

**CONSEQUENCES ECOTOXICOLOGIQUES DE LA LUTTE
ANTIVECTORIELLE EN PAYS TROPICAUX: LA SITUATION DES
MILIEUX LOTIQUES AFRICAINS**

**ECOTOXICOLOGICAL CONSEQUENCES OF THE ANTIVECTORIAL
BATTLE IN TROPICAL COUNTRIES: THE SITUATION IN AFRICAN
LOTIC ECOSYSTEMS**

CLAUDE DEJOUX

ORSTOM, 213 rue La Fayette, 75480 Paris cedex 10 (France)

RÉSUMÉ

La lutte chimique contre deux grandes endémies (onchocercose et trypanosomiase) nécessite en Afrique l'emploi à grande échelle de pesticides. Les produits utilisés sont presque tous toxiques pour l'environnement aquatique et leur application se traduit par des réactions diverses des organismes, allant de la simple traumatisation à la mort. Par le biais d'exemples précis basés sur des études d'impact, un panorama est dressé des conséquences pour les écosystèmes lotiques africains de l'emploi des principaux insecticides antismulidiens et anti-glossines.

ABSTRACT

The chemical control of two important diseases (onchocerciasis and trypanosomiasis) in Africa is based on the large-scale use of pesticides. The compounds used are all quite toxic to aquatic environments and their application induces different reactions of organisms, from light traumatization to death. Through examples based on impact studies, an overview of ecological consequences for African lotic ecosystems is presented, related to the utilization of the most important insecticides employed against Simuliidae and tse-tse flies.

Avec un taux de croissance très élevé et un climat à dominance tropicale, l'Afrique se trouve confrontée à d'énormes risques de santé qui nécessitent la mise en place d'une lutte anti-endémique efficace s'appuyant sur l'utilisation de pesticides à grande échelle.

Cette lutte présente des modalités de mise en oeuvre spécifiques à chaque endémie, les produits employés pouvant être directement introduits dans les milieux lotiques, ou non. Malgré cela, la dynamique même de l'hydrosphère (lessivage, ruissellement, hydrolyse) implique que finalement une grande proportion des pesticides employés est susceptible de se retrouver dans les cours d'eau. Nous avons choisi de présenter les conséquences écologiques de la lutte chimique anti-endémique en nous basant sur deux cas, le contrôle de l'onchocercose et la lutte contre les trypanosomiasés.

5 MAI 1991

ORSTOM Fonds Documentaire

N° : 34003, cv 1

Cote :

B 11

P44

LA LUTTE CONTRE L'ONCHOCERCOSE

C'est probablement dans ce domaine que la contamination des fleuves et rivières est la plus évidente, dans la mesure où l'on s'attaque à la phase larvaire du vecteur, *Simulium damnosum*, qui peuple les rapides des grands fleuves tropicaux, aussi bien que les biefs bien oxygénés des rivières de moindre importance. Les pesticides utilisés sont alors directement introduits dans les cours d'eau, en amont des zones de concentration des larves, que l'on nomme gîtes larvaires. On retrouvera tous les renseignements utiles concernant les modalités de la lutte antisimulidienne et les principes qui la dirigent dans les travaux publiés par l'OMS (Anon., 1973), Quélenec (1978) ou Dejoux (1988). Nous nous bornerons ici à présenter ses conséquences sur les milieux traités.

Produits utilisés et intensité d'application

Entre 1944 et 1965, 25 campagnes ont été conduites en Afrique. Presque toutes utilisaient le DDT à des concentrations variant entre 0,03 et 5 ppm, pour des temps d'application de 30 min (Le Berre et al., 1976). Par la suite, de 1966 à 1970 plus de 60 tonnes de produit technique ont été utilisées chaque année contre les seuls Simuliidae.

L'apparition d'une certaine résistance de *Simulium damnosum* au DDT, mais aussi la prise de conscience de sa toxicité, ont conduit à rechercher des produits de remplacement.

L'expérimentation de nouveaux insecticides antisimulidiens a été très intense voici une quinzaine d'années quand l'OMS, avec l'accord des Pays concernés, décida de réaliser une vaste campagne couvrant la majeure partie

TABLEAU 1

Liste des principaux produits chimiques testés in situ contre *Simulium damnosum* et leur échelle de toxicité pour la faune aquatique non cible, aux doses actives contre les simules (+ = peu toxique. +++ = très toxique)

Produits testés	Toxicité	Produits testés	Toxicité
Azaméthiphos	++	Lindane	+++
Bromophos	++	Lodofenphos	++
Carbaryl	++	Méthiocarbe	+++
Chlorphoxim	++	Méthoxychlore	++
Chlorpyrifos	++	Méthyl dursban	+
Chlorpyrifos méthyl (Reldan)	++	Moban	++
Diméthrine	+++	MT-115 000	+++
DDT	+++	Phoxim	+++
Décaméthrine (K-Othrine)	+++	Pirimiphos méthyl (Actellic)	++
Fénitrothion	+++	Propoxur	++
GH 74	+++	Resméthrine	++
Jodfenphos	+	Shell 8280	++
Téméphos (Abate)	+	Sevin	+
Téméphos sulfone	++		

de l'Afrique de l'Ouest et devant se poursuivre une vingtaine d'années. Cette expérimentation avait pour but de déterminer le produit le plus efficace contre les similies, tout en ayant la plus faible innocuité possible pour l'environnement. Une liste des principaux produits testés est présentée dans le Tableau 1.

La majorité de ces pesticides testés in situ présentèrent une forte toxicité pour les organismes aquatiques et provoquèrent à chaque essai une contamination locale non négligeable. D'une manière générale, les observations qui accompagnèrent les expérimentations ont mis en évidence des réactions à court terme de la faune et des modifications plus lentes des biocoenoses.

Conséquences écologiques à court terme

Elles résultent de chaque expérimentation in situ d'un nouveau produit, ou découlent de chaque application hebdomadaire d'un composé utilisé en campagne. L'introduction de l'insecticide dans le milieu induit alors une mortalité directe et plus ou moins rapide d'une certaine quantité de faune des cours d'eau, qui dépend de la sensibilité des organismes présents au produit déversé, et à laquelle vient s'ajouter une mortalité dite "par conséquence". Cette dernière concerne des organismes vivants qui, choqués, sont transportés par le courant vers des zones écologiquement défavorables où ils ne pourront survivre, ou bien qui vont se trouver exposés anormalement à la prédation.

Dans ce contexte ce sont principalement les invertébrés qui présentent les plus forts taux de mortalité, les poissons ayant dans une certaine mesure une plus grande possibilité de fuite de la zone contaminée et une plus grande résistance individuelle. Une analyse détaillée des conséquences à court terme de l'expérimentation de différents produits à potentialité simulicide nous a permis de mettre en évidence les faits suivants (Dejoux, 1988).

— Selon les produits testés, la réaction des organismes est plus ou moins intense, mais toujours immédiate. Organophosphorés ou organochlorés induisent une fuite des poissons de pleine eau alors que les poissons de fond ont plutôt tendance à rechercher un abri et s'y immobiliser, changeant brusquement de place par intervalles. Les pyréthroides au contraire provoquent une fuite désordonnée de tous les poissons avec éventuellement sauts hors de l'eau, témoignant d'une forte irritation. Des concentrations plus fortes (de l'ordre de quelques ppm, pour un temps d'action de 10 min), produisent un effet de "knock down" instantané qui peut ou non conduire à la mort selon les espèces et la taille des individus.

— Les invertébrés réagissent de la même manière, quittant leur support et entrant dans la dérive. La mesure de l'intensité de ce phénomène avant et après un traitement étant d'ailleurs un moyen efficace de juger de l'intensité de son impact sur cette composante faunistique. Si nous prenons le cas du téméphos, organophosphoré qui fut sélectionné pour assurer la campagne antisimulidienne ouest africaine, nous avons pu mettre en évidence que les organismes dérivant à la suite d'un traitement isolé meurent durant les cinq premières heures qui suivent le passage du produit. Par la suite, la proportion de

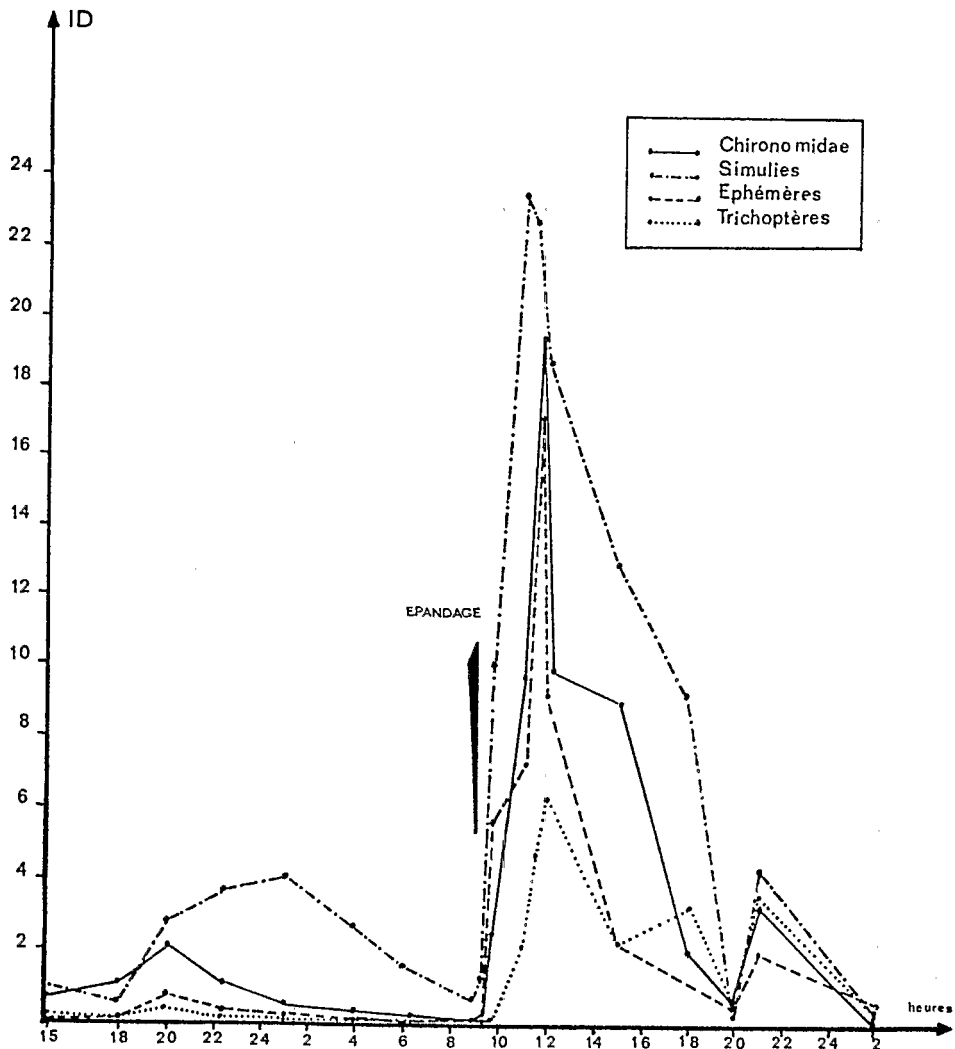


Fig. 1. Cinétique de dérive de quelques groupes d'invertébrés benthiques importants, après un épandage d'Abate 200 CE à la concentration de 0,01 ppm/10 min. Expérimentation effectuée dans le Bandama, en Côte d'Ivoire. ID = indice de dérive (D'après Dejoux et Elouard, 1977).

mortalité diminue progressivement et de nombreux individus peuvent survivre, à condition de rencontrer des conditions écologiquement viables (Dejoux, 1977) (Figs. 1 et 2).

— L'intensité de l'impact est sous la dépendance de facteurs abiotiques du milieu comme la température de l'eau ou sa charge en suspensions solides, argileuses ou organiques.

— L'accumulation du produit dans les organismes se fait très rapidement après le traitement, comme pour la majorité des insecticides testés (tout au

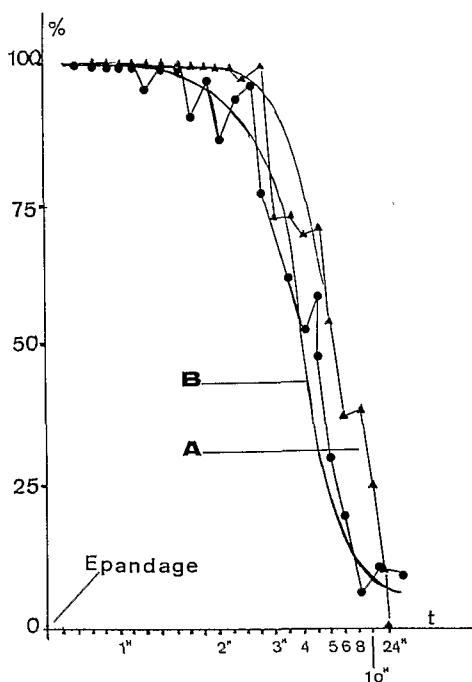


Fig. 2. Courbes des pourcentages de mortalité de deux groupes d'invertébrés benthiques récoltés dans la dérive survenant après un traitement au téméphos. (A) Chironomides; (B) Ephéméroptères. Les individus récoltés dans les prélèvements successifs sont mis en observation durant 24 h avant d'estimer leur taux de mortalité.

moins les organophosphorés), mais est contrebalancée par une forte métabolisation.

— D'une manière générale certains groupes d'invertébrés présentent une plus grande sensibilité que d'autres aux traitements. C'est le cas par exemple des Ephéméroptères Baetidae et Leptophlebiidae, des Trichoptères Hydropsychidae et des chironomides Tanytarsini.

— Dans le cas d'une application régulière de téméphos en un même lieu, la proportion relative des invertébrés qui à chaque traitement passe dans la dérive, a tendance à diminuer durant une première phase couvrant plus ou moins un cycle hydrologique, puis se stabilise, laissant supposer une certaine sélection des individus les plus résistants, premiers pas — peut-être — vers l'organisation d'une résistance génétique (Dejoux, 1977) (Fig. 3).

Conséquences écologiques à moyen et long terme

L'utilisation du téméphos et du chlorphoxim durant de nombreuses années dans la campagne de l'Afrique de l'Ouest nous a permis les conclusions suivantes.

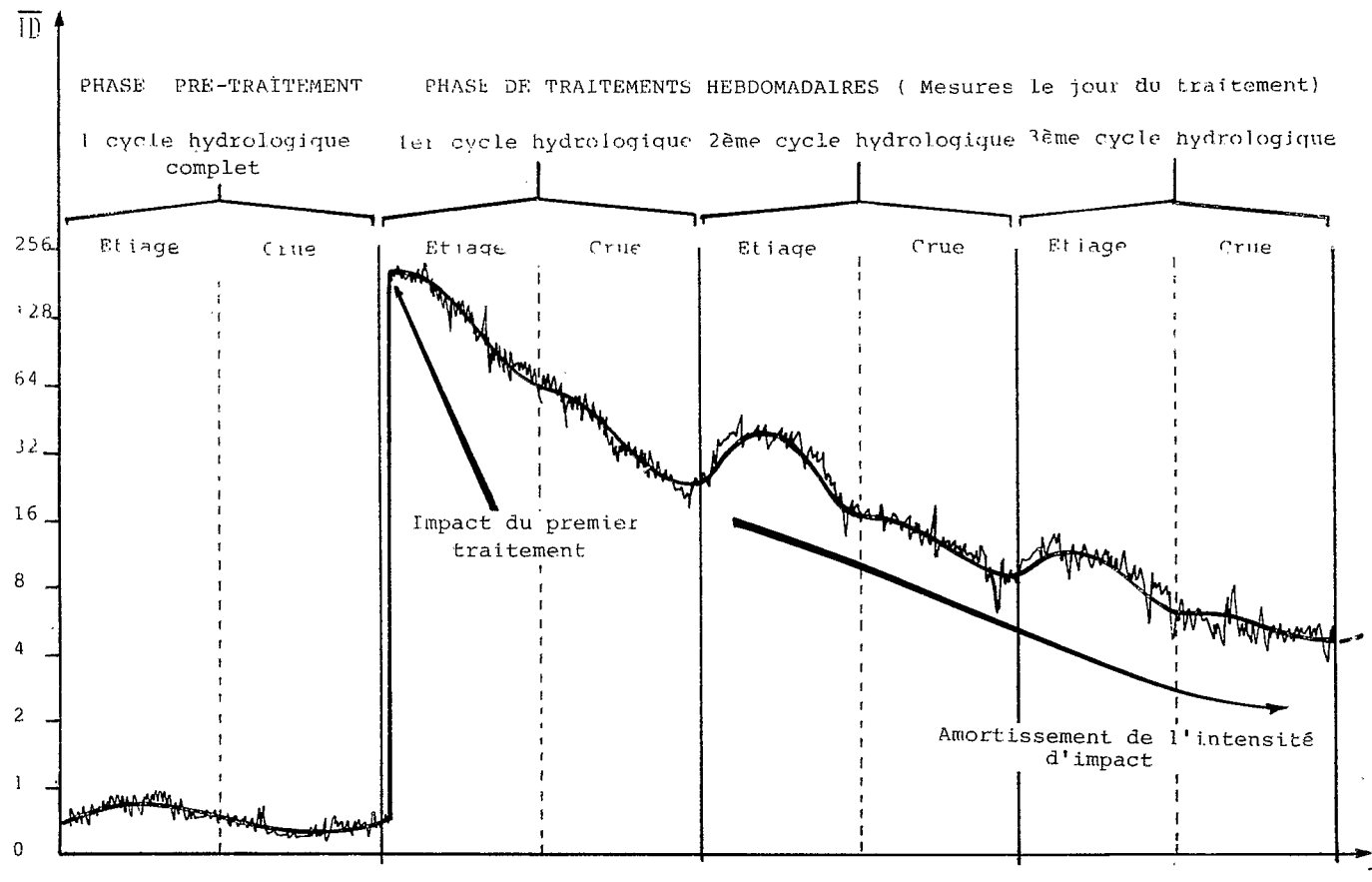


Fig. 3. Variations schématiques de l'intensité moyenne de l'indice de dérive de jour (\overline{ID}) des invertébrés benthiques vivant sur un bief régulièrement traité chaque semaine avec le même insecticide, montrant l'affaiblissement progressif de l'impact.

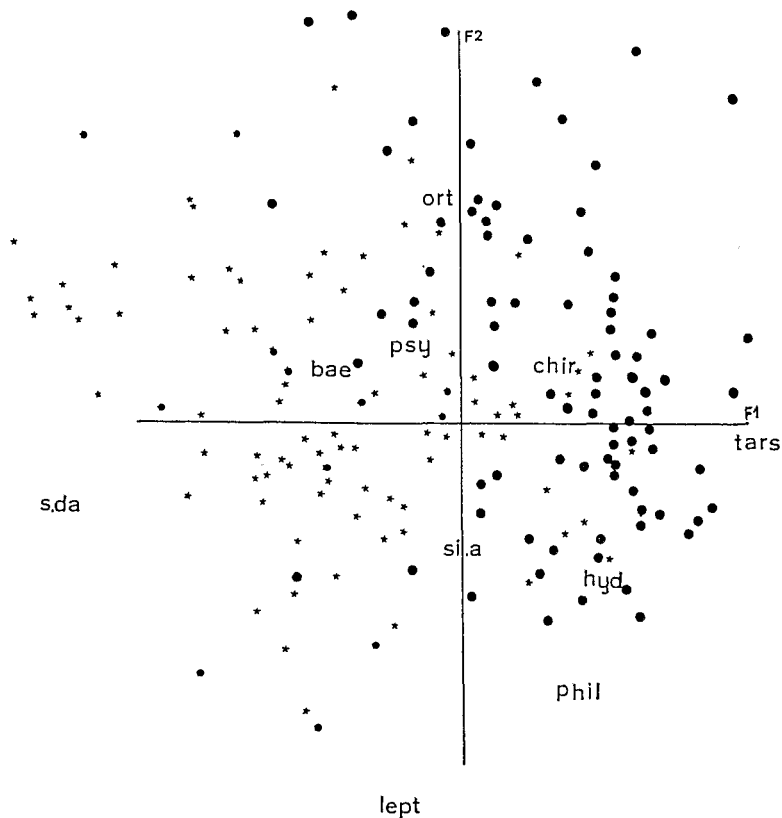


Fig. 4. Analyse factorielle des correspondances montrant la répartition de nombreux échantillons de faune benthique sur un axe F1 qualifiable d'axe d'impact du téméphos. Échantillons récoltés avant traitement (*) et échantillons récoltés après traitement (●). Les lettres représentent les codes des groupes d'invertébrés ayant les plus fortes contributions à la construction des axes (D'après Elouard, 1983): ort, Orthocladinae; chir, Chironomina; phil, Philopotamidae; psy, Hydropsychidae; tars, Tanytarsini; lept, Leptophlebiidae; bae, Baetidae; hyd, Hydracariens; s.da, *Simulium damnosum*; si.a, autres Simuliidae.

On pouvait tout d'abord s'attendre, dans le cas de l'emploi prolongé et intensif d'organophosphorés, à voir augmenter les teneurs moyennes en phosphates des eaux (ce qui n'a pas été clairement montré) mais aussi et indirectement à voir augmenter les quantités de phytoplancton, comme l'avaient observé Yasuno et al. (1982) au Japon. Au Ghana, une augmentation significative des quantités de chlorophytes dans les rivières fut observée, après 5 ans de traitement (Anon., IAB, 1980). En Côte d'Ivoire par contre il semble que l'ampleur des variations des facteurs abiotiques du milieu (débits, température, transparence) ait masqué ce phénomène qui ne put donc être mis en évidence. Une conclusion similaire était par ailleurs émise pour le zooplancton, tant en Côte d'Ivoire qu'au Ghana (Samman et Pugh Thomas, 1978).

L'impact sur les macroinvertébrés, étudié plus en détail, permit de montrer

que l'application de téméphos avait amené une modification globale des entomocénoses. En s'appuyant sur une analyse factorielle des correspondances appliquée aux données de 5 années d'échantillonnage en zones traitées et en zones non traitées des fleuves de Côte d'Ivoire, les prélèvements de faune provenant des biefs traités occupaient une place nettement individualisée sur un axe qualifié "de pollution" (Elouard, 1983) (Fig. 4).

D'une manière générale il n'y a pas eu cependant d'impact catastrophique résultant du cumul des traitements, mais par contre des modifications complexes des biocoénoses, facilitant plus ou moins certains groupes taxonomiques par rapport à d'autres, qu'il y ait ou non compétition entre eux. Parmi ceux ayant vu leurs peuplements régresser il faut signaler les Hydropsychidae du genre *Cheumatopsyche*, un Baetidae (*Pseudocloeon bertrandi*), les Trichorythidae d'une manière générale et certaines espèces de Simuliidae comme *S. adersi* et naturellement le groupe cible: *S. damnosum*. Il fut également possible de mettre en évidence la disparition d'au moins deux espèces d'Ephéméroptères des genres *Centroptilum* et *Pseudocloeon*, dans toutes les rivières traitées de Côte d'Ivoire.

Les poissons se sont avérés beaucoup plus résistants aux traitements au téméphos et il n'a pas été possible de mettre en évidence de modifications des peuplements qui leur soient imputables, même après plusieurs années d'épandages réguliers (Lévêque et al., 1982). L'accumulation de téméphos dans les tissus des poissons vivant dans les rivières régulièrement traitées a par contre été démontrée (Quélennec et al., 1977). En hautes eaux, 5 h après un traitement effectué dans le fleuve Bandama, des teneurs échelonnées entre 0,02 et 0,42 ppm du poids frais ont été décelées chez trois espèces différentes. En saison sèche des valeurs de plus de 14 ppm ont été trouvées chez *Tilapia zillii*, 1 jour après épandage, 50% de cette teneur étant encore présents 5 jours plus tard! Les mollusques accusaient également le même phénomène d'accumulation, ainsi que les sédiments. Il a enfin été prouvé que chaque traitement au téméphos induisait chez les poissons une baisse de l'activité acétylcholinestérasique du cerveau (Gras et al., 1982), qui pouvait atteindre 30%, mais n'était pas suffisante pour induire des effets léthaux évidents.

IMPACT DES TRAITEMENTS ANTIGLOSSINES

La lutte contre les trypanosomiasés animale ou humaine est organisée autour d'une application périodique de produits chimiques de synthèse, visant l'écophase adulte des vecteurs: les glossines ou mouches tsé-tsé. On admet à l'heure actuelle qu'environ 10 millions de km² du continent Africain sont infestés par ces Diptères.

A l'inverse des Simuliidae, les adultes des glossines ont une dispersion beaucoup plus importante, qui nécessite dans la majorité des cas l'emploi de traitements de couverture. Parfois cependant et notamment en saison sèche, les mouches se concentrent dans les zones humides que constituent les forêts galeries où il faut alors focaliser la lutte (Koeman, 1977), ce qui naturellement

augmente les risques de contamination des milieux lotiques associés. Finalement, sans qu'il y ait directement introduction des pesticides dans l'eau comme il se fait en lutte antisimulidienne, l'hydrosphère se trouve néanmoins fortement exposée.

Deux types de traitements se pratiquent, ceux dits résiduels, qui utilisent des produits rémanents appliqués à des doses relativement élevées, et ceux effectués en aérosols ou en ULV (ultra low volume), dont la fréquence est largement supérieure (4 à 5 en 2 à 3 mois au lieu de 1 à 2 par an), mais qui utilisent en très petite quantité des produits à action de courte durée. Si l'on tient compte de ces différents facteurs, on conçoit aisément que l'impact d'une campagne de lutte antiglossines sur les composantes biologiques des écosystèmes sera très variable, selon la région traitée, les produits utilisés et leur concentration, le nombre de traitements annuels et le rapport morphométrique existant entre milieux terrestres et milieux aquatiques adjacents.

Impact écologique des principaux produits utilisés

Le DDT se retrouve à nouveau en bonne place dans la panoplie des produits efficaces contre les glossines. En 1981/82, ce sont par exemple 300 tonnes qui ont été appliquées au Zimbabwe sous forme de poudre mouillable à 75% de matière active, principalement utilisée sur forêts galeries en un ou deux traitements annuels, à une concentration de 200 g de matière active par hectare.

Il est toujours difficile de connaître avec exactitude l'impact sur la faune aquatique de tels traitements, d'autant que l'usage du DDT n'est pas réservé à la seule lutte antiglossines. Malgré cela, une étude réalisée par Matthiessen (1983) sur 11 rivières se jetant dans le lac Kariba au Zimbabwe, montra qu'en fin de saison sèche deux d'entre elles contenaient respectivement 0,08 et 0,3 $\mu\text{g l}^{-1}$ de DDT et de ses métabolites. En fin de saison des pluies quatre rivières sur 11 en contenaient entre 0,05 et 0,2 $\mu\text{g l}^{-1}$, les sédiments ayant des teneurs globales comprises entre 0,04 et 0,74 $\mu\text{g g}^{-1}$ de poids sec, avec une proportion de DDT de 20 à 30% et 60 à 70% de DDE. Les organismes aquatiques eux-mêmes présentaient des concentrations notables, ainsi les tissus d'un lamellibranche (*Mutèla dubia*) contenaient de 0,15 à 0,75 $\mu\text{g g}^{-1}$ de poids frais et le foie d'un poisson carnivore (*Hydrocynus vitatus*) contenait en moyenne plus de 0,40 $\mu\text{g g}^{-1}$ de poids frais.

Un organophosphoré, la dieldrine, est aussi communément utilisé. On pourrait penser que, peu ou pas soluble dans l'eau, la faune aquatique n'ait pas à souffrir de son application. En fait, dès 1964, Graham, fait état de la mortalité de nombreux *Clarias* spp (poisson siluriforme) après un traitement de type résiduel effectué au Botswana, depuis le sol. Au Nigéria, des épandages de 0,71 ha^{-1} de dieldrine entraînent la mortalité de nombreux poissons dans les rivières Ngeji et Gongola. Trois semaines plus tard des poissons appartenant à différentes espèces mouraient encore dans les zones marécageuses et une analyse des résidus montrait l'accumulation de dieldrine dans leurs tissus ainsi que dans ceux de plusieurs batraciens (entre 0,16 et 15 ppm du poids frais)

TABLEAU 2

Teneurs en résidus de quelques éléments de la faune aquatique, ou para-aquatique, après des traitements à la dieldrine dans le nord-est du Nigéria (d'après Koeman et al., 1971)

Taxon	Etat	Parties analysées	Teneurs en résidus (ppm du poids frais)	
			Dieldrine	P, P'-DDE
<i>Epiplatys senegalensis</i> (Steindachner)	Vivants (5 ex)	Entier	3,6	0,05
<i>Epiplatys bifasciatus</i> (Steindachner)	(6 ex)	Entier	0,81	0,05
<i>Synodontis ocellifer</i> Boulenger	Mourants	Foie	15	0,05
<i>Synodontis gambiensis</i> Gunther	Mourants	Entier	5,4	0,05
<i>Gnathonemus senegalensis</i> Steindachner	Mort	Foie	5,2	0,05
<i>Hyperopisus bebe occidentalis</i> (Gunther)	Mort	Foie	0,18	0,05
<i>Ptychadaena oxyrhynchus</i> A. Smith	Mourant	Foie et graisses	5,19	0,05
	Vivant	Foie	7,4	0,05
	Vivant	Foie et graisses	3,0	0,05
	Mourant	Foie et graisses	8,0	0,05
<i>Ptychadaena mascareniensis</i> Duméril & Bibron	Vivant	Foie et graisses	0,5	0,05
<i>Bufo regularis</i> Reuss.	Vivant	Foie et graisses	0,16	0,05

(Koeman et al., 1971, Tableau 2). La persistance de ce pesticide est longue et des teneurs élevées ont été retrouvées un an après traitement chez des poissons comme *Epiplatys bifasciatus* (0,11 ppm) et des batraciens du genre *Ptychadaena* (0,1 à 8,5 ppm).

En Ouganda, de la dieldrine est retrouvée partout dans les milieux aquatiques ainsi que dans les tissus de *Tilapia nilotica*, deux ans après un traitement (Sserunjoji, 1974). Au Cameroun ce sont des concentrations très élevées que trouvent Muller et al. (1981), variant entre 3,42 ppm du poids frais chez *Clarias walkeri* et 214 ppm chez *Aphyosemion bualanum*.

Les données concernant les invertébrés sont plus rares, mais Müller et al. (1981) signalent cependant qu'un traitement de type résiduel fait sur forêt galerie dans la région de Ngaoundéré, au Cameroun, amena la disparition durant plus d'un an de macrocrustacés comme *Caridina africana* et *Macrobrachium* sp. De même les Trichoptères, les Coléoptères gyridae et les amphibi-corises furent longtemps absents des rivières traitées.

Durant longtemps l'endosulfan a été lui aussi très employé. Fortement ichthyotoxique, son utilisation en Afrique a maintes fois conduit à des impacts très marqués, surtout quand les épandages étaient de type résiduel. Nous

citerons pour mémoire les traitements de la rivière Dinya, au Nigéria, où pratiquement tous les poissons moururent en quelques jours sur 40 km de cours et où il fallu plus d'un an pour que la faune se rétablisse (traitement à 1000 g ha^{-1} de solution à 25% de matière active) (Koeman et al., 1978). Au Niger, dans le parc du W, les poissons commencèrent à mourir 12 h après un traitement résiduel à 900 g ha^{-1} , 48 espèces ont été récoltées mortes et un mois plus tard seuls quelques rares individus peuplaient les biefs traités (Dortland et al., 1978). Les effets furent très rapides et en 72 h, 5000 poissons morts étaient recensés sur un bief de 300 m de la rivière Tapoa (Tableau 3).

A l'heure actuelle les concentrations employées sont plus faibles, mais des doses résiduelles de 200 à 300 g ha^{-1} comme celles mises en oeuvre au Burkina Faso entraînerent quand même de très fortes mortalités de plusieurs espèces de poissons des genres *Synodontis*, *Tilapia*, *Alestes*, *Ctenopoma*, *Gnathonemus* (Baldry et al., 1981). En réduisant encore les concentrations pour atteindre celles qui furent utilisées dans les années 1979-1980 au Botswana, dans la vaste campagne de traitement du delta de l'Okavango (6 à 12 g de matière active par hectare), on n'atteint pas pour autant l'innocuité. Fox et Matthiessen (1982) estimèrent que dans ce cas chaque cycle d'épandage entraînait la mort de 1 à 4% des stocks de poissons présents, selon les espèces. Des analyses de structure de population faites plusieurs années après les traitements témoignèrent par ailleurs que de profonds changements étaient survenus et demeuraient encore notables.

Les mêmes auteurs évaluèrent également les DL 50 pour 24 h, pour quelques espèces de poissons africains. Elles s'échelonnaient entre 1,22 et $7,35 \mu\text{g l}^{-1}$ pour deux espèces: *Barbus* sp. et *Tilapia sparrmanii*. Si l'on se base sur ces chiffres pour calculer les taux de survie des poissons en utilisant la formule de Sprague (1971): $SS^* = 0,1 \times DL 50/48 \text{ h}$, on se rend compte que de faibles concentrations d'endosulfan dans l'eau sont suffisantes pour entraîner la mort de nombreuses espèces. En effet, ce calcul appliqué à quelques poissons africains donne des valeurs de $0,05 \mu\text{g l}^{-1}$ pour les *Barbus* spp., $0,19 \mu\text{g l}^{-1}$ pour des *Synodontis* spp., $0,23 \mu\text{g l}^{-1}$ pour *Tilapia sparrmanii*. Quand on sait que les analyses d'eau faites dans différentes zones du delta de l'Okavango après épandage montraient la présence de concentrations moyennes de $0,81 \mu\text{g l}^{-1}$ d'endosulfan dans les marais, 1,54 dans les vasques et 1,16 dans le cours du fleuve, il n'est pas étonnant que même des traitements en ULV soient ichtyotoxiques (Douthwaite et al., 1981).

On retrouve d'ailleurs régulièrement l'endosulfan dans les tissus des poissons survivant en zones traitées et Wood et Turner (1976) font état de valeurs échelonnées entre 0,01 et 0,28 ppm du poids frais, toujours dans le même delta de l'Okavango. Ces concentrations entraînaient des effets subléthaux que l'on peut énumérer comme suit:

- Dommages histologiques au niveau du foie et du cerveau.
- Réduction du poids du foie.

*SS = Seuil de Survie.

TABLEAU 3

Inventaire partiel des poissons trouvés morts à la suite d'une application expérimentale d'endosulfan, au Niger (concentration 900 g ha⁻¹). (A) sur un bief de 300 m de la rivière Tapoa; (B) sur un bief de 1500 m de la rivière Mekrou (D'Après Dortland et al., 1978).

Espèces récoltées	24 h	48 h	72 h	Total
A				
<i>Hyperopisus bebe occidentalis</i>	1	2	1	4
<i>Gnathonemus senegalensis elongatus</i>	800	610	414	1824
<i>Alestes nurse</i>	9	18	9	36
<i>Labeo senegalensis</i>	8	6		14
<i>Auchenoglanis biscutatus</i>	1		2	3
<i>Schilbe mystus</i>	36	18	42	96
<i>Clarias anguillaris</i>	203	1	63	267
<i>Lates niloticus</i>	1	2	7	10
<i>Tilapia zillii</i>	1250	540	800	2590
<i>Tilapia galilea</i>	50	80	52	182
				5030
B				
<i>Polypterus endlecheri endlecheri</i>		1		1
<i>Mormyrus rume</i>			2	2
<i>Mormyrops deliciosus</i>		2	6	8
<i>Gnathonemus senegalensis elongatus</i>	1	2	6	9
<i>Hydrocynus lineatus</i>	28	9	15	52
<i>Alestes macrolepidotus</i>	10	12	13	35
<i>Citharinus sp</i>			1	1
<i>Labeo senegalensis</i>	5	6	6	17
<i>Labeo coubie</i>	5	6	15	26
<i>Barbus occidentalis</i>	1	3		4
<i>Clarotes laticeps</i>	2	6	18	26
<i>Auchenoglanis biscutatus</i>	2	2	3	7
<i>Auchenoglanis occidentalis</i>		5	11	16
<i>Heterobranchus bidorsalis</i>	3		6	9
<i>Synodontis spp.</i>	14	21	111	146
<i>Lates niloticus</i>		2	22	24
<i>Tilapia spp.</i>	36	18	11	65
				448

— Modification des composants du sang.

— Diminution du taux de reproduction (pouvant atteindre 75% dans le cas des *Tilapia*).

Les invertébrés ne semblent pas insensibles à l'endosulfan. Dortland et al. (1978) signalent par exemple la mortalité de Gyridae et d'amphibicorises dans le cas du traitement du parc du W au Niger et d'importantes mortalités de ces deux mêmes groupes sont signalées par Baldry et al. (1978), lors d'épandages à 100 g ha⁻¹ d'une solution à 25% de matière active, sur la Haute Comoé. Everts (1979) signale aussi une action traumatisante sur les bulins (mollusques pulmonés).

Les pyrèthroides, qui sont les insecticides les plus récemment mis en oeuvre

en Afrique contre les glossines, sont fortement toxiques pour toutes les composantes des milieux lotiques. Les premiers traitements ayant donné lieu à des observations d'impact sont relatifs à l'emploi de Cyperméthrine au Nigéria (Smies et al., 1980). Ephéméroptères et Coléoptères furent les groupes les plus affectés. La perméthrine a des effets semblables et Takken et al. (1978) rapportent les très fortes mortalités observées sur la Volta noire et la Comoé, après des traitements en aérosols utilisant des concentrations de seulement $2,5 \text{ g ha}^{-1}$. Ephéméroptères, Odonates et macrocrustacés sont là les groupes les plus touchés.

La deltaméthrine, très communément employée, semble encore plus toxique. Des traitements résiduels avec 20 à 30 g de matière active entraînent des mortalités catastrophiques d'invertébrés et de poissons. Les crustacés des genres *Caridina* et *Macrobrachium* semblent particulièrement sensibles et des concentrations de seulement $0,36 \text{ g ha}^{-1}$ sont suffisantes pour entraîner une paralysie irréversible de *Macrobrachium ravidens*.

Les quelques produits que nous venons de passer en revue ne sont pas les seuls à avoir été utilisés en lutte antiglossines ou à l'être encore. Ainsi nous pourrions citer le crotoxyphos essayé au Botswana, l'azaméthiphos et le fenthion (Burkina Faso), le DNOC (2-méthyl-4,6-dinitro-ortho-crésol) employé en Tanzanie, la tolédrine au Rwanda, le multamin au Nigéria, le BHC, également au Nigéria et au Malawi, le bromophos et le phénitrothion au Mali, etc., tous sont à des degrés divers toxiques pour la faune aquatique.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce bref panorama non exhaustif que nous venons de dresser et que nous reprenons d'un ouvrage beaucoup plus complet, récemment paru et concernant tous les aspects de la contamination des eaux continentales africaines (Dejoux, 1988), nous montre que les cours d'eau de ce continent sont soumis à des apports souvent importants de pesticides. Si l'on met à part la vaste et longue campagne de lutte contre l'onchocercose, qui se déroule encore actuellement en Afrique de l'Ouest et qui s'accompagne d'une importante surveillance écologique des rivières traitées, on se rend compte que les effets de ces pesticides demeurent très superficiellement connus et que de nombreux travaux restent à faire pour préciser la véritable dimension de leur impact. Nous nous garderons toutefois, pour satisfaire à une écosensibiliserie trop facile, de bannir totalement leur emploi, sachant tous les aspects positifs que leur application revêt pour les populations humaines concernées; qu'il nous soit cependant permis de mettre en garde contre leur utilisation abusive et inconsidérée.

Près de vingt années passées sur le continent africain et la prise de conscience de la pression de plus en plus forte exercée par l'emploi des produits chimiques, que ce soit dans le domaine de l'agriculture comme dans celui de la lutte anti-endémique, nous autorisent à émettre quelques recommandations qui, volontairement, restent très générales.

— Le tiers monde et l'Afrique en particulier ne doivent plus être ce qu'ils sont actuellement: un immense marché pour l'écoulement des pesticides dangereux pour l'homme et l'environnement, qui la plupart du temps sont depuis longtemps interdits dans les pays industrialisés qui les produisent.

— Une information précise doit être fournie aux utilisateurs de produits chimiques pesticides quant aux doses, modalités et périodes d'application, en fonction d'une gamme de cas précis d'utilisation. Ceci passe par un contrôle de la vente et si possible un contrôle de la rigueur de mise en oeuvre.

— Tout emploi à grande échelle de produits chimiques, même réputés peu ou pas toxiques, devrait s'accompagner de la mise en place d'un système de surveillance permanent des conséquences écologiques des applications, à l'aide de méthodes confirmées et adaptées aux situations spécifiques de chaque utilisation, donc une surveillance réalisée par des spécialistes.

— Il est indispensable que l'Afrique prenne conscience de la contamination toujours croissante de ses lacs, fleuves ou rivières et pour cela participe activement et à grande échelle à des réseaux de surveillance mondiale de l'environnement tel le "GEMS water programme" par exemple. Ceci ne dispense pas par ailleurs chaque Etat de mettre en place sa propre structure de surveillance de ses écosystèmes aquatiques, tenant compte que sa responsabilité en matière de pollution est engagée au delà de ses propres frontières.

BIBLIOGRAPHIE

- Anon., OMS, 1973. Contrôle de l'onchocercose dans la région du bassin de la Volta. Annexe III-3: La lutte contre *Simulium damnosum* et la prévention de la contamination de l'environnement. Critères techniques de sélection des insecticides. Organisation de la Santé, Genève, 50 pp.
- Anon., IAB, 1980. Hydrobiological monitoring report. Onchocerciasis Control Programme. July 1979, June 1980. IAB 95, 23 pp.
- Baldry, D.A.T., D.H. Molineux and P. Van Wettere, 1978. The experimental application of insecticides from a helicopter for the control of riverine populations of *Glossina tachinoides* in West Africa. Part V. Evaluation of decamethrin applied as a spray. PANS, 24(4): 447-454.
- Baldry, D.A.T., J. Everts, B. Roman, G.A. Boon van Ochssee and C. Laveissiere, 1981. The experimental application of insecticides from a helicopter for the control of riverine populations of *Glossina tachinoides* in West Africa. Part VIII. Trop. Pest Manage., 27(1): 83-110.
- Dejoux, C., 1977. Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques, IV. Devenir des organismes dérivants, à la suite des traitements. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 15, 12 pp.
- Dejoux, C., 1981. Présentation synthétique des différents tests de toxicité effectués par l'ORSTOM sur les insecticides antismulidiens. Rapp. Réunion OMS, Ouagadougou, 21 pp.
- Dejoux, C., 1988. La pollution des eaux continentales Africaines, expérience acquise, situation actuelle et perspectives. ORSTOM, Paris, 513 pp.
- Dejoux, C. et J.M. Elouard, 1977. Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. I. Cinétique de décrochement à court et moyen terme. Cah. ORSTOM, Sér. Hydrobiol., 11(3): 217-230.
- Dortland, R.J., A.C. Elsen, J.H. Koeman and J.K. Quirijns, 1978. Observations of a helicopter application of endosulfan against tsetse flies in Niger. Rep. Dept. of Toxicology, Agricultural University of Wageningen, 37 pp.
- Douthwaite, R.J., P.J.M. Fox, P. Matthiessen and A. Russel-Smith, 1981. The environmental impact of aerosols of endosulfan applied for tsetse fly control in the Okavango delta, Botswana. Final Report, Endosulfan Monitoring Project ODA, 141 pp.
- Elouard, J.M., 1983. Impact d'un insecticide organophosphoré (le Téméphos) sur les entomocénoses

- associées aux stades préimaginaux du complexe *simulium damnosum* Theobald (Diptera: Simuliidae). Thèse Doctorat, Paris-sud, 347 pp.
- Everts, J.W., 1979. Side effects of aerial insecticide applications against tsetse flies near Bouafé — Ivory Coast. Rep. Dept. of Toxicology, Agricultural University of Wageningen, 115 pp.
- Fox, P. and P. Matthiesen, 1982. Acute toxicity to fish of low aerosol applications of endosulfan to control tsetse fly in the Okavango delta, Botswana. Preliminary Report (personal communication), 32 pp.
- Graham, P., 1964. Destruction of birds and other wildlife by Dieldrin spraying against tsetse fly in Bechuanaland. *Arnoldia* (Rhodesia), 1: 1-4.
- Gras, G., C. Pellissier et D. Leung Tack, 1982. Etude expérimentale de l'action du téméphos sur l'activité acétylcholinestérasique du cerveau de *Tilapia guineensis*. WHO/VBC/82.868, 13 pp.
- Koeman, J.H., 1977. Effects of tsetse fly control measures on non-target organisms. *Meded. Fac. Landbouwwet. Rijksuniv. Gent*, 42(2): 889-896.
- Koeman, J.H., H.D. Rijksen, M. Smies, B.K. Na'isa and K.I.R. MacLennan, 1971. Faunal changes in a swamp habitat in Nigeria sprayed with insecticide to exterminate *Glossina*. *Neth. J. Zool.*, 21: 443-463.
- Koeman, J.H., W.M.J. Den Boer, A.F. Feith, H.H. de Iongh and C. Spliethoff, 1978. Three years observation on side effects of helicopter applications of insecticides used to exterminate *Glossina* species in Nigeria. *Environ. Pollut.* 15: 31-59.
- Le Berre, R., B. Phillippon, S. Grebaut, Y. Séchan, J. Lenormand, J. Etienne and P. Garreta, 1976. Control of *Simulium damnosum* the vector of human onchocerciasis in West Africa. I. Supplementary trials of new insecticides. WHO/VBC/76.614, 12 pp.
- Lévêque, C., E.K. Abban, M.S. Curtis, C.P. Fairhurst, J.M. Jestin and D. Paugy, 1982. Report on fish populations in rivers of Ivory Coast and Ghana. OMS/OCP, Genève, 51 pp.
- Matthiesen, P., 1983. Environmental contamination with DDT in Zimbabwe and its likely impact on wildlife. Doc. Conférence sur les Dangers pour l'Environnement de l'Emploi des Produits Agrochimiques dans les Pays en Voie de développement, Alexandria, Nov. 83, 10 pp.
- Muller, H.F., P. Nagel and W. Flacke, 1981. Ecological side effects of Dieldrin application against tsetse flies in Adamaoua, Cameroun. *Ecologia*, 50: 187-201.
- Quélenec, G., 1978. Characteristics of blackfly larvicide formulations. WHO/OCP:SWG:75-5, 4 pp.
- Quélenec, G., J.W. Miles, C. Dejoux and B. de Merona, 1977. Chemical monitoring for Temephos in mud, oysters and fish from a river within the onchocerciasis control programme in the Volta basin area. WHO/VBC/1977, 683, 6 pp.
- Samman, J. and M.P. Thomas, 1978. Changes in zooplankton population in the White Volta with particular reference to the effect of Abate. *Int. J. Environ. Stud.*, 12: 207-214.
- Smies, M., R.H.J. Everts, F.H.M. Peijnenburg and J.H. Koeman, 1980. Environmental aspects of field trials with pyrethroids to eradicate tsetse fly in Nigeria. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 4: 114-128.
- Sprague, J.B., 1971. Measurement of pollution toxicity to fish, III: Sublethal effects and "safe" concentrations. *Water Res.*, 5: 255-266.
- Sserunjoji, J.M.S., 1974. A study of organochlorine insecticide residues in Uganda with special reference to dieldrin and D.D.T. Proc. Symp. Use of Nuclear Techniques in Comparative Studies of Food and Environmental Contamination, FAO/IAEA/WHO/STI/PUB/348, pp. 43-48.
- Takken, W., F. Balk, R.C. Jansen and J.H. Koeman, 1978. The experimental application of insecticides from a helicopter for the control of riverine populations of *Glossina tachinoides* in West Africa. VI. Observations on side-effects. *PANS*, 24(4): 455-466.
- Wood, A.B. and A. Turner, 1976. Environmental effects of the endosulfan spraying programme against Tsetse flies in the Okavango region of Botswana. Tropical Products Institute, Ministry of Overseas Development, London, mimeo, 12 pp.
- Yasuno, M., S. Fukushima, J. Hasegawa, F. Shioyama and S. Hatakeyama, 1982. Changes in the benthic fauna and flora after application of temephos to a stream on Mt Tsukuba. *Hydrobiologia*, 89: 205-214.