LAHR*

## **RESUME**

Des pesticides recommandés par la FAO /PRG pour la lutte antiacridienne ont été expérimentalement testés au laboratoire sur des juvéniles de poisson de *Oreochromis niloticus* (longueur moyenne de  $4,07 \pm 0,53$  cm ; poids moyen de  $2,40 \pm 0,07$  g). Il s'agit du bendiocarbe, du chlorpyrifos, de la deltaméthrine, du fénitrothion, de la lambda-cyhalothrine, du malathion et du fipronil tous de formulation ULV et du diflubenzuron de formulation ODC.

Les tests de toxicité aigus réalisés selon la procédure semi-statique ont donné les  $CL_{50}$  (96h) et l'ordre de toxicité croissant suivant : diflubenzuron ( $568000 \mu\text{g l}^{-1}$ ) < fénitrothion ( $2505 \pm 100 \mu\text{g l}^{-1}$ ) < chlorpyrifos ( $830 \pm 240 \mu\text{g l}^{-1}$ ) < malathion ( $530 \pm 268 \mu\text{g l}^{-1}$ ) < lambda-cyhalothrine ( $229 \pm 6 \mu\text{g l}^{-1}$ ) < fipronil ( $42 \pm 2 \mu\text{g l}^{-1}$ ) < bendiocarbe ( $40 \pm 4 \mu\text{g l}^{-1}$ ) < deltaméthrine ( $31 \pm 4 \mu\text{g l}^{-1}$ )

La comparaison avec la concentration estimée dans l'environnement montre que les pesticides utilisés dans les programmes de lutte contre les criquets peuvent, à des degrés divers constituer une menace réelle à l'égard des organismes aquatiques. Selon la classification de Canton *et al.* (1991) les risques sont en effet "présents" avec le bendiocarbe, "petits" avec le fénitrothion, le chlorpyrifos, le malathion, la deltaméthrine, la lambda-cyhalothrine et le fipronil. Ils sont par contre "négligeables" avec le diflubenzuron.

## INTRODUCTION

La lutte chimique constitue toujours, la méthode de lutte la plus utilisée dans l'agriculture et en horticulture au Sahel, malgré les effets néfastes connus ou supposés sur l'environnement. Pendant les invasions généralisées du criquet pèlerin, *Schistocerca gregaria*, elle s'effectue le plus souvent par voie aérienne et à grande échelle.

L'opinion publique est aujourd'hui très préoccupée par les effets à long terme des pesticides sur l'environnement et la biodiversité. Leur utilisation est d'autant plus problématique qu'elle se fait souvent abusivement sous le coup de la panique. Dans le cadre de son programme de lutte antiacridienne, la FAO a préconisé l'utilisation d'un certain nombre d'acridicides avec une recommandation sur les doses opérationnelles pour réduire les effets négatifs. Il s'agit de huit pesticides qui, nous supposons, présentent moins de risques sur l'environnement sahélien.

En pratique, leur utilisation engendre inévitablement des effets indésirables parce que plusieurs organismes cohabitent avec les ravageurs dans les niches écologiques terrestres et aquatiques.

La lutte antiacridienne n'est pas pratiquée en principe dans le milieu aquatique. Mais le recours systématique aux insecticides peut engendrer sa contamination sous plusieurs formes, surtout quand les applications sont effectuées dans leur voisinage immédiat. Une contamination même indirecte de ce type d'écosystème où certains organismes non cibles sont très sensibles reste très préjudiciable. Il a été prouvé que l'action de certains pesticides sur des insectes aquatiques non cibles peut être très sévère (Lahr *et al.* 1998). Il est donc opportun d'évaluer le risque que représente la présence de ces pesticides dans l'environnement aquatique. Dans cette étude, il s'agit d'évaluer le risque en milieu naturel sur une espèce de poisson. Cette évaluation a été faite selon la classification de Canton *et al.* (1997), indépendamment des conditions naturelles et aux vues seules des  $CL_{50}$  (24 h). Les résultats compléteront les effets déjà connus sur les invertébrés aquatiques des mares temporaires mis en évidence par Lahr et Diallo (1997).



## OBJECTIFS

Il est envisagé ici, de déterminer la toxicité aiguë sur une espèce indigène et utilisée dans la pisciculture *Oreochromis niloticus* (Pisces, Cichlidae) et ensuite d'évaluer le risque que représente pour les poissons chacun des pesticides : le fénitrothion, le malathion, le chlorpyrifos, la deltaméthrine, la lambda-cyhalothrine, le bendiocarbe, le diflubenzuron et le fipronil. Ils appartiennent à diverses familles chimiques et font partie de la liste n° 1 du comité consultatif des pesticides pour la lutte antiacridienne (FAO 1996).

La connaissance pour chaque pesticide des  $CL_{50}$  (24h), (48h), (72h) et (96h) permettra d'établir un classement suivant leur toxicité vis-à-vis de *O. niloticus*. Les résultats seront comparés avec ceux obtenus sur une espèce des zones tempérées (*Salmo gairdneri*) afin de voir s'il est possible de prédire les effets sur une espèce indigène à partir des données des études antérieures réalisées sur une des espèces standard de toxicité.

## MATERIELS ET METHODES

### Insecticides utilisés

Dans cette étude, trois organophosphorés, (fénitrothion, malathion, et chlorpyrifos), deux pyréthrinoïdes de synthèse (deltaméthrine, lambda-cyhalothrine), un carbamate (bendiocarbe), un phényl-pyrazole (fipronil) et un benzoyl-urée (diflubenzuron) ont été utilisés. Ils sont présentés dans le tableau 10.1 ci-après.

Tableau 10.1 : Présentation des pesticides utilisés

MATIERE ACTIVE	GROUPE CHIMIQUE	NOM COMMERCIAL	CONC. (g M.A./L)	FORMULATION	FIRME	DATE OBTENTION	N° DU LOT.
fénitrothion	OP	Sumithion <sup>®</sup>	500	ULV	Sumitomo Japon	1994	4853S31
chlorpyrifos	OP	Durban <sup>®</sup>	225	ULV	Dow Elanco UK	1994	IB05272012
malathion	OP	Fyfanon <sup>®</sup>	1230	ULV	Chemnova Danemark	1994	sans
bendiocarbe	CB	Ficam <sup>®</sup>	200	ULV	AGREVO UK	1994	FQ1003N1
deltaméthrine	PY	Decis <sup>®</sup>	75	ULV	AGREVO France	1994	1,7x0206
lambda-cyhalothrine	PY	Karaté <sup>®</sup>	40	ULV	ZENECA Cote d'Ivoire	1995	F95/-/128MB
diflubenzuron	BU	Dimilin <sup>®</sup>	450	ODC	Uniroyal Chem. Pays-Bas	1990	39451
fipronil	PP	Regent <sup>®</sup>	20	ULV	Rhône-Poulenc France	1995	OP940419

OP= Organophosphoré, CB = carbamate, PY = Pyréthrinoïde, BU = benzoyl-urée, PP = phényl pyrazol

### Le fénitrothion

Le fénitrothion (*O,O-Dimethyl O-(4-nitro-m-tolyl) phosphorothioate*), appartient à la famille des organophosphorés (OPs). Ce sont des inhibiteurs de l'acétylcholinestérase (AChE), l'enzyme essentiel à la transmission de l'influx nerveux parasynapsique.

L'AChE est responsable de la dégradation de l'acétylcholine, substance neurotransmetteur, au même titre que la noradrénaline excrétée au niveau de la jonction synaptique neuromusculaire. Les OPs se combinent à cet enzyme et bloquent son activité. Parallèlement, la quantité d'acétylcholine s'accumule à des niveaux toxiques pour les insectes et les mammifères dans les terminaisons nerveuses, maintenant ainsi les muscles sous tension.

Le fénitrothion agit par contact et par ingestion. Il est l'insecticide le plus utilisé au Sénégal. Lahr (1990), Banister (1990) et Lahr & Banister (1997) ont prouvé qu'à des doses opérationnelles, ses effets biologiques sur les étangs peuvent être très sérieux, notamment chez les crustacés.

### Le malathion

Le malathion (*O,O Dimethyl S-(1,2-Dicarbethoxyethyl) Dithiophosphate*) est le second OPs du groupe. Il possède un large spectre d'action et agit par contact, par ingestion et par inhalation. Il est utilisé pour contrôler une large gamme d'insectes : des ravageurs des cultures et des agents responsables des maladies affectant les animaux et les hommes (Prakash et Narayana 1992).

### Le chlorpyrifos

Le chlorpyrifos (*O,O-Diethyl O-3, 5, 6 - Trichloro - 2 - Pyridyl Phosphorothioate*), est également de la famille des OPs. C'est un insecticide non systémique de contact. Ses effets sur les invertébrés aquatiques et sur les poissons ont été l'objet d'investigations de Lahr (1990) et Banister (1990) dans les périmètres irrigués de la Compagnie Sucrière Sénégalaise et de Diallo *et al.* (1998) sur le poisson

au laboratoire.

Il a un large spectre d'action et est utilisé contre un large éventail d'insectes (coléoptères, lépidoptères, homoptère etc.). C'est un insecticide très toxique vis-à-vis des mammifères, les crustacés et les poissons.

#### **Le bendiocarbe**

Le bendiocarbe (*2,2 Dimethyl-1, 3- benzodranol-4-YL- Methyl*), appartient à la famille des carbamates et présente une double action : contact et ingestion. Son mode d'action est identique à celui des OPs et consiste en une inhibition de l'activité cholinestérasique (Marty *et al.* 1993) et d'autres estérases.

Le bendiocarbe est de plus en plus utilisé, du fait de sa rapide décomposition en milieu aquatique qui atténue les effets écologiques à long terme (Magallona 1989). Il est cependant très rémanent dans les mares temporaires (Lahr *et al.* 1998)

#### **La deltaméthrine**

La deltaméthrine (*5)-Cyano-3- Phenoxybenzyl (1R,3R)-3-2(2,2- Dibromovinyl)-2,2 - Dimethyl Cyclopropane Carboxylate*) est de la famille des pyréthriinoïdes. Ce sont des substances neurotoxiques qui agissent sur le système nerveux en ralentissant la fermeture des canaux sodiques des fibres nerveuses. Selon Bradbury et Coats (1989), les pyréthriinoïdes provoquent des décharges répétitives sur les fibres nerveuses, en maintenant ouverts les canaux à sodium. Il s'ensuit une modification du potentiel d'action des fibres nerveuses et une perturbation de la propagation de l'influx nerveux. Il a été établi que les pyréthriinoïdes du type II, comme la deltaméthrine agissent sur les potentiels membranaires, les canaux  $Ca^{++}$  et  $K^+$ , les canaux chlore GABA (acide gamma-aminobutyrique) dépendants et  $Ca^{2+}$  - ATPase (Yamamoto *et al.* 1987 , Bradbury et Coats 1989).

La deltaméthrine est un insecticide non systémique qui agit par contact et par ingestion. Comme la plupart des pyréthriinoïdes, elle a des effets répulsifs et est dotée d'un large spectre d'action. Elle est également dotée d'une action immunodépressive en abaissant le taux des agglutinines du système immunitaire (Lukowicz et Krechniac 1992).

#### **La lambda-cyhalothrine**

La lambda-cyhalothrine (*s)-cyano-3 - phenoxybenzyl (z) - (1R,3R)-3-(2-chloro-3, 3, 3-trifluoropropenyl)-2-2 - Dimethyl Cyclopropane-Carboxylate*), est également une pyréthriinoïde. Elle est un insecticide non systémique à très large spectre d'action qui agit par contact. Elle présente un effet "knock down" jumelé à une longue action résiduelle (Tomlin 1994).

#### **Le fipronil**

Le Fipronil appartient à la nouvelle famille des phénylpyrazoles. Il possède une double action de contact et d'ingestion et montre dans certains cas des propriétés systémiques. Il agit sur le système nerveux des insectes et d'autres organismes, plus précisément au niveau du système GABA (Hamon 1995). Son mode d'action serait lié au blocage des canaux chlorés régulés par le système GABA.

#### **Le diflubenzuron**

Le diflubenzuron (*1-(4-Chlorophenyl)-3-(2,6- Difluorobenoyl) Urée*), est un dérégulateur de croissance appartenant à la famille des benzoyl-urées. Il est efficace par ingestion et par contact. Le diflubenzuron inhibe la chitine synthétase et par voie de conséquence perturbe la formation du tissu endocuticulaire empêchant ainsi la formation de la mue des invertébrés donc peu toxique pour les vertébrés.

#### **Matériel biologique**

Dans cette étude, nous avons utilisé une espèce de poisson d'eau douce et saumâtre *Oreochromis niloticus* (L.) appartenant à la famille des Cichlidae. Les espèces du genre *Oreochromis* ont été d'abord décrites dans le genre *Tilapia*. Cette espèce ne figure pas sur la liste des espèces recommandées par les normes directives comme l'OCDE (1992) ou l'ASTM (1989) mais elle pourrait devenir, compte tenu des qualités suscitées, une espèce standard pour les tests de toxicité sur les poissons en zone sahéenne.

Les poissons ont été fournis pendant la saison des pluies entre août et octobre 1996 par une ferme piscicole semi-intensive basée à Richard-Toll où ils sont régulièrement élevés dans des bassins artificiels de 25 m<sup>2</sup> et de 1,15 m de profondeur.

Ils ont été pêchés à l'aide d'un filet maillant de 14 mm et sont transportés jusqu'au laboratoire dans une cage spéciale de 200 litres percée de deux trous d'aération. A travers ces trous, il passe des tuyaux des pompes d'air qui grâce à la batterie du véhicule assurent l'oxygénation de l'eau pendant le transport.

Pour tous les tests les poissons sont d'un poids moyen de  $2,4 \pm 0,70$  g et de taille moyenne (longueur standard) de  $4,07 \pm 0,53$  cm.

#### **Conditions d'acclimatation et d'essai**

Les poissons ont été acclimatés pendant 7 jours au moins dans des aquariums en verre de 40 ou de 100 litres avec une aération suffisante et continue. L'eau de ces aquariums est la même que celle des milieux d'essai. L'eau est tirée d'un puits qui après des tests de vérification, est exempt de composantes toxiques tels que le cuivre, les nitrites, les chlorines et les chloramines. L'acclimatation s'est déroulée dans le laboratoire climatisé avec des conditions de  $28,4 \pm 1,0$  °C, avec une exposition quotidienne de 12 heures à la lumière du jour.

Pendant toute la durée de l'acclimatation les restes d'aliment et les déjections sont quotidiennement retirées des aquariums. Ces derniers sont ensuite remplis d'une nouvelle eau. Les poissons blessés ou présentant des signes ou des comportements anormaux sont systématiquement retirés du lot.

Les poissons sont nourris à volonté pendant toute la durée de l'acclimatation avec un aliment à base de son de blé fabriqué par les moulins Sentenac. Le même aliment était donné pendant la période d'alevinage. Le réajustement qualitatif de la ration s'est fait par l'ajout d'une nourriture de base pour poissons tropicaux : NUTRAFIN<sup>®</sup> dont la composition est annexée à ce document (voir Chapitre 9).

A la veille du test, les milieux d'essai devant recevoir les poissons sont mis en place et aérés pendant 12 heures au moins afin de leur assurer un niveau d'oxygénation suffisant au départ du test.

La méthode utilisée est la ligne directive 203 de l'OCDE (1992) prescrite pour la détermination des effets aigus des substances chimiques chez les poissons. Nous avons opté pour la méthode semi-statique avec un renouvellement des milieux d'essai toutes les 24 heures afin d'assurer au moins 80 % de la concentration nominale du pesticide pendant toute la période d'essai.

#### **Protocole des tests de toxicité**

##### ***Solvant utilisé***

Du fait de leur faible solubilité dans l'eau, les pesticides ont été préalablement dissous dans l'acétone pour préparer des solutions mères utilisées dans les essais.

L'acétone est l'un des solvants les plus utilisés dans les tests de toxicité. Cependant les solvants sont aussi des xénobiotiques ; ils ne sont pas dépourvus de pouvoir toxique. Il a été démontré par exemple que de petites concentrations d'acétone peuvent causer une baisse du taux d'oxygène dissous dans les milieux d'essai (Van der Wel et Welling 1989). C'est pour cette raison que des témoins avec acétone ont été mis en place au début de ces séries de tests.

##### ***Dilution***

Pour la détermination des relations effets - doses, les solutions du pesticide à tester ont été préparées par dilution dans l'acétone de la solution mère. Les différentes solutions sont préparées de telle sorte qu'un (1) millilitre de solution, apporte la quantité de matière active nécessaire pour donner la concentration désirée dans le milieu d'essai. Il est préparé autant de dilutions que de concentrations à tester.

### **Concentrations**

Un test préliminaire a permis de situer l'intervalle pour la détermination des relations doses-effets de chaque pesticide sur le poisson. La concentration équivalente à 10 fois la  $CL_{50}$  trouvée dans la littérature ( $CL_{50}$  médiane) pour chaque pesticide vis-à-vis d'une espèce de poisson à défaut d'une espèce du genre *Oreochromis* était considérée dans le test préliminaire comme la concentration maximale (si elle ne dépassait pas la solubilité du pesticide dans l'acétone). La concentration minimale était alors le dixième de la concentration médiane. Quatre concentrations à croissance logarithmique choisies entre ces deux concentrations extrêmes ont permis de déterminer, dans un premier temps, la plus faible concentration provoquant 100 % de mortalité en 96 heures.

Six (6) autres concentrations d'une série géométrique plus un témoin acétone choisi sur la base des résultats préliminaires, ont été choisies pendant les tests définitifs pour déterminer la  $CL_{50}$ . Elle correspond à la concentration du pesticide qui entraîne 50 % de mortalité dans la population de poissons pendant une période d'exposition définie.

### **Exposition**

Les poissons ont été exposés dans des bâteaux en verre remplis de 10 litres d'eau pour une durée de 96 heures. Dans chaque récipient, 10 alevins ont été introduits. Ce qui correspond à une charge de 10 g de poisson par litre d'eau. La charge préconisée par l'OCDE (1992) est de 1g/l; 0,8 g/l par l'ASTM (1989).

Les poissons sont au hasard, délicatement transférés dans les milieux d'essai regroupés dans un endroit du laboratoire isolé de toute action susceptible de modifier le comportement du poisson. A toutes les 24 heures la mortalité est évaluée. Un poisson est considéré comme étant mort si l'attouchement du pédoncule caudal ne provoque aucune réaction. Les poissons morts sont retirés aussitôt afin d'éviter toute modification des paramètres du milieu d'essai par le processus de décomposition.

### **Observation du comportement des poissons**

Tout au long de ce travail, les états généraux concernant le comportement des poissons par l'observation visuelle ont été notés durant l'expérimentation.

### **Calcul des $CL_{50}$**

A partir des résultats des tests de toxicité, les concentrations létales ont été déterminées à l'aide d'un logiciel d'analyse paramétrique log-logit dénommée  $CL_{50}$  RIZA selon la méthode de Kooijman (1981). Nous avons calculé les  $CL_{50}$  (24h), (48h), (72h), et (96h) de chaque substance pour l'espèce testée.

## RESULTATS

### Les Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 10.2 récapitule les valeurs moyennes enregistrées du pH, de la conductivité, du taux d'oxygène dissous (OD) et de la température dans les milieux d'essai. Le début (D), caractérise le milieu d'essai qui reçoit les poissons avant la contamination, et la fin (F) le même milieu après une exposition de 24 heures.

Le pH n'a pas varié et est resté proche de la neutralité. Les variations moyennes du pH obtenues au début et à la fin des tests sont respectivement de  $7,2 \pm 0,4$  et  $6,9 \pm 0,9$ .

La conductivité de l'eau a connu en moyenne, une légère augmentation (+7%) entre le début et la fin des tests. Au début, la moyenne pour tous les tests est de  $215 \pm 5 \mu\text{S/cm}$ , puis elle passe à  $233 \pm 7 \mu\text{S/cm}$  à la fin. Les déjections des poissons sont à l'origine de ce fait.

Le taux d'oxygène dissout est en moyenne de  $87 \pm 1 \%$  au début. A la fin des tests, ce taux passe à  $68 \pm 1 \%$ , soit une baisse de 19 % du taux initial. Aucune baisse de plus de 60 % n'a été enregistrée, ce qui signifie que l'oxygène n'a pas été un facteur limitant pour les organismes.

La variation de la température enregistrée est insignifiante au cours d'un même test. Dans les milieux d'essai, au début et à la fin des répétitions, les moyennes sont respectivement de  $27,3^\circ\text{C} \pm 0,2$  et  $27,4^\circ\text{C} \pm 0,2$ . Ces températures sont représentatives des températures ambiantes dans l'environnement pendant les traitements antiacridiens. D'un test à un autre les différences constatées peuvent être significatives. La différence maximale enregistrée est de  $2,1^\circ\text{C}$ . Elle est constatée entre la deuxième répétition du bendiocarbe et l'unique répétition du diflubenzuron. Globalement la variation des conditions physico-chimiques dans nos milieux d'essais entraîne sans doute une biodisponibilité différente des pesticides. La toxicité des pesticides trouvées dans cette étude ne peut être que relative.

Tableau 10.2 : Moyenne des mesures des paramètres physico-chimiques enregistrés.

Pesticide	Date	pH		Cond. ( $\mu\text{S/cm}$ )		Oxygène (%)		Température ( $^\circ\text{C}$ )	
		D	F	D	F	D	F	D	F
FEN	01/10/9	7,2	6,8	215,5	243,7	89,0	66,0	26,8	27,4
CHL	14/10/9	7,2	6,8	230,0	262,0	101,0	70,0	27,8	28,4
MAL1	31/08/9	-	-	-	-	-	-	-	-
MAL2	09/09/9	7,2	7,2	198,5	226,5	80,0	61,0	27,3	27,3
BEN1	06/10/9	7,2	6,7	238,3	229,0	85,0	64,0	28,0	27,3
BEN2	12/10/9	7,1	6,7	221,3	241,0	85,5	71,0	28,2	27,8
DEL1	18/07/9	7,2	7,0	199,7	225,0	90,0	74,0	27,2	27,2
DEL2	23/07/9	-	-	-	-	-	-	-	-
LAM1	19/07/9	7,4	7,3	198,2	211,0	87,2	81,2	27,0	27,4
LAM2	25/08/9	7,2	7,1	212,5	216,3	89,6	79,5	27,1	27,3
FIP1	06/10/9	7,3	7,1	212,0	237,5	79,5	57,0	27,1	27,3
FIP2	19/10/9	7,1	6,7	230,0	244,0	82,5	56,3	27,1	27,1
DIF	19/10/9	7,1	6,9	230,0	255,0	90,3	68,0	25,9	26,7

La défaillance de la sonde de mesure n'a pas permis l'enregistrement des paramètres physico-chimiques de la première et de la seconde répétition, respectivement du test avec le malathion et la deltaméthrine.

FEN = fénitrothion, CHL = chlorpyrifos, MAL1 = malathion série 1, BEN1 = bendiocarbe série 1  
DEL 1 = deltaméthrine série 1, LAM1 = lambda-cyhalothrine série 1, FIP1 = fipronil série 1 et DIF = diflubenzuron

### Corrélation entre la taille et le poids des alevins.

La taille moyenne des alevins est évaluée à travers un échantillon de 10 individus. Pour une plus grande précision des mensurations, tous les poissons devraient être individuellement pris. La trop grande manipulation et le temps de séjour hors de l'eau que cela exigerait affecteraient l'état général des poissons. Le souci de causer le moins de stress possible aux poissons et de simplifier les manipulations nous a emmené à chercher une relation entre le poids et la taille des poissons. Une corrélation significative ( $R=0,97$ ) entre la taille et le log du poids vif est trouvée à partir d'un échantillon de 10 individus (figure 10.1). Ainsi la mesure d'un de ces deux paramètres pourra servir à estimer le second. Les poids des alevins morts dans les nuits et dont la putréfaction est assez avancée pourront de cette manière être plus rigoureusement estimés.

$$\log(\text{poids en g}) = 0,26 \times \text{taille (en mm)} - 0,91$$

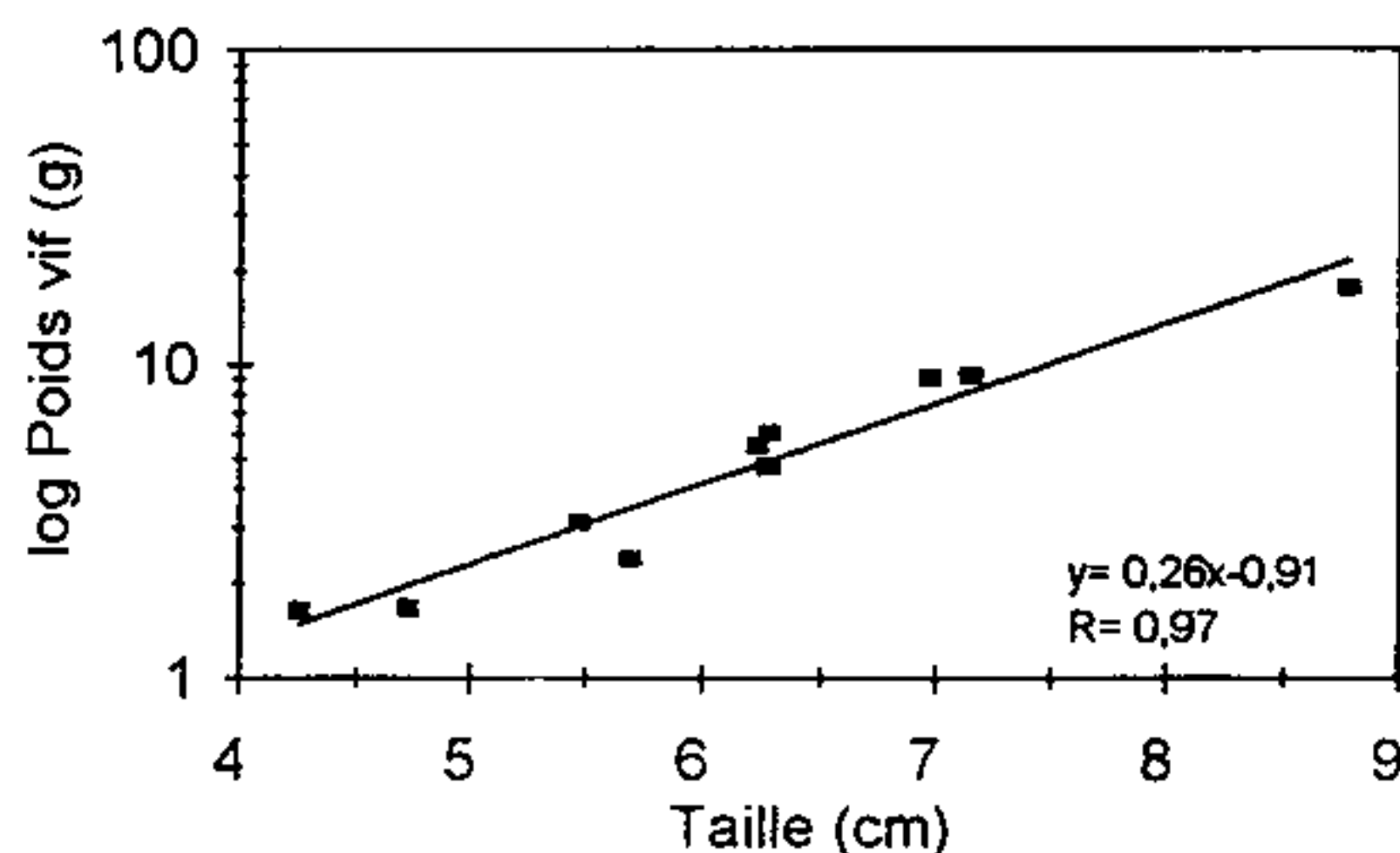


Figure 10.1 : Corrélation entre la taille et le logarithme du poids vif de *Oreochromis niloticus*

### Comportements des organismes exposés aux pesticides

Juste après la contamination, les poissons exposés ont montré par opposition aux témoins, des changements de comportement qui peuvent être classés en quatre catégories distinctes qui ne seront pas décrites selon la chronologie de leur apparition : l'hyperactivité, la perte de l'équilibre, la lenteur de la nage et le changement de couleur.

#### L'hyperactivité

Une activité plus intense est observée chez les poissons exposés aux pesticides, juste après la contamination du milieu d'essai. Cela se traduit par une nage très agitée et plus rapide ; les poissons s'apercevant de la modification brusque du milieu d'essai semblent chercher visiblement à le quitter.

#### La perte de l'équilibre

Dans cet état, les poissons perdent leur équilibre et nagent d'une manière désordonnée : soit, ils nagent sur un des côtés ou le ventre en l'air, soit dans une position verticale avec la tête en haut et la queue en bas comme s'ils "se tenaient debout" sur la nageoire caudale. Les poissons se tiennent difficilement sur place ; ils chutent verticalement au fond des bâteaux puis tentent de remonter à la surface.

### La lenteur de la nage

Les poissons, se regroupent et nagent pratiquement sur place. Leur capacité à fuir est pratiquement anéantie. Ils sont plus facilement capturés lors des transferts dans d'autres milieux.

### Le changement de couleur

C'est l'une des premières réponses des poissons après une contamination à des moyennes ou fortes concentrations. Les poissons deviennent plus sombres, les stries latérales caudales et du corps deviennent plus visibles. Cet état vraisemblablement, constitue une réaction de stress. Cette réaction était plus accentuée dans le cas des pyréthrinoïdes (deltaméthrine et lambda-cyhalothrine).

Ces observations ont été également faites par plusieurs auteurs. Il s'agit de Johnson et Toledo (1993) chez *Hyphessobrycon bifasciatus* et *Brachydanio rerio* exposés à l'endosulfan, tout comme Sakr et Gabi (1992) ; Herzberg (1987) chez *T. nilotica* (*O. niloticus*), et Ram et Gopal, (1991) chez le poisson chat (*Ictalurus punctatus*) exposé au fénitrothion.

### Tests de toxicité

Plusieurs tentatives d'analyse de résidus ont abouti à des résultats inexploitable (Diallo *et al.* 1998, Marquenie et Schuiling 1997). Cette fois encore, les résultats des analyses n'ont pas été pris en compte du fait que la procédure d'opération des analyses n'est pas encore tout à fait standardisée.

Le tableau 10.3 indique les valeurs des CL<sub>50</sub> et leur intervalle de confiance correspondant. Les données brutes de tous les tests traduisant une logique relation dose-effet, ont été rassemblées dans l'annexe 10.1. Les intervalles de confiance à l'exception de celui de la CL<sub>50</sub> (72 h) du malathion, sont assez restreints et attestent bien de l'homogénéité des répétitions. Pour des causes inconnues, nous avons enregistré lors des deux répétitions avec le malathion une distribution très hétérogène de la courbe dose réponse. Ce fait a occasionné sans doute une trop grande imprécision révélée par un trop grand intervalle de confiance.

Cette étude a montré la classification de la toxicité selon un ordre décroissant suivant : deltaméthrine > bendiocarbe > fipronil > lambda-cyhalothrine > malathion > chlorpyrifos > fénitrothion > diflubenzuron. La deltaméthrine s'est avérée la plus toxique des pesticides utilisés.

D'après la classification de la toxicité selon Canton *et al.* (1991), tous les pesticides utilisés dans cette étude sont très toxiques sur *O. niloticus* hormis le diflubenzuron (très peu toxique), et le fénitrothion (modérément toxique) (tableau 10.4).

Tableau 10.3 : Concentrations moyennes létales à différentes périodes d'exposition des pesticides utilisés.

Pesticides	CL50 (µg l <sup>-1</sup> )			
	24 H	48 H	72 H	96 H
fénitrothion	7510 (5970-9465)	5910 (3195-4970)	3545 (2860-4390)	2505 (1995-3145)
chlorpyrifos	1250 (1055-1470)	1075 (860-1350)	950 (815-1105)	830 (690-995)
malathion	3810 (2535-5805)	1250 (830-1890)	740 (420-1320)	530 (365-770)
bendiocarbe	139 (100-192)	72 (51-100)	40 (28-55)	40 (29-55)
deltaméthrine	104 (77-139)	45 (34-59)	37 (28-48)	31 (23-39)
lambda-cyhalothrine	339 (305-378)	333 (299-371)	265 (233-306)	229 (199-264)
fipronil	147 (153-212)	86 (59-121)	61 (43-85)	42 (29-60)
diflubenzuron	>135000	>135000	650780	568740



**Tableau 10.4 :** Classification de la toxicité au laboratoire selon Canton *et al.*(1991) des huit insecticides utilisés sur *Oreochromis niloticus*

Pesticide	Toxicité sur le poisson
fénitrothion	modérément toxique
chlorpyrifos	très toxique
malathion	très toxique
bendiocarbe	très toxique
deltaméthrine	très toxique
lambda-cyhalothrine	très toxique
fipronil	très toxique
diflubenzuron	très peu toxique

#### Comparaison avec *S. gairdneri*.

Les effets d'un pesticide sur *O. niloticus*, et sur une espèce standard des zones tempérées (la truite arc-en-ciel) sont résumés dans le tableau 10.6. Les conditions de tests, qu'il s'agisse de la température, du poisson ou de l'eau sont, très différentes. Le poids des poissons est également différent mais reste comparable car seuls les poissons de petite taille ont été utilisés dans les tests. La droite de régression obtenue entre les logarithmes des  $CL_{50}$  (96h) sur *O. niloticus* et celles trouvées sur la truite révèle une corrélation non significative ( $R = 0,13$ )(figure 10.2).

Les réponses aux effets d'un même pesticide, de l'*O. niloticus* (climat tropical) et de la truite (climat tempéré), ne sont pas identiques. Dans ce cas, les études réalisées sur des organismes des zones tempérées, ne sont pas, par conséquent directement transposables aux conditions sahéniennes. Ce qui justifie, encore une fois, la nécessité de mener des recherches sur la toxicité des pesticides vis-à-vis des organismes aquatiques indigènes. Cette nécessité a été auparavant démontrée pour les invertébrés (*Streptocephalus sudanicus* et *Anisops sardeus*) aquatiques vis-à-vis de *Daphnia magna* (Lahr *et al.* 1998).

**Tableau 10.6 :** Comparaison des  $CL_{50}$  de quelques pesticides vis-à-vis de *O. niloticus* et de *S. gairdneri*.

Pesticides	$CL_{50}$ (96h)	
	<i>O. niloticus</i>	<i>S. gairdneri</i>
fénitrothion	2505	2000
chlorpyrifos	830	3
malathion	530	340
bendiocarbe	40	1550
deltaméthrine	31	0.91
lambda-cyhalothrine	229	0.24
fipronil	42	248
diflubenzuron	568740	140000

(1) Tomlin (1994)

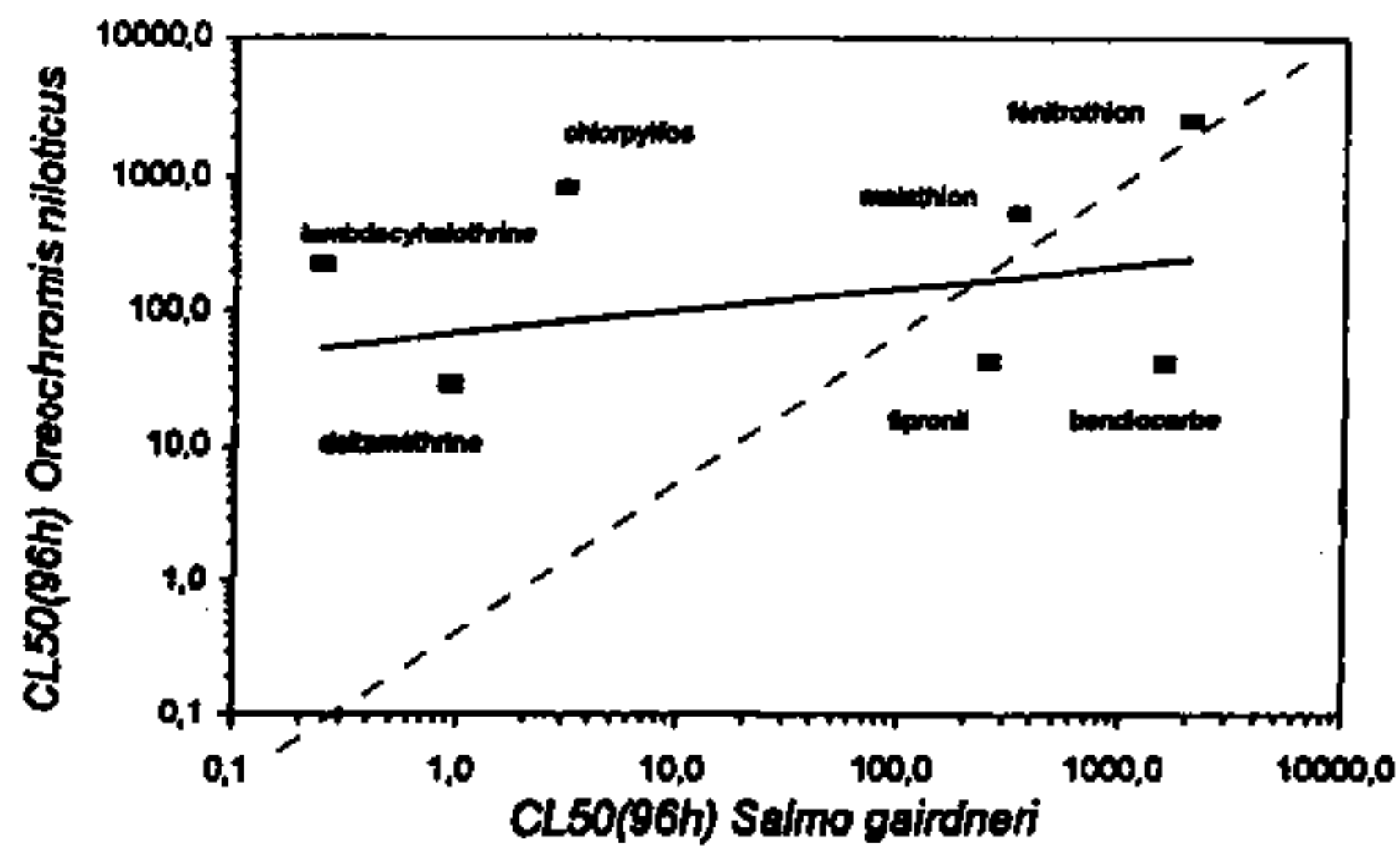


Figure 10.2 : Relation entre la sensibilité de *Oreochromis niloticus* et *S. gairdneri*

### Analyse de risques

Sur la base de la classification de RIVM établie par Canton *et al.* (1991), concernant les risques que comportent les pesticides vis-à-vis des organismes aquatiques (crustacées et poissons) au terrain; nous avons effectué une analyse de risque pour chacun des pesticides étudiés. Les risques trouvés figurent dans le tableau 10.7.

L'analyse de risque relatif est basée sur le principe d'une estimation de la concentration initiale dans l'eau de mare (CIE) par la formule :

$$CIE (\mu\text{g/l}) = \frac{\text{dose d'application (g m.a/ha)}}{\text{profondeur (cm)}} \times 10$$

La profondeur de l'eau a été estimée à 25 cm. Le facteur (CIE/CL<sub>50</sub>(96 h)), selon qu'il se situe dans tel ou tel intervalle de la classification, permet de caractériser le risque que représente la présence d'un pesticide dans le milieu aquatique au niveau du terrain.

De ce tableau, on constate que la CIE du bendiocarbe est supérieure à la CL<sub>50</sub> (96 h) obtenue en laboratoire. De cette supériorité, on pourrait s'attendre intuitivement à des risques au terrain. Pour le bendiocarbe, le rapport est de 1,01. Ce que révèle la classification de Canton *et al.* (1991) par des risques "présents" vis-à-vis de *O. niloticus*. Ce risque "présent" laisse penser que ce pesticide appliqué aux doses recommandées peut être nuisibles pour l'espèce *O. niloticus* au terrain.

Le chlorpyrifos, le malathion, la deltaméthrine, le fénitrothion, la lambda-cyhalothrine et le fipronil pourraient se révéler moins nuisibles au terrain pour les poissons car les risques estimés sont "petits" pour cette même espèce. L'expression effective du danger, en situation réelle dépendra des spécificités intrinsèques des milieux et de leurs caractéristiques physico-chimiques. C'est l'exemple de la deltaméthrine, chez qui le risque est évalué à "petit" selon l'estimation du risque, ne pose pas de danger en général dans les conditions naturelles à cause de sa très faible biodisponibilité liée à sa rapide absorption sur la matière en suspens, le sédiment (Tomlin, 1994) et la végétation. L'estimation du risque de la présence du diflubenzuron dans le milieu naturel a révélé un risque "négligeable".

Tableau 10.7 : Estimation du risque des pesticides étudiés sur l'*O. niloticus* dans de l'eau d'une profondeur de 25 cm

Pesticides	Dose <sup>1</sup> (g m.a.ha <sup>-1</sup> )	CIE (µg l <sup>-1</sup> )	CL <sub>50</sub> (96h) (µg l <sup>-1</sup> )	CIE/CL <sub>50</sub>	Risque
fénitrothion	500	200	2505	0,097	petit
chlorpyrifos	240	96	830	0,116	petit
malathion	925	370	530	0,70	petit
bendiocarbe	100	40	40	1,01	présent
deltaméthrine	12,5	5	31	0,16	petit
lambda-cyhalothrine	20	8	229	0,035	petit
fipronil	6,25	2,5	42	0,056	petit
diflufenzuron	60	24	568740	0,001	négligeable

FAO (1996)

La comparaison de toute ces données tirées de la littérature avec nos données n'a pas été chose aisée. Car non seulement la température et l'espace ont changé, mais les tailles des organismes ne sont pas toujours disponibles pour que nous puissions les comparer à celles que nous avons utilisées.

## DISCUSSION

### Le fénitrothion

Parmi les huit insecticides étudiés, le fénitrothion a été le moins toxique hormis le diflubenzuron. La toxicité du fénitrothion sur plusieurs espèces de poisson a été évaluée. La CL<sub>50</sub>(96 h) est comprise entre 1 mg l<sup>-1</sup> et 7,6 mg l<sup>-1</sup> dans Diallo *et al.* 1998 correspondant à la valeur de 5,96 mg/l donné par El-Sheath *et al.* (1990). La toxicité du fénitrothion est légèrement influencée par la taille. La CL<sub>50</sub> 96h du fénitrothion est de 5,2 mg / l pour des individus de 9,75 cm. Pour ceux de 4,2 cm, la CL<sub>50</sub> (96h) est de 2,51 mg l<sup>-1</sup>.

### Le chlorpyrifos

Le chlorpyrifos est modérément toxique à l'égard des poissons des eaux douces et salées avec des CL<sub>50</sub> comprises généralement entre 0.5 et 1000 µg l<sup>-1</sup> (Barron et Woodburn 1995). Bien que les tailles et les températures d'essai puissent être différents, nos résultats s'inscrivent parfaitement dans cet intervalle avec la CL<sub>50</sub> (96h) de 830 µg l<sup>-1</sup>. Barron et Woodburn (1995) ont également montré sur la même espèce l'influence du poids des organismes sur la toxicité du chlorpyrifos. Ces auteurs ont en effet trouvé que les CL<sub>50</sub> (48h) de ce pesticide étaient de 62 et 114 µg l<sup>-1</sup>, pour des poids respectifs de 1.5 et 13.8 g. Les organismes de grandes tailles tolèrent plus les effets des pesticides entre autres (Bradbury et Coats 1989). D'où la nécessité, pour la standardisation des tests, de disposer des individus de tailles homogènes et petites.

Quelques données de toxicité du chlorpyrifos sur des espèces du genre *Oreochromis* trouvées dans la littérature ont montré des influences de la température. Comme la plupart des pesticides, cet insecticide voit sa toxicité augmenter avec l'élévation de la température. En réalisant des expériences à 1.6, 7.2, 12.7 et 18°C, Macek *et al.* (1970)) ont obtenu sur *S. gairdneri* des CL<sub>50</sub> respectifs de 51, 15, 7.1 et < 1 µg l<sup>-1</sup>.

Herzberg (1987) a réalisé des tests à différentes températures avec le chlorpyrifos sur *O. niloticus* et *O. aureus* deux espèces très voisines. Les CL<sub>50</sub> (72 h) obtenues avec *O. niloticus* à 18°C varient entre 151 et 190 µg l<sup>-1</sup> et sur *O. aureus* à 24°C la CL<sub>50</sub> (72 h) est de 418 µg l<sup>-1</sup>. Ce résultat, en sus de la différence de la température se justifie selon l'auteur par une différence de sensibilité de ces deux espèces essentiellement liée à l'origine climatique. En effet *O. aureus*, bien qu'étant une espèce tropicale comme l'*O. niloticus*, se rencontre plus dans les eaux chaudes et saumâtres. Il est donc évident que *O. niloticus* a sa sensibilité intrinsèque comparée aux espèces tempérées. Il est malheureusement impossible de trouver des données qui permettent de faire une comparaison de sensibilité entre *Oreochromis* et les espèces tempérées.

### Le malathion

Le malathion s'est révélé très toxique pour l'*O. niloticus*. Une espèce tropicale *Tilapia mossambica* qui appartient à la même famille que l'*O. niloticus* est plus sensible. La CL<sub>50</sub> (48 h) sur *T. mossambica* est de 367 µg l<sup>-1</sup> d'après Basha *et al.* (1984), alors que celle de l'*O. niloticus* dans notre étude est de 1250 µg l<sup>-1</sup>. Hassan *et al.* (1993) qui ont suivi les CL<sub>50</sub> 24, 48,72 et 96 heures du malathion sur *T. nilotica* et *Cyprinus carpio* ont révélé que *T. nilotica* est plus sensible. La CL<sub>50</sub> du malathion vis-à-vis de *C. carpio* est 5 à 6 fois plus élevée que celle vis-à-vis de *T. nilotica*. La différence de taille des poissons, qui n'a pas été spécifié dans Basha *et al.* (1984), pourrait en partie expliquer cette différence de sensibilité entre ces deux espèces. La CL<sub>50</sub>(96 h) de 11600 µg l<sup>-1</sup> sur le poisson chat (*I. punctatus*), a été obtenue par Dutta *et al.* (1993) avec des spécimens de 15 cm et de 20 g. Alors que nos organismes avaient une taille comprise entre 4.5 à 5 cm et un poids moyen de 3,8 g. Il serait difficile d'établir à partir de ces résultats un ordre de sensibilité entre *O. niloticus* et le poisson chat.

Il se pourrait que la sensibilité aux effets du malathion notée chez les poissons, soit liée à la capacité que possèdent certains poissons à tolérer l'inhibition de l'ACHÉ (Macek et MC Allister 1970).

### Le bendiocarbe

La plupart des tests de toxicité trouvés dans la littérature, et réalisés avec le bendiocarbe, ont montré que ce pesticide était modérément toxique (classification de Canton *et al.* 1991). Sur la truite, la CL<sub>50</sub> (96 h) est de 1 550 µg l<sup>-1</sup> (Tomlin 1994). La CL<sub>50</sub> (96 h) sur *Lepomis macrochirus* est du même ordre de grandeur : 1650 µg l<sup>-1</sup> (Schering 1978), à une température de 17° C. Ces CL<sub>50</sub> sont plus élevées que celles que nous avons obtenues avec l'*O. niloticus*. Selon la classification de Canton *et al.* (1991), le bendiocarbe est très toxique sur *O. niloticus*.

### La deltaméthrine

La deltaméthrine, dans le cadre de nos essais, s'est révélé être l'insecticide le plus toxique sur *O. niloticus* avec une CL<sub>50</sub> (96 h) de 31 µg l<sup>-1</sup>. Golow et Godzi (1994) ont réalisé des tests de toxicité de la deltaméthrine sur *O. niloticus* de 1.75 ± 0.65 cm et de 1.6 g. Les CL<sub>50</sub> (24), (48 h) et (96 h) qu'ils ont obtenues sont respectivement de 16 et 14 µg l<sup>-1</sup>. Cette CL<sub>50</sub> est 2 fois moins faible que celle que nous avons obtenue avec des organismes trois fois plus grands.

L'*O. niloticus* semble bien peu sensible comparée aux espèces utilisées par Mulla *et al.* (1978). Ils ont en effet mis en évidence des CL<sub>50</sub> inférieures à celle de nos résultats. Ils ont trouvé vis-à-vis de *Gambusia affinis*, *C. macularius*, *S. gairdneri*, *T. mossambica* des CL<sub>50</sub> (48 h) respectivement de 1.0, 0.6, 0.5 et 0.8 µg l<sup>-1</sup>. Cependant, il convient de noter que les résultats de Mulla *et al.* (1978) ont été obtenus dans des conditions de température basse (8 et 21° C).

L'influence de la température est très importante dans la toxicité des pyréthriinoïdes. La température exerce un effet inverse que celui des OPs et carbamates sur la toxicité des pyréthriinoïdes (Bradbury et Coats 1989). Leur toxicité serait plus élevée dans les basses températures. Kumaraguru et Beamish (1981) ont eu aussi à le remarquer avec la perméthrine. Ils ont trouvé que les CL<sub>50</sub> (96 h) de la perméthrine, vis-à-vis de la truite étaient de 0.62 µg l<sup>-1</sup> à 5° C et de 6.43 µg l<sup>-1</sup> à 20° C.

### La lambda-cyhalothrine

La lambda-cyhalothrine est également toxique pour l'*O. niloticus* si on se base sur la classification de Canton *et al.* (1991). Avec une CL<sub>50</sub> (96 h) de 229 µg l<sup>-1</sup> elle s'est avérée peu toxique par rapport à la deltaméthrine. Les rares données que nous avons obtenues dans la littérature, montrent comme dans le cas de la deltaméthrine une différence de sensibilité élevée entre *O. niloticus* et les espèces des zones tempérées en particulier, la truite. Sa toxicité semble augmenter avec la baisse de la température.

### Le fipronil

Le fipronil est également très toxique sur *O. niloticus* avec une CL<sub>50</sub>(96h) de 42,1 µg l<sup>-1</sup>. Hamon (1995) a obtenu sur *Oncorhynchus mykiss* et sur *L. macrochirus* des CL<sub>50</sub>(96h) respectivement de 248 µg l<sup>-1</sup> et de 85 µg l<sup>-1</sup>, et malgré le fait aucune mention n'est faite sur les tailles, L'*O. niloticus* paraît être très sensible.

Le fipronil ne semble pas présenter un risque pour les organismes aquatiques à la dose de 6.25 g m.a.ha<sup>-1</sup> utilisé contre les criquets. Mais beaucoup de prudences devait être observées car le fipronil se dégrade en des métabolites qui sont toxiques pour les algues, *Daphnia magna* et les poissons. Sur ces derniers, et en particulier sur *O. mykiss* et sur *L. macrochirus*, les deux principaux métabolites du fipronil ont des CL<sub>50</sub> (96h) comprises entre 20 et 39 µg l<sup>-1</sup> (Rhône-Poulenc, Comm. Pers.).

## CONCLUSION

Les pesticides de la liste n°1 du comité d'arbitrage de la FAO pour la lutte antiacridienne, à l'exception du diflubenzuron, ont présenté au moins une toxicité modérée sur *O. niloticus* d'après les tests de toxicité au laboratoire. Six des huit pesticides sont très toxiques sur *O. niloticus*.

Les  $CL_{50}$  (96 h) trouvées selon un ordre de toxicité croissant sont les suivantes : diflubenzuron (568.000  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) < fénitrothion (2060  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) < chlorpyrifos (830  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) < malathion (530  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) < lambda-cyhalothrine (229  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) < fipronil (42.1  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) < bendiocarbe (40  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) < deltaméthrine (30.5  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Cette classification doit être considérée comme étant préliminaire en attendant les résultats des tests avec les poissons plus petits.

L'utilisation des insecticides dans les programmes de lutte contre les criquets et les sauteriaux peut, selon leur toxicité intrinsèque au laboratoire, à des degrés divers, constituer une menace à l'égard des poissons indigènes au Sahel vis-à-vis desquels ils ont montré une certaine nocivité.

## RECOMMANDATIONS

Les pyréthrinoïdes (deltaméthrine et lambda-cyhalothrine), malgré leur toxicité élevée en condition de laboratoire, ne semblent pas constituer un grand danger lors des traitements sur le terrain à l'égard des poissons. Pour la deltaméthrine, les traitements directs aux doses recommandées ( $12.5 \text{ g m.a.ha}^{-1}$ ) sont sans effets sur les poissons (Décis, informations techniques). Cependant, si les opérations se déroulent dans des étendues de cours d'eau, il est conseillé de créer des zones tampons en amont de celles-ci.

Le fipronil ( $6.25 \text{ g m.a.ha}^{-1}$ ), le fénitrothion ( $500 \text{ g m.a ha}^{-1}$ ), ne sont pas dangereux en condition naturelle vis-à-vis de *O. niloticus*. La dégradation relativement lente en milieu aqueux du fipronil, laisse présager des risques de persistance et d'action dans les écosystèmes aquatiques. Des études devront être entreprises pour une meilleure connaissance du comportement de ce pesticide en milieu aquatique et sa toxicité chronique.

## REFERENCES

- ASTM (1989) Standard guide for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates and amphibians. Designation: E 729-88a. American Society for Testing and Materials, Philadelphia
- Banister K (1990) Chap V : les poissons. Dans Everts J W (ed.). Effets sur l'environnement de la lutte chimique antiacridienne. La phase pilote. Rapport Projet ECLO/SEN/003/NET, FAO, Rome. pp 99-188
- Bradbury S P et Coats J R (1989) Toxicology of pyrethroïds In Ware, u.w. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 108: 1-176.
- Barron MG et Woodburn KB (1995) Ecotoxicology of chlorpyrifos. In Ware, GW *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 144: 1-93
- Basha SM, Rao PK, Rao KRS et Rao KVR (1984) Respiratory potentials of the fish (*Tilapia mossambica*) under malathion, carbaryl and lindane intoxication. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 570-574.
- Canton JH, Linders JBHJ, Mensink BJWG, van de Plassche EJ, Sparenburg PM et Tuinstra J (1991).  
- Catch-up operation on old pesticides : an integration. Classification of environmental properties .RIVM, Bilthoven, Pays-Bas.
- Diallo AO, Ndour KB et Lahr J (1998) Test de toxicité aiguë sur *Oreochromis niloticus* (L)(Pisces, Cichlidae) : Méthode d'essai et résultats de deux organophosphorés (fénitrothion et chlorpyrifos) Dans : Everts JW, Mbaye D, Barry O & Mullié WC (Eds) Effets de la Lutte Antiacridienne sur l'Environnement. Projet FAO Locustox, Dakar, Sénégal. Tome III, pp. 184-196.
- Dutta HM, Adhikai S, Singh NK, Roy PK et Munshi JSD (1993) Histopathological changes induced by malathion in the Liver of freshwater cat fish, *Heteropneustes fossilis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51: 895-900.
- EL-Sheakh, AA, AA Khatter, MZ Hussein & MK Le-Shemi, 1990, Toxicity of five insecticides to Tilapia fish. *Egypt J. Appl.Sci* 5:34-40
- FAO (1996) Evaluation of field trial data on the effectiveness of insecticides against locusts and grasshoppers. Report to FAO by the pesticide referee group 20 - 22 September 1995, FAO, Rome.
- Golow AA et Godzi TA (1994) Acute toxicity of deltamethrin and dieldrin to *Oreochromis niloticus* dans *Bull. Environ. Contam. Toxicol* 52 : 351-354.
- Hassan IM, Abdallah MA, Naguib MM, Donia MAA (1993) Toxicity, Distribution, Accumulation and Cooking loss of Malathion in tissues of Tilapia and common carp Fishes. *Grasas Y Aceites* 44: 339-344.
- Hamon N (1995) La découverte du fipronil, l'Évolution d'un insecticide. Atelier international ; Fipronil/ Lutte antiacridienne 3 - 5 mai 1995, Lyon.
- Herzberg AM (1987) Toxicity of chlorpyrifos in *Oreochromis aureus* and *O. niloticus* and data on its Residus in *O. aureus*. *ISR journal of Aquaculture* 39(1) : 13-20.



## LISTE DES ANNEXES

**Les annexes sont disponibles au Projet LOCUSTOX BP 3300, à Dakar (Sénégal).**

- Chapitre 1 :** Exposition individuelle aux organophosphorés chez les manipulateurs de pesticides dans quatre régions du Sénégal, 1988-1995.
- Annexe 1.1 :** Contraintes et limites dans la collecte des données.
- Annexe 1.2 :** Evaluation du degré d'exposition des manipulateurs par rapport à la quantité en matière active de pesticides Ops (ULV) utilisée : campagnes agricoles dont les quantités de produits Ops dépassent 1700 kg m.a pouvant provoquer une inhibition du taux d'activité de la cholinestérase en dessous des critères de l'OMS. (X = manipulateurs ayant dépassé les 1700 kg m.a par équipe dans l'ensemble des 4 régions pour une année donnée).
- Chapitre 2 :** Déposition et disparition de la deltaméthrine et du chlorpyrifos sur végétation de mil au Sénégal (Campagne 1993).
- Annexe 2.1 :** Préparation des solutions de charge des témoins.
- Annexe 2.2 :** Teneur en eau des feuilles de mil.
- Annexe 2.3 :** Tableau des marges d'erreur en fonction de la vitesse du vent.
- Chapitre 3 :** Déposition et disparition du fénitrothion et du malathion sur végétation de mil et du chlorpyrifos sur herbe au Sénégal (campagne 1994 et campagne 1996).
- Annexe 3.1 :** Les données météorologiques pendant les essais à Nioro du Rip et à Fété Olé.
- Annexe 3.2 :** Préparation des solutions de charges des témoins de conservation.
- Annexe 3.3 :** Disparition moyenne quotidienne entre deux périodes de fénitrothion, malathion, chlorpyrifos.
- Chapitre 4 :** 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.
- Annexe 4.2 :** Pluviométrie à Nioro du Rip pendant l'étude et phénologie du mil dans le champ (1995).
- Annexe 4.3 :** Calculs paramètres de la population en utilisant la méthode KNM itérative (selon Manly 1985, 1990).
- Chapitre 5 :** Effets des entomopathogènes *Metarhizium* spp. et *Beauveria bassiana* sur *Bracon Hebetor* et *Epidinocarsis Lopezi*.
- Annexe 5.1 A :** Effets de *Metarhizium* spp. sur *Bracon hebetor* Say, *Epidinocarsis lopezi* (Santis) et *Zonocerus variegatus* (L.) après une exposition continue sur du papier millimétré traité à l'aide de la Tour de Potter. (Test du 21 juillet 1995).
- Annexe 5.1 B :** Effets de *Metarhizium* spp. et *Beauveria bassiana* sur *Bracon hebetor* Say, *Epidinocarsis lopezi* (De Santis) et *zonocerus variegatus* (L.) après une exposition continue sur du papier millimétré traité à l'aide de la Tour de Potter. Test du 28 juillet 1995.

- Annexe 5.1 C :** Effets de *Metarhizium flavoviride* (Gams & Roszypal) (blastospores GTZ) sur *Bracon hebetor* Say, *Epidinocarsis lopezi* (De Santis) et *Ornithacris cavroisi* (Finot), après une exposition continue sur du papier millimétré traité à l'aide de la Tour de Potter. Test du 22 janvier 1996 (*B. hebetor*, *O. cavroisi*) et 23 février 1996 (*E. lopezi*).
- Annexe 5.2A :** Effets de *Metarhizium flavoviride* (Gams & Roszypal) sur *Bracon hebetor* Say, et *Epidinocarsis lopezi* (De Santis) et *Ornithacris cavroisi* (Finot), après une exposition d'une heure (H) et six heures (6 H), sur du papier millimétré traité à l'aide de la Tour de Potter. Tests des 22 janvier (*B. hebetor*, *O. cavroisi*) et 23 février 1996 (*E. lopezi*).
- Annexe 5.2B :** Effets de *Metarhizium flavoviride* (Gams & Roszypal) sur *Bracon hebetor* Say, *Epidinocarsis lopezi* (De Santis) et *Ornithacris cavroisi* (Finot), après une exposition de 24 heures et 72 heures, sur du papier millimétré traité à l'aide de la Tour de Potter. Tests des 22 janvier 1996 (*B. hebetor* et *O. cavroisi*) et 23 février 1996 (*E. lopezi*).
- Chapitre 6 :** Tests de toxicité aiguë sur un parasitoïde, *Bracon hebetor* Say (Hymenoptera : Braconidae), avec différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel.
- Annexe 6.1 :** Tests de toxicité aiguë avec les insecticides utilisés en lutte antiacridienne, sur *Bracon hebetor* (Hyménoptère-Braconidae). Nombre de vivants (V) et mort (M) après 24 heures d'exposition.
- Annexe 6.2 :** Résultats des tests de fécondité des femelles survivantes de *Bracon hebetor* (Hymenoptera, Braconidae) issues des tests de toxicité aiguë avec différents insecticides, après 24 heures d'exposition à plusieurs doses. La durée de vie moyenne des femelles survivantes est calculée à partir du jour suivant celui du test de toxicité. Le calcul de la fécondité et du facteur de reproduction est expliqué dans le texte.
- Chapitre 7 :** Effets du fénitrothion sur les coléoptères épigés de l'agroécosystème mil au Sénégal.
- Annexe 7.1 :** Les différents taxons capturés dans l'étude de Nganda, 1994.
- Annexe 7.2 :** Totales des captures témoins.
- Annexe 7.2 :** Totales des captures traitées.
- Annexe 7.3 :** Courbes des captures moyennes par semaine pour les familles de coléoptères ne figurant pas dans le rapport dans les parcelles traitées et témoins. Aucune des différences entre traitées et témoins n'est statistiquement significative.
- Annexe 7.3 suit.** Courbes des captures moyennes par semaine pour les taxons des Scarabaeidae ne figurant pas dans le rapport dans les parcelles traitées et témoins. Aucune des différences entre traitées et témoins n'est statistiquement significative.
- Chapitre 8 :** Tests de toxicité aiguë sur les termites *Psammotermes hybostoma* Desneux et *Odontotermes nilensis* (Emerson) avec différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel.
- Annexe 8.1 :** Données sur l'acclimatation des termites avant leur utilisation dans les tests de toxicité aiguë, effectués du 22 octobre au 20 décembre 1996 au laboratoire de l'ISRA à Fanaye Diéry.
- Annexe 8.2 :** Taux de mortalité (%) des ouvriers de *Psammotermes hybostoma* Desneux et *Odontotermes nilensis* (Emerson) exposés à plusieurs doses de différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel.
- Annexe 8.3 :** Taux de mortalité (%) des soldats de *Psammotermes hybostoma* Desneux et *Odontotermes nilensis* (Emerson) exposés à plusieurs doses de différents insecticides utilisés en lutte antiacridienne au Sahel.

- Chapitre 9** : Tests de toxicité aiguë sur *Oreochromis niloticus* (L) (Cichlidae) : Méthode d'essai et résultats de deux organophosphorés (fénitrothion et chlorpyrifos).
- Annexe 9.1** : Recueil de la toxicité aiguë du chlorpyrifos sur plusieurs espèces de poissons d'eau douce.
- Annexe 9.2** : Recueil de la toxicité aiguë du chlorpyrifos sur plusieurs espèces de poissons d'eau salée.
- Annexe 9.3** : Recueil de la toxicité aiguë du fénitrothion sur plusieurs espèces de poissons d'eau douce.
- Chapitre 10** : Tests de toxicité au laboratoire de huit acridicides vis-à-vis de *Oreochromis niloticus* (Pisces, Cichlidae).
- Annexe 10.1** : Données brutes de toxicité enregistrées au cours des tests.
- Annexe 10.2** : Recueil des CL50 des pesticides utilisés.

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 études ainsi menées, sur le terrain et au laboratoire entre 1996 et 1997, 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