

DIX ANS DE SURVEILLANCE DE LA FAUNE AQUATIQUE DES RIVIÈRES D'AFRIQUE DE L'OUEST TRAITÉES CONTRE LES SIMULIES (DIPTERA: SIMULIIDAE), AGENTS VECTEURS DE L'ONCHOCERCOSE HUMAINE

L. YAMÉOGO

Programme de Lutte contre l'Onchocercose
B.P. 549, Ouagadougou, Burkina Faso

C. LÉVÊQUE

ORSTOM¹
213, rue La Fayette, 75480 Paris Cedex 10, France

K. TRAORÉ

Institut d'Écologie tropicale, 08 B.P. 109, Abidjan 08, Côte d'Ivoire

et

C. P. FAIRHURST

Département de biologie, Université de Salford,
Salford M5 W4T, Angleterre

Résumé

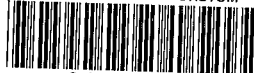
Une vaste campagne de lutte chimique est engagée depuis 1974 pour interrompre la transmission de l'onchocercose humaine dans 7 pays de l'Afrique de l'Ouest. Cette élimination s'effectue par des épandages hebdomadaires d'insecticides biodégradables sur les gîtes du complexe *Simulium damnosum* Théobald. Trois insecticides ont été utilisés dans la zone du Programme de lutte contre l'onchocercose: Abate®, chlorphoxime et *Bacillus thuringiensis* (*B.t.*) H-14. Dans ce contexte, le Programme met un accent particulier sur la sélection des larvicides et a élaboré des structures et des protocoles de surveillance. Un Groupe écologique constitué de scientifiques et de spécialistes indépendants est également chargé de contrôler et orienter l'action du Programme en matière de protection de l'environnement. La surveillance est orientée essentiellement sur l'étude suivie des peuplements ichtyologiques et des peuplements d'invertébrés benthiques lotiques dont se nourrit un bon nombre de poissons. Les résultats enregistrés pendant plus de 10 ans de traitements montrent que les larvicides utilisés ont peu d'effets sur la faune non-cible des milieux lotiques tropicaux. Bien que les premiers traitements à l'Abate® et au chlorphoxime aient, à très court terme, un impact sur les communautés benthiques saxicoles, la situation se redresse après plusieurs applications successives. Les rivières traitées semblent avoir une très forte résilience et une grande capacité de recolonisation. Une plus large utilisation du *B.t.* H-14 en remplacement du chlorphoxime a favorisé une meilleure reconstitution de la faune des invertébrés. Aucune mortalité de poisson n'a été observée avec les larvicides opérationnels. L'évolution des captures ne semble pas être influencée par les traitements. Les fluctuations temporelles de la condition des poissons sont aléatoires et varient autour d'une valeur moyenne qui ne se modifie pas sensiblement au cours des années d'observations. Enfin, l'activité acétylcholinestérasique du cerveau des poissons libres en rivière ainsi que leur régime alimentaire ne sont pas modifiés par les traitements.

Abstract

A vast chemical control operation was launched in 1974 to interrupt the transmission of human onchocerciasis in seven West African countries. The aquatic larval stages of the *Simulium damnosum* Théobald complex, the vector, are eliminated by the weekly application of biodegradable insecticides on the breeding sites. Three insecticides have been utilized in

¹ ORSTOM: Office des Recherches scientifique et technique d'Outre-Mer.

Fonds Documentaire ORSTOM



010013679

Fonds Documentaire ORSTOM

Cote: B 13679 Ex: 1

the Onchocerciasis Control Programme area: Abate®, chlorphoxim and *Bacillus thuringiensis* (*B.t.*) H-14. Aware of the potential environmental risk of this insecticidal treatment, the Programme pays particular attention to the selection of larvicides, and it has developed monitoring facilities and protocols. An ecological Group, composed of independent experts, controls and directs the Programme's activities regarding environmental protection. The monitoring is geared mainly towards a regular study of the fish populations and the lotic benthic invertebrate populations on which many fish feed. In view of the results recorded during more than ten years of larviciding, it can be said that the larvicides utilized have little effect on the non-target fauna in the tropical lotic environments. Although the initial larviciding with Abate® and chlorphoxim had a short-term impact on the saxicolous benthic communities, it was found that the situation improves after several successive applications. The treated watercourses seem to have great resilience and recolonization capacity. The greater use of *B.t.* H-14 instead of chlorphoxim has favoured a better reconstitution of the invertebrate fauna. No fish mortality was observed with the larvicides at the operational doses. The changes in catches do not seem to be influenced by the larviciding. The fluctuations in time in the condition of the fish are uncertain and vary around an average value which has not changed considerably over the years. Finally, the acetylcholinesterase activity of the brain of the fish free in the watercourses as well as their feeding habits have not been affected by the larviciding.

Introduction

Les conséquences graves et néfastes de l'onchocercose humaine dans de vastes régions de l'Afrique de l'Ouest (fig. 1) pour la santé de l'homme et le développement socio-économique des zones infestées ont amené 7 des pays les plus touchés (Bénin, Burkina Faso, Côte d'Ivoire, Ghana, Mali, Niger et Togo) à s'associer pour combattre le fléau avec l'aide-financière de 19 pays et institutions.

Le Programme de lutte contre l'onchocercose (O.C.P.) dans la Région du Bassin des Volta mis

en place en 1974 et exécuté par l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.) a engagé une vaste et longue campagne de lutte chimique contre les stades aquatiques pré-imaginaux du vecteur *Simulium damnosum* Théobald s.l., ceci pour interrompre le cycle du parasite nématode *Onchocerca volvulus* Leuckart. Ce choix s'explique par l'absence de médicaments et la très grande dispersion du vecteur sous sa forme adulte.

Pour atteindre cet objectif, le Programme s'est doté de structures techniques (unité de lutte anti-vectorielle, unité d'évaluation épidémiologique,

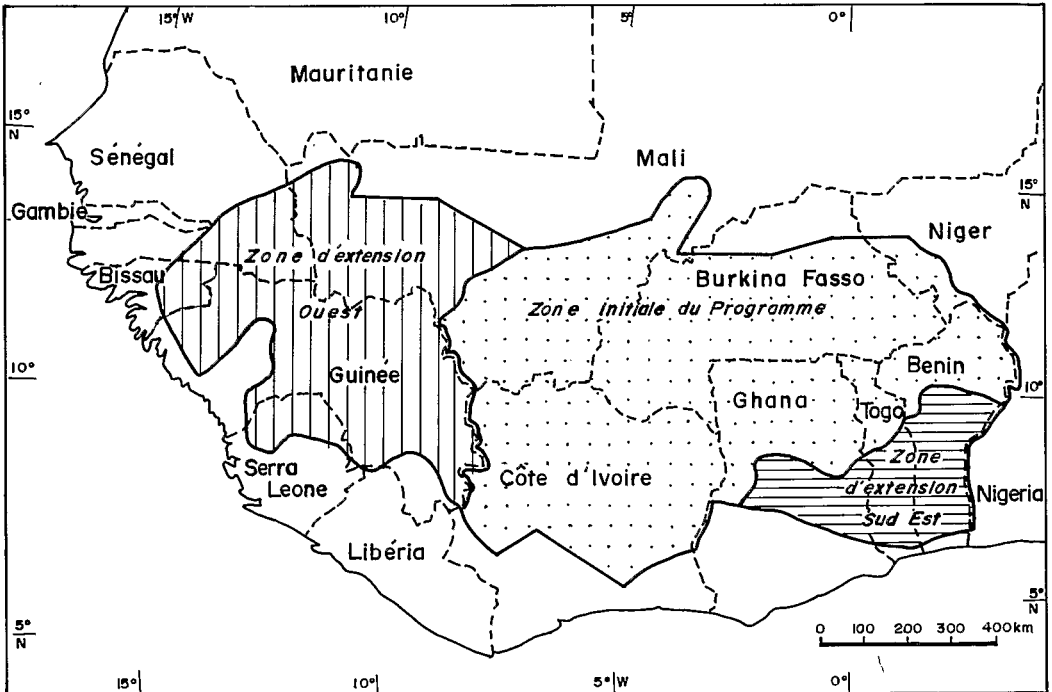


Figure 1. Zone couverte par le Programme de lutte contre l'onchocercose en Afrique de l'Ouest.

unité de développement socio-économique), administratives et logistiques. Les unités, renforcées par des consultants et conseillers, organismes et institutions spécialisés, définissent et ajustent en permanence les tactiques de lutte et d'évaluation, assurent le suivi de la régression de la maladie et étudient l'impact des traitements sur le développement socio-économique.

Les traitements hebdomadaires effectués par voie aérienne à l'amont des gîtes larvaires ont été réalisés pendant plusieurs années avec un insecticide organophosphoré, l'Abate® ou téméphos. Depuis l'apparition, en 1980, d'une résistance chez certains cytotypes forestiers du vecteur (Guillet *et al.*, 1980), d'autres larvicides ont été utilisés: le chlorphoxime (un insecticide organophosphoré) et le *Bacillus thuringiensis* (*B.t.*) H-14 (un insecticide d'origine biologique). Actuellement, l'Abate® est l'insecticide le plus largement utilisé (75 % de l'aire de l'O.C.P.). Les autres sont employés alternativement dans les 25 % restants où une résistance à l'Abate® a été détectée. Les trois insecticides sont biodégradables.

Conscient du risque potentiel que pourraient faire courir à l'environnement ces agressions permanentes, le Programme met un accent particulier sur la sélection des larvicides et a élaboré en son sein, avec le renfort de spécialistes extérieurs, des structures et des protocoles de surveillance qui tiennent compte de la complexité des milieux lotiques tropicaux et de la spécificité du Programme.

La surveillance est axée essentiellement sur une étude suivie des peuplements d'invertébrés benthiques et sur celle des peuplements ichthyologiques, qui constituent un apport protéinique appréciable pour les populations locales.

Surveillance du milieu aquatique: structures et protocoles

Au début du Programme, nos connaissances sur l'écologie des rivières ouest-africaines et sur la biologie de la faune aquatique étaient encore très fragmentaires. Pour la mise en place de ce Programme, certains points devaient être pris en considération (Lévêque *et al.*, 1979): la durée de la lutte qui impliquait des études à long terme combinées à des recherches sur les effets à court terme des pesticides; la nécessité d'utiliser des techniques d'échantillonnage adaptées aux conditions de saison sèche et de saison des pluies; le choix des sites et de la périodicité d'échantillonnage qui devait tenir compte des problèmes d'accès aux cours d'eau en toutes saisons; la nécessité de travailler en collaboration avec des

équipes de scientifiques des pays concernés formés pour la plupart au Laboratoire d'hydrobiologie de l'ORSTOM à Bouaké (Côte d'Ivoire); et, pour permettre une comparaison raisonnable des résultats, la standardisation des méthodes et techniques.

La surveillance des milieux aquatiques est assurée actuellement par des équipes nationales sous la supervision du Programme qui s'est doté d'un Groupe écologique composé d'experts indépendants chargés de contrôler et d'orienter l'action de l'O.C.P. en matière de protection de l'environnement.

Les méthodes et techniques d'échantillonnage ont été décrites par Dejoux *et al.* (1979a), Dejoux (1980), Paugy (1983) et Yaméogo (1984). Nous ne présenterons ici qu'un bref résumé des principales techniques actuellement utilisées dans le cadre de la surveillance.

L'étude suivie des peuplements d'invertébrés benthiques est réalisée à l'aide de deux techniques essentielles: (1) la récolte de la dérive à certaines heures de la journée à l'aide de filets d'ouverture 20 x 20 cm et de 200 µm de vide de mailles; une dérive de jour (trois échantillons) est récoltée 1 h 30 avant le coucher du soleil et une dérive de nuit (six échantillons) est réalisée 1 h 30 après le coucher du soleil (Elouard & Lévêque, 1977); le volume d'eau filtré par chacun des filets est mesuré de manière à calculer l'indice de dérive des organismes (nombre d'individus dérivant par mètre cube d'eau filtrée); (2) les prélèvements à l'aide d'un échantillonneur dérivé de celui de Surber (1937); cinq échantillons sont prélevés sur des dalles rocheuses relativement plates faiblement immergées; les résultats sont exprimés en nombre d'individus par Surber.

Différents types de substrats artificiels ont été expérimentés (Dejoux *et al.*, 1983; Elouard, 1983) mais de nombreux problèmes ont entraîné leur abandon. Actuellement des observations qualitatives sont réalisées par certaines équipes en vue d'améliorer leur connaissance des peuplements d'invertébrés aquatiques.

Pour l'étude à très court terme des effets des larvicides sur la faune des invertébrés aquatiques, un système de gouttières est utilisé (Dejoux, 1975; Troubat, 1981). Ce système permet d'avoir des données assez précises sur les mortalités, le nombre total d'organismes dans le système étant connu. Il permet également de comparer, grâce aux gouttières multiples, les effets de différents produits ou différentes concentrations d'un même produit.

L'étude suivie de peuplements ichthyologiques concerne, d'une part, l'évolution de la composition

des captures faites périodiquement à l'aide d'une batterie standardisée de filets maillants et, d'autre part, les modifications du coefficient de condition des poissons les plus représentatifs de chaque station de surveillance, ce qui permet d'apprécier l'état des conditions écologiques, notamment l'existence de nourriture dans le milieu traité. Ce paramètre peut également être le reflet d'un effet du pesticide sur le métabolisme des poissons.

D'autres études sont conduites également sur la fécondité, le régime alimentaire, l'impact des organophosphorés sur l'activité acétylcholinestérasique du cerveau des poissons.

Les différents résultats enregistrés sont reportés sur des fiches normalisées et envoyés au siège du Programme où ils sont vérifiés avant leur saisie sur ordinateur. Au cours de réunions annuelles, les techniques et résultats sont discutés par les hydrobiologistes et, tous les deux ou trois ans, une analyse des données est demandée à un groupe d'experts indépendants. Tous ces résultats sont examinés par le Groupe écologique qui se réunit chaque année.

Sélection de nouveaux larvicides et de nouvelles formulations

CRITÈRES DE SÉLECTION DES LARVICIDES

Les larvicides potentiels subissent d'abord plusieurs tests au laboratoire et en rivière contre le vecteur en vue de déterminer la dose opérationnelle. L'impact sur les invertébrés aquatiques est ensuite testé en gouttières en comparaison avec l'Abate® et le chlorphoxime. Les effets sur les poissons et macrocrustacés sont également évalués en bacs. Si le produit est prometteur en raison de son efficacité contre le vecteur et de sa toxicité relativement faible pour la faune non-cible, il est alors soumis à des essais opérationnels sur une vaste échelle, sur un bassin, avec une surveillance écologique renforcée.

Les critères établis par le Groupe écologique pour la sélection d'insecticides de remplacement éventuel de l'Abate® dans la lutte contre les espèces du complexe *S. damnosum* se résument comme suit:

- (1) l'insecticide ne doit pas réduire, à la dose utilisée contre *S. damnosum* le nombre d'espèces de macroinvertébrés benthiques au point de mettre en danger leur existence dans la zone considérée;
- (2) il ne doit pas provoquer la disparition au niveau régional d'une espèce d'invertébrés; une élimination temporaire d'espèces de simuliées autres que *S. damnosum* pourrait être tolérée;

(3) le larvicide ne devrait pas causer, à long terme (au-delà de la saison suivante), de déséquilibre du milieu dans des conditions normales d'application; par exemple, l'abondance relative des espèces ne doit pas subir de modifications notables;

(4) l'utilisation de l'insecticide ne doit pas causer d'effet direct ni de modification dans les cycles biologiques des poissons;

(5) des composés susceptibles de s'accumuler à quelque niveau de la chaîne trophique seront rejetés;

(6) dans le processus de sélection des insecticides pour la lutte contre les simuliées dans une région, on prendra en considération les activités humaines qui, par elles-mêmes ou conjointement avec les opérations de lutte antivectorielle, pourraient engendrer des effets néfastes sur l'environnement.

Signalons que les insecticides testés par l'O.C.P. doivent être connus pour leur faible toxicité mammalienne et doivent avoir obtenu le visa des unités spécialisées de l'O.M.S.

RÉSULTATS

D'une manière générale, les recherches de toxicité ont été entreprises avec des produits ayant été sélectionnés comme potentiellement actifs contre les larves de *S. damnosum* et ayant peu ou pas d'effets sur les mammifères et sur l'homme en particulier. Nous présentons au tableau I une synthèse des principaux résultats enregistrés sur la faune aquatique non-cible depuis le début des opérations de criblage.

Parmi les centaines de produits et de formulations testés par le Programme sur les larves de *S. damnosum*, seules quelques dizaines ont été retenus pour une étude de leurs effets sur la faune aquatique non-cible. Une lecture du tableau I montre que peu de produits s'avèrent acceptables quand on prend en considération leur toxicité vis-à-vis de la faune des cours d'eau, les invertébrés en particulier. Tous présentent à très court terme une toxicité marquée sur les éphéméroptères (Baetidae surtout, mais, aussi Caenidae, Oligoneuridae et Tricorythidae selon les formulations) qui sont le groupe d'invertébrés le plus sensible. La sensibilité des Chironomidae est très variable d'une famille chimique à une autre et celle des trichoptères est généralement peu marquée en ce qui concerne les stades âgés.

Le *B.t.* sérotype H-14 (insecticide d'origine biologique) semble présenter toutes les garanties d'efficacité contre *S. damnosum* tout en ayant une faible toxicité à court terme sur l'environnement aquatique. Malheureusement ce produit n'est pas utilisable en toute saison pour des raisons de for-

TABLEAU I

Résultats des principaux tests concernant la toxicité pour la faune non-cible de différents insecticides antisimulidiens

Produits testés	Concentrations testées	Résultats et conclusions
Abate ® 200 CE (téméphos) (OMS 786)	0,1 et 0,2 ppm/10 min	Aucune action sur les poissons et Odonates. Effets importants sur les éphémères, mais acceptables à 0,1 ppm/10 min (Lauzanne Dejoux, 1973).
Abate ® 200 CE (téméphos) (OMS 786)	0,05 ppm/10 min en saison des pluies et 0,1 ppm/10 min en saison sèche	Aucune mortalité directe de poissons, même lors de surdosages accidentels. Réduction de densités des invertébrés benthiques mais pas de déséquilibres faunistiques.
Téméphos sulfone (Cyanamid) 200 CE (Lot 4021-40, OMS 786)	0,2 et 0,07 ppm/10 min	Effets importants sur les éphéméroptères et diptères-Chironomidae. Décrochement global acceptable (Gibon & Troubat, 1982).
Abate ® 200 CE American Cyanamid (Lot 73, OMS 786)	0,05 ppm/10 min 0,1 ppm/10 min 100 ppm/10 s	Faible toxicité générale à 0,05 et 0,1 ppm/10 min. Décrochement de 43,8 % des invertébrés à 100 ppm/10 s. en 3 heures contre 44,3 % pour l'Abate Procida (Dejoux, 1978; Zerabo <i>et al.</i> , 1980).
Actelic ® M20 (Pirimiphos méthyl) Solution de micro-capsules à 200 g/l (OMS 1424)	0,1 ppm/10 min	Effet lent mais important et étalé dans le temps (Dejoux & Guillet, 1980; Dejoux, 1983).
Azaméthifos de Ciba Geigy Concentré émulsifiable à 96 ± 2 % de matière active (OMS 1825)	0,18 ppm/10 min 0,2 ppm/10 min 0,3 ppm/10 min	Aucun effet apparent sur les poissons et les macro-crustacés. Toxicité relativement peu marquée sur la faune non-cible, mais efficacité insuffisante contre <i>S. damnosum</i> (Yaméogo <i>et al.</i> , 1984).
<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> Poudre mouillable à plus de 1 000 UI de <i>B.t.i.</i> /mg (non codé)	0,2 mg/L	Légère augmentation de la dérive des Orthocladinae (Chironomidae). Effet global très acceptable (Dejoux, 1979).
Teknar 2 × (Sandoz). Suspension concentrée à base de <i>B.t.i.</i> contenant 600 UI/mg	1,6 ppm/10 min	Légère baisse de densité de Chironomidae après 2 mois de traitements, mais pas de modification significative de la structure des peuplements (Gibon <i>et al.</i> , 1980; Yaméogo, 1980).
Baythion ® Phoxim 50 % CE (OMS 1170)	0,05 ppm/10 min, 0,25 ppm/2 min 0,1 et 0,25 ppm/10 min 1 ppm/30 s	Action par contact moyenne à forte. Risques probables sur l'environnement (Dejoux & Troubat, 1973).
Baythion ® Phoxim 25 % CE	0,05 ppm/10 min, 0,25 ppm/2 min 0,1 et 0,25 ppm/10 min 1 ppm/30 s	Fortes mortalités à toutes les concentrations (Dejoux & Troubat, 1973).
Baythion ® 33,3 % CE	0,1 ppm/10 min 0,5 ppm/10 min	Très fortes mortalités à 0,1 ppm et effets catastrophiques à 0,5 ppm/10 min sur près de 2 km (Lauzanne & Dejoux, 1973).
Chlorphoxime 20 % CE (OMS 1197)	0,025 ppm/10 min	Forte augmentation du taux de dérive journalière. Produit à n'utiliser qu'en saison de pluies. Risques certains si emploi prolongé (Dejoux & Troubat, 1976; Gibon & Troubat, 1980; Statzner, 1979). Diversité faunistique fortement réduite (Dejoux <i>et al.</i> , 1981). Forte baisse de la diversité faunistique, mais toxicité atténuée par les conditions hydrologiques (Dejoux <i>et al.</i> , 1982).
Carbosulfan = Marshall ® de FMC 25 % CE (OMS 3022)	0,05 ppm/110 min 0,05 ppm/30 min et 60 min 0,5 ppm/10 min, 30 min et 60 min 1 ppm/10 min, 30 min et 60 min	Toxicité aux basses eaux proche de celle de la perméthrine à la dose opérationnelle. Effets aux hautes eaux comparables à ceux du chlorphoxime. Aucune mortalité de poissons en rivière. En bacs, une augmentation du temps d'exposition provoque des mortalités chez certaines espèces de Characidae et chez les crevettes.
Cyprothrine = Panecto de Cyanamid 15 % CE (OMS 2007)	0,18 ppm/10 min	Toxicité inacceptable pour la faune non-cible. Traumatisme des poissons et macrocrustacés. À proscrire.

TABLEAU I (suite et fin)

Produits testés	Concentrations testées	Résultats et conclusions
Cyhalothrine ou pp 563 de I.C.I. 10 % CE (OMS 2011)	0,02 ppm/10 min	Toxicité comparable à celle du chlorphoxime.
Deltaméthrine (K. othrine) de Roussel Uclaf 25 % CE	0,02 ppm/10 min 0,5 ppb/10 min 100 ppm/2 s 0,003/10 min 3 ppb, 5 ppb et 7 ppb/10 min	Mortalité quasi-totale des invertébrés à 7 ppb/10 min. Toxicité importante pour les crevettes même à 0,003 ppm/10 min. Mortalités de poissons à 7 ppb/10 min. Produits dangereux (Dejoux & Guillet, 1980; Dejoux, 1983; Elouard, 1983; Yaméogo, résultats non publiés).
Fendoma = alphaméthrine 20 % CE (OMS 3004)	0,005 ppm/10 min	Effets acceptables en gouttières sur la faune non-cible, mais efficacité insuffisante contre le vecteur.
Fluvalinate = Mavrik de Zoecon 25 % CE (OMS 3025)	0,25 ppm/10 min	Toxicité supérieure à celle du téméphos et du chlorphoxime.
GH.74 38 % CE (OMS 1356)	0,2 ppm/10 min	Produit très toxique pour les poissons et les invertébrés (Troubat & Lardeux, 1982).
Méthoxychlore de Nordisk 20 % CE (OMS 466)	0,1 et 0,5 ppm/10 min 0,25 ppm/2 min, 1 ppm/30 s 0,1 et 0,25 ppm/10 min	Pas de mortalités de poissons, mais important impact sur les invertébrés. Décrochement de 70 à 100 % à 0,05 ppm/10 min. Peu d'effets sur les Chironomidae (Lauzanne & Dejoux, 1973; Obeng, 1974; Dejoux & Troubat, 1973).
Méthoxychlore 30 % CE	0,3 ppm/10 min	Aucune mortalité de poissons, mais décrochement considérable des invertébrés (Paugy & Coulibaly, 1982).
Méthiocarbe de Bayer (Poudre mouillable) (OMS 0093)	0,112 ppm/10 min 0,8 ppm/10 min	Aucun effet apparent sur les poissons et les crevettes. Forte toxicité sur les invertébrés et mauvaise formulation (Yaméogo, 1982).
Méthyl dursban 22,1 % CE; 20 % CE et 13,5 % CE (OMS 1155)	0,05, 0,1 et 0,25 ppm/10 min 0,25 ppm/2 min et 1 ppm/30 s 0,5 ppm/10 min	Aucun effet sur les poissons et crevettes. Forte mortalité des invertébrés à 0,5 ppm/10 min. Les solvants semblent être sans effet sur les organismes testés.
MT-115000 de Mitsui Toatsu Chemo 92,7 % CE et 20 % CE (OMS 3002)	0,05, 0,1 et 0,2 ppm/10 min	Toxicité marquée sur les coléoptères et hémiptères. Aucun effet apparent sur les poissons avec la formulation EC, mais efficacité insuffisante sur <i>S. damnosum</i> (Paugy & Coulibaly, 1982; Yaméogo, 1982).
OMS 2013 21,2 % CE	0,015 ppm/10 min	Toxicité proche de celle de la perméthrine.
pp 321 ou OMS 3021 20 % CE	0,01 ppm/10 min	Toxicité comparable à celle de la perméthrine.
Perméthrine Talcord de Shell 20 % CE (OMS 1993)	0,15 ppm/10 min 0,02 ppm/10 min 0,015 ppm/10 min, 30 min et 60 min	Très forte toxicité aux basses eaux. Produit proposé pour les hautes eaux pendant de courtes périodes. Aucun effet sur les poissons à 0,15 ppm/10 min, par contre importantes mortalités chez les crevettes (Paugy <i>et al.</i> , 1984; Elouard & Hideux, 1984).
Perméthrine Coopex de Wellcome 20 % CE	0,015 ppm/10 min	Effets non significativement différents de ceux du Talcord (Paugy <i>et al.</i> , 1984).
Propoxur de Bayer 20 % CE (OMS 0033)	0,05 ppm/10 min	Faible toxicité sur la faune non-cible, mais efficacité insuffisante contre <i>S. damnosum</i> .
Perméthrine Pounce de FMC 40/60 flouable 10 % (OMS 1821)	0,015 ppm/10 min	Toxicité globale non significativement différente de celle des autres perméthrines.
Reldan® = chlorpyrifos méthyl Microcapsules solubles à 100 g de matière active/l (OMS 1155)	0,1 ppm/10 min	Forte toxicité générale avec une formulation techniquement instable (forte cristallisation) (Dejoux & Guillet 1980).

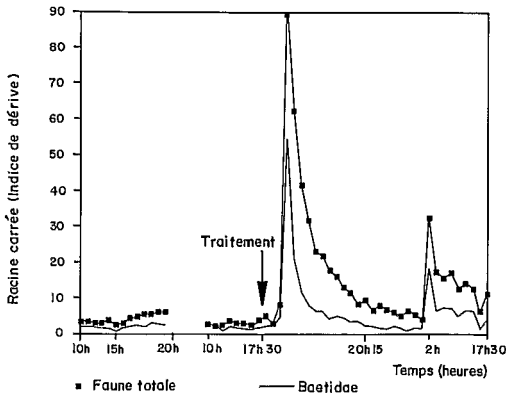


Figure 2. Cinétique en 48 heures de la dérive des Baetidae et de la faune totale à Okakro avant et après un traitement à la perméthrine du Sassandra en Côte d'Ivoire (du 31 au 15 août 1984).

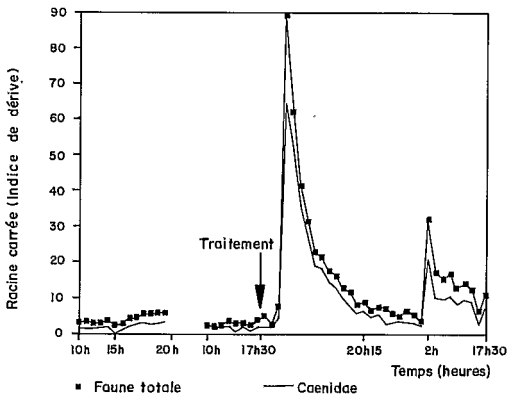


Figure 3. Cinétique en 48 heures de la dérive des Caenidae et de la faune totale à Okakro avant et après un traitement à la perméthrine du Sassandra en Côte d'Ivoire (du 13 au 15 août 1984).

cible confirment les observations faites plus haut, à savoir: (1) une augmentation de l'intensité de la dérive après traitement au téméphos entraînant un décrochement global des organismes compris entre 10 % et 30 %; (2) un effet plus marqué sur une faune vierge que sur une faune régulièrement traitée; (3) une sensibilité plus grande des éphéméroptères (*Afronurus* sp., *Caenomedeia* sp., *Pseudocloeon bertrandii*) et de *Chimarra* sp. (trichoptères: Philopotamidae).

Le chlorphoxime (organophosphoré en concentré émulsifiable à 20 % de matière active) utilisé à la dose de 0,025 mg/l/10 min de manière sélective dans les zones où est apparue une résistance à l'Abate® chez certains cytotypes forestiers du vecteur, présente les caractéristiques suivantes: (1) augmentation brutale et importante de l'intensité de la dérive intervenant juste après

épandage du larvicide; (2) décrochement global des organismes en gouttières, compris entre 40 % et 80 % (Yaméogo, 1982); (3) rapport d'augmentation maximale de l'intensité de la dérive (rapport de la valeur maximale de l'indice de dérive après traitement à sa valeur normale estimée avant le passage de l'insecticide) compris entre 100 et 200 (Gibon & Troubat, 1980); (4) groupes taxonomiques dominants dans la dérive pratiquement les mêmes que dans le cas de l'Abate® (Dejoux et al., 1979b); (5) effet sur les invertébrés aquatiques plus marqué qu'avec l'Abate®.

Quant au *B.t.* H-14, ses effets à court terme sur la faune aquatique non-cible peuvent se résumer ainsi: (1) mis à part le «reste de la faune» qui correspond à un ensemble de taxons variés, aux faibles effectifs, ce sont les chironomides qui réagissent le plus fortement au traitement (Sinègre et al., 1979; Yaméogo, 1980; Gibon et al., 1980); (2) le rapport d'augmentation maximale de l'intensité de la dérive est généralement inférieur à 5 (dose: 1,6 mg/l/10 min); (3) le pourcentage de décrochement en gouttière de la faune non-cible est très peu différent de celui enregistré dans le témoin.

Il ressort de ce qui précède un effet à court terme plus marqué des organophosphorés (Abate® et surtout chlorphoxime) que du *B.t.* H-14.

Impact à moyen terme

L'impact des différents larvicides se traduit par une réduction d'abondance de certains organismes mais surtout par une modification de la structure des communautés benthiques. La baisse quantitative globale comprend en réalité une prolifération de certains organismes parallèlement à une forte diminution de certains autres.

Les effets des traitements hebdomadaires à l'Abate® se manifestent à moyen terme par l'établissement d'une structure de communautés différente de celle des zones non traitées et de la période d'avant traitement. Ainsi, l'on enregistre une prolifération des chironomides Tanytarsini et de *Simulium schoutedeni* dans certains cas, une raréfaction des Tricorythidae et de certaines espèces de Baetidae (*Pseudocloeon* sp., *Centroptilum* sp.) dans d'autres. D'autre part, le rythme nyctéméral de la dérive est également affecté; il devient moins marqué et est pratiquement imperceptible après plusieurs mois d'épandages (Dejoux et al., 1980; Elouard, 1983).

Le chlorphoxime induit une modification de la structure des entomocénoses benthiques qui est plus prononcée que dans le cas de l'Abate®. Les Orthoclaadiinae (Chironomidae) sont favorisés mais les autres groupes taxonomiques subissent de

mulation et de coûts. Par ailleurs, comme nous le verrons plus loin, des modifications semblent intervenir dans les peuplements après quelques années d'utilisation de ce larvicide.

Quant à l'Abate®, le niveau d'impact est considéré comme acceptable mais la résistance apparue chez certains cytotypes du vecteur limite actuellement son utilisation. Le chlorphoxime, autre organophosphoré plus toxique pour la faune non-cible, a également provoqué un phénomène de résistance. Les carbamates et pyréthrinoides testés sont d'une manière générale très toxiques à court terme vis-à-vis de la faune non-cible, mais les études se poursuivent afin de mieux appréhender l'impact à moyen terme de quelques formulations appartenant à ces familles chimiques. Signalons néanmoins que les effets à court terme de ces larvicides sont plus néfastes que ceux des larvicides opérationnels (Abate®, chlorphoxime et *B.t. H-14*). Le rapport d'augmentation maximale (rapport de la valeur maximale de l'indice de dérive après traitement à sa valeur normale estimée avant le passage de l'insecticide) est compris entre 600 et 900 pour la perméthrine. Les Baetidae et Hepatogeniidae (éphéméroptères) sont très sensibles à ce produit; par contre les Chironomini (Chironomidae) sont peu affectés. Exception faite des Chironomidae et des stades âgés de trichoptères, tous les autres groupes taxonomiques subissent d'importantes réductions d'abondance.

Quant au carbosulfan, le rapport d'augmentation est compris entre 40 et 200; ce qui le rapproche du chlorphoxime. Contrairement à la perméthrine, le carbosulfan affecte les Chironomini à très court terme; ce sont les Tanytarsini qui sont les moins sensibles.

Après plusieurs semaines d'applications hebdomadaires, la perméthrine entraîne une forte réduction des densités d'organismes et de profondes modifications de la structure des peuplements. Dans les conditions d'emploi de ce larvicide (hautes eaux et limitation aux grands cours d'eau où ont été identifiées des simuliés résistantes aux organophosphorés) la recolonisation est quasi-totale 4 à 5 mois après l'arrêt des traitements. Avec le carbosulfan, les modifications constatées tant sur les densités que sur la structure des communautés benthiques sont moins importantes, entraînant une plus grande vitesse de repeuplement (1 à 2 mois). L'utilisation éventuelle de ces produits serait de toute façon limitée à des circonstances exceptionnelles et l'on s'entourerait du maximum de précautions concernant les dosages et les portées utiles des produits.

Des études menées sur la capacité d'accumulation dans les boues des différents larvicides utilisés par le Programme montrent que la réma-

nence de ces produits est faible en milieu tropical (de Heer *et al.*, 1987). Seules des traces non significatives de perméthrine ont été retrouvées dans les boues après 15 semaines de traitements hebdomadaires d'un cours d'eau à la dose de 0,015 mg/l/10 min.

Effets, sur la faune non-cible, des larvicides utilisés dans la lutte contre l'onchocercose

ÉTUDE SUIVIE DES PEUPELEMENTS D'INVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Impact à très court terme

Dans l'aire du Programme, quelque soit l'intensité de l'activité biologique des rivières, les valeurs de l'indice de dérive de jour mesuré 1 h 30 avant le coucher du soleil varient entre 0,20 et 4. Les traitements ont pour effet une augmentation à court terme de cette valeur en fonction de la nature et de la concentration du larvicide utilisé, de la distance entre les points d'épandage et d'échantillonnage et de la nature du cours d'eau (régulièrement traité ou pas).

Ainsi, sur un cours d'eau traité pour la première fois à l'Abate® (Abate 200 CE Procida®), l'incidence du produit sur l'intensité de la dérive est nette mais variable en fonction de la dose (Dejoux, 1977; Dejoux, 1978; Elouard & Troubat, 1979). Si l'augmentation de l'intensité de la dérive est manifeste après traitement, tous les taxons ne réagissent pas toutefois de la même manière à l'insecticide. Les éphéméroptères Baetidae et Caenidae, les jeunes stades de trichoptères ainsi que les diptères-Chironomidae sont généralement ceux qui influencent l'intensité de la dérive (fig. 2 et 3).

Dans un cours d'eau traité, l'impact d'un traitement isolé est moins ressenti sur l'intensité de la dérive même si la dose qui y est appliquée est plus forte (Dejoux & Elouard, 1977). Les groupes taxonomiques affectés réagissent globalement de la même manière que précédemment. Tout se passe comme si la faune présente dans les rivières régulièrement traitées avait subi une certaine sélection ou manifestait une tolérance plus grande par accoutumance au toxique que celle des rivières non traitées.

Dans l'ensemble, les indices de dérive après traitement de l'Abate® (0,1 ppm/10 min) peuvent atteindre des valeurs 10 à 100 fois supérieures à la normale, témoignant ainsi d'un fort décrochement des organismes de leurs substrats.

Des expériences réalisées en gouttières (Dejoux & Troubat, 1976; Dejoux, 1978; Gibon & Troubat, 1982) pour permettre une bonne quantification de l'impact de l'Abate® sur la faune non-

fortes variations d'abondance. Une rapide recolonisation intervient cependant après l'arrêt des traitements (Dejoux *et al.*, 1981, 1982). Rappelons que l'utilisation de ce produit est limitée à certaines zones où est apparue une résistance du vecteur à l'Abate®. Par ailleurs les traitements sont réalisés lors des hautes eaux, ce qui atténue l'agressivité du produit vis-à-vis de la faune non-cible.

Si, à très court terme, *B.t.* H-14 présente une quasi-totale innocuité sur la faune non-cible, son utilisation répétée entraîne quand même à moyen terme une prédominance des Ecnomidae et Hydropsychidae (trichoptères) dans le milieu et un impact assez sensible sur *Orthotrichia* sp. (trichoptères: Hydroptilidae) et les Orthocladinae (diptères: Chironomidae) (Dejoux *et al.*, 1985).

Dans les zones du Programme où se manifeste une résistance, deux à trois larvicides sont employés alternativement suivant une stratégie bien définie afin de juguler le problème. Bien que les effets individuels de ces produits (Abate®, chlorphoxime et *B.t.* H-14) soient assez bien connus, leur utilisation alternée pose le problème de savoir si les groupes partiellement affectés par l'utilisation d'un insecticide pourront retrouver leur importance dans le milieu ou si, au contraire, l'alternance produira des effets cumulés catastrophiques sur l'environnement. Les premiers résultats indiquent que l'alternance telle que pratiquée par l'O.C.P. sur la basse Marahoué, n'affecte pas beaucoup plus les populations des insectes aquatiques que chaque larvicide pris séparément. On ne peut cependant pas affirmer que cela sera valable pour d'autres insecticides dans le cas d'autres types d'alternance.

Potentiel de recolonisation

Les traitements des biefs de cours d'eau favorables au développement des stades larvaires du vecteur n'affectent, au plus fort de la saison des pluies, que 14 000 km de rivière sur les 23 000 km comportant des gîtes potentiels. Par ailleurs, des suspensions de traitement sont opérées, ramenant souvent, en saison sèche, la longueur des cours d'eau soumis au traitement à moins de 1500 km sur une moyenne de 5 000 km de rivières présentant un écoulement.

Cette stratégie de traitement permet d'avoir, au niveau d'un bassin versant, d'importantes zones non traitées, ne serait-ce que pendant une partie de l'année, ou peu affectées par des épandages réalisés à des dizaines de kilomètres en amont, ce qui est très favorable à la reconstitution des peuplements d'invertébrés benthiques des biefs soumis à l'impact maximal des pesticides.

Une étude menée en Côte d'Ivoire sur le N'Zi (Gibon *et al.*, 1983) montre que les affluents et

hauts cours non traités présentent une faune entomologique riche, diversifiée et constituée en majorité d'espèces peuplant les sites traités. Ces affluents pourraient donc jouer le rôle de réservoir ou de zone refuge, même dans le cas d'impacts très grave des traitements, à condition toutefois que ces effets ne se produisent pas en fin de saison sèche, période d'assèchement de la plupart des affluents.

D'autre part, les résultats enregistrés jusqu'à présent par la surveillance de routine ne font état d'aucune disparition de groupes taxonomiques. Les réductions de densité de certains groupes (trichoptères: Macronematinae, des genres *Macronema* et *Protomacronema*; éphéméroptères: Baetidae et Tricorythidae) s'effectuent parallèlement à une prolifération des chironomides. Il s'agit beaucoup plus d'une modification de la structure des peuplements, qui est par ailleurs réversible comme cela a été observé sur la Volta rouge en 1982 après que les traitements commencés en 1976 aient été interrompus en 1981 (Guenda, 1983).

Ainsi, les rivières de la zone du Programme semblent avoir une très forte résilience et une grande capacité de recolonisation.

ÉTUDE SUIVIE DES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES

Impact à très court terme

Différents tests réalisés en laboratoire indiquent que l'Abate®, le chlorphoxime et *B.t.* H-14 ne provoquent pas, à très court terme et aux doses opérationnelles, de mortalité directe de poissons. Des doses de 0,5 mg/l d'Abate® pour un temps d'exposition de 10 min (soit cinq fois la dose opérationnelle) n'entraînent pas non plus de mortalité des espèces testées. Par ailleurs les essais en rivières et les traitements opérationnels réalisés à l'aide des larvicides n'ont pas provoqué d'effets particuliers à court terme sur les poissons.

Impact à moyen et à long terme

Les résultats enregistrés par la surveillance de routine des rivières traitées dans le cadre du Programme ne font pas apparaître un impact des insecticides utilisés jusqu'ici sur les peuplements ichtyologiques. Après 10 ans d'observations les captures par unité d'effort et le nombre d'espèces capturées sont du même ordre de grandeur qu'au début des traitements (fig. 4). En réalité l'évolution des captures est fortement influencée par l'hydrologie. Dans les rivières de savane comprises dans la zone du Programme, il existe un cycle saisonnier bien marqué avec une longue période d'étiage (janvier à juin) et une période de crue (août à novembre). Avec les engins de pêche utilisés, les captures sont en général plus importantes en

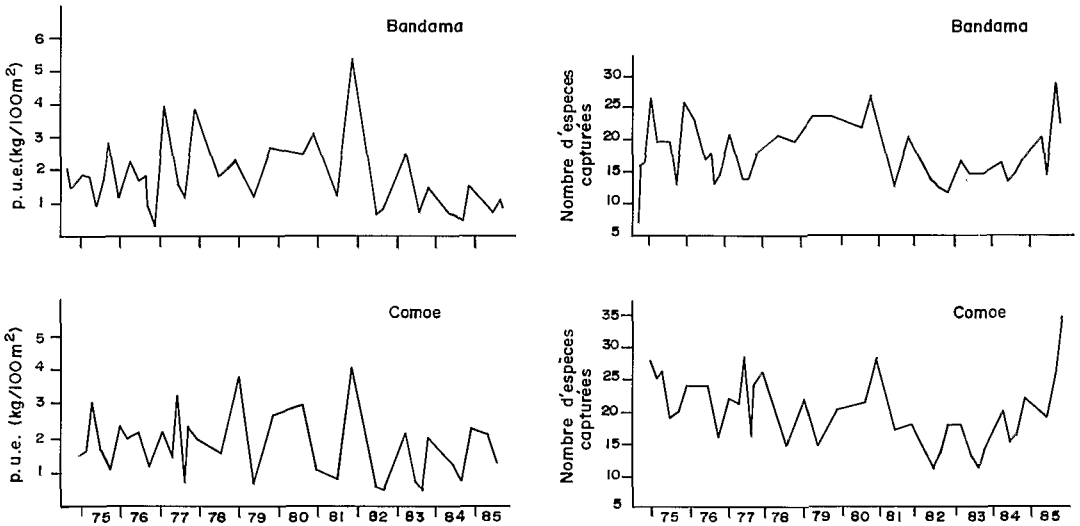


Figure 4. Évolution de 1975 à 1985 des prises par unité d'effort (p.u.e.) et du nombre d'espèces capturées dans les pêches expérimentales au filet maillant pour deux stations de surveillance: Bandama blanc et Comoé (Côte d'Ivoire).

fin de crue et en début d'étiage. D'autre part, il existe de fortes variations interannuelles de la pluviométrie et de l'hydrologie, les années de faible hydraulité étant généralement suivies par une diminution des captures, voire du nombre d'espèces.

C'est un phénomène bien connu en zone tropicale, où le succès de la reproduction et du recrutement des juvéniles dépend de la durée et de l'importance de la période d'inondation (Welcome, 1979). Les modifications observées dans la composition des captures sont, du reste, également observées dans des rivières témoins non traitées (Abban & Samman, 1982). C'est le cas en particulier pour l'espèce *Schille mystus* Linné, abondante en 1975, et qui avait pratiquement disparu entre 1979 et 1981 pour réapparaître en abondance ces dernières années, alors que les rivières étaient traitées avec la même intensité.

Le coefficient de condition des poissons ne s'est pas non plus sensiblement modifié au cours des dix ans d'observation, oscillant autour d'une valeur moyenne à long terme. Pour les principales espèces, on a pu montrer que les contenus stomacaux étaient sensiblement les mêmes en zone traitée ou non (Vidy, 1976) et les informations dont nous disposons ne font pas état d'une modification de la composition des proies. Il semble donc que les poissons continuent à trouver dans les milieux traités une nourriture suffisante et diversifiée.

L'activité acétylcholinestérasique du cerveau des poissons en rivière n'est pas modifiée par les épandages d'Abate®. Par contre, en laboratoire les poissons présentent une diminution d'activité

acétylcholinestérasique cérébrale de près de 25 % (Gras *et al.*, 1982) avec l'Abate®. De même, des poissons placés dans des cages immergées au niveau des gîtes traités au chlorphoxime voient leur activité se réduire de 31 % environ (Antwi, 1983, 1984).

Enfin, si le téméphos ne semble pas avoir un impact direct sur les poissons dans la nature, il peut s'accumuler dans les tissus (Quélenec *et al.*, 1977). La quantité d'insecticide accumulée est plus forte en saison sèche qu'en saison des pluies et varie suivant les espèces, mais elle décroît assez rapidement entre deux épandages. De plus les valeurs enregistrées sont inférieures à celles généralement admises par les normes de l'O.M.S.

Conclusion

La stratégie de lutte adoptée par le Programme de lutte contre l'onchocercose (O.C.P.) laisse une place importante aux suspensions de traitements et aux épandages sélectifs. De plus, de nombreux affluents et hauts cours de rivières ne sont pas ou sont peu affectés par la lutte larvicide, ce qui permet l'existence de réservoirs ou zones refuges présentant une faune entomologique diversifiée et constituée en majorité d'espèces peuplant les gîtes traités. D'une manière générale seulement environ 60 % du réseau potentiel est traité.

Les résultats enregistrés jusqu'à nos jours ne font état d'aucune disparition de groupes taxonomiques. Les réductions de densités de certains groupes d'invertébrés saxicoles s'effectuent parallèlement à une «prolifération» de certains autres

(Chironomidae essentiellement). On a surtout affaire à des modifications de la structure des peuplements, qui sont d'ailleurs réversibles comme nous l'avons constaté sur des cours d'eau comme la Volta rouge après interruption des traitements. La catastrophe écologique tant redoutée au début du Programme ne s'est pas produite et les résultats enregistrés jusque là n'indiquent pas non plus une évolution dans ce sens. Ainsi les rivières de la zone du Programme semblent avoir une très forte résilience et une grande capacité de recolonisation.

Le Programme met un accent particulier sur la sélection des larvicides et a mis également en place des structures de surveillance qui lui permettent de suivre régulièrement la situation écologique des principaux cours d'eau traités. Soulignons d'ailleurs que l'O.C.P. est le seul Programme au monde, de cette envergure, à accorder une telle place de choix à l'étude de l'impact écologique de ses activités.

Références

- ABBAN, E. K. & J. SAMMAN, 1982. Further observations on the effect of Abate on fish catches. — *Envir. Pollut.*, A, 27: 245-254.
- ANTWI, L. A. K., 1983. The effect of Abate and chlorphoxim on the brain acetylcholinesterase activity of fish from treated rivers in the Volta Basin area. — *Rep. Inst. aquat. Biol.*, Ghana, 25 p.
- ANTWI, L. A. K., 1984. The effect of Abate on the brain acetylcholinesterase activity from two treated rivers in the Upper Volta: rivers White Volta and Black Volta. — *Rep. Onchocerciasis Control Programme, Vect. Cont. Unit, Hydrobiology*, no. 84.13.
- DE HEER, H., C. J. SCHUT, N. W. H. HOUX, A. DEKKER & S. J. H. CRUM, 1987. Carbosulfan, chlorphoxim, perméthrin and temephos in sediment and water from treated rivers in Ivory Coast, Guinea and Ghana. — *Rep. Inst. Pest. Res.*, Wageningen. The Netherlands. 38 p.
- DEJOUX, C. & J. J. TROUBAT, 1973. Étude en laboratoire de la toxicité sur la faune non cible de nouveaux insecticides employés en lutte anti-simulies. 1ère partie: action sur les insectes, les batraciens et sur *Bulinus forskalii* (mollusque). — *Rapp. ORSTOM*, N'Djamena, 30 p.
- DEJOUX, C., 1975. Nouvelle technique pour tester *in situ* l'impact de pesticides sur la faune aquatique non cible. — *Cah. ORSTOM, sér. Ent. Parasitol.*, 13 (2): 75-80.
- DEJOUX, C. & J. J. TROUBAT, 1976. Toxicité comparée de deux insecticides organophosphorés sur la faune aquatique non cible en milieu tropical. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 1, 60 p.
- DEJOUX, C. & J. M. ELOUARD, 1977. Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. Cinétique de décrochement à court et à moyen terme. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 4, 33 p.
- DEJOUX, C., 1977. Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. III: Effets des premiers traitements de la Bagoué. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 14, 31 p.
- DEJOUX, C., 1978. Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. V: Effets des premiers traitements de la Maraoué. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 19, 9 p.
- DEJOUX, C., 1979. Recherches préliminaires concernant l'action de *Bacillus thuringiensis israelensis* de Barjac sur la faune invertébrés d'un cours d'eau tropical. — *WHO, Vect. Biol. Cont.*, no 79.721, 11 p.
- DEJOUX, C., J. M. ELOUARD, C. LÉVÊQUE & J. J. TROUBAT, 1979a. La lutte contre *Simulium damnosum* en Afrique de l'Ouest et la protection du milieu aquatique. — Pages 873-883 in C.r. du Congrès de Marseille sur la lutte contre les insectes en milieu tropical, II.
- DEJOUX, C., G. MENSAH & J. J. TROUBAT, 1979b. Toxicité pour la faune aquatique non cible de nouveaux insecticides anti-simulidiens. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 27, 56 p.
- DEJOUX, C., J. M. ELOUARD, J. M. JESTIN, F. M. GIBON & J. J. TROUBAT, 1980. Action du téméphos (Abate) sur les invertébrés aquatiques. VIII — Mise en évidence d'un impact à long terme après six années de surveillance. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 36, 60 p.
- DEJOUX, C. & P. GUILLET, 1980. Evaluation of new blackfly larvicides for use in onchocerciasis control in West Africa. — *WHO, Vect. Biol. Cont.*, no. 80.783, 19 p.
- DEJOUX, C., 1980. Effets marginaux de la lutte chimique contre *Simulium damnosum*, Techniques d'étude. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 35, 64 p.
- DEJOUX, C., F. M. GIBON & J. J. TROUBAT, 1981. Impact de six semaines de traitement au chlorphoxim sur les invertébrés du bassin du Bandama. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 41, 27 p.
- DEJOUX, C., F. M. GIBON, F. LARDEUX & A. OUAT-TARA, 1982. Estimation de l'impact du traitement au chlorphoxim de quelques rivières de Côte d'Ivoire durant la saison des pluies 1981. — *Rapp. ORSTOM*, Bouaké, n° 47, 62 p.
- DEJOUX, C., 1983. Toxicité pour la faune aquatique non cible de quelques insecticides antisimulidiens. III: La deltaméthrine. — *Rev. Hydrobiol. trop.*, 16: 263-275.
- DEJOUX, C., J. M. JESTIN & J. J. TROUBAT, 1983. Validité de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. — *Rev. Hydrobiol. trop.*, 16: 181-193.
- DEJOUX, C., F. M. GIBON & L. YAMÉOGO, 1985. Toxicité pour la faune non cible de quelques insecticides nouveaux utilisés en milieu aquatique tropical. IV: *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* H-14. — *Rev. Hydrobiol. trop.*, 18: 31-49.
- ELOUARD, J. M., 1983. Impact d'un insecticide organophosphoré (le téméphos) sur les entomocenoses associées aux stades préimaginaux du complexe *Simulium damnosum* Theobald (Diptera-Simuliidae). — Thèse Doctorat, Université Paris-Sud, 347 p.
- ELOUARD, J. M. & P. HIDEUX, 1984. Test à moyen terme de la toxicité de la perméthrine épanchée sur le *Sassandra* dans le cadre du Programme de lutte contre l'onchocercose. — *Rapp. ORSTOM*, Bamako, n° 3, 13 p.

- ELOUARD, J. M. & C. LÉVÊQUE, 1977. Rythme nyctéméral de dérive des insectes et des poissons dans les rivières de Côte d'Ivoire. — Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol., 11 (2): 179-183.
- ELOUARD, J. M., & J. J. TROUBAT, 1979. Action de l'Abate® (téméphos) sur les invertébrés aquatiques. VII: Effets des premiers traitements de la basse Marahoué. — Rapp. ORSTOM, Bouaké, n° 32, 33 p.
- GIBON, F. M. & J. J. TROUBAT, 1980. Effets d'un traitement au chlorphoxim sur la dérive des invertébrés benthiques. — Rapp. ORSTOM, Bouaké, n° 37, 12 p.
- GIBON, F. M., J. M. ELOUARD & J. J. TROUBAT, 1980. Action du *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* sur les invertébrés aquatiques. I: Effets d'un traitement expérimental sur la Maraoué. — Rapp. ORSTOM, Bouaké, n° 38, 15 p.
- GIBON, F. M. & J. J. TROUBAT, 1982. Effets du téméphos sulfone sur les invertébrés aquatiques. I: toxicité comparée du téméphos et du téméphos sulfone. — Rapp. ORSTOM, Bouaké, n° 49, 8 p.
- GIBON, F. M., J. J. TROUBAT & M. BIHOUM, 1983. Recherches sur la faune invertébrée benthique des cours d'eau non traités aux larvicides antisimulidiens. — Rapp. ORSTOM, Bouaké, n° 50, 30 p.
- GRAS, G., C. PELLISSIER & D. LEUNG TACK, 1982. Étude expérimentale de l'action du téméphos sur l'activité acétylcholinestérasique du cerveau de *Tilapia guineensis*. — WHO, Vect. Biol. Cont., no. 82.868, 13 p.
- GUENDA, W., 1983. Surveillance écologique de la Volta rouge. — Rapp. a. Inst. Sup. Polytechn., Programme de lutte contre l'onchocercose, Ouagadougou, 1982, 8 p.
- GUILLET, P., M. ESCAFFRE, M. OUEDRAOGO & D. QUILLVERE, 1980. Note préliminaire sur une résistance au téméphos dans le complexe *Simulium damnosum* (*S. sanctipauli* et *S. soubrense*) en Côte d'Ivoire (Zone du Programme de lutte contre l'Onchocercose dans la région du bassin de la Volta). — WHO, Vect. Biol. Cont., no. 80.784, 19 p.
- LAUZANNE, L. & C. DEJOUX, 1973. Étude de terrain de la toxicité sur la faune aquatique non cible de nouveaux insecticides employés en lutte antisimulies. — Rapp. ORSTOM, N'Djamena, 38 p.
- LÉVÊQUE, C., M. ODEI & M. PUGH THOMAS, 1979. The Onchocerciasis Control Programme and the monitoring of its effects on the riverine biology of the Volta River Basin. — Pages 133-143 in F. H. Perring & K. Mellanby (ed.): Ecological effects of pesticides, Linnean Society Symposium series, 5, Academic Press, London, 193 p.
- OBENG, L., 1974. Comparative toxicity to non target organisms of five Simulium larvicides. — Rep. Inst. aquat. Biol., Achimota (Ghana), no. IAB/WHO/74-10, 12 p.
- PAUGY, D. & B. COULIBALY, 1982. Effet d'un traitement au propoxur (0,05 ppm/10 mn) sur la dérive des invertébrés benthiques de la Wawa. — Rep. Onchocerciasis Control Programme, Ouagadougou, 5 p.
- PAUGY, D., 1983. Initiation aux techniques et méthodes applicables pour la surveillance ichtyologique des cours d'eau tropicaux. Théorie et exemples pratiques. — Rep. Onchocerciasis Control Programme, Ouagadougou, 62 p.
- PAUGY, D., L. YAMÉOGO, M. BIHOUM & B. COULIBALY, 1984. Short-term impact of permethrin on the non-target aquatic fauna. — Rep. Onchocerciasis Control Programme, Vect. Cont. Unit, no. 84.14, 14 p.
- QUÉLENNEC, G., J. W. MILES, C. DEJOUX & B. de MERONA, 1977. Chemical monitoring for temephos in mud, oysters and fish from rivers within the Onchocerciasis Control Programme in the Volta basin area. — Rep. WHO, Vect. Biol. Cont., no. 683, 6 p.
- SINEGRE, G., B. GAVEN & J. L. JULLIEN, 1979. Sécurité d'emploi du sérotype H-14 de *Bacillus thuringiensis* pour la faune non-cible des gîtes à moustiques du littoral méditerranéen français. — Rev. Hydrobiol. trop., 14: 149-152.
- STATZNER, B., 1979. The effect of a large field application of chlorphoxim on the benthic invertebrates in the N'Zi river (Ivory Coast). — WHO, Doc. à diffusion restreinte, 72 p.
- SURBER, E. W., 1937. Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. — Trans. Am. Fish. Soc., 66: 193-202.
- TROUBAT, J. J., 1981. Dispositif à gouttières multiples destiné à tester *in situ* la toxicité des insecticides vis-à-vis des invertébrés benthiques. — Rev. Hydrobiol. trop., 14: 149-152.
- TROUBAT, J. J. & F. LARDEUX, 1982. Toxicité pour la faune aquatique de quelques larvicides antisimulidiens. I. Le G. H. 74 R. — Rev. Hydrobiol. trop., 15: 15-21.
- VIDY, G. 1976. Étude du régime alimentaire de quelques poissons insectivores dans les rivières de Côte d'Ivoire. Recherche de l'influence des traitements effectués dans le cadre de la lutte contre l'onchocercose. — Rapp. ORSTOM, Bouaké, n° 2, 36 p.
- WELCOME, R. L., 1979. Fisheries ecology of floodplain rivers. — Longman, London, 317 p.
- YAMÉOGO, L. 1980. Modification des entomocenoses d'un cours d'eau tropical soumis à un traitement antisimulidien avec *Bacillus thuringiensis* var *israelensis*. — Mémoire d'ingénieur, Université Ouagadougou, 127 p.
- YAMÉOGO, L., 1982. Surveillance du milieu aquatique en connexion avec des tests de nouveaux larvicides antisimulidiens. — Rapp. OMS, Ouagadougou, 27 p.
- YAMÉOGO, L., 1984. Impact à court terme sur la faune non-cible des traitements larvicides contre *Simulium damnosum*. Techniques d'études. — Doc. WHO, Onchocerciasis Control Programme, Ouagadougou, 23 p.
- YAMÉOGO, L., M. BIHOUM & B. COULIBALY, 1984. Short-term effects of Azamethifos on non-target aquatic invertebrates. — Rep. Onchocerciasis Control Programme, Vect. Cont. Unit, Hydrobiol., no. 84.15, 6 p.
- ZERABO, D. G., J. HENDERICKX, P. POUUDIOUGO & C. DEJOUX, 1980. Résultats d'une campagne expérimentale antisimulidienne avec l'Abate Cyanamid 200 CE, lot. 73. — Rep. WHO, Onchocerciasis Control Programme, Bobo Dioulasso, 17 p.