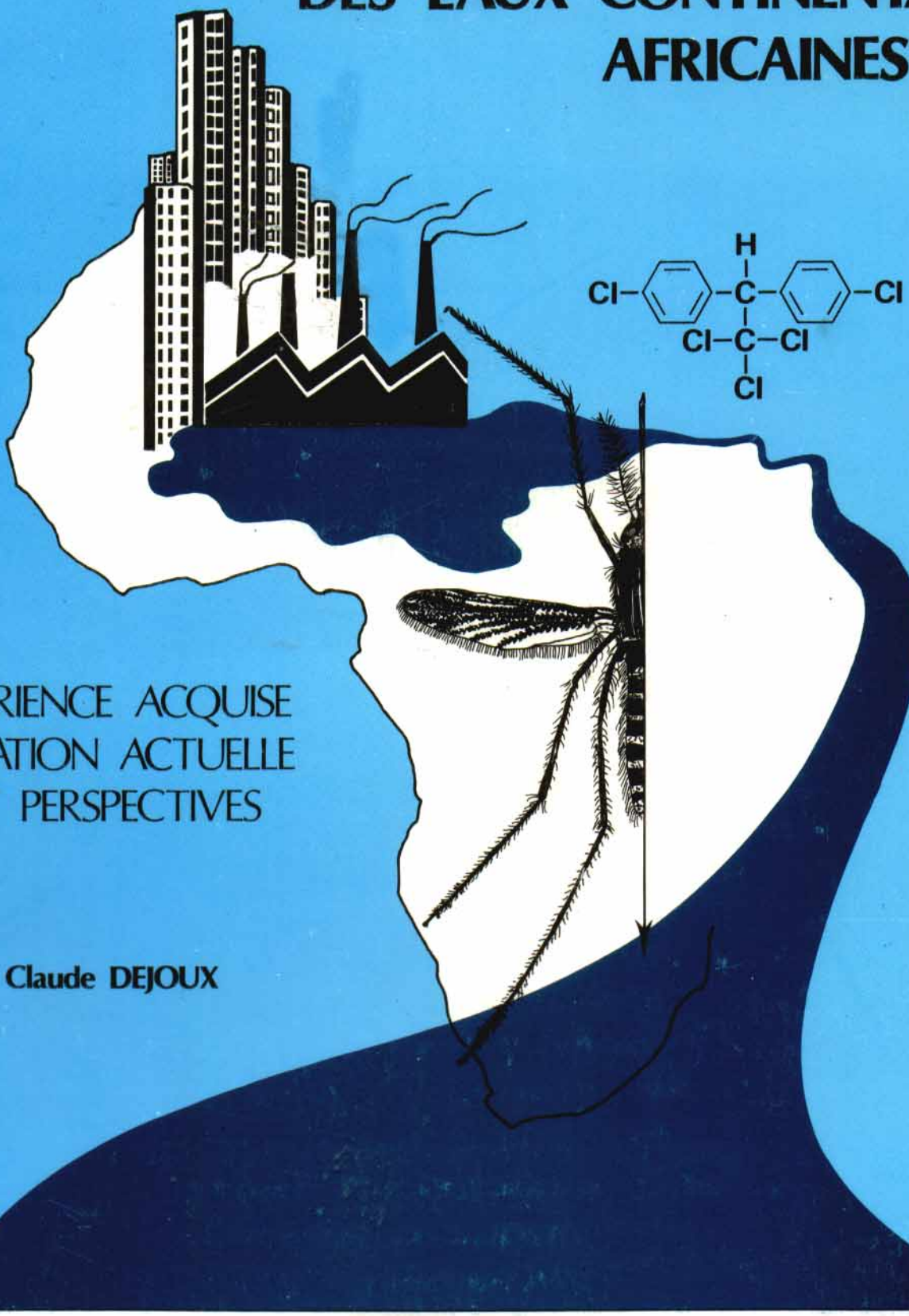
# LA POLLUTION
## DES EAUX CONTINENTALES AFRICAINES




EXPERIENCE ACQUISE
SITUATION ACTUELLE
ET PERSPECTIVES

**Claude DEJOUX**

**Éditions de l'ORSTOM**

INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE SCIENTIFIQUE POUR LE DÉVELOPPEMENT EN COOPÉRATION

# LA POLLUTION
## DES EAUX CONTINENTALES AFRICAINES

EXPERIENCE ACQUISE
SITUATION ACTUELLE ET PERSPECTIVES

Claude DEJOUX

# LA POLLUTION
## DES EAUX CONTINENTALES AFRICAINES

## EXPERIENCE ACQUISE
## SITUATION ACTUELLE ET PERSPECTIVES

**Éditions de l'ORSTOM**
INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE SCIENTIFIQUE POUR LE DÉVELOPPEMENT EN COOPÉRATION
Collection **TRAVAUX et DOCUMENTS** n° 213
PARIS 1988

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1er de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

ISSN : 0371-6023
ISBN : 2-7099-0896-4

© ORSTOM 1988

"L'eau est la chose la plus nécessaire à l'entretien de la vie, mais il est aisé de la corrompre... Car pour la terre, le soleil, les vents, ils ne sont point sujets à être empoisonnés, ni détournés, ni dérobés, tandis que tout cela peut arriver à l'eau, qui, pour cette raison, a besoin que la loi vienne à son secours"

Platon-Les Lois-Livre VIII.

Charte de Stockholm 1972: Art. 1:

"Tout Homme a droit à un environnement de qualité et il a le devoir de le protéger pour les générations futures".

(in: Kermarrec, 1980)

RESUME

Le but essentiel du présent ouvrage est de réaliser un bilan de ce que nous savons actuellement concernant la pollution des eaux continentales africaines, le terme pollution étant considéré dans son sens le plus large. Parmi les nombreuses sources de contamination des lacs et cours d'eau, l'intensification de l'emploi des pesticides doit être considérée comme l'une des plus alarmante. Que ce soit dans les domaines de la santé humaine ou animale, aussi bien que pour assurer de meilleurs rendements en agriculture, il devient nécessaire d'utiliser de grandes quantités de produits dont la toxicité est le plus souvent très forte pour de nombreuses composantes des écosystèmes aquatiques.

La lutte contre les grandes endémies ou contre les vecteurs d'épizooties concerne souvent de grandes régions. Tel est le cas par exemple de la lutte contre l'onchocercose en Afrique de l'Ouest, contre la malaria en Afrique de l'Est, la bilharziose autour des grands lacs ou dans les projets d'irrigation. Par ailleurs, les grands programmes d'éradication des glossines concernent plus ou moins toute l'Afrique au sud du Sahara.

La panoplie des produits utilisés comme pesticides est très grande et si certains d'entre eux présentent une très faible toxicité pour l'environnement (téméphos, Bacillus thuringiensis), d'autres ont par contre un impact nettement plus sévère sur de nombreuses composantes biologiques des hydrosystèmes continentaux. Parmi ceux-ci on peut citer l'endrine, la dieldrine, l'endosulfan et la nouvelle génération de composés du groupe des pyrèthrinoïdes. Enfin il est très important de noter que de nombreux produits interdits à l'emploi dans les pays industrialisés continuent a être épandus en Afrique. C'est le cas par exemple du DDT encore utilisé dans de nombreux programmes régionaux.

D'une manière générale, l'utilisation à grande échelle et souvent de façon intensive de produits rémanents peut être considérée comme une source grave de pollution au niveau continental, d'autant que la contamination qui en résulte s'étend souvent au delà des zones traitées et induit souvent, lentement mais parfois brutalement, des changements d'équilibres biologiques.

Un deuxième domaine de pollution des eaux continentales est en relation avec la croissance démographique du continent Africain. Les grandes agglomérations voient leur population croître de manière exponentielle, principalement

en raison du replis vers les villes d'une population rurale ne trouvant plus dans son milieu suffisamment de moyens d'existence. Cette croissance démographique s'accompagne généralement d'une croissance économique qui, elle-même, se traduit par une production et un rejet toujours plus grand de déchets. L'augmentation de la quantité des effluents se traduit rarement par une intensification des mesures antipollution et, de jour en jour, la contamination de l'hydrosphère s'intensifie. Ainsi s'accumulent dans le milieu naturel détergents, métaux lourds, hydrocarbures, matière organique peu ou non dégradée, sans compter les micro-organismes pathogènes que l'homme peut ré-ingérer dans une eau de boisson souvent mal purifiée.

En Afrique comme partout ailleurs, l'homme est souvent la cause de son propre mal et modifier son environnement pour accroître son bien-être peut, parfois, avoir de sérieuses conséquences indirectes et imprévues. La modification de l'environnement aquatique est source d'exemples multiples, la construction mal gérée de barrages n'étant qu'un parmi d'autres.

Après un exposé d'exemples pertinents de pollution des hydrosystèmes africains, tant passés qu'actuels et illustrant les multiples dégradations dont ils peuvent être l'objet, l'auteur propose des solutions pour limiter ou réduire la pollution. Il insiste particulièrement sur l'urgence d'organiser un système de surveillance permanent du degré de pollution des principales collections d'eau, stagnantes, courantes et même souterraines. Ceci doit améliorer la connaissance actuelle de l'état de contamination de ces milieux et permettre par ailleurs de prévenir des effets catastrophiques.

Tout ceci suppose une bonne organisation mais aussi une somme d'énergie, de moyens financiers et de personnel qualifié. Il est nécessaire que les hommes, Africains ou non, prennent conscience que la qualité de leur vie future dépend en grande partie de leur action de chaque jour et que le minimum de préservation de cet élément iminament périssable et fragile qu'est l'eau, ne peut être que bénéfique, à court, moyen et long terme.

---

Mots clés:

Pollution - Eaux continentales - Afrique - Pesticides - Métaux lourds - Végétation aquatique - Croissance démographique - Manipulation des milieux aquatiques.

Abstract

The main purpose of this work is to summarize what we know about the pollution of the continental waters around Africa, the pollution being considered in its widest sense. Among the numerous sources of contamination of lakes and rivers the one which must be regarded as the most important and alarming is certainly the use of pesticides in many areas. In order to obtain protection for public health as well as to obtain higher agricultural production it is necessary to use large amounts of chemical products which are more and more toxic for the biological components of hydrosystems.

The fight against tropical diseases often affects large areas (for example the problems of onchorcerciasis in West Africa, malaria in East Africa, bilharziasis arond large lakes or in irrigation schemes). Moreover a tsetse fly programme is organized on a south-north basis in order to limit the impact of trypanosomiasis on animals (Nigeria, Botswana, Zimbabwe, Cameroun...).

A whole range of synthetic chemical products is used for treatments and although some of the compounds used are as far as environment is concerned only slightly toxic or non toxic (temephos for example), others have a more drastic impact on numerous organisms, in particular endrin, dielddrin, endosulfan and the new generation of pesticides belonging to the pyrethrinoids group. At last it is very important to emphasize that prohibited products in industrialized countries are still often used in Africa, incluiding DDT which is always used in various regional programmes.

Therefore the large scale and often intensive use of remanent products can be considered as an acute problem on a continental level and the pollution of hydrosphere very often extends beyond areas being treated, slowly or sometime brutaly changing thus the biological balance which already naturally unstable.

A second major area of contamination of continental waters is related to the demographic growth of the whole African continent. Big cities grow at an exponential rate, especially as bad climatic

conditions which affect areas of the continent cause the originally rural population to migrate towards the towns. A direct consequence of this urban growth is, as economic growth is the one and only aim, that the production of wastes becomes more intensive. Such an increase in contamination is rarely marked by an equivalent increase in anti-pollution measures and day after day the wastes produced by the uncontrolled and intense activities of the population end up more and more often in natural outlets such as lakes, rivers and lagoons. Therefore these environments are affected by the toxic action of detergents, the discharge of hydrocarbons, heavy metals, non-perishable organic matter, not to mention the dangerous microorganisms man is going to drink in water which is badly or not purified.

In Africa as elsewhere man is often the cause of his own problems. Changing the environment in order to improve his living conditions can have serious consequences in other areas. The modification of aquatic environment is a good example -such as the construction of dams and reservoirs which can sometimes cause unexpected ecological disasters as well as having less spectacular consequences caused by using the water for various purposes (irrigation, food, recreation and too intensive exploitation of their biological potential).

After having given some pertinent examples of past and present situations illustrating the importance of the degradation of aquatic biotas all over the African continent the author tries to propose solutions to reduce pollution as well as to clean up and restore aquatic ecosystems. Above all he gives pertinence to the urgent necessity of establishing a permanent monitoring of the pollution of the main African waters bodies. He does this mainly in order to get a better knowledge of the present state of contamination and to determine the direction of their biological evolution and prevent any occurence of harmfull effects.

All this supposes a lot of organisation, a great deal of energy and financial and human resources if only to explain to

people be they African or non African that the quality of their future life depends on their present one and that even the smallest effort to preserve such a fragile element as the natural waters will be beneficial in the medium to the long term and will contribute to a large extent to the survival of future generations.

---

Key words

Pollution continental waters - Africa - Pesticides - Heavy metals - Aquatic weeds - Demografic growth - Manipulation of aquatic ecosystems.

Sommaire

Préface 21

Avant propos 25

Introduction 27

Première partie : Impact des pesticides sur les milieux aquatiques continentaux africains. 31

A- Généralités sur l'emploi des pesticides en Afrique. 33

B- Eau, santé humaine et santé animale. Répercussion de la lutte contre les endémies et les épizooties sur le milieu aquatique. 43

BI- Impact des insecticides utilisés dans la lutte contre l'onchocercose. 45

1- Le cycle de l'agent pathogène.

2- L'endémie, importance et gravité.

3- Le vecteur.

4- Les moyens de lutte contre l'onchocercose.

5- Structure et logistique du programme de lutte.

6- Impact sur le milieu en phase de sélection d'un insecticide.

7- Contrôle de l'impact sur le milieu dans le cadre de traitements de routine. Structure de la surveillance écologique.

8- Impact des insecticides, utilisés dans le programme de lutte antisimulidienne en Afrique de l'Ouest.

a. Toxicité générale du Téméphos.

b. Devenir de l'Abate® dans le milieu aquatique, cinétique de transit et accumulation.

c. Effets immédiats des traitements sur les composantes biologiques.

d. Effets à moyen et long terme.

e. Effets secondaires sur la faune aquatique des traitements au chlorphoxim.

f. Effets secondaires sur la faune aquatique des traitements au B.t.i.,

9- Impact d'autres pesticides ayant déjà été utilisés en Afrique pour lutter contre les simulies, ou ayant fait l'objet d'essais localisés.

a. Risques liés à l'emploi du DDT.

b. Toxicité de quelques autres pesticides antisimulidiens.

10- Devenir de la lutte antisimulidienne.

B II- Impact des molluscicides utilisés en lutte contre les schistosomiases. 110

1- Gravité et intensité des schistosomiases.

2- Impact écologique des molluscicides.

a. Le Frescon®.
b. Le Bayluscide®.
c. Les sels d'étain.
d. Les sels de cuivre.
e. Le Zirame®.
f. Le pentachlorophénate de sodium.
g. Les molluscicides végétaux.
h. Molluscicides nouveaux ou produits potentiellement utilisables dans un proche avenir.
i. Le contrôle biologique.
j. Interventions mécaniques sur le milieu

B III - Impact des insecticides utilisés en lutte contre les trypanosomiases. 143

1- Introduction.
2- Liaisons entre les traitements chimiques et les milieux aquatiques.
3- Risques liés à l'emploi du DDT.
4- Risques liés à l'emploi de la dieldrine.
5- Risques liés à l'emploi de l'endosulfan.
6- Risques liés à l'emploi des pyréthroides.
7- Toxicité d'autres pesticides ayant fait l'objet d'essais de lutte contre les glossines.
8- Conclusion.

B IV - Impact des insecticides utilisés pour lutter contre les moustiques et les chironomides. 173

1- Les moyens de lutte.
2- Impact de la lutte antimoustiques sur les milieux aquatiques.
   a. Toxicité du DDT.
   b. Toxicité du téméphos.
   c. Toxicité de quelques autres pesticides d'usage courant.
   d. Incidence écologique de la lutte biologique.
3- La lutte contre les Chironomides.

C- Eau et agriculture. 197

C I - Les risques de pollution des hydrosystèmes continentaux liés à l'emploi des pesticides en agriculture. 199

1- Intensité d'utilisation des pesticides agricoles.
2- Schéma de la contamination des hydrosystèmes

3- La contamination des hydrosystèmes continentaux africains vue au travers de quelques cas spécifiques.

4- Conclusion.

C II - La lutte antiacridienne et son impact possible sur l'environnement aquatique. 215

1- Le problème et les solutions adoptées.

2- Toxicité pour les organismes aquatiques de quelques insecticides antiacridiens.

C III - Risques liés à l'emploi des quéléicides et des rodenticides. 223

1- Toxicité des quéléicides.

2- Risques liés à l'emploi des rodenticides.

C IV - La prolifération excessive de la végétation aquatique et son contrôle. 229

1- Quand la végétation devient une nuisance

2- Effets polluants de quelques végétaux aquatiques africains. Intensité des problèmes posés.

a. Les Ceratophyllum.

b. Les Eichhornia.

c. Les Salvinia.

d. Autres espèces.

e. La prolifération des végétaux aquatiques dans les eaux africaines. Situation récente et actuelle.

3- Le contrôle de la végétation aquatique et ses effets sur l'environnement.

a. Action des facteurs abiotiques et contrôle mécanique.

b. Contrôle biologique.

c. Contrôle par herbicides et toxicité des principaux produits.

C V - Emploi des pesticides à l'échelle du continent africain, intensité actuelle et perspectives. 253

Deuxième partie : Les pollutions liées à l'essor démographique et économique de l'Afrique. 263

D- Eau et croissance démographique. 265

D I - Impact des effluents urbains sur les eaux continentales. 267

1- La pollution des eaux naturelles à l'échelle du village.

2- Impact polluant des grandes agglomérations.

a. Les milieux aquatiques récepteurs de déchets .

b. Pollution urbaine et eutrophisation .

c. La pollution d'origine fécale .

E- Eau et croissance économique. 287

E I - La pollution d'origine industrielle. 289

1- Introduction .

2- Incidence des effluents industriels à charge organique dominante.

a. Effluents de laiterie .

b. Impact des huileries de palmes primaires .

3- Incidence des activités industrielles à effluents toxiques inorganiques.

a. Rejets de composés métalliques .

b. Rejets d'hydrocarbures .

c. Nuisances liées aux détergents .

d. Pollution d'origine nucléaire et thermique .

e. Impact de polluants divers.

4- Intensité actuelle de la pollution industrielle des eaux continentales africaines.

a. Les problèmes à l'échelle d'un Etat, la Côte d'Ivoire .

b. Aperçu des problèmes à l'échelle du continent .

E II - Impact sur les milieux aquatiques des modifications par l'homme des milieux terrestres. 331

1- Dégradation et modification du couvert végétal. Impact sur les hydrosystèmes naturels .

a. Nature et intensité du phénomène .

b. Incidence sur les biocoenoses aquatiques .

2- Incidence aquatique des excès de fertilisants mis en oeuvre en agriculture .

3- Répercussions sur les hydrosystèmes de quelques autres modifications de l'environnement terrestre .

F- La manipulation par l'homme des milieux aquatiques. 347

F I - Modifications néfastes des écosystèmes aquatiques liées à l'établissement des lacs artificiels et des réservoirs. 349

1- Introduction .

2- Importance des retenues artificielles en Afrique .

3- Répercussions écologiques directes des retenues sur les hydrosystèmes naturels .

a. Modification des écoulements et changement de la nature du milieu.

b. Impact biocoenotique de la modification des facteurs physico-chimiques du milieu .

4- Incidence sanitaire des retenues artificielles.

5- Incidences secondaires des retenues artificielles .

a. Impact de la construction des ouvrages .

b. L'effet de barrière .

c. Modification du bilan hydrique du bassin .

d. Effets tectoniques et pédologiques .

e. Incidences climatiques .

f. Impact humain en retour .

F II - De l'utilisation excessive des eaux naturelles. 375

1- Incidence de l'irrigation .

2- Alimentation en eau potable .

F III - Extraction des fonds. Modifications morphologiques des biotopes. 379

F IV - Usage des eaux continentales à but récréatif. 383

F V - Pollution des hydrosystèmes continentaux en relation avec l'exploitation de leur potentiel alimentaire. 385

1- Risques de pollution liés à l'aquaculture .

2- Introduction d'espèces étrangères .

3- Les pêches intensives et le dépeuplement piscicole .

a. La surexploitation .

b. Utilisation des explosifs et des ichtyotoxiques .

Troisième partie : Contrôle et prévention de la pollution des eaux continentales de l'Afrique. 393

G- Limitation de la pollution des eaux continentales africaines, possibilités et perspectives. 395

1- Introduction .

2- Réduction de l'impact des pesticides utilisés en lutte antivectorielle .

a. Possibilités d'une réduction de l'impact environnemental de la lutte antisimulidienne .

b. Limitation des effets secondaires de la lutte antiglossines.

c. Pour un moindre impact de la lutte antimoustiques .

d. Stratégies actuelles et orientation future de la lutte contre la bilharziose .

e. La lutte antivectorielle intégrée. Utilisation des agents biologiques .

3- Limitation des risques relatifs à l'utilisation des pesticides agricoles. Restrictions générales d'emploi des pesticides.

4- Limitation de la pollution urbaine et assainissement des grandes agglomérations. Contrôle de l'eutrophisation.

a. Pollution domestique et industrielle organique .

b. Pollution industrielle inorganique .

c. Le problème des germes pathogènes .

d. Contrôle de l'eutrophisation en cours ou déjà établie.

5- Le contrôle des plantes aquatiques nuisibles, stratégies possibles pour un impact environnemental limité.

a. Milieux naturels .

b. Milieux artificiels .

6- Pour une meilleure protection des milieux aquatiques lors de leur manipulation par l'homme.

7- Pour une limitation des actions polluantes dans quelques autres domaines.

a. Prévention de la pollution par les détergents .

b. Prévention de la pollution nucléaire .

c. Prévention de la pollution par effluents miniers .

8- L'éducation écologique comme moyen initial de préserver la salubrité des milieux aquatiques.

H- Les systèmes ou structures de surveillance des eaux continentales. Situation actuelle et perspectives. 435

1- Structures de recherche ou de contrôle de la pollution aquatique dans quelques Etats africains.

2- La surveillance de la qualité des eaux à l'échelle multinationale.

3- Pour une législation spécifique à la pollution des milieux aquatiques continentaux.

4- La place de l'Afrique dans les grands programmes de surveillance de la qualité des eaux.

5- Les supports de la législation : les normes de qualité.

6- Réalisation d'un contrôle biologique de l'état de pollution des hydrosystèmes continentaux africains.

I- Conclusion générale. 465

Bibliographie. 469

# P R E F A C E

De par la multiplicité de ses fonctions, l'eau est sans doute la plus précieuse des ressources minérales. Bien qu'elle soit très inégalement répartie sur le continent africain, celui-ci posséde plusieurs des grands lacs et des fleuves géants de notre planète. A lui seul, le Zaïre qui draine le coeur du continent, déverse chaque seconde dans l'océan quarante mille mètre cubes d'une eau dont la qualité n'est pratiquement pas affectée par les activités humaines, son débit n'étant surpassé au monde que par celui de l'Amazone.

Dans ces conditions, le titre de l'ouvrage que M. C. Dejoux vient d'achever sur La pollution des eaux continentales africaines peut surprendre. De fait, si l'ensemble de notre planète est aujourd'hui confronté à des problémes d'environnement, la nature des plus aigus de ceux-ci est différente entre pays industrialisés et pays en voie de développement. Les premiers connaissent, par suite de l'intensité de leur production industrielle et du niveau élevé de leur consommation, aggravé par celui de leurs gaspillages, une pollution quasi générale et souvent intense du milieu de vie, de travail, voire de récréation. Dans les pays en voie de développement, les problemes majeurs de l'environnement sont essentiellement constitués par la dilapidation des ressources naturelles : déboisements excessifs et surpâturage, érosion des sols et désertification, dévastation des couverts végétaux et massacre de la faune.

De cette dualité est né un grave malentendu que, malheureusement, certaines analyses de la situation mondiale, telles que le rapport Meadows du Massachusetts Institute of Technology et les Limits of Growth du Club de Rome, n'ont guère dissipé.

La pollution, parce qu'elle était devenue un sujet de vive préoccupation du monde riche, est apparue à beaucoup comme le symptôme le plus évident de l'activité industrielle. Dès lors, loin de susciter l'épouvante dans le Tiers Monde, elle devait au contraire y inspirer l'envie pour ce qu'elle semblait représenter : prospérité, emploi, richesse.

Le Tiers Monde a donc cherché à séduire les investisseurs

du Nord, par ses bas salaires, par des avantages fiscaux, par des coûts réduits de l'énergie, mais aussi par l'attrait d'une législation peu sévère en matière de rejets, de nuisances, de pollutions. Il a fallu, après la catastrophe de Sévéso, celle de Bhopal pour qu'on comprenne finalement que ce qui est mauvais pour le Nord peut aussi l'être pour le Sud!

A vrai dire, alors que la pauvreté, la maladie, la malnutrition menacent la vie même des populations, et en particulier de l'enfance, dans des régions étendues de l'Afrique, on comprend la priorité qu'y recoivent les campagnes d'assainissement et les programmes d'intensification de la production agricole. Il serait donc déraisonnable de contester les avantages qui peuvent résulter pour l'homme de l'application à ces programmes des acquis de la science et de la technologie, et notamment de l'emploi des pesticides ou des engrais.

Mais, en attendant qu'on dispose des données permettant de dresser un bilan satisfaisant des coûts et bénéfices de ces opérations, il est, d'ores et déjà utile -et tel est le mérite essentiel du travail de C. Dejoux- de dresser l'inventaire aussi détaillé que possible de leurs impacts sur l'environnement.

Grace à son expérience profonde du terrain africain, déjà diffusée dans une cinquantaine de publications originales, grace au dépouillement d'une immense bibliographie, l'auteur a rassemblé en une vaste synthèse l'information sur ces impacts et, en particulier, sur les altérations défavorables des écosystèmes aquatiques.

Au moment ou l'on peut déjà mettre en évidence la présence, en quantités mesurables, des résidus de pestiticides dans l'eau d'un lac aussi vaste que le Tanganyika, les données qu'expose C. Dejoux doivent être comprises comme une invitation à la vigilance dans l'emploi de ces substances.

Au surplus, à côté des processus de pollution proprement dits représentant en quelque sorte des empoisonnements des écosys-

tèmes aquatiques, C. Dejoux brosse un tableau général des altérations qui touchent ceux-ci, puisqu'il évoque également la prolifération excessive de la végétation aquatique, les modifications perverses que causent l'établissement des réservoirs, les utilisations intenses des eaux à des fins d'irrigation, d'approvisionnement en eau potable, de récréation, d'aquaculture, les pêches excessives ou meurtrières et le dépeuplement piscicole qui en résulte.

Devant la hausse prévisible des besoins en eau et des prélevements -la population africaine comptera un milliard et demi d'habitants en 2025 -, devant l'amenuisement ou l'altération des gîtes et des réserves, il se pourrait que finalement éclate une crise de l'eau et de sa qualité, crise au moins aussi préoccupante que celle des matières premières ou de l'énergie. Soyons donc pleinement conscients de la valeur des ressources aquatiques, tenons les pour un patrimoine inestimable, méritant notre attention particulière.

Dans cette optique, l'ouvrage de C. Dejoux, riche d'une information étendue et sûre, prend la valeur d'une mise en garde dont la pertinence sera permanente dans les programmes de développement, ne serait-ce que pour mieux orienter les actions futures à conduire. Un avertissement basé sur des connaissances objectives, souvent chiffrées, ne peut être que salutaire. Puisse ce livre contribuer à la prise de décisions judicieuses en vue de la gestion sage de ce bien si précieux que les eaux continentales représentent pour l'Afrique et ses populations.

J.-J. Symoens
Professeur aux Université de
Bruxelles et de Mons
Secrétaire perpétuel de l'Académie
Royale des Sciences d'Outre-Mer

Avertissement

Une partie de cet ouvrage reprenant des données déjà publiées depuis plusieurs années, nous avons, dans certains cas, conservé d'anciennes appellations en ce qui concerne quelques noms de localités ou de pays, ainsi que plusieurs noms scientifiques. On retrouvera, par exemple, Salisbury au lieu de Harare, Rhodésie pour Zimbabwe, Fort Lamy pour N'Djaména, Haute Volta pour Burkina Fasso, *Tilapia mossambica* pour *Sarotherodon mossambicus* ...

Avant propos

Depuis quelques décennies, la pollution est devenue un concept en soi, sorte de mal du siècle dont nous serions frappés et qui fait l'objet d'études de plus en plus nombreuses et variées. Dégradation, souillure, perturbation, la pollution est le plus souvent directement liée à l'activité humaine.

A l'aube de l'humanité, lentement, les premiers hominiens ont dépassé le stade de vie élémentaire où les fonctions physiologiques de base qu'ils assumaient ne laissaient guère plus de traces dans l'environnement que celles des autres mammifères peuplant notre planète. Vint ensuite l'Homo sapiens et, avec lui, les premières manifestations de pollution liées à l'utilisation du feu et à la création d'outils. L'acquis technologique initial était fait et ne demandait, au cours des millénaires, qu'à être perfectionné.

L'amélioration fut lente au départ, souvent hasardeuse, mais toujours dominée par le souci de rentabilité à court terme et bien souvent au détriment de toute conservation des équilibres naturels. Les étapes de cette évolution suivent les grandes modifications de l'éthologie humaine. Parmi elles, il faut citer la découverte de l'agriculture qui engendra la sédentarisation, puis l'avènement de l'industrialisation qui depuis le milieu du 18ème siècle caractérise une ère technologique en constant développement. On voit alors, d'une manière exponentielle, s'accélérer l'impact de l'homme sur la biosphère.

Les plus optimistes - ou fatalistes -, indifférents, verront là le juste cours des choses; d'autres, prenant conscience de la fragilité écologique de notre monde actuel, sont prêts à lutter pour la sauvegarde des équilibres naturels. Certains enfin, effarés par l'évolution vertigineuse de notre planète depuis quelques siècles, en regard de la lente transformation qui fut la sienne au cours des derniers millénaires, ont une vision apocalyptique du monde de demain.

Il n'est pas de notre propos dans cet ouvrage de prendre position sur l'avenir de l'humanité, mais plutôt d'essayer de faire un bilan instantané, d'une situation en perpétuel changement. En effet, il est bien difficile de juger de la progression d'un phénomène en l'absence de connaissance de sa situation à des moments précis de son évolution. Il est également hors de notre ambition de traiter du problème de la pollution sur un plan mondial, tâche par trop démesurée, voir inaccessible à la vitesse ou se propage l'impact de l'homme sur l'environnement. Plus modestement, nous avons essayé dans les pages suivantes de faire le point sur un continent, l'Afrique, et dans un domaine limité, celui des eaux continentales!

En fait, est-ce bien modeste que de vouloir, en un seul ouvrage, dresser un bilan concernant une portion de notre planète de quelques 30 millions de kilomètres carrés, où les surfaces occupées par les eaux continentales se comptent elles-mêmes en centaines de milliers de kilomètres carrés ? Qu'importe, il n'est pas toujours nécessaire d'être sûr de réussir pour entreprendre, et si le tableau que nous allons dresser des problèmes liés à la qualité de cet élément essentiel à la vie qu'est l'eau, sur le continent africain, peut inciter l'homme de demain à le considérer avec plus de respect, nous aurons accompli notre tâche.

Depuis les temps les plus reculés, l'homme a été attiré par l'eau, indispensable à la vie. Il y trouva d'abord de quoi étancher sa soif, puis rapidement se rendit compte que cet élément, tantôt captif, tantôt s'écoulant lentement ou avec fracas, pouvait lui apporter plus et recelait une source de nourriture permanente. Ainsi, la pêche fut-elle, bien avant l'agriculture et au même titre que la cueillette, l'une des premières manifestations de l'exploitation de la nature par l'homme.

C'était cependant encore une époque où, comme le dit très bien Monnier (1981) dans son ouvrage "La Poussière et la Cendre": ....."l'homme appartenait à l'écosystème au même titre que l'arbre ou l'oiseau et il savait que leurs existences étaient intimement liées".

"Et pourtant peu a peu les relations étroites que l'homme entretenait avec la nature vont se distendre, s'effilocher. Progressivement mais inéluctablement, abusé et aveuglé par la puissance qu'il a accumulée face à la nature, l'homme va se retirer de l'écosystème à un moment où précisément son intervention dans cet écosysteme devient prépondérante. En réduisant la nature à l'état d'objet, l'homme inconsciemment se donnait les moyens d'une nouvelle expansion, mais amorçait en même temps, et cette fois à une toute autre échelle, un nouveau processus de déstabilisation des paysages".

Comme de nombreuses autres, la plupart des civilisations africaines sont nées auprès des grands fleuves et la pérennité de ces masses d'eau a été un facteur décisif du développement et du maintien des groupements humains originaux. Le Nil en est un des exemples les plus probants. Parallèlement au développement de ces civilisations, les rapports de l'homme avec l'eau se sont accrus, la pêche s'est organisée, le commerce emprunta les voies d'eau et l'agriculture utilisa cet élément pour ses besoins dans les vallées ou sur le pourtour des grands lacs. Liés à une population peu dense, les problèmes de pollution n'existaient pas ou tout au moins étaient-ils peu importants ; puis vint la poussée démographique des dernières décennies....

En 1960, le continent africain était peuplé de 273 millions d'habitants, en 1980 ils étaient 460 millions et les récentes statistiques établies par les Nations Unies concluent qu'il y aura en l'an 2000 de 768 à ...864 millions d'hommes en Afrique !

A cet essor démographique considérable, s'associe bien entendu une exploitation accrue du milieu naturel, une urbanisation intense et un développement industriel sans cesse en augmentation. Il y a nécessité de produire plus, il y a nécessité de produire mieux, et tout ceci se déroule actuellement dans des conditions souvent défavorables. La pluviosité déficitaire depuis plus de dix années dans la région sahélo-soudanienne entraîne une désertification toujours plus intense et une surexploitation des maigres ressources végétales existantes. La crise économique mondiale qui sévit dans les pays industrialisés affecte par retour les pays africains en diminuant leur pouvoir d'achat, ce qui ne leur permet pas d'utiliser les techniques de pointe ou les nouveaux produits moins polluants mis au point par la chimie de synthèse...

Cet ensemble de facteurs est à l'origine d'une "pression" toujours plus intense sur le milieu aquatique, de sa manipulation toujours plus anarchique, de son utilisation incontrôlée qui risque d'entraîner des processus écologiques irréversibles, amenant à brève échéance des résultats fort éloignés de ceux qui avaient été escomptés. Dans la majorité des cas, l'homme n'a pas encore la maîtrise de l'eau !

Le 10 novembre 1980, l'Assemblée Générale des Nations Unies lançait officiellement la "décennie de l'eau potable et de l'assainissement". Au même titre que les objectifs de l'O M S sont "la santé pour tous en l'an 2000", ceux de nombreux Etats africains sont "l'eau potable pour tous en l'an 1990" !

"Le Gouvernement marocain a accordé une "place primordiale" à l'eau dans ses plans nationaux de développement...

"Le Malawi... prévoit que l'ensemble de sa population disposera d'eau potable en 1986....

"Le Niger entend fournir à chacun - homme, femme, enfant- un minimum de 25 litres d'eau potable par jour en 1990 !..."

Forum du développement ; novembre 1981.

Tout ceci, pour qui a une certaine pratique du terrain, semble bien peu réaliste et malgré un coût estimé à un minimum de 30 milliards de dollars par an, il est pratiquement certain que de tels souhaits ne seront pas réalisés. Il est vrai cependant qu'une meilleure gestion de l'eau est susceptible de procurer de nombreux bénéfices, tant pour l'homme sur les plans social et sanitaire, que pour les milieux naturels eux-mêmes, mieux gérés et mieux protégés. Mais, s'il est louable d'assainir, il est dans bien des cas plus judicieux de ne pas contaminer !

Dans le monde entier, la pollution, prise dans son sens le plus général, progresse à grands pas et suscite de plus en plus d'attention. Il est par exemple symptomatique de constater que le premier numéro de la bibliographie thématique "ASFA" (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts), paru en juillet 1971 et signalant tous les articles publiés relatifs aux eaux douces et salées, ne contenait que 27 références concernant la pollution, alors que le numéro de juillet 1981 en comportait 272 !

C'est par ailleurs devenu un lieu commun dans de nombreux pays industrialisés que d'évoquer avec regret un passé parfois récent où les "choses" étaient meilleures, et les pêcheurs rêvent de ces captures miraculeuses d'antan, quand il suffisait de "tremper un fil dans l'eau...". Les amoureux de la nature évoquent avec émotion tel ou tel rivage serein d'un lac ou d'un cours d'eau non encore défiguré par des amoncellements d'immondices ou des accumulations d'écume brunâtre ou flottent quelques poissons morts !

En est-il de même en Afrique actuellement ?

Ce n'est certainement pas le cas pour de nombreuses régions où l'homme vit encore au rythme du temps et des saisons ; ce sont malheureusement les plus pauvres. Peut-être en est-il ainsi dans

d'autres parties du continent où les écosystèmes étaient naturellement fragiles ou instables. C'est une évidence par contre pour celles ou l'homme a mis en oeuvre, sans discernement, une technologie importée dont il ne maîtrise pas la puissance.

En corollaire de ces constatations très générales, des questions viennent immédiatement à l'esprit. Qu'en est-il de la salubrité actuelle des eaux continentales ? Comment évolue leur état et quels sont les risques encourus par les milieux aquatiques dans un avenir proche ou lointain ?

Pour répondre à la première, il faut faire un bilan. Pour répondre à la seconde, il faut rechercher les tendances évolutives des phénomènes, mais aussi il faut tirer le bénéfice des leçons empiriques du passé et proposer des solutions quand cela se peut. Avant toute chose, il nous a semblé indispensable de réunir un maximum d'informations qui puissent constituer une base, sans laquelle il serait bien difficile, dans quelques années, de se rendre compte si des changements sont survenus ou non, et dans quel sens ils se sont produits.

Nous considérons la pollution des eaux dans son sens le plus large et la définissons comme "tout changement défavorable des caractéristiques naturelles (biologiques ou physico-chimiques), dont les causes sont directement ou indirectement en relation avec les activités humaines". Dans ce contexte, nous avons essayé de rechercher toutes les formes d'agression des hydrosystèmes même les moins spectaculaires, celles qui par exemple affectent lentement et insidieusement les composantes biologiques les plus élémentaires.

Nous sommes conscient du fait que se préoccuper de la survie de quelques invertébrés aquatiques, dont ils ignorent le plus souvent l'existence, est d'une totale aberration pour de nombreux Africains. C'est un luxe de nantis pour qui le lendemain ne dépend pas des chances de survie du jour même ! Que signifient dans un tel contexte les préoccupations environmentalistes fondamentales visant à préserver l'équilibre des espèces alors que l'une d'elles, l'homme, est en aussi précaire situation ? Si l'on va plus loin dans un tel raisonnement, nous aboutissons même à des considérations qui semblent absurdes mais sont très proches de la réalité :

"Atmospheric pollution and petrol rationing are minor irritations in a context of underdevelopment so severe that up to 50% of all live-born children die before they reach the age of five. For the poorest countries, therefore, dead fish and factory-poisoned rivers might be considered welcome evidence of a turn for the better and a small price to pay for escape to prosperity".

P. Richard, 1976. What environmental crisis means in Africa ?

En fait, nous avons seulement voulu que le lecteur prenne conscience que les eaux continentales africaines sont des milieux souvent fragiles, que cette eau est un élément peut-être sur ce continent plus précieux qu'ailleurs, source essentielle de la vie, mais aussi abritant en son sein un énorme potentiel de survie. En effet, et bien qu'il soit pratiquement impossible de connaître avec exactitude les quantités de poissons annuellement capturées

dans les eaux africaines, les récentes estimations faites par la FAO font état d'un ordre de grandeur de 1 500 000 tonnes (Ssentongo, 1979), ce qui est considérable si l'on tient compte que les pêcheries en lagunes côtières et eaux saumâtres ne sont pas prises en considération ! Il y a là un capital inestimable à exploiter rationnellement et à préserver pour les générations à venir.

Dans notre analyse de la pollution des eaux continentales africaines, et en prenant ce terme dans son sens le plus large, nous nous efforcerons de mentionner des faits qui se traduisent par une altération des hydrosystèmes, sans systématiquement mettre en parallèle les aspects bénéfiques des causes de ces altérations. Ceci, non pour faire preuve d'une "éco-sensiblerie" forcenée, mais parce que nous pensons qu'il ne nous appartient pas de réaliser le bilan économique de toutes les actions ayant des conséquences plus ou moins polluantes. Cette attitude délibérée ne signifie pas que ce problème soit considéré comme secondaire, mais il est lié à l'importance que chaque Etat africain, souverain en la matière, donne à la notion de "bien être" de sa population, notion éminemment variable d'un pays à l'autre, de même que très changeante au cours des années pour une même nation.

Nous avons choisi de commencer le présent ouvrage par une étude détaillée de l'impact des pesticides sur les milieux aquatiques, car nous avons le sentiment que, déjà à l'heure actuelle, ces produits sont à l'origine des pollutions les plus graves, tant par la multiplicité des formes d'atteinte des hydrosystèmes que par l'étendue des surfaces concernées. Nul ne doute, par ailleurs, que ces répercussions néfastes ne deviennent plus aigües dans un proche avenir.

Dans une seconde partie, nous nous sommes attaché à analyser les incidences sur les milieux aquatiques de l'essor démographique et économique du continent africain. Ceci nous a permis de montrer le haut niveau d'eutrophisation de certaines eaux continentales et de mettre ainsi en évidence les liens parfois éloignés qui existent entre les milieux naturels et certaines activités humaines, comme par exemple l'agriculture. Cette étude sera suivie d'un examen rapide d'autres conséquences des pratiques culturales, ainsi que de l'important problème de la prolifération excessive des plantes aquatiques. Ceci nous conduira naturellement à l'étude des grandes modifications morphologiques des milieux aquatiques qui résultent de leur manipulation par l'homme.

Pour terminer, nous nous efforcerons de faire le point des principaux problèmes actuels de pollution aquatique en Afrique et passerons en revue les structures de contrôle existantes dans les différentes parties du continent. Après un court chapitre concernant la qualité des eaux de boisson, nous achèverons ce travail par des propositions, que nous avons voulu concrètes et réalistes, destinées à assurer une meilleure gestion des hydrosystèmes africains ainsi qu'une meilleure protection de leurs qualités naturelles.

# PREMIERE PARTIE

## Impact des pesticides sur les Milieux Aquatiques Continentaux Africains

# A

# Généralités sur l'emploi des pesticides en Afrique

Favorisés par des températures élevées durant toute l'année, mais ayant un niveau d'hygiène souvent bas, les pays tropicaux, et l'Afrique en particulier, représentent un milieu de choix pour le développement de nombreux germes pathogènes, à l'origine de grandes endémies ou d'épizooties qui affaiblissent les hommes ou diminuent considérablement le potentiel de production animale.

Dans de nombreux cas, les agents responsables de ces maladies ont un lien, direct ou non, avec des organismes aquatiques qui le plus souvent jouent le rôle de vecteur dans leur cycle de développement. Il en est ainsi, par exemple, de l'onchocercose, de la malaria, de la dracunculose...

Pour des raisons diverses, allant du coût des interventions au danger de mise en oeuvre de thérapies de masse qui demandent un contrôle médical individuel, ces endémies sont généralement difficiles à maîtriser au niveau de chaque personne atteinte. En conséquence, il est apparu plus judicieux de s'attaquer directement aux vecteurs et depuis quelques décennies de vastes programmes de lutte ont été mis en oeuvre, le plus souvent sous l'égide d'organisations internationales. Ces programmes, s'appuyant sur de nombreuses données écologiques recueillies sur le terrain, visent dans leur grande majorité une certaine écophase des vecteurs, afin de rompre le cycle de développement de l'agent pathogène.

La lutte peut prendre des aspects variés, fonction à la fois de l'écophase du vecteur particulièrement visée, de son écologie et de sa biologie. Dans certains cas, de simples interventions mécaniques peuvent être suffisantes (filtration de l'eau de boisson dans le cas de la dracunculose...) ou apporter de grandes améliorations (assainissement de marécages, suppression de gîtes artificiels divers, dans le cas de la malaria ou de la fièvre jaune...). Dans d'autres cas, le vecteur doit être attaqué selon une logistique très précise et avec des moyens puissants et efficaces. C'est là qu'intervient toute une gamme de produits de synthèse issus des recherches de la chimie moderne: insecticides et molluscicides. Si l'on considère comme peu important le problème d'éthique de l'éradication, ou de l'intention d'éradication d'une espèce -le vecteur-, le problème majeur lié à l'emploi massif de ces produits chimiques est leur spécificité généralement faible et par conséquent les risques d'impact sur l'environnement.

Dans le passé, les applications d'insecticides à un niveau régional ont souvent été réalisées de manière anarchique, sans contrôle particulier de leur déroulement et leurs conséquences autres que celle concernant le groupe cible. Actuellement, et dans la majorité des cas, il n'en est plus de même ; l'opinion publique, sensibilisée depuis la dernière guerre mondiale par les problèmes de pollution en général et les risques d'un emploi inconsidéré des produits chimiques de synthèse en particulier, s'est inquiétée de leur utilisation excessive.

Les grands programmes de lutte antivectorielle sont de nos jours considérés avec sérieux dans toutes les phases de leur mise en oeuvre. Ce sont des entreprises qui, bien qu'ayant un aspect économique important, n'en demeurent pas moins des opérations scien-

tifiques délicates qui demandent l'intervention de personnel qualifié. Malgré cela, il n'en reste pas moins que les produits utilisés présentent généralement une forte toxicité et que leur emploi en milieu aquatique ou près de ceux-ci peut entraîner, à court terme, des mortalités importantes d'organismes non-cibles. A moyen ou long terme leur accumulation dans les chaînes alimentaires est susceptible de modifier de façon néfaste les équilibres biologiques initialement présents.

Dans les pages suivantes, nous nous efforcerons d'analyser les risques pour les écosystemes aquatiques, liés à l'utilisation des pesticides dans le cadre de la lutte antivectorielle. Nous appuyant sur l'expérience des actions passées, nous tenterons de dégager les risques à venir tout en proposant, autant que faire se peut, des stratégies d'action associant efficacité et préservation de l'intégrité des hydrosystèmes.

Nous insisterons tout particulièrement sur l'impact de la lutte contre l'onchocercose que nous connaissons bien et qui constitue un modèle excellent, nous permettant de mettre en évidence comment la protection de l'environnement peut et doit s'intégrer à de grandes opérations de lutte antivectorielle.

Dans le domaine de la production agricole, nous retrouverons des problèmes similaires à ceux de la santé. La prolifération des insectes déprédateurs, la multiplicité des adventices et leur croissance extrêmement rapide, la grande variété des champignons et moisissures, sont autant de causes péjoratives pour l'agriculture, qui diminuent à la fois rendements et qualité.

Il faut donc lutter pour préserver le potentiel biologique né de l'exploitation des sols et rentabiliser les efforts fournis, aussi a-t-on largement usé de l'arme de choix que représentaient les pesticides, mais pas toujours à bon escient et souvent de façon abusive.

L'emploi des pesticides se généralisa après la seconde guerre mondiale et l'on assista alors à une utilisation massive de produits que nous pourrions qualifier de première génération, dont l'exemple le plus caractéristique est sans conteste le DDT. Depuis, la liste des produits de synthèse s'est considérablement allongée, en même temps que la toxicité des nouvelles molécules augmentait, rendue nécessaire par la résistance sans cesse accrue des groupes cibles aux composés les plus classiques, mais également en raison de l'utilisation d'espèces végétales importées, moins résistantes aux agressions parasitaires que les espèces autochtones. C'est ainsi que le Lindane est de 15 a 20 fois plus toxique pour les insectes que le DDT et que certains pyréthrinoides sont capables de tuer aux doses infimes des ULV (ultra low volumes).

Il n'est guère possible de connaître le nombre de pesticides existant actuellement dans le monde. Il se chiffre par dizaines de milliers, d'autant que les produits sont rarement utilisés purs et que les formulations qui en résultent en faisant varier nombre et concentration des constituants, réprésentent le plus souvent

des entités propres ayant une spécificité d'action bien définie; on va même jusqu'à parler "d'espèces chimiques" et un même produit peut être commercialisé sous plusieurs noms différents. Il n'existe, par exemple, pas moins de 11 appellations pour le Lindane, 12 pour le Ziram et le Malathion, 15 pour le Zineb et plus de 25 pour le Parathion!

Parmi les produits les mieux connus et les plus couramment utilisés, on peut cependant établir une certaine classification (Tableau 1) et définir quelques grandes familles.

- Les organochlorés ont été parmi les premiers produits synthétisés et utilisés. Ils sont obtenus par chloration des hydrocarbures aromatiques et des hydrocarbures hétérocycliques. Peu solubles dans l'eau, mais fortement liposolubles, ils ont en général une longue rémanence dans le milieu, facteur qui en fait à la fois l'intérêt et le danger.

- Les organophosphorés sont, eux, nettement moins rémanents. Ils proviennent de l'estérification d'alcools divers avec, soit l'acide orthophosphorique, soit l'acide thiophosphorique. L'un des plus connus est le Parathion.

- Les organofluorés sont des composés extrêmement toxiques, insecticides systémiques pour la plupart, qui, en raison de la contamination de l'environnement qu'ils engendraient, ne sont actuellement plus employés. Leur prix de revient très élevé a d'ailleurs été un facteur limitant leur emploi dans les pays du Tiers monde.

- Les carbamates proviennent généralement de l'estérification de l'acide N-méthylcarbamique. Certains comme la Prostigmine et l'Esérine sont des produits naturels.

- Les pyréthroides ou pyréthrinoides. Connus comme insecticides naturels sous forme de poudre de pyrèthre, leur synthèse (estérification d'acides et d'alcools) est plus récente que celle des autres familles. Ils sont de rémanence moyenne dans l'eau, se fixant rapidement sur la matière organique, mais leur toxicité est généralement très élevée.

- Les herbicides. En plein essor actuel, ces produits agissent soit par contact foliaire, soit par voie radiculaire et provoquent des désordres physiologiques léthaux de diverse nature. On en distingue plusieurs catégories de rémanence variable, comme par exemple les Triazines, les dérivés phénoxyacétiques, les urées substituées.

- Les fongicides. Deux grands groupes se rencontrent le plus fréquemment, les sels de cuivre et les sels mercurés, les derniers étant actuellement les plus employés malgré une forte toxicité résiduelle.

**Organochlorés**

- -DDT
- -Dieldrine
- -Endrine
- -Aldrine
- -Endosulfan
- - Lindane
- - Heptachlore
- - Chlordane
- - Hexachlorobenzène (HCB)

**Carbamates**

- - Sévin (ou Carbaryl)
- - Baygon
- - Propoxur
- - Carbofuran

**Organophosphorés**

- -Téméphos
- -Phoxim
- -Chlorphoxim
- -Parathion
- -Azinphos méthyl
- -Diazinon
- -Bromophos
- - Malathion
- - Trichlorphon
- - Fenthion
- - DDVP
- - Dursban
- - Phosdrin

**Organofluorés**

- - Diméphox

**Pyréthrinoides**

- -Perméthrine et Biopermethrine
- -Deltaméthrine (Décis)
- -Resméthrine et Bioresméthrine
- -Alléthrine - Phénothrine
- -Esbiothrine - Esbiol
- -Cisméthrine - Kadéthrine
- -Fenvalérate

**Herbicides**

- - Paraquat
- - Diquat
- - 2,4 D
- - 2,4,5 T
- - Simazine
- - Aminotriazole
- - Enothall
- - Prométone
- - Hydrazide maléique
- - Monuron
- - Diuron
- - Linuron
- - Pichloram
- - Amitrole
- - Dalapon
- - Néburon

**Fongicides**

- -Sels mercurés (Chlorures et silicates de méthoxyméthylmercure - Acétates de phénylmercure - Benomyl).
- -Sulfate de cuivre - Dinocap - Zineb
- -Dichlorane - Thiram - Zirame

Tableau 1 : Classification des pesticides et dénomination de quelques uns des principaux d'entre eux.

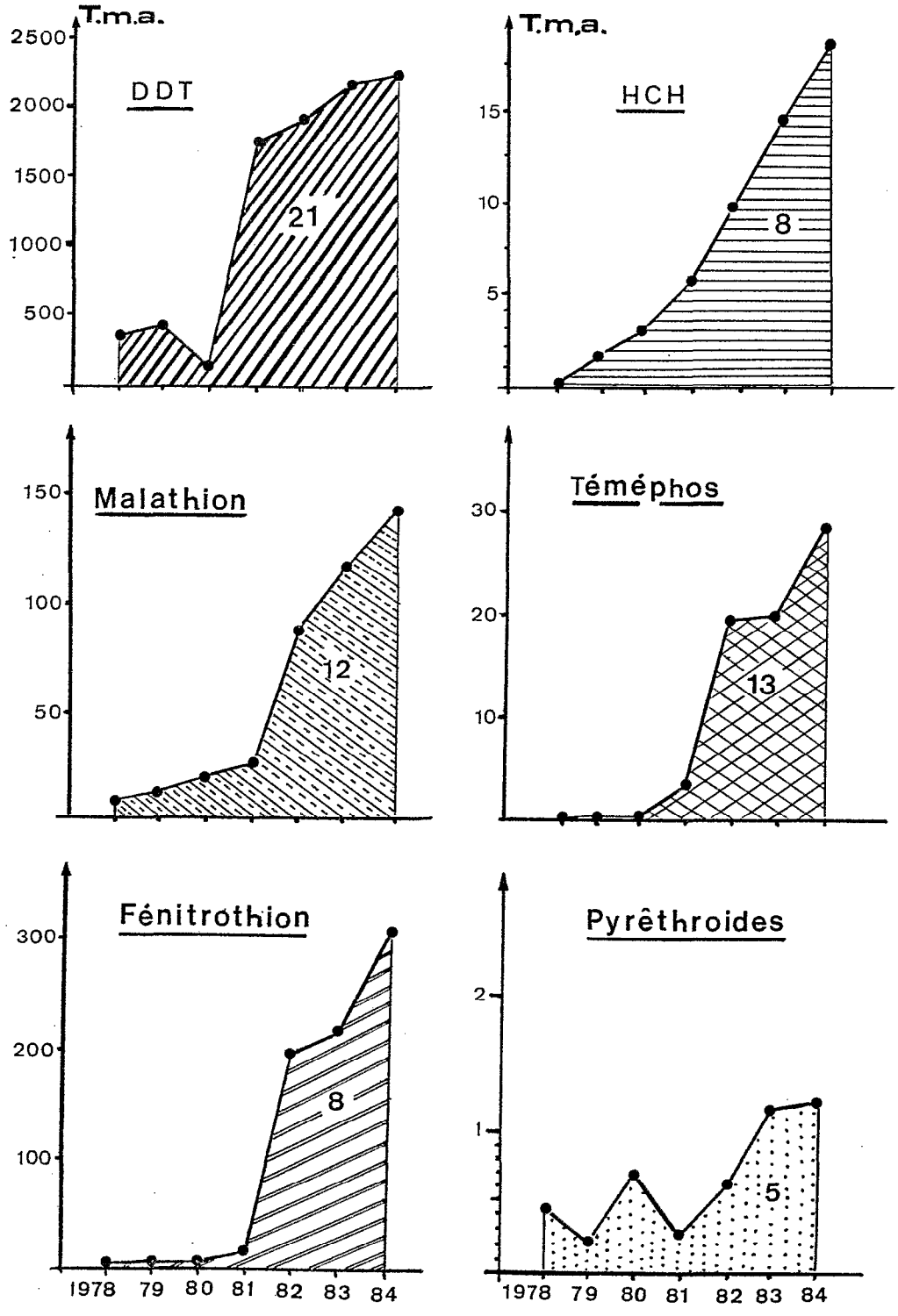



Figure 1.Consommation actuelle et prévisions d'emploi de quelques insecticides utilisés en Afrique dans les programmes de santé publique. Les chiffres au centre de chaque graphique représentent le nombre de pays concernés par l'étude (d'après Smith et Lossev, 1981).

Les quantités de pesticides actuellement produites et employées dans le monde sont considérables et se chiffrent en centaines de milliers de tonnes par an. Bien que leur prix de revient soit généralement un frein à leur emploi intensif dans les pays du Tiers monde et en Afrique notamment, les quantités utilisées y sont toutefois très importantes. Une récente enquête de l'OMS concernant l'emploi de quelques insecticides dans le seul domaine de la santé, et portant uniquement sur 21 Etats africains, a donné les résultats que nous avons schématisés sur la figure 1. Les graphiques se passent de commentaires et montrent clairement le rapide accroissement d'utilisation survenu depuis 1980.

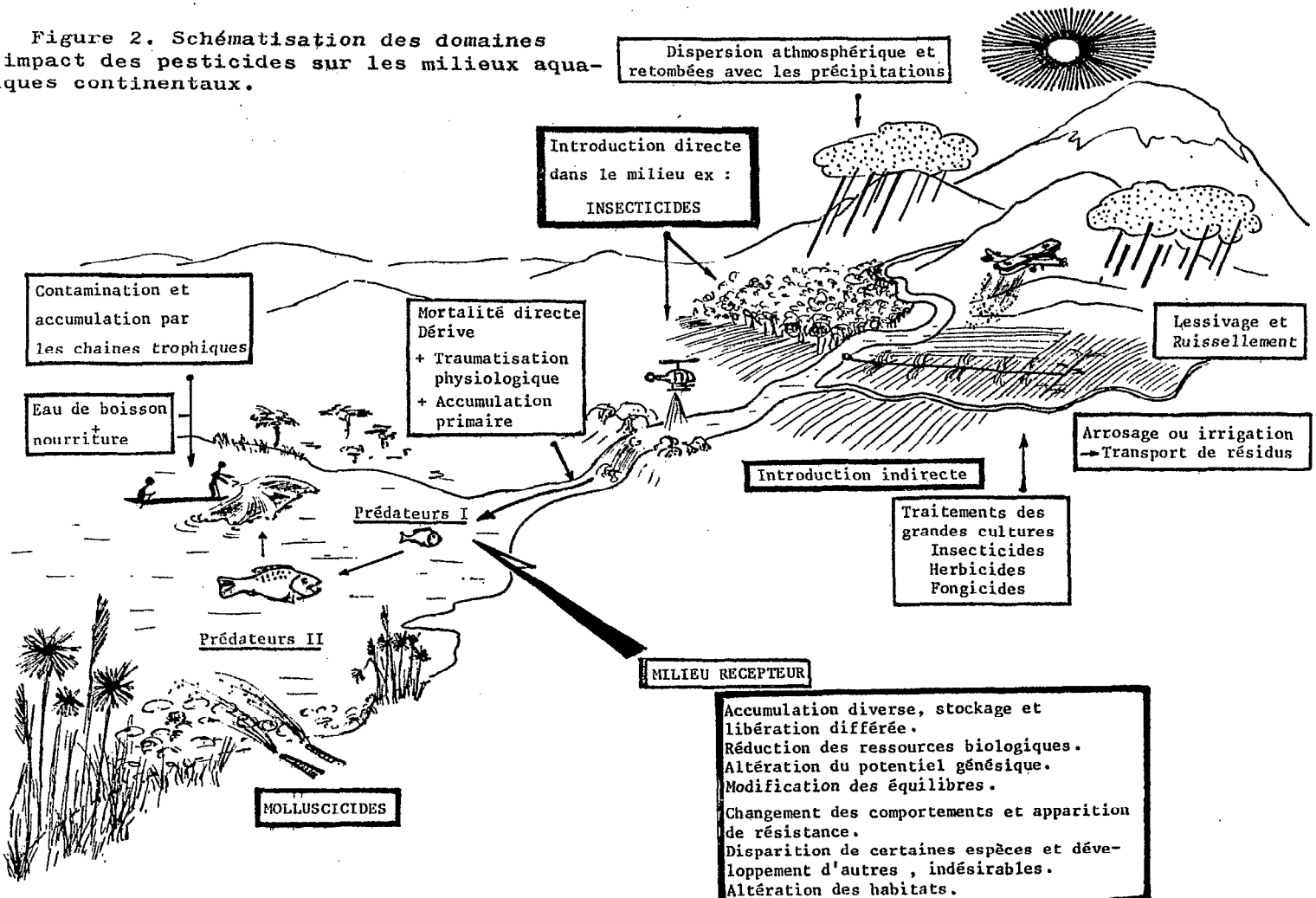
Si l'on met à part des impacts très violents, comme des mortalités massives de poissons qui peuvent avoir lieu dans certaines circonstances, le plus souvent accidentelles (surdosage localisé, déversement de produit résultant d'un accident..), les effets des pesticides sur les écosystèmes aquatiques continentaux sont le plus souvent discrets, plus ou moins lents ou indirects. De ce fait, ils ont longtemps échappé à une présentation publique spectaculaire et les observateurs de l'action de ces produits se sont toujours plus intéressés à leurs résultats sur les groupes cibles, négligeant systématiquement les effets secondaires sur la faune et la flore accompagnatrices.

Ce n'est que l'avènement de l'écologie de ces dernières décennies qui porta à la connaissance de tous les risques liés à l'utilisation intensive de la majorité des pesticides. Rapidement, la littérature scientifique fut envahie d'études de toxicité de tout genre, mettant parfois en évidence des conséquences indirectes de l'emploi de certains produits qui auraient pu demeurer longtemps insoupçonnables. Dans les pays du Tiers monde, et en Afrique en particulier, ce n'est qu'avec beaucoup de retard que l'on étudia ces mêmes problèmes et les travaux spécifiques dans ce domaine sont finalement peu fréquents, si on les compare à la masse d'écrits publiés en Europe, au Canada ou aux Etats Unis. Ceci est d'autant plus regrettable que nombre de pesticides interdits à l'emploi dans de nombreux pays industrialisés continuent à trouver en Afrique un champ d'action très vaste et sont toujours d'un usage courant.

Si l'on cerne relativement bien actuellement la toxicité pour les hydrosystèmes des pesticides introduits directement dans le milieu, principalement en lutte antivectorielle, on ne sait que bien peu de choses sur toute la dynamique des produits employés en agriculture et dont la masse est considérable. De plus, le cheminement d'un produit dans la nature, à partir du moment où il quitte le système d'épandage, est très complexe et dépend de multiples facteurs, dont notamment les facteurs physiques, morpho-édaphiques et météorologiques, au niveau du milieu traité.

Dans le cas des pesticides utilisés en agriculture, les risques de contamination directe des plans d'eau sont généralement minimes, quand les traitements sont faits de manière correcte. Par contre, il n'est pratiquement pas possible d'éviter des transports indirects vers les hydrosystèmes, principalement par transit

Figure 2. Schématisation des domaines d'impact des pesticides sur les milieux aquatiques continentaux.



aérien et par lessivage, comme nous l'avons schématisé sur la figure 2. Il se crée une accumulation plus ou moins rapide dans le milieu et dans les organismes vivants, par le biais des chaînes alimentaires le long desquelles les résidus se concentrent progressivement, plus on s'achemine vers les carnivores terminaux.

Pour de nombreux composés on connaît encore très mal leur vitesse et leur degré d'accumulation dans les organismes vivants, paramètres qui sont extrêmement variables en fonction de la rémanence de chaque produit, mais aussi de sa présentation (poudre, liquide, vapeur...) et de son lieu d'application. On en sait encore moins de leurs effets sub-léthaux, susceptibles d'entraîner des mutations, car ils affectent, outre le soma, le patrimoine génétique des individus lentement contaminés. Enfin, si quelques études menées en Afrique permettent d'évaluer dans des milieux particulièrement exposés les degrés de contamination de certaines composantes des biotopes aquatiques continentaux (essentiellement par des analyses de résidus), aucune étude biocoenotique complète n'existe, à notre connaissance, quand il s'agit des effets des pesticides utilisés dans le domaine agricole. C'est là une importante lacune à combler si l'on veut être en mesure de mieux comprendre les risques réellement liés à l'utilisation d'une foule de produits pour lesquels on se contente actuellement de connaître quelques paramètres toxicologiques aussi rudimentaires que la toxicité orale chez le rat ou la DL 50/24h chez le poisson rouge!

**B**

# Eau
# Santé Humaine et Santé Animale

## Répercussions de la lutte contre les Endémies et les Epizooties sur le milieu aquatique

## Chapitre B.I.

## Impact des insecticides utilisés dans la lutte contre l'onchocercose

Chaque programme de lutte antivectorielle présente sa spécificité liée à la biologie et l'écologie du vecteur, à la localisation géographique de sa mise en oeuvre, aux moyens logistiques utilisés pour le réaliser. Avant le commencement des campagnes de traitement, il est nécessaire d'effectuer de nombreuses recherches dans tous les domaines, souvent durant plusieurs années. Nous ne nous intéresserons ici qu'à celles qui concernent la toxicité des produits utilisés et prendrons comme exemple le programme de lutte contre l'onchocercose en Afrique de l'Ouest pour mettre en évidence les risques pour l'environnement qui existent aux différentes étapes de son déroulement.

Afin de déterminer les risques liés à l'exécution d'un tel programme, il est nécessaire d'une part d'en présenter les grandes lignes, mais également de rappeler un ensemble de généralités concernant cette endémie, qui, même si elles paraissent au prime abord éloignées de notre sujet, ont directement ou indirectement une incidence sur la logistique d'intervention au niveau du groupe cible. Pour de plus amples informations sur les aspects pathologiques ou socioéconomiques liés à cette maladie, on se reportera aux documents suivants : Anon., OMS (1973) et Phillippon(1978).

### 1- Le cycle de l'agent pathogène

L'agent pathogène est une filaire Onchocercidae, *Onchocerca volvulus* (Leuckart, 1893), dont le cycle de développement passe par deux hôtes intermédiaires, un Diptère Simuliidae *(Simulium damnosum)* et l'homme (fig. 3). Ce dernier est l'hôte définitif puisque c'est chez lui que s'accomplit la plus grande partie du cycle. On admet en effet que sa durée de vie chez l'homme peut être d'une quinzaine d'années, laps de temps durant lequel une personne infectée demeure donc un réservoir potentiel de l'agent pathogène. Ce fait est extrêmement important car, nous le verrons plus loin, il détermine la durée de mise en oeuvre du programme de lutte.

Les microfilaires d'*O. volvulus* sont ingérées par la femelle de *S. damnosum* au moment de son repas de sang. Elles peuvent être très nombreuses (plusieurs centaines à plusieurs milliers), mais la majorité, à l'arrivée dans l'estomac du Diptère, se trouvent enveloppées d'une membrane péritrophique qu'elles ne peuvent traverser. Seules quelques unes évitent un tel emprisonnement et vont continuer leur cycle après avoir franchi la paroi stomacale. Ce n'est qu'au 3ème stade que la larve devient infectante,

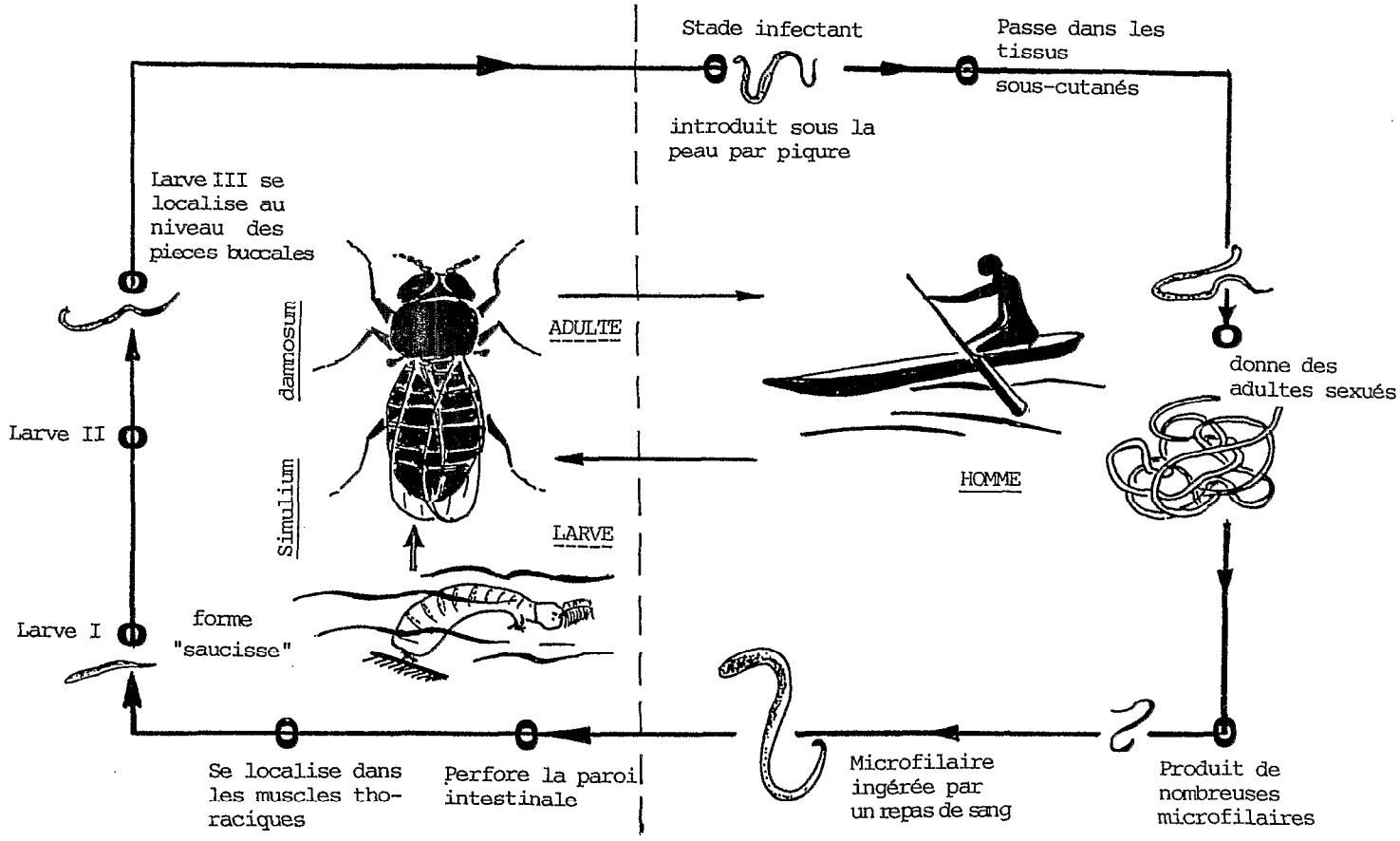



Fig. 3 . Cycle de développement d'Onchocerca volvulus

mobile, et se localise principalement au niveau des pièces buccales de la simulie. Elle s'échappera alors du Diptère quand ce dernier prendra un nouveau repas de sang. La durée du cycle chez le vecteur est en moyenne d'une semaine.

Une fois transmise à l'homme, la larve d'*O. volvulus* va devenir adulte après s'être localisée principalement dans la peau où mâles et femelles s'enkystent, formant des nodules caractéristiques. Là, durant toute sa vie, la femelle va produire des oeufs qui donneront naissance à des microfilaires. Ces dernières vont se disséminer dans la peau de l'hôte, attendant pour poursuivre leur développement d'être ingérées par une femelle de *S. damnosum,* bouclant ainsi leur cycle. Elles peuvent subsister ainsi plus de deux ans en situation d'attente.

2- L'endémie : importance et gravité.

Les premières manifestations de la maladie chez l'homme sont représentées par la formation d'onchocercomes cutanés, qui correspondent à des nodules d'enkystement des adultes, de 3 a 30 mm de diamètre. La formation en masse de microfilaires et leur invasion du derme provoquent par la suite des lésions cutanées plus ou moins graves, parmi lesquelles il faut signaler:

- des altérations pigmentaires d'étendue variable
- des irruptions cutanées ou gale filarienne
- une pachydermie plus ou moins prononcée
- des oedèmes cutanés
- une atrophie dermique
- des démangeaisons
- des lésions oculaires plus ou moins graves allant jusqu'à la cécité

On considère généralement cette dernière forme comme la plus grave de la maladie et, dans la région concernée par l'endémie, ce stade est très fréquent. Phillippon (1978) signale en effet qu'en savane et en zone de transmission intense, les taux de cécité dépassent fréquemment 10% de la population, cette proportion pouvant atteindre 25 a 30% chez des adultes et parfois 50% chez les hommes de plus de 40 ans.

Service (1976) signale que près de 20 millions de personnes dans le monde sont atteintes d'onchocercose et sur l'ensemble des pays du bassin de la Volta on estimait, avant le commencement du programme de lutte, à plus de 10 millions le nombre de personnes affectées à un degré plus ou moins grave, dont environ 70.000 étaient aveugles et plus de 30.000 présentaient des troubles oculaires graves.

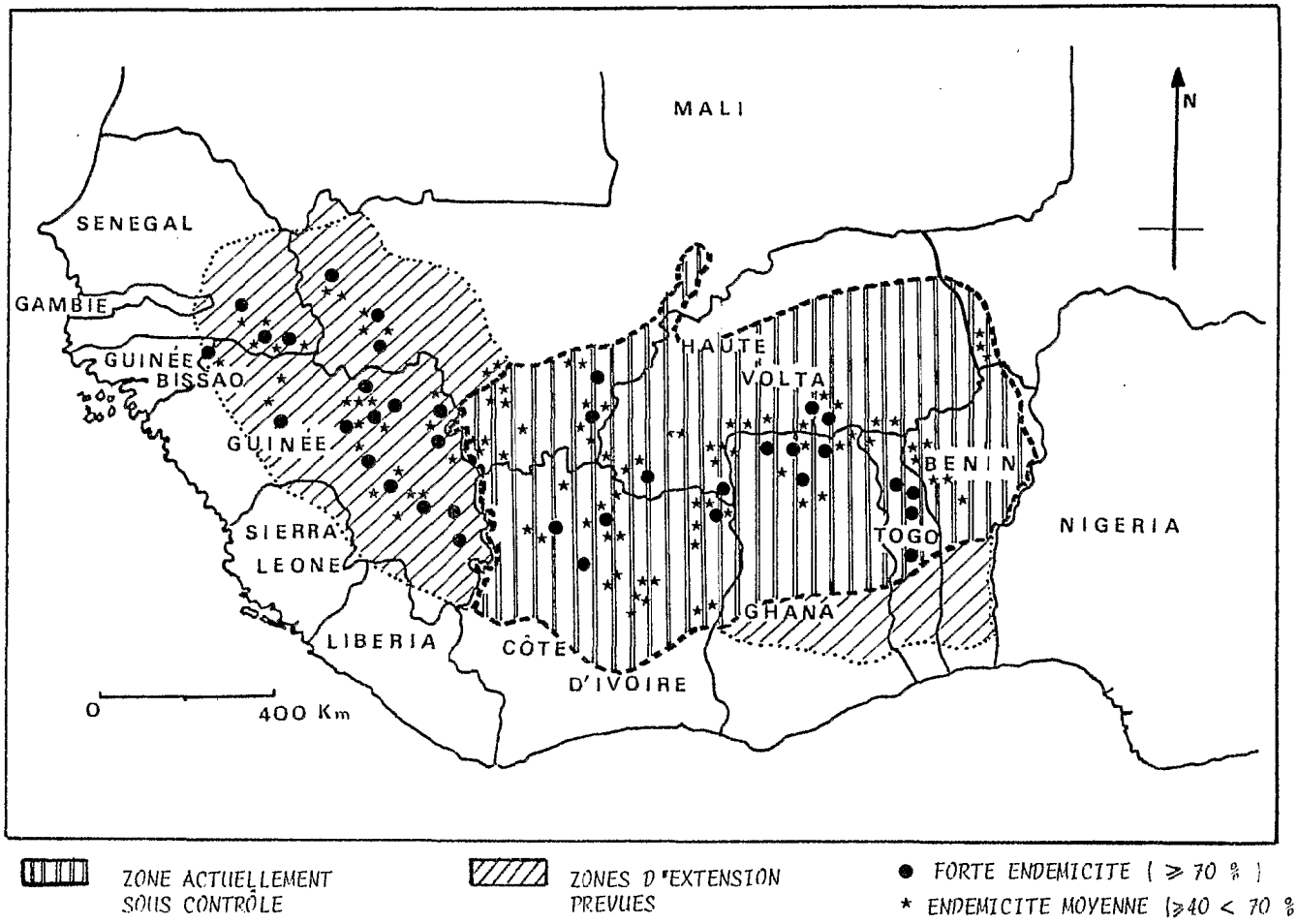



Figure 4. L'onchocercose en Afrique de l'Ouest, répartition des zones de forte et de moyenne endémicité.

La distribution de la maladie est très inégale sur l'étendue de l'Afrique de l'Ouest et les zones de forte endémicité sont principalement localisées en savane (fig. 4), tout particulièrement dans les régions où la densité de population est supérieure à 50 habitants au km2. Dans la vallée du Sissili, au Ghana, zone d'hyperendémie, les taux d'infestation étaient dans les années 1970 de l'ordre de 87% chez les gens de 20 ans, 91% chez ceux de 30 ans, 95% chez ceux de 40 ans et près de 97% après 50 ans (Ganley et Biles, 1973).

L'onchocercose n'est, en Afrique, malheureusement pas limitée à la région ouest et des foyers importants existent en Afrique Centrale (Cameroun, Sud Tchad, RCA), dans le bassin du Zaïre, en Afrique de l'Est (Tanzanie, Ouganda) et en Afrique du Sud.

Outre son aspect pathologique invalidant, mais aussi débilitant dans ses nombreuses manifestations bénignes, l'onchocercose peut être considérée comme un fléau économique, rendant inhabitables les vastes régions potentiellement exploitables que sont les vallées des grands fleuves. Les incidences économiques indirectes sont également multiples et l'on peut citer à ce titre la surexploitation et la dégradation des sols des plateaux après que les vallées ont été abandonnées, à mettre en relation avec le manque à gagner par l'inexploitation des vallées. La diminution de capacité productive des malades est également à considérer, de même que l'entretien des aveugles par la collectivité.

Bien que ce ne soit qu'un ordre de grandeur certainement sous estimé, on évaluait, en 1972, le coût annuel des effets de l'onchocercose pour les sept pays du bassin des Volta à environ 35 millions de dollars (Anon., OMS, 1973).

Il est donc évident, au vu de ces différentes données, que l'onchocercose représente une endémie grave, tant sur le plan humain qu'économique, justifiant une action d'envergure. Ceci est extrêmement important à garder à l'esprit en tant que terme de référence, principalement quand nous estimerons l'impact de la lutte sur l'environnement.

### 3- Le vecteur

*Simulium damnosum s.l.* Theobald 1903 (il s'agit en fait d'un "complexe d'espèces"), Simulidae qui transmet l'onchocercose en Afrique de l'Ouest, présente une phase larvaire aquatique localisée dans des biotopes bien précis en raison de ses exigences écologiques. Quand les conditions sont favorables, des centaines de milliers d'individus se trouvent regroupés, formant ce que l'on nomme un "gîte larvaire" (Photo 1) qui se crée et se maintient dans trois conditions essentielles :

- Existence d'un courant rapide procurant une forte oxygénation. Des valeurs extrêmes de 0,50 à 2 mètres/s sont généralement amises comme limites au maintien des populations larvaires de S.dam nosum.

- Présence de supports nécessaires à la fixation. Ils peuvent être de nature diverse, naturels (rochers, végétation aquatique ou semi-aquatique, bois morts...), ou artificiels (embase de pont ouvrages d'art divers....).

- Présence d'une nourriture suffisante. Organisme sessile ou semi-sessile, la larve de *S. damnosum* se nourrit par filtration en retenant les particules organiques transportées par le courant, à l'aide de ses soies prémandibulaires. L'absence ou le peu d'abondance de telles particules alimentaires est donc, même si les autres conditions sont réunies, un facteur défavorable à un peuplement dense.

Nous insistons quelque peu sur cette écophase larvaire, car c'est celle qui constitue la cible des programmes de lutte, son élimination permettant de rompre le cycle de développement du parasite.

La durée de vie aquatique des phases préimaginales (sept stades larvaires et un stade nymphal) est en moyenne de 9 jours. Cette durée peut être réduite dans le cas de conditions extrêmement favorables, liant une température élevée de l'eau à la présence d'une nourriture abondante.

Après émergence, mâles et femelles de *S. damnosum* se dispersent rapidement et souvent sur de grandes distances, en fonction des conditions édaphiques et météorologiques. Mâles et femelles s'alimentent de liquides sucrés d'origine végétale. Les femelles, cependant, ont besoin d'une alimentation sanguine avant l'oviposition ; thelmophages et fortement agressives, elles piquent essentiellement durant la journée. Principalement anthropophiles, elles présentent cependant, surtout en Afrique de l'Ouest, un degré de zoophilie non négligeable. C'est au cours de ces repas de sang que les femelles s'infestent et également retransmettent le nématode parasite. Présentant des migrations de longue distance qui utilisent les vents dominants, les femelles peuvent véhiculer la maladie à plusieurs centaines de kilomètres de leur lieu d'éclosion.

4- Les moyens de lutte contre l'onchocercose

Mises à part la Notézine et la Suramine, la médication anti-onchocerqienne est extrêmement limitée. Par ailleurs, il n'existe aucune chimioprophylaxie efficace. Les filaricides que nous venons de citer ont une action certaine sur le plan individuel, mais nécessitent un contrôle médical constant et sérieux qu'il est pratiquement impossible d'envisager dans le cadre d'une thérapeutie de masse applicable à la région géographique concernée.

En conséquence, il est apparu plus judicieux de tenter de rompre le cycle de développement du parasite au niveau du vecteur, en partant du principe qu'un arrêt de la transmission durant un temps suffisamment long (20 ans) permettrait l'épuisement progressif et total du réservoir de parasite, ce dernier, rappelons-le, ayant une capacité de vie chez l'homme d'une quinzaine d'années.

En raison de la dispersion des adultes et d'une mauvaise connaissance de leurs lieux de repos, il était plus pertinent de s'attaquer à la phase larvaire. A ce stade, en effet, les individus sont concentrés dans les biotopes particuliers que nous avons définis plus haut sous le terme de "gîtes **larvaires** ".

La meilleure façon d'atteindre la cible était évidemment l'emploi de pesticides mais, dans l'historique de la conception du programme de lutte, toutes les autres méthodes possibles ont été envisagées, que ce soient les méthodes écologiques visant à la suppression mécanique des gîtes ou à l'aménagement des écoulements, ou bien la méthode biologique qui utiliserait les prédateurs naturels de *S. damnosum*. On a même envisagé la lutte génétique (lâcher de mâles stériles ou remplacements de populations d'un cytotype vecteur par celles d'un autre cytotype moins apte à transmettre *O. volvulus*).

De toutes ces méthodes de lutte ainsi utilisables certaines s'avèrent purement hypothétiques et les autres ne peuvent être envisagées de manière réaliste que dans le cadre de programmes de petite envergure et très bien contrôlés. Seule la lutte chimique apparaissait donc, il y a une décennie, comme possible à entreprendre à grande échelle, avec une certaine chance de succès.

## 5- Structure et logistique du programme de lutte

Nous ne nous intéresserons pas ici à l'aspect administratif du programme, pas plus qu'à l'aspect financier qui, s'ils sont loin d'être négligeables et conditionnent sa bonne réalisation, n'en sont pas moins éloignés du problème d'environnement qui est le nôtre.

La décision de principe ayant été prise d'utiliser la lutte par pesticide chimique, il restait à effectuer un choix d'un ou plusieurs produits parmi ceux qui, sur le marché, étaient potentiellement disponibles, étape commune à toute action de grande envergure utilisant un pesticide.

Le produit adopté devait répondre aux critères suivants:

1. - être efficace contre le groupe cible,
2. - être non toxique pour l'homme et les mammifères,
3. - être d'un prix modéré,
4. - être disponible sur le marché en quantité suffisante,
5. - être d'une toxicité acceptable pour l'environnement aquatique.

(Quélennec, 1978)

Le respect des critères 1 et 5 nécessite plusieurs années de recherches, tant en laboratoire que sur le terrain. Nous verrons dans les pages suivantes que cette étape d'essais *in situ* de produits potentiellement efficaces peut provoquer localement des dégâts

très importants pour le milieu aquatique et que les tests ne doivent en aucun cas être conduits de manière inconsidérée.

Cette étape de recherches achevée, la méthodologie suivante fut adoptée:

a) L'insecticide utilisé serait le téméphos, ou Abate®, en formulation concentrée émulsifiable contenant 20% de matière active.

b) Les concentrations utilisées seraient de 0,1 mg/litre de matière active, pour un écoulement de 10 minutes en saison sèche et de la moitié, soit 0,05 mg/l, pour le même temps, durant la saison des pluies.

c) En raison de la faible portée efficace du produit en saison sèche, chaque gîte serait traité individuellement, par épandage à faible distance amont. Durant les hautes eaux où la portée peut dépasser 20 à 30 km, les épandages seraient réalisés par sections de cours de 2 à 30 km, selon les débits et la morphologie des biefs.

d) En raison de la durée du cycle moyen des larves (9 jours), chaque gîte serait traité tous les sept jours.

e) En raison de la durée de vie du parasite chez l'homme (15 ans) le programme de traitement est initialement prévu pour 20 ans.

f) Enfin, compte tenu de la vaste étendue géographique de la zone à traiter et des difficultés d'accès à de nombreux cours d'eau, il est prévu que les épandages soient réalisés par avion ou par hélicoptère. Pour la même raison, la mise en oeuvre du programme se fera en quatre phases successives d'extension.

La campagne de traitement commenca en 1974 et la stratégie d'exécution alors adoptée a été maintenue dans ses grandes lignes jusqu'à maintenant. L'apparition en Côte d'Ivoire d'une résistance au téméphos de certains cytotypes de *S. damnosum* nécessita cependant un changement d'insecticide dans cette région. Par ailleurs, l'extrême réduction du taux de transmission du parasite dans la zone centrale du programme entraîna une nette réduction de l'intensité initiale d'utilisation de cet insecticide.

Il apparaît finalement que la mise en oeuvre de campagnes de lutte contre une grande endémie comme l'onchocercose est sous la dépendance de multiples contraintes de tous ordres et que l'impact environnemental des actions de contrôle pourra être en liaison directe avec des facteurs qui semblent a priori très éloignés. C'est ainsi que la durée de vie chez l'homme d'*O. volvulus* implique le maintien des opérations de traitement pendant une vingtaine d'années, entraînant une énorme pression insecticide sur les milieux concernés. De même, la découverte en début de réalisation de la campagne de lutte que les adultes de *S. damnosum* pouvaient effectuer des déplacements de plusieurs

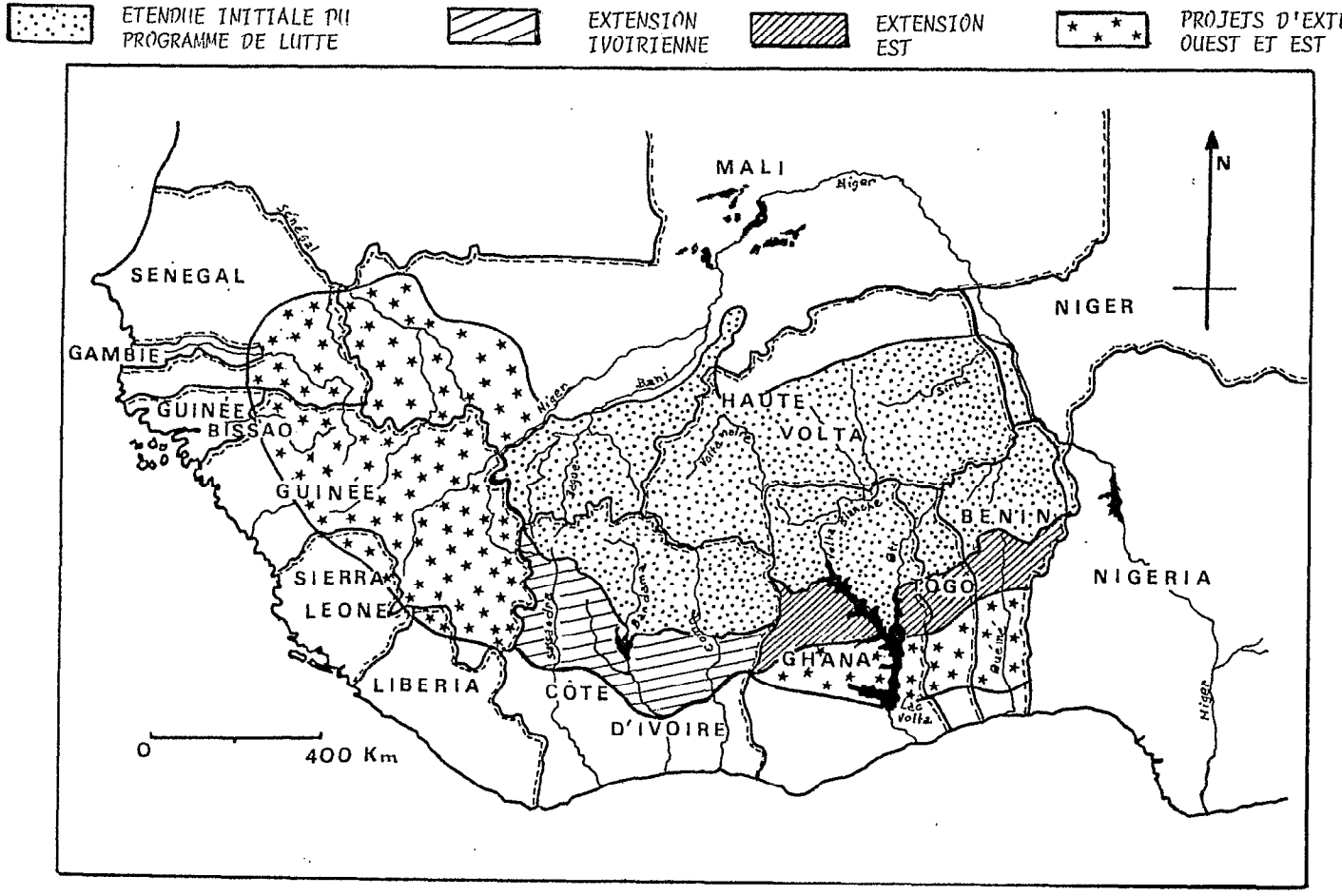



Figure 5.Le programme de lutte contre l'onchocercose en Afrique de l'Ouest, étapes succsessives de réalisation depuis 1974 et extension prévue pour les années à venir.

centaines de kilomètres entraîna des extensions des traitements qui n'étaient pas prévues à l'origine et par là même un impact sur l'hydrosphère géographiquement plus important (Fig. 5).

6- Impact sur le milieu en phase de sélection d'un insecticide

Le choix d'un insecticide répondant aux conditions énoncées plus haut n'est pas chose aisée et les critères 1 et 5, comme nous l'avons dit, sont parmi les plus difficiles à satisfaire. Les essais de laboratoire permettent généralement un premier tri de produits candidats qui seront alors essayés sur le terrain par étapes successives. Dans le cadre d'une telle sélection, plus de 3000 insecticides ont été testés par l'OMS et seulement une centaine ont fait l'objet d'essais *in situ* de plus ou moins grande envergure. Ce sont des produits parfois déjà utilisés en Afrique dans d'autres domaines (agriculture, par exemple), ou bien de nouvelles molécules encore jamais expérimentées.

Les essais sur le terrain constituent donc un élément très important du choix d'un pesticide puisque, situés en phase finale de sélection, ils constituent l'une des dernières barrières pouvant interdire l'emploi d'un produit trop toxique.

Entre 1967 et 1976, par exemple, 138 essais de terrain ont été pratiqués en Haute-Volta et Côte d'Ivoire, et dans le tableau 2, emprunté à Quillévéré *et al.* (1976), sont mentionnés quelques uns d'entre eux effectués avec 19 formulations d'insecticides différentes. Durant la même période, 17 molécules différentes ont été testées sur le terrain, correspondant à un nombre beaucoup plus élevé de formulations, variant par leur teneur en matière active aussi bien que par les proportions de leurs constituants (émulsifiant, solvant), ou leurs propriétés physiques (densité, taille des particules....).

Ces molécules sont les suivantes :

| | | | |
|---|---|---|---|
| OMS 786 | Téméphos (Abate®) | OMS 16 | DDT |
| OMS 971 | Chlorpyrifos | OMS 29 | Carbaryl |
| OMS 1155 | Chlorpyrifos méthyl | OMS 43 | Fénitrothion |
| OMS 1170 | Phoxim | OMS 187 | Diméthrine |
| OMS 1197 | Chlorphoxim | OMS 466 | Méthoxychlor |
| OMS 1206 | Resméthrine | OMS 658 | Bromophos |
| OMS 1211 | Jodfenphos | OMS 708 | Mobam |
| OMS 1424 | Pirimiphosméthyl | OMS 712 | Schell 8280 |
| OMS 1825 | Azaméthiphos | | |

Pendant de nombreuses années, on ne s'inquiéta que peu ou pas de la toxicité des produits testés et, quand c'était le cas, on se préoccupa uniquement de leur ichtyotoxicité. Bien souvent, et sans pour autant entraîner de mortalité visible de poissons,

Tableau 2. Liste des essais de produits insecticides effectués en Cote d'Ivoire et sud Haute Volta en 1971 et 1972 (*in* Quillévéré *et al.*, 1976)

| Insecticide utilisé | Rivieres concernées | Quantités totales déversées (en litres) |
|---|---|---|
| Abate 200 CE Procida - Normal | Léraba, Kou, Bandama Dienkoa | 90 |
| Abate 20 CE Procida surface | Kou | 0,8 |
| Abate 500 CE Procida | Farako - Kou | 1,4 |
| Abate 500 CE American Cyanamid | Bandama | 21 |
| Abate 200 CE American Cyanamid | Léraba | 2,3 |
| Abate 500 CE Nouvelle formulation | Guénako, Comoé | 1 |
| Chlorphoxim 25% | Farako, Yanaon, Banifing | 2,4 |
| Chlorphoxim F4 40% | Guénako | 0,06 |
| Folithion 50% | Léraba | 3,25 |
| Phoxim 50% | Farako | 7,3 |
| Phoxim 33% | Bandama, Comoé, Yanaon Léraba | 4,6 |
| Phoxim F1 20% | Léraba | 0,8 |
| Phoxim F2 20% | Plandi, Kou, Guénako | 0,2 |
| Phoxim F3 20% | Comoé | 0,2 |
| Phoxim F4 20% | Kou | 0,6 |
| Noltran 20 | Béma, Marguerite, Nasso | 0,25 |
| Methoxychlore 20% et Triton 52 | Falls | 0,3 |
| | Total | 136,46 |

le produit testé avait un impact écologique tres sévère sur le milieu. Cet impact était généralement mis en évidence quand des hydrobiologistes étaient associés aux essais de terrain, comme en témoignent les résultats rapportés ci-après.

En 1973 un traitement expérimental utilisant le Phoxim (OMS 1170) est réalisé sur le Banifing au Mali. Le produit est formulé en concentré émulsifiable à 33,3% de matière active. On constate l'impact à court terme suivant:

- "0,1 ppm/10 minutes - Pas de mortalités de poissons dans le milieu, mais une mortalité de poissons placés en cages, après 24 heures, supérieure de 50% à celle de témoins. Mortalité des invertébrés estimée entre 40 et 50%, sauf pour les Odonates qui sont peu touchés. Très forte augmentation de la dérive en général.

- 0,5 ppm/10 minutes. Environ 30% de mortalité chez les poissons, 6 heures après traitement. Mortalité catastrophique des invertébrés sur plus de 2 kilomètres de cours d'eau."

(Lauzanne et Dejoux, 1973)

Plus récemment des essais de Deltaméthrine (OMS 1998) sont effectués à nouveau au Mali sur le Badin-Ko et en Côte d'Ivoire sur la Maraoué. Le produit utilisé est en formulation émulsifiée à 25 g de matière active par litre. Son impact est extrêmement variable en fonction des concentrations utilisées, mais il s'avère très toxique. Les principaux résultats obtenus sont les suivants:

| | | | |
|---|---|---|---|
| "0,02 | ppm/10 | minutes | - Décrochement et mortalité presque totale des invertébrés sur 10 kilomètres de cours d'eau. |
| 0,5 | ppb/10 | minutes | - Forte mortalité des Ephéméroptères Baetidae. Augmentation maximale de la dérive de l'ordre de 70 fois. |
| 3 | ppb/10 | minutes | - Environ 50% de mortalité des invertébrés en 24h. |
| 5 | ppb/10 | minutes | - Environ 70% de mortalité. |
| 7 | ppb/10 | minutes | - Mortalité quasi totale des invertébrés. Tous les groupes. Mortalité de jeunes poissons (*Barbus sp.*). |
| 100 | ppm/2 | secondes | - Effet instantané de "knock down" sur les poissons, mais certains peuvent récupérer, selon leur type de métabolisme initial (poissons de fond par exemple)". |

(Dejoux et Guillet, 1980; Dejoux, 1983c)

Au Togo, sur l'Anié, un épandage de MT 115000 (Mitsui Toatsu chemo; OMS 3002) est étudié durant 48 heures consécutives quant à ses effets sur la faune aquatique non-cible (Paugy et Coulibaly, 1983). Les auteurs constatent qu'il en résulte:

- "Une mortalité générale très forte des invertébrés benthiques (Coléoptères, Hémiptères et Ephéméroptères), mais aucun effet apparent chez les crustacés et les poissons, à 0,05 ppm/10mn et 0,1 ppm/10mn.

- A 0,05 ppm/10mn, une augmentation de la dérive des insectes aquatiques de près de 608 fois.

- Un traumatisme est observé chez les crustacés à 0,2 ppm/10mn".

Il est certain que tous les produits ainsi testés *in situ* n'ont pas un impact aussi sévère sur l'environnement, mais il est malheureusement rare de trouver dans les essais réalisés un composé épargnant les invertébrés. De plus, il est généralement nécessaire de rechercher, pour un produit, sa portée efficace vis-a-vis du groupe cible, ainsi que la concentration provoquant 100% de décrochement des larves de *S. damnosum*. Ceci implique généralement que plusieurs essais soient successivement ou simultanément entrepris sur plusieurs rivières ou des biefs différents d'une même rivière et que plusieurs concentrations soient testées, dont l'une est généralement forte. Certaines rivières ou certains sites d'une même rivière (le Bandama dans la région de Ferkéssédougou ou la Férédougouba dans la région de Touba, par exemple, en Côte d'Ivoire) ont ainsi été soumis à de nombreux essais au cours de près de dix années de recherches de terrain. En conséquence et malgré une forte résilience des systèmes traités, il est sûr que l'environnement biologique a été perturbé et que peut-être certaines espèces ont disparu. Nous disons peut-être, car malheureusement aucune étude détaillée des composantes biologiques de ces milieux n'a été réalisée avant le commencement des essais.

Conscients des dangers que représente une multiplication des essais de terrain dans une même région et également soucieux de réduire le coût des recherches, les scientifiques chargés de l'évaluation de la toxicité et de l'efficacité des nouveaux composés potentiellement utilisables pour le contrôle des larves de *S. damnosum* ont, petit à petit, mis au point une méthodologie particulière, susceptible d'apporter des résultats utilisables, tout en ne mettant en oeuvre que de très faibles quantités de produits.

Cette méthodologie fut initialement mise au point par les hydrobiologistes chargés de tester rapidement de nombreux composés (Lauzanne et Dejoux, 1973; Dejoux, 1975a) et la technique dite des "gouttières *in situ*" fut, au cours des années, améliorée (Dejoux, 1980; Troubat, 1981) ou bien adaptée à des besoins particuliers par les entomologistes médicaux (Guillet, 1978).

Le principe de base consiste à établir dans un appareil en forme de gouttière, suffisamment long, un biotope similaire à celui que représente le cours d'eau lui même, c'est à dire ou se retrouvent des supports naturels, pierres, sable ou graviers, bois morts, feuilles, racines...., peuplés de leur faune. Il y a, en quelque sorte, reconstitution *in situ* d'un milieu naturel limité et de dimensions réduites, qui se trouve semi isolé du cours d'eau, dont le flot cependant traverse partiellement le système expérimental (Photos 2 et 3).

Ce système de gouttière peut être simple (une seule gouttière sur pieds placée dans le cours d'eau) ou bien multiple (batterie de gouttières en parallèle) ; il peut être placé à l'extérieur du lit du cours d'eau si un dispositif ad hoc d'amenée d'eau est mis en oeuvre.

Ainsi installé, dans ou près d'un cours d'eau, peuplé d'organismes divers (cibles ou non-cibles), le système est laissé en place le temps nécessaire à l'établissement d'un équilibre biocoenotique, avant d'être soumis aux traitements expérimentaux. L'expérimentation consistera alors à isoler aux deux extrémités les éléments du système par des filets à mailles fines ne laissant traverser que l'eau du cours d'eau, puis à appliquer des quantités suffisantes d'insecticide en amont de chaque élément (dans le cas d'une batterie de gouttières par exemple), à la concentration voulue et durant un temps déterminé. On recueillera ensuite régulierement et pendant le temps désiré, dans le filet aval, les organismes qui ayant été atteints par l'action du toxique, sont entraînés par le courant.

Cette technique est extrêmement peu polluante à l'échelle d'un bief de cours d'eau, même d'étendue restreinte, car elle n'utilise que quelques centimètres cubes de pesticide. Par ailleurs, concernant les organismes présents dans le cours d'eau au moment de l'expérience et ne modifiant aucun paramètre physico-chimique du milieu, cette méthode donne des résultats très fiables. Le principe même de la technique permet, en outre, une étude quantitative de la dynamique d'action des produits testés.

L'utilisation systématique et régulière de ces appareils constitue donc une amélioration sensible, allant dans le sens d'une meilleure protection des hydrosystèmes dans le cadre de la recherche d'insecticides antisimulidiens efficaces. Cependant, il est toujours nécessaire de réaliser une série d'expérimentations en vraie grandeur avant de commencer une campagne de grande envergure. En effet, l'application par voie aérienne d'un produit quelconque ne représente pas une opération aussi précise et bien controlée que celle de quelques $cm^3$ du même produit, injectés dans une gouttière. De même l'efficacité du produit sur de grandes distances (=portée de l'insecticide) demande à être connue. Par ailleurs, selon les caractéristiques physiques de l'insecticide (densité, degré de dispersion, adsorption particulaire....) son efficacité est susceptible de varier grandement tout au long d'un cours d'eau, évoluant en fonction des conditions hydrologiques. Enfin, il est nécessaire de réaliser des suites chronologiques d'épandages expérimentaux,

afin de contrôler l'impact d'un composé durant plusieurs semaines, voir plusieurs mois.

En conclusion, la réalisation des tests en gouttières permet d'éviter les catastrophes locales. Tout produit fortement toxique à petite échelle pour la faune non-cible, est éliminé et seuls ne passent en expérimentation en vraie grandeur ceux, efficaces pour le contrôle larvaire, qui ne présentent pas de toxicité excessive pour les organismes non visés. Bien entendu, le terme "excessive" est ambigü et ne préjuge malheureusement pas des effets à moyen ou long terme qui résultent de modifications progressives des communautés d'organismes et des déséquilibres qui peuvent en résulter.

Les différentes phases de sélection aboutissent donc au choix d'un insecticide performant et si possible peu polluant. Ceci ne signifie cependant pas que son utilisation sera permanente durant tout le développement de la campagne ultérieure. Il peut en effet survenir un besoin impératif de changer d'insecticide pour une raison ou pour une autre,et l'apparition d'une résistance a un composé déjà employé depuis longtemps peut amener à le remplacer par un autre produit dont on connaît pourtant la forte toxicité pour l'environnement. C'est dans un tel contexte, comme nous le verrons par la suite, que l'OMS a dû récemment utiliser le chlorphoxim à grande échelle sur les cours d'eau de Côte d'Ivoire, en remplacement du Téméphos devenu sans effets sur certains cytotypes de *S. damnosum*.

### 7- Contrôle de l'impact sur le milieu dans le cadre de traitements de routine. Structure de la surveillance écologique.

Prévu à l'origine pour une durée de vingt ans, devant couvrir une surface d'environ 800.000 $km^2$ où plus de 17.000 km de lignes de gîtes à *S. damnosum s.l.* allaient être l'objet d'épandages hebdomadaires, le programme de lutte contre l'onchocercose (OCP) conduit en Afrique de l'Ouest par l'OMS n'était pas, à terme, sans danger pour l'environnement aquatique.

L'OMS décida donc de mettre en place une surveillance écologique des milieux traités, à court, moyen et long terme, dans le cadre de la campagne de contrôle larvaire. Ce travail fut confié à des hydrobiologistes. L'étendue de la zone des traitements et la difficulté de rassembler un personnel compétent et nombreux, ne permis pas de réaliser un véritable réseau de surveillance, mais les quelques implantations choisies et les sites sélectionnés pour les études d'impact étaient représentatifs de la situation écologique des hydrosystemes traités.

Parallèlement à la mise en place des équipes d'hydrobiologistes de terrain, un groupement d'experts écologistes ou hydrobiologistes a été constitué qui, sous le nom de groupe écologique, est chargé d'analyser périodiquement l'impact de la campagne de traitement sur l'environnement. Cette instance internationale,

s'appuyant sur les résultats de la surveillance de routine faite sur le terrain, et au fait des activités en cours et des projets d'OCP (introduction de nouveaux insecticides, par exemple....), statue sur les risques potentiels des traitements pour le milieu aquatique. Elle émet un jugement sur l'adéquation du protocole de surveillance, donne son aval à la poursuite de la campagne ou bien sollicite des recherches particulières, afin de mieux appréhender l'impact de tel ou tel changement introduit dans les opérations de contrôle.

Les conclusions périodiques du groupe écologique quant à l'impact du programme sur le milieu aquatique, influencent fortement l'attitude des pays donateurs dans la poursuite de leur financement du programme.

Nous sommes donc en face d'une structure complexe de surveillance écologique, certainement unique dans le cadre d'un emploi de pesticides de grande envergure, et dont nous avons schématisé les différentes composantes sur l'organigramme du tableau 3.

Un des aspects les plus positifs de cette surveillance est certainement le fait qu'il fut possible de différencier les effets immédiats des traitements sur les organismes (toxicité aigüe) des effets à moyen et long terme (toxicité chronique) dont l'incidence concerne principalement les structures biocœnotiques. Ce dernier aspect n'est généralement jamais mis en évidence dans les études d'impact, car il demande, d'une part, une bonne connaissance de la structure des écosystèmes avant pollution et, d'autre part, il exige des observations de longue durée, suffisamment précises pour différencier les évolutions à caractère naturel de celles induites par l'action des polluants.

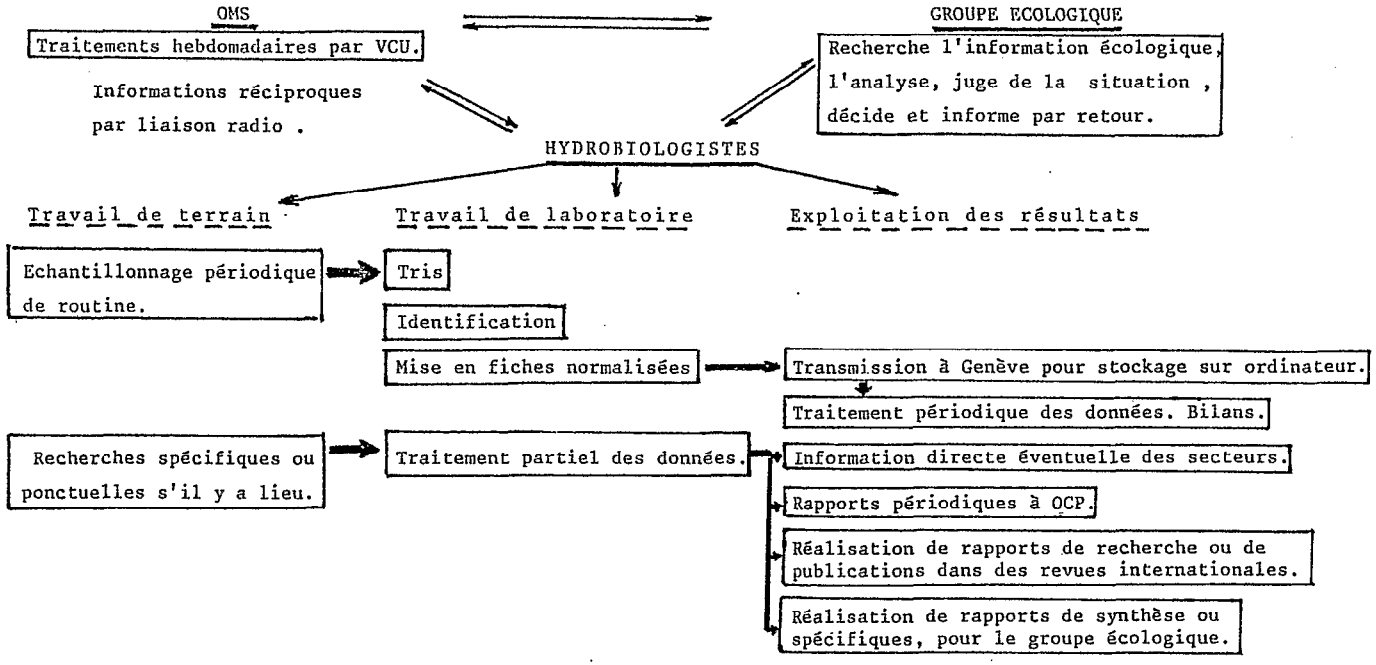
Nous ne nous étendrons pas sur les méthodes d'étude de l'impact des traitements qui utilisent des techniques hydrobiologiques classiques, parfois adaptées aux conditions logistiques locales. Elles vont de l'étude périodique des densités de faune et flore dans un biotope déterminé, à l'analyse structurale des communautés, en passant par la mise en évidence de phénomènes biologiques (intensités de dérive, de colonisation, d'émergence...) (Dejoux, 1980). Enfin, afin d'économiser temps, moyens et énergie, la structure de surveillance de routine adoptée dans les premières années de la campagne de contrôle, ainsi que la périodicité des observations, évoluèrent dans le sens d'un allègement, compte tenu de l'acquisition progressive d'une bonne connaissance des écosystèmes traités.

## 8- Impact des insecticides utilisés dans le programme de lutte antisimulidienne en Afrique de l'Ouest.

### a. Toxicité générale du téméphos.

Le téméphos ou Abate$^{R}$, aussi appelé Biothion$^{12}$, OMS 786, AC 52160, ENT 27165, selon le système de nomenclature utilisé,

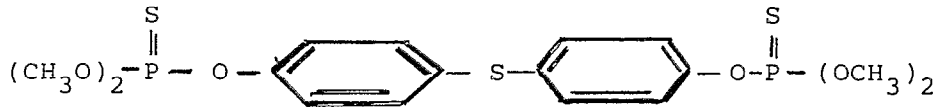
Tableau 3. Organigramme de la surveillance écologique des milieux traités




STRUCTURES DE COORDINATION

| | | | |
|---|---|---|---|
| Présence d'un coordinateur hydrobiologiste à OCP Ouagadougou | Réunions périodiques des hydrobiologistes | Réunions périodiques du groupe écologique | Réunions extraordinaires selon nécessités OMS - Groupe écologique - Hydrobiologistes |

est un composé insecticide organophosphoré. Sa formule développée est la suivante :



soit aussi: 0,0,0',0' - tétraméthyl -0,0',-thriodi-p-phénylène phosphorothioate.

C'est un produit blanc visqueux de densité spécifique 1,32 , insoluble dans l'eau et l'hexane. Il est commercialisé sous diverses formulations, en poudre mouillable ou en granulés, et plus fréquemment en concentré émulsifiable a 20 ou 50% de matière active.

Dans le cas de l'emploi en lutte antisimulidienne, la formulation utilisée est le concentré émulsifiable a 20% de matière active de Procida. Sa densité est légèrement supérieure à 1.

D'une manière générale, c'est un produit peu rémanent dans les hydrosystèmes et rapidement métabolisé par les organismes aquatiques. Sa toxicité pour les mammifères est très faible, la DL 50/24 heures variant selon les expériences entre 150 et 13.000 mg par kg chez le rat (Gaines, 1969 ; Tucker et Crabtree, 1970). Chez l'homme l'ingestion journalière de 64 mg de téméphos par des volontaires durant un mois n'entraîna aucun symptôme clinique décelable (Laws *et al.*, 1967).

Les principales utilisations du téméphos, autres que la lutte antisimulidienne, concernent le contrôle des populations larvaires de moustiques et de Chironomides, en eaux stagnantes.

b. Devenir du téméphos dans le milieu aquatique, cinétique de transit et accumulation.

Si l'impact du téméphos sur les composantes biologiques des hydrosystèmes est, comme nous le verrons dans les pages suivantes, relativement bien connu, il n'en est pas de même de son devenir dans le milieu physique. Il est pourtant évident que la toxicité globale du pesticide est directement fonction de sa cinétique de propagation dans les biotopes traités, de sa concentration et de sa durée de vie au niveau des différentes unités morphologiques du milieu.

Bien que des problèmes méthodologiques aient longtemps existé, il semble que les méthodes de dosage soient maintenant suffisamment sensibles pour permettre de déceler de très faibles teneurs de téméphos, dans l'eau ou les sédiments.

D'une manière générale, il ressort d'analyses effectuées en Europe et aux Etats Unis, qu'aux concentrations normalement utilisées en lutte antisimulidienne, en eau courante, les résidus de téméphos ne sont décelables dans les eaux, en aval du point d'application, que durant un temps très court, souvent inférieur à une heure. Le passage de la vague de traitement est naturellement fonction (en durée et intensité) de la concentration initiale utilisée et de la vitesse du courant. Il ne peut généralement être suivi que durant une à deux heures,et sur des distances variables, mais généralement faibles (Bowman et Orloski, 1966 ; Bowman *et al.*, 1968).

Le téméphos présente un très fort pouvoir d'adsorption sur les particules argileuses en suspension,et cela conditionne grandement son efficacité vis-a-vis des larves de Simuliidae, qui s'alimentent par filtration, ainsi que l'impact sur certains éléments faunistiques non-cible, également microphages. Cette adsorption est très rapide et d'intensité variable en fonction de la nature physique et chimique des particules présentes, et du rapport de concentration entre la matière active (téméphos) et la densité des particules. Miles et Mount (1976) signalent ainsi que pour des concentrations initiales variant de 0,015 à 0,5 ppm d'insecticide et des teneurs en particules allant de 0,5 à 3 grammes par litre, plus de la moitié de la concentration en téméphos s'adsorbe en seulement 4 minutes.

Expérimentant dans le Bandama en Côte d'Ivoire, Miles (1978) signale également la rapide disparition du téméphos dans la vase où sa demi - vie a été estimée à 6 semaines pour un pH du milieu de 6,2 et une concentration initiale de 0,7 ppm. Dans l'eau, la rémanence semble par contre nettement plus longue et le même auteur mentionne une demi - vie de 17 semaines pour une concentration de départ de 0,1 ppm, cette durée étant encore allongée quand on passe à une concentration 10 fois supérieure.

Par quelques expérimentations réalisées sur le terrain, en Haute Volta, Dale *et al.* (1974) ont étudié la cinétique de déplacement d'un traitement au téméphos (20% C.E.) effectué à la concentration de 0,1 ppm/10 minutes. Leurs résultats sont les suivants:

| Distance du point d'épandage | Durée du pic de passage | Concentration maximale décelée |
|---|---|---|
| 50 m | 5 mn | 0,35 ppm |
| 150 m | 25 mn | 0,30 ppm |
| 1500 m | 70 mn | 0,8 ppb |
| 15 km | concentrations décelables durant 20 heures | 3 ppb |

Les concentrations maximales trouvées à une distance de 15 km, supérieures à celles rencontrées à 1500 mètres, suggèrent une certaine accumulation du téméphos dans la zone échantillonnée. Ces résultats montrent, par ailleurs, que les concentrations réelles passant sur les biefs proches des points d'épandage peuvent être nettement supérieures à la concentration théorique de traitement.

Cette cinétique d'écoulement de l'insecticide est en fait très variable et sous l'influence de la plupart des facteurs abiotiques du milieu (débit, pH, turbidité....). Elle varie naturellement énormément entre la saison des pluies et la saison sèche et la portée efficace du téméphos peut, durant cette dernière période, être considérablement réduite. De même elle peut grandement varier en fonction de la formulation comme en témoignent les observations de Escaffre *et al.* (1976), Fig. 6.

Tous ces faits laissent supposer que l'impact du téméphos sur les organismes non-cible peut être, lui aussi, extrêmement variable d'un traitement à l'autre et que les résultats obtenus en un endroit ne peuvent être extrapolés sans précautions. Pour cette raison, il est également nécessaire de dissocier les effets à court terme qui affectent la faune aquatique à chaque épandage, concernent certains biefs plutôt que d'autres et diffèrent selon les saisons hydrologiques, des effets à moyen et long terme qui sont liés à des modifications plus profondes des biocoenoses régulièrement traitées.

c. Effets immédiats des traitements sur les composantes biologiques.

+ Action sur le phytoplancton.

Des mortalités d'algues résultant de l'application de téméphos à de faibles concentrations n'ont jamais, à notre connaissance, été signalées dans la littérature.

+ Action sur le zooplancton.

Les travaux menés au Ghana (rivière Oti) sur cette composante de la faune lotique, montrèrent que les épandages de téméphos entraînaient une augmentation de l'intensité de dérive des Cladocères, Copépodes et Chaoboridae, avec un maximum atteint environ une heure après le passage de l'insecticide (Samman et Pugh Thomas, 1979). Pour les Chaoboridae, le rapport d'augmentation maximum est d'environ 80 fois. L'intensité de dérive diurne redevient normale après deux à trois heures, et seule une légère augmentation est décelable durant la nuit suivant le traitement, par rapport au niveau atteint la nuit le précédant (facteur d'augmentation de deux, environ). Dans la mesure où ces organismes sont benthiques durant la journée et planctoniques la nuit, les traitements faits durant le jour avec un produit s'écoulant principalement en surface ont peu d'effet sur eux, sauf en saison sèche, dans les biefs situés immédiatement en aval des points d'épandage où le téméphos est susceptible de sédimenter rapidement.

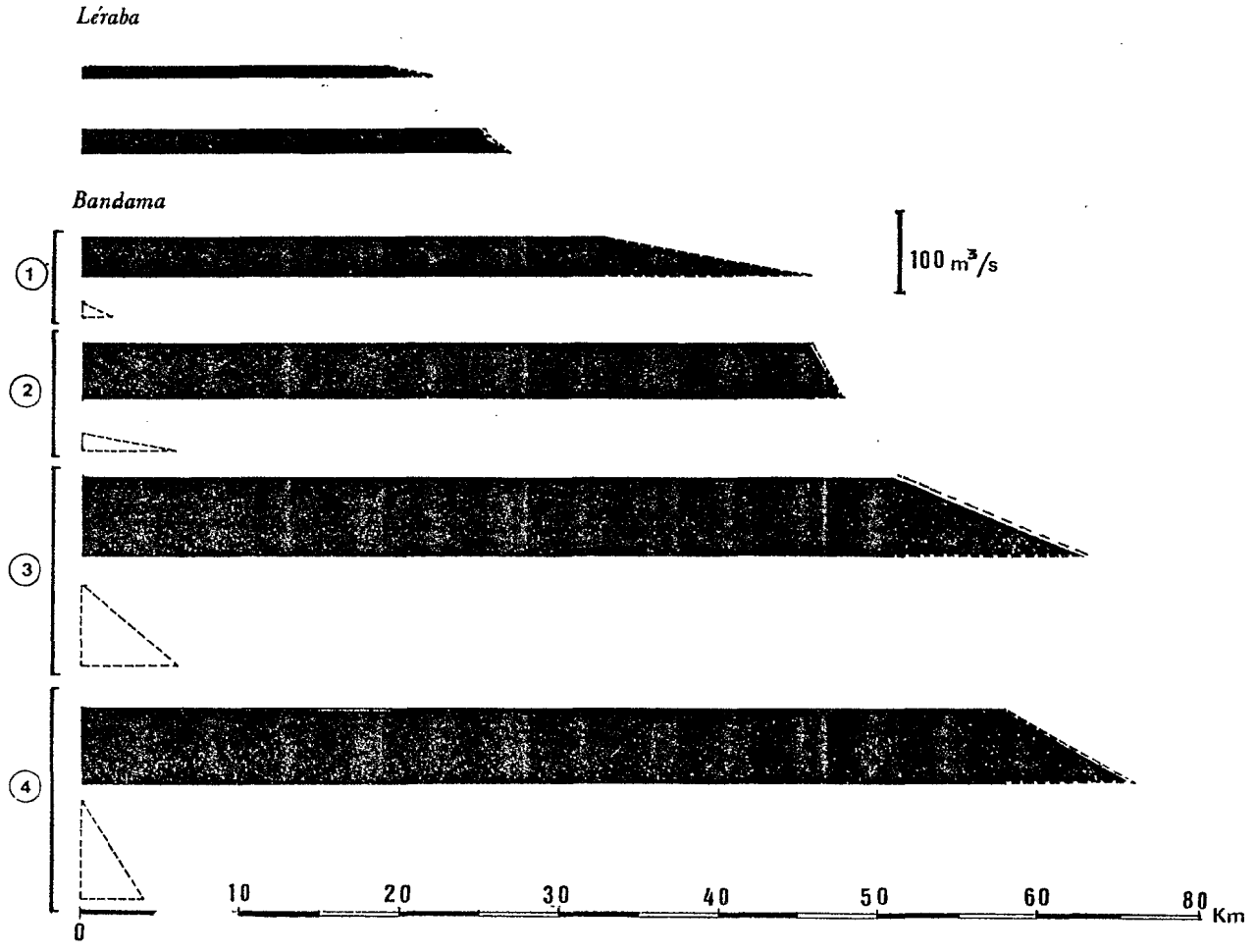



Figure 6 : Comparaison de la portée efficace vis-à-vis des larves de S. damnosum, de 4 formulations d'Abate$^{R}$ épandues à la concentration de 0,05 ppm/10 minutes, dans différentes situations de débit. En noir: débits de crue ; en pointillés : efficacité inférieure à 100% ( D'après Escaffre et al, 1976 ).

Aucune mortalité de Cladocères ou Copépodes n'a été signalée dans le cadre du programme ouest africain, mais tout laisse à penser qu'aucune recherche n'a spécialement été conduite dans ce sens, ou que les méthodes utilisées n'étaient pas adéquates. En laboratoire, la DL 50/24 heures a été recherchée pour *Thermocyclops crassus* et une valeur de 0,20 ppm a été trouvée (Samman et Pugh Thomas, 1978 a). Cette valeur est supérieure à la concentration théorique de traitement, mais il est certain qu'en saison sèche, et dans des conditions d'épandage défavorables, c'est à dire avec une morphologie des biefs peu propice à un bon transport du pesticide sur une longue distance, elle peut être rencontrée dans les zones à faible coefficient de renouvellement.

+ Action sur les invertébrés.

Avant le commencement des opérations de terrain effectuées dans le cadre de la campagne ouest africaine, l'incidence sur les invertébrés de l'introduction du téméphos dans l'eau avait été étudiée sur les organismes aquatiques africains, en laboratoire (Dejoux, 1974 ; Dejoux et Troubat, 1975), ainsi qu'à petite échelle sur le terrain (Lauzanne et Dejoux, 1973 ; Dejoux et Troubat, 1974 ; Elouard *et al.*, 1974...).

Les conclusions de ces travaux étaient d'une manière générale favorables à un emploi à grande échelle du téméphos, cet insecticide étant le moins toxique de ceux qui, à l'époque, étaient potentiellement utilisables contre les larves de *S. damnosum*.

Parmi les principaux résultats issus de ces tests, il faut retenir les taux de mortalité suivants:

| Organismes testés | Abate 200 de Procida (en ppm) 0,05/ 10' | 0,1/ 10' | 0,25/ 10' | 0,25/ 2' | 1/30" |
|---|---|---|---|---|---|
| Larve de Batracien | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Bulinus forskalii | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Crocothemys erithrea | 30% | 5,5% | 30% | 20% | 10,6% |
| Chironomus pulcher | 5% | 0% | 6,6% | 9,3% | 35% |
| Anisops balcis | 3,3% | 0% | 6,6% | 0% | 0% |
| Culex sp. | 81,3% | 86,6% | 93,3% | 64% | 59% |

(in Dejoux et Troubat, 1973)

Concernant des organismes d'eau stagnante, ces taux de mortalité recueillis après 24 heures de mise en observation ne peuvent être intégralement pris comme terme de référence, bien qu'en saison sèche le téméphos soit susceptible de s'accumuler

dans des biefs à courant extrêmement lent, où se retrouvent des organismes peu rhéophiles. Hormis la toxicité vis-a-vis des Culicidae, qui confirme l'intéret d'un emploi du téméphos en campagne de démoustication, la sensibilité notable de l'Odonate testé doit être considérée comme spécifique, aucun impact particulièrement élevé n'ayant par la suite éte mis en évidence sur d'autres espèces appartenant à cet ordre. Ceci montre a nouveau, s'il en est besoin, que les résultats de laboratoire doivent être extrapolés avec prudence, et ne permettent guère de prévisions certaines quant aux effets *in situ*.

Les quelques tests effectués sur le terrain (Lauzanne et Dejoux, 1973) ont mis par ailleurs en évidence l'impact de faible amplitude de différents traitements expérimentaux. Il se traduit essentiellement par :

- Une augmentation de la dérive des invertébrés immédiatement après épandage.

- Une faible diminution des densités de la faune en place dans les zones de rapides.

- Une sensibilité particulière des Ephéméroptères.

De tels effets ont été par la suite maintes fois confirmés. Les invertébrés réprésentent en effet le groupe d'organismes pour lequel il est le plus aisé de mettre en évidence sur le terrain l'action à court terme des traitements. Que ce soit à l'aide de gouttières opérant *in situ* ou par le biais de l'étude des cycles de dérive sur 24 heures, l'impact de chaque épandage de téméphos apparaît nettement (Fig. 7). Il se traduit essentiellement par une augmentation du taux de dérive qui peut atteindre 75 à 80 fois sa valeur normale en milieu non traité, selon la concentration utilisée, et, bien entendu, selon la concentration réelle qui passe sur chaque gîte au niveau des points de contrôle. Ces valeurs doivent toutefois être considérées comme relativement faibles comparativement à celles obtenues avec d'autres produits testés dans des conditions similaires (Tabl. 4).

La plupart des groupes taxinomiques sont concernés, mais les Ephéméroptères sont parmi ceux qui réagissent le plus vite. L'effet du toxique est immédiat, bien que le maximum d'intensité du décrochement ne soit généralement atteint qu'après une à deux heures.

Après chaque traitement et durant environ cinq heures, 90 à 100% des organismes qui dérivent sont morts ou meurent très rapidement (Fig. 8). Par la suite, une proportion de plus en plus grande est capable de survivre, s'ils sont placés dans un biotope écologiquement viable.

Pour une durée de 24 heures, le décrochement induit par un épandage de téméphos sur un milieu vierge, concerne 25 à 50% des organismes présents, selon les cas et la concentration utilisée (Tabl. 5).

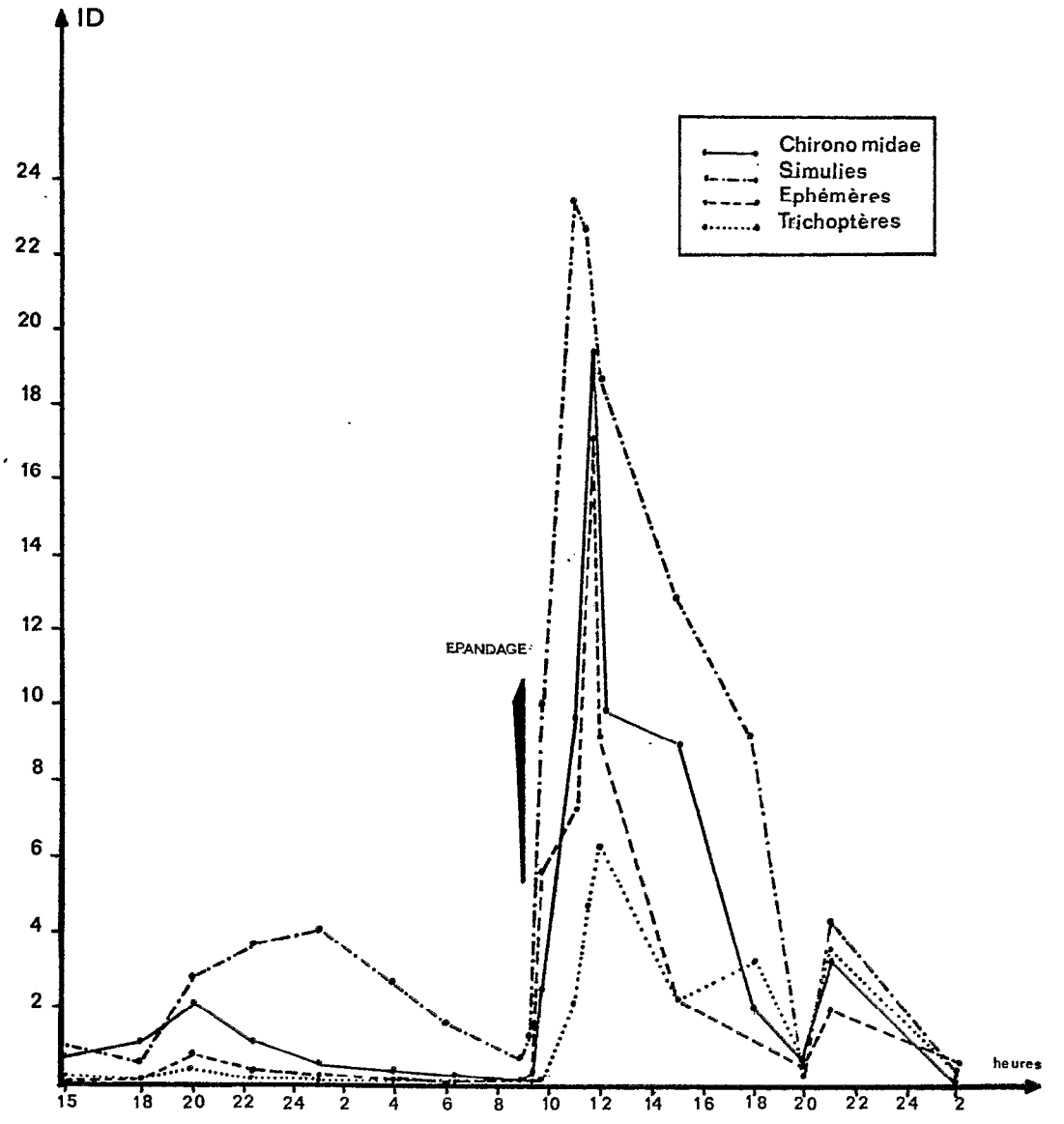



Figure 7 - Cinétique de dérive de quelques groupes d'invertébrés benthiques importants, après un épandage d'Abate® 22 CE à la concentration de 0,01 ppm/10 minutes. Expérimentation effectuée dans le Bandama, en Côte d'Ivoire. ID= indice de dérive. (D'après Dejoux et Elouard, 1977).

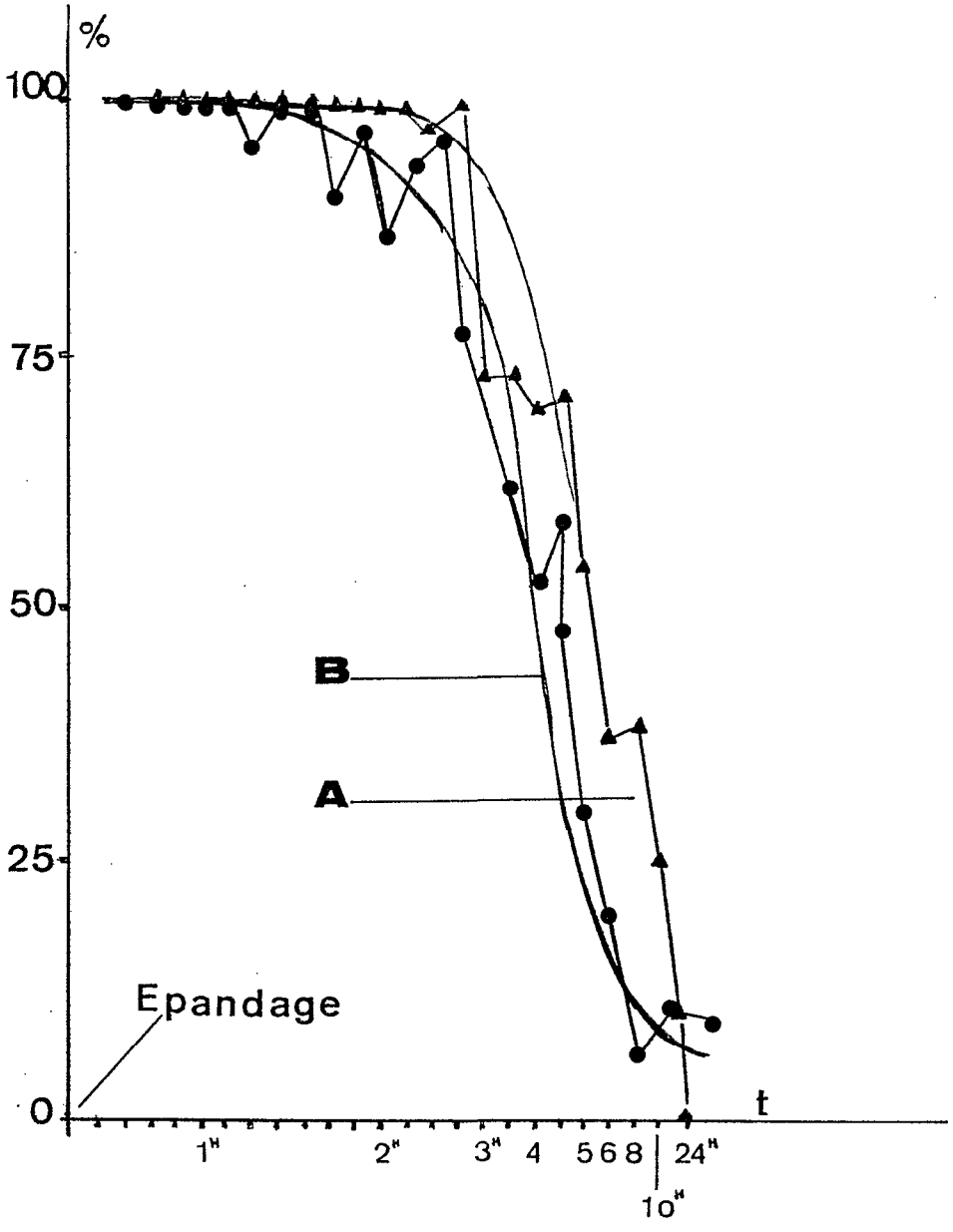



Figure 8 - Courbes des pourcentages de mortalité de deux groupes d'invertébrés benthiques récoltés dans la dérive survenant après un traitement au Téméphos. A= Chironomides E = Ephéméroptères. Les individus récoltés dans les prélèvements successifs sont mis en observation durant 24 heures avant d'estimer leur taux de mortalité.

Tableau 4 - Comparaison des rapports d'augmentation de la dérive des invertébrés lotiques, obtenus avec différents insecticides testés sur des rivières africaines.

| Insecticides | Concentrations | Rapports d'augmentation de la dérive | Rivières | Références |
|---|---|---|---|---|
| Abate 200 C.E. | 20 ppm/10 mn | 19,7 | Maraoué | ELOUARD 1983 |
| Abate 200 C.E. | C< 0,025 ppm/10 mn | 21,3 | Maraoué | ELOUARD 1983 |
| Abate 200 C.E. | 0,1 ppm/10 mn | 2,2 | Maraoué | ELOUARD 1983 |
| Abate 200 C.E. | 0,1 ppm/10 mn | 75,5 | Sassandra | DEJOUX, 1978 e |
| Abate 200 C.E. | 0,1 ppm/10 mn | 6,0 | Bagoé | DEJOUX, 1977 a |
| Abate 200 C.E. | 0,1 ppm/10 mn | 26,0 | Maraoué | DEJOUX, 1978 b |
| Abate 200 C.E. | 0,05 ppm/10 mn | 43,0 | Léraba | DEJOUX et ELOUARD, 1977 |
| Reldan C | 0,05 ppm/10 mn | 178,0 | Bakoye | DEJOUX *et al.*, 1979 b |
| Décaméthrine | 0,003 ppm/10 mn | 88,0 | Baoulé | DEJOUX *et al.*, 1979 b |
| Décaméthrine | 0,007 ppm/10 mn | 511,0 | Badinnko | DEJOUX *et al.*, 1979 b |
| Chlorphoxim | 0,025 ppm/10 mn | 152 | Bas Bandama | GIBON, TROUBAT, 1980 |
| Chlorphoxim | 0,025 ppm/10 mn | 186 | Basse Comoé | " " " |
| Actellic M.20. | 0,1 ppm/mn | 132 | Bakoye | DEJOUX et TROUBAT 1982 |
| B.t.i. | 1,6 ppm/mn | 1,9 | Maraoué | GIBON *et al.*, 1980 |

Tableau 5 - Bilan sur 24 heures du décrochement des organismes aquatiques soumis à un traitement à l'Abate® 200 CE . Expérimentation en gouttière d'une concentration de 0,05 ppm/10' .

| Taxons | Faune dérivée 0,05 ppm | Faune résiduelle non dérivée | Faune totale expérimentée | % de mortalité |
|---|---|---|---|---|
| Baetidae | 1.881 | 1.008 | 2.889 | *65,1* |
| Caenidae | 59 | 1.022 | 1.081 | 5,5 |
| Tricorythidae | 2 | 0 | 2 | 100 |
| Leptophlebiidae | 10 | 50 | 60 | 16,7 |
| Ephemeridae | 3 | 48 | 51 | 5,9 |
| *Cheumatopsyche* sp. | 334 | 2.341 | 2.675 | 12,5 |
| *Macronema* sp. | 177 | 287 | 464 | *38,1* |
| *Orthotrichia* sp. | 95 | 176 | 271 | *35,1* |
| *Dipseudopsis* sp. | 1 | 0 | 1 | 100 |
| Sericostomatidae T 19 | 3 | 0 | 3 | 100 |
| Calamoceratidae | 1 | 0 | 1 | 100 |
| Philopotamidae | 4 | 13 | 17 | 23,5 |
| Sericostomatidae T 22 | 20 | 1 | 21 | 95,2 |
| Chironomini | 110 | 458 | 568 | 19,4 |
| Tanytarsini | 16 | 308 | 324 | 4,9 |
| Orthocladiinae | 60 | 568 | 628 | 9,6 |
| Tanypodinae | 40 | 24 | 64 | *62,5* |
| Rhagionidae | 2 | 39 | 41 | 4,9 |
| *S. damnosum* | 15 | 5 | 20 | 75,0 |
| Simuliidae | 0 | 62 | 62 | 0 |
| Agrionidae | 118 | 12 | 130 | *90,8* |
| Libellulidae | 1 | 0 | 1 | 100 |
| Pyralidae | 1 | 103 | 104 | 1,0 |
| Elmidae | 16 | 333 | 349 | 4,6 |
| *Neoperla spio* | 2 | 24 | 26 | 7,7 |
| Poissons | 2 | 0 | 2 | 100 |
| Hydracariens | 2 | 0 | 2 | 100 |
| Ancylidae | 1 | 2 | 3 | 33,3 |
| Oligochètes | 0 | 12 | 12 | 0 |
| Totaux | 2.976 | 6.896 | 9.872 | M 30,15 |

Quand le milieu est régulièrement traité, le décrochement induit par chaque traitement n'affecte que 10 à 20% des organismes présents, en raison d'une certaine sélection des individus les moins sensibles ou des stades les plus résistants, ayant survécu aux traitements antérieurs.

Chaque traitement provoque donc une rupture momentanée des équilibres en place, avec disparition d'une certaine quantité d'organismes. Ce phénomène d'élimination périodique sera d'autant plus marqué que l'étiage des cours d'eau est lui-même important, ce qui implique la nécessité du plus grand respect possible des concentrations utilisées durant cette période du cycle hydrologique.

On connaît peu de choses quant au devenir du téméphos dans les invertébrés des milieux aquatiques africains. Cependant, son accumulation par les huîtres d'eau douce *(Etheria elliptica)* a été mise en évidence par Quéllennec *et al.*,et malgré les résultats très ponctuels qu'ils obtiennent, il semble que si le taux d'accumulation à court terme et en saison sèche, est nettement plus faible que pour les poissons, l'inverse se produit en conditions de saison des pluies. Les valeurs mesurées témoignent alors d'une plus forte teneur six jours après l'épandage, que le lendemain, ce qui laisse à penser que la vitesse de concentration du produit organophosphoré est alors supérieure à celle de sa métabolisation (Tabl. 6A).

+ Action sur les poissons

En dehors de surdosages accidentels très importants, aucune mortalité directe de poissons n'a été observée durant les traitements. Par ailleurs, mis à part au point d'application du téméphos, où la concentration du produit peut être très élevée durant un temps très court, il n'a jamais été noté d'effet de fuite en masse des poissons présents, comme ce fut le cas avec d'autres composés testés de manière expérimentale (GH.74, deltaméthrine....).

L'utilisation de filets à dérive à grandes mailles et de grande dimension n'a pas permis la mise en évidence de l'augmentation post-traitement de l'intensité de ce phénomène pour les poissons. Cependant, à une échelle plus fine et dans des conditions rhéologiques et topographiques particulières, de jeunes alevins ont été capturés dans les filets à dérive pour invertébrés, en plus grande quantité après traitement qu'avant. Il se peut donc qu'ils aient été entraînés en cherchant à fuir l'épandage.

Certaines observations faites dans les rivières du Ghana tendent d'ailleurs à confirmer ce phénomène (Anon., IAB, 1980; Abban et Samman, 1982). En saison sèche, les biefs d'eau calme séparant les zones de rapides abritent une ichtyofaune riche et variée, mais relativement isolée. Dans ce cas, l'application de téméphos sur les gîtes entraîne des captures plus importantes et plus diversifiées durant les 6 à 10 heures suivant les épandages,

qu'en temps normal, en raison d'une plus grande agitation (fuite?) des poissons. Dans d'autres cas l'effet contraire a été observé, expliqué par une fuite de l'ichtyofaune du bief traité, immédiatement avant la pose des filets, la nuit suivant l'épandage (Abban et Samman, 1980).

Cette fuite des portions de rivières les plus contaminées peut dans une certaine mesure être confirmée par le fait qu'aucune inhibition de l'activité de l'acétylcholinestérase n'ait été constatée chez quelques especes de poissons capturées dans les zones de traitements (Antwi, 1983), alors qu'une baisse notable de cette activité se produit en conditions expérimentales,quand les poissons ne peuvent se soustraire à l'insecticide. Des chercheurs ont en effet essayé de mettre en évidence si un usage régulier de téméphos induisait au niveau individuel des perturbations infracliniques de longue durée (Gras *et al.*, 1982). Partant de l'hypothèse que l'application de téméphos était susceptible de provoquer des lésions chimiques plus ou moins persistantes au niveau du système enzymatique du poisson, il pouvait s'en suivre, à moyen ou long terme, des modifications de l'écologie ou de l'éthologie des individus contaminés. Il est par ailleurs généralement admis qu'une baisse de l'ordre de 30 à 40 % de l'activité cholinestérasique du cerveau traduit une atteinte du système enzymatique tres prononcée, et entraîne la mort.

Afin de rechercher ces perturbations éventuelles, Gras *et al.(op.cit)*étudièrent les variations de l'activité acétylcholinestérasique du cerveau chez *Tilapia guineensis* en présence de téméphos. Dans la majorité de leurs expériences ils utilisèrent une concentration de 0,05 ppm, maintenue durant dix minutes.

Certains poissons ont été contaminés une seule fois puis des analyses ont été faites périodiquement sur une durée de 40 jours. D'autres subirent trois traitements hebdomadaires successifs avant d'être analysés.

Dans le cas d'un seul traitement, et malgré l'absence de toute manifestation macroscopique d'intoxication, l'analyse révèla une baisse de l'activité acéthylcholinestérasique durant 48 heures, son niveau descendant jusqu'à seulement 70% de sa valeur normale moyenne, chez cette espèce, et demeurant par ailleurs inférieur à la valeur normale durant plus de 30 jours.

Quand plusieurs traitements hebdomadaires se succèdent, chacun d'eux induit une nouvelle baisse de l'activité acéthylcholinestérasique, empêchant tout retour à la normale. Malgré cela, la répétition des traitements ne fut pas suffisamment longue, dans le cas des expérimentations de Gras *et al.*, pour qu'il soit possible de conclure à une diminution progressive vers le seuil léthal ou, au contraire, et ce qui est plus probable, à un amortissement d'intensité de chaque impact, avec maintien de l'activité à un taux voisin de 70% de sa valeur normale par exemple. Si ce second schéma évolutif était vérifié, il serait à rapprocher de nos propres conclusions concernant les effets de traitements répétés sur les invertébrés (Dejoux, 1983a).

**A**

| Site* | Jours entre traitement et échantillonnage | Poissons | | | Huîtres | Vase |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | *Tilapia zillii* (téméphos ppm) | *Alestes nurse* (téméphos ppm) | *Labeo parvus* (téméphos ppm) | *Etheria eliptica* (téméphos ppm) | (téméphos, ppm) |
| 1 | 1 | 14.32 | 0.77 | 1.30 | 0.08 | 0.19 |
| | 6 | 7.08 | 0.25 | 0.96 | 0.05 | 0.32 |
| 2 | 1 | 0.14 | - | 0.00 | 0.21 | 0.56 |
| | 6 | - | 0.25 | 0.02 | 0.25 | 0.41 |

**B**

| Site* | Temps entre traitement et échantillonnage | Poissons | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | *Tilapia zillii* (téméphos, ppm) | *Tilapia galliläea* (téméphos, ppm) | *Alestes nurse* (téméphos ppm) | *Labeo parvus* (téméphos,ppm) | *Barilius senegalensis* (téméphos ppm) | *Pelmatochromis guentheri* | *Varicorhinus wurtzi* (téméphos ppm) |
| 1 | 5 heures | 0.41 | 0.02 | - | 0.00 | 0.17 | 0.04 | 0.08 |
| | 5 jours | 0.02 | 0.01 | 0.03 | 0.01 | 0.00 | 0.02 | 0.00 |

*Site 1: immédiatement en aval du point d'épandage
Site 2: 1 Km en aval du site 1

Tableau 6 : Teneurs en téméphos dans la vase et dans quelques organismes récoltés près du site traité de Niakaramandougou, sur le Bandama, en Côte d'Ivoire (d'après Quelennec *et al.*, 1977).

A. Saison sèche.Mai 1977.
B. Saison des pluies.Septembre 1977.

Il a enfin été observé que l'augmentation de la concentration de téméphos, de même que celle de son temps d'action, diminuent encore l'activité acéthylcholinestérasique, mais le seuil atteint avec 5 ppm et une action de 30 minutes ne fut cependant pas inférieur à 60% du taux normal.

Les résultats de ces expérimentations traduisent donc une nette différence entre résultats de laboratoire et mesures de terrain, ce qui rend la conclusion difficile. Il semble toutefois qu'en dehors du comportement individuel de certaines espèces, qui les porte à fuir temporairement la vague insecticide, la contamination des poissons par le téméphos se traduise par une accumulation rapide et mesurable (Quélennec *et al.*, 1977), s'effectuant à la fois par voie transbranchiale et par le biais des chaînes alimentaires, mais qui n'affecte en apparence pas, et de manière aiguë, leur santé (Tabl. 6A et B).

Bien que limités à quelques expérimentations, les résultats obtenus dans ce domaine sont très intéressants et montrent par exemple que :

- les espèces détritivores se nourrissant de la pellicule détritique du fond où le téméphos s'est fortement adsorbé, sont les plus contaminées, après seulement 24 heures (14,3 ppm pour *Tilapia zillii*, contre à peine 0,8 pour *Alestes nurse)* ;

- la contamination est maximale au niveau des gîtes traités ;

- la métabolisation est rapide, la moitié environ des résidus disparaissant en 5 jours ;

- l'accumulation est très forte en saison sèche (à la suite d'un épandage de 0,1 ppm/10 minutes, on retrouve après 24 heures plus de 14 ppm dans les tissus de *Tilapia zillii*, alors qu'elle est nettement moindre en saison des pluies (coefficient de concentration inférieur à 1 chez le même poisson).

d. Effets à moyen et long terme.

+ Action sur le phytoplancton

Il semble que l'apport régulier d'un composé organophosphoré dans un milieu aquatique soit une cause de modification de la teneur en phosphates, susceptible d'entraîner une augmentation des densités des peuplements algaux. De tels résultats sont par exemple rapportés par Yasuno *et al.* (1982), au Japon.

Peu d'observations de routine ont été réalisées en Afrique, toutefois, quelques résultats obtenus dans les rivières du Ghana, indiquent une augmentation significative des densités de chlorophytes dans les cours d'eau traités (Anon., IAB, 1980). Des expérimentations conduites en Côte d'Ivoire sur le phytoplancton et le

périphyton n'ont par contre pas permis de mettre en évidence d'effet des traitements, tant sur la composition des peuplements algaux (différences entre rivières traitées et non traitées) que sur leur densité relative, malgré l'apport certain en éléments phosphorés que représentent les épandages réguliers. En fait, il semble que les variations des facteurs abiotiques (débit, transparence, température) aient une action nettement plus marquée sur le phytoplancton que l'introduction permanente de téméphos dans les cours d'eau.

+ Action sur le zooplancton

A moyen terme il n'a pas été possible de mettre en évidence d'augmentation des densités de dérive du zooplancton, en relation avec les épandages réguliers de téméphos effectués en saison sèche (Samman et Pugh Thomas, 1978 a).

+ Action sur les invertébrés

Un bief d'un affluent de la Volta, traité expérimentalement durant 3 mois en période de hautes eaux avec 0,1 ppm d'Abate® ne présenta finalement pas de déséquilibre écologique notable, ce qui contribua à décider de l'emploi de cet insecticide dans des opérations de grande envergure. Cependant, une diminution globale d'environ 30% des effectifs d'invertébrés présents sur les substrats benthiques du bief étudié, en fin d'expérimentation, témoignait d'un impact non négligeable des épandages sur ces organismes, et les expérimentateurs concluaient : "....nous pouvons penser qu'à chaque traitement un certain pourcentage de la faune est détruit. Ce pourcentage est faible, mais le cumul de ces destructions minimes peut être responsable d'une baisse du taux de recolonisation du milieu due à un recrutement moins important" (Dejoux et Troubat, 1974). Ce résultat fut confirmé par la suite, bien que le phénomene ne soit jamais devenu critique.

D'une manière générale, on peut distinguer 3 phases dans l'évolution d'un cours d'eau traité au téméphos. Dans un premier temps et résultant des mortalités entraînées par chaque épandage, se produit une brusque chute des densités d'invertébrés, d'autant plus forte que les premiers traitements auront pris place en fin de saison sèche et qu'il y aura eu surdosage. Cette phase de fort impact peut durer plusieurs mois, voire une année selon la morphologie des gîtes traités et leur situation géographique.

Dans une deuxième phase, il y a un rétablissement lent de la situation, la plupart du temps favorisé par la saison des pluies. Enfin, la 3ème phase correspond à l'établissement d'un nouvel équilibre, avec des densités toujours inférieures à celles qui étaient présentes avant traitement. Cette baisse des effectifs présents peut varier de 15 à 30 % selon les sites étudiés (Dejoux, 1983a).

Tous les groupes taxinomiques ne sont pas touchés avec la même intensité. Si l'on met à part le groupe cible qui, en dehors des cas où il développe une résistance, disparaît complètement, d'autres espèces sont également affectées. Ce n'est que par une étude systématique fine qu'il est possible de le mettre en évidence, et nous ne citerons que le cas des Ephéméroptères pour qui une espèce du genre *Pseudocloeon* et une du genre *Centroptilum* ont disparu des rivières de Côte d'Ivoire traitées au téméphos (Dejoux *et al.*, 1980 a).

D'une manière générale, des modifications des structures de communautés sont apparues sur les sites traités d'Afrique de l'Ouest, sans que les équilibres globaux, en terme énergétique, n'aient été profondément modifiés. Les analyses effectuées sur les données de la surveillance de routine montrent qu'il existe une nette différence entre les rivières traitées et celles non traitées, ou, pour une même rivière, entre les périodes pré- et post-traitements. Des espèces plus sensibles que d'autres subissent fortement les effets de chaque épandage et l'utilisation de l'analyse multidimentionnelle des données (AFC) permet de mettre nettement en évidence ce phénomène (Elouard, 1983) (Fig. 9). Parmi ces dernières, il faut citer les *Trichorythus* et *Simulium adersi*. A un moindre titre, les Hydropsychidae du genre *Cheumatopsyche* sont également sensibles, ainsi qu'un Baetidae: *Pseudocloeon bertrandi* (Dejoux *et al.*, 1980 a, 1981 b; Samman et Pugh Thomas, 1983; Amakye, 1981).

A l'opposé, par le jeu des compétitions spatiales et trophiques, certains taxons moins sensibles bénéficient de la disparition des prédateurs. Ce sont généralement les Chironomides (*Cricotopus, Tanytarsus....*) ainsi que *Simulium schoutedeni*. Ces taxons ont tous un cycle de développement court qui leur permet une rapide colonisation ; ils peuvent à ce titre être considérés comme des espèces pionnières.

En ce qui concerne les structures des entomocoenoses des milieux traités, elles ont été nettement mises en évidence par différentes méthodes, et il a été prouvé qu'elles étaient fonction de leur localisation dans les lieux traités, les peuplements de biotopes comme les substrats flottants (naturels ou non) étant par exemple moins stables que ceux des rochers dans le courant.

On constate en effet, après traitement au téméphos, une diminution globale de l'intensité de colonisation par les invertébrés de substrats artificiels flottants, ainsi qu'un déplacement des rhéopréférendum vers les vitesses plus faibles, pour l'ensemble des taxons (Fig. 10) (Dejoux *et al.*, 1981 a). Ce phénomène sera encore plus marqué après remplacement du téméphos par le chlorphoxim, comme nous le verrons par la suite.

D'une manière générale, les traitements induisent une augmentation de l'indice de dérive de jour (DJ ou dérive traumatique) et une réduction de l'indice de dérive de nuit (DN ou dérive d'activité biologique). Ces deux tendances concourent à une baisse sensible du rapport DN/DJ, dont les faibles valeurs mises en évidence dans un cours d'eau sont généralement un bon indicateur de perturbations écologiques (Anon., ORSTOM, 1980).

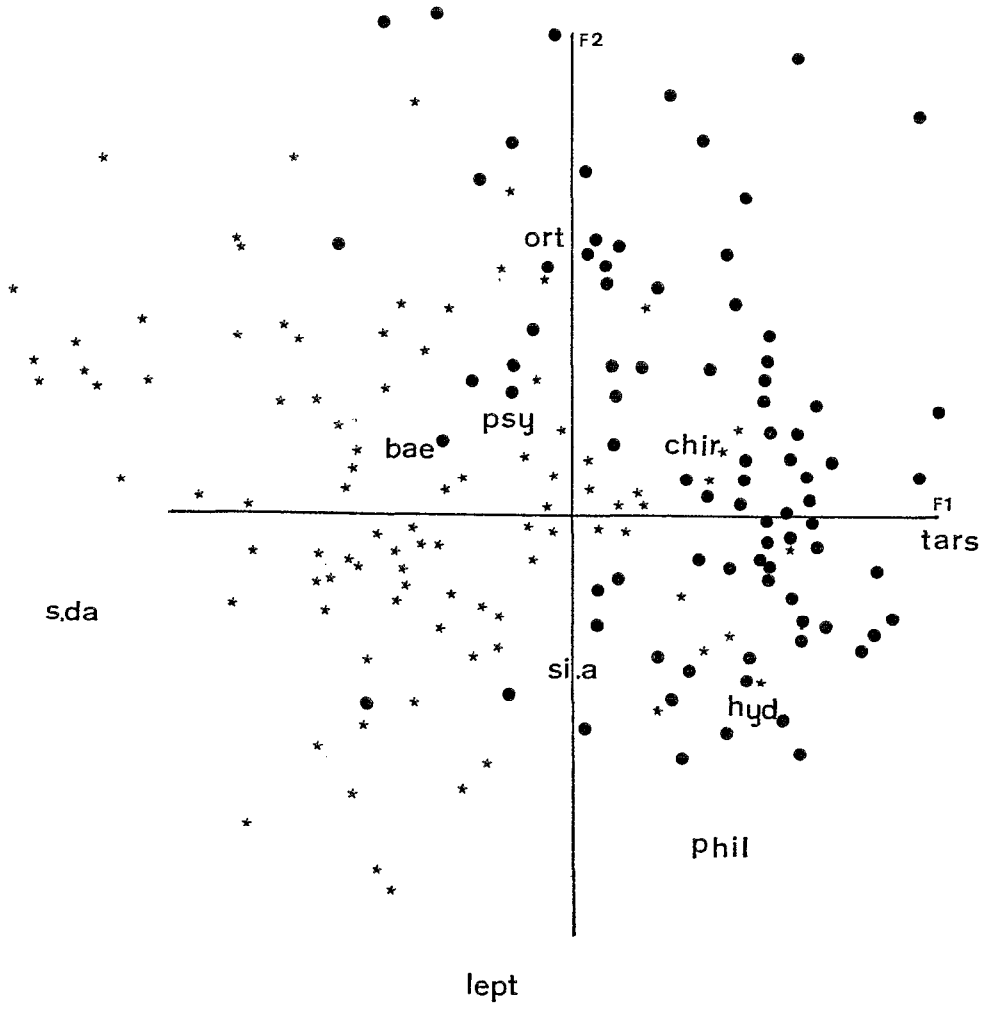



Figure 9- Analyse factorielle des correspondances montrant la répartition de nombreux échantillons de faune benthique sur un axe F1 qualifiable d'axe d'impact du Téméphos.Echantillons récoltés avant traitement (*) et échantillons récoltés après traitement (●). Les lettres représentent les codes des groupes d'invertébrés ayant les plus fortes contributions à la construction des axes. (D'après Elouard, 1983).

ort : Orthocladiinae chir : Chironomini phil : Philopotamidae
psy : Hydropsychidae tars : Tanytarsini lept : Leptophlebiidae
bae : Baetidae hyd : Hydracariens s.da : Simulium damnosum
s.a : autres Simuliidae.

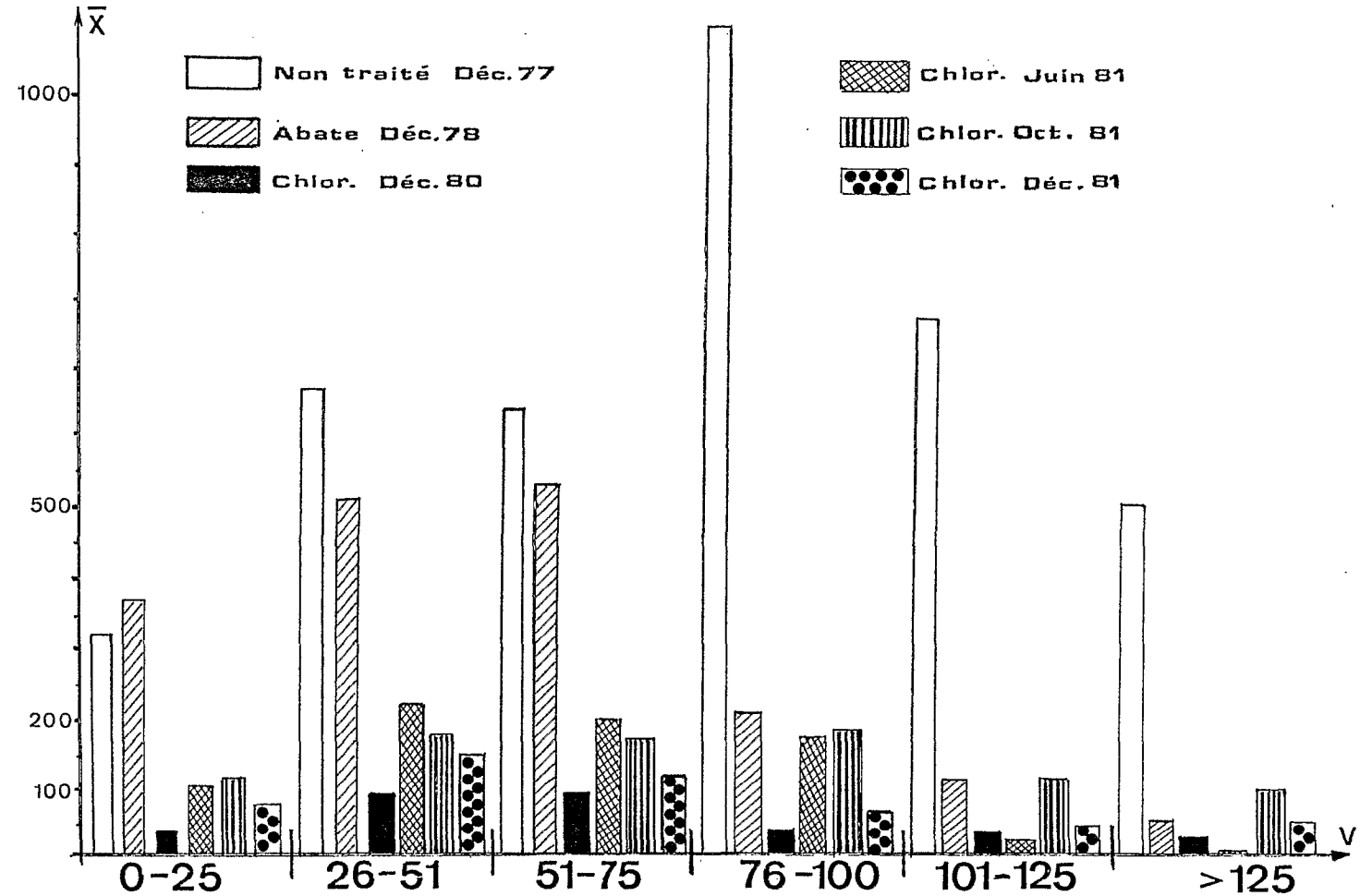



Figure 10 - Variations du degré de colonisation de substrats artificiels de type flottant, par les invertébrés et dans différentes conditions:sans traitement, sous traitement au Téméphos et après application de différents lots de Chlorphoxim.

+ Action sur les poissons

L'action à moyen terme des traitements de campagne au téméphos peut avoir, à priori, plusieurs incidences sur les peuplements ichtyologiques. Aux doses normales de traitement il n'y a aucun risque de mortalité directe de poissons adultes ; ce risque peut par contre exister pour de très jeunes alevins quand les épandages ont lieu durant la reproduction de certaines espèces. La sensibilité des poissons étant d'autant plus grande que le stade de développement est précoce, il est possible que quelques alevins demeurent suffisamment de temps en contact avec le téméphos (selon la cinétique particulière du produit dans le cours d'eau, elle-même liée à la morphologie des biefs concernés et au régime hydrologique), pour présenter une mortalité notable. Si elle existe, cette mortalité est pratiquement impossible à mettre en évidence *in situ* de manière directe. Elle est donc étudiée par le biais de l'estimation régulière des prises par unité d'effort de pêche (P.U.E.), qui sont directement liées -entre autres facteurs- à l'intensité du recrutement périodique en jeunes poissons.

En admettant que la mortalité naturelle d'une espèce donnée soit constante, ainsi que l'effort de pêche qui lui est relatif, une baisse régulière des P.U.E. pourra alors résulter de recrutements diminués, dus à une mortalité des alevins par action du téméphos.

Durant un certain temps, les équipes de terrain travaillant dans le cadre du programme de lutte ouest-africain notèrent pour quelques espèces économiquement importantes (*Schilbe mystus* par exemple) une diminution régulière des P.U.E. durant plusieurs années. Ce fut le cas notamment en Côte d'Ivoire, sur la Léraba, où cette dernière espèce disparut même progressivement de 1976 à 1978. L'hypothèse d'une action toxique très forte du téméphos fut un instant émise quand, à nouveau, à partir de 1979, *S. mystus* redevint abondant sur ce site, sans qu'il y ait eu interruption des traitements (Lévèque et Herbinet, 1980) (Fig. 11).

En réalité il apparaît que, contrairement aux invertébrés, les poissons sont des organismes à cycle de développement long, dont de nombreuses espèces, très mobiles à l'échelle d'un cours d'eau, présentent des migrations importantes. Capables de s'adapter dans une large mesure aux variations des conditions abiotiques, la réponse des peuplements aux changements de qualité du milieu peut être décalée dans le temps. Dans le cas signalé ci-dessus, le recoupement de nombreuses observations permit d'attribuer le phénomène constaté au déficit hydrologique qui plusieurs années de suite exista dans cette région. La réapparition de populations denses coincida ensuite avec le rétablissement d'un régime hydrologique normal (Fig. 12). Un phénomène identique affecta les populations d'*Alestes baremoze* du Bandama, en relation avec le déficit hydrique des années 1976 à 1978, période durant laquelle de nombreux adultes ne parvinrent pas à leur maturité sexuelle, ce qui entraîna un recrutement en jeunes très faible (Fig. 13).

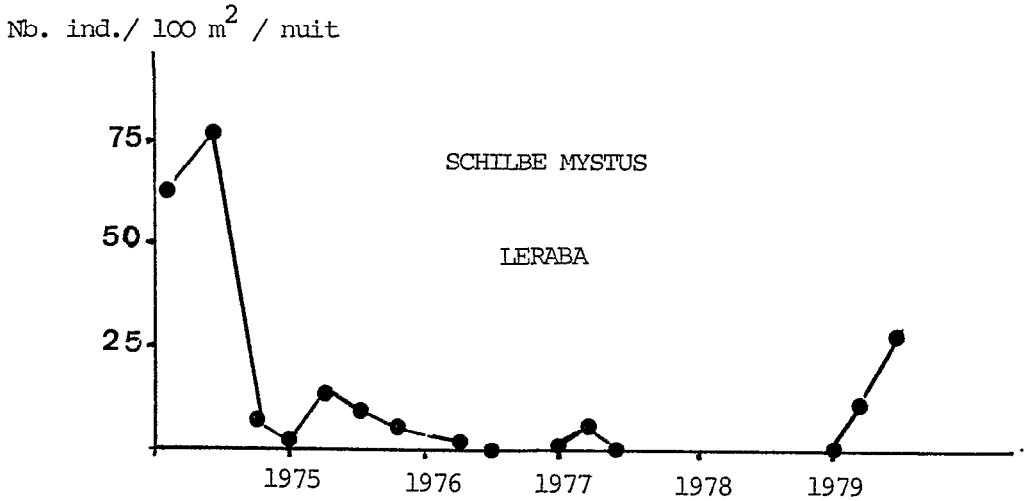



Fig. 11. Variation des prises par effort de pêche pour Schilbe mystus, entre 1975 et 1979.

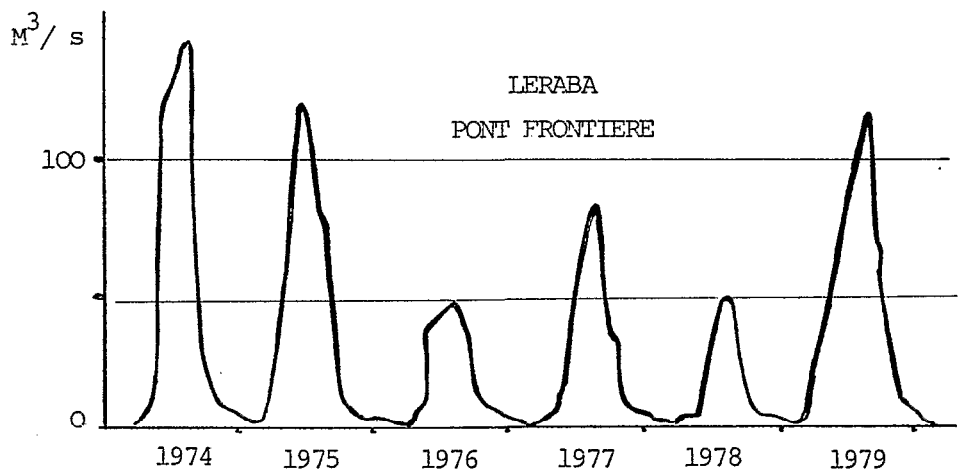



Fig. 12 Variation des débits à la station de surveillance ichtyologique

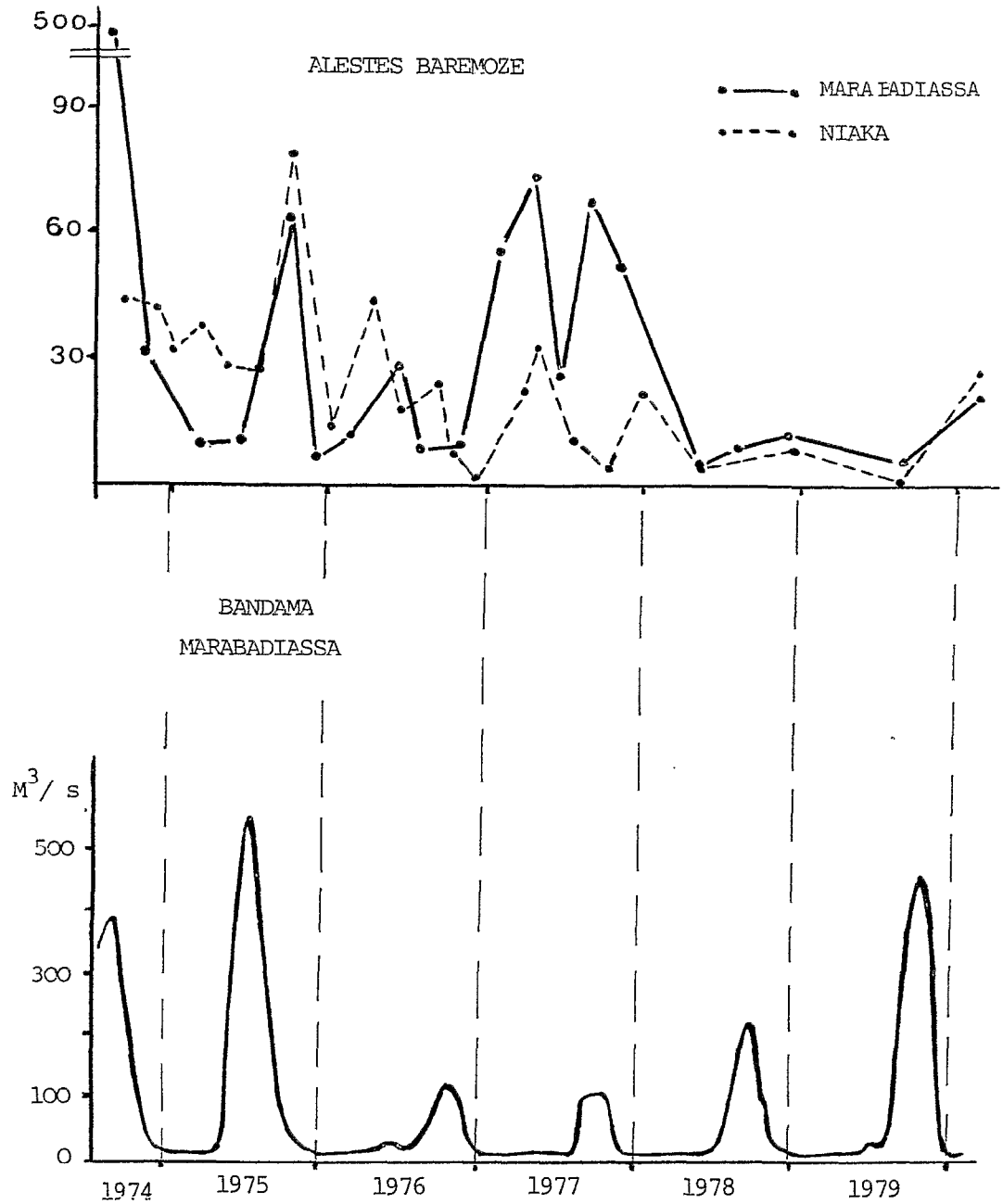



Fig. 13_Variation des prises par unité d'effort de pêche pour Alestes baremoze, entre 1974 et 1979. Variation des débits à la station de surveillance ichtyologique

Il est par ailleurs à remarquer qu'en l'absence de statistiques de pêches sur les rivières étudiées, il est difficile de connaître l'impact réel des pêcheries sur les peuplements ichtyologiques. Il peut être localement important, particulièrement quand les étiages sont prononcés et que la masse d'eau disponible pour les peuplements en place est limitée.

Quelques comparaisons permettent enfin de conclure que les P.U.E. moyennes des rivières régulièrement traitées sont du même ordre de grandeur que celle estimée pour d'autres cours d'eau non traités d'Afrique de l'Ouest (Lévèque et Paugy, non publié).

| | | | |
|---|---|---|---|
| Traités : | Bandama | 2000 g/100 m2/nuit | |
| | Comoé-Léraba | 1500 " " | |
| | Sassandra | 800 " " | Côte d'Ivoire |
| Non traités : | Cavally | 455 à 1500 " | |
| | Nipoué | 1200 à 2400 " | |
| | Gambie | 860 à 3480 " | Sénégal |
| | Niger | 1400 a 1700 " | |
| | Tominé | 1300 " | |
| | Koumba | 1470 " | |
| | Kolenté | 3500 " | Guinée |
| | Makona | 650 " | |
| | Diani | 900 " | |

Le calcul régulier du coefficient de condition* de certaines espèces n'a de même pas permis de mettre en évidence d'effets à long terme du téméphos. A nouveau les valeurs trouvées fluctuent dans le temps autour d'une valeur moyenne, sans présenter une tendance nette à la baisse et des chutes passagères durant une ou deux années ont pu être corrélées, comme pour les P.U.E., à l'incidence de facteurs abiotiques dépendant essentiellement du régime hydrologique des milieux concernés (Fig. 14 et 15). Les baisses sensibles constatées pour certaines espèces, en 1977 et 1978, se retrouvèrent de manière identique dans les cours d'eau traités et les cours d'eau non traités.

---

* Ce coefficient, exprimé par la relation $K = \frac{10^5 . P}{L^3}$ (P=poids; L=longueur), traduit le degré de condition physique des individus.

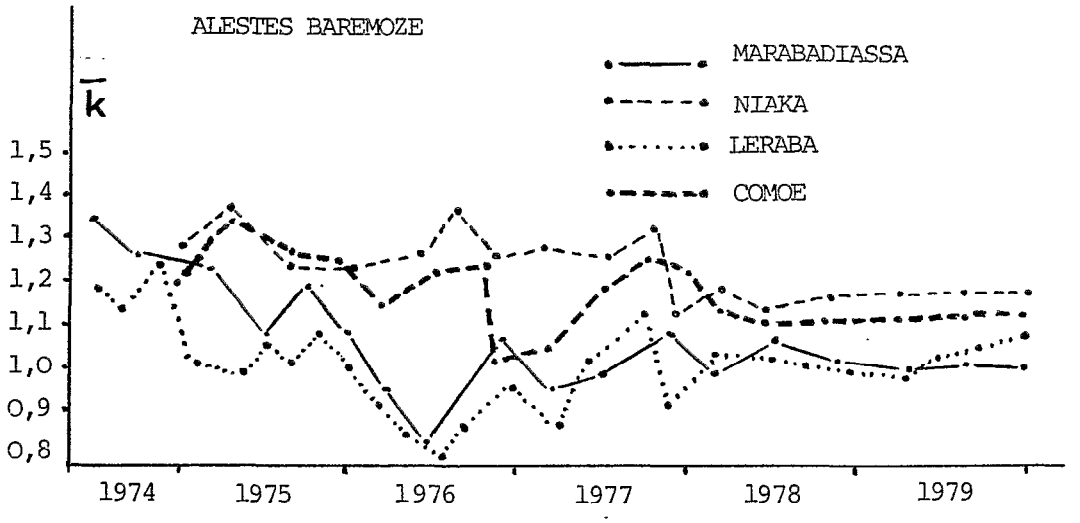



Fig. 14 . Variations du cefficient de condition moyen ($\bar{K}$) pour Alestes baremoze, sur quelques rivières de Côte d'Ivoire régulièrement traitées au Téméphos.

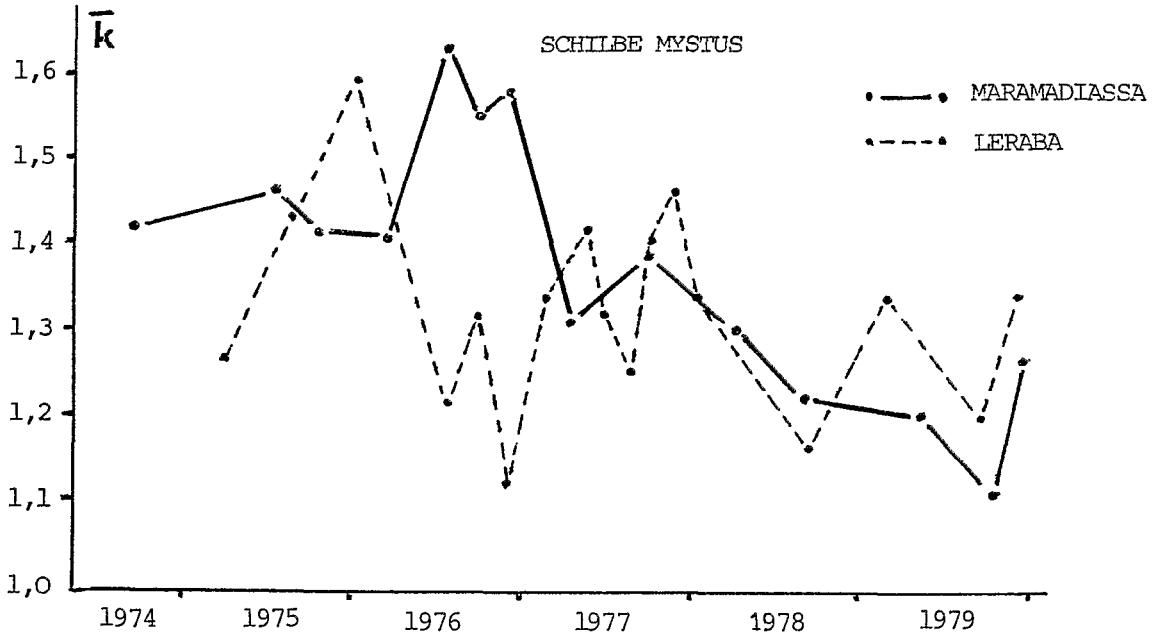



Fig. 15 Variation du coefficient de condition moyen ($\bar{K}$) pour Schilbe mystus, sur la Léraba et le bandama, régulièrement traités au Téméphos.

En conclusion,et après une analyse approfondie des résultats obtenus durant cinq années, les biologistes concernés par la surveillance déclarent :

"....Les épandages de téméphos n'ont pas eu d'effets décelables sur les populations de poissons. Il n'a pas été possible de mettre en évidence de changements dans la composition des peuplements, ainsi que dans l'importance des prises des pêches expérimentales, imputables à l'action de l'insecticide.

Par ailleurs, il ne semble pas y avoir eu d'altération appréciable de la biologie des espèces, ni de modification de leur nutrition, durant la période étudiée."...

...."D'une manière générale, les résultats révèlent le rôle très important joué par l'hydrologie dans la biologie et la dynamique des peuplements de nombreuses espèces. Quand les niveaux atteints durant la crue sont bas, comme ce fut en particulier le cas en 1976, la survie des jeunes est compromise et le recrutement est en général faible, avec comme conséquence une moindre abondance de jeunes les années suivantes. Il est évident que dans certains cas il peut y avoir confusion entre les effets résultant du déficit hydrique de hautes eaux et l'impact éventuel d'un agent polluant."

Enfin, et malgré la brièveté des observations conduites sur ce facteur, les ichtyologues concluent :

"Le fait que nous n'ayons pu, lors d'observations multiples, mettre en évidence des différences dans la fécondité des espèces entre milieu traité et milieu non traité, indique que le téméphos n'a pas d'effet marqué sur la physiologie de la reproduction des poissons" (Lévèque *et al.*, 1982).

Bien qu'aucune incidence "macroscopique" des traitements réguliers au téméphos n'ait donc été mise en évidence pour l'ichtyofaune, même après une longue période d'épandages, on peut toutefois se demander si cet insecticide n'entraîne pas l'apparition de perturbations infracliniques qui soient susceptibles d'affecter d'une manière "plus discrète" la physiologie des espèces contaminées. Peu d'observations permettent de statuer avec certitude sur ce problème et l'on ne dispose guère que des travaux de laboratoire d'Adeney et Matthiessen (1979) et de Gras *et al.*(1982), recoupés par quelques observations de terrain, pour se prononcer.

Parmi les résultats obtenus par ces auteurs, il faut essentiellement retenir que :

- une application journalière de 0,05 ppm de téméphos durant plus d'un mois n'entraîne pas de diminution du taux de croissance chez *Sarotherodon mossambicus*, hormis un léger ralentissement de la prise de poids dans les premières semaines ;

- les teneurs en plasma glucose du sang demeurent identiques, entre poissons contaminés et témoins ;

- les teneurs en hémoglobine, en sodium et potassium du sang, ne sont pas affectées par 16 jours d'exposition à une concentration de 0,1 ppm ;

- une application régulière de téméphos dans le milieu aquatique entraîne une certaine baisse de l'activité acétylcholinestérasique du cerveau. Le niveau de cette baisse diffère selon les espèces concernées, les auteurs et les expérimentations! Dans la majorité des cas toutefois il ne semble pas qu'elle entraîne des effets secondaires importants.

Enfin, si l'on se réfère aux quelques mesures de résidus effectuées sur le terrain, et concernant des poissons ayant vécu plusieurs années dans des cours d'eau traités en permanence, les teneurs rencontrées dans leurs tissus, variables comme nous l'avons vu selon les espèces et leur régime alimentaire, demeurent dans des limites biologiquement acceptables. La faible rémanence du téméphos dans l'eau, ainsi que sa rapide métabolisation par les poissons, sont des facteurs limitant son accumulation dans les tissus, mais il ne faut pas oublier que les poissons sont des organismes vagiles, capables, à l'échelle d'un cours d'eau, de déserter temporairement les biefs à contamination maximale.

On peut donc conclure de l'ensemble de la surveillance écologique réalisée depuis le début des opérations de traitement en Afrique de l'Ouest, que le téméphos peut y être considéré comme un insecticide peu toxique pour l'environnement aquatique.

Localement et dans certaines conditions, les peuplements phytoplanctoniques peuvent bénéficier de l'apport en sels résultant des épandages réguliers, mais il n'y a aucune évidence d'une modification globale, à moyen terme, des différentes populations présentes.

Le zooplancton réagit de manière immédiate à chaque traitement et son intensité de dérive augmente durant une courte durée. A moyen et long terme, il n'y a aucune action décelable du téméphos sur ce groupe.

Les invertébrés benthiques, et particulièrement l'entomofaune, sont les plus atteints par les traitements. Quelques espèces particulièrement sensibles (certains Ephéméroptères) ont disparu des biefs traités. Les entomocoenoses se sont modifiées, les taxons au cycle de développement court et les moins sensibles à l'insecticide ayant pris de l'importance dans les peuplements, aux dépens de certains groupes plus sensibles. Le taux de colonisation des substrats, naturels ou non, a diminué, et une baisse générale des densités d'organismes par unité de surface, variant entre 15 et 30 à 40 % selon les sites, est généralement enregistrée.

Malgré cet impact certain des traitements, les modifications survenues ne présentent pas de danger pour le maintien des équilibres, la répercussion par le biais de la chaîne alimentaire, sur les populations de poissons, n'étant que peu ou pas décelable.

La présence de nombreux cours d'eau ou biefs non traités, pouvant servir de refuge aux espèces à dissémination aérienne,

est certainement un facteur positif pouvant assurer les bases d'un repeuplement par les insectes des zones traitées (Walsh, 1981 ; Gibon *et al.*, 1983).

Les poissons qui constituent l'extrémité exploitable de la chaîne trophique des milieux lotiques ne sont pas affectés de manière sévère par les traitements, tant numériquement que sur un plan biologique. L'accumulation du téméphos dans leurs tissus est compensée par une métabolisation rapide,et les teneurs observées chez certaines espèces restent bien en dessous des doses limites tolérables pour la consommation.

En conclusion, et malgré maintenant plus de 10 ans de traitements réguliers de certains cours d'eau, il n'apparaît aucune "catastrophe écologique" dans la zone concernée, bien que la baisse de qualité biologique des eaux soit indéniable. Localement, comme nous le verrons dans les pages suivantes, des utilisations successives de téméphos et de produits plus toxiques, conjuguées à la présence de conditions hydrologiques défavorables, ont cependant conduit à des situations critiques de courte durée. De telles situations peuvent se reproduire d'ici la fin du programme ouest africain, aussi est-il nécessaire de poursuivre une surveillance vigilante des milieux traités et de continuer, comme ce fut généralement le cas par le passé, d'associer des hydrobiologistes aux opérations de traitement. Il est également nécessaire de ne réaliser qu'avec précaution toute introduction à grande échelle d'un nouveau composé, plus toxique à court terme que le téméphos.

e. Effets secondaires sur la faune aquatique des traitements au chlorphoxim.

Pour un certain nombre de raisons plus ou moins bien connues, deux cytotypes de *Simulium damnosum (soubrense et sancti pauli)* présentèrent, dès le début de 1981, sur le bas Bandama en Côte d'Ivoire, une résistance au téméphos. Cette résistance gagna ensuite rapidement les autres bassins ivoiriens, nécessitant le remplacement du téméphos par le chlorphoxim qui était alors l'un des rares produits disponible et efficace.

Le chlorphoxim, de formule : 2-chloro-(diéthoxy-thiosphoryl-oxyimino)-phényl-acétonitrile, est un composé organophosphoré assez peu rémanent, dont la durée de vie dans l'eau est d'environ 36 heures à pH 7. A un pH plus bas (5,1), Miles (1978) a mesuré une demi-vie de 3,6 jours dans la vase d'une rivière de Côte d'Ivoire. Son action sur la faune aquatique non-cible africaine a fait l'objet de nombreuses études depuis un peu plus d'une dizaine d'années.

+ Action a court terme

Les premiers travaux en laboratoire effectués en Afrique et concernant la toxicité de ce produit sur la faune aquatique

ont été conduits au Tchad, en 1972. Lors de tests comparés portant sur des arthropodes variés, il apparaissait déjà comme la formulation la plus toxique d'une série comprenant le méthyl dursban, le téméphos, le méthoxichlore et même le phoxim dont il est un dérivé (Dejoux et Troubat, 1973). Ces résultats ont été confirmés par des tests semblables effectués au Ghana (Obeng, 1974).

Des concentrations variant entre 0,05 et 1 ppm, agissant des temps variables, étaient sans effets sur les mollusques pulmonés *(Bulinus forskali)* et sur les larves de batraciens *(Bufo regularis)*, mais étaient par contre souvent toxiques vis-a-vis de certaines larves d'insectes, comme en témoignent les résultats présentés dans le tableau 7.

Tableau 7. Toxicité du chlorphoxim en laboratoire, vis-à-vis de quelques arthropodes aquatiques africains. En pourcentages moyens de mortalité après 24 heures (lots de 10 individus). D'après Dejoux et Troubat, 1973.

| Organismes testés | Concentrations testées | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | 0,05 ppm/10' | 0,1 ppm/10' | 0,25 ppm/10' | 0,25 ppm/2" | 1 ppm/3" |
| *Crocothemys erithrea (Odonate)* | 11,1 | 16,6 | 33,3 | 11,1 | 33,3 |
| *Chironomus pulcher (Diptère)* | 6,6 | 6,6 | 13,3 | 13,3 | 40 |
| *Culex sp. (Diptère)* | 41,3 | 33,3 | 70 | 46,6 | 61,3 |
| *Anisops balcis (Hémiptère)* | 3,3 | 66 | 80 | 33,3 | 20 |

Des concentrations fortes (100 ppm) des insecticides cités plus haut, ainsi que de quelques autres formulations, ont été testées par action sur différents organismes, jusqu'à la mort. Parmi les 10 formulations étudiées et par degré de toxicité décroissante, le chlorphoxim se place en 1ère position vis-à-vis d'*Anisops balcis*, en seconde après le phoxim, vis-à-vis de *Culex* sp. et *Crocothemis erythrea*, puis respectivement en 5, 6 et 7ème position vis-à-vis des larves de *Bufo regularis*, de *Bulinus forskali* et de *Chironomus pulcher*.

Bien que ces différents tests aient peu de signification pratique dans le cadre de la lutte antisimulidienne, ils dénotent d'un danger potentiel lié à l'emploi de cet organophosphoré.

D'autres résultats, rapportés par les mêmes auteurs et relatifs à des expérimentations de terrain conduites en Côte d'Ivoire, présentent un plus grand intérêt, car ils concernent les traitements comparés de deux biefs de cours d'eau réalisés dans des conditions de campagne, l'un avec du téméphos, l'autre avec du chlorphoxim (Dejoux et Troubat, 1976). Les applications de ce dernier induisent une intense dérive des invertébrés concernant pratiquement tous les groupes taxonomiques présents.

Par ailleurs, dans le cas de tests comparés avec le téméphos et effectués en gouttière, sa plus forte toxicité globale est nettement mise en évidence. A 0,025 ppm agissant 10 minutes, le décrochement dû à l'action du chlorphoxim est de 43% des organismes testés (près de 8.000), contre seulement 27% quand le téméphos est employé (plus de 10.000 organismes testés). A la concentration 0,05 ppm ces valeurs changent peu (40 et 30% respectivement), mais la différence entre les deux formulations demeure nettement marquée. Ceci amène Dejoux et Troubat à conclure :

"De l'ensemble des expérimentations que nous avons réalisé, il apparaît que la toxicité du chlorphoxim est supérieure à celle de l'Abate®. Selon les conditions expérimentales, cette toxicité peut-être environ de 10 à 400 fois plus élevée! Les plus grandes différences ont été obtenues en zone déjà traitée à l'Abate®, où la faune présente était constituée des éléments les moins sensibles à cet insecticide".

Cette forte toxicité à court terme du chlorphoxim pour les invertébrés non-cible fut par la suite de nombreuses fois mise en évidence (Dejoux, 1978 a, 1979 c ; Statzner, 1979 ; Dejoux *et al.*, 1981 a). Elle se traduit toujours par une forte dérive, immédiatement après chaque épandage, dérive dont l'intensité demeure élevée durant au moins 24 heures. Aucun effet direct à court terme n'a par contre été mis en évidence, *in situ*, sur les poissons. Il n'est toutefois pas impossible, de même que pour le téméphos, que le chlorphoxim provoque une mortalité de très jeunes alevins dans les biefs où il s'accumule. Des expérimentations particulières seraient nécessaires afin de le prouver car, dans l'affirmative, les risques liés à son emploi en saison des pluies, quand de nombreux poissons se reproduisent, pourraient être importants.

+ Action à moyen terme.

Dans la mesure où les opérations de traitement des cours d'eau ivoiriens au chlorphoxim ont été volontairement limitées, chaque année, à la durée de la crue, et où les épandages expérimentaux effectués sur un bief déterminé n'ont pas excédé plus d'un an, il est difficile de parler d'action à long terme, comme dans le cas de l'utilisation du téméphos. Notre connaissance actuelle de l'impact de cet organophosphoré se limite donc au moyen terme, et deux situations doivent être clairement distinguées, selon que les traitements ont lieu durant l'étiage ou durant la crue.

Dans le premier cas, des traitements réguliers à la concentration de seulement 0,025 ppm/10 minutes, sont susceptibles d'entraîner une baisse considérable des densités d'invertébrés sur les biefs d'eau courante où ils se trouvent normalement concentrés.

En Décembre 1980 par exemple, l'impact de six cycles d'épandage à la concentration 0,025 ppm est étudié sur la Maraoué, en Côte d'Ivoire. La comparaison de la situation résultant de ces

traitements avec celles, connues, de Décembre 1978 (quand ce cours d'eau n'était pas traité) et de Décembre 1979 (quand il était sous traitement au téméphos depuis près de deux ans), est particulièrement peu réjouissante. En effet, les densités d'invertébrés peuplant les rochers situés dans les zones d'eau courante ont accusé une baisse moyenne de 50% en 1979 (Abate®) par rapport à la situation initiale. Cette baisse atteint 93 à 98% en Décembre 1980, après les traitements au chlorphoxim! Les seuls organismes encore présents en relative abondance étant les chironomides Orthocladiinae qui, grace à leur cycle de développement court, peuvent "recoloniser" entre deux traitements. Ephéméroptères et Trichoptères ont par contre été décimés.

De même, le potentiel de colonisation de substrats artificiels vierges est devenu particulièrement bas, donnant la mesure de la sévérité de l'impact (Fig. 10). On assiste, comme dans le cas de l'emploi du téméphos, à un décalage de la répartition des plus fortes densités d'organismes vers les gammes de courant faibles, avec une réduction très importante en valeur absolue (99% dans le cas des vitesses supérieures à 125 cm/seconde). Ceci illustre parfaitement, à la fois la similitude d'action des deux insecticides organophosphorés, et la toxicité du chlorphoxim, nettement supérieure à celle du téméphos. Le décalage des colonisations maximales vers les gammes de courants faibles peut traduire une moindre résistance des organismes aux courants forts, ainsi qu'un changement biocoenotique survenu au détriment des espèces les plus rhéophiles.

Ce phénomène de réduction extrême du potentiel de colonisation en présence de traitements au chlorphoxim apparaît comme constant, **quelle que soit** la période d'expérimentation (cf. Fig.10), avec simplement quelques variations des valeurs absolues. L'action très marquée du chlorphoxim sur les invertébrés lotiques, se traduisant par une réduction considérable des densités présentes dans les biefs ordinairement les plus peuplés, s'estompe cependant durant la saison des pluies, comme nous avons pu le montrer (Dejoux *et al.*, 1982 ), conclusion en accord avec les résultats des travaux de Statzner (1979).

En 1981, l'ensemble des grands fleuves de Côte d'Ivoire fut progressivement traité au chlorphoxim (0,025 ppm/10 minutes) entre mai et fin novembre, ce qui nous permet d'évaluer son impact à moyen terme :

- Les niveaux d'intensité de dérive atteints durant la nuit suivant un épandage sont très élevés en juin (environ 3 fois ce qu'ils étaient la nuit ayant précédé le traitement). En octobre, ce rapport n'est que d'environ 2 fois. Indépendamment du facteur saisonnalité, il est évident qu'il y a eu raréfaction de la densité de faune entrant dans la dérive, entre juin et octobre.

- Les analyses de la faune en place, effectuées en divers endroits, sur les cinq principaux fleuves traités de Côte d'Ivoire, prouvent par contre que les densités d'invertébrés peuplant les

rochers dans le courant étaient encore, après 7 mois, relativement élevées, parfois plus fortes en fin de traitement qu'au début (Tableau 8).

Tableau 8 : Effectifs moyens (arrondis) récoltés à l'échantillonneur de Surber sur les rochers dans le courant, dans les principaux fleuves de Côte d'Ivoire traités au chlorphoxim, durant la période de crue 1981 (mai à fin novembre).
A = avant traitement B = immédiatement après la fin des traitements.

| Fleuves étudiés | Haut cours | | Cours moyen | | Bas cours | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | A | B | A | B | A | B |
| Bandama | 7800 | 900 | | | 2200 | 4400 |
| Sassandra | 9400 | 9600 | | | 10500 | 12800 |
| Comoé | 1700 | 70000 | 700 | 28800 | 500 | 80 |
| NZi | 3700 | 2700 | 26400 | 17400 | 12700 | 4100 |
| Maraoué | A sec | 4800 | | | 7600 | 10800 |

Il n'y a donc pas eu d'effet catastrophique, mais un impact souvent sévère, masqué en partie par une évolution naturelle des densités allant dans le sens d'une augmentation entre mai et décembre. Si par contre on étudie la composition des peuplements, il apparaît qu'ils ont subi de profondes modifications dont les plus importantes sont la raréfaction souvent très prononcée des Trichoptères (Hydropsychidae en particulier) et, à l'opposé, la prépondérance des Orthocladiinae. Cette dernière sous-famille se substitue aux Tanytarsini qui, peu sensibles au téméphos, étaient très abondants avant l'application du chlorphoxim.

Globalement les peuplements d'Ephéméroptères semblent numériquement moins affectés par les effets du chlorphoxim que par ceux du téméphos. Une analyse détaillée montre cependant que des familles autrefois abondantes comme les Tricorythidae et les Leptophlebiidae, ont subi un impact sévère.

Par opposition aux invertébrés, les poissons ne semblent pas, en apparence, avoir souffert des traitements. Aucun impact n'a été décelé au niveau de leur régime alimentaire, si ce n'est une occurrence plus grande de proies aquatiques ordinairement peu fréquentes dans leurs contenus stomacaux (Heptageneidae par exemple), ceci tend à prouver, qu'opportunistes, ils tirent bénéfice des dérives provoquées par les épandages et concernant des proies qui normalement dérivent peu.

Enfin, si l'on en juge par les études des peuplements ichtyologiques du Nzi, aucun impact du chlorphoxim n'a été mis en évidence à la suite des traitements expérimentaux effectués en 1977 - 1978 (Maslin *et al.*, 1978). Ces derniers résultats permettent donc un certain optimisme, mais il semble cependant nécessaire d'être prudent, si l'on en juge par les résultats obtenus en laboratoire par Adeney (1980), relatifs à l'espèce *Sarotherodon mossambicus*.

Pour cette espèce, et en termes de toxicité aiguë, la DL 50/24 heures est estimée à respectivement 0,5 mg/l et 3,7 mg/l pour les alevins et les juvéniles, la DL 50/96 heures étant de 0,34 mg/l, pour les alevins. Selon Adeney, le chlorphoxim a deux modes d'action principaux, le premier consistant en une très forte réduction de l'activité acétylcholinestérasique du cerveau, le second étant une perturbation des processus erythropoétiques, qui conduit à une anémie, quand les doses présentes sont relativement élevées.

Une concentration de 0,5 mg/l, agissant durant 23 jours, induit chez des poissons adultes une baisse de l'activité acétylcholinestérasique du cerveau supérieure à 70%. Avec des doses plus faibles, la baisse d'activité commence à la concentration de 0,005 mg/l, et 0,2 mg/l seulement induit une baisse de 50% ! On connaît mal l'incidence exacte de cette baisse, mais une action sur la reproduction n'est pas à écarter.

Il a été également démontré par le même auteur que des traitements réguliers au chlorphoxim entraînent un changement général de la physiologie du sang, qui se traduit essentiellement par une élévation des protéines du plasma sanguin, une diminution du plasma glucose et l'induction d'une anémie normocytique et normochromique. Cette modification de la physiologie du sang peut provoquer une mauvaise résistance aux baisses du taux d'oxygène des eaux en saison sèche, ainsi qu'une moindre résistance au courant, particulièrement néfaste pendant la crue.

Il faut aussi signaler que des jeunes *S. mossambicus*, soumis à l'action de traitements à la concentration de 0,5 mg/l durant dix semaines, ont présenté une réduction significative de leur taux de croissance par rapport à des témoins non traités. Cette réduction était légèrement moindre chez les femelles que chez les mâles. Enfin, des estimations de la concentration toxique minimale acceptable (CTMA), faites par extrapolation des données de laboratoire, montrent que sa valeur pour des poissons adultes est inférieure à 0,01 mg/l, en exposition continue.

Il apparaît finalement que le chlorphoxim est un insecticide nettement plus toxique que le téméphos, pour les invertébrés aquatiques, mais qu'en dehors d'une utilisation intensive durant la période d'étiage où la faune rhéophile est concentrée dans les zones d'impact maximum, les risques d'aboutir à un déséquilibre écologique demeurent faibles. De même, malgré les résultats obtenus en laboratoire sur les poissons, il semble peu probable que des

traitements réguliers à la dose de 0,025 ppm/10 minutes, comme celles actuellement employées en Afrique de l'Ouest, aient un impact sérieux sur les peuplements ichtyologiques, s'ils sont limités à la période des hautes eaux.

f- Effets secondaires sur la faune aquatique des traitements au *Bacillus thuringiensis israelensis (=B.t.i.)*.

En raison de la forte toxicité du chlorphoxim, quand il est utilisé en conditions d'étiage, cet organophosphoré est actuellement remplacé durant cette période du cycle hydrologique, par une formulation de *Bacillus thuringiensis israelensis*.

Le *B.t.i.* est un "insecticide biologique", en ce sens qu'il s'agit d'une bactérie dont les spores produisent une protéine cristallisée toxique (deltaendotoxine). Actuellement, 14 sérotypes différents ont été isolés et le sérotype H 14 s'est révélé particulierement actif vis-à-vis des larves de certains insectes, dont les moustiques et les simulies. L'ensemble spore plus cristal toxique représente donc un véritable insecticide qui, ingéré par un insecte sensible, provoque à la fois une paralysie des pièces buccales et du système digestif, ainsi qu'une destruction de l'hépithélium intestinal, l'ensemble entraînant le plus souvent une mort rapide. La spécificité de cet insecticide est par ailleurs remarquable.

+ Action à court terme.

Les premiers essais de lutte antisimulidienne effectués en Afrique avec le *B.t.i.*, furent réalisés en utilisant la poudre primaire, à la concentration de 0,2 mg par litre, sur de petits cours d'eau de la zone forestière de Côte d'Ivoire. La poudre utilisée était produite par le laboratoire Roger Bellon - Biochem. (réf. R.153.78), et sa teneur en matière active était nettement supérieure à 1 000 unités internationales de *B.t.i.*/milligramme. Les épandages entraînèrent une très forte mortalité des Simuliidae se traduisant par leur dérive élevée, de nombreux individus restant également fixés et morts sur les substrats. Le maximum de dérive mesuré *in situ* était de plus de 80 fois sa valeur pré-traitement pour les Simuliidae, mais par contre n'était que de 1,3 fois pour la faune non-cible.

Les tests en gouttière réalisés également *in situ* donnèrent le même type de résultat, avec 93% de décrochement des Simuliidae en 24 heures (6513 individus testés) contre 14,97% pour les invertébrés non-cible (3031 ind. testés). Une gouttière témoin permis d'évaluer les pourcentages de dérive naturelle pendant ce même temps, en absence de *B.t.i.* (22,6% pour les Simuliidae et 14,98% pour la faune non-cible). On peut donc en conclure que l'action du *Bacillus* correspond à un très fort impact sélectif sur les larves de Simuliidae et pratiquement aucun effet sur le reste des invertébrés,

bien que la similitude des décrochements entre gouttière contaminée et gouttière témoin (14,97 et 14,98) ne soit qu'une coïncidence.

Une analyse plus fine des résultats portant sur les groupes les mieux représentés permet toutefois de mettre en évidence des effets plus spécifiques, qui sont masqués quand on ne considère que l'action globale. Ces résultats sont résumés dans le tableau 9.

Pour de nombreux groupes le décrochement est plus faible dans la gouttière contaminée que dans la gouttiere témoin, ce qui peut être l'indice d'une légère traumatisation due au *B.t.i.* qui, semble-t-il, réduirait alors le taux d'activité des invertébrés, limitant leur dérive dans la mesure où ils s'exposent moins dans les zones de courant fort.

Pour les groupes à faible possibilité d'ancrage, la traumatisation se traduit par une augmentation de la dérive, mais toujours de faible amplitude. Les Baetidae sont sous ce rapport un bon indicateur, et l'augmentation de dérive n'est que de 5,6% alors qu'un traitement au téméphos à 0,1 ppm aurait induit pour ce groupe une dérive de l'ordre de 75 à 80%.

La seule différence notable concerne les Diptères Chironomini, pour lesquels cependant l'augmentation de la dérive n'est pas nécessairement synonyme de mortalité.

Tableau 9. Bilan comparé du décrochement en gouttière d'invertébrés non-cible, durant 24 heures, entre une gouttière témoin et une gouttière traitée avec 0,2 mg/10 minutes de poudre primaire de *B.t.i.* Les effectifs testés sont mentionnés entre parenthèses (Dejoux, 1979 a).

| TAXONS | % DE DECROCHEMENT DANS LE TEMOIN | % DE DECROCHEMENT DANS LA GOUTTIERE TESTEE | DIFFERENCE |
|---|---|---|---|
| Orthocladiinae | 17,8 (667) | 11,5 (521) | - 6,3 |
| Chironomini | 23,2 (155) | 38,5 ( 91) | + 15,3 |
| Tanytarsini | 11,2 (428) | 15,3 (300) | + 4,1 |
| Tanypodinae | 16,4 ( 55) | 12,5 ( 32) | - 3,9 |
| Baetidae | 13,9 (284) | 18,3 (279) | + 5,6 |
| Caenidae | 19,7 ( 36) | 10,3 ( 58) | - 9,4 |
| *Cheumatopsyche falcifera* | 32,4 ( 68) | 10 ( 50) | - 22,4 |
| *Chimarra petri* | 8,9 (304) | 6,4 (344) | - 2,5 |
| Pyralidae | 33,8 ( 74) | 16,4 ( 55) | - 17,4 |
| Libellulidae | 3,9 (155) | 8,5 (135) | + 5 |

En raison de la très faible miscibilité à l'eau de la poudre primaire, des essais de mise en formulation ont été effectués, et actuellement les épandages de campagne sont réalisés sous cette forme. Il est malheureusement difficile d'obtenir des formulations de grande pureté, aussi les quantités nécessaires aux épandages sont-elles grandes. C'est essentiellement ce facteur qui jusqu'à maintenant a limité l'emploi du *B.t.i.* durant la période de hautes eaux, les forts débits dans les bas bassins nécessiteraient des quantités de produit incompatibles avec les capacités de transport et d'épandage des aéronefs.

Nous avons observé les effets sur la faune non-cible de la formulation Sandoz 402 lWDC, à la fois en gouttières *in situ* et au cours d'épandages en vraie grandeur. Les résultats d'une manière générale témoignent d'une quasi - absence de toxicité du produit. Les baisses de densité de la faune benthique sur différents types de substrats, six heures après traitement, sont indécelables à l'analyse, et l'intensité de dérive observée en gouttière durant 24 heures ne dépasse pas 6% des effectifs initialement présents.

+ Effets à moyen terme

Le *B.t.i.* présente un léger impact à court terme sur les Chironomides (Gibon *et al.*, 1980), ne modifiant pas toutefois, à moyen terme, leurs peuplements. Selon ce dernier auteur, deux mois de traitements réguliers auraient par contre fait chuter de manière significative les densités de population des Trichoptères Hydropsychidae et Philopotamidae. Cette baisse est cependant peu importante et les changements notés dans la distribution des invertébrés résultent surtout d'une réoccupation des biotopes laissés libres par les Simuliidae.

9- Impact d'autres pesticides ayant déjà été utilisés en Afrique pour lutter contre les Simuliidae, ou ayant fait l'objet d'essais localisés.

Nous avons présenté de manière détaillée le programme de lutte contre *S. damnosum* qui se déroule actuellement en Afrique de l'Ouest, car il est unique, tant par la superficie de son champ d'action que par sa durée de mise en oeuvre. Durant plus de dix années il a pu être conduit sans entraîner de profonds déséquilibres des milieux traités, mais, en raison de sa durée encore prévue (jusqu'en 1994), les risques de contamination des cours d'eau demeurent permanents, surtout si des contraintes diverses obligent à modifier sa logistique actuelle, ou nécessitent l'emploi de pesticides plus toxiques.

Ceci ne doit cependant pas faire oublier que la lutte chimique contre les Simuliidae n'est pas un fait récent et que certains produits comme le DDT ont déjà largement été utilisés

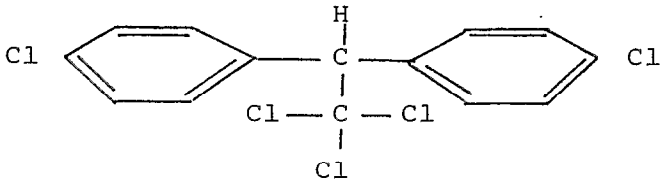
dans toute l'Afrique. Bien que cet insecticide soit maintenant banni de nombreux pays, il s'avère que son ré-emploi s'accentue considérablement dans les pays tropicaux et il n'est pas impossible de le retrouver bientôt, si ce n'est déjà fait, dans l'arsenal des produits antisimulidiens. Il sera alors nécessaire de bien connaître à quoi l'on s'expose, en l'utilisant à nouveau dans ce contexte.

Nous avons déjà vu par ailleurs (chap. BI.6) que de nombreux pesticides ont fait, et continuent à faire, l'objet d'études de terrain quant à leur propriétés antisimulidiennes, que ce soit dans la phase de sélection de produits utilisables en campagne, aussi bien que dans la recherche de composés de remplacement de ceux actuellement employés. La liste de ceux testés en Afrique est assez longue, et leur impact sur l'environnement aquatique est suffisamment sévère pour être signalé.

a. Risques liés à l'emploi du DDT.

Le DDT est certainement l'un des insecticides dont le nom est le mieux connu de tous, tout au moins son abréviation. C'est un organochloré synthétisé en Europe peu avant la seconde guerre mondiale, dont l'emploi s'est rapidement généralisé, d'abord durant le conflit, mais surtout à partir de 1944. Il faut savoir par exemple que la production des Etats Unis qui était cette année là de 4366 tonnes, passa l'année suivante a 15 079 tonnes (Anon., OMS, 1978). En 1968, on évaluait la production mondiale de DDT à 100.000 tonnes par an et le stock disponible à environ un million de tonnes.

Son nom chimique est le dichloro- diphényl - trichloréthane, et sa formule développée est la suivante :




Par ailleurs, il est également connu sous au moins une quinzaine d'autres appelations dont les principales sont le Gésapon, le Gésarex, le Gésarol, le Néocide, le Zerdane....

Il n'est guère de domaines où ses propriétés insecticides n'aient été employées, tout particulièrement dans les années 50, et des quantités considérables ont alors été fabriquées et utilisées dans le monde entier. Il est difficile de les estimer avec exactitude, mais un chiffre de 3 millions de tonnes, comme le propose Ramade (1979), ne semble pas déraisonnable . On utilise alors le DDT contre les moustiques, mais également pour le contrôle

larvaire des Simuliidae. Des actions de grande envergure sont lancées un peu partout, et nous ne citerons pour mémoire, à titre d'exemple, que les vastes traitements antisimulidiens réalisés dans les monts Adirondak de l'Etat de New York. Là, le DDT fut utilisé durant près de 10 ans, à raison de 2 à 3 traitements annuels, à des concentrations variant entre 0,1 ppm/20 minutes et 0,0005 ppm/ 24 heures. Ce programme couvrait une surface d'environ un million de milles carrés!

Certains biologistes cependant s'inquiètent des effets secondaires de traitements d'une aussi grande ampleur, dans l'espace et le temps. Les premières études d'impact qui sont alors effectuées font état de profondes modifications des écosystèmes aquatiques régulièrement traités et notamment de fortes réductions des densités d'Ephéméroptères et de Diptères, source importante de nourriture pour l'ichtyofaune (Jammback et Eabry, 1962).

Lentement, l'opinion publique prend conscience des dangers que représentent ces emplois massifs de DDT, d'autant que les informations livrées par les écologistes sont souvent alarmantes:

"Une recherche, poursuivie aux Etats Unis pendant 2 ans, a montré que sur 590 échantillons de poissons de rivière et de lac, 584 recelaient du DDT. Le taux le plus élevé (47,27 ppm) fut trouvé chez la perche blanche du fleuve Delaware, alors que celui toléré par la F.D.A. (Food and Drug Administration) n'est que de 5 ppm " (La Presse médicale, Oct. 1969) !

La contamination atteint un niveau mondial, et un rapport de l'UNESCO fait état d'une teneur dans les graisses humaines de 3 ppm en Allemagne, de 5 ppm en France et de ...28 ppm en Inde (Wautier, 1974)!

On assiste alors, dans les années 1970, à un contre courant de grande ampleur, et le DDT est banni de la plupart des pays industrialisés. Il est toutefois beaucoup trop tard et le DDT est partout. Pratiquement insoluble dans l'eau, mais fortement liposoluble, il s'est accumulé dans les chaînes trophiques et se retrouve aux quatre coins du monde, soit sous sa forme primaire de diphényltrichloréthane, soit sous forme de produits de dégradation tout aussi toxiques comme le DDD (dichloro-diphényl-dichloréthane) ou le DDE (dichloro-diphényl-éthane). Très persistant, sa demi-vie dans l'eau étant de 7 à 10 ans, le monde est contaminé pour longtemps et l'homme continue à l'accumuler dans son organisme par son alimentation.

Les pays tropicaux n'ont pas été épargnés par cet excès d'utilisation du DDT, et son large spectre d'action en a fait dans un premier temps une arme efficace pour lutter contre de nombreuses nuisances. Pendant longtemps il constitua un des seuls moyens de lutte contre *S. damnosum* et, à ce titre, fut employé dans de nombreux programmes régionaux d'étendue restreinte. Cet emploi intensif a d'ailleurs eu pour conséquence l'apparition d'une résistance très étendue à ce produit, phénomène qui entraîna pour une grande part l'inéfficacité de composés analogues biodégradables, en raison

de l'établissement rapide d'une résistance croisée (Guillet *et al.*, 1977).

L'Afrique est bien entendu concernée par l'utilisation du DDT. Le Berre *et al.* (1976) signalent par exemple qu'entre 1944 et 1965, sur les 29 campagnes de lutte contre les Simuliidae mises en oeuvre dans le monde, 25 eurent lieu en Afrique. Dans la quasi-totalité des cas l'insecticide utilisé était le DDT, à des concentrations variant entre 0,03 et 5 ppm, pour un temps de déversement de trente minutes. Les quantités de produit utilisées ont donc été souvent considérables et les auteurs précédemment cités donnent à ce sujet des précisions fort éloquentes.

- Jusqu'en 1968 on utilisa de 3,2 à 9 tonnes de produit technique par an dans la région du Lac de Kainji, au Nigéria.

- A Alucan, au Cameroun, de 1,5 à 3 tonnes/an ont été déversées pendant plusieurs années dans les cours d'eau, à partir de 1965.

- A Inga, au Zaïre et à la même époque, ce ne sont pas moins de 48 tonnes qui sont utilisées chaque année.

- Dans la campagne EDF - OCCGE d'Afrique de l'Ouest (Côte d'Ivoire, Haute Volta, Mali), on utilisa 7 tonnes de DDT par an de 1966 à 1968 et 10,5 tonnes en 1969 et 1970.

De 1966 à 1970, ce sont donc environ 60 tonnes de DDT technique qui furent ainsi utilisées chaque année en Afrique pour lutter contre les seuls Simuliidae. A la même époque cet insecticide était par ailleurs largement employé pour lutter contre les moustiques, et il constituait l'un des produits de base pour la protection des végétaux.

Malgré l'attitude des pays industrialisés, qui comme nous l'avons dit bannirent l'emploi du DDT il y a maintenant une douzaine d'années, ce produit continue à être utilisé dans les pays du Tiers monde, tant pour écouler les stocks existants qu'en raison de son prix avantageux par rapport à celui d'autres produits. Dans l'étude de Smith et Lossev (1981), que nous avons déjà signalée au début de cet ouvrage, et qui concerne l'utilisation d'insecticides dans le domaine de la santé publique, il est mentionné que dans les 21 Etats étudiés, 200 tonnes de produit technique étaient encore utilisées en 1980. De même, et ce qui est plus grave, les prévisions pour 1984 faisaient état d'un emploi probable de 2500 tonnes de matière active (cf. Fig. 1)!

La littérature abonde d'études de toxicité concernant le DDT, et il est pratiquement impossible d'en faire un bilan qui soit véritablement représentatif ; aussi, plutôt que de citer quelques travaux a priori, préférons nous renvoyer le lecteur à l'ouvrage de Ramade (1974) où l'impact de cet insecticide sur l'environnement est largement documenté.

Si l'on considère plus particulièrement nos connaissances dans ce domaine, au niveau du continent africain, les informations sont comme toujours nettement plus restreintes, et nous pouvons assez facilement les présenter.

Les premiers essais de lutte antisimulidienne réalisés en Afrique de l'Ouest, et comportant un volet d'étude de l'impact sur la faune aquatique, ont été conduits en Haute Volta. Seuls les poissons étaient alors l'objet d'observations et les résultats étaient souvent partiels, donc d'un intérêt limité.... "Quant aux espèces locales de poissons, elles ont supporté sans inconvénient une concentration de 8 ppm pendant plus de 2 heures...." (Blanc et D'Aubenton, 1958)! Il s'agissait dans ce cas de traitements effectués avec une poudre mouillable de DDT à 75% de matière active, mélangée à 3 fois son volume de latérite fine.

En 1957, toujours sur la Bougouri Bâ, en Haute Volta, les mêmes auteurs réalisent des traitements à la concentration de 2,5 ppm, pour un temps de déversement de trente minutes. Le DDT utilisé est cette fois en solution dans le kérosène, et outre l'effet répulsif des épandages sur l'ichtyofaune, des mortalités de poissons de petite taille sont constatées à l'aval des rapides, mortalités alors attribuées à l'action toxique du solvant.

D'autres programmes de lutte basés sur un emploi régulier du DDT se développent ailleurs en Afrique à la même époque, et certains d'entre eux comportèrent des études d'impact plus complètes que celles réalisées en Haute Volta ; à ce titre ils méritent notre attention.

- Traitements du Nil Victoria en Ouganda.

Les observations ont été conduites par Corbet (1958 a et b) et concernent deux programmes de contrôle larvaire de *S.damnosum* effectués sur le Nil Victoria. Dans le premier, réalisé près de Jinga, les traitements utilisaient une formulation de DDT en émulsion à 27% de matière active, employée à une concentration de 0,45 mg/l, pour un écoulement de trente minutes. Le second programme fut mis en oeuvre au niveau du barrage d'Owen Falls, les premiers épandages utilisant une solution de DDT à 12,5% de matière active, et de gas-oil additionné de kérosène ; le dosage était voisin de 0,5 mg/litre pour un écoulement de trente et une minutes. Les traitements suivants, réalisés chaque semaine durant plus de deux mois, ont été effectués à un dosage plus faible (0,33 mg/l/30 minutes). Les recherches concernèrent principalement l'impact sur les régimes alimentaires des poissons insectivores et sur la densité des peuplements d'organismes benthiques.

Comme à la suite de toute introduction de pesticide dans un milieu d'eau courante, chaque épandage entraîna une forte dérive des invertébrés. Rapidement il y a eu disparition complète de tous les Ephéméroptères et Trichoptères des biefs traités, à l'exception

de quelques rares Caenidae du genre *Caenis*. Les autres groupes taxonomiques ont été moins sévèrement touchés et malgré des observations superficielles, Corbet concluait à l'absence apparente d'effets sur les mollusques, les Hirudinae et les crabes.

Après les effets très sévères des premiers traitements, une lente recolonisation du milieu s'établit, d'intensité variable selon les taxocènes considérés, et probablement liée à une dérive d'organismes en provenance des biefs amont non contaminés. Le retour à une situation macroscopiquement normale a été jugé réalisé environ quarante jours après le dernier traitement, temps relativement court qui confirme l'influence marquée des milieux refuges non traités, situés à proximité de la zone du programme.

Selon toute vraisemblance les poissons ne furent pas directement atteints par les traitements, mais une incidence indirecte sur leurs peuplements a été établie, liée à la raréfaction de leur nourriture. *Mastacembelus victoriae*, insectivore strict, est devenu très rare, ce qui suppose sa fuite de la zone contaminée. De même, les modifications des peuplements d'invertébrés signalées plus haut se repercutèrent directement sur la nature du bol alimentaire des poissons encore présents durant la période de traitement. Certaines espèces entomophages comme *Gnathonemus longibarbis* et *Mormyrus kannume* ont dû chercher leur nourriture dans les zones stagnantes de bordure, moins affectées par les épandages que le cours principal.

Cette incidence des traitements antisimulidiens au DDT, bien que localisée, amena Corbet à conclure ses observations de manière pessimiste : "It is felt that extensive *Simulium* control by riverine application of DDT, may well change completly the biological character of many streams and rivers, and, in the process of eliminating local populations of *Simulium*, may render extinct many fishes and insects that are little known or undiscovered".

- Traitements de la Nyamagasani.

Du 21 avril 1961 au 12 avril 1962, 27 traitements ont été réalisés sur la rivière Nyamagasani située sur le versant sud du Ruwenzori, en Ouganda occidental. La concentration de DDT utilisée était de 0,1 ppm pour un déversement de trente minutes.

Les observations concernant l'impact sur l'environnement aquatique sont rapportées par Williams (1963), et montrent, bien que de manière très grossière, l'incidence qu'ils eurent sur les invertébrés. L'état du milieu fut vérifié immédiatement après le dernier traitement, et bien que les moyens aient été peu adaptés (filet à plancton, observation directe...) des conclusions nettes ont été présentées.

En amont de la zone traitée, une entomofaune abondante est présente sur tous les substrats immergés, et les peuplements algaux (periphyton) sont peu denses. Au contraire, la zone traitée présente un développement algal très important sur environ trente

kilomètres, mais une entomofaune rare, qui réapparaît progressivement plus on s'éloigne vers l'aval. Les premières espèces qui réapparaissent sont des formes fouisseuses. Les Coléoptères et les Trichoptères sont par contre pratiquement absents, le groupe taxonomique dominant étant les chironomides.

- Traitements de la rivière Manafwa.

Toujours vers la même époque, d'autres rivières d'Ouganda sont traitées au DDT. C'est le cas par exemple de la rivière qui prend sa source au mont Elgon et va se jeter dans le lac Kioga. Là, la cible n'est plus *S. damnosum* mais une autre espèce, phorétique de crabes, *Simulium navei*. On utilise contre les larves une formulation de DDT nouvelle pour l'époque, à la concentration de 1 ppm durant trente minutes, soit donc à un dosage élevé (Hynes et Williams, 1962).

A nouveau on retrouve un impact de type désormais classique, comprenant la mortalité quasi-totale des Ephéméroptères après épandage. Ici aussi le repeuplement post-traitement est rapide, en raison de l'étendue limitée du bief traité et également de l'innocuité possible du DDT vis-à-vis des oeufs de nombreux insectes aquatiques. Un mois après traitement peu de différences sont décelables entre zone traitée et zone non traitée, pour beaucoup de taxocènes. Cependant, certains d'entre eux, particulièrement sensibles, comme *Afronurus sp.*, *Cheumatopsyche sp.* et *Tricorythus sp.*, ne présentent après 4 semaines que des densités très faibles, dans le bief traité. D'une manière générale les invertébrés les plus affectés furent les prédateurs à cycle de développement long, résultat que nous avons retrouvé dans le cas de l'utilisation du téméphos, et qui semble une résultante constante de l'impact des insecticides en milieu lotique tropical.

Les différentes observations liées à l'emploi du DDT, que nous venons de rapporter, prouvent que ce produit, même à de faibles concentrations, a un impact sévère sur de nombreux invertébrés. Son emploi à une grande échelle et dans un programme de longue durée est donc dangereux, car les repeuplements des biefs traités, par des organismes dérivant depuis les zones amont non traitées, seraient alors très limités. Par ailleurs, et en raison de sa forte rémanence et de son accumulation par le biais des chaînes trophiques, il est presque certain que des épandages réguliers induiraient rapidement des effets subléthaux chez les poissons, même si le risque de mortalités directes est faible, aux concentrations actives contre les Simuliidae.

b. Toxicité de quelques autres pesticides antisimulidiens.

Le terme "pesticide antisimulidien" est en fait impropre, car aucun produit n'a été spécifiquement conçu pour lutter contre les simulies. Tout au plus certaines molécules déjà utilisées

dans d'autres domaines ont-elles été formulées de manière particulière pour être actives vis-à-vis de ces Diptères (réalisation de plusieurs types de formulations, modification de la densité spécifique, réduction de la taille des particules....). Les recherches continuent à l'heure actuelle dans ce domaine, tant en ce qui concerne l'amélioration de l'efficacité des formulations de *B.t.i.*, qu'en ce qui concerne la mise au point ou l'utilisation de nouveaux composés de remplacement du téméphos et du chlorphoxim.

Nombreux sont donc les produits ayant fait l'objet de tests de toxicité aiguë sur le terrain, tests destinés en premier lieu à leur accorder le "feu vert" pour une utilisation expérimentale à l'échelle d'un cours d'eau, durant une saison hydrologique complète. Les résultats de ces observations ont généralement été publiés dans des rapports à diffusion restreinte ou des compte-rendus dactylographiés, forme sous laquelle l'information est difficilement accessible. Il nous a donc semblé utile de présenter une synthèse de ces principaux résultats, même si de nombreux produits testés n'ont absolument aucune chance de devenir des pesticides antisimulidiens. Il peut en effet advenir que ces produits aient dans un proche avenir -s'ils ne l'ont déjà- une utilisation dans un autre domaine, avec une incidence sur les hydrosystèmes. Il sera alors utile de possèder, avant mise en oeuvre, ne serait-ce qu'un minimum d'information concernant leur impact potentiel sur différentes composantes biologiques des milieux aquatiques africains.

Dans un souci de concision, nous avons présenté ces différents résultats sous forme d'un tableau (tableau 10), où l'on trouvera à la fois les principales caractéristiques des traitements effectués, ainsi qu'une synthèse concernant leur impact sur la faune non-cible.

D'une manière générale, il apparaît que la plupart des produits testés présentent une toxicité largement supérieure à celle de l'Abate® 200 CE de Procida, et leur emploi en milieu lotique est fortement à déconseiller. Quelques uns ont cependant, au moins à court terme, une action moyennement toxique vis-à-vis des invertébrés et, si d'autres considérations (prix, approvisionnement....) ne viennent contrecarrer leur emploi, il n'est pas impossible qu'ils soient dans un proche avenir testés à plus grande échelle. Le Propoxur® de Bayer (OMS 33), en concentré émulsifiable à 20% de matière active, pourrait être un de ces produits.

## 10. Devenir de la lutte antisimulidienne.

On retiendra finalement de l'ensemble de ces actions de contrôle des populations larvaires de Simuliidae, que l'utilisation d'insecticides, si elle est actuellement la seule manière réaliste d'obtenir un résultat, n'est pas sans danger pour les écosystèmes traités. Dans de nombreuses régions d'Afrique de l'Ouest, la lutte antisimulidienne est devenue depuis le début des années soixante une constante nécessité, et des insecticides variés sont chaque année déversés dans les cours d'eau, perturbant de manière plus

| Produit testé. Nom commercial. Code OMS. Publications de référence. | Type de présentation. Concentrations testées. | Lieu des tests. | Type de test. Conditions d'emploi. | Résultats et remarques. |
|---|---|---|---|---|
| Méthoxychlore OMS : 466 LAUZANNE-DEJOUX, 1975. OBENG, 1974 | Solution émulsifiable à 20% de matière active. 0,1 ppm/10 minutes 0,5 ppm/10 minutes | Bandama (Côte d'Ivoire). - Ghana. | Test in situ. Epandage au "vide vite" en amont d'un gîte à S. damnosum. | - Pas de mortalité de poissons aux deux concentrations. - Dérive de 30 à 95% des invertébrés à 0,1 ppm/10'. - Dérive de 70 à 100% à 0,5 ppm/ 10' (selon les groupes considérés). Peu d'effets sur Odonates. |
| Id. DEJOUX-TROUBAT, 1973 | Id. 0,05 ppm/10 minutes 0,25 ppm/ 2 minutes 1 ppm/30 secondes 0,1 ppm/10 minutes 0,25 ppm/10 minutes | Fort Lamy (Tchad). | En laboratoire, maintien des organismes le temps voulu dans les différentes concentrations puis 24 h en milieu non contaminé | - Aucun effet sur larves de Batraciens et Odonates. - Forte toxicité à 0,25 ppm/10' sur Hémiptères (Anisops) et sur Culex (75 et 86%). - Peu d'action sur les Chironomides en général. - Toxixité notable sur les Bullins à partir de 0,1 ppm/10'. |
| Id. | Concentré émulsifiable à 30% de matière active. 0,3 ppm/10 minutes | Mono à Tététou, Togo. | Cycle de dérive de 48 H, centré sur l'épandage | - Pas de mortalité observée chez les poissons et Crustacés. - Important décrochement des invertébrés benthiques - Rapport d'augmentation instantanée maximale de la dérive égal à 461. |
| Chlorpyrifos methyl (Reldan R) OMS : 1155 | Microcapsules solubles avec 100g de matière active/litre | Affluents du Sénégal région de Toukoto (Mali). | Etude d'un cycle de dérive de 48 H, centré sur l'épandage. | - Augmentation de la dérive des invertébrés de l'ordre de 175 fois. - Grand étalement dans le temps du décrochement, qui persiste après 24 heures. - Groupes sensibles : Baetidae-Chironomidae-Hydropsychidae-Leptoceridae. - Décrochement en gouttière sur 24 H : 60%. - Toxicité générale assez forte mais avec une formulation techniquement instable (forte cristallisation). |
| Décaméthrine (K-othrine R) DEJOUX-GUILLET, 1980. DEJOUX, 1983 | Concentré émulsifiable à 25g de matière active/litre 100 ppm/ 2 secondes 0,02 ppm/10 minutes 0,5 ppb/10 minutes 3 ppb/10 minutes 5 ppb/10 minutes 7 ppb/10 minutes | Maraoué (Côte d'Ivoire). | Tests in situ (cycle de dérive). Tests in situ (gouttière). Epandages par hélicoptère + Ecoulement étalé en gouttière + Mise en contact chronométré et observations en milieu non contaminé. | 0,02 ppm/10' - Décrochement et mortalité presque totale des invertébrés sur 10 km de cours d'eau. 0,5 ppb/10' - Forte mortalité des Ephéméroptères Baetidae. Augmentation maximale de la dérive de l'ordre de 70 fois. 3 ppb/10' - Environ 50% de mortalité des invertébrés en 24 heures. 5 ppb/10' - Environ 70% de mortalité. 7 ppb/10' - Mortalité quasi totale des invertébrés. Tous les groupes. Mortalité des jeunes poissons (Barbus). 100 ppm/ 2" - Effet de "Knock down" sur les poissons, instantanné. Certains peuvent récupérer selon leur type de métabolisme initial (poissons de fond par exemple). |

TABLEAU 10 : REGROUPEMENT SYNOPTIQUE DES PRINCIPAUX TESTS CONCERNANT LA TOXICITE SUR LA FAUNE AQUATIQUE D'INSECTICIDES EMPLOYES EN AFRIQUE EN LUTTE ANTISIMULIDIENNE.

| Produit testé. Nom commercial. Code OMS. | Présentation. Concentration testée. | Lieu des tests. | Type de test. Conditions d'emploi. | Résultats et remarques. |
|---|---|---|---|---|
| Methyl dursban<br>OMS : 1155<br>DEJOUX-TROUBAT, 1973 | Concentré émulsifiable à 22,1% de matière active<br>0,05 pp,/10 minutes<br>0,25 ppm/ 2 minutes<br>1 ppm/30 secondes<br>0,1 ppm/10 minutes<br>0,25 ppm/10 minutes | Fort Lamy (Tchad) | En laboratoire, maintien des organismes le temps voulu dans les différentes concentrations. Observation sur 24 heures en milieu non contaminé. | - Aucune mortalité sur les larves de Batraciens et Mollusques pulmonés (Bulinus forskaii).<br>- Mortalités maximales enregistrées avec la concentration 0,25 ppm/10 minutes : 23% sur Odonates; 10% sur Chironomides; 10% sur Hémiptères (Anisops balcis); 40% sur Culex pipiens.<br>- Les autres concentrations donnent de faibles mortalités en général. |
| Id. | Concentré émulsifiable à 20% de matière active<br>0,05 ppm/10 minutes<br>0,25 ppm/ 2 minutes<br>0,25 ppm/10 minutes<br>0,1 ppm/10 minutes<br>1 ppm/30 secondes | Id. | Id. | - Aucune mortalité des larves de Batraciens.<br>- Mortalités : 20% des Odonates à 0,25 ppm/10 minutes.<br>: 10% pour les Chironomides.<br>: 17% pour les Hémiptères.<br>Peu d'effets des autres concentrations. |
| Id.<br>LAUZANNE-DEJOUX, 1973 | Solution émulsifiable à 13,5% de matière active.<br>0,1 ppm/10 minutes<br>0,5 ppm/10 minutes | Bandama (Côte d'Ivoire) | Tests in situ<br>Epandage au "vide vite" en amont d'un gîte. | - Aucun effet des deux concentrations sur les poissons, crevettes et Odonates.<br>- 0,1 ppm/10 minutes : mortalité de 15 à 30% des Oligoneuridae et Hydropsychidae. Forte augmentation de la dérive. Environ 30% de mortalité globale des invertébrés après 24 heures.<br>- 0,5 ppm/10 minutes : mortalité de 66% des Oligoneuridae après 5 heures et 100% de mortalité globale des invertébrés. |
| Id.<br>DEJOUX-TROUBAT, 1975 | Matière active + solvants divers (Acétone et éthanol).<br>0,25 ppm/10 minutes<br>1 ppm/30 secondes | Fort Lamy (Tchad). | Tests en laboratoire, essais de dissolution de la matière active dans deux solvants afin de rechercher la toxicité des constituants de la formulation. | - Matière active à la concentration de 20%, plus acétone. Pas d'action sur les têtards de Bufo regularis et sur les Anisops (Hémiptères). 60% de mortalité des Odonates après 24 heures (concentration 1 ppm/30 secondes). 40% de mortalité des Chironomides avec la concentration 0,25% ppm/10 minutes.<br>- Matière active à la concentration de 20% plus éthanol pur. Entre 20 et 80% de mortalité chez Chironomus pulcher selon les concentrations. Mortalité de 20% sur les Odonates avec 1 ppm/30". Pas d'action sur Bufo regularis et Anisops sp.<br>- Aucune action dissolvants seuls, aux deux concentrations testées. |
| Actellic R M20<br>- Pirimiphos methyl.<br>OMS : 1424.<br>DEJOUX-GUILLET, 1980.<br>DEJOUX, 1983. | Solution de microcapsules digestibles à 200 gr de matière active/litre.<br>0,1 ppm/10 minutes. | Affluents du Sénégal (région de Toukoto) Mali. | Cycle de dérive in situ.<br>Toxicité en gouttière.<br>Epandage par hélicoptère. | - Augmentation lente du taux de dérive mais ce dernier demeure élevé pendant au moins 24 heures (15 fois sa valeur normale). Coefficient d'augmentation supérieur à 130 fois. Tricorythidae particulièrement sensibles.<br>- Décrochement en gouttière sur 24 heures : 47% des invertébrés non-cible. Action se prolongeant au delà de 24 heures. |

Tableau 10 : suite

| Produit testé. Nom commercial. Code OMS. | Présentation. Concentration testée. | Lieu des tests. | Type de test. Conditions d'emploi. | Résultats et remarques. |
|---|---|---|---|---|
| Méthyldursban<br>OMS : 1155<br>QUELENNEC, 1972 | Concentré émulsifiable.<br>0,1 ppm/30 minutes | Léraba et Volta Noire Haute Volta. | Vide vite en amont des gîtes | Pas d'effets apparents sur les poissons.<br>Aucune observation sur les invertébrés. |
| Resméthrine<br>OMS : 1206<br>QUELENNEC, 1972 | Concentré émulsifiable.<br>0,05 ppm/30 minutes | Bougouri-Bâ<br>Haute Volta | Vide vite en amont des gîtes. | Forte mortalité des Ephéméroptères.<br>Mort de nombreux alevins et poissons de plus grande taille.<br>Effet de "knock-down" suivi de récupération sur des poissons de plus de 20 cm.<br>Invertébrés décimés. |
| Sévin (R)<br>OMS : 29<br>QUELENNEC et al., 1970 | Poudre mouillable à 85% de mat. active<br>0,5 à 1,3 ppm/30' | Yanaon - Haute Volta | Idem | Pas de mortalités de poissons.<br>Pas d'impact mentionné sur les arthropodes non-cible, malgré une élimination des Simulidae sur 26 km, à la concentration 1,3 ppm. |
| Lindane ( BHC)<br>OMS : 17<br>TAUFLIEB, 1955 | Gamophèle (150 g de Lindane dans le gas-oil.<br>10 mg de Lindane/$m^2$<br>Lindanul (120 g par litre de Lindane). | Mayo Kébi (Tchad)<br><br>Id. | Traitement adulticide par hélicoptère<br><br>Traitement larvicide. | Impact catastrophique sur l'ichthyofaune.<br>Paralysie des poissons survivants. |
| Bromophos<br>OMS : 658<br>DEJOUX-TROUBAT, 1973 | Concentré émulsifiable a 40% de mat. active<br>100 ppm agissant jusqu'a la mort des individus testés. | Fort-Lamy (Tchad). | Tests en laboratoire. | Peu toxique pour les larves de Batraciens; toxicité moyenne pour : Anisops balcis, Culex sp., Crocothemis erythrea, bulinus sp.<br>Forte toxicité pour Chironomus pulcher. |
| Lodofenphos<br>OMS : 1211<br>DEJOUX-TROUBAT, 1973 | Concentré émulsifiable à 20% de mat. active.<br>100 ppm agissant jusqu'à la mort des individus testés. | Id. | Id. | Peu toxique pour Anisops balcis et Crocothemis erythrea<br>Toxicité moyenne pour Culex sp., Bulinus sp., et Bufo regularis.<br>Forte toxicité pour Chironomus pulcher. |
| GH 74 (R)<br>OMS : 1356.<br>TROUBAT-LARDEUX 1982. | Concentré émulsifiable 38% de matière active.<br>0,2 ppm/10 minutes | Férédougouba (Côte d'Ivoire). | Cycle de dérive in situ. Mise en observation des organismes dérivés. Epandage par hélicoptère. | - Dérive catastrophique des invertébrés, absolument instantannée. Tous les groupes.<br>- Mortalités très importantes de poissons d'espèces diverses et de grande taille. Mortalité de Batraciens.<br>- Produit extrêmement dangereux. |

Tableau 10 : suite

| Produit testé, Nom commercial, Code OMS. | Présentation. Concentration testée. | Lieu des tests. | Type de test. Conditions d'emploi. | Résultats et remarques. |
|---|---|---|---|---|
| Baythion (R) Phoxim OMS : 1170 DEJOUX-TROUBAT, 1973. | Concentré émulsifiable à 50% de matiere active. 0,05 ppm/10 minutes 0,25 ppm/ 2 minutes 1 ppm/30 secondes 0,1 ppm/10 minutes 0,25 ppm/10 minutes | Fort-Lamy (Tchad). | En laboratoire. Organismes mis en contact avec les différentes concentrations, puis observation sur 24 h en milieu non contaminé. | - Pas d'action sur les larves de Batraciens et sur les Bulins.<br>- 60% de mortalité sur Odonates à 1 ppm/30 secondes.<br>- Mortalités moyennes (10%), à assez fortes (57%), pour les autres concentrations, sur Chironomides, Hémiptères et Culex. |
| Id.<br><br>Id. | Concentré émulsifiable a 25% de matiere active. | Id. | Id. | Pas d'action sur les larves de Bufo regularis et les Bulins.<br>Fortes mortalités à toutes les concentrations sur les Odonates, Chironomides, Hémiptères et Culex.<br>Toxicité générale très forte pour tous les invertébrés aquatiques. |
| Id. LAUZANNE-DEJOUX, 1975. | Concentré émulsifiable à 33,3% de matière active. 0,1 ppm/10 minutes 0,5 ppm/10 minutes | Banifing (Mali). | Tests in situ. Epandage au "vide vite" en amont d'un gîte. | - 0,1 ppm/10 minutes. Pas de mortalité de poisson dans le milieu mais mortalité supérieure de 50% de poissons en cages, par rapport à des témoins (11 et 21% de mortalité globale), après 24 heures. 40 à 60% de mortalité des invertébrés, sauf Odonates qui sont peu touchés. Très forte augmentation de la dérive en général.<br>- 0,5 ppm/10 minutes. Environ 30% de mortalité chez les poissons, 6 heures après traitement. Mortalité catastrophique des invertébrés sur plus de 2 kilomètres de cours d'eau. |
| Panecto = cypothrine. OMS : 2007 (CYANAMID). PAUGY-COULIBALY, 1982 b. | Concentré émulsifiable à 15% de matière active. 0,18 ppm/10 minutes. | Anié à Blitta-gare (Togo). | Toxicité en gouttière. Epandage par le système "Hudson sprayer". | Dérive importante des Ephéméroptères (Caenidae et Tricorythidae).<br>Coefficient d'augmentation maximal de la faune non-cible voisin de 400.<br>Les Poissons et les Crustacés (Macrobrachium sp.) ont été traumatisés. |
| Propoxur (BAYER) OMS : 33 YAMEOGO, 1982. | Concentré émulsifiable a 20% de matiere active. 0,05 ppm/10 minutes | Wawa à Babou (frontière Togo-Ghana). | Cycle de dérive in situ de 48 heures. Epandage par le système "Hudson sprayer". | Faible effet nocif pour la faune non-cible.<br>Augmentation de la dérive des invertébrés de l'ordre de 9,7 fois (après traitement).<br>Aucun effet apparent sur les Poissons et Crustacés. |
| Téméphos sulfone (Cyanamid) lot 4021-40 OMS : 786 GIBON-TROUBAT, 1982 | Id. 0,2 et 0,07 ppm/10' | N'zi (Côte d'Ivoire) | Toxicité en gouttière "in situ". Ecoulement par bidons, en 10 minutes. | - Effet assez important sur les Ephéméroptères Baetidae et les Diptères Chironomidae.<br>- Décrochement global moyen de 29%, à 0,07 ppm, et 34% à 0,2 ppm. |

Tableau 10 : suite

| Produit testé, Nom commercial, Code OMS. | Présentation. Concentration testée. | Lieu des tests. | Type de test. Conditions d'emploi. | Résultats et remarques. |
|---|---|---|---|---|
| Azamétiphos (CIBA-GEIGY). OMS : 1825. YAMEOGO, 1982. | Concentré émulsifiable à 96 $\pm$ 2% de matière active. 0,18 ppm/10 minutes. | Anié à Blitta-gare (Togo). | Etude in situ de l'impact sur la dérive des invertébrés (cycle de 48 h). Traitement par le système du "Hudson X-pert sprayer" pendant 10 minutes. | - Effet assez important sur les larves d'Ephéméroptères (Baetidae essentiellement) et traumatisation des Chironomidae, Tipulidae et des Lépidoptères Pyralidae.<br>- Augmentation maximale de la dérive de la faune non-cible de près de 75 fois.<br>- Aucun effet apparent à court terme sur les poissons et les crustacés. |
| MT-115 000 (MITSUI TOATSU Chemo). OMS : 3002. YAMEOGO, 1982. PAUGY-COULIBALY, 1983. | Concentré émulsifiable à 92,7% de matière active. 0,05; 0,1; 0,2 ppm/10' | Anié à Blitta-gare (Togo). | Cycle de dérive in situ de 48 heures. Epandage par le système "Hudson sprayer". | - Mortalité générale très forte des invertébrés benthiques (Coléoptères, Hémiptères et Ephéméroptères), aucun effet apparent chez les crustacés et les poissons à 0,05 ppm/10 minutes et 0,1 ppm/10 minutes.<br>- A 0,05 ppm/10 minutes, augmentation de la dérive des insectes aquatiques de près de 608 fois.<br>- Traumatisme observé chez les crustacés à 0,2 ppm/10 minutes. |
| Méthiocarbe (BAYER) OMS : 93. YAMEOGO, 1982. | Poudre composée de : mesural w.p (500 et 750 g a.i./Kg); dust (30 g/Kg); pellets for slug control (40 g/Kg). 0,112 ppm/10 minutes 0,8 ppm/10 minutes | Anié à Blitta-gare Aou à Haloukpaboundou (Togo). | Cycle de dérive de 48 h Toxicité en gouttière. Traitement par le systeme "Hudson X-pert sprayer". | - Augmentation de la dérive des invertébrés de l'ordre de 159 fois à 0,112 ppm/10 minutes et de 602 fois à 0,8 ppm/10 minutes.<br>- En gouttière à 0,8 ppm/10 minutes, près de 95% des organismes ont décroché.<br>- Aucun effet apparent sur les Poissons et les Crustacés.<br>- Groupes d'invertébrés particulièrement sensibles : Baetidae, Tricorythidae, Chironomidae, Trichoptères. |

Tableau 10 : suite et fin

ou moins grave et selon leur toxicité propre, les équilibres biologiques (Fig. 16).

Déjà en 1958, Corbet mettait en garde contre les risques d'élimination d'espèces liés à l'usage du DDT et, quelques années plus tard, Hynes (1960 a) présentait le problème en d'autres termes. On découvrait en effet que l'emploi d'insecticides éliminait plus ou moins complètement les prédateurs du groupe cible, et qu'ainsi on réduisait fortement le contrôle naturel des peuplements de Simuliidae, en augmentant corrélativement les risques d'une pullulation post-traitement. L'impact au niveau des biocoenoses était ainsi mis en évidence, plus lourd de conséquences à moyenne et longue échéance que la perte immédiate de certains taxocènes, résultant d'un épandage isolé.

On est maintenant conscient que l'éradication des espèces de *Simulium* vectrices est impossible, et que dans un programme de grande envergure comme celui réalisé actuellement en Afrique de l'Ouest, l'arrêt des traitements sera suivi, plus ou moins rapidement selon les cours d'eau, d'une réinvasion de *S. damnosum*. On pense par contre que le réservoir à *O. volvulus* n'existera plus à l'échéance du programme, c'est à dire qu'il n'y aura plus de populations humaines contaminées, où *S. damnosum* puisse se réinfester. Qu'en est-il réellement quand on sait que de vastes zones demeurent en Afrique encore non traitées, donc représentent des sources potentielles de réinfestation de proche en proche? Comment vont évoluer les biocoenoses naturelles d'où les populations de prédateurs de *S. damnosum* auront été fortement réduites par 20 ans de traitement ? Il faut garder à l'esprit que les Simuliidae, avec leur cycle de développement d'un peu plus d'une semaine et leur énorme potentiel de reproduction, capables en outre de se disséminer à l'état adulte sur des centaines de kilomètres, sont des espèces pionnières fortement colonisatrices. A l'inverse, *Cheumatopsyche falcifera* ou *Cheumatopsyche digitata*, Trichoptères qui comptent parmis les plus actifs prédateurs de *S. damnosum* (Service et Elouard, 1980) ne présentent qu'une ou deux générations annuelles ; seront-ils à même de survivre en nombre suffisant pour exercer un contrôle naturel des Simuliidae ?

Finalement, et au risque de voir s'anéantir vingt années d'efforts, il n'est pas impossible que l'on ne soit dans l'obligation de continuer, *ad vitam eternam*, un traitement insecticide de protection, plus lâche, mais qui représentera, outre une lourde charge logistique et financière pour l'avenir, un risque constant de contamination de l'environnement.

Il est d'ores et déjà certain, si les sources de financement ne sont pas taries, que la lutte antisimulidienne va s'intensifier dans les années à venir, ne serais-ce qu'en fonction de l'augmentation des surfaces traitées. Il s'en suivra nécessairement une "pression" insecticide accrue sur les cours d'eau africains.

**Photo 1**
Gîte à *Simulium damnosum* en Côte d'Ivoire (chutes Gauthier).

**Photo 2**
Système de gouttières simples pour tester la toxicité de pesticides vis-à-vis des invertébrés d'eau courante.

**Photo 3**
Système de gouttières multiples permettant des tests de toxicité en série.

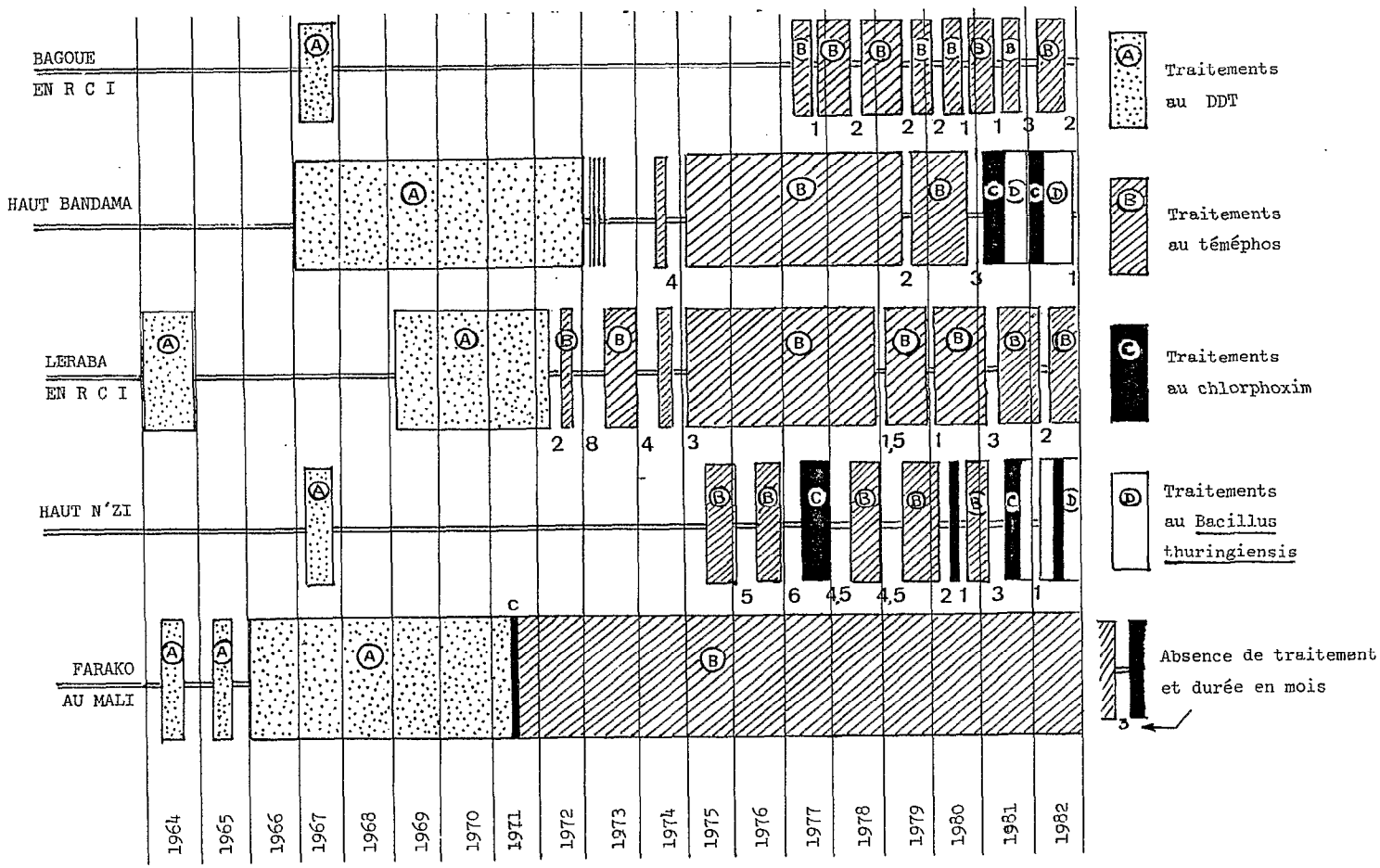



Figure 16 , Ampleur et diversité des traitements insecticides antisimulidiens sur quelques cours d'eau de l'Afrique de l'Ouest, depuis une vingtaine d'années.

## Chapitre B II

## Le contrôle des mollusques vecteurs de schistosomiases

### 1. Gravité et intensité des schistosomiases.

A l'inverse de ce que nous avions fait pour l'onchocercose, nous ne nous étendrons pas aussi longuement dans ce chapitre sur les aspects pathologiques de la schistosomiase. Il faut toutefois savoir que la maladie est due à une infestation du corps humain par des trématodes du genre *Schistosoma* sp., vers qui provoquent, entre autres symptômes, des lésions internes suivies d'hémorragie vésicale ou intestinale.

Comme de nombreux parasites, les *Schistosoma* ont un cycle de développement complexe qui nécessite le passage par un hôte intermédiaire. Ce dernier est un mollusque aquatique pulmoné. L'infestation de l'homme s'effectue au contact d'une eau dans laquelle les mollusques ont libéré des cercaires, forme de contamination du parasite. Les cercaires pénètrent la peau puis passent dans le système sanguin où ils poursuivent leur développement pour donner des individus sexués. Ces derniers vont se reproduire et leurs oeufs (forme de dissémination), libérés, vont se retrouver en grand nombre dans l'urine ou dans la matière fécale. On estime que les adultes ont une durée moyenne de vie dans le corps humain de l'ordre de trois à cinq ans (Crossland, 1966) (Fig. 17).

La réinfestation des mollusques pulmonés s'effectue à nouveau quand les oeufs atteignent le milieu aquatique, donc quand les excréments humains (urine ou fesces) sont rejetés dans l'eau. Bien que l'origine de cette maladie n'ait été découverte qu'il y a un peu plus d'un siècle par le biologiste allemand Theodor Bilharz (1825-1862), il semble que cette affection existe et soit connue depuis fort longtemps. En effet, sa description apparaît déjà sur le "Papyrus Ebers", l'un des plus anciens documents égyptiens traitant de questions médicales, et daté de 1550 avant J.C. (Koch, 1962).

On sait maintenant que l'existence de plans d'eau stagnants ou semi-stagnants, surtout s'ils sont encombrés de végétation aquatique, associés à la présence de peuplements humains riverains denses, représentent les conditions optimales, la première pour le développement des mollusques pulmonés et la seconde pour la propagation de la bilharziose.

En 1965, les estimations de l'OMS faisaient état de 180 à 200 millions de personnes souffrant de schistosomiase dans le monde.

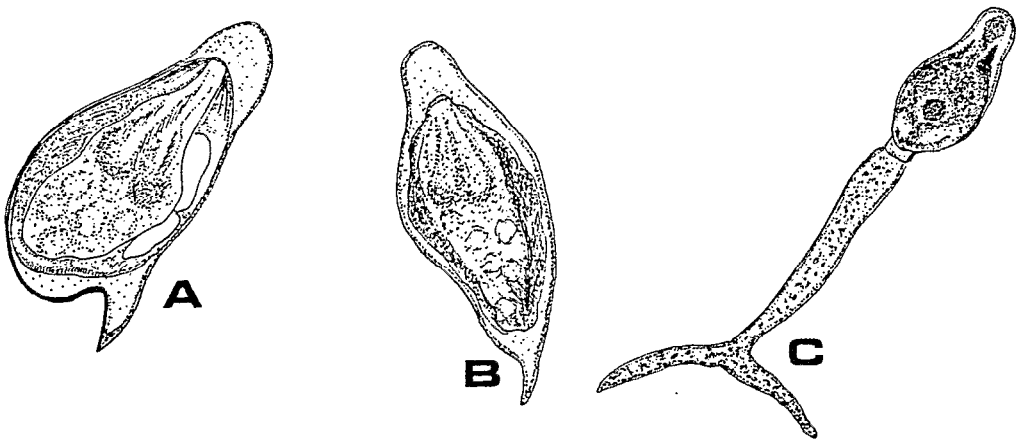



Figure 17 - Quelques aspects morphologiques du cycle de développement des Schistosoma . A : oeuf de Shistosoma mansoni avec miracidies. B : oeuf de Schistosoma haematobium avec miracidies. C : cercaires de Schistosoma mansoni ( X 200 fois ).

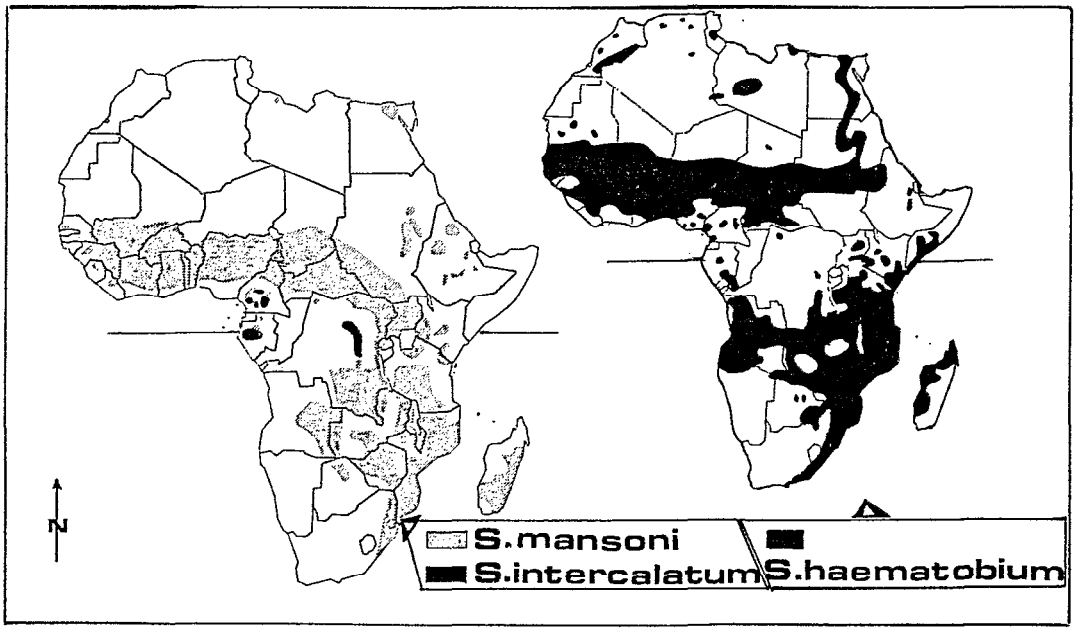



Figure 18 - Répartition des schistosomiases en Afrique ( d'après wright ,1973),

Dix ans plus tard, et pour l'Afrique seule, on évaluait à plus de 90 millions le nombre d'individus infestés (Iarotski et Davis, 1981). A ce titre, la bilharziose doit être considérée comme une grande endémie, rivalisant dans ses effets néfastes sur la santé et l'économie, avec la malaria ou l'onchocercose.

En zone sahélienne, parmi les populations riveraines des eaux stagnantes, les degrés d'infestation dépassent souvent 80% (Fig. 18). En régions plus humides où les précipitations s'échelonnent entre 950 et 1500 mm/an, les taux d'infestation sont un peu plus faibles mais une étude récente (Sélin, 1979) a donné les résultats consignés dans le tableau 11.

| Type d'infestation | Nombre de sites étudiés | Taux d'infestation en % |
|---|---|---|
| Bilharziose intestinale *(Schistosoma mansoni)* | | |
| Côte d'Ivoire | 250 | 18,2 |
| Haute Volta | 140 | 30 |
| Togo | 14 | 25,9 |
| Mali et Bénin | 40 | 6,4 |
| Bilharziose vésicale *(Schistosoma haematobium)* | | |
| Côte d'Ivoire | 250 | 20,2 |
| Haute Volta | 120 | 24,1 |
| Togo | 14 | 25,9 |
| Bénin | 47 | 34,0 |
| Mali | 46 | 30,4 |

Tableau 11. Occurrence des schistosomiases dans quelques Etats d'Afrique de l'Ouest.

Pratiquement dans toutes les régions d'Afrique où la bilharziose est endémique, tous les projets de développement des ressources en eau, pour l'agriculture, l'exploitation hydro-électrique ou simplement l'approvisionnement en eau de boisson, ont comme corollaire l'introduction de la maladie ou son extension rapide.

Des estimations faites il y a déjà une vingtaine d'années, prouvaient qu'au moins 25% des décès enrégistrés à l'hôpital du Caire provenaient directement ou indirectement de la bilharziose

(Ayad, 1965). Cette maladie était alors tenue pour responsable d'une perte de productivité, pour l'ensemble de l'Egypte, de l'ordre de 30%.

Dans certaines zones comme la région de Bandiagara au Mali, le lac Volta, l'est du Zaïre, les schistosomiases affectent 100% de la population sédentaire (Anon., OMS, 1983). Certaines catégories professionnelles comme les pêcheurs et les riziculteurs sont plus particulièrement exposées. Il en est de même de certaines classes d'âge qui sont plus que d'autres amenées au contact de l'eau, comme par exemple les enfants des villages qui pratiquent des baignades fréquentes. Il faut enfin signaler que la facilité actuelle des déplacements, et les mouvements de populations humaines qui en résultent, sont un facteur très favorable à l'extension de la maladie sur l'ensemble du continent.

Devant l'importance de l'endémie et ses graves conséquences humaines et économiques, il a été nécessaire dans de nombreux cas d'associer les programmes de développement utilisant les ressources en eau à des opérations de lutte molluscicide, ce moyen étant reconnu, il y a encore une décennie, comme pratiquement le seul pouvant contrôler la propagation des schistosomiases, en absence d'une thérapie de masse alors trop onéreuse et médicalement dangereuse. A cette époque ont été mis en oeuvre de grands projets de lutte au Ghana, en Egypte, en Tanzanie, au Zimbabwé, à Madagascar.... Ils concernent souvent de vastes régions à l'exemple de celui de l'Egypte moyenne (Beni Suef, Minia, Assiut), qui en 1975 couvrait presque 4000 $km^2$, où vivaient trois millions de personnes (Ayad, 1976). En 1977 on l'étendit de quelque 500 $km^2$, et finalement il couvrit toute la région sud du barrage d'Assouan, en 1979. Vers la mi-1977, la Banque mondiale finançait dans le monde trente programmes importants de lutte contre les schistosomiases, qui s'étendaient sur environ 370 000 $km^2$ et concernaient treize millions de personnes (McCullough et Mott, 1983). Le tableau 12, extrait des données de Iarotski et Davis (1981), donne une idée des surfaces de plans d'eau traités dans quelques pays africains et des molluscicides les plus couramment employés dans le monde, en 1976.

Les molluscicides n'étaient pas toujours le seul moyen utilisé pour lutter contre la maladie, et dans certains cas on utilisa des méthodes complémentaires comme par exemple une thérapie partielle et contrôlée, une action mécanique sur l'environnement et bien entendu l'éducation sanitaire. On voyait donc déjà se mettre en oeuvre un ensemble d'actions qui constituent l'ossature des stratégies actuelles.

Pendant de nombreuses années, la recherche de produits molluscicides efficaces ne s'est guère encombrée de préoccupations environnementales et, comme nous le verrons par la suite, des projets de grande envergure n'ont été un succès - momentané - qu'au prix d'une utilisation de produits très toxiques, entraînant de fortes mortalités de poissons. Dans bien des cas, s'il fallait faire un choix entre santé humaine et faune aquatique, la protection des organismes d'eau douce pesait peu dans la balance. Ce dilemme est toujours

d'actualité dans de nombreux domaines et les préoccupations de sauvegarde des éléments faunistiques non-cible n'apparaissent souvent que quand leur poids économique rivalise avec celui de la maladie à contrôler.

Tableau 12. A. Molluscicides utilisés dans 31 pays, en 1976.

B. Surfaces traitées aux molluscicides, en 1976, dans quelques pays africains (D'après Iarotski et Davis, 1981).

| A | | B | |
|---|---|---|---|
| Mollùscicides utilisés | Nombre de Pays concernés | Pays | Surfaces traitées (En $km^2$) |
| Niclosamide | 28 | Egypte | 24 500 |
| N- tritylmorpholine | 12 | Soudan | 6 000 |
| $CuSo_4$ | 11 | Libye | 1 400 |
| 5.2-dichloro-4-nitrosalicylanilide | 3 | Burundi<br>Kénya | 1 400<br>500 |
| Pentachlorophénate de sodium | 2 | Côte d'Ivoire | 200 |
| Diméthyldithiocarbamate de zinc | 2 | Tanzanie | 40 |
| Triterpène glycoside et autres molluscicides végétaux | 2 | Tunisie<br>Malawi | 37<br>10 |
| Autres (Quicklime) | 1 | | |

Dans les lignes suivantes nous nous efforcerons d'analyser l'impact sur les écosystèmes aquatiques concernés, de différents moyens de lutte contre les schistosomiases, en essayant de dégager les risques qu'ils représentent.

## 2. Impact écologique des molluscicides.

La lutte chimique demeure encore de nos jours un des moyens d'intervention le plus aisé à mettre en oeuvre, et souvent le moyen de contrôle du vecteur le plus efficace. A titre d'exemple, il faut signaler que l'OMS a, depuis la fin de 1981, acheté pour près de 800.000 $ de produits molluscicides (23 450 kg de Niclosamide), représentant la quantité nécessaire aux applications de traitement et d'expérimentation dans seulement 9 pays (Mc Cullough et Mott, 1983) ! En dehors de son coût relativement élevé, cette méthode

s'accompagne des risques habituels liés à l'introduction de pesticides dans les milieux aquatiques, risques d'autant plus grands que les biotopes traités ont le plus souvent un coefficient de renouvellement très faible.

A notre connaissance, aucune étude systématique de toxicité à long terme de ces produits (mutagénicité, cancérigénicité) n'a été réalisée en Afrique. Par ailleurs, il n'existe que très peu d'études à moyen terme de leur impact direct sur l'ensemble des composantes non-cibles des milieux traités, et dans les lignes suivantes nous avons cherché à regrouper les différentes informations disponibles concernant la toxicité des produits le plus souvent utilisés.

a. Le Frescon®, ou N- tritylmorpholine, ou N-triphénylméthylmorpholine.

Le Frescon® est apparu sur le marché vers le milieu des années soixante. Il est stable à la chaleur, mais présente une certaine sensibilité à la lumière (ultra violets) (Anon., Shell, 1964). Sa formulation la plus fréquente est sous forme de concentré émulsifiable à 16,5% de matière active. Son efficacité molluscicide est dépendante du pH de l'eau, la relation demi-vie $(t/2)=Log_{10}(pH-6)$ étant communément utilisée pour estimer la persistance de son action contre les mollusques. La présence d'eau ayant un pH de moins de 7,5 nécessitera une augmentation notable des concentrations à utiliser pour la destruction des mollusques pulmonés. En milieu d'efficacité optimale, les concentrations des molluscicides employés varient selon les espèces concernées entre 0,05 et 0,2 ppm, pour des temps d'exposition allant de six heures à plusieurs dizaines de jours, selon les stratégies adoptées. Il est certain que cette grande latitude d'emploi sera la source d'impacts très variables sur la faune aquatique non-cible, et que les résultats obtenus dans ce domaine seront éminemment variables d'un traitement à un autre.

La toxicité aiguë de ce produit pour les mammifères est faible. Par voie orale elle varie chez le rat, la souris et le mouton entre 40 et 4000 mg/kg (Brown *et al.*, 1967). Chez l'homme, l'ingestion journalière de 0,1 ppm dans deux litres d'eau de boisson est sans effets, et des rats ayant ingéré avec leur nourriture des quantités de 1000 mg/kg de poids, chaque jour et durant trois mois, n'ont présenté d'autres traumatismes qu'un léger ralentissement de la croissance. Son utilisation sans risques pour l'homme et les mammifères a été approuvée par un commité d'experts de l'OMS (Anon., OMS, 1973 b).

L'utilisation du Frescon® était particulièrement fréquente il y a une quinzaine d'années ; actuellement il est de moins en moins employé et remplacé par le Bayluscide®. Sa fabrication se fait seulement sur commande, en raison des difficultés techniques que représente son stockage, opération qui nécessite des infrastructures spéciales.

Son impact sur différentes composantes du milieu aquatique a fait l'objet de peu d'études sur le continent africain, et pour de nombreux groupes d'organismes on ne connaît pratiquement pas son degré de toxicité.

Chapman (1967) montre que le N-tritylmorpholine ne présente aucune propriété phytotoxique pour le coton et le riz quand il est utilisé en zone d'irrigation. Il ne donne par contre aucune précision quant à son impact sur la végétation aquatique immergée, et l'on peut seulement supposer que son action est faible ou nulle, l'inverse aurait certainement attiré l'attention des utilisateurs qui auraient trouvé dans cette propriété une action herbicide favorable au contrôle des mollusques, comme cela fut proposé pour le Bayluscide®.

Les informations concernant sa toxicité vis-à-vis des invertébrés des milieux traités sont également rares, et les conclusions issues de certaines observations mériteraient d'être revues. C'est ainsi par exemple qu'étudiant l'action d'un traitement au Frescon® d'un lac de barrage rhodésien, avec une concentration de 0,2 ppm, Shiff (1966), ayant prélevé la faune avant et 7 jours après traitement, conclut à l'absence d'effet nocif du produit. En réalité, il faut tenir compte que la seconde série de prélèvements a été réalisée une semaine après traitement, ce qui permet une certaine recolonisation du milieu et estompe ainsi l'impact immédiat. Par ailleurs, et bien que les méthodes utilisées pour les prélèvements ne soient pas strictement quantitatives, il semble, en reprenant les données publiées, que la différence constatée (-35,2%) ne soit pas entièrement due au hasard, d'autant que pour chaque taxocène, hormis les Oligochètes, les différences constatées sont statistiquement significatives au seuil P = 0,01 ! (Tableau 13).

Tableau 13. Analyse faunistique effectuée dans un réservoir rhodésien traité expérimentalement au Frescon® (d'après Shiff, 1966).

| Faune | Avant traitement | Après traitement | Différence |
|---|---|---|---|
| Turbellariae | 10 | 6 | -40 % |
| Nématodes | 43 | 10 | -76 % |
| Rotifères | 3 | 78 | +94 % |
| Oligochètes | 7 | 6 | -14 % |
| Cladocères | 145 | 103 | -29 % |
| Ostracodes | 12 | 3 | -75 % |
| Copépodes | 2521 | 1367 | -46 % |
| Ephéméroptères | 302 | 206 | -31 % |
| Chironomidae | 54 | 27 | -50 % |
| Acariens | 22 | 3 | -86 % |
| | 3119 | 1809 | -35,3 % |

Corbet *et al.* (1973) étudient l'impact d'un traitement au Frescon® sur le lac Barombi, près du Mont Cameroun. La formulation employée est sous forme de concentré émulsifiable à 16,5% de matière active. Le traitement est réalisé de manière à obtenir une concentration active de 2 ppm, et couvre tout le périmètre du lac. En réalité, les concentrations réellement présentes dans l'eau varient entre 0,9 et 4,8 ppm.

Les effets immédiats du traitement se traduisent essentiellement par une mortalité de certains éléments du zooplancton (*Brachionus falcatus* et *Thermocyclops hyalinus*), à des concentrations variant entre 0,05 et 1,2 ppm, alors qu'Hydracariens et Ostracodes survivent aux plus fortes concentrations.

La faune benthique est également notablement affectée par le traitement et les observations faites une heure et demie après épandage indiquent un impact sur les groupes suivants : Belostomidae, Odonates (*Trithemis* et *Ictinogomphus*), Ephéméroptères (*Povilla adusta*) et Chironomidae. Malheureusement, les observations faites ne permettent pas une estimation de leur mortalité absolue, par rapport aux peuplements présents.

Les mêmes auteurs signalent enfin qu'un traitement au Frescon® effectué dans un autre lac du Cameroun, dans une zone encombrée de végétation aquatique (*Najas* sp.et *Nymphea* sp.), entraîna la mort des crevettes *Caridina africana* en quelques minutes (concentrations de surface variant entre 3 et 8 ppm, 15 minutes après épandage).

Bien qu'uniquement basés sur des tests de laboratoire réalisés en Afrique Centrale, d'autres résultats confirment cette toxicité du Frescon® (Birgi et Dejoux, 1973; Dejoux, 1975 b) pour plusieurs invertébrés d'eau stagnante. Les sensibilités diffèrent d'une espèce à l'autre, mais la DL $50/24^{h}$ est souvent atteinte avec des concentrations de 0,2 à 0,4 ppm (Tableau 14).

Il est nécessaire d'insister sur le fait que les herbiers immergés qui souvent dans les lacs tropicaux abritent des peuplements denses de mollusques pulmonés sont également très riches en invertébrés aquatiques. Par ailleurs, ce sont des milieux très "fermés", relativement bien isolés du milieu pélagique voisin, et de ce fait à l'abri des variations écologiques brutales qui peuvent affecter le reste des plans d'eau libre. A ces titres, ce sont à la fois des réserves faunistiques et des milieux à faible coefficient de renouvellement de l'eau. On conçoit alors qu'un traitement molluscicide y aura une action de plus longue durée que dans un autre biotope, ce qui peut être un élément favorable à l'élimination des mollusques, mais également un facteur très perturbant pour le reste de la faune, dans le cas d'un emploi d'un produit fortement toxique.

En ce qui concerne les mollusques, il semble que la spécificité d'action du Frescon® vis-a-vis des pulmonés soit grande et Boyce *et al.* (1967), signalent par exemple que *Lanistes ovum*, un operculé de grande taille dont la présence en abondance peut être néfaste en

riziculture, n'est pas affecté par un traitement à 5 ppm durant 25 jours. De même, *Cleopatra ferruginea* et *Melanoides tuberculata* sont "peu génés" par une concentration de 0,1 ppm agissant six heures, alors que cette concentration et cette durée sont suffisantes pour entraîner la mort de 93% de *Bulinus africanus*. Tous les mollusques ne sont cependant pas aussi résistants, et ces mêmes auteurs citent des observations de Crossland faites en Rhodésie (non publiées), faisant état de populations de *Ferrisia* sp., détruites par un traitement au Frescon®.

Tableau 14. Toxicité du Frescon® vis-à-vis de quelques organismes aquatiques d'Afrique Centrale, (d'après Dejoux, 1975 b).

| Concentrations testées | Espèces non-cibles — Organismes testés | | | | | | | | | | Espèces cibles | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | M.s | | A.b | | H | | C.p | | B.r | | L | | B.f | |
| 0,05 ppm. . . . . | 40 | | 15 | | 0 | | 25 | | 0 | | 100 | | 75 | |
| 0,1 ppm. . . . . | 60 | | 20 | | 0 | | 30 | | 0 | | 100 | | 100 | |
| 0,2 ppm. . . . . | 72,5 | 20 | 20 | 0 | 0 | 0 | 45 | 17,5 | 20 | 0 | 100 | 0 | 100 | 0 |
| 0,4 ppm. . . . . | 92,5 | | 40 | | 0 | | 60 | | 52,5 | | 100 | | 100 | |
| 0,8 ppm .. . . . | 97 | | 80 | | 0 | | 62,5 | | 75 | | 100 | | 100 | |
| | M | T | M | T | M | T | M | T | M | T | M | T | M | T |

M.s. : *Micronecta scutellaris* } Hémiptères
A.b. : *Anisops balcis* }
H : larves de Coléoptère Hydrophilidae.
B.r. : têtards de *Bufo regularis* (Batraciens).
L : *Limnea* sp. } Mollusques.
B.f. : *Bulinus forskali* }
*Chironomus pulcher*: C.p. (Diptère)
M : Pourcentage de mortalité après 24 heures.
T = Pourcentages de mortalité dans les témoins (même temps).

Plus spectaculaire que celle des invertébrés, la mortalité des poissons à la suite de traitements est aussi mieux connue. Travaillant en laboratoire et sur une espèce européenne *(Cyprinus carpio)*, Willomitzer et Lucky (1970) mettent en évidence l'action toxique du Frescon® sur le système nerveux des poissons.

Avec une concentration de seulement 0,05% agissant cinq minutes, les individus testés (poissons de 8 mois et de 9 à 13 cm de long) présentent une forte traumatisation, se traduisant par une perte d'équilibre. Mis en observation en milieu non contaminé, ils reprennent une activité normale après une demi-heure. En exposition continue ils meurent par contre après 23 à 25 minutes. Si la concentration est plus élevée (0,2 à 0,3% pour une exposition de cinq minutes), ils meurent après vingt minutes environ, une fois replacés dans des bacs non contaminés.

Ces expériences témoignent des dangers encourus par les poissons quand ils se trouvent en présence de molluscicides. C'est ainsi que pour l'espèce européenne que nous avons déjà citée, le maintien de concentrations infimes dans un milieu (de 0,01 % à 0,001 % )

suffit pour entraîner la mort dans un délai de huit à dix heures. Des doses encore plus faibles, de l'ordre de $1 \cdot 10^{-4}$ à $1 \cdot 10^{-5}$ % , peuvent même provoquer une forte agitation passagère des individus!

Les espèces africaines présentent également une sensibilité importante au Frescon®, mais cette sensibilité est susceptible de varier à la fois selon les schémas d'application du molluscicide, les facteurs abiotiques du milieu et bien entendu les espèces concernées.

Shiff *et al.* (1967), montrent par exemple que la DL 50 de *Tilapia mossambica*, en étang et en présence d'un traitement avec une formulation à 16,5% de matière active (Frescon® FX 28 en concentré émulsifiable), est de 0,11 ppm seulement. Dans ces expérimentations, la taille des individus (alevins ou plus grands) ne joue pratiquement pas. *T. melanopleura* présente quant à lui une plus grande sensibilité puisque la DL 50 est atteinte avec seulement 0,023 ppm pour les alevins et 0,03 ppm pour des individus de taille moyenne (Fig.19).

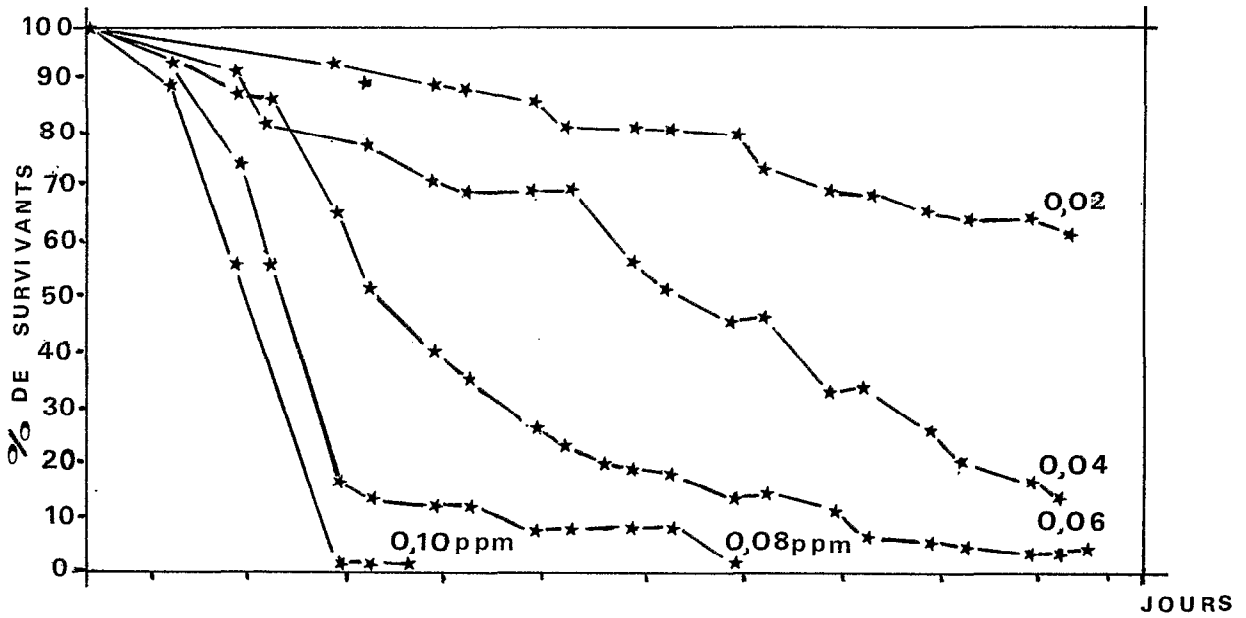



Fig. 19. Effets d'une longue exposition d'alevins de *Tilapia melanopleura* à des concentrations croissantes de N-tritylmorpholine, (d'après Shiff *et al*, 1967).

D'autres expérimentations, toujours conduites en Rhodésie, font état d'une mortalité de 63% chez *Tilapia melanopleura* après sept jours de traitement à 0,04 ppm, alors que *T. mossambica* n'est pas affecté par ce traitement et ne présente que 10% de mortalité quand on augmente la concentration (0,06 ppm) et le temps d'exposition (dix jours).

Corbet *et al.* (op.cit.), dans leur expérimentation réalisée au Cameroun, signalent également un fort impact du Frescon® sur l'ichtyofaune, impact particulièrement sévère en eau peu profonde, près des rives où se tiennent généralement les poissons de petite taille. L'effet toxique est très rapide et cinq minutes après épandage (concentrations effectives variant entre 0,9 et 4,8 ppm) de nombreux jeunes poissons sont déjà morts. Une heure après le traitement, un dénombrement fait sur le fond du lac indique que dans une profondeur de 0 à 1 m, de 3 à 80 poissons gisent par $m^2$, avec une moyenne d'environ 25. Dans les profondeurs plus grandes (1 à 2 m et 2 à 3 m) des quantités allant de 2 a 59 individus sont également dénombrées, avec une moyenne du même ordre de grandeur. Les espèces concernées sont les suivantes : *Tilapia kottae, Sarotherodon galilaeus, Hemichromis fasciatus, Chromidotilapia guntheri loennbergi*

Boyce *et al.* (1967) signalent également des mortalités de poissons (*Barbus sp., Clarias sp., Tilapia sp.*), au cours d'essais de terrain réalisés en Afrique, à la concentration de 0,2 ppm et en eau stagnante. En eau courante (canaux d'irrigation), un même phénomène a pu être observé après seulement six heures d'action du N-tritylmorpholine. Il semble en fait que le solvant utilisé dans la formulation en composé émulsifiable (le tétrachloroéthylène) soit principalement à l'origine de l'ichtyotoxicité du produit molluscicide.

De nombreux facteurs entrent donc en jeu en ce qui concerne la toxicité du Frescon® et selon les modalités d'application on pourra aboutir à un résultat positif vis-a-vis du contrôle des mollusques, avec ou sans impact sérieux sur le reste de la faune. C'est ainsi par exemple qu'un traitement réalisé en Tanzanie sur système d'irrigation, en appliquant seulement 0,025 ppm durant trente jours, eut une action molluscicide efficace, sans entraîner de mortalité de poissons ni de batraciens (Crossland, 1966). Par opposition, un projet réalisé en Egypte en utilisant une concentration de 0,04 ppm durant cinq jours, puis en arrêtant de traiter pendant dix jours, avant de recommencer, entraîna d'importantes mortalités de poissons. Crossland (1967) les attribue à une teneur des eaux plus faible en oxygène et à une plus grande richesse en matières argileuses en suspension. En fait, il est également possible que la concentration utilisée (presque le double) ne soit pas étrangère à cet effet toxique.

Actuellement le Frescon®, à la fois en raison de sa forte toxicité vis-a-vis de la faune non-cible, de son absence d'effet ovicide sur les mollusques et ... de la concurrence du Bayluscide®, n'est pratiquement plus utilisé en campagne de grande envergure.

b. Le Bayluscide®, ou Niclosamide, ou Bayer 73.

Ce molluscicide du groupe des clonitralides est une 5,2'-dichloro- 4'-nitro-salicyl-anilide-éthanol-amine, de couleur jaunâtre, soluble dans l'eau (230 ppm $\pm$ 50 ppm) à température ambiante et thermiquement stable (Anon., Bayer, 1970).

Deux présentations existent, dont l'une, en poudre mouillable à 70% de matière active, agit généralement avec succès sur les mollusques vecteurs, à une concentration de 1 ppm en eau courante et 0,6 ppm en eau stagnante. La seconde est un composé émulsifiable à 25% de matière active, agissant à 0,6 ppm en eau courante, concentration qui peut être ramenée à 0,4 ppm en eau stagnante, particulièrement dans le cas d'addition de gas-oil qui augmente sa dispersion. Ces deux formulations sont généralement épandues en pulvérisation. La concentration efficace en tant que molluscicide doit agir pendant au moins huit heures.*

Le Bayluscide$^{R}$ est sensible à la lumière qui diminue son potentiel molluscicide. De même des pH trop acides (4 a 5) ou trop basiques (9 a 10) diminuent sa toxicité pour les mollusques d'environ 4 fois. Cette toxicité est également fortement diminuée par la présence de chlore libre dans l'eau (Fox *et al.*, 1963).

Ce produit a été et est toujours largement employé en Afrique. L'une des plus grandes campagnes réalisées concerne l'oasis d'El Foyoum, en Egypte, où, en 1969, plus d'un million de personnes vivaient sur moins de 2000 km$^2$ comprenant environ 170.000 ha de terres irriguées (Matthaei et Saba, 1979). Cette région d'hyper-endémie a fait l'objet de six traitements répartis en trois années (printemps et automne de chacune d'elles), à l'aide de poudre mouillable. Près de 200 tonnes de produit y ont été pulvérisées chaque année et les résultats ont été estimés très positifs, puisqu'en 1974, la maladie n'a pas été décelée chez les jeunes de moins de six ans.

Contrairement aux autres molluscicides et en raison de son emploi très répandu sur le continent africain (Egypte, Soudan, Rhodésie...) on connaît relativement bien son impact sur les différentes composantes des milieux aquatiques traités.

+ Action sur le phytoplancton.

Les observations de Shiff et Garnett (1961) ont montré qu'à 0,5 ppm le Bayluscide® est fortement toxique pour les algues du genre *Spirogyra,* algues filamenteuses gluantes qui sont très fréquentes dans les canaux d'irrigation à courant lent et qui peuvent se rencontrer en abondance sur les parois des conduites d'eau en ciment, à ciel ouvert, où elles constituent souvent l'élément périphytique dominant. Traitées au Bayluscide®, elles meurent rapidement (en quel-

---

* Rappelons que la mesure de la concentration de Bayluscide® dans l'eau des milieux traités peut s'effectuer aisément sur le terrain, par colorimétrie. Une méthode rapide et efficace a été proposée par Strufe (1963), qui ne nécessite pas au préalable la concentration de l'échantillon. Le Bayluscide® forme un complexe coloré avec la safranine, qui est extrait à l'aide d'un solvant (diéthyle carbonate) puis dosé directement par colorimétrie (colorimètre universel à disque par exemple).

ques heures selon Harrison et Mason (1967), ayant expérimenté en Rhodésie); elles se décolorent et pourrissent en se détachant par fragments. La destruction de cette algue n'est pas nécessairement néfaste, car son grand développement constitue lui-même une nuisance.

La destruction de certaines espèces de Diatomées doit être par contre considérée comme néfaste pour le milieu, car ce sont généralement des éléments phytiques servant de nourriture à de nombreux invertébrés.

+ Action sur les macrophytes.

La végétation macroscopique immergée ou semi-immergée a un rôle très important dans les équilibres des écosystemes aquatiques et à ce titre doit être préservée. Dans certains cas toutefois sa prolifération constitue comme nous le verrons plus loin (chap.CIV) une nuisance, et il peut être intéressant d'associer l'effet herbicide du Bayluscide® à son action molluscicide.

La destruction de nombreuses *Salvinia auriculata*, après application de Niclosamide à la concentration de 0,5 ppm, a été constatée dans le lac Kariba. Dans certains étangs de Rhodésie, de petite dimension, cette destruction a été totale (Wild et Mitchell, 1970), et ces auteurs ont même réalisé des essais en vue d'utiliser ce produit comme herbicide. Leurs résultats, résumés dans le tableau 15 montrent cependant qu'aux concentrations molluscicides, seule *chara* sp. est détruite, les autres espèces récupérant rapidement ou n'étant pas atteintes, à l'exception des plantes flottantes (*S. auriculata* et *Lemna* sp.), qui dans certains cas peuvent être sévèrement affectées. La destruction des Characées est également signalée par Shiff et Garnett (1961) et Harrison et Mason (1967), toujours en Rhodésie. Webbe (1962), travaillant au Tanganyika, signale par ailleurs un flétrissement de la végétation aquatique avec reprise ultérieure, après utilisation en étang de concentrations de Bayluscide® allant de seulement 0,3 ppm à 1 ppm.

La marge de sécurité n'est en fait pas très grande et des concentrations de 2 ppm (soit environ quatre fois supérieures à la dose molluscicide) détruisent 50% des peuplements d'*Eichhornia crassipes* et 100% de ceux de *S. auriculata*. Une telle concentration n'est jamais utilisée en campagne de traitement contre les vecteurs de schistosomiases, mais peut cependant se rencontrer en certains points de déversement du produit (traitements très focalisés), ou bien de manière accidentelle. Des précautions sont donc à prendre en vue de protéger au maximum les peuplements de macrophytes, tant que leur biomasse ne devient pas elle-même excessive. La destruction des *Chara* immergées, qui constituent un biotope très riche en invertébrés, est un facteur négatif dont il faut tenir compte lors de traitements de milieux où cette plante abonde, leur disparition pouvant entraîner un appauvrissement faunistique important. De la même manière l'élimination des *E. crassipes* de certains plans d'eau où elle a été implantée comme piège à sels nutritifs, en vue de limiter l'eutrophisation (cf. chap. G 4), peut ne pas être souhaitable.

*Tableau 15* - Efficacité du Bayluscide additionné de 1 % de Teepol contre des plantes aquatiques flottantes, semi-submergées ou submergées

| | Pulvérisation Volume: 30 ml Conc.: 167 mg/l (ppm) Conc. de l'eau après application: 0,5 mg/l (ppm) | | Mélange dans l'eau Concentration finale: 0,5 mg/ (ppm) | |
|---|---|---|---|---|
| | Effet après 1 semaine % feuilles atteintes | Effet final % récupération | Effet après 1 semaine % feuilles atteintes | Effet final % récupération |
| Plantes flottantes | | | | |
| *Azolla caroliniana* | 30 | 100 | 5 | 100 |
| *Eichhornia crassipes* | Feuilles partiellement nécrosées | 100 | Feuilles partiellement nécrosées | 100 |
| *Lemna perpusilla* | 90 | 50 | 10 | 95 |
| *Salvinia auriculata* | 30 | 50 | Déformation des boutons | 100 |
| Plantes semi-submergées | | | | |
| *Ceratopteris pteridioides* | Chlorose légère | 100 | Chlorose légère | 100 |
| *Riccia fluitans* | 0 | 100 | 0 | 100 |
| Plantes submergées | | | | |
| *Ceratophyllum demersum* | — | — | Légère atteinte | 100 |
| *Chara sp.* | — | — | Chlorose sévère | 0 |
| *Potamogeton octandrus* | — | — | Légère atteinte | 100 |
| *Potamogeton pusillus* | — | — | Légère atteinte | 100 |
| *Potamogeton schweinfurthii* | — | — | Légère atteinte | 100 |
| *Lagarosiphon muscoides* | — | — | Légère atteinte | 100 |
| *Vallisneria aethiopica* | — | — | Légère atteinte | 100 |

(D'après Wild et Mitchell, 1970)

+ Action sur le zooplancton.

Si l'on juge par les résultats d'Harrison et Mason (1967) ou ceux de Shiff et Garnett (1961), il semble que le Bayluscide® soit relativement peu toxique pour les organismes zooplanctoniques, contrairement à d'autres produits molluscicides (Fig. 20). Seuls les Ostracodes subissent un effet marqué, qui ne s'atténue que très lentement.

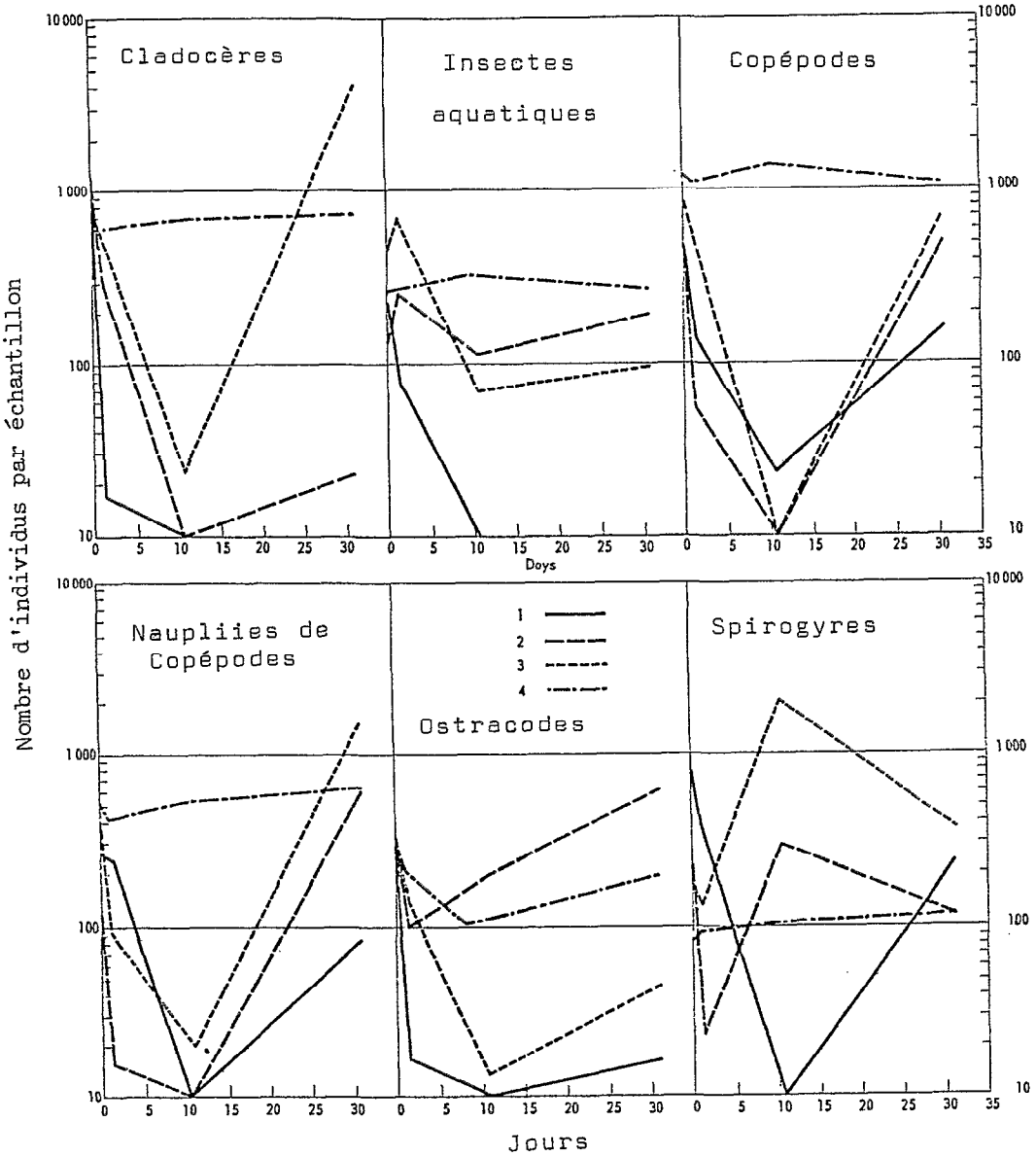



Figure 20 - Variations de densité de la microflore et de la microfaune dans 4 étangs de Rhodésie (numérotés de 1 à 4 , traités au Bayluscide$^{R}$ .(D'après Shiff et Garnett, 1961 ).

+ Action sur les autres invertébrés.

Si comme nous le verrons par la suite les effets toxiques sur les poissons ont souvent été signalés au cours d'essais de terrain, il n'en est pas de même de l'action sur les macro-invertébrés et rares sont les observations qui prennent ce groupe d'organismes en considération. Dans certains cas, les résultats exprimés semblent suspects et laissent à penser que les méthodes d'observation étaient inadaptées: ..."quant aux insectes aquatiques et leurs larves, ils ne sont pas détruits, même par des concentrations plusieurs fois plus élevées que celles qui sont nécessaires pour la destruction des mollusques" (Gönnert, 1962). Quelques travaux cependant permettent de se rendre compte de la toxicité du Bayluscide® sur les invertébrés, notamment ceux conduits par Harrison (1966) et Harrison et Mason (1967).

La première étude concerne deux cours d'eau et un petit lac artificiel de Rhodésie et s'inscrit dans le cadre d'une surveillance écologique de l'impact d'un projet régional de contrôle des mollusques vecteurs de bilharziose. Ce projet consiste en une couverture molluscicide complète d'un bassin fluvial, avec épandage sur toutes les zones d'eau libre, les zones de végétation et les marécages. Les traitements sont faits à l'aide d'une pompe à jet violent pénétrant fortement le milieu aquatique, et ils sont réalisés à la fin de la saison des pluies, sur une faune bien établie. Les concentrations qui en résultent sont hétérogènes, mais s'échelonnent entre 0,2 et 0,3 mg/l. Il faut aussi signaler que les deux cours d'eau étudiés n'ont pas la même morphologie, et que celui ayant un écoulement régulier ne présente plus trace de molluscicide après 24 heures, alors que dans le second, dont le cours est entrecoupé de biefs à courant très lent, des concentrations de 0,07 à 0,12 mg/l sont encore décelables après deux jours.

Les observations réalisées sur les invertébrés aquatiques et rapportées par Harrison ne permettent pas une conclusion rigoureuse quant aux effet précis des traitements, essentiellement en raison d'un protocole d'échantillonnage variable et souvent semi-quantitatif. Cet auteur signale cependant la présence de larves d'*Oecetis* sp. et de *Baetis* sp. qui "semblent moribondes", sur un bief où des concentrations passagères très élevées ont été mesurées (0,6 mg/l), et il note que les Ephéméroptères et les chironomides sont "anormalement actifs" dans les zones d'eau calme! En fait, une analyse plus détaillée des données qu'il publie met en évidence un effet très net des traitements sur tous les invertébrés (Tabl.16).

Les diminutions d'effectifs constatées sont de l'ordre de 50%, 24 heures après le traitement, et traduisent la toxicité aiguë du Bayluscide® pour ces organismes. Les diminutions ne sont plus que 10 à 30% si l'on considère l'ensemble des prélèvements faits sur un mois, avant et après traitement. Ceci est essentiellement dû à une recolonisation partielle du milieu par les invertébrés (reproduction des survivants, recolonisation par apports en provenance de zones peu ou pas traitées...). Ce dernier fait est bien entendu positif, car

il confirme une fois de plus qu'une éradication complète des organismes dominants d'un cours d'eau n'est guère possible, et que même dans le cas de traitements extensifs, une recolonisation régulière du milieu s'effectue progressivement dès l'arrêt des épandages. Cette recolonisation est d'ailleurs d'autant plus rapide que les organismes concernés ont un cycle de développement court et que les traitements ont réduit le nombre de leurs prédateurs. Le phénomène était ici particulièrement net pour les larves de *Culex* sp. et d'*Anopheles* sp. qui bénéficièrent pendant plusieurs mois de la mort des espèces de poissons prédatrices ( *Barbus* sp. essentiellement).

Tableau 16. Variations globales des effectifs d'invertébrés aquatiques récoltés aux différents sites de la rivière Munwahuku (Rhodésie), après traitement au Bayluscide®. En pourcentage moyen par groupes taxonomiques, toutes espèces confondues.

| Taxocènes concernés | $\bar{\%}$ de variation, avant et après traitement | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Site I* | Site IV* | Site V** | Site VII** |
| Nématodes | -67,6 | -96,6 | -53,2 | - |
| Oligochètes | -48,5 | -98,7 | -87,4 | - |
| Ostracodes | -20,0 | -35,0 | +51,5 | - |
| Copépodes | -62,2 | - | - | - |
| Ephéméroptères | +25,2 | -34,6 | -63,1 | -11,0 |
| Odonates | -20,4 | -54,4 | -35,0 | - |
| Trichoptères | -68,5 | -87,5 | -27,5 | -92,3 |
| Coléoptères | -78,6 | -45,8 | - | - |
| Ceratopogonidae | + 0,8 | - 6,8 | -15,0 | - |
| Culicidae | - | -66,7 | - | - |
| Chironomidae | -64,1 | -56,2 | -19,6 | +66,7 |
| Mollusques | -99,0 | - | - | - |
| $\bar{\%}$ de la faune totale récoltée | -45,5 | -58,2 | -26,7 | -12,2 |

Site I : eau calme, concentrations maximales décelées allant de 0,07 mg/l au centre à 0,16 mg/l en bordure.

Site IV: eau calme, concentrations maximales allant de 0,08 à 0,1 mg/l.

Site V : eau courante, concentration maximale décelée: 0,23 mg/l.

Site VII: eau courante, concentration maximale décelée: 0,6 mg/l.

* Prélèvements faits juste avant traitement et 24 heures après.

** Pourcentages moyens calculés sur des prélèvements faits avant traitement et d'autres échelonnés sur un mois, après les épandages.

La seconde étude (Harrison et Mason, 1967) concerne les effets de traitements de "surveillance" réalisés par application de Bayluscide®, toutes les six semaines, dans les seuls biefs où des mollusques étaient décelés. Ces opérations d'épandage étaient effectuées après l'unique traitement général de couverture dont nous venons de voir les effets.

L'inventaire hydrobiologique a été réalisé tous les deux à trois mois, à la fois dans deux cours d'eau traités et dans un troisième, non traité, servant de témoin. Malheureusement, la méthodologie adoptée est à nouveau fort imprécise et les conclusions en souffrent. Par ailleurs, et pour la majorité des taxons, les identifications ont été effectuées au niveau de la famille, ce qui ne permet pas de déceler un impact spécifique. Enfin, les auteurs ne précisent pas le temps écoulé entre chaque application de molluscicide et leur examen de la faune. Il est évident, surtout en milieu d'eau courante, que quelques jours suffisent pour que le repeuplement d'un bief après traitement s'effectue, par dérive naturelle. Ce phénomène a déjà été mis en évidence dans le cas des traitements antisimulidiens au téméphos (chap. B I).

Quelques observations plus spécifiques méritent cependant d'être mentionnées, et concernent les crabes d'eau douce *Potamon sidneyi* et les Coléopteres Gyrinidae du genre *Dineutus* sp. qui, bien que se nourrissant de la chair des poissons morts, ne furent pas affectés par les traitements. Aucune indication n'est toutefois fournie quant à l'accumulation du molluscicide dans leurs tissus et ses éventuels effets secondaires.

La seule conclusion certaine de l'étude d'Harrison et Mason est finalement que, malgré l'existence de traitements réguliers, aucune catastrophe écologique n'est apparue à l'échelle d'une année, ce qui prouve une fois de plus la forte résilience des milieux d'eau courante tropicaux.

Enfin, si les informations relatives à la toxicité du Bayluscide® sur les mollusques pulmonés cible abondent dans la littérature, celles relatives à la faune malacologique non-cible sont pratiquement inexistantes. Seuls Harrison et Mason (*op. cit* ) signalent que *Ferrissia* sp. et *Gyraulus* sp. étaient souvent présents sur les biefs régulièrement traités, mais ils ne précisent pas si leurs peuplements avaient été ou non fortement réduits. Par ailleurs, Magendantz (1974), dans son étude relative à des épandages de granulés contenant du Bayluscide®, sur les rives du lac Victoria, signale des mortalités de grands Lamellibranches des genres *Mutela* sp.et *Caelathura* sp.

+ Action sur l'ichtyofaune.

Mentionnée par le fabricant dans ses précautions d'emploi (Anon., Bayer, 1970) l'ichtyotoxicité du Bayluscide® est connue depuis longtemps et est signalée par de nombreux auteurs.

Une application de Bayluscide® sur un réseau d'irrigation aménagé dans le bassin du Congo (plaine de la Ruzizi) est réalisée à une concentration suffisante pour obtenir un dosage de 1 ppm durant huit heures; "...la dose d'application s'avèra très ichtyotoxique, en même temps qu'elle tua les batraciens" (Gillet et Bruaux, 1962). Il n'y a aucun doute que cette phrase laconique cache une castastrophe écologique certaine.

Au Kenya, un traitement expérimental au Bayluscide® est effectué dans le fleuve Nairobi, de façon à obtenir une concentration de 1,0 ppm, en application continue et durant 12 heures (poudre mouillable à 60% de matière active). L'effet sur les mollusques n'est pas total mais: "...les poissons furent détruits dans la zone expérimentale, ils périrent au cours des six heures suivant le traitement. De même les grenouilles et têtards moururent en grand nombre" (Foster, 1962).

Au Tanganyika (Nyala, lac Province), un traitement est réalisé sur des étangs d'élevage de poissons...

"Les poissons montrèrent souvent des symptômes d'agitation, et ce, très peu de temps après le traitement; un grand nombre moururent dans les 24 heures. Les espèces suivantes furent observées: *Tilapia esculenta* (Graham), *T. melanopleura* (Dumerié), *Protopterus aethiopicus* (Heck), *Clarias mossambicus* (Peters), *Astatoreochromis alluaudi* (Pellegr.) ainsi que des *Haplochromis* et des *Barbus*.

On remarqua qu'un grand nombre de grenouilles quittèrent les étangs durant les premières heures après le traitement; on en retrouva beaucoup, mortes au bord des étangs" (Webbe, 1962).

Les concentrations utilisées allaient, selon les étangs, de 0,4 à 1,0 ppm.

En Rhodésie, Harrison (1966) signale que dans un cours d'eau traité de manière extensive au Bayluscide®, *Barbus trimaculatus* est très sensible aux épandages, et cherche immédiatement à fuir en sautant hors de l'eau, même avec des concentrations inférieures à 0,1 mg/l. Sa mort survient ensuite après seulement 5 à 10 minutes. Les têtards sont quelque peu plus résistants mais meurent cependant tous après 5 à 6 heures.

Dans une seconde rivière aux eaux plus chargées en calcium et carbonates, les effets sont plus lents, mais portent sur une plus grande variété d'espèces. En deux heures les espèces suivantes sont tuées: *Barbus trimaculatus, B. paludinosus, B. multimaculatus, Clarias gariepinus*. Les concentrations ne dépassèrent pourtant pas 0,2 mg/l.

A une concentration plus élevée (environ 0,7 ppm) et dans le cas du traitement d'un petit étang de barrage, Shiff (1966) signale des mortalités de petits Barbus sp. et Tilapia sp., en moins d'une heure, ainsi que celle de spécimens de plus grande taille (*Tilapia* sp. et *Clarias* sp.), survenant dans les jours suivant le traitement.

Des mortalités moins importantes sont également rapportées par Magendantz (1974), en bordure du rivage tanzanien du lac Victoria. Elles résultent comme nous l'avons déjà signalé plus haut de l'application de granulés formés d'un mélange de sable et de Bayluscide®, cimentés par une glue organique et destinés à combattre *Biomphalaria choanomphala* et *Bulinus truncatus.* La concentration au niveau du fond était estimée de 1,25 à 2,5 ppm selon les sites.

L'utilisation d'une formulation en concentré émulsifiable comme le Bayer 6076 par exemple, semble présenter une ichtyotoxicité encore plus forte, malgré une charge en matière active plus faible et une concentration d'emploi moins élevée (0,07 ppm entraîne 100% de mortalité en 24 heures de *Biomphalaria pfeifferi*). Shiff *et al.* (1970), signalent par exemple une mortalité de poissons survenant en seulement trente minutes, après un traitement en étang.

Des études de laboratoire réalisées par Paflitschek (1979) ont nettement mis en évidence l'ichtyotoxicité du Bayluscide®, à la fois à court terme mais également à moyen terme, ainsi que son action sur les oeufs et les stades juvéniles. Il détermine les DL 50 maximales pour 96 heures relatives à deux espèces tropicales: *Heterotilapia multispinosa* d'Amérique Centrale et *Tilapia leucosticta* d'Afrique. Pour la première espèce, la toxicité aiguë (DL 50/96 h) est de 0,55 ppm de poudre mouillable, pour des poissons de dix à vingt mm et 0,78 ppm quand leur taille va de sept à huit cm. Chez la seconde espèce, il obtient une valeur plus faible pour les poissons de dix à quinze mm (0,24 ppm), mais légèrement plus forte (0,85 ppm) quand la taille atteint 7 à 8 cm.

Le Bayluscide® 250 CE (concentré émulsifiable) semble par contre un peu moins toxique pour *Tilapia leucosticta,* la DL 50/96 h n'étant obtenue qu'avec 76 ppm pour des individus de onze à douze mm et 1,6 ppm quand les poissons ont une taille de huit à neuf cm. Il est par ailleurs intéressant de noter pour cette espèce les effets à moyen terme d'une application régulière (tous les quatre jours) d'une concentration de seulement 0,15 ppm de Bayluscide®. Si la mortalité d'individus de treize à quatorze mm, après neuf semaines d'expérimentation, diffère peu de celle de témoins (18% contre 16%) et n'est donc pas significative, les traitements ont par contre entraîné un ralentissement très important de la croissance (environ 70% par rapport à des poissons témoins), se traduisant également par une différence de poids de l'ordre de neuf mg, en moyenne.

Les recherches effectuées par ce même auteur, concernant la toxicité du Bayluscide® sur les oeufs et les alevins avec vésicule de *Tilapia leucosticta,* sont aussi très instructives. L'exposition du matériel biologique au molluscicide se fait en béchers oxygénés, durant une heure, suivie d'une mise en observation en aquarium d'élevage non contaminé. D'une manière générale la mortalité au niveau des oeufs est relativement faible, puis elle augmente très rapidement à l'éclosion, mais varie relativement peu après apparition du sac vitellin, et durant 50 jours. Le sac vitellin semble donc agir comme une barrière immunisatrice contre l'action toxique de la Niclosamide. (Fig. 21).

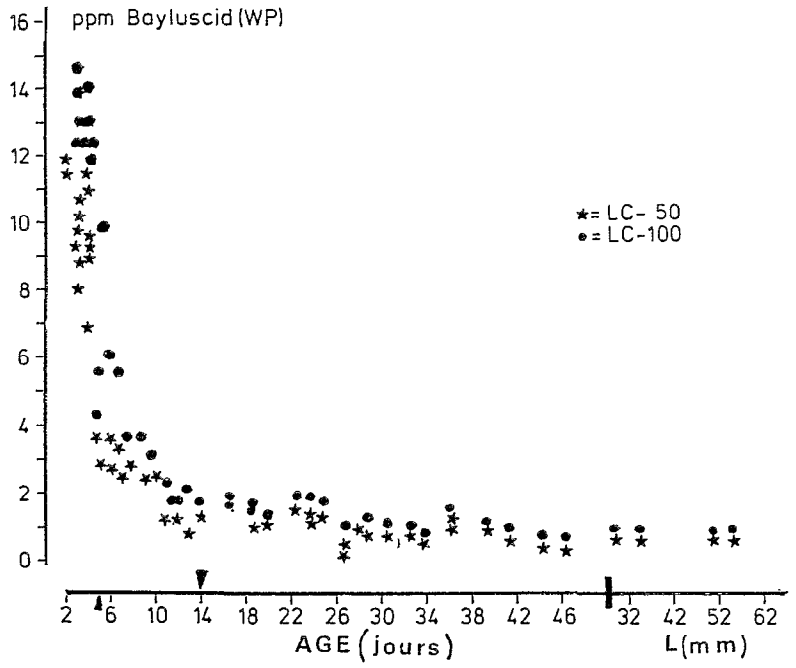



Fig. 21 Relation entre les concentrations de Bayluscide® entraînant 50 et 100% de mortalité, et l'âge de *T. leucosticta* au début de sa vie, ou sa longueur. La première flèche correspond à la naissance des alevins et la seconde à la résorbtion du sac vitellin (d'après Papflitschek 1979).

Par ailleurs, si l'application de Bayluscide® modifie peu le taux d'éclosion des oeufs de *T. leucosticta,* son action se situe après l'éclosion. Des oeufs de 3 jours, plongés durant une heure dans une concentration de 8 ppm de Bayluscide®, en poudre mouillable, donnaient naissance à des larves sans queue ou bien présentant une forte scoliose ou une atrophie de la colonne vertébrale. Des symtômes similaires (traumatismes épithéliaux, nécrose de la nageoire caudale et de l'abdomen, lésions de la colonne vertébrale...) peuvent également être induits par l'action de 3 ppm de Bayluscide® agissant le cinquième jour du développement, donc juste avant l'éclosion. Les poissons ainsi traumatisés meurent en grande partie avant 14 jours, à la fin du stade vésical. Des reproductions obtenues chez les survivants donnèrent toutefois des individus normaux, prouvant qu'il n'y avait pas d'imprégnation génétique des malformations.

Sur un plan logistique, ces résultats sont très importants et montrent que des doses faibles, n'entraînant pas de mortalité spectaculaire d'individus moyens ou gros, sont cependant susceptibles d'un impact important sur les très jeunes alevins, immédiatement à l'éclosion. Une telle action est pratiquement impossible à mettre en évidence *in situ* , où seule une diminution à moyen terme de l'intensité de recrutement en jeunes poissons, se traduisant par une baisse des prises par unité d'effort de pêche pour les petites tailles, est susceptible d'en déceler les effets directs. Pratiquement, il y aura donc lieu d'éviter de traiter durant la période de reproduction des poissons présents dans le milieu, au moins en ce qui concerne les espèces d'intérêt économique. Cette précaution est très importante quand on sait que les herbiers immergés constituent, outre le gîte principal de beaucoup de mollusques pulmonés, le lieu de ponte de nombreuses espèces de poissons (Loubens, 1969).

Si les concentrations testées sont généralement plus élevées que celles reconnues comme suffisantes pour entraîner la mort des mollusques, il ne faut pas oublier qu'avant d'obtenir une concentration uniforme de 1 ppm dans un milieu hétérogène, des concentrations beaucoup plus fortes peuvent subsister assez longtemps dans les zones de déversement, surtout en eaux stagnantes. D'autre part, les observations de mortalité de poissons ne font jamais état de la quantité d'individus ayant succombé, par rapport à la quantité initialement présente, de sorte que l'on ne peut juger avec exactitude de l'ichtyotoxicité réelle du produit, en conditions naturelles.

Mises à part les espèces déjà signalées dans les lignes précédentes, des mortalités concernant les espèces africaines suivantes ont été observées : *Astatoreochromis alluaudi, Gambusia* sp., *Clarias mossambicus, Gasterosteus* sp.,*Haplochromis* sp.,*Protopterus aethiopicus, Tilapia esculenta* (Gönnert, 1960).

c. Les sels d'étain.

Ce sont généralement des composés organiques, molécules trisubstituées dont l'efficacité molluscicide est inégale, certaines

familles de mollusques comme les Onchomelaniidae n'étant par exemple pas affectées.

Ils présentent une forte toxicité vis-à-vis des mammifères (DL 50 de 4 mg/kg seulement chez le rat, pour le triéthylétain...), et le nombre d'études toxicologiques à long terme les concernant est encore trop réduit pour envisager sans risques un emploi intensif sur le terrain. On connaît également peu de choses de l'impact de ces produits sur la faune et la flore aquatiques de l'Afrique, et seules quelques études ont mis en évidence la toxicité du TBTO [bis(tri-n-butyl tin) oxyde] sur les poissons (Matthiessen, 1974).

Le TBTO présente à l'origine une toxicité vis-à-vis des poissons du même ordre de grandeur que pour les mollusques pulmonés (Floch *et al* ., 1964) toutefois, en formulation à libération lente (granulés, microcapsules), sa toxicité aiguë pour l'ichtyofaune peut être fortement réduite, tout en ayant une action molluscicide suffisante. Cependant, même des concentrations sub-léthales de TBTO peuvent avoir un effet adverse à moyen terme sur la faune (ralentissement de la croissance, perturbation du métabolisme et de la reproduction). Quand on sait que les concentrations élevées peuvent demeurer présentes dans le milieu durant des mois, et même des années (Hopf et Goll, 1970), il peut être extrêmement dangereux d'utiliser ces sels d'étain dans des milieux d'eau douce à forte production piscicole.

Travaillant sur des concentrations stabilisées de TBTO en formulation à libération lente, Matthiessen (1974, *op. cit.*) détermine la toxicité aiguë de ce produit pour *Tilapia mossambica* . Elle se situe entre 0,008 et 0,016 mg de TBTO/$dm^3$. A ces concentrations, les poissons présentent rapidement des troubles respiratoires, suivis d'une perte d'équilibre, de prostration et de mort. Ces troubles majeurs s'accompagnent souvent d'une opacité progressive d'une partie de l'extérieur de la cornée, symptôme qui dans certains cas apparaît également aux doses sub-léthales.

Chez cette espèce, les doses sub-léthales proches de la toxicité aiguë induisent une diminution du taux de croissance, sans qu'il y ait pour autant une perte d'appétit des individus, mais des doses inférieures ne provoquent par contre pas de différence significative (Fig. 22). Par ailleurs, on note une augmentation du comportement agressif des mâles à des concentrations proches de 0,008 mg/$dm^3$ et une décoloration momentannée de l'ensemble du corps. Il est difficile d'extrapoler ces résultats à la situation *insitu*, où les modifications individuelles de comportement ont certainement une incidence globale au niveau des populations, mais cette incidence est délicate à apprécier.

A l'heure actuelle, les sels d'étain ne sont pas dépourvus d'un certain avenir et des essais sont par exemple en cours avec le Biomet SRM® qui est une formulation commerciale de TBTO à 6%

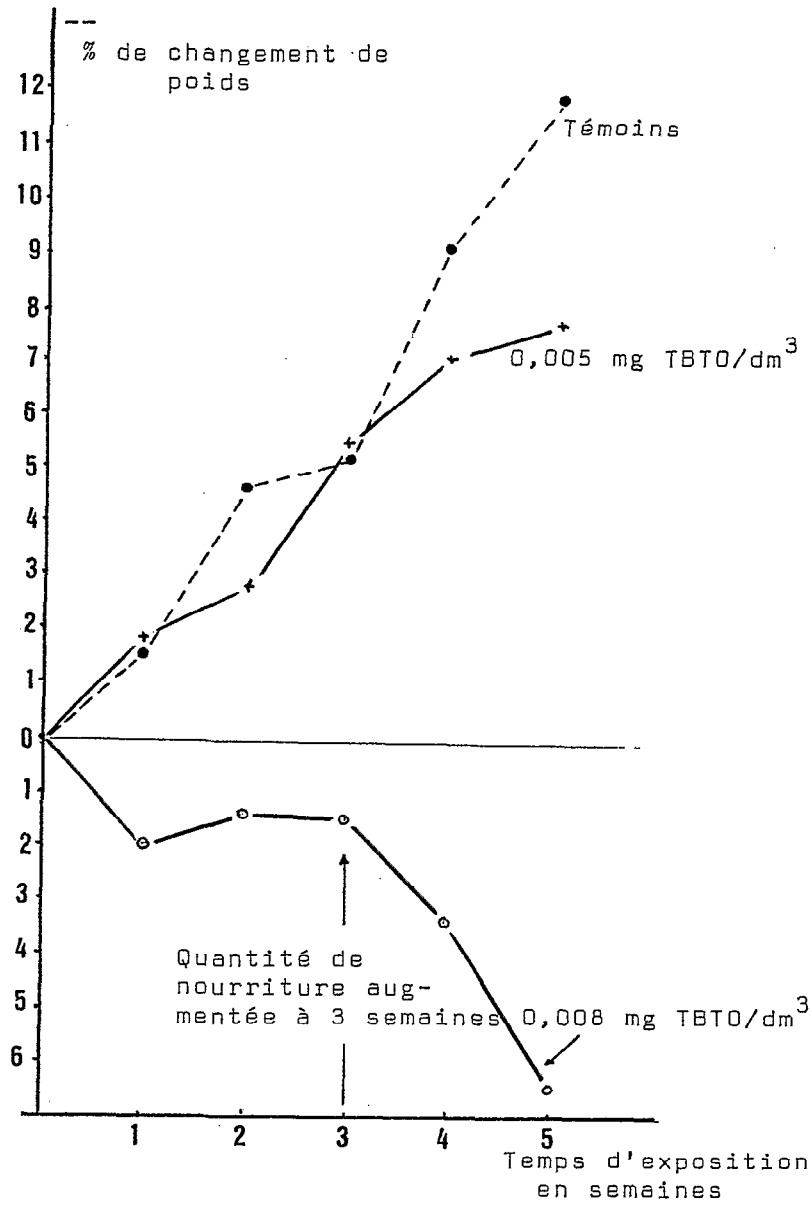



Figure 22- Effets de concentrations sub-léthales de T B T O sur la croissance de Tilapia mossambica.

de matière active. La toxicité à moyen et long terme de ce produit n'est pas encore connue (McCullough et Mott, 1983).

d. Les sels de cuivre.

Ces produits sont maintenant presque abandonnés dans la majorité des programmes de lutte molluscicide, principalement en raison de leur inefficacité relative. Ils étaient généralement appliqués sous forme de granulés ou de pastilles contenant 50 % de $Cu\ SO_4\ ,\ H_2O$, à des concentrations de matière active de 50 mg par litre. De telles fortes doses étaient employées en stratégie d'attaque des vecteurs, et après action de ces traitements de choc, des épandages permanents à la dose de 1 ppm étaient souvent réalisés. Les doses élevées étaient surtout utilisées dans les milieux à forte teneur en matière organique, où une partie importante du produit précipite et devient insoluble.

Quels qu'ils soient, les sels de cuivre ont une action phytotoxique aiguë et sont particulièrement nocifs pour les algues planctoniques. Shiff et Garnett (1961) mettent en évidence leur très fort impact sur des peuplements de *Spirogyra* sp. dans des étangs de Rhodésie, ainsi que l'importante réduction de la couverture de Characées de ces mêmes milieux, entraînée par un traitement à la concentration de 20 ppm de sulfate cristallisé. Dans la même expérience, ces auteurs notent également une très forte action toxique sur l'ensemble des organismes planctoniques, ainsi que sur les jeunes larves d'insectes. Les cladocères sont particulièrement sensibles, et disparaissent totalement du milieu, alors que les spirogyres ne sont que temporairement atteintes et recolonisent l'étang après un mois environ. L'effet résiduel du sulfate de cuivre n'en demeure cependant pas moins long, et quand on sait qu'une lutte efficace contre les mollusques pulmonés demande des traitements rapprochés dans le temps, on conçoit que ce produit puisse être responsable d'une chute importante des productions primaire et secondaire. Dans le cas du traitement expérimental étudié par Shiff et Garnett, il n'y eut, semble-t-il, aucun effet sur les organismes de plus grande taille et notamment les amphibiens et les macro-crustacés.

L'oxyde cuivreux, généralement employé à la concentration de 5 ppm, présente une action molluscicide à partir de dosages allant de 1 à 2 ppm. La dose léthale pour les poissons est de l'ordre de 100 ppm, ce qui laisse a priori une marge importante de sécurité, mais il faut par contre noter que nématodes et hydracariens meurent à une concentration de 50 ppm, dose à laquelle les rotifères, ciliés et spirogyres sont aussi fortement affectés (Deschiens et Floch, 1964 a et b).

e. Le Zirame® (Diméthyldithiocarbamate de Zinc)

Il a été expérimenté au Sénégal en 1962 (Grétillat et Lacan, 1964), dans la région de Tambacounda, en Haute Casamance,

sous forme d'un produit en poudre à 90% de matière active (solubilité maximale dans l'eau : 65 g/litre). De nombreuses techniques d'épandage ont été testées, donnant des résultats variés vis-à-vis du groupe cible, mais généralement positifs.

Les observations faites sur le reste de la faune ont par ailleurs montré la forte toxicité de ce produit pour d'autres mollusques comme *Anysus* sp. et *Cleopatra bulimoides*, qui présentent une sensibilité identique à celle des pulmonés cible. De même, les mollusques operculés du genre *Lanistes* sp. sont fortement affectés par les traitements, et meurent en grand nombre. A moyen terme (un mois), leur mortalité est totale sur l'ensemble des biefs traités.

L'ichtyotoxicité du Zirame® semble moins forte et la sensibilité des poissons varie selon les espèces; elle est cependant beaucoup trop élevée pour que ce produit puisse être utilisé systématiquement sans danger. En se basant sur des expérimentations faites en laboratoire, ainsi qu'en tenant compte des observations de terrain faites au Sénégal (Grétillat, 1961; Grétillat et Lacan, 1964), on peut retenir les résultats suivants :

| | |
|---|---|
| *Tilapia melanopleura*<br>*Hemichromis bimaculatus*<br>*Hemichromis fasciatus* | Meurent entre 4 et 7 ppm, après 24 à 72 h. |
| *Clarias sp.* | Survit à 7 ppm. |
| *Gnathonemus senegalensis*<br>*Notopterus afer*<br>*Barbus* | Tués par 2 ppm. |
| *Alestes nurse*<br>*Micralestes septentrionalis*<br>*Epiplatys bifasciatus* | Résistent à des concentrations voisines de la saturation. |

Il faut noter que la dernière espèce n'est pas affectée par les traitements de terrain, alors qu'en laboratoire les individus testés meurent en 24 heures avec une concentration de seulement 1 ppm.

En ce qui concerne les autres composantes des écosystèmes traités, les observations sont nettement plus imprécises. Les batraciens semblent insensibles au Zirame® , ainsi que les coléoptères et les hydracariens. Les odonates par contre présentent un taux de mortalité appréciable. La végétation aquatique réagit enfin différemment aux traitements, selon les espèces concernées. Les *Lotus* et *Nymphea* ne présentent aucuns signes d'effets, alors que les utriculaires flétrissent, ainsi que *Pistia stratiotes* , qui disparaît même quelque temps après les épandages.

f. Le Pentachlorophénate de sodium (NaPCP).

Ce produit, longtemps considéré comme prometteur, a finalement été abandonné en raison de sa trop forte toxicité. Dans leur étude comparée de l'impact de trois molluscicides sur de petits étangs de Rhodésie, Shiff et Garnett (1961) (Fig. 23) ont mis en évidence la très forte réduction des populations d'invertébrés planctoniques survenant immédiatement après un traitement à 5 ppm de Na PCP. Les jeunes larves d'insectes, ainsi que les ostracodes, sont moyennement affectés, par contre le traitement entraîne une forte mortalité des cladocères et copépodes. Parmi les organismes de plus grande taille, les auteurs signalent un fort impact sur les amphibiens (*Rana* sp.et *Xenopus laevis*) et les macrocrustacés (*Potamon* sp.) qui meurent rapidement.

Fortement sensibles aux ultraviolets, les solutions de Na PCP préparées avant épandage et exposées à la lumière solaire, perdent très rapidement leur propriété molluscicide, mais leur toxicité vis-à-vis de nombreux autres organismes aquatiques demeure élevée.

L'ichtyotoxicité du NaPCP est du même ordre de grandeur que celle du Bayluscide® (Gönner, 1960).

g. Les molluscicides végétaux.

Ils ont fait l'objet d'un récent regain d'intérêt, car, d'une manière générale, ils sont d'un prix de revient nettement plus réduit que les molluscicides de synthèse et ce sont par ailleurs des produits qui se développent naturellement dans les régions tropicales concernées par les schistosomiases. Ces aspects positifs sont malheureusement contrebalancés par leur nocivité pour l'environnement, et bien souvent il s'agit de végétaux connus depuis longtemps pour leur action ichtyotoxique et utilisés dans la pratique des pêches traditionnelles par empoisonnement.

Depuis 1930, plus de 1000 plantes, dont près de 600 en Chine, ont été testées pour leur action molluscicide (Anon., OMS, 1983). Parmi les principales familles ayant un intérêt dans ce domaine, il faut citer les Leguminosae, les Euphorbiacae, les Rubiacae, les Polygonacae, les Compositae et les Phytoccacae.

En Afrique, des essais importants ont déjà été réalisés utilisant divers végétaux. Un extrait aqueux des baies de *Phytolacca dodecandra* a été employé en Ethiopie sans grand succès, alors qu'au Soudan un extrait aqueux de graines de *Croton macrostachys* a donné de très bons résultats. Au Mozambique, les coques de noix d' *Anacardium occidentalis* sont employées depuis longtemps contre les bulins et *Biomphalaria* sp. Actuellement des essais sont réalisés en Egypte et au Soudan, utilisant *Ambrosia maritima.* Les feuilles et les fleurs du végétal sont employés après séchage, en infusion à 1 mg/l.

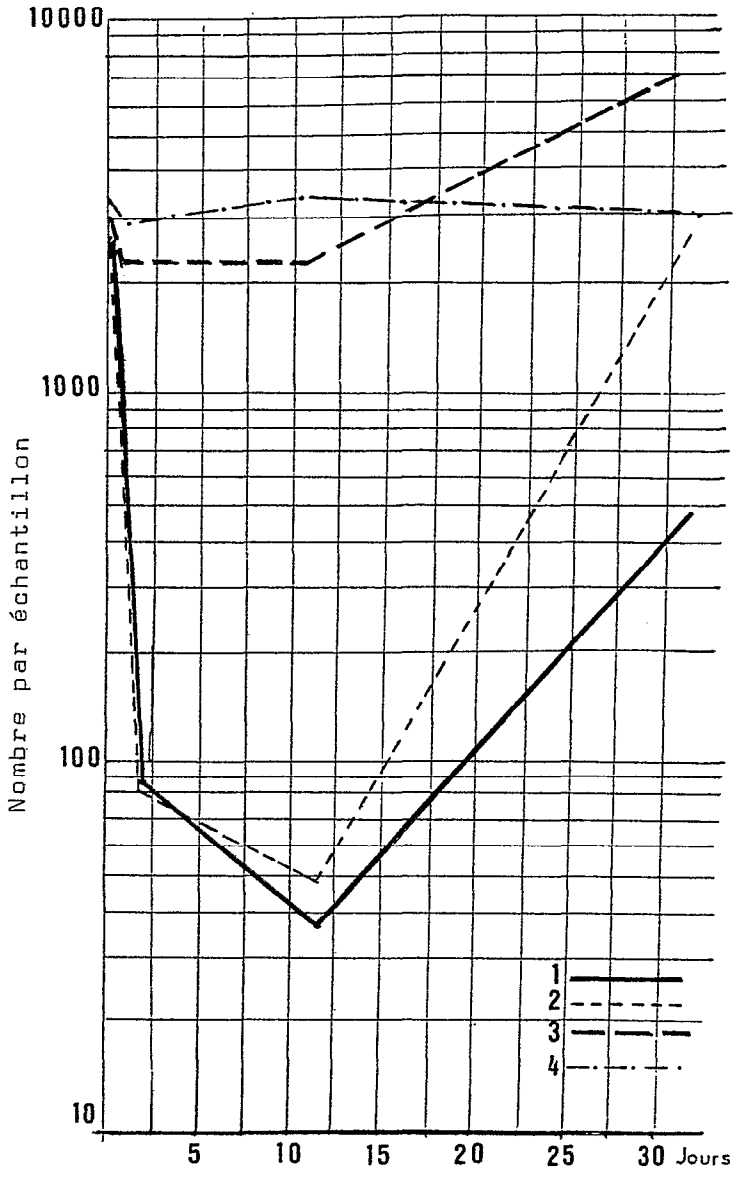



Figure 23: Effets comparés de quelques molluscicides sur les populations de Zooplancton de petits étangs de pisciculture (d'après Shiff et Garnett,1961).

1 : Etang traité au Sulfate de cuivre à 20 ppm.

2 : Etang traité au Na PCP (poudre mouillable à 7o % de m. act.) à 5 ppm.

3 : Etang traité au Bayluscide$^{R}$ à 1 ppm.

4 : Etang non traité servant de témoin.

Extrêmement efficace contre les mollusques à cette concentration, le principe actif aurait par contre une faible action toxique sur les poissons et les insectes (OMS, *op. cit.*).

Environ 42 produits molluscicides ont été isolés des végétaux, dont les principaux sont des saponines. On trouve cependant également des flavanoïdes, des alcaloïdes et des terpenoïdes. Par ailleurs, selon la distribution de ces constituants dans les plantes, certaines parties du végétal peuvent avoir un rôle plus ou moins actif. De même, pour une même espèce, toutes les variétés n'ont pas une action molluscicide identique.

On connaît, d'une manière générale, assez peu leur toxicité pour la faune d'eau douce, mise à part leur ichtyotoxicité. Ce n'est que récemment que le groupe scientifique de recherche sur les végétaux molluscicides, réuni à Genève en 1983, a jugé nécessaire d'inclure à ses recommandations un paragraphe spécial concernant la toxicité de ces produits pour l'environnement aquatique, et leur accumulation dans les chaînes alimentaires.

L'endod (*Phytolacca dodecandra*) est l'un des végétaux molluscicide le plus communément employé, bien qu'il soit fortement ichtyotoxique en solution aqueuse, à des concentrations de 15 à 30 mg/l (Mc Cullough *et al.*, 1981). Son principe actif est une saponine, biodégradée dans l'eau en quelques jours. Cet aspect, positif pour l'environnement aquatique, lié à son absence d'action ovicide sur les trématodes, oblige par contre à doubler les fréquences de traitement, donc à augmenter les risques de toxicité pour la faune non-cible.

Les auteurs précèdemment cités signalent un essai pratique de longue durée réalisé en Ethiopie durant 5 années, qui aurait conduit à une importante réduction de l'infection à *Schistosoma mansoni*. L'action toxique sur le milieu est présentée en ces termes : "...il ne semble pas que des applications répétées d'endod aient produit d'effets nocifs permanents sur les biotes des deux ruisseaux considérés". Nous sommes cependant sceptiques sur l'exactitude de cette affirmation et notons au passage l'ambiguïté du terme "permanent"!

En solution alcoolique, les extraits d'endod sont mutagènes, mais heureusement cet inconvénient disparaît avec les extraits aqueux.

h. Molluscicides nouveaux ou produits potentiellement utilisables dans un proche avenir.

Afin de compléter un arsenal finalement peu étoffé, d'autres produits molluscicides efficaces sont actuellement recherchés. Parmi ceux qui présentent potentiellement une chance d'utilisation dans les années à venir, Mc Cullough et Mott (1983) signalent :

+ Les nicotinanilides.

Leur propriété molluscicide est connue depuis déjà une dizaine d'années. Ces produits semblent avoir une forte spécificité et sont peu ou pas toxiques pour les mammifères. Leur toxicité vis-à-vis de la faune aquatique associée aux vecteurs est par contre très mal connue.

+ Les amides (bromoacétamide et chloracétamide, fluoracétamide).

Ces produits font l'objet de recherches en République populaire de Chine. Efficaces contre les mollusques, ils sont solubles dans l'eau et stables. Leur ichtyotoxicité est faible.

+ Le métaldéhyde.

Il est actuellement utilisé à Hong Kong en pêcheries d'eau douce, ce qui laisse supposer que son ichtyotoxicité aiguë est également faible.

Finalement il apparaît que la panoplie de produits molluscicides efficaces et modérément toxiques est peu fournie. Cela justifie certainement les recherches actuelles dans le domaine de la lutte biologique, ainsi que l'adoption de stratégies de lutte intégrée (cf. chap. G 2).

i. Le contrôle biologique.

Cette méthode est essentiellement basée sur l'introduction dans le milieu aquatique d'un prédateur naturel des mollusques pulmonés à contrôler. Le prédateur peut être endémique à la région où s'effectue le contrôle, et dans ce cas on favorisera son développement ou on augmentera artificiellement ses effectifs. Il peut également provenir d'autres régions, et alors il sera introduit dans les milieux infestés. Sur le plan de la protection de l'environnement, il apparaît immédiatement que la nature et l'éthologie de l'agent biologique "contrôleur" sont des éléments très importants dont il faut tenir compte, une prolifération pouvant avoir une répercussion plus grave sur les milieux concernés que le mal que l'on est censé combattre.

Parmi les organismes ayant fait l'objet d'expérimentations, il faut tout d'abord citer les poissons malacophages ou herbivores. Plusieurs espèces endémiques au continent africain sont malacophages, comme par exemple *Astatoreochromis alluaudi, Tetraodon fahaka, Haplochromis mellandi, Chrysichtys mabusi,* quelques espèces des genres *Synodontis* et *Clarias* ... Toutefois, mis à part les *Tetraodon* dont la morphologie des pièces buccales est très adaptée à ce genre de nourriture, aucune autre espèce n'est strictement malacophage, pas plus qu'elles ne sont très abondantes dans les peuplements naturels.

De 1954 à 1959, des essais de contrôle de mollusques pulmonés ont été réalisés au Kenya, sur des petites retenues artificielles de 0,4 à 4 ha, utilisées pour usage domestique, et alimentation en eau d'abreuvoirs(McMahon *et al* ., 1977). Le poisson "agent de contrôle" était dans ce cas *Astatoreochromis alluaudi* et l'emploi possible de cette espèce pour la destruction des mollusques avait déjà été mis en évidence par de Bont et Hers (1952). Il fut également introduit en association avec deux espèces phytophages (*Tilapia leucosticta* et *Tilapia zillii)* dans certains étangs, dans le but de limiter par la même occasion le développement des herbiers supportant les mollusques.

Les résultats obtenus sont dans l'ensemble statistiquement significatifs et positifs; les peuplements de *Biomphalaria pfeifferi* ont été maintenus à un bas niveau, ceux de *Bulinus* spp. l'ont été à un dégré moindre, et les auteurs pensent que la forme des coquilles peut être, pour de gros individus, un facteur limitant l'ingestion de ces espèces par les poissons. Malgré cela, un contrôle total n'a pas été obtenu, et de fortes densités de mollusques demeurent présentes dans les zones où les herbiers très denses limitaient la pénétration des poissons.

L'introduction dans de tels milieux de poissons endémiques à la région ne présente pratiquement pas d'effet négatif qui puisse être considéré comme une pollution ; au contraire, il peut en résulter une production non négligeable de protéines animales, si une exploitation périodique de ces élevages extensifs est réalisée. Le seul risque existant est celui d'une introduction massive de l'espèce, entraînant une compétition trophique trop élevée et limitant le développement des individus. Une introduction judicieuse de prédateurs peut résoudre facilement ce problème.

Les risques sont beaucoup plus grands si l'espèce introduite n'est pas endémique, et provient d'un autre continent par exemple. Elle peut alors proliférer très rapidement, s'échapper des milieux d'introduction, et exercer un préjudice notable sur les populations naturelles d'espèces endémiques, si elle est compétitive (cas des écrevisses américaines dans les cours d'eau français, par exemple). Nous abordons là le problème très général des introductions d'espèces "étrangères", qu'elles soient volontaires ou non, et que nous présentons par ailleurs (Cf. chap. F V). Dans ce domaine, il existe une réglementation internationale et parfois des lois établies individuellement par les pays, mais ces textes ne sont pas toujours respectés ou seulement connus !

Parmi les opérations de contrôle biologique des mollusques expérimentées en Afrique, et dont les résultats peuvent être retenus, il faut signaler les essais utilisant des espèces compétitives. L'une des mieux connue est sans conteste *Marisa cornuarietis,* un Ampullaridae naturellement présent dans les eaux douces des Antilles, et dont l'introduction dans les eaux de drainage du Rio Magna, en République Dominicaine, avait permis de réduire considérablement les populations de *Biomphalaria glabrata,* dans les années 1960 (Etges et Maldonado, 1969).

Introduite dans des fossés de drainage et d'irrigation de la vallée du Nil, cette espèce permit le contrôle des peuplements de *Biomphalaria* sp. et surtout de *Bulinus truncatus* sp. durant un certain temps (Demian et Kamel, 1973). Certaines observations laissent supposer qu'en présence de populations denses de mollusques pulmonés, le régime alimentaire de *M. cornuarietis*, initialement mixte (carnivore-herbivore), devient exclusivement carnivore. Toutefois, après disparition des pulmonés, donc de sa principale source d'aliments, *Marisa* redevient herbivore. Cet aspect peut être positif pour l'environnement dans la mesure où il entraîne une certaine limitation de l'extension de la végétation aquatique ; cependant, dans certains schémas d'utilisation (en rizière par exemple), la prédation de *Marisa* peut s'étendre ou se focaliser sur la végétation cultivée, et ainsi devenir une nuisance. Enfin, il n'est pratiquement pas possible de limiter exclusivement son développement à un plan d'eau donné, et les risques existent réellement d'une prolifération de ce mollusque dans d'autres milieux, avec les conséquences que nous venons d'évoquer pour les jeunes plantules de riz par exemple. C'est pour cette raison, parfaitement motivée d'ailleurs, que nous n'avons pu obtenir l'autorisation d'introduire cette espèce en Côte d'Ivoire pour des essais de lutte biologique, il nous était en effet absolument impossible de garantir un maintien strict des peuplements utilisés, dans les plans d'eau expérimentaux, qui étaient des eaux stagnantes naturelles.

### j. Interventions mécaniques sur le milieu.

Pouvant être entreprises en tant que mesures préventives, mais également en dernier recours, elles ont essentiellement pour but de rendre un biotope particulier impropre à l'établissement des mollusques, ou de les en supprimer s'ils sont déjà en place. Dans le premier cas on effectue par exemple un retrait mécanique des plantes aquatiques par un faucardage systématique et régulier des berges. A cette action peut être aussi associé un cimentage des parois des canaux d'irrigation ou leur couverture pour empêcher la pénétration de la lumière. De telles solutions sont généralement onéreuses, et leur efficacité est bien souvent aléatoire. Dans certains cas particuliers cependant elles peuvent contribuer à réduire fortement les densités de mollusques, permettant un contrôle complémentaire plus aisé à l'aide de molluscicides.

Un autre mode d'intervention fréquemment employé dans les projets d'irrigation créés de toute pièce, consiste à pratiquer un assèchement périodique de certaines parties du système de canalisations, afin de provoquer la mort des mollusques et de leur oeufs. Cette dernière méthode semble devoir être efficace, surtout dans les pays tropicaux où la chaleur élevée et le fort ensoleillement sont censés permettre d'obtenir une mort rapide des organismes mis à sec. En réalité, il apparaît que les mollusques adultes sont très résistants et qu'ils profitent de la moindre trace d'humidité, s'enfonçant par exemple profondément dans les fissures du sol déssèché, où ils peuvent survivre pendant des semaines, voire même plusieurs mois. De plus, cette méthode ne peut être mise en oeuvre sans

que des systèmes spéciaux aient été installés (vannes, écluses, dérivations, doublage des canaux d'amenée d'eau), pour réaliser une alternance d'assèchement sans interrompre l'approvisionnement. Ces installations sont généralement onéreuses et nécessitent une main d'oeuvre sérieuse et qualifiée pour assurer leur bon fonctionnement, la maîtrise de l'eau dans les grands schémas d'irrigation n'étant pas chose simple.

Sur le plan de la protection de l'environnement, ces méthodes extrêmes pour les mollusques le sont aussi pour la majorité des éléments faunistiques accompagnateurs, et diminuent d'autant la production biologique des milieux concernés. Malgré cela, dans la mesure où de telles interventions ne peuvent s'effectuer que sur des étendues restreintes et bien délimitées, il y a peu de risques pour que leur répercussion se fasse sentir au niveau de tout un écosystème. On notera toutefois que la suppression mécanique des herbiers immergés d'un étang diminue le volume d'abris potentiels pour les jeunes poissons, supprime les lieux de ponte de certaines espèces et fait baisser la productivité du milieu en réduisant les densités d'invertébrés.

La lutte contre les mollusques vecteurs de schistosomiases apparaît finalement comme très complexe et souvent difficile à réaliser avec un succès total. L'emploi massif de composés chimiques présente de nombreux inconvénients, dont celui de leur forte toxicité pour les écosystèmes traités n'est pas le moindre. A ce titre, leur emploi systématique tend à disparaître, tout au moins dans les milieux naturels dont la production biologique nécessite d'être préservée. Si l'on associe à cela une réelle prise de conscience de l'importance d'une bonne connaissance de l'écologie et de la biologie des vecteurs, afin d'intervenir à des moments précis de leur développement, on comprend aisément que l'avenir de la lutte molluscicide réside dans la mise en place d'actions complémentaires et variées. C'est dans la mise en oeuvre d'une telle stratégie que se situe la réalisation d'une lutte intégrée dont nous reparlerons plus en détail dans cet ouvrage (cf. chap. G2).

Chapitre B.III

# Impact des insecticides utilisés dans la lutte contre les trypanosomiases.

## 1. Introduction.

Les glossines, ou mouches tsé-tsé, sont des Diptères à l'origine de la transmission des trypanosomiases humaine et animale, dans de très nombreux pays d'Afrique, au sud du Sahara. Infestées par différentes espèces de *Trypanosoma* , elles contribuent à la propagation d'endémies et d'épizooties graves dont les répercussions ont un grand poids, à la fois sur la santé et sur l'économie.

De nombreuses espèces de glossines peuplent l'Afrique et l'on admet qu'environ dix millions de $km^2$ du continent sont infestés. Parmi les plus communes et aussi les plus dangereuses, il faut citer *Glossina palpalis* et *G. tachinoides,* qui sont des formes principalement inféodées aux forêts galeries, et qui transmettent en premier lieu la trypanosomiase humaine, mais aussi sont responsables de trypanosomiases animales. En savane, ce sont principalement les espèces *G. morsitans* et *G. longipalpis* qui sévissent et transmettent les trypanosomiases animales.

En l'absence de mise en oeuvre d'une chimiothérapie de masse, essentiellement due à la nécessité d'un suivi médical individuel et délicat, la lutte contre les trypanosomiases est actuellement réalisée par une action directe sur les mouches vectrices, dont on connaît relativement bien les lieux de repos. La lutte chimique adulticide est la plus communément employée et remplace des méthodes anciennes comme le déboisement ou l'abattage des grands animaux sauvages, dont il n'est pas besoin d'insister sur l'impact écologique extrêmement négatif. D'autres techniques de lutte utilisant des agents de contrôle biologique ou des lâchers de mâles stériles sont encore au stade expérimental et les premiers résultats, quoique prometteurs, ne permettent pas un optimisme excessif (Cuisance *et al.*, 1978).

Les glossines sont d'une manière générale assez bien combattues par les insecticides, dans la mesure ou elles présentent une relativement grande sensibilité à la plupart des produits, mais également en raison de leur faible taux de reproduction (une larve par femelle, en dix ou onze jours) et enfin de leur localisation en saison sèche, limitée aux galeries forestières humides (Koeman, 1977).

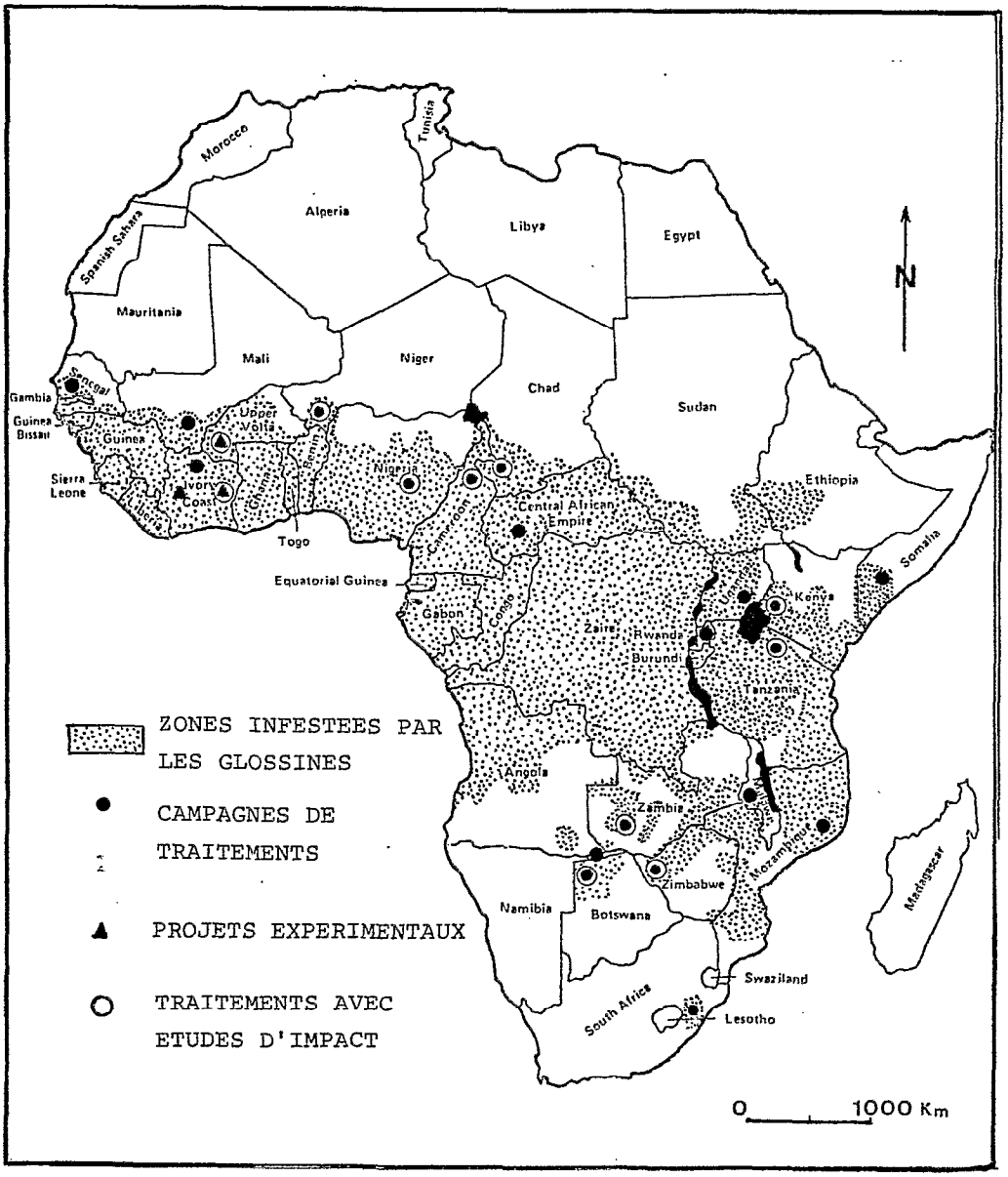



Figure 24 .Etendue des régions africaines infestées par les glossines et situation des principaux projets de lutte.

TABLEAU 17.- QUELQUES GRANDES OPERATIONS DE LUTTE ANTIGLOSSINES DES VINGT DERNIERES ANNEES. ASPECT LOGISTIQUE ET REPARTITION SUR LE CONTINENT AFRICAIN; M.A = MATIERE ACTIVE (D'après Koemean et al., 1980, et littérature diverse).

| Localisation | Surfaces infestées | Années de traitement | Insecticides utilisés | Concentrations appliquées | Types de traitement | Surf. traitées ou libérées | Estimation impact s/milieux aquat. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| BOTSWANA | | | | | | | |
| Maun | 4-5 $km^2$ | 1964 | Dieldrine | ? | Résiduel au sol | 4 - 5 $km^2$ | Très superficielle |
| Delta de l'Okavango | 28000 $km^2$ | 1970-1973 | DDT 5% m.a. | ? | Résiduel au sol | 5000 $km^2$ | Non |
| Kwando | 500 $km^2$ | 1974-1978 | Endosulfan 35% | ? | " " | | |
| Chobe | | | | 5-15g/ha,5 fois par an espacées de 3 semaines | ULV-Avion | 1500-4000 $km^2$ | Non |
| Okavango | 14000 $km^2$ | 1979 | Deltaméthrine | 0,2g / ha | ULV-Avion | 3000 $km^2$ | Bien étudiée |
| | | | Endosulfan | 9,5g / ha | " " | | |
| CAMEROUN | | | | | | | |
| Adamaoua | 10000 $km^2$ | 1976-1978 | Dieldrine et Endosulfan | 2/3 Dieldrine; 1/3 Endolsufan | Résiduel au sol | 2300 $km^2$ | Oui |
| | 6500 $km^2$ | 1979 | Dieldrine | 900g/ha m.a. | Résiduel-Hélico | 5000 $km^2$ | Oui |
| COTE D'IVOIRE | | | | | | | |
| Abengourou | ? | 1970 | DDT et Dieldrine | ? | ? | ? | Non |
| Daloa | | 1978-1979 | Endosulfan 25% | 256g/ha m.a. | Résiduel-Hélico | | |
| Bouaflé | 1000 $km^2$ | | | 10g/ha m.a. | Aérosol-Hélico | 200 $km^2$ | Oui |
| | | | Deltaméthrine 1,5% | 12,5g/ha m.a. | Résiduel-Hélico | | |
| La Palée | 2000 $km^2$ | 1981 | Endosulfan | ? | Résiduel-Avion | 500 $km^2$ | Non |
| CENTRAFRIQUE | | | | | | | |
| Rivières Nié et Topia | ? | 1960-1961 | Dieldrine 2% (Dieldrex 20) | ? | Résiduel au sol | ? | Non |
| KENYA | | | | | | | |
| Nyanza | ? | 1960 | Dieldrine 18,2% | 1,8% de la sol. | Résiduel au sol | ? | Non |
| | ? | 1967-1970 | " " | 2,5 - 5% de la sol.(144-409g/ha) | Résiduel-Avion | ? | Non |
| MALAWI | ? | 1956 | BHC 40% | ? | Avion | ? | Non |

Tableau 17 : SUITE

| Localisation | Surfaces infestées. | Années de traitement | Insecticides utilisés | Concentrations appliquées | Type de traitement | Surf. traitées ou libérées | Estimation imp. s/milieux aquat |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MALI | | | | | | | |
| Région de Bamako | 200 $km^2$ | 1962-1968 | DDT-Dieldrine | 3% de sol.aqueuse à 20% | Résiduel | 150 $km^2$ | Non |
| Sud Mali | ? | 1972-1973 | Pyréthroides, Organophosphorés, Méthoxichlore | Résid. : 0,1-3 kg m.a./ha ULV:Fénitrothion à 10-1000g / ha; NRDC 119:50g/ha | ULV et Résiduels | ? | Non |
| Delta du Niger | 19000 $km^2$ | 1977-1981 | ? | ? | ? | ? | Non |
| MOZAMBIQUE | | | | | | | |
| Govuro | 3000 $km^2$ | 1949-1956 | DDT, ɣ BHC | ? | Bain des animaux domestiques et autres méthodes | ? | Non |
| NIGER | | | | | | | |
| Vallée du Niger | 3500 $km^2$ | 1968-1969 | Dieldrine | ? | Résiduel-Avion | 1280 ha | Non |
| | | 1969-1970 | Mélange DDT, ɣ BHC et Dieldrine | 5 litres/ha de sol. à 12,5% | Aérien | 2500K de galeries | Non |
| Parc du W. | | 1977 | Endosulfan | 900g/ha m.a. | Résiduel-Aérien | ? | Oui |
| NIGERIA | | 1968 | ddt | ? | Résiduel au sol | | Non |
| Régions du nord et centre | 14000 $km^2$ | 1969-1970 | Dieldrine | 0,62 l/ha m.a. émulsion à 2% | Résiduel au sol | 600 ha | Oui |
| | | 1974-1976 | Dieldrine | | Résiduel-Aérien | | Oui |
| | | 1975-1976 | Endosulfan | | Résiduel-Aérien | | Oui |
| | | 1976 | Endosulfan et DDT | ? | Résiduel au sol | ? | Non |
| | | 1976 | Endosulfan | Sol. à 20% m.a. 14g/ha m.a. | Aérien non résiduel | ? | Oui |
| | | 1977 | Pyréthroides | 30-200g/ha m.a. | Aérien résiduel | ? | Oui |
| RWANDA | ? | 1960-1961 | Dieldrine 20% | 44 g/ha m.a. | Aérien | 190 $km^2$ | Non |
| Région de Bugesera | | 1961-1962 | Tolédrin 15% | 16,5 g/ha m.a. | Aérien | 430 $km^2$ | Non |
| | | 1963-1964 | Dieldrine + Toledrin | ? | Aérien | 500 $km^2$ | Non |
| SENEGAL (Niayes) | ? | 1970-1973 | Dieldrine 20% | 1,6 g/ha m.a. | Depuis le sol | 850 ha | Non |
| AFRIQUE DU SUD | | | | | | | |
| Zululand | ? | 1945-1953 | ɣ BHC | 100 g/ha m.a. | Aérien | ? | Non |
| | | | DDT 5% | 7,9 kg/ha | Résiduel au sol | ? | Non |

| Localisation | Surfaces infestées. | Années de traitement | Insecticides utilisés | Concentrations appliquées | Type de traitement | Surf. traitées ou libérées | Estimation imp. s/milieux aquat. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| TANZANIE | | 1977<br>1977 | DNOC 20%<br>Endosulfan | 5,9 kg/ha<br>20 g/ha | Aérien<br>Aérien | 1000 ha<br>200 $km^2$ | Oui<br>Non |
| TCHAD | | | | | | | |
| Logone-Chari | 12000 Ha. | 1976-1977 | Décaméthrine | 0,05 a 16 g/ha | Depuis le sol | ? | Non |
| Serbewel | | | Endosulfan (2g/1) | ? | Depuis le sol | ? | Non |
| | | | DDT | Trait.expériment. | Depuis le sol | Faibles | Non |
| OUGANDA | 50000 $km^2$ | 1961-1971 | Dieldrine a 3% | ? | Résiduel au sol | 8600 $km^2$ | Non |
| | | 1963-1973 | DDT et Dieldrine | ? | Résiduel au sol | ? | Non |
| HAUTE VOLTA | | | | | | | |
| Kankalaba | ? | 1962-1963 | BHC a 3% | ? | Aérien | ? | Non |
| | 400 $km^2$ | 1980 | Detaméthrine 1,5% | 12,5 g/ha | Résiduel-Hélicop. | 20 $km^2$ | Oui |
| | | | Endosulfan 25% | 100-200 g/ha | Résiduel-Hélicop. | | Oui |
| Comoé et Volta | | | | | | | |
| Noire | ? | 1977 | Endosulfan | 5,4-9,02g m.a./ha | Aérien non résid. | ? | Oui |
| | | | Deltaméthrine | 0,17-0,34g m.a./ha | Aérien non résid. | | Oui |
| | | | Gardona | 6,2 g m.a./ha | Aérien non résid. | | |
| | | | Fenthion | 1,3-2,6 g m.a./ha | Aérien non résid. | | |
| | | | CGA 18809 | 3,3 g m.a./ha | Aérien non résid. | | |
| | | | Deltaméthrine 1,5% | 12,5 g/ha | Aérien-résiduel | | Oui |
| ZAMBIE | 6% du territoire | 1962-1964 | Dieldrine + DDT (18g/1) | ? | Résiduel au sol | 1600 $km^2$ | Non |
| | | 1968 | Endosulfan 25% | ? | Aérien ULV | 2 a 3000 $km^2$ | Non |
| ZIMBABWE | | | | | | | |
| Rivière Lundi | 5000 $km^2$ | 1959 | Dieldrine 3,6% | ? | Résiduel au sol | ? | Non |
| | | 1966-1967 | Dieldrine 3,6% et DDT a 5% | ? | Résiduel au sol | ? | Non |
| | | 1974-1975 | Endosulfan 20 et 25% | 14 g/ha | Aérien ULV | 500 $km^2$ | Non |

TABLEAU 17 : SUITE ET FIN

Actuellement, sous l'égide de la FAO ou de l'OMS, des programmes de contrôle des populations de glossines existent dans 23 Etats africains, d'autres allant être incessamment mis en oeuvre dans une dizaine d'autres pays (Koeman *et al.*, 1980) (Fig. 24, tableau 17).

D'une manière générale, peu d'insecticides ont été et sont encore utilisés en campagne de lutte antiglossines. Parmi les plus fréquemment utilisés dans le passé, il faut bien entendu à nouveau signaler le DDT (de moins en moins employé maintenant), mais aussi la dieldrine et l'endosulfan. Ce dernier demeure toujours une arme de choix, bien que les récentes utilisations expérimentales d'insecticides pyréthroïdes aient donné de très bons résultats et permettent de penser qu'ils seront prochainement utilisés à grande échelle.

Selon à la fois les moyens dont on dispose, mais également les types de biotopes à traiter (localisation, morphologie, étendue..), les traitements chimiques se font depuis le sol, par pulvérisation à main ou mécanisée, ou bien par voie aérienne utilisant l'hélicoptère ou l'avion.

## 2. Liaison entre les traitements chimiques et les milieux aquatiques.

Bien que les populations de glossines soient généralement très dispersées dans les régions infestées, leurs lieux de repos sont localisés en zones humides et de ce fait les galeries forestieres des grands fleuves, et de leurs tributaires, représentent des biotopes de choix, principalement pour *G. palpalis* et *G. tachinoides* comme nous l'avons déjà mentionné. Dans ce cas, et en dehors des risques de lessivage et de transport vers les cours d'eau des produits employés (surtout dans le cas de traitements de type résiduel), une retombée directe d'insecticides dans l'eau existe au moment des épandages, malgré les précautions qui sont censées être prises. L'impact sur les écosystèmes aquatiques sera alors dépendant des produits utilisés et de leur concentration, mais également de la densité du couvert végétal et des conditions météorologiques du moment (vent, hygrométrie....).

Dans le cas des traitements des espèces de savane, les épandages sont généralement effectués par voie aérienne, à l'aide d'un avion ou de deux avions volant côte à côte. Les traitements sont alors dits de couverture, par bandes, et sont appliqués indistinctement sur tous les biotopes présents, hormis les grandes masses lacustres d'eau libre, si elles ne renferment pas de zones marécageuses comme c'est par exemple le cas du delta de l'Okavango au Botswana.

Deux grands types de traitements doivent enfin être distingués. Les uns dits résiduels utilisent généralement des produits rémanents, et surtout sont appliqués à une concentration élevée. Ils sont peu nombreux chaque année, mais sont plus susceptibles d'être

lessivés par les pluies, notamment dans les régions forestières humides (centre de la Côte d'Ivoire par exemple). Par opposition, les traitements non résiduels utilisent principalement des produits moins rémanents, mais correspondent surtout à des épandages plus nombreux (quatre à cinq en deux à trois mois), effectués à de faibles dosages. On parlera alors de traitements en aérosols ou en ULV (ultra low volumes).

On conçoit ainsi aisément que l'impact d'une campagne de lutte antiglossines sur les composantes biologiques des hydrosystèmes 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 aquatiques et milieux terrestres.

L'analyse des effets marginaux de différents types de traitements faits dans le passé peut donc être d'un grand intéret, afin d'essayer de dégager des règles générales permettant d'estimer les risques potentiels liés à telle ou telle campagne. Nous avons essayé dans les pages suivantes d'en présenter une synthèse, en déplorant que les observations relatives aux impacts sur les milieux aquatiques aient rarement été conduites par des hydrobiologistes, et soient très souvent restées très superficielles.

3. Risques liés à l'emploi du DDT.

Malgré les dangers que représente son emploi et comme dans de nombreux autres domaines, le DDT continue à être utilisé en Afrique pour la lutte contre les glossines. Le cas du Zimbabwé représente un exemple typique de l'usage multiple de cet organochloré et en 1981/82, on a estimé à 300 tonnes la quantité utilisée dans ce pays pour combattre les glossines (poudre mouillable à 75% de matière active), ce qui représente une quantité comparable à celle utilisée en agriculture, sur le maïs et le coton. Si par ailleurs on ajoute à cela quelque 140 tonnes employées en zones urbaines dans différents programmes de démoustication, il apparaît qu'environ 740 tonnes de cet insecticide, réputé dangereux, ont été mises en oeuvre dans cette région durant une très courte période. Il semble donc que le DDT ne soit pas prêt à disparaître de l'arsenal des pesticides emloyés en Afrique, et que se pencher sur les risques qui sont liés à son utilisation demeure toujours d'actualité.

Dans le domaine de l'agriculture, les quantités épandues varient entre deux et trois kilogrammes par hectare et par an. En démoustication, le dosage est nettement plus élevé (2 $g/m^2$), mais les traitements sont plus espacés et n'ont lieu que tous les deux à trois ans. En lutte antiglossines enfin, ce sont principalement les galeries forestières qui sont concernées, et les traitements (un à deux par an selon les lieux) sont effectués à une dose d'environ 200 grammes de matière active par hectare.

Un tel emploi intensif et multiforme du DDT était inquiétant, aussi un programme spécial d'estimation du niveau de résidus dans l'environnement a t-il été entrepris. Si l'on ne tient compte ici que des seuls milieux aquatiques, les résultats obtenus, récemment publiés par Matthiessen (1983), font état de la situation suivante, évaluée au débouché des principales rivières alimentant le lac Kariba.

- En fin de saison sèche et au débouché de neuf des onze rivières échantillonnées, les concentrations de DDT total dans l'eau (DDT + métabolites), étaient en dessous de la limite de détection de 0,02 µg/l. Deux rivières par contre avaient des concentrations nettement supérieures : 0,08 et 0,3 µg/l.

- En fin de saison des pluies, les eaux des 4 rivières échantillonnées contenaient de 0,05 à 0,2 µg/l de DDT, principalement associé à l'argile en suspension, et les sédiments avaient des teneurs globales comprises entre 0,04 et 0,74 µg/g (poids sec), comprenant environ 28% de DDT et 63% de DDE.

Les teneurs trouvées dans les tissus d'un mollusque lamellibranche *(Mutela dubia)* étaient en général inférieure à 0,15 µg/g de poids frais, mais quelques populations particulièrement exposées accusèrent des teneurs atteignant 0,74 µg/g. Le DDT non métabolisé représentait en moyenne près de 70% des résidus.

Dans les tissus d'un poisson carnivore (*Hydrocynus vittatus*), cette proportion n'était plus que de 30 à 40%, pour des teneurs variables en fonction des tissus considérés (0,44 µg/g de poids frais a été trouvé en moyenne dans le foie, et respectivement 0,36 et 0,17 dans les ovaires et dans les muscles de la queue).

Une analyse détaillée des provenances de ces résidus a permis à l'auteur d'affirmer que les programmes de lutte antiglossines représentaient dans la région du lac Kariba la plus importante source de contamination. Par ailleurs, le fait que le DDT soit associé aux argiles en suspension, durant la crue, implique que le lessivage des zones traitées est à l'origine de la contamination de l'hydrosystème. Enfin, s'il ne semble pas que les teneurs en DDT et métabolites trouvées dans les analyses mettent en péril les organismes étudiés, il apparaît par contre des effets sub-léthaux au niveau des consommateurs terminaux, comme par exemple une diminution significative de l'épaisseur de la coquille des oeufs d'une aigle ichtyoprédateur : *Haliaetus vocifer*. Aucune étude par contre n'a permis d'évaluer l'impact biocoenotique de ces accumulations de résidus dans le milieu aquatique,et à différents niveaux trophiques.

4. Risques liés à l'emploi de la dieldrine.

Sans avoir véritablement succédée au DDT, l'utilisation de cet insecticide est devenue très fréquente, en Afrique, à la fin des années 1960 et durant les années 1970. Il demeure encore

actuellement un adulticide de choix, efficace et souvent mis en oeuvre, que ce soit en campagne de grande envergure ou bien dans des programmes expérimentaux, à plus petite échelle.

L'emploi de la dieldrine présente toutefois un danger particulier, représenté par la transformation de sa matière active (HEOD) en un photo-isomère (PIPD), qui est beaucoup plus toxique pour les mammifères et les oiseaux, bien que sa demi - vie soit nettement plus courte que celle du produit primaire. Sur un plan chimique se réalise la transformation suivante :

HEOD = (1,2,3,4, 10, 10, hexachloro 6,7 epoxy - 1, 4, 4a,5,6,7,8, 8a-octahydroexo 4,5,6,6,7, hexachlorodiméthanonaphtalene) ⟶ PIPD= (3, exo-4,5,6,6,7,-hexachloro 11,12 - exo - epoxy - pentacyclo $6,4,0,0^{2.10},0^{5.9}$ dodécane).

Cette évolution est sous la dépendance des facteurs du milieu (température, lumière, hydrolyse....), et peut être rapide, notamment sous les climats tropicaux. Malgré cela, la dieldrine est un produit très persistant dont la demi -vie, variant selon le milieu d'application, est de l'ordre de 10 à 15 ans. Cette rémanence est bénéfique dans la lutte contre le groupe cible, mais entraîne d'importants problèmes d'impact sur l'environnement.

La forte toxicité de la dieldrine pour les vertébrés à sang chaud (les reptiles y sont aussi très sensibles) est certainement à l'origine des nombreuses études concernant son action sur la faune sauvage, qui ont été réalisées en Afrique. Ces travaux ont conduit à des conclusions variées, certains faisant état de mortalités de la faune terrestre peu importantes, ou tout au moins non "catastrophiques" (!), et laissant envisager une utilisation plus vaste de ce produit (Allsopp, 1978)....

En réalité, et même à des concentrations faibles, la dieldrine doit être considérée comme un insecticide d'une grande toxicité pour les vertébrés à sang chaud et notamment l'avifaune. Toutes les opérations réalisées en Afrique dans les années 1960 - 1970 ont occasionné des mortalités importantes d'oiseaux, principalement contaminés par le biais de la chaîne trophique (Graham, 1964; Koeman et Pennings, 1970). Les oiseaux aquatiques ne sont pas épargnés et notamment les espèces ichtyophages comme les martin pêcheurs *(Ceryle rudis)* ou les cormorans *(Phalocrocorax africana)*. Les plus fortes teneurs en résidus ont été trouvées chez les martin pêcheurs, probablement en raison de la localisation de leur territoire de pêche dans les zones de rivage où la végétation a directement été traitée.

Les observations faites concernant les biotopes aquatiques proprement dits sont plus disparates et souvent très partielles.

La dieldrine étant insoluble dans l'eau, on pourrait penser, a priori, que cet insecticide n'a pas d'effets immédiats sur la faune aquatique. En réalité cette conclusion doit être fortement

nuancée, si l'on en juge par certaines observations de terrain. Bien entendu nous ne citerons que pour mémoire les observations d'Harrington et Bidlingmayer (1958), qui signalent que de 20 à 30 tonnes de poissons (30 espèces) ont été tués dans des salines de Floride où avaient été épandus des granulés à base de dieldrine, pour combattre des Ceratopogonidae du genre Culicoides ! Pour revenir à l'Afrique et à la lutte antiglossines, dès 1964, Graham fait état de la mortalité de quelques *Clarias* sp. (poissons siluriformes) survenue lors d'un traitement de type résiduel effectué depuis le sol, au Botswana.

Par la suite, un impact sur les composantes aquatiques des écosystèmes traités a souvent été signalé.

- Dans la région nord-est du Nigéria, des traitements de type résiduel ont été effectués depuis le sol, dans une zone marécageuse, en utilisant une concentration de 0,7 litre de dieldrine (matière active) par hectare. Dans une partie de la région traitée, les premiers éléments faunistiques aquatiques trouvés morts (poissons), l'ont été seulement 24 jours après les épandages (Koeman *et al.*,1971). Des nombreuses espèces étaient concernées, parmi lesquelles un poisson électrique *(Malapterurus electricus)*, des poissons chats *(Synodontis* spp.) et des Mormyridae *(Mormyrops eugystoma* et *Hyperopisus bebe occidentalis)*. L'action de la dieldrine peut également être beaucoup plus rapide, et dans la même région, d'importantes mortalités de poissons ont été signalées dans une zone calme de la confluence des rivières Ngeji et Gongola, immédiatement après un épandage.

En général, les études d'impact ayant principalement été orientées vers la faune terrestre et l'avifaune, il n'a pas été signalé de modifications des structures de peuplement de l'ichtyofaune consécutives aux traitements. Par contre, les teneurs en résidus de certains poissons et batraciens témoignent d'une forte contamination à court terme, des teneurs atteignant 15 ppm (poids frais) ayant été trouvées (Tableau 18).

De même, des teneurs élevées en résidus ont encore été détectées, un an après les traitements, chez certains poissons comme *Epiplatys bifasciatus* (0,11 ppm), ainsi que chez les grenouilles du genre *Ptychadaena* où les valeurs trouvées s'échelonnaient entre 0,1 et ... 8,5 ppm, témoignant de la forte rémanence de l'insecticide. A ce titre, il est également intéressant de noter que des quantités variant entre moins de 0,007 et 3,7 µg de dieldrine et moins de 0,021 et 3 µg de photo-dieldrine étaient encore présentes dans l'écorce de différentes essences végétales, un an après leur traitement (teneurs dans des échantillons de 11 à 22 $cm^3$). De même, un mois après les pulvérisations, des teneurs allant de 0,52 à moins de 0,09 $g/m^3$ étaient toujours présentes dans l'air de la région traitée. On se rend ainsi compte que sous l'incidence des vents de saison sèche (harmattan) un transport par dérive de l'insecticide peut aisément avoir lieu et contaminer des régions éloignées de la zone de traitement.

Tableau 18. 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).

| Taxons | Etat | Parties analysées | Teneurs en résidus (ppm du poids frais) | |
|---|---|---|---|---|
| | | | Dieldrine | P,P'-DDE |
| *Epiplatys senegalensis* (Steindachner) | Vivants (5 ex) | Entier | 3.6 | 0.05 |
| *Epiplatys bifasciatus* (Steindachner) | Vivants (6 ex) | Entier | 0.81 | 0.05 |
| *Synodontis ocellifer* Boulenger | Mourants | Foie | 15 | 0.05 |
| *Synodontis gambiensis* Gunther | Mourants | Entier | 5.4 | 0.05 |
| *Gnathonemus senegalensis* Steindachner | Mort | Foie | 5.2 | 0.05 |
| *Hyperopisus bebe occidentalis* (Gunther) | Mort | Foie | 0.18 | 0.05 |
| *Ptychadaena oxyrhynchus* A. Smith | Mourant | Foie et graisses | 5.9 | 0.05 |
| *Ptychadaena oxyrhynchus* A. Smith | Vivant | Foie | 7.4 | 0.05 |
| *Ptychadaena oxyrhynchus* A. Smith | Vivant | Foie et graisses | 3.0 | 0.05 |
| *Ptychadaena oxyrhynchus* A. Smith | Mourant | Foie et graisses | 8.0 | 0.05 |
| *Ptychadaena mascareniensis* Duméril & Bibron | Vivant | Foie et graisses | 0.50 | 0.05 |
| *Bufo regularis* Reuss. | Vivant | Foie et graisses | 0.16 | 0.05 |

De telles contaminations à distance avec accumulation progressive ont été étudiées en Ouganda, ou tout au moins leur résultante à moyen terme. Durant la période allant de 1965 à 1972, plus de 130 tonnes de dieldrine (matière active), y ont été utilisées pour lutter contre les glossines (Sserunjoji, 1974). Les traitements étaient généralement effectués de manière sélective, à la partie basse de la végétation, à l'aide d'un concentré émulsifié à 30% de matière active .

Après deux années, seules des traces se retrouvent sur la végétation. Dans les milieux aquatiques étudiés, la dieldrine est présente pratiquement partout, ce qui témoigne de sa grande dispersion, mais les teneurs trouvées sont dans l'ensemble faibles (Tableau 19).

Tableau 19. Teneurs moyennes en dieldrine (en ppm), détectées dans des échantillons de poissons, sédiments et plantes aquatiques, en Ouganda (d'après Sserunjoji,1974).
(-)= *non* détecté.
(.)= pas d'observation.

| | | Lac Nakivari | Lac Mburo | Lac Kazuma | Lac Kachera | Lac Kyesama | Lac Mishera | Lac Karunga | Lac Itara | Lac Kijare Barora |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Poissons | Tissus musculaires | 0,007 | 0,013 | 0,004 | 0,003 | 0,005 | 0,006 | 0,002 | 0,017 | 0,002 |
| | foie | 0,005 | 0,016 | - | - | - | - | - | . | . |
| | Sédiments | 0,012 | 0,018 | 0,015 | 0,006 | 0,010 | 0,014 | 0,020 | 0,006 | 0,023 |
| | Plantes aquatiques | 0,075 | 0,046 | 0,007 | - | 0,007 | 0,010 | 0,007 | 0,009 | 0,003 |

Il est intéressant de noter que les niveaux les plus élevés se retrouvent dans les plantes aquatiques, qui concentrent notablement cet organochloré, mais que par contre les teneurs dans le foie des poissons (essentiellement *Tilapia nilotica*) sont très faibles ou nulles, ce qui tiendrait à indiquer que cet organe contribue peu à l'élimination de l'insecticide, qui par contre se trouve stocké dans les muscles de tous les exemplaires analysés.

Il est difficile de dire quelles sont les concentrations qui, chez les poissons et *in situ*, ont un effet léthal. Ainsi, Müller *et al.* (1981) signalent avoir trouvé au Cameroun des concentrations extrêmes de résidus de dieldrine de 3,42 ppm (poids frais) chez *Clarias walkeri* et de 214 ppm (!) chez *Aphyosemion bualanum*. Malgré ces valeurs très fortes, ils concluent à une absence apparente d'effets sur l'ichtyofaune....

Si les observations conduites sur les poissons sont rares, et souvent très superficielles, celles concernant les invertébrés aquatiques le sont encore plus. Les seules mentionnées dans la littérature ont été faites dans les monts de l'Adamaoua au Cameroun.

Les traitements étudiés visaient à lutter contre *Glossina morsitans submorsitans* dans la région de Ngaoundéré, en utilisant l'Ensodil EF 4220, en formulation huileuse à 18% de matière active. Les épandages de type résiduel étaient faits par hélicoptère, en bandes parallèles au dessus des forêts galeries, durant la saison sèche, et à une concentration de cinq litres de solution par hectare, soit 900 grammes de matière active (Nagel *et al*, 1980).

L'action sur les arthropodes terrestres fut très forte et un seul traitement réduisit de plus de 10% la biomasse présente. Par ailleurs, de petites crevettes (probablement *Caridina africana* ou *Macrobrachium* sp.) disparurent après la pulvérisation et demeurèrent rares, même un an plus tard, lors de la période de contrôle. Un effet à moyen terme sur les larves de Trichoptères est également signalé, qui pourrait être imputable aux traitements, mais le niveau de peuplement était pour ces insectes redevenu normal après un an. Ceci semble tout à fait naturel, en raison d'un taux de reproduction élevé de ces organismes, et des repeuplements constants dus à une dérive naturelle des jeunes stades, en provenance des biefs non traités.

Les organismes à respiration aérienne (Coléoptères et Hémiptères), vivant au sein de l'eau, ne présentèrent pas de réduction sensible de leurs effectifs (souvent faibles). A l'opposé, Gyrinidae et amphibicorises sont signalés comme très sensibles, et étaient encore rares un an après les pulvérisations.

Il apparaît donc que malgré son insolubilité dans l'eau, la dieldrine n'est pas sans danger pour la faune aquatique et peut provoquer d'importantes mortalités de poissons dans certaines conditions. Ces dernières semblent remplies dans le cas de traitements de type résiduel, à hautes doses, atteignant des milieux stagnants ou semi-stagnants. L'impact sur les invertébrés de ces mêmes milieux mériterait une attention particulière, et les quelques études qui y font référence ont été conduites avec des méthodes peu propices à une analyse quantitative précise. Enfin, on ne sait pratiquement rien des effets subléthaux de cet insecticide sur les organismes contaminés qui, selon toute apparence, ne métabolisent que très lentement les résidus qu'ils accumulent à la suite des traitements, tant dans la zone de contrôle des glossines qu'à l'extérieur de celle-ci.

## 5. Risques liés à l'emploi de l'endosulfan.

Contrairement à la dieldrine, cet autre insecticide organochloré est peu persistant dans le milieu. Egalement connu sous le nom de Thiodan®, sa formule chimique est la suivante: 6,7,8,9,10, 10-hexachloro-1,5,5a,6,9,9a-hexahydro-6,9-méthano-2,4,3-benzodioxathiepin 3-oxide-. Son emploi en lutte adulticide contre *Glossina* spp. est très fréquent en Afrique, mais, en raison de sa forte toxicité, on constate actuellement une nette tendance à la réduction des doses utilisées et à la réalisation préférentielle de traitements de type non résiduel.

+ Action sur les poissons.

L'ichtyotoxicité de l'endosulfan représente certainement le plus grand danger de pollution des hydrosystèmes lié à l'utilisation de ce produit. La mortalité catastrophique des poissons du Rhin survenue en Allemagne de l'Ouest, en Juin 1969, et résultant de son emploi intensif en agriculture, en est une triste illustration européenne. En Afrique, les conséquences pour l'ichtyofaune de son emploi à fortes concentrations en lutte antiglossines ont maintes fois été signalées.

**Nous avons vu, au chapitre consacré à l'impact des pesticides** utilisés en lutte antisimulidienne (chap. BI), que les traitements expérimentaux réalisés sur le terrain pouvaient entraîner de fortes pollutions locales. Nous retrouvons ce même phénomène en lutte antiglossines, principalement en ce qui concerne les essais de techniques d'épandage et la recherche des doses d'application optimales de produits dont la toxicité est a priori mal connue. En 1976, des traitements sont entrepris dans la région centrale du Nigéria pour combattre *Glossina palpalis* et environ quarante kilomètres de la rivière Dinya sont traités à l'endosulfan par hélicoptère (1000 g/ha de solution à 25% de matière active). Ses affluents sont en même temps traités depuis le sol, en utilisant soit l'endosulfan en solution à 25% de matière active, dilué à 3%, soit du DDT en poudre mouillable à 3,5% de matière active, et à la dose d'environ cinq kilogrammes par kilomètre de galerie

Sur l'ensemble de la zone traitée, les observations des effets sur la faune aquatique non-cible font état de mortalités de poissons (Koeman *et al.* , 1978). Les traitements par hélicoptère ont été particulièrement meurtriers et tous les poissons de la rivière furent détruits sur quarante kilomètres, en quelques jours. Après un mois et demi, des pêches de contrôle ne permirent que la capture de deux individus (un *Tilapia zillii* et un *Alestes macrolepidotus*), et il fallut attendre un an pour que l'ichtyofaune se reconstitue.

Il est évident que l'on se trouve ici en présence de conditions extrêmes, où la combinaison d'une très forte concentration et d'une température élevée des eaux se traduit par un impact ichtyologique total. De telles pollutions régionales n'étaient malheureusement pas uniques et l'on peut se demander quel avenir les expérimentateurs escomptaient pour des applications aux effets environnementaux aussi néfastes.

En 1977 par exemple, des traitements d'essai ont été réalisés au Niger dans le parc du W, en utilisant une application d'endosulfan de type résiduel, par hélicoptère, à la concentration de 900 g par hectare! Dortland *et al.* (1978) en rapportent les conséquences.

Les premiers poissons morts apparurent en surface douze heures après l'épandage et les mortalités continuèrent durant quatre jours! L'impact fut catastrophique comme on peut en juger par les effectifs de poissons morts récoltés sur un bief de 300 mètres de

longueur de la rivière Tapoa, située dans une des galeries forestières traitées (Tableau 20). Ces chiffres ne tiennent pas compte des milliers de petits *Barbus* spp. et *Barilius* spp. qui n'ont pas été récoltés. Au total, 48 espèces de poissons ont été trouvées mortes sur deux biefs inventoriés, des individus de toute taille ayant été touchés (on trouva un *Hydrocyon* de 87 cm!). Malgré des recherches intensives, on ne trouva que quelques rares poissons présents en zone contaminée, 23 jours après le traitement, individus qui probablement provenaient de zones non contaminées.

Le contrôle des populations de glossines ne nécessite heureusement pas de si fortes doses et les traitements de type résiduel, effectués avec des concentrations de 100 à 200 g/ha, ont en fait une efficacité comparable. Cependant, malgré cette réduction des quantités de matière active utilisées, l'impact sur les poissons demeure sévère.

En Haute Volta, dans la zone de confluence du Comoé et de la Léraba, Baldry *et al.* , (1981) rapportent les observations consécutives à deux épandages d'endosulfan respectivement aux concentrations de 100 et 200 grammes par hectare. Il s'agit d'épandages expérimentaux réalisés par hélicoptère. Les traitements, effectués en forêt galerie, couvrent une bande d'environ 30 mètres de large et sont réalisés lentement (30 km/h), à une quinzaine de mètres de la bordure intérieure de la forêt galerie.

Deux traitements successifs ont été réalisés aux doses pré-citées et, 24 heures après la première application, ils observent de nombreux poissons morts ou **mourants** , où dominent les espèces suivantes : *Tilapia zillii, Synodontis eburneensis, Alestes rutilus, Ctenopoma kingsleyae, Gnathonemus pictus* .... La seconde application entraîna la mort d'un nombre considérable de *Synodontis eburneensis,* qui semble donc être une espèce particulièrement sensible.

Un an après traitement une différence très nette s'était établie entre les zones traitées et celles non traitées, et dans les premières la diversité spécifique de l'ichtyofaune demeurait très faible en raison des pertes subies.

Les observations faites en Haute Volta prouvent donc l'impact sévère des traitements résiduels à 100 ou 200 g de matière active par hectare, résultat confirmé par d'autres observations effectuées sur la Maraoué, en Côte d'Ivoire, où des traitements identiques entraînèrent la mort des espèces suivantes : *Barbus ablabes, Barbus trispilus, Epiplatys chaperi, Heterobranchus isopterus* (Everts, 1979).

La très forte ichtyotoxicité de tous ces traitements résiduels incita donc encore à la réduction des doses utilisées, et à la mise en oeuvre d'épandages plus fréquents mais réalisés en aérosols. Ce fut le cas par exemple de la vaste campagne de contrôle de *Glossina morsitans* effectuée dans le delta de l'Okavango, au Botswana. Les traitements y furent faits en ULV à des concentrations variant selon les zones entre six et douze grammes de matière active

Tableau 20 : Inventaire partiel des poissons trouvés morts à la suite d'une application expérimentale d'endosulfan, au Niger (concentration 900g/ha). A : sur un bief de 300 mètres de la rivière Tapoa; B: sur un bief de 1500 mètres de la rivière Mekrou.(D'après Dortland *et al.*, 1978).

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

par hectare, utilisant une formulation d'endosulfan dosée à 35%. Les épandages se succèdent durant trois à quatre mois selon les régions, à raison d'un traitement toutes les deux semaines.

Des études très complètes concernant l'impact sur le milieu aquatique de cette campagne de contrôle ont été réalisées, avant, pendant et après les traitements, et les résultats obtenus sont du plus grand intérêt. L'essentiel en est présenté dans les travaux de Russel-Smith et Ruckert (1981), Douthwaite *et al.*, (1981), Fox et Matthiessen (1982).

La première constatation faite à l'issue des premiers traitements est que même à la faible dose utilisée, l'endosulfan est ichtyotoxique. A en juger par les densités importantes de poissons trouvés morts en maints endroits de la zone traitée, après chaque cycle d'épandage, on peut penser que ces pertes ont eu un caractère catastrophique. En fait, et bien que l'estimation des stocks piscicoles dans de tels biotopes soit pratiquement impossible à réaliser correctement, les observations, même grossières, faites par Fox et Matthiessen, leur ont permis de conclure qu'environ 1% seulement du peuplement de poissons était tué à chaque cycle. Pour certaines espèces, parmi les plus sensibles (*Hepsetus* sp. *Serranochromis* sp....), cette valeur s'élevait cependant à 3 ou 4%, ce qui représente théoriquement, après six cycles successifs de traitement, une perte de l'ordre de 20% du peuplement initial, donc absolument pas négligeable. Il faut également tenir compte que, malgré un impact global qualifié de peu important par les observateurs, des analyses de la structure des populations de poissons faites plusieurs années après les traitements révélèrent un déficit nettement marqué, correspondant aux classes d'âge ayant subi les épandages, ce qui finalement confirme les pertes substantielles subies, par rapport aux peuplements alors présents.

Les recherches conduites sur des espèces de poissons des climats tempérés ont montré que pour de très nombreuses espèces, la DL 50/24 heures variait entre 0,09 et 11,2 µg d'endosulfan par litre, concentrations que l'on peut donc qualifier de faibles à très faibles (Fox et Matthiessen, 1982). Des tests conduits en Afrique et en laboratoire par les mêmes auteurs, sur des espèces locales, prouvent qu'il en est de même sous les climats tropicaux. Parmi les espèces qu'ils étudièrent, la plus sensible s'avéra être un *Barbus* sp., et la plus résistante était *Tilapia sparrmanii*. Les valeurs des DL 50/24 heures mises en évidence, s'échelonnaient entre 1,22 et 7,35 µg/litre.

En se basant sur ces données, il a donc été possible d'estimer un niveau de sécurité pour les espèces étudiées, calculé selon la relation SS (seuil de survie)= 0,1 x DL 50/48 h , définie par Sprague (1971). Ce niveau représente une limite empirique des teneurs en endosulfan, au delà desquelles des risques de mortalité existent.

Les niveaux suivants furent ainsi calculés (exprimés en µg/l) :

*Schilbe mystus* : 0,22

*Synodontis* : 0,19 (essentiellement *S. leopardinus, S. macrostigma S. nigromaculatus)*

*Tilapia sparrmanii*: 0,23

*Barbus* spp. : 0,05 *(B. thamalakassensis, B. viviparus, B. radiatus, B. fasciolatus, B. afro-vernayi)*

*Aplocheilichthys johnstonii* : 0,11

Ce sont donc des concentrations assez faibles qui peuvent être souvent largement dépassées *in situ*, en campagne de traitement de type non résiduel. Quelques valeurs issues d'analyses faites dans le delta de l'Okavango le prouvent clairement (Tableau 21).

| | Sites et profondeur | | |
|---|---|---|---|
| | Marais: $\bar{z}$ = 0,5 m | Rivière $\bar{z}$ = 1 à 2 m | Vasques: $\bar{z}$ = 0,5 m |
| Concentrations moyennes (µg/l)... | 0,81 | 1,16 | 1,54 |
| Limites observées ..... | 0,3 - 2,3 | 0,5 - 4,2 | 0,2 - 3,2 |
| Nombre d'échantillons analysés... | 11 | 8 | 12 |

Tableau 21. Concentrations d'endosulfan mesurées 6 à 9 heures après un épandage d'une concentration de 9,5 g/ha, dans différents biotopes aquatiques du delta de l'Okavango (d'après Douthwaite *et al.*, 1981).

Il faut également mentionner que la rémanence de l'endosulfan au sein de l'eau varie fortement, selon que l'on passe d'eaux peu chargées en particules argileuses, à des eaux plus chargées et encombrées de végétation aquatique. Ces deux derniers éléments agissent comme des pièges (adsorption) qui concentrent le composé organochloré et diminuent d'autant ses teneurs au sein du liquide. Sur le terrain ceci se traduit par des mortalités de poissons généralement plus grandes en eaux libres que dans les eaux encombrées de végétation, et explique en partie les grandes variations constatées par Fox et Matthiessen en différents endroits du delta de l'Okavango (densités de mortalité allant de 0 à plus de 3000 poissons par hectare !). A ce phénomène, il convient d'ajouter l'hétérogénéité de distribution de l'insecticide sur l'ensemble de la zone traitée, en raison de la technique d'épandage (traitements en bandes parallèles, par 2 avions volant côte à côte). Des dosages

des résidus recueillis sur feuilles d'aluminium exposées au niveau de l'eau, durant 1 heure après pulvérisation, donnèrent en effet des valeurs échelonnées entre 1,5 et 9 g/ha ($\bar{x}$=4,5 g/ha), pour un épandage initial de 9,5 g/ha, soit un taux moyen de couverture au sol de 47% environ. Ce dernier fait est particulièrement important, et montre que des traitements de type non résiduel, donc a priori moins nocifs que ceux de type résiduel, peuvent donner lieu à des retombées d'insecticide très agrégatives, entraînant des surdosages ou des sous dosages locaux. La résultante d'une telle campagne de traitement quant à son impact sur les hydrosystèmes présents est donc, dans ce cas également, largement sous la dépendance des techniques de pulvérisation mises en oeuvre, et de la logistique des épandages.

Il faut enfin mentionner que les teneurs en résidus mesurées dans les tissus des poissons vivant dans la zone traitée étaient en général inférieures à 0,12 µg/g de poids frais, dans les muscles, et de moins de 0,8 µg/g dans les viscères (Tableau 22). La métabolisation s'est par ailleurs effectuée rapidement, et seules des traces étaient décelables, un mois après l'arrêt des traitements. Dans les poissons trouvés morts, par contre, ces valeurs dépassaient 1,5 µg/g (Fox, 1980). En raison de la forte liposolubilité de l'endosulfan, c'est dans les graisses que les concentrations maximales ont été mesurées.

Tableau 22. Teneurs en endosulfan total des poissons du delta de l'Okavango, pendant et après les traitements antiglossines. En ppm du poids frais (d'après Wood et Turner, 1976).

| Espèces concernées | Avant les traitements | Après les premiers cycles d'épandage | | 3 mois après l'arrêt des traitements | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Viscères | Muscles | Viscères | Muscles |
| *Clarias gariepinus* | Toutes teneurs inférieures à 0,01 ppm. | 0,11-0,28 | 0,01-0,03 | 0,04 | < 0,01 |
| *Serranochromis thunbergi* | | 0,08-0,19 | 0,02-0,04 | 0,01 | < 0,01 |
| *Schilbe mystus* | | | | | |

En plus de cette toxicité aigüe de l'endosulfan, ayant entraîné des mortalités de poissons non négligeables, certaines observations ont permis la mise en évidence d'effets subléthaux importants, dont l'impact écologique à moyen terme ne doit pas être sous-estimé. C'est ainsi que l'on a été à même de constater:

- des dommages histologiques au niveau du foie et du cerveau,
- une réduction du poids du foie,

- des modifications des composants du sang témoignant d'un stress important,
- une diminution du taux de reproduction (densité des nids en zone traitée environ 75% moindre que dans les zones non traitées, pour les *Tilapia)*(Fox , *op. cit.*).

+ Action sur les invertébrés

Par comparaison avec ce que nous savons de la toxicité de la dieldrine vis-à-vis des invertébrés aquatiques africains, l'impact des traitements à l'endosulfan peut être qualifié de mieux connu. Toutefois, les études globales à moyen ou long terme de l'action de ce pesticide sur cette importante composante des milieux traités, sont rares ou très superficielles.

Des expérimentations conduites en laboratoire, sous les climats tempérés, il ressort d'une manière générale que la sensibilité des invertébrés aquatiques à l'endosulfan est faible, Russel-Smith (1980) rapporte par exemple des valeurs de DL 50/24 heures qui s'échelonnent entre 5 et 10 µg/l pour un Ephéméroptère du genre *Baetis,* et qui atteignent 6000 µg/l pour l'Oligochète *Tubifex tubifex.* Ces chiffres, comparés à ceux obtenus avec de nombreux autres insecticides, témoignent donc d'une toxicité a priori modérée de cet organochloré.

Malgré cela, et au vu de l'action catastrophique sur l'ichtyofaune occasionnée par des épandages résiduels à haute dose (900 à 1000 g/ha), on pouvait supposer un impact sévère de l'endosulfan sur les arthropodes des rivières africaines. Dortland *et al.* , (1978), ne signalent pourtant aucune action apparente sur les invertébrés de la Tapoa (parc du W au Niger), malgré cependant une abondance de Gerridae (Hémiptères amphibicorises) trouvés morts en surface! Aucune référence n'est faite par ailleurs aux invertébrés, dans l'étude d'impact des traitements réalisés au Nigéria, dans la région de Rafin Danya (Koeman *et al* ., 1978). En fait, dans ces deux cas, les études de la faune aquatique ont été focalisées sur les poissons, et les méthodes utilisées pour suivre les peuplements d'arthropodes lotiques étaient toujours rudimentaires, voire inadaptées.

Toujours dans le cas de traitements de type résiduel, mais en présence de concentrations plus faibles, on retrouve dans la littérature quelques références aux effets marginaux sur les invertébrés. Baldry *et al* . (1981), signalent par exemple d'importantes mortalités de Gerridae et de Gyrinidae (insectes aquatiques de surface), survenues à la suite des épandages expérimentaux faits sur la haute Comoé, et utilisant une concentration de 100 g/ha d'une formulation à 25% de matière active. Odonates et Lépidoptères ne semblèrent par contre pas affectés, pas plus qu'ils ne le furent par une concentration double mise en oeuvre quelque temps après. Dans ce dernier cas, bivalves et crustacés n'ont également pas été atteints.

Les analyses de contenus stomacaux de quelques espèces de poissons, faites avant et après les traitements, ne permirent pas de mettre en évidence une nette augmentation de l'occurrence des proies aquatiques, à l'exception toutefois des larves d'Ephéméroptères. Les auteurs en déduisent qu'il n'y a pas eu de forte dérive des invertébrés, induite par les épandages, mais ils ne précisent toutefois pas le temps écoulé entre leurs deux séries d'observations. Il est donc possible qu'une dérive intense, mais de courte durée, ait eu lieu et ne se retrouve pas de manière évidente au niveau du bol alimentaire des poissons, ceci d'autant plus que l'abondance des retombées d'insectes terrestres morts était également une source de proies appréciée par l'ichtyofaune.

Une éventuelle action de l'endosulfan sur les mollusques pulmonés n'est pas à écarter, si l'on s'en réfère aux observations faites dans la Maraoué (Côte d'Ivoire) où des bulins se détachèrent de la végétation à la suite d'une application de 200 g de matière active par hectare, puis nagèrent en surface, à l'envers, le pied fortement dilaté (Everts, 1979). L'auteur ne signale cependant pas de mortalité consécutive à ce comportement.

Des observations plus complètes et à moyen terme ont été conduites au Botswana, dans le delta intérieur de l'Okavango, par Russel-Smith et Ruckert (1981). Elles concernent essentiellement l'évolution des populations zooplanctoniques de la zone traitée, ainsi que celle des peuplements d'invertébrés peuplant les herbiers aquatiques à *Najas pectinata* . Les recherches ont été menées sur 3 ans (1976 à 1978), avant et après une série d'applications d'endosulfan en ULV à une concentration variant entre 6 et 12 g/ha, sous forme de concentré émulsifiable à 30%, diluée à 20% dans le Shell Sol AB. Leurs conclusions sont les suivantes (Douthwaite *et al* ., 1981).

- Aucun effet significatif des traitements n'apparaît au niveau de l'ensemble des peuplements planctoniques. Ceci aussi bien en ce qui concerne les périodes pré et post-traitements qu'en ce qui concerne une zone traitée et une zone non traitée, en période d'épandages (Fig. 25 A).

- A l'intérieur de la communauté planctonique, les proportions des différentes espèces étudiées durant les mêmes périodes et dans les mêmes conditions ne présentent aucune variation qui soit imputable aux effets des traitements.

- Tous les changements constatés sont sous l'étroite dépendance du cycle saisonnier de variation des facteurs abiotiques.

- Les variations constatées pour les peuplements d'invertébrés du périphyton, bien que statistiquement significatives pour certains groupes (Oligochètes, Chironomidae), ne sont pas en relation avec les traitements, mais correspondent à des changements faunistiques liés aux conditions de milieu (déficit du niveau d'eau entre autres) (Fig. 25 B). Cette dernière assertion est confirmée par le fait que des concentrations trente fois supérieures à celles trouvées *in situ*

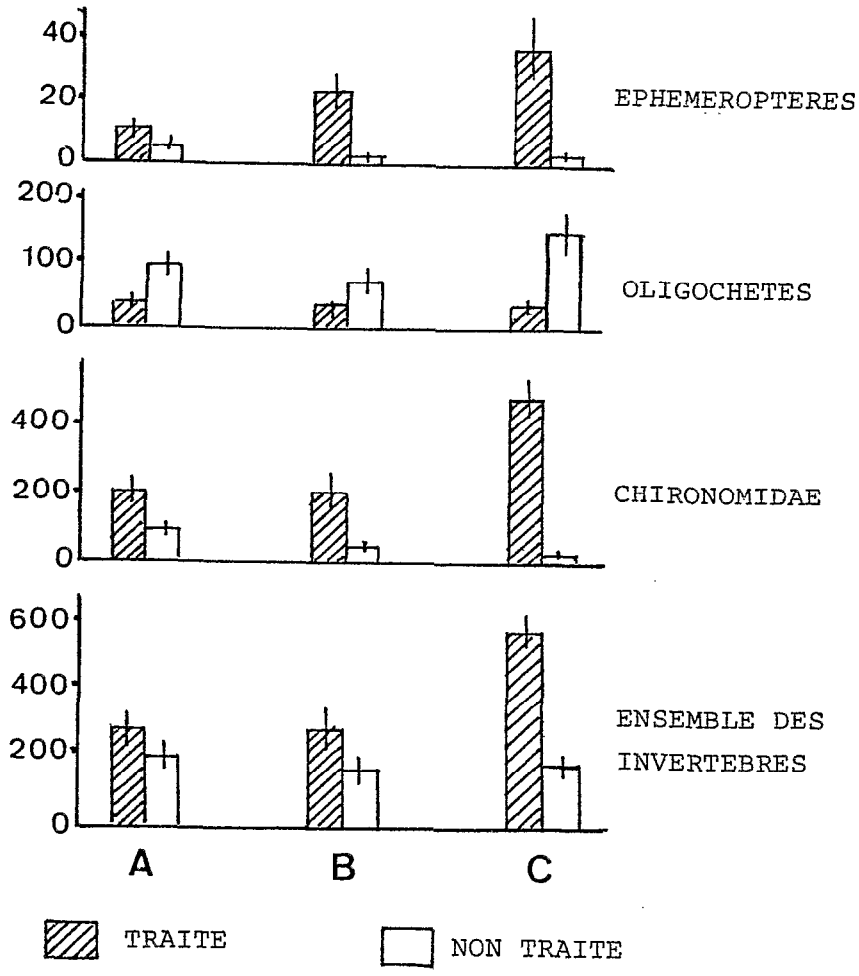



Figure 25 - Estimation des densités moyennes d'invertébrés vivant dans la végétation aquatique de la région du delta de l'Okavango, traitée à l'Endosulfan; site traité et site non traité. Nombre d'individus pour une même unité de poids de végétal (Najas pectinata), les barres verticales représentant les limites extrêmes de variation. A= avant traitement; B= en milieu de traitement ; C= après traitements. (D'après Douthwaite et al, 1981).

après les traitements ne provoquèrent qu'à peine 13% de mortalité des chironomides testés en laboratoire. De même, des traitements expérimentaux réalisés en Afrique du Sud, dans une zone incluant une retenue artificielle utilisée comme pisciculture, entraînèrent une contamination de ce milieu par des teneurs en endosulfan de l'ordre de 1,1 à 1,3 g/l (Van Dyk et Greeff, 1977), qui n'entraîna aucune baisse de densité des groupes d'invertébrés dominants.

Si l'on met donc à part l'action de traitements non résiduels à faibles doses, qui n'affectent apparemment en rien la majorité des arthropodes aquatiques, on ne sait que peu de choses de l'action des traitements résiduels. On peut penser, à la lumière des quelques observations faites sur le terrain, qu'ils n'ont pas un impact catastrophique comparable à celui des Pyréthroïdes que nous considérerons plus loin. Il serait toutefois nécessaire de réaliser quelques études spécifiques pour mettre en évidence un éventuel effet à moyen terme.

Les différentes observations réalisées sur l'ichtyofaune des milieux traités à l'endosulfan mettent par contre très nettement en évidence la forte toxicité de cet organochloré sur cette composante faunistique, et les risques de mortalités qui peuvent même résulter d'application à très faibles dose. L'emploi de l'endosulfan en campagne de traitements antiglossines nécessite donc un maximum de précautions pour limiter, autant que possible, les retombées directes de ce produit dans les milieux aquatiques.

## 6. Risques liés à l'emploi des pyréthroïdes.

L'utilisation des insecticides pyréthroïdes en lutte antiglossines est relativement récente, les premiers essais ayant été conduits au Nigéria dans les années 1976 - 1978 (Taken *et al.*, 1978; Smies *et al* ., 1980). Actuellement, les seuls composés dont on connaisse quelque peu les effets sur l'environnement aquatique sont la perméthrine, la cyperméthrine et surtout la deltaméthrine (=décaméthrine), dont nous avons déjà mentionné la toxicité dans le cadre de son application expérimentale en lutte antisimulidienne (cf. chap. BI).

### + Action de la cyperméthrine (NRDC 149)

Cet insecticide a été employé dès 1977-78, au Nigéria, dans la région de Kaduna (Smies *et al.*, 1980). Les doses mises en oeuvre étaient élevées, et variaient selon les tests de 60 à 150 g de matière active par hectare, utilisant des solutions contenant de 2,5 à 3,75% de produit technique.

L'impact sur la faune aquatique a été étudiée par simple raclage du fond des cours d'eau, avant et après traitement, à l'aide d'un filet de 500 $\mu$ de vide de maille, soit donc à l'aide d'une

méthode peu propice à mettre en évidence des effets autres que catastrophiques ! D'une manière générale, les auteurs remarquent une certaine "baisse de diversité" résultant des traitements, estimée en rapport présence/absence. Seuls cependant les Ephéméroptères et Coléoptères sont mentionnés comme groupes taxonomiques fortement affectés.

### + Action de la perméthrine (NRDC 143)

Dans le même cadre d'essais, la perméthrine utilisée à des doses encore plus fortes (200 à 300 g de matière active par hectare, en solution à 4%, ou en poudre mouillable à 50%), provoque de fortes réductions des groupes suivants: Trichoptères, Chironomidae, Odonates anisoptères, Notonectidae, Planorbidae. *Caridina africana* (crustacé) disparaît totalement de la zone traitée.

Bien que mal quantifié, l'impact sur la faune des invertébrés semble donc avoir été très marqué. Par ailleurs, quarante poissons (*Barbus* spp.) ont été trouvés morts dans une zone d'eau stagnante, ce qui laisse supposer une action toxique sur ce groupe, également non négligeable.

A des doses nettement plus faibles (environ 2,5 g/ha en traitements aérosols, non résiduels), la perméthrine présente encore une forte toxicité pour les arthropodes aquatiques, si l'on en juge par les observations rapportées par Takken *et al*, (1978).

Les expériences eurent lieu dans la partie sud-ouest de la Haute Volta, sur la Volta Noire et la Comoé. Là, les traitements occasionnèrent une forte mortalité d'Ephéméroptères et d'Odonates, ainsi que de *C. africana* . Des crustacés de plus grande taille (*Macrobrachium* ) ont été trouvés paralysés, mais survécurent cependant. Des mortalités de larves de batraciens sont également rapportées, ce qui témoigne d'une toxicité de la perméthrine non limitée aux arthropodes, même à des doses très faibles.

### + Action de la deltaméthrine (NRDC 161)

C'est certainement l'insecticide pyréthroïde qui entraîna les effets toxiques les plus marqués. Dès les premières observations de Smies *et al* . faites au Nigéria (*op. cit.*), il est mentionné, après action de traitements résiduels avec 20 à 40 g de matière active par hectare (solutions de 2,5 à 3,75%), de très fortes mortalités d'Ephéméroptères, Odonates, Corixidae, Coléoptères, Oligochètes et surtout, à nouveau, *C. africana*. Cette dernière espèce fut entièrement éliminée des zones traitées et il fallut une année pour que le repeuplement s'effectue.

Dans les traitements faits en Haute Volta, Takken *et al* rapportent le même type de résultat, malgré une utilisation de concentrations plus faibles (12,5 g/ha en traitements résiduels et

0,2 g/ha en aérosols).

Les poissons ne sont pas affectés de manière irréversible bien que quelques espèces soient passagèrement traumatisées comme par exemple *Barbus sublineatus* et *Amphilius atesuensis*. Les macro-crustacés sont toujours les plus sévèrement atteints. *Macrobrachium raridens* n'est plus seulement paralysé mais tué, et deux traitements résiduels à 12,5 g de matière active par hectare, effectués à un mois d'intervalle, éliminèrent totalement la faune carcinologique de la zone expérimentale.

Ce type d'action est constant et Baldry *et al.*, (1981) rapportent des résultats identiques obtenus à nouveau en Haute Volta, à la suite de traitements à la dose de 12,5 g/hectare. Seule *C. africana* avait dans ce cas repeuplé le milieu après un an, *Macrobrachium raridens* demeurant toujours absent de la zone traitée, après ce laps de temps.

Si tous les pyréthroïdes apparaissent présentant une forte toxicité vis-à-vis des arthropodes aquatiques, les effets les plus marqués sont certainement provoqués par les applications de deltaméthrine, qui agit à des doses très faibles. En traitements non résiduels à 0,19 g/ha, ce produit entraîne déjà une très forte paralysie de *Macrobrachium raridens*, paralysie qui devient irréversible et aboutit à la mort quand cette concentration est à peine doublée (0,36 g/h) (Takken *et al.*, 1978).

A une concentration de 12,5 grammes de matière active par hectare, qui semble être celle donnant les meilleurs résultats pour l'élimination des glossines, l'impact sur les invertébrés aquatiques est extrêmement violent. Chaque application entraîne immédiatement une dérive catastrophique des invertébrés, comme on peut en juger par les résultats rapportés par Everts (1979). Les valeurs atteintes par l'indice de dérive sont très élevées, maximales le jour du traitement, elles demeurent également fortes durant plusieurs jours. Ceci traduit à la fois une forte contamination de l'hydrosystème et probablement aussi des effets différés, car ce maintien prolongé de l'impact ne correspond pas au type d'action classique de la deltaméthrine, dont les effets aigus de "knock down" ont été nettement mis en évidence (Dejoux, 1983) (Fig. 26). Il est possible, dans le cas des traitements réalisés sur la Maraoué et obtenus par Everts dans une région de contact grande forêt-savane, que plusieurs phénomènes entrent en jeu et induisent un tel effet retard. Il existe en effet toujours de nombreuses feuilles qui tombent dans le cours d'eau, contaminées par un dépôt de deltaméthrine, elles peuvent constituer un apport permanent de matière active au milieu. Il peut également se faire que de fines goutelettes d'insecticide aient été plus ou moins retenues sous la canopée et se déposent progressivement dans l'eau. De même, l'eau de rosée, due au degré hygrométrique élevé, est susceptible de lessiver légèrement la végétation et de s'égoutter dans le cours d'eau, provoquant un apport secondaire de produit insecticide.

Quelques mesures faites en zone traitée permettent d'évaluer l'intensité d'action de la deltaméthrine. Trois heures après le

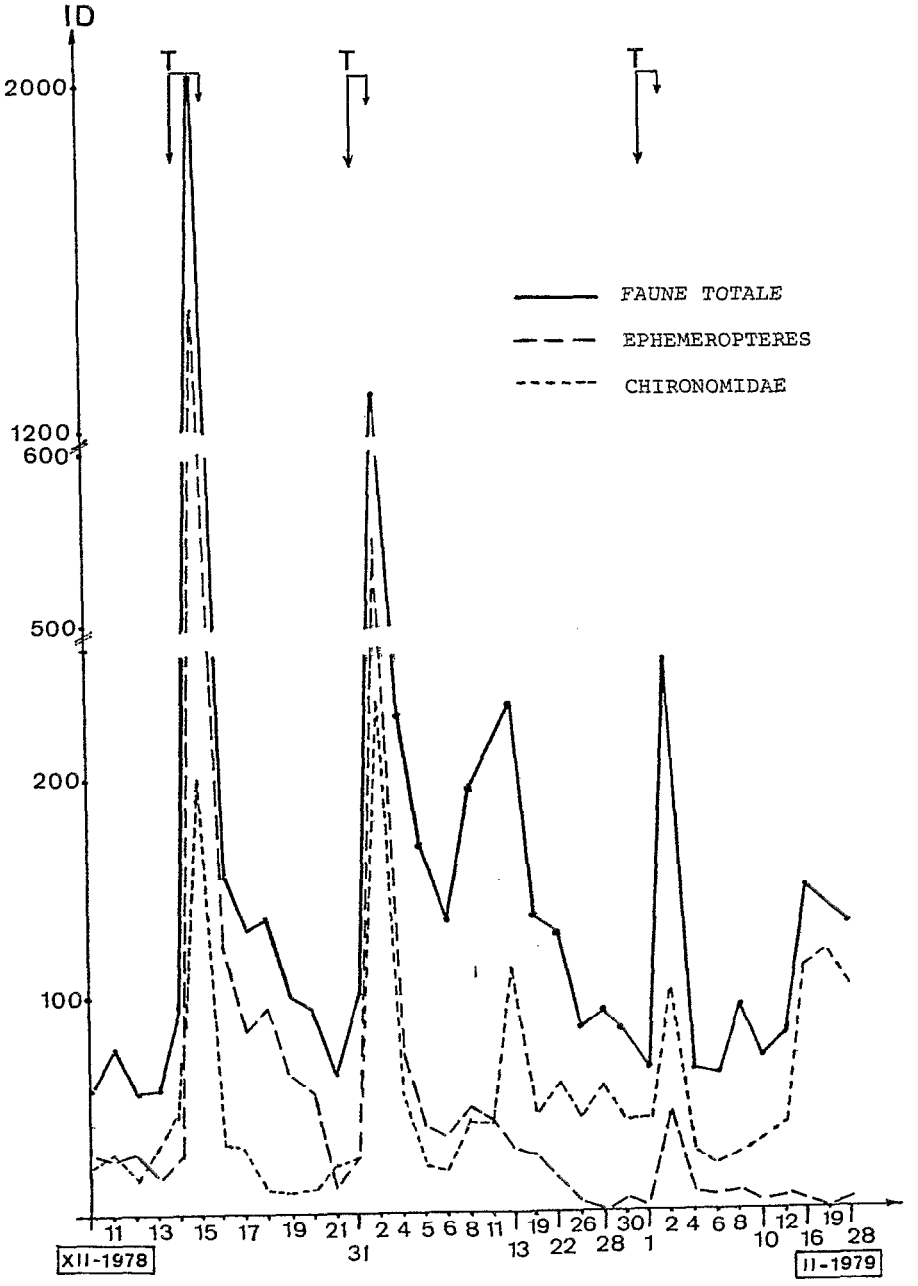



Figure 26 . Intensités de dérive des invertébrés benthiques, consécutives à trois applications de deltaméthrine à la concentration de 12,5 g de matière active par hectare (d'après Everts, 1979).

premier traitement, donc certainement après le pic d'intensité maximale, les valeurs de l'indice de dérive de jour, qui dans cette zone sont en moyenne de 3 ou 4, étaient supérieure à 3000, soit un rapport d'augmentation d'environ 1000 fois (Elouard *et al.*, 1979 b). Des analyses de la faune benthique réalisées en zone traitée, six jours plus tard, confirmèrent la baisse considérable des densités de la majorité des groupes d'invertébrés. La raréfaction était particulièrement sensible pour les Ephéméroptères Baetidae et Tricorythidae, mais également concernait les Trichoptères Hydropsychidae, les peuplements présents ne comportant pratiquement plus que de jeunes larves probablement écloses depuis le traitement. Une analyse comparée de la structure des populations de deux espèces dominantes de cette famille, réalisée entre le site traité et deux autres non traités situés respectivement à l'amont et à l'aval, met bien en évidence cette différence (Fig. 27). Trois traitements successifs ayant été réalisés, l'analyse des dérives après chacun d'eux donne une image globale de la faune benthique alors présente. Schématisée fig. 28, il apparaît une disparition progressive des groupes les plus sensibles, au temps de développement long : crustacés et Ephéméroptères Tricorythidae. Cette évolution favorise par contre les Pyralidae, moins sensibles, ainsi que les "autres groupes", ou dominent les Chironomidae au cycle vital très court, qui repeuplent le milieu entre deux épandages. Enfin, sur ces mêmes sites, un calcul des indices de diversité de Shannon, portant sur l'ensemble des composantes du benthon des rochers dans le courant, donna respectivement les valeurs suivantes : 2,83, 1,36 et 3,11 bits/espèce, la plus faible valeur étant obtenue sur le site traité.

## 7. Toxicité d'autres pesticides ayant fait l'objet d'essais de lutte contre les glossines.

Contrairement à ce que nous avons vu pour la lutte antisimulidienne, les essais de lutte antiglossines n'ont pas conduit à la mise en oeuvre expérimentale de nombreux produits, probablement en raison d'une logistique assez complexe des traitements, même à ce stade d'application. Encore moins nombreux sont les produits ayant fait l'objet d'observations quant à leur impact sur la faune aquatique. Le crotoxyphos a été essayé au Botswana, mais il fut difficile de prouver la responsabilité de ce produit dans la mortalité de poissons et de batraciens, maintenus en cages dans la zone traitée (Koeman *et al.*, 1980).

L'azaméthifos et le fenthion ont été utilisés en 1977 en Haute-Volta, lors d'essais aux concentrations respectives de 3,3 et 1,3 grammes par hectare. A ces très faibles concentrations, aucun effet sur la faune aquatique non-cible n'a été rapporté, les macro-crustacés qui avaient fait l'objet d'une attention particulière n'étant aucunement affectés (Takken *et al.*, 1978).

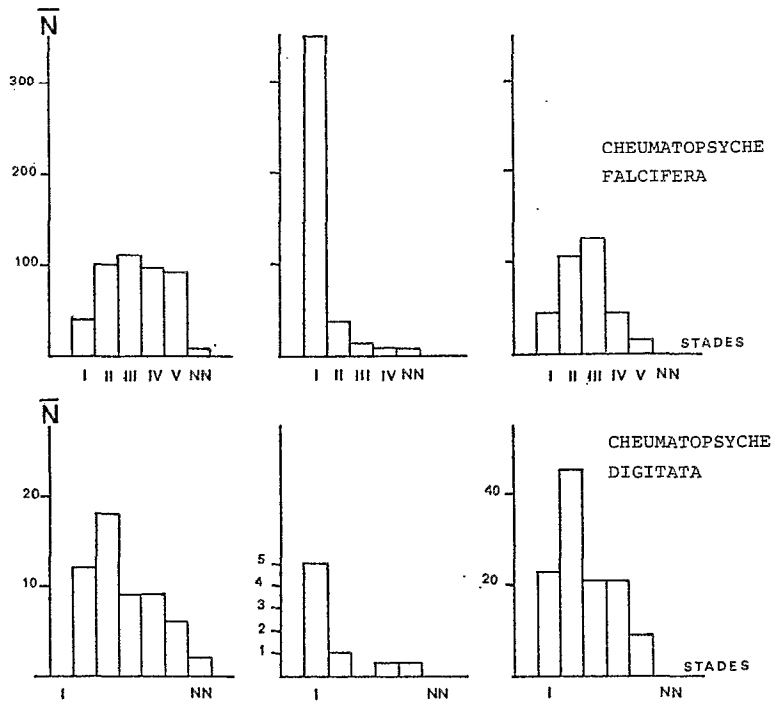



**Figure 27**

Struture des populations de deux espèces d'Hydropsychidae vivant sur les rochers en eau courante de la Maraoué ( Côte d'Ivoire), en zone traitée (B= site de Yaokro) et en zones non traitées ( A= site de Danangoro ; C= site d'Entomokro).

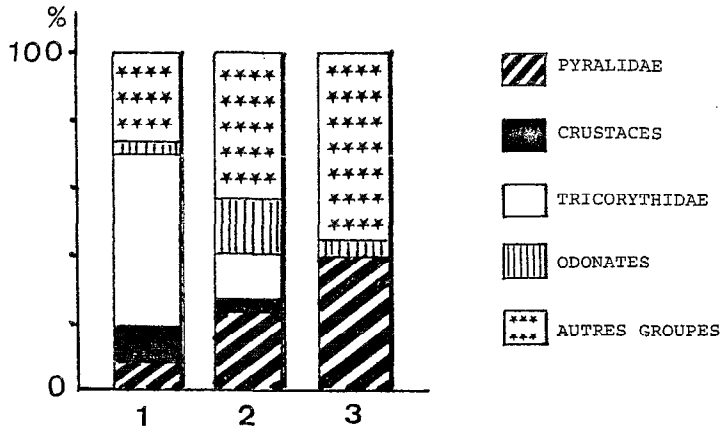



Figure 28-Variation des proportions des principaux groupes d'invertébrés récoltés dans les dérives consécutives à trois cycles succsessifs d'épandages expérimentaux de Deltaméthrine . Rivière Maraoué , Côte d'Ivoire.

Le DNOC (2-méthyl-4,6 dinitro-ortho-crésol) est un défoliant qui fut utilisé en Tanzanie à la concentration de 5,g kg/ha. Aucun effet sur la faune non-cible n'a été signalé et les analyses d'eau stagnante faites dans la zone expérimentale, un à deux mois après les épandages, ne permirent pas la mise en évidence de résidus (Tarimo et Pallotti, 1979).

Parmi les quelques autres produits qui furent utilisés, soit en essais localisés, soit en lutte de petite envergure, il faut signaler les suivants la Télodrine® à 16,5g de m.a./ha (Rwanda), le Multamin® qui est une solution mélange de DDT à 23%, de γ BHC à 9% et de dieldrine à 9% (Nigéria), le γ BHC à 4% (Malawi), le bromophos à 200-1000 g/ha ainsi que le fénitrothion à 10-1000 g/ha (Mali); le jodfenphos à 160-800 g/ha, le tétrachlorvinphos ou Gardona® à 100-300 g/ha, ainsi que le méthoxichlore à la même concentration (Haute Volta et Mali). Tous ces essais n'ont pas fait l'objet d'observations spécifiques sur la faune aquatique.

## 8. Conclusion

Il ressort des expériences passées que la majorité des campagnes de traitements aux insecticides destinées à lutter contre les glossines ont un impact certain sur les biotopes aquatiques situés dans, ou près, des zones concernées. Bien entendu, et nous rejoignons ici l'opinion de Mac Lennan (1973), cet impact ne représente qu'une faible perte, en comparaison des bénéfices résultant de l'élimination, ou seulement de la forte réduction, des populations de tsé-tsé, sur d'immenses surfaces. Rappelons cependant une fois de plus qu'il n'est pas de notre propos de faire un bilan du pour et du contre, mais seulement d'essayer d'évaluer des niveaux d'impact sur les composantes aquatiques des écosystemes naturels. A ce titre, il nous faut donc mettre en évidence les dangers de contamination, à court et long terme, des hydrosystèmes accumulant périodiquement des composés organochlorés très persistants. Les dangers à court terme seront d'autant plus grands que les techniques des traitements de type résiduel, utilisant de fortes concentrations, seront mis en oeuvre. Toutefois, on peut se demander quelles seront à long terme les conséquences de traitements non résiduels, en aérosols par exemple. S'il est certain que leur impact immédiat sur la faune aquatique est généralement faible, voire non décelable en première analyse, on ne sait rien de la part qu'ils jouent dans la lente accumulation des résidus organochlorés qui s'effectue à l'échelle du continent. Bien que susceptibles de présenter une dégradation plus rapide par volatilisation et co-distillation que des traitements résiduels, il n'en demeure pas moins que leur transport par dérive aérienne est facilité par les techniques d'application utilisées. Leur contribution à l'augmentation des teneurs globales (au sens mondial du terme) est peut-être alors loin d'être négligeable et les conséquences à longue échéance ne peuvent être, à l'heure actuelle, clairement évaluées.

Enfin, en ce qui concerne l'Afrique, et les milieux aquatiques en particulier, il serait peut être surprenant de quantifier, en comparaison avec les impacts directement liés à la toxicité des insecticides utilisés en lutte antiglossines, ceux qui découlent, à plus ou moins long terme, de la nouvelle occupation par l'homme de régions autrefois désertées. Dans de nombreux cas leur répercussion sur les hydrosystèmes est certainement plus perturbante que celle de traitements meurtriers, mais limités dans le temps !

Chapitre B. IV

# Impact des insecticides utilisés pour lutter contre les moustiques et les chironomides

Les maladies transmises par les moustiques, relativement nombreuses et variées, ont un impact très important sur le potentiel santé, et par répercussion, sur le potentiel économique des pays tropicaux. Parmi ces maladies, l'une des plus répandues en Afrique, et peut-être dans le monde, est sans conteste le paludisme, transmis par de nombreuses espèces d'*Anopheles*. Malgré des efforts constants de lutte il demeure en Afrique à l'état hyperendémique, et rien ne laisse présager une amélioration prochaine de cette situation. Les mêmes espèces d'*Anopheles* transmettent également des filarioses lymphatiques comme la filariose de Bancroft, alors que les arboviroses ("arthropod borne viruses") sont surtout transmises par les moustiques du genre *Aedes*. Parmi ces dernières, la fièvre jaune est l'une des plus connue en Afrique, où sa propagation peut dans certaines circonstances prendre un caractère épidémique (Mouchet, 1979). Les moustiques constituent dans ces cas des réservoirs à virus, qu'ils sont même susceptibles de transmettre à leurs descendants. D'autres espèces enfin sont aptes à véhiculer d'autres viroses, comme par exemple le virus de la Rift Valley dont une épidémie sérieuse a sévi en 1978, en Egypte, transmise par *Culex pipiens*.

Bien qu'à l'inverse d'endémies comme l'onchocercose, les schistozomiases ou la trypanozomiase, le paludisme soit une maladie que l'on puisse prévenir par une chimioprophylaxie de masse facilement mise en oeuvre, la démoustication est un moyen de lutte non négligeable, et l'élimination de ces Diptères présente un intérêt médical certain.

Pour ce faire, il est a nouveau largement fait appel aux insecticides de synthèse, qui peuvent être employés de multiples manières. Les adultes peuvent être attaqués par pulvérisations aériennes ou aérosols, ou par applications de produits résiduels sur leurs lieux de repos. Les larves sont contrôlées par application de produits divers, directement dans leur milieu aquatique de développement, que ce dernier soit naturel ou artificiel.

Nous nous retrouvons donc rapidement dans une situation analogue aux précédentes, c'est à dire en présence de risques multiples d'effets secondaires sur les écosystèmes aquatiques, plus ou moins graves selon que l'insecticide les aura atteints directement ou non. On doit également tenir compte que les milieux où se développent les moustiques sont le plus généralement des milieux

fermés et stagnants, à faible coefficient de renouvellement, où les insecticides, s'ils sont fortement rémanents, auront un impact durable sur les organismes aquatiques non-cible.

1. Les moyens de lutte.

La panoplie des produits actifs vis-à-vis des moustiques est bien fournie, et la plupart des insecticides polyvalents ont été utilisés sur le terrain, à un moment ou à un autre, avec plus ou moins de succès. Des traitements souvent abusifs ont par ailleurs favorisé l'apparition de souches résistantes à certains produits. La résistance génétique au DDT et la résistance croisée à d'autres composés organochlorés, présentée par certaines populations d'*Anopheles*, en est un exemple probant.

Parmi les produits qui ont été, ou sont, le plus couramment utilisés en lutte antimoustique, il faut citer les suivants :

+ L'isomère $\delta$ du HCH. Il est surtout utilisé en traitements intradomiciliaires, généralement sous forme de quatre pulvérisations annuelles à la concentration de 0,5 g/m$^2$.

+ Le malathion. Il est employé de la même manière, à une concentration plus élevée (2 g/m$^2$), ou bien en traitements extérieurs par ULV, contre *Aedes aegypti*, à 400 g/ha. Deux traitements successifs à dix jours d'intervalle sont généralement appliqués.

+ Le fénitrothion est utilisé de manière identique. Il présente par ailleurs une action larvicide notable.

+ Le téméphos est principalement utilisé comme larvicide dans les eaux peu chargées en suspensions et en matière organique. L'emploi de granulés dosés à 1% de matière active donne de bons résultats.

+ Le fenthion est appliqué dans les mêmes conditions et est actif en traitements périfocaux contre *Aedes aegypti*.

+ Le chlorphoxim. C'est un larvicide actif mais sa toxicité pour les milieux traités est loin d'être négligeable comme nous l'avons déjà mentionné.

+ Le diméthoate, le Naled®, le fenchlorphos, sont eux nettement moins toxiques et s'utilisent en thermonébulisations, en ULV.

+ Le dichlorvos est principalement réservé aux usages domestiques et constitue la matière active des plaquettes Vapona®.

+ Le propoxur. C'est un carbamate qui tend à remplacer le DDT dans le traitement des habitations, généralement utilisé comme produit résiduel à la concentration de 2 g/m$^2$.

+ Les pyréthrinoïdes. Ils constituent comme nous l'avons vu dans d'autres domaines une nouvelle génération de produits, encore peu utilisés à grande échelle. Ils sont très prometteurs en lutte antimoustiques, malgré leur forte toxicité vis-à-vis des invertébrés non-cible et des vertébrés poïkilothermes.

A côté de ces produits chimiques parmi les plus utilisés, il faut mentionner un certain nombre de moyens de lutte d'efficacité inégale, mais qui peuvent dans des cas bien précis donner de bons résultats.

+ Insecticides biologiques. Voici quelques années, le méthoprène, analogue de l'hormone juvénile, avait suscité beaucoup d'espoir. Il s'avère malheureusement d'une mise en oeuvre délicate, car son activité est limitée aux larves du 4ème stade. Son utilisation demeure actuellement au stade expérimental. Il en est de même pour le Dimilin® ou diflubenzuron, un inhibiteur de mue qui perturbe également la ponte (Mouchet, 1979).

+ Les agents pathogènes. Ils regroupent différents virus ou bactéries, et le plus efficace est sans conteste le *Bacillus thuringiensis israelensis*, qui tue les larves en moins de deux heures, et dont nous avons déjà signalé l'emploi en lutte antisimulidienne (chap. BI.8). Il ne se reproduit malheureusement pas dans le milieu, et doit être utilisé en traitements périodiques, comme un larvicide chimique.

Le *Bacillus sphaericus* présente une action larvicide du même type, mais son efficacité semble moins bonne.

+ La lutte biologique.

L'emploi d'un poisson culiciphage *Gambusia affinis* n'est pas récente, et se pratique depuis des dizaines d'années. Son emploi est efficace, mais demeure limité aux collections d'eau permanentes d'assez grande dimension. Y échappent toutes les espèces se développant dans les gîtes domestiques ou occasionnels de petite dimension, comme *Anopheles gambiae* et *Aedes aegypti* par exemple.

D'autres prédateurs ont fait l'objet d'essais sur le terrain, ailleurs qu'en Afrique. Il faut citer par exemple l'action prédatrice des larves de *Toxorhynchites*, moustique non piqueur, sur les larves d'autres moustiques. Des essais de grande envergure effectués en Polynésie ont donné de bons résultats et fortement réduit les densités larvaires d'*Aedes polynesiensis* (Mouchet, 1979). Les oeufs de cette dernière espèce seraient par ailleurs une "proie" recherchée de certains *Cyclops*, dans la même région. Il faut enfin signaler quelques essais d'emploi de graines mucilagineuses de crucifères qui, introduites dans l'eau, attirent les larves de moustiques qui, en tentant de les ingérer, s'y empêtrent leur mandibules et ... meurent asphyxiées !

## 2. Impact de la lutte antimoustiques sur les milieux aquatiques.

Si l'on met à part les traitements mixtes des marécages, la lutte adulticide, essentiellement effectuée en agglomération, présente moins de dangers pour les milieux aquatiques que la lutte larvicide, dont le champ d'action est l'hydrosystème. Toutefois, des risques de contamination des eaux, soit accidentels, soit par transports de matières toxiques après lessivage et ruissellement, ne sont pas à écarter.

Dans les lignes suivantes, nous passons en revue les impacts liés à l'application de différentes méthodes de lutte, en nous basant sur des observations conduites en Afrique. En ce qui concerne l'action des insecticides, nous retrouvons différents composés ayant déjà été présentés dans le cadre de la lutte antisimulidienne par exemple, mais dont les effets sont différents dans la mesure où leur maintien en contact avec la faune ou la flore non cibles, est beaucoup plus long.

### a. Toxicité du DDT.

Le DDT a longtemps été utilisé en lutte adulticide-larvicide, par pulvérisations aériennes. La concentration moyenne employée était généralement de 20 kilogrammes par hectare, en traitement de type résiduel, et l'on admet que l'action d'un épandage pouvait avoir une efficacité suffisante pendant 6 mois.

En dehors des pulvérisations urbaines ou péri-urbaines, de nombreux traitements étaient réalisés, a basse altitude, sur les régions marécageuses ou le littoral des grands plans d'eau stagnants. L'impact sur les composantes biologiques des milieux aquatiques était donc souvent direct, en raison de retombées importantes d'insecticide, et les teneurs en DDT dans l'eau pouvaient dans bien des cas être élevées.

L'apparition d'une très forte résistance des anophèles, dans la plupart des régions d'Afrique où ils ont été intensement combattus, est certainement à l'origine du remplacement du DDT par d'autres produits. Malgré cela, cet organochloré continue encore à être employé contre les moustiques dans certaines régions du continent.

La toxicité du DDT en milieu stagnant a presque uniquement été étudiée vis-à-vis des poissons et principalement pour différentes espèces de *Tilapia*. Ces poissons sont en effet très fréquemment élevés en étangs de pisciculture, lieux qui par ailleurs sont fortement productifs en moustiques quand leur entretien est quelque peu délaissé.

Depuis longtemps on sait que le DDT en milieu stagnant présente une toxicité variable pour la faune non-cible, en fonction du type de formulation utilisée. De nombreuses expérimentations ont été réalisées dans ce domaine en Europe et aux Etats Unis, montrant par exemple que l'emploi de solutions huileuses de DDT, ou bien son mélange avec du kérosène, était nettement plus nocif pour l'environnement que son utilisation sous forme de poudre mouillable.

En Afrique, Webbe et Shube (1958), travaillant dans la province de Tonga, au Tanganyika, montrèrent qu'en étang de pisciculture, des lots de trente poissons exposés à vingt traitements hebdomadaires à l'aide de DDT en poudre mouillable à 50% de matière active, ne présentèrent que 6,6% de mortalité à l'issue des observations. La concentration utilisée était de 0,11 g de matière active par mètre carré et les espèces concernées étaient *Tilapia macrochir, T.melanopleura* et *T. pangani*. Durant le même temps, les mêmes espèces placées dans un étang témoin accusaient une mortalité de 3,3%. La différence était donc très faible.

Si dans les mêmes conditions de milieu on applique par contre le DDT en solution huileuse (une solution dans le Malariol H.S. avec 5% de DDT actif a été utilisée), les mêmes especes accusent des mortalités très élevées (Webbe, 1957). Les taux de mortalité observés étaient en effet de l'ordre de 50% après un seul traitement (300 l/ha de formulation) et trois semaines d'observation. Ils dépassaient 60% quand la concentration employée était de 1100 l/ha.

L'addition d'huiles à fort pouvoir dispersant a donc une action synergisante pour la matière active du DDT, et l'augmentation du taux de mortalité ne peut être imputée à une toxicité spécifique des huiles puisque le Malariol, utilisé seul à la concentration de 1100 l/ha, ne provoqua aucune mortalité de poissons, dans les mêmes conditions d'expérience. Nous aborderons à nouveau ces problèmes de différence de toxicité de formulation dans les pages suivantes (cas du téméphos), mais il est d'ores et déjà certain que l'action toxique des différentes matières actives est largement accrue par l'addition de produits tensio-actifs, favorisant sa pénétration dans les organismes.

Des résultats analogues à ceux de Webbe sont obtenus par Hussein *et al* ., (1963), travaillant en laboratoire sur *Tilapia zillii* . Dans ce cas, l'exposition continue à une formulation en concentré émulsifiable de DDT (75% de matière active) simule les conditions d'épandage en eau stagnante d'étendue limitée. Les poissons utilisés ont une taille moyenne de quatre cm et les courbes de mortalité établiés à la suite de différents tests sont présentées figure 29. Le DDT apparaît fortement toxique dans ces conditions, particulièrement dans le cas d'une concentration de 1 ppm.

L'impact des traitements des eaux stagnantes sur les autres composantes biologiques n'a pratiquement jamais donné lieu, en Afrique, à des observations précises. Tout au plus est-il mentionné dans les expériences de Webbe que les poissons subissant des

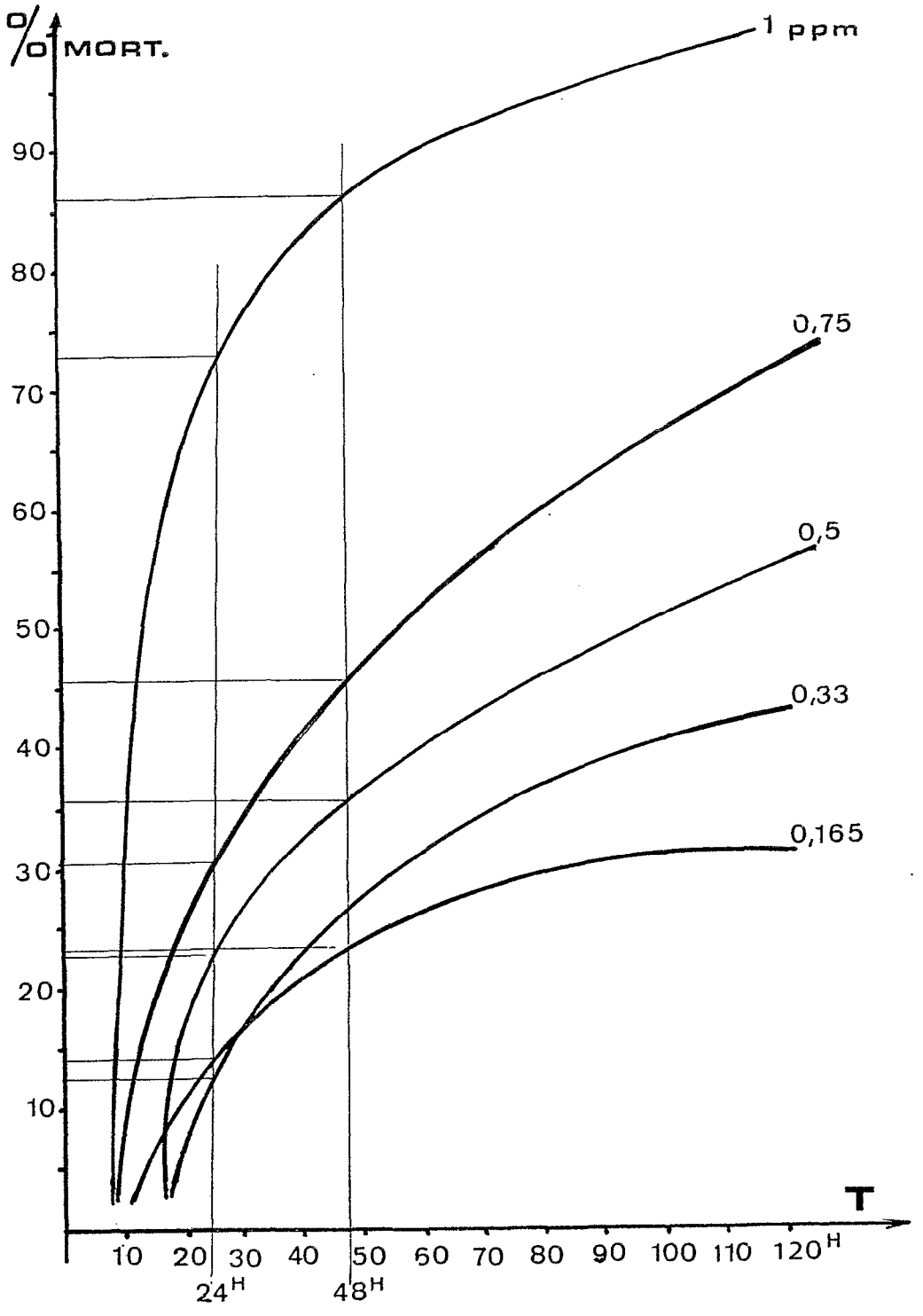



Figure 29 - Courbes de mortalité de jeunes Tilapia zillii, en fonction du temps d'exposition dans différentes concentrations de DDT (d'après Hussein et al, 1963).

applications régulières de DDT présentent une croissance plus faible que les poissons non traités. Il invoque comme explication une raréfaction de leur nourriture due aux traitements successifs, mais la réduction des densités d'invertébrés, résultant certainement des traitements, ne nous semble pas devoir se répercuter sur la croissance de poissons dont les régimes alimentaires sont principalement herbivores ou détrivores. On peut par contre supposer que dans le cas d'un emploi de fortes concentrations de DDT en solution huileuse, au moins l'ensemble des insectes aquatiques à respiration aérienne soit décimé.

b. Toxicité du téméphos (Abate®).

Nous avons vu longuement au chapitre BI les problèmes de toxicité liés à l'emploi du téméphos en milieu d'eau courante pour la lutte contre les Simuliidae. Cet insecticide organophosphoré fait aussi partie de l'arsenal des produits de démoustication, domaine où il est également considéré comme étant peu toxique pour la faune non-cible.

Bien entendu, une telle conclusion doit être nuancée en fonction des concentrations mises en oeuvre, et quelques résultats obtenus en Afrique prouvent que certains organismes vivant en eau stagnante peuvent être considérés comme sensibles à son action prolongée.

+ Action sur quelques invertébrés.

Plusieurs études de laboratoire réalisées au Tchad permettent de juger de l'impact du téméphos sur quelques organismes des milieux stagnants, par comparaison à son action sur *Culex pipiens* à des concentrations variées et en fonction de différents temps d'exposition.

Les résultats obtenus sont présentés dans les tableaux 23 et 24, où ont été également regroupées d'autres données relatives à la toxicité de différents insecticides utilisés en lutte antimoustiques. Il apparaît que même à des concentrations faibles agissant un temps très court, le téméphos entraîne une mortalité très notable de certains taxons, particulièrement parmi les larves d'insectes (Dejoux et Troubat, 1973). En fait, ces résultats doivent être considérés avec précaution dans la mesure où ils ont été obtenus en laboratoire, dans des conditions assez éloignées de celles qui prévalent dans le milieu naturel. Dans ce dernier, en effet, une grande partie du téméphos se fixe sur les particules argileuses en suspension, sur les sédiments et le periphyton, ainsi que sur la végétation aquatique. La toxicité pour les organismes est ainsi sensiblement diminuée et on peut considérer les résultats obtenus en laboratoire comme des valeurs par excès.

Un second problème qui doit être considéré dans l'action des insecticides en milieu stagnant, est la part qui revient aux solvants et émulsifiants composant les formulations. Selon leur

TABLEAU 23 :

TOXICITE DE DIFFERENTS INSECTICIDES UTILISES EN LUTTE ANTI-MOUSTIQUES, VIS-A-VIS DE QUELQUES ELEMENTS DE LA FAUNE AQUATIQUE NON CIBLE DES EAUX STAGNANTES AFRICAINES. ACTION EN LABORATOIRE DURANT 24 HEURES, DE CONCENTRATIONS CROISSANTES.

| Formulations | 0,1 ppm | 0,2 ppm | 0,3 ppm | 0,4 ppm | 0,5 ppm | Témoins (mortalité moyenne) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Action sur Crocothemys erythrea | | | |
| Abate 500 Procida | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Abate 200 Procida | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Baythion | 73,3 % | 86,6 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Methyl dursban | 66,6 % | 66,6 % | 83,3 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Abate 500 Cyanamide | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Abate 200 Cyanamide | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Bromophos | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Lodofenphos | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Phoxim | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0,5 % |
| Methoxychlore | 85 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| | | | Action sur les larves de Batraciens | | | |
| Lodofenphos | 0 % | 0 % | 28,3 % | 30 % | 51,3 % | 0 % |
| Abate 200 Cyanamide | 1,6 % | 0 % | 1,6 % | 1,6 % | 1,6 % | 0 % |
| Methyl dursban | 0 % | 0 % | 1,6 % | 0 % | 0 % | 0 % |
| | | | Action sur les Bulins | | | |
| Baythion | 3,2 % | 3,2 % | 0 % | 16,6 % | 6,6 % | 0 % |
| Abate 500 Procida | 1,6 % | 0 % | 3,2 % | 1,6 % | 1,6 % | 0 % |
| Methocychlore | 10,3 % | 10,3 % | 19,2 % | 27 % | 29,6 % | 0 % |
| | | | Action sur Chironomis pulcher | | | |
| Abate 500 Procida | 66,6 % | 73,3 % | 78,3 % | 63,3 % | 70 % | 10 % |
| Abate 200 Procida | 58,3 $ | 83,3 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Baythion | 66,6 % | 73,3 % | 90 % | 95 % | 100 % | 0 % |
| Methyl dursban | 91,6 % | 95 % | 95 % | 100 % | 100 % | 0,5 % |
| Abate 500 Cyanamide | 86,2 % | 83,3 % | 92,6 % | 97 % | 100 % | 0 % |
| Abate 200 Cyanamide | 67,3 % | 78,6 % | 92,6 % | 90,3 % | 100 % | 0 % |
| Bromophos | 96,6 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Lodofenphos | 92,3 % | 90 % | 90 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Phoxim | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0,5 % |
| Methoxychlore | 76,6 % | 76 % | 99 % | 97 % | 100 % | 0 % |
| | | | Action sur Anisops balcis | | | |
| Abate 500 Procida | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 12 % |
| Abate 200 Procida | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Baythion | 100 % | 100 % | 96,6 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Methyl dursban | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 2 % |
| Abate 500 Cyanamide | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 5 % |
| Abate 200 Cyanamide | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Bromophos | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Lodofenphos | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 18,2 % |
| Phoxim | 98,2 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 0 % |
| Methoxychlore | 100 % | 97 % | 100 % | 100 % | 100 % | 2,5 % |

Tableau 24: Toxicité de quelques insecticides utilisés en lutte anti-moustiques, sur certains organismes non-cible des eaux stagnantes africaines. Action de concentrations agissant un temps très court et comparaison avec leur toxicité vis-à-vis des larves de Culicidae . (Dosages en ppm ).

| Organismes testés | Abate 200-Procida | | | | | Méthyl dursban | | | | | Méthoxychlore | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0,05/ 10' | 0,1/ 10' | 0,25/ 10' | 0,25/ 2' | 1/30" | 0,05/ 10' | 0,1/ 10' | 0,25/ 10' | 0,25/ 2' | 1/30" | 0,05/ 10' | 0,1/ 10' | 0,25/ 10' | 0,25/ 2' | 1/30" |
| Bufo regularis | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % |
| Bulinus forskalii | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 6,6 % | 13,3 % | 0 % | 0 % |
| Crocothemys erithrea | 30 % | 5,5% | 30 % | 20 % | 10,6 % | 0 % | 3,3 % | 23,3 % | 10 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % |
| Chironomus pulcher | 5 % | 0 % | 6,6% | 9,3% | 35 % | 3,3 % | 6,6 % | 10 % | 3,3 % | 10 % | 3,3 % | 3,3 % | 0 % | 3,3% | 0 % |
| Anisops balcis | 3,3% | 0 % | 6,6% | 0% | 0% | 0 % | 3,3 % | 17 % | 0 % | 0 % | 10 % | 33,3 % | 73,3 % | 33,3% | 33,3% |
| Culex sp. | 81,3% | 86,6% | 93,3% | 64 % | 59 % | 0 % | 26,6 % | 40 % | 0 % | 3,3 % | 23,3% | 53,3% | 86,6% | 20 % | 36,6% |

| Organismes testés | Baythion | | | | | Phoxim | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0,05/ 10' | 0,1/ 10' | 0,25/ 10' | 0,25/ 2' | 1/30" | 0,05/ 10' | 0,1/ 10' | 0,25/ 10' | 0,25/ 2' | 1/30" |
| Bufo regularis | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % |
| Bulinus forskali | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % |
| Crocothemys erithrea | 0 % | 0 % | 0 % | 0 % | 60 % | 11,1% | 16,6% | 33,3% | 11,1% | 33,3% |
| Chironomus pulcher | 10 % | 13,3% | 20 % | 10 % | 30 % | 6,6% | 6,6% | 13,3% | 13,3% | 40 % |
| Anisops balcis | 14,4% | 16,6% | 33,3% | 33,3% | 57% | 41,3% | 33,3% | 70 % | 46,6% | 61,3% |
| Culex sp. | 10 % | 90 % | 86,6% | 20 % | 10 % | 3,3% | 66 % | 80 % | 33,3% | 20 % |

nature et leurs proportions, ils pourront avoir un impact au moins égal à celui de la matière active. Une telle action a été clairement démontrée pour l'Abate® de Procida par exemple (Dejoux et Troubat, 1975). Les expérimentations se sont déroulées en laboratoire, utilisant des organismes aquatiques en provenance d'eaux stagnantes temporaires du Tchad. Deux séries de tests étaient pratiquées, l'une faisant agir une gamme croissante de concentrations durant 24 heures, l'autre faisant agir des concentrations variées, un temps court, avec ensuite mise en observation des organismes dans une eau non contaminée.

Les principaux résultats obtenus, que l'on trouvera dans le tableau 25 et schématisés figure 30, prouvent que si la formulation complète présente le maximum de toxicité, le solvant peut être d'un impact non négligeable pour certains taxons.

Parmi ces derniers, les Hémiptères *Anisops*, qui ont besoin pour leur respiration de l'oxygène atmosphérique, sont les plus sensibles, ainsi que les *Anostracés*, petits crustacés relativement fragiles à l'état mature, et qui pullulent dans les mares temporaires après leur remise en eau, ayant supporté l'assèchement sous forme d'oeufs de résistance.

Nous avons par ailleurs testé d'autres solvants qui entrent dans la composition d'autres insecticides, comme par exemple l'éthanol, le toluène, l'acétone. Les résultats diffèrent de l'un à l'autre, et selon les taxons concernés, mais tous présentent une toxicité propre quand les concentrations atteignent 0,4 à 0,5 ppm pour un temps d'action de 24 heures. Bien entendu, de telles concentrations ne se rencontrent en campagne de traitement que sur des étendues limitées, correspondant aux points de largage des produits, ce qui réduit les risques d'une contamination importante.

+ Action sur les poissons.

Bien que présentant une faible rémanence dans l'environnement, par comparaison aux produits organochlorés, le téméphos s'accumule rapidement dans les organismes aquatiques et notamment dans la chair des poissons. Ce phénomène a été étudié par Matthiessen et Johnson (1978) chez un Cichlidae, *Sarotherodon mossambicus*, mis en présence de l'insecticide de différentes façons. Le téméphos était soit introduit dans l'eau directement sous forme de concentré émulsifiable, soit indirectement sous forme de granulés imbibés du produit et servant de nourriture. Les expériences concernèrent successivement des jeunes poissons (moins de dix centimètres de long) et des adultes de taille supérieure. La contamination du milieu était effectuée, selon les tests, de manière permanente ou bien périodique.

D'autres expériences concernant la baisse de l'activité acéthylcholinestérasique du cerveau d'une autre espèce (*T. guineensis*),

Tableau 25 - Toxicité comparée pour quelques organismes aquatiques d'eau stagnante, d'une formulation d'Abate® et de ses constituants, à différentes concentrations. F = formulation complète; M.A. = matière active seule; S = solvant seul.

| | 0,05 ppm/10 mn | | | 0,1 ppm/10mn | | | 0,25 ppm/10 mn | | | 0,25 ppm/2mn | | | 1 ppm / 30s | | | 100 ppm / 15s | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Organismes testés | F | M.A | S | F | M,A | S | F | M,A | S | F | M,A | S | F | M.A | S | F | M,A | S |
| ODONATE *Crocothemys erythrea* | 0 | 10 | 0 | 4,2 | 13,3 | 0 | 22,8 | 30 | 5,7 | 15,7 | 20 | 0 | 32,8 | 15 | 6,2 | 22,5 | 20 | 0 |
| CHIRONOMIDAE *Chironomus pulcher* | 20,8 | 21,2 | 10 | 17,2 | 21,6 | 30 | 22,5 | 18,6 | 20 | 26 | 17 | 25 | 20,2 | 19,1 | 30 | 60 | 12,5 | 100 |
| HEMIPTERE *Anisops balcis* | 25 | 83,4 | 27,5 | 10 | 100 | 22,5 | 6,6 | 88,3 | 5 | 20 | 81,2 | 25 | 23 | 81,4 | 15,5 | 77,3 | 100 | 28,8 |
| BATRACIEN *Bufo regularis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CRUSTACE *Anostracé* | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 16,5 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 40 | 0 | 97 |

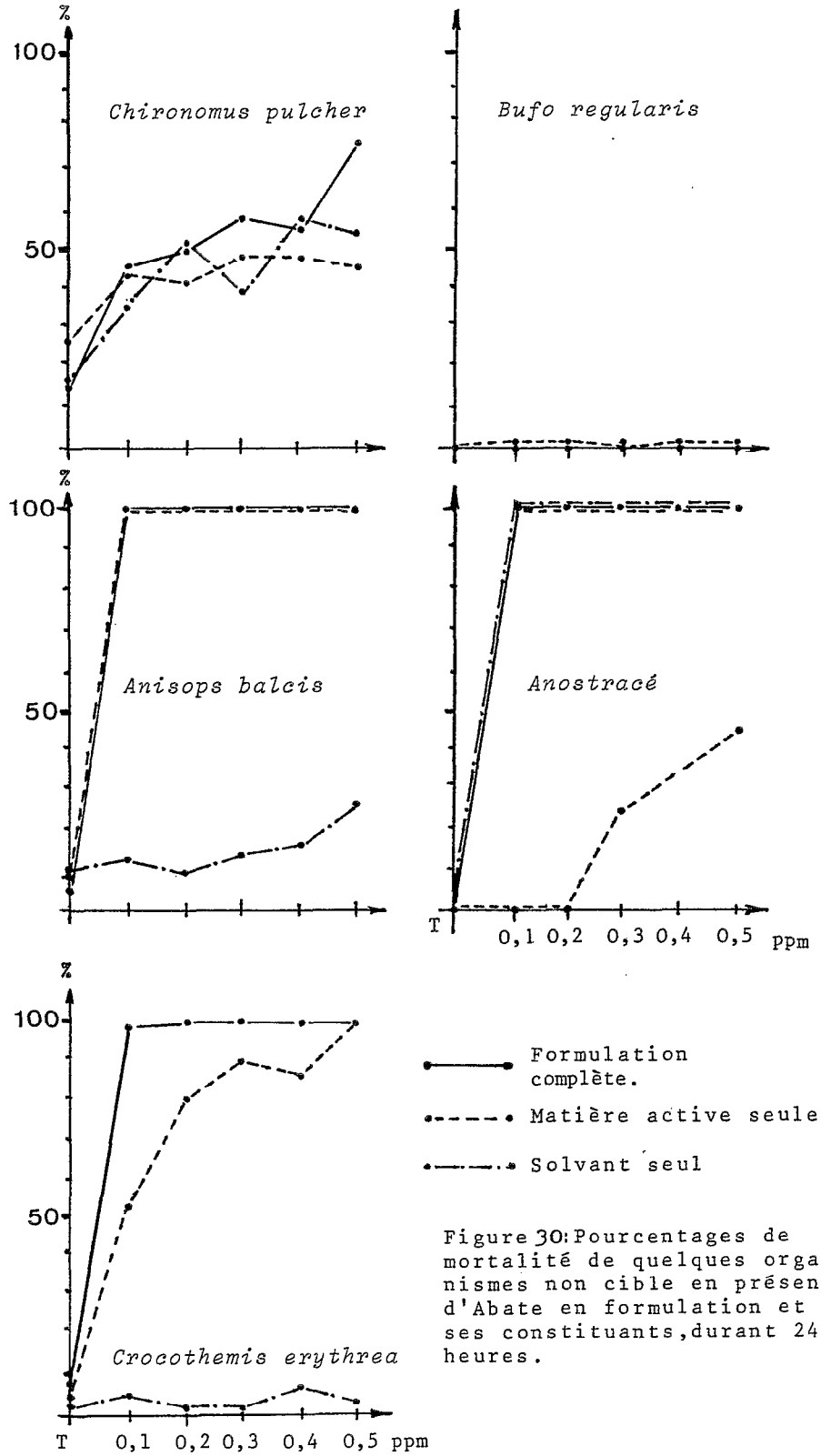



Figure 30: Pourcentages de mortalité de quelques organismes non cible en présence d'Abate en formulation et de ses constituants, durant 24 heures.

soumise à une contamination permanente par le téméphos, ont par ailleurs été conduites au Sénégal par Gras et ses collaborateurs (1982) comme nous l'avons déjà mentionné.

Un certain nombre de faits intéressants résultent de ces différents tests et mettent en évidence le type d'impact lié à l'emploi du téméphos sur l'ichtyofaune.

- L'insecticide se concentre extrêmement rapidement dans les tissus, quelle que soit la forme sous laquelle il est introduit dans le milieu, ce qui confirme une contamination à la fois par le biais de la chaîne alimentaire et par voie transbranchiale, ce dernier facteur ayant une importance de premier ordre. On note en effet une très forte teneur en téméphos dans les branchies, aussi bien en phase d'accumulation qu'en phase de métabolisation, ce qui témoigne du rôle de ces organes dans le passage de l'insecticide, dans un sens ou dans l'autre. Le rôle du foie dans l'élimination des résidus de cet organophosphoré semble par contre très minime.

+ Les taux d'accumulation du téméphos varient selon les individus mais une introduction hebdomadaire de 0,05 ppm conduit, après un mois, à une accumulation dans les graisses de *S. mossambicus* supérieure à 3 ppm (poids frais). Dans le cas d'une contamination par la nourriture, l'accumulation peut atteindre 17 ppm après deux mois.

A la différence toutefois du DDT, qui s'accumule indéfiniment chez *S. mossambicus*, les teneurs en téméphos semblent atteindre un seuil qui correspondrait à un équilibre accumulation/métabolisation. Il est cependant important de noter que ce seuil n'est atteint qu'après six à vingt jours.

Placés dans un milieu non contaminé, le téméphos s'élimine des poissons d'autant plus rapidement qu'ils sont régulièrement nourris, les poissons affamés métabolisant l'insecticide moins rapidement. La métabilisation par *S. mossambicus* est d'une manière générale moins importante que pour des espèces tempérées. Enfin, dans certains cas, la métabolisation du téméphos sous forme de composé sulphoxide est susceptible d'accélérer la vitesse de contamination. D'une manière générale, environ 50% des résidus accumulés sont éliminés en l'espace d'une semaine.

- En ce qui concerne l'activité acétylcholinestérasique du cerveau, on sait qu'une baisse importante la réduisant à 30 ou 40% de sa valeur normale entraine la mort à brève échéance. Une baisse de moindre importance est par ailleurs susceptible d'entraîner des troubles physiologiques et du comportement, puisque l'action perturbatrice agit sur un système enzymatique essentiel à la transmission de l'influx nerveux.

Les expérimentations en laboratoire de Gras *et al* . (1982) ont montré que seulement trente minutes de présence dans une concentration de 0,5 ppm de téméphos entraînaient une baisse de l'activité acétylcholinestérasique du cerveau de *Tilapia guineensis* de près de 30%. C'est une valeur non négligeable, mais qui, selon ces auteurs, doit être considérée comme modérée par rapport à celle induite par d'autres composés organophosphorés.

Des temps de contact nettement plus longs sont testés par Adeney et Matthiessen (1979) (durées d'exposition variant de un à seize jours) sans que la baisse d'activité constatée ne s'accentue de façon significative avec le temps. L'espèce testée était dans ce cas encore *S. mossambicus* et la concentration égale à 0,1 mg de matière active par litre. Il semble donc qu'en présence de faibles concentrations, on aboutisse rapidement à une baisse assymptotique de faible niveau, non susceptible d'entraîner de troubles physiologiques graves.

En dehors de ces différents phénomènes d'accumulation et de stress enzymatique, on connaît peu de choses sur la toxicité aiguë du téméphos vis-à-vis des poissons africains placés dans un milieu stagnant contaminé. Tsai (1978), travaillant aux Etats Unis sur *S. mossambicus* , rapporte une valeur de 3,5 ppm pour la dose léthale de jeunes individus, après 72 heures. Lauzanne (1973) expérimentant au Tchad, en laboratoire, présente quelques autres résultats. Pour *Tilapia galilea*, soumis durant dix minutes à des concentrations croissantes d'Abate® 200 CE (20% de matière active), des teneurs de 2 ppm induisent une forte agitation des individus. Quand les teneurs s'élèvent à 4 puis 8 ppm, respectivement 60 et 100% des poissons (lots de 20 individus à chaque fois) sont traumatisés. Cette traumatisation se traduit par une perte d'équilibre avec - ou non - nage désordonnée. Ces trois concentrations ne provoquent toutefois qu'un faible pourcentage de mortalité (5%), quand les poissons sont replacés dans une eau non contaminée, après dix minutes. Dans les mêmes conditions, *Micralestes acutidens* , qui semble a priori être une espèce plus fragile, ne présente qu'une forte agitation dans un milieu contenant 4 à 8 ppm de téméphos, cette agitation ne concernant d'ailleurs que 80% des individus testés dont 5% en moyenne meurent par la suite.

Placés dans une eau très chargée en téméphos (100 ppm), pour simuler les conditions susceptibles d'exister sur le terrain au cas d'un déversement accidentel, ou même quand les traitements sont très localisés dans un biotope d'eau stagnante, les temps de traumatisation et ceux entraînant la mort sont recherchés sur des lots de dix poissons. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 26.

Traduite de cette manière, la sensibilité des espèces peut donc varier du simple au double et *Tilapia galilea* qui, dans le cas d'une exposition de dix minutes à de faibles concentrations apparaît comme fortement sensible, est dans ce cas l'espèce la plus résistante. Ceci prouve à nouveau que, sur le terrain, des

traitements utilisant une même concentration pourront avoir des effets marginaux très différents selon leur modalité d'application.

Tableau 26. Action d'une concentration de 100 ppm de téméphos, en milieu stagnant. Temps nécessaire pour entraîner la traumatisation, puis la mort, de différentes espèces de poissons africains (en secondes) (d'après Lauzanne, 1973).

| Espèces | Longueur standard(mm) | TRAUMATISATION | | MORTALITE | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Temps extrêmes | Moyenne | Temps | extrêmes |
| *Barilius senegalensis* | 60-82 | 40 - 55 | 47 | 180 | - 290 |
| *Barbus lauvae* | 41-45 | 20 - 80 | 50 | 300 | - 370 |
| *Micralestes acutidens* | 30-33 | 25 - 90 | 57 | 150 | - 225 |
| *Alestes nurse* | 60-74 | 35 - 135 | 85 | 260 | - 340 |
| *Hemichromis fasciatus* | 28-35 | 65 - 110 | 87 | 245 | - 295 |
| *Tilapia galilaea* | 28-36 | 75 - 165 | 120 | 305 | - 605 |

Il faut enfin noter dans le cas d'une action du téméphos à la dose de 100 ppm, que certains individus présentèrent une hémorragie branchiale, les espèces suivantes étant concernées :

*Barilius senegalensis* (5 poissons sur 10)
*Micralestes acutidens* (4/10)
*Alestes nurse* (2/10)
*Tilapia galilea* (10/10)

Il est possible que ce phénomène soit lié au processus de contamination intense par voie transbranchiale, que nous avons déjà signalé.

c. Toxicité de quelques autres pesticides d'usage courant.

Nous avons vu au début de ce chapitre que de nombreux insecticides peuvent être employés en lutte antimoustiques, selon que l'on s'attaque à l'écophase larvaire ou aux adultes. Dans les lignes suivantes nous signalerons la toxicité de certains d'entre eux, quand elle est connue pour les organismes aquatiques africains.

Tableau 27 ; Action de trois insecticides agissant en laboratoire, sur quelques espèces de poissons africains. Pourcentages respectifs d'individus fortement agités A(x) ou traumatisés en fin de contact T(x). Pourcentage de morts M(x) après 24 heures de mise en observation. Aucun effet apparent : (-). (D'après Lauzanne , 1973).

| Produits testés | Temps de contact : 10 minutes | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Concentrations testées | 0,25 | 0,5 | 1 | 2 | 4 | 8 |
| Baythion (50 % m.a.) | Tilapia galilea | (-) | (-) | (-) | (-) | T(60) | T(95) |
| | Micralestes acutidens | (-) | (-) | M(5) | A(20) M(15) | T(65) M(25) | T(100) M(55) |
| Méthyl dursban (22,1% m.a.) | T. galilea | (-) | (-) | (-) | (-) | (-) | (-) |
| | M. acutidens | (-) | (-) | (-) | (-) | A(5) | T(25) |
| Phoxim (25% m.a.) | T. galilea | (-) | (-) | (-) | A(5) | T(35) M(5) | T(100) M(10) |
| | M. acutidens | (-) | (-) | (-) | A(5) M(5) | T(25) M(35) | T(100) M(55) |

Tableau 28 . Action léthale de trois insecticides agissant à forte concentration sur quelques espèces de poissons africains ( d'après Lauzanne 1973).

| Espèces | Baythion | | Méthyl dursban | | Phoxim | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | T° | M°° | T | M | T | M |
| Barilius senegalensis | 60 | 450 | 17 | 280 | 15 | 200 |
| Barbus lawrae | 72 | 545 | 27 | 310 | 32 | 280 |
| Micralestes acutidens | 52 | 335 | 32 | 175 | 37 | 180 |
| Alestes nurse | 77 | 435 | 35 | 215 | 47 | 225 |
| Hemichromis fasciatus | 92 | 545 | 85 | 235 | 65 | 150 |
| Tilapia galilea | 110 | 830 | 207 | 740 | 122 | 425 |

° Temps moyen, en secondes, pour qu'apparaisse une perte d'équilibre chez les poissons plongés dans une eau contenant 100 ppm de chaque insecticide ( 10 individus testés).

°° Temps moyen entraînant la mort des mêmes espèces, dans les mêmes conditions.

Les tableaux 23 et 24 regroupent par ailleurs les principaux résultats que nous avons obtenus en laboratoire en faisant agir différents insecticides sur les invertébrés d'eau stagnante pouvant se rencontrer dans les mêmes biotopes que les larves de moustiques (Dejoux et Troubat, 1973). Des renseignements identiques concernant l'action du Baythion®, du phoxim et du méthyl dursban sur les poissons sont également consignés dans les tableaux 27 et 28 (d'après Lauzanne, 1973).

+ Le fenthion.

De formule chimique 0,0-diméthyl O , 4-(méthylthio)m-totyl phosphorothioate,cet organophosphoré, parfois utilisé en lutte antisimulidienne, mais plus souvent en lutte antiglossines, et surtout antiacridienne et antiavienne, est plus connu sous ses noms commerciaux de Baytex®, Lebaycid® ou Quélétox® . Plusieurs auteurs ont mis en évidence sa toxicité à des doses subléthales, et nous en dégageons ici les principaux aspects.

D. Kling (1981) étudie l'action de traitements repétés à l'aide de 7 ppm de fenthion sur les organes génitaux de *Tilapia leucosticta* (Cichlidae). Plusieurs lots de femelles sont exposés à cinq contaminations successives, espacées chacune de 48 heures, durant lesquelles les poissons sont placés en eau non contaminée. Après 14 jours d'un tel traitement, et par comparaison à des témoins non intoxiqués, les femelles présentent des ovaires relativement plus lourds, bien que leur rapport gonadosomatique (poids des ovaires par rapport au poids total du corps) soit plus faible. Par ailleurs, et c'est là le résultat le plus important, 90% des ovaires des individus traités présentent une atrésie totale, l'ensemble des gonades étant constituées d'oeufs dégénérés. D'une part les ovocytes ne parviennent pas à maturation, et d'autre part ceux qui étaient presque matures dégénèrent, entraînant une absence de ponte chez les femelles traitées qui dura plus de 9 semaines (temps d'observation).

S'il est évident que la dose utilisée est forte et que les traitements ont été répétés avec un rythme accéléré, donc dans des conditions qui sont rarement celles d'une campagne antimoustiques, il faut retenir toutefois que le fenthion entraîne chez les poissons des modifications profondes au niveau des organes génitaux, qui ont une incidence néfaste sur le potentiel génésique de ces organismes. Sans mortalité directe à caractère plus ou moins spectaculaire, il peut donc y avoir une diminution sensible de la fécondité des espèces, amenant une baisse permanente du recrutement en jeunes alevins.

Travaillant sur le même matériel ( *T. leucosticta* ), Paflitschek (1979) met en évidence d'autres effets du fenthion.

- Chez les jeunes individus de dix à quinze mm de longueur, la DL 50/96h est de 2 ppm seulement, et elle n'est que d'environ 20 ppm

chez les gros individus. Ces valeurs relativement faibles mettent en évidence la toxicité du produit et le danger existant pour les jeunes alevins, quand l'utilisation de l'insecticide a lieu en période de reproduction.

- Dans le cas d'une contamination prolongée, qui est souvent celle des milieux naturels stagnants, l'introduction périodique (1 ppm tous les quatre jours) entraîne rapidement une apathie des individus ainsi qu'une perte d'appétit d'où résulte une diminution du poids moyen et de la taille, par rapport à des individus témoins du même âge, non contaminés. Après 63 jours d'expérimentation, une mortalité de 3% des individus testés est observée.

- Des expérimentations conduites au niveau des oeufs montrent que ces derniers, une fois émis par les femelles, sont relativement peu sensibles (DL 50 = 2300-3100 ppm après trois jours et 1600-1900 ppm après quatre jours). Par contre, la DL 50 baisse fortement au moment de l'éclosion (DL 50 = 130-140 ppm). Elle diminue encore régulièrement durant toute la période où les alevins présentent une poche vitelline (DL 50 = 16,1 ppm après 16 jours), la plus grande sensibilité étant obtenue quand les alevins ont de 15 à 20 mm, et que la poche vitelline est résorbée. Cette dernière apparaît donc comme une barrière relative à l'action toxique du fenthion, fait également connu pour d'autres pesticides.

- De jeunes alevins de cinq jours, plongés durant une heure dans une eau contenant 200 ppm de fenthion, présentent rapidement dans la suite de leur développement des nécroses épithéliales, des atrophies de la nageoire caudale et des malformations de la colonne vertébrale. Les oeufs eux-mêmes, placés durant une heure dans une solution à 2000 ppm, donnent naissance à des alevins déformés et dont la région abdominale est totalement nécrosée.

+ Le dursban.

Cet autre organophosphoré est un 0,0 diéthyl 0-3,5,6-trichloro-pyridyl phosphorothioate, fortement toxique vis-à-vis des larves de moustiques ($DL_{95}$ = 2 ppb pour *Culex fatigans* et 4 à 5 ppb pour *Aedes aegypti*).

L'ichtyotoxicité de cet insecticide a été mise en évidence par les premières recherches de laboratoire conduites aux USA (Ferguson *et al* ., 1966) et pour certaines espèces il semble que le dursban présente un seuil très étroit au dessus duquel les taux de mortalité augmentent de manière très abrupte. Malgré que les doses expérimentées soient largement supérieures aux concentrations nécessaires contre les moustiques, le dursban est assez rapidement hydrolysé, aussi a t-il été maintes fois utilisé à grande échelle.

On possède peu d'informations sur sa toxicité en milieu tropical. Quelques observations réalisées par Quelennec (1970), sur la Bougouri-Bâ, en Haute Volta, ne témoignent pas de son impact sur des arthropodes comme les Ephéméroptères et les chironomides,

pas plus que de mortalité des poissons. Il faut cependant mentionner qu'il s'agissait d'un test d'action antisimulidienne, donc en eau courante. La concentration était par ailleurs très faible (3 ppb pour trente minutes) et qu'un impact léger a pu passer inaperçu.

Actuellement et en raison des risques potentiels d'ichtyotoxicité qu'il présente, ce produit est surtout utilisé en milieux déjà fortement pollués, comme les fossés de drainage des eaux urbaines ou les égouts à ciel ouvert fortement chargés en matière organique.

+ Autres insecticides organochlorés.

Bien que déjà anciens (Webbe, 1955; Webbe et Shute, 1958) une série de travaux réalisés en Afrique de l'Est donne quelques informations pertinentes sur la toxicité de quelques organochlorés utilisés contre les moustiques, en étangs de pisciculture.

Des lots de 30 poissons appartenant aux espèces *Tilapia macrochir, T, melanopleura et T. pangani* n'ont pas été affectés de manière léthale par 20 traitements hebdomadaires à l'aide de dieldrine en granulés renfermant 2 % de matière active, et appliqués à la dose de 0,11 grammes par mètre carré. Les mêmes traitements réalisés avec une poudre mouillable à 2,5% de matière active et un dosage identique, entraînèrent par contre la mort de 3,3 % des individus testés.

Une dose double de granulés fut également sans conséquences fâcheuses, alors qu'un accroissement des concentrations de poudre mouillable fut beaucoup plus toxique. Ainsi, trois traitements successifs à 0,55 g par mètre carré entraînèrent au total 20% de mortalité chez *T. macrochir* , les deux autres espèces ayant survécu, alors qu'un dosage de 1,115 g/m$^2$ entraîna respectivement 100, 70 et 30 % de mortalité chez *T. melanopleura, T.macrochir et T.pangani* . Il faut noter cependant que dans les mêmes expériences, la dose de dieldrine active contre les larves de moustiques était de seulement 0,07 g/m$^2$ de poudre mouillable. Malgré cela, et si l'on se rappelle que 0,11 mg/m$^2$ entraînèrent 3,3% de mortalité pour les 3 espèces, on peut supposer que le dosage actif contre les moustiques, légèrement inférieur, eût des effets subléthaux non décelés.

Les mêmes expériences ayant été effectuées avec le ɣ HCH et l'aldrine, il s'avéra que le premier produit testé à la concentration de 0,11 g/m (poudre mouillable à 3% de matiere active), n'affecta aucunément les trois espèces de *Tilapia* (300 individus testés), malgré 20 traitements successifs. Contrairement à ce que nous avons vu pour le DDT, les formulations huileuses testées n'étaient pas plus toxiques pour les poissons que la poudre mouillable.

Avec l'andrine, et dans les mêmes conditions expérimentales, les résultats suivants ont été obtenus (poudre mouillable à 2,5% de matière active) :

- 0,11 g de mat.act./$m^2$ 3,3% de mortalité globale (20 traitements)
- 0,55 g " 10% de mortalité de *T. macrochir* (3 traitements)
- 1,115 g " 20% de mortalité de *T. pangani* et 80% de mortalité de *T. macrochir* et *T. melanopleura*.

Malgré la latitude entre les doses toxiques pour les poissons, et les concentrations actives contres les moustiques, l'emploi de ces trois insecticides demeure délicat, d'autant qu'aucune recherche concernant l'accumulation dans la chair des poissons, et la rémanence des trois organochlorés, n'a été faite.

d. Incidence écologique de la lutte biologique.

Elle est essentiellement réalisée par l'utilisation de poissons culiciphages, et par des applications de *Bacillus thurigiensis* et de *B. sphaericus*. On n'a jamais recherché l'impact sur le milieu d'un alevinage intensif en *Gambusia* par exemple, mais tout laisse à penser que ce poisson entomophage ne limite pas sa prédation aux seules larves de moustiques et consomme de nombreux autres arthropodes vivant dans les mêmes biotopes.

L'impact du *Bacillus thuringiensis* est nettement mieux connu et l'on sait qu'il présente une grande spécificité d'action, tant vis-à-vis des larves de Simuliidae, comme nous l'avons déjà vu, que vis-à-vis des moustiques.

Aux Etats Unis, les travaux de Garcia *et al* . (1980), ont montré qu'a des concentrations cinquante à cent fois supérieures à la DL 50 pour les moustiques, une trentaine d'organismes aquatiques, objets des expérimentations, n'étaient aucunement affectés. De tels résultats sont confirmés en France par les travaux de Sinègre *et al.* (1979), et nos observations conduites en Afrique (Dejoux, 1985 -sous presse) concluent à la même innocuité.

Dans ce dernier cas, et en laboratoire, nous avons par exemple trouvé que des concentrations de plus de 500 fois la dose léthale pour les Culicidae ne provoquaient que 10 à 20% de mortalité chez un Ephéméroptère Baetidae ordinairement très sensible à la plupart des insecticides. Dans des gîtes à moustiques artificiels (bidons de matière plastique remplis d'eau de pluie), situés à l'extérieur, des concentrations très élevées de *B.t.i.* n'ont provoqué que de faibles mortalités parmi quelques organismes non-cible, mortalités probablement dues au solvant entrant dans la composition de la formulation utilisée (Tabl. 29)

Tableau 29.-Pourcentages de mortalité obtenus après 24 heures dans des bacs d'eau stagnante peuplés d'organismes aquatiques. Bac 1:25 mg/l de formulation de B.t.i. (Sandoz 402 WDC).Bac 2: concentration 100mg/l.Le nombre d'individus concerné est donné entre parenthèses;aucune mortalité n'a été observée dans un bac témoin identique.

| Organismes testés | Bac 1 | Bac 2 |
|---|---|---|
| Chaoboridae | 0 (3) | 0 (4) |
| Chironomini | 0 (26) | 0 (11) |
| Orthocladiinae | 0 (13) | 0 (17) |
| Tanypodinae | - | 0((2) |
| Culicidae | 100 (21) | 100 (32) |
| Microvelia sp. | 0 (3) | - |
| Anisops sp. | 0 (16) | 17 (6) |
| Paragomphus sp. | - | 0 (2) |
| Libellulidae | - | 0 (3) |
| Dytiscidae | 0 (7) | 0 (3) |
| Orthotrichia sp. | 0 (3) | 0 (6) |
| Hydracariens | - | 0 (3) |
| Oligochètes | 0 (2) | 0 (47) |
| Hydres | 33 (24) | 67,5 (40) |
| Biomphalaria sp. | - | 0,(2) |
| Ancylidae | - | 0 (1) |
| Potadoma sp. | 0 (17) | 0 (41) |
| Ostracodes | - | 17 (12) |
| Ciliés | ? Très nbx. | ? Très nbx. |
| Bufo regularis | 0 (3) | 0 (34) |

Les différents résultats que nous venons de présenter témoignent que la lutte antimoustiques à l'aide de pesticides chimiques représente une source non négligeable de contamination des milieux aquatiques, principalement quand l'écophase larvaire est visée, et que les traitements sont effectués en couverture, par voie aérienne.

Les épandages en zones marécageuses en constituent un cas typique, et les risques de destruction des nombreux arthropodes non-cible qui peuplent de tels biotopes sont évidents. Les insectes à respiration aérienne comme les Hémiptères et les Coléoptères seront alors particulièrement sensibles à l'emploi de solutions huileuses qui ajoutent à la toxicité de la matière active leurs effets mécaniques asphyxiants, en raison de la formation d'une pellicule de surface couvrant les milieux traités. L'utilisation des insecticides entomopathogènes ( *Bacillus* spp.), apparaît par contre comme une méthode de lutte efficace et très peu polluante qu'il convient de mettre en oeuvre aussi souvent que possible.

### 3. La lutte contre les chironomides.

Bien que d'une manière générale ce soit rarement le cas sur le continent africain, les Diptères Chironomidae peuvent dans certaines circonstances devenir une nuisance, à la fois par les désagréments que procure leur émergence par millions d'individus, mais surtout par les cas d'allergie (asthme en particulier) dont ils sont responsables.

Une telle situation a surtout été signalée au République du Soudan, à Khartoum et à Omdurman (Lewis *et al* ., 1954; Lewis, 1956, 1957; Rzoska, 1964). L'espèce principalement responsable était *Tanytarsus (Cladotanytarsus) lewisi* Freeman, un petit Tanytarsini provenant des zones calmes du Nil, importantes depuis la fermeture du lac de barrage de Sennar. Le maximum d'émergence se situait aux basses eaux de février. Lewis (1957) signale qu'à cette époque, dans le Nil, les larves sont benthiques durant le jour et planctoniques la nuit. Ce phénomène semble dû à une surabondance et à une forte compétition spatiale, car, en dehors d'une classique augmentation de l'intensité de dérive durant la nuit, nous ne l'avons jamais observé ailleurs en Afrique avec une telle intensité. Les densités larvaires devenaient très faibles durant les hautes eaux du Nil, et la réimplantation dans le fleuve, après la crue, provenait dans une première phase de la régulation du débit réalisée depuis le réservoir de Sennar, où les populations de *T. lewisi* demeuraient denses. Une forte dérive larvaire en provenance de cette retenue d'eau amorçait alors la réinstallation de l'espèce dans les zones calmes du fleuve. Bien que Lewis n'ait pu estimer la durée de vie larvaire de *T. lewisi* , nos observations faites au Tchad sur la durée de développement d'une espèce voisine, et dans des conditions climatiques peu dissemblables (Dejoux, 1968), laissent penser que le cycle complet se déroule en une quinzaine de jours. Cette hypothèse peut expliquer les rapides pullulements observés après la décrue.

Afin de combattre cette nuisance, des essais de traitement du Nil et du réservoir de Sennar ont été réalisés à l'aide de granulés de BHC, ainsi que par de vastes épandages d'huile. Lewis (1957) signale le peu de résultats obtenus par ces méthodes, mais ne parle pas des effets secondaires sur la faune aquatique, qui durent pourtant être fort notables.

Brown *et al* . (1961) étudièrent les épandages faits sur le Nil en 1956 et 1957, à l'aide de DDT, et réalisés par avion à quelques dix milles en amont de Khartoum, en utilisant une concentration d'environ 0,11 ppm. Les traitements ont été effectués transversalement par rapport au cours, durant 42 passages successifs au même niveau, de chacun treize secondes. Neuf heures plus tard, une concentration de 0,017 ppm de DDT était détectée au niveau de Khartoum, malgré la dilution produite au cours du transit sur les seize kilomètres séparant cette ville de la zone d'épandage.

Les analyses quantitatives effectuées témoignent de l'absence totale d'effets apparents sur les peuplements larvaires de *T. lewisi* (dans le plancton et au niveau du fond). De même, nymphes et adultes n'ont pas été affectés par le traitement. En réalité, cette conclusion nous semble hâtive et bien que nous n'ayons pas tous les éléments pour en juger, il est probable que les analyses n'ont pas été faites au meilleur moment, ne tenant pas compte de la cinétique de la masse d'eau traitée, dans le temps et l'espace, et également de l'inertie de réponse du peuplement chironomidien, après traitement. C'est ainsi que Brown *et al*. signalent des captures moyennes d'individus adultes, de l'ordre de 28 000 en deux heures durant les trois jours précédant le traitement, et de 66 000 durant les trois jours le suivant ! Ils concluent à l'inefficacité du traitement sur cette écophase. Ceci nous semble au contraire témoigner d'une action du DDT, qui comme beaucoup de pesticides, induit après introduction dans le milieu une accélération de la nymphose de nombreux Diptères. Cette forte valeur observée après le traitement en témoigne probablement, et il aurait été intéressant de connaître l'évolution des captures durant les huit à dix jours suivants. Il est probable qu'elles diminuèrent fortement d'intensité, à moins qu'elles n'aient été alimentées par une importante population de Tanytarsini existant ailleurs, à proximité de la zone traitée.

Les effets secondaires sur la faune aquatique non-cible ont malheureusement été peu étudiés au cours de cette expérimentation. Toutefois, une mortalité de nombreux poissons est signalée, et Burden (1956) trouva à l'analyse des concentrations de 2,5 ppm de DDT dans des *Labeo* sp. et 79 ppm dans des *Synodontis schall* ! Il ne fait aucun doute que si les épandages entraînèrent ainsi la mort de nombreux poissons, la majorité des invertébrés succomba également dans la zone traitée.

Le traitement du réservoir de Sennar lui même fut effectué en 1957, par épandage de 230 kg de DDD en poudre mouillable à 50% de matière active (dichloro-diphényl-dichloroéthane), moins toxique pour l'ichtyofaune. L'application eut lieu par avion, à l'entrée du Nil dans le réservoir, l'insecticide étant largué par bandes dans le sens du courant, avec une intensité de 30 l/min. Aucune donnée ne permet de calculer la concentration du pesticide présente dans le réservoir.

Les résultats ont été positifs, et durant plusieurs mois (novembre à février), le contrôle des larves fut pratiquement total,

et les peuplements d'adultes de la saison sèche suivante ont été considérés comme exceptionnellement faibles. Le contrôle par contre était peu sensible à 100 km en aval du réservoir, très certainement en l'absence d'une portée des traitements suffisamment efficace. Brown et ses collaborateurs notent enfin qu'à Khartoum, en 1959, soit à 240 km au sud du réservoir, les peuplements de *T. lewisi* avaient considérablement diminué . Il est cependant difficile d'affirmer avec certitude s'il s'agit là d'une évolution naturelle des peuplements ou d'un effet retard des traitements.

Selon toute vraisemblance aucune observation de l'impact du traitement sur le reste de la faune aquatique du réservoir de Sennar n'a été faite, et il n'est cette fois fait aucune mention de mortalité de poissons. Tout laisse cependant supposer que les effets toxiques ont été importants, au moins sur les invertébrés, en raison de la faible sélectivité du produit utilisé. On peut aussi penser que la faune chironomidienne de la retenue a été sévèrement atteinte et que le zooplancton a également été décimé, compte tenu des propriétés toxiques du DDT.

Encore une fois, il faut déplorer l'absence de contrôle de l'impact de tels traitements, dont on retiendra l'aspect expérimental et empirique, et quand on considère l'étendue de la zone concernée, nul n'est besoin d'insister sur les risques écologiques liés à de telles actions.

C

# Eau et Agriculture

Chapitre C.I.

# Les risques de pollution des hydrosystèmes continentaux liés à l'emploi des pesticides en agriculture.

Nous venons de voir que les pesticides représentent actuellemt en Afrique l'arme principale permettant de lutter contre la majorité des grandes endémies ayant comme vecteurs des organismes aquatiques ou para-aquatiques. Une situation similaire se retrouve dans le domaine de l'agriculture où, depuis des dizaines d'années, s'est institué un cycle bien connu dans les pays industrialisés et qui se révèle dramatique sur le plan de l'environnement : aucun rendement correct n'étant plus à attendre en l'absence de pesticides, et les parasites développant sans cesse une résistance accrue aux produits employés, il est nécessaire de constamment en augmenter les quantités mises en oeuvre, aussi bien que la toxicité.

## 1. Intensité d'utilisation des pesticides agricoles*.

Seul le prix de revient encore très élevé de nombreux produits représente un frein à leur utilisation intensive sur l'ensemble du continent. Malgré cela, des quantités considérables sont appliquées chaque année sur les cultures industrielles, et s'il n'est guère possible de les estimer avec précision à l'échelle de l'Afrique, des sources variées d'informations régionales en donnent cependant une idée.

En 1976, en Côte d'Ivoire, environ 600 tonnes de lindane (soit 120 tonnes de matière active) ont été utilisées sur le cacao. Des quantités encore supérieures étaient employées sur le coton, dont notamment 320 tonnes de DDT, 100 de méthyl-parathion et 300 de différents organophosphorés.

En Haute Volta, dans la seule région de Houndé-Dédougou, et vers la même époque, on employait chaque année sur le coton 30 tonnes de DDT, 30 d'endosulfan et 10 de méthyl-parathion (Le Berre, com. pers.).

---

* Nous qualifions de pesticides agricoles des produits couramment mis en oeuvre dans les pratiques culturales, mais il est évident que l'on retrouve également des produits utilisés en lutte vectorielle, dans le domaine de la santé. Le terme agricole qualifie donc la finalité d'emploi, et non la nature chimique des produits.

C'est probablement au Soudan que l'utilisation de pesticides est la plus intense, comme en témoignent les chiffres suivants empruntés à El Zorgani *et al* . (1979), et qui concernent uniquement la culture du coton!

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| DDT | : | 1350* | Sevin | 160 |
| Diméthoate | : | 765 | Taxaphène | 450 |
| Endosulfan | : | 630 | Méthyl-Parathion | 115 |
| Monocrotophos | : | 450 | B.H.C. | 13,5 |

* En tonnes de matière active.

La gamme des pesticides actuellement disponibles en Afrique, pour usage dans le domaine de l'agriculture, est extrêmement longue, bien que l'emploi de ces produits à l'échelle individuelle soit encore limité et qu'un petit nombre seulement soient mis en oeuvre de manière extensive. Les plus grandes quantités sont utilisées dans le cadre des grands programmes régionaux de développement agricole, principalement sur les cultures industrielles, les insecticides étant de loin les plus couramment employés. Dans certains Etats, l'emploi de pesticides a été encouragé par le gouvernement. C'est ainsi qu'en Ouganda des services nationaux ont été mis en place dans les années 1950 pour promouvoir l'utilisation de l'oxyde cuivreux dans le traitement antibactérien des graines de coton. Parallèllement, était institué un programme de traitement insecticide systématique des régions cotonnières, avant ensemencement, ne comprenant pas moins de 14 traitements espacés de quatre jours, à l'aide de DDT 25%, à une concentration de 1,1 kg de matière active par hectare. Cette pratique dura des années, et était entièrement gratuite pour les agriculteurs (Odhiambo,1978).

Malgré les restrictions d'emploi instituées un peu partout dans le monde, le DDT demeure, en Afrique comme dans de nombreux pays en voie de développement, le produit le plus couramment utilisé, en raison de son grand spectre d'action mais également de son faible prix (il y a une dizaine d'années le DDT valait environ vingt fois moins cher que le dichlorvos). Goldberg (cité par Andren, 1976) prévoyait une utilisation d'environ 14 500 tonnes en agriculture, en 1985 ; cette quantité risque d'être dépassée !

Parmi les insecticides, les organochlorés, organophosphorés et carbamates sont les composés le plus fréquemment employés, bien que les pyréthrinoïdes, chers mais efficaces à de faibles doses, voient leur utilisation sans cesse accrue. Les fongicides, eux, demeurent encore des produits que l'on peut qualifier "de luxe" dans l'arsenal des pesticides agricoles. Rarement fabriqués sur place, le coût élevé de leur transport s'ajoutant à un prix de production déjà cher, leur utilisation est pratiquement réservée aux cultures industrielles (café, cacao, canne à sucre...). Les dérivés

cuivreux sont certainement les plus fréquemment employés. D'une manière générale, on note un accroissement des traitements utilisant les dithiocarbamates (Thiram®, Maneb®, Zineb®...) alors que les organomercuriques régressent, principalement en raison de leur forte toxicité générale et de la rémanence du mercure. Les systémiques agissant par voie interne sont eux de plus en plus employés (bénomyl, carbendazim...), bien que les traitements doivent être fréquemment renouvelés et qu'ils soient susceptibles de provoquer des perturbations physiologiques et morphologiques au niveau cellulaire.

Les herbicides sont également des produits onéreux, mais leur emploi s'intensifie continuellement en Afrique où ils sont appliqués dans les premières phases végétatives des cultures industrielles. Dans certains cas ils peuvent également être utilisés comme défoliants (Paraquat®), afin par exemple de faciliter la récolte mécanique du coton, ou pour amener une dessication du riz, ce qui réduit les processus de séchage avant le stockage (Balk et Koeman, 1984).

Pour être complet, il faut enfin mentionner l'utilisation de nématicides comme l'éthylène dibromide, employé sous forme de fumigène, ou bien des produits systémiques agissant par voie radiculaire comme l'aldicarb, l'éthrophos ou le carbofuran.

## 2. Schéma de contamination des hydrosystèmes.

Alors que pratiquement tout le monde s'accorde à penser que l'emploi extensif des pesticides représente en Afrique l'une des principales sources actuelles de contamination de l'environnement, il n'existe à notre connaissance aucune étude complète qui présente un bilan écologique de ne serait-ce qu'un type d'application, pour un produit donné.

Appréhender le cheminement précis d'un insecticide depuis le moment où il quitte le système d'épandage, jusqu'à sa disparition complète, ou tout au moins jusqu'à sa limite de détection à l'analyse, est une chose très ardue. Ceci nécessite des études multidisciplinaires qui ne peuvent être conduites que dans un cadre de travail d'équipe, supposant la participation de spécialistes nombreux et couvrant un vaste domaine (physiciens, chimistes, pédologues, botanistes, hydrologues, hydrobiologistes...). De telles études avaient été mises à l'ordre du jour du programme MAB (Man and Biosphere) ayant fait suite au PBI (Programme Biologique International), mais n'ont pu être menées à bien dans la mesure où il n'a pas été possible de mobiliser les équipes adéquates.

Concrétement, les seules données disponibles dans ce domaine sont très fragmentaires et consistent essentiellement en des résultats d'expérimentations de laboratoire recherchant la toxicité de pesticides vis-à-vis d'organismes déterminés, ou bien en des

résultats d'analyse de résidus de ces produits, dans les organismes prélevés *in situ* , ou dans le milieu lui-même. Il y a là une très grande lacune dans nos connaissances, et en l'absence de certitudes sur la cinétique précise des pesticides dans l'environnement, on en est souvent réduit à des hypothèses établies par recoupements, ou déduites de recherches très partielles.

Il ne faut donc pas s'étonner si l'on connaît très mal l'impact exact sur les écosystèmes lotiques ou lentiques des pesticides utilisés sur champ dans le domaine agricole, et c'est seulement d'une manière très générale qu'il est reconnu qu'une partie souvent importante d'un traitement réalisé sur une culture donnée rejoint finalement les milieux aquatiques, utilisant des cheminements aussi variés que la dispersion atmosphérique et les retombées de précipitations ou poussières contaminées, l'aspersion directe des milieux de drainage, le lessivage par les pluies et le ruissellement qui suit généralement les forts orages tropicaux.

Ces assertions ne sont pas gratuites et certaines études prouvent que ce sont là des voies classiques de contamination. C'est ainsi que des travaux réalisés au Tchad ont montré que l'air situé en bordure de champs de coton ayant été traités par épandages d'endrine contenait encore, une semaine après traitement, des quantités de ce produit variant entre 0,2 et 0,4 microgrammes par litre (Everaert *et al.*, 1971).

Dans certains cas, les relations de cause à effet sont absolument évidentes, et il fut très souvent établi par exemple, dans la zone cotonnière du Soudan, entre 1960 et 1965, que de fortes mortalités de poissons survenaient pratiquement de manière systématique peu après les traitements des végétaux à l'endrine (George et El Moghraby, 1978), ainsi qu'à la suite de traitements effectués avec d'autres produits comme l'endosulfan, le DDT, le méthyl-parathion.... (George, 1975, 1976; El Zorghani, 1976).

En Afrique du Sud, Van Dyk et Greeff (1977) signalent la contamination des rivières Olifants, Elands et Kameel, qui drainent la région du barrage de Loscop, par l'endosulfan utilisé en culture cotonnière. Ils mettent en évidence le rôle de l'irrigation dans ce phénomène de pollution, ainsi que le danger de déversements accidentels d'insecticide au cours des opérations de traitement, déversements qui en l'occurrence entraînèrent de fortes mortalités de poissons.

Même après avoir atteint le végétal à traiter, un pesticide peut demeurer encore longtemps potentiellement contaminant pour les écosystèmes aquatiques. En effet, mise a part sa pénétration dans le végétal, soit par hydrolyse ou autres processus osmophysiologiques plus complexes, une partie est éliminée par photolyse ou évaporation, particulièrement dans les régions au climat chaud et ensoleillé (Stamper *et al.*, 1979).

Cette volatisation fait repasser dans l'atmosphère des quantités non négligeables de produit qui, par la suite, pourront être à nouveau ramenées sur le sol et dans les eaux par les précipitations. Si l'on connaît mal les modalités exactes du transit des produits épandus, il est par contre certain que les contaminations de l'environnement peuvent largement dépasser le cadre de leur zone d'application, et il ne fait par exemple aucun doute, que, véhiculés par les eaux du Nil, les résidus notables de composés organophosphorés qui sont décelables dans le lac Nubia, au Soudan, proviennent des pesticides déversés en grande quantité dans la région du Gésira, quelques 2000 km en amont (El Zorghani, 1976).

Il est connu que certains pesticides sont très rapidement dégradés dès leur application. C'est ainsi le cas de nombreux pyréthrinoides pour lesquels la durée de vie dans les sols est généralement courte. Kaufman et de Keyser (1978) estiment que cette durée est de l'ordre de 31 jours pour la cyperméthrine, 28 pour la perméthrine et seulement 4 à 5 jours pour la deltaméthrine. Dans l'eau, ce dernier composé perd très rapidement sa toxicité, phénomène d'autant plus rapide que l'eau est chargée en particules minérales ou organiques. En moyenne, 90% de la deltaméthrine épandue sur cultures sont neutralisés par les couches superficielles du sol en un temps très court, évitant à la fois une pollution de la nappe phréatique, mais également un éventuel transport par ruissellement (Lhoste, 1977). D'autres composés par contre ont une persistance extrêmement longue, même sous les climats tropicaux. Sserunjoji et Tjell (1971) signalent par exemple que des concentrations de 2 à 2,9 µg/kg de sol étaient encore présentes dans la région d'Ankolé, en Ouganda, résultant d'épandages résiduels de dieldrine effectués dix ans plus tôt !

L'eau sous toutes ses formes véhicule une certaine proportion des pesticides épandus sur les cultures, et ces résidus toxiques vont, plus ou moins lentement, s'accumuler dans les chaînes alimentaires pour se retrouver parfois à des teneurs élevées dans les échelons terminaux, sans qu'on puisse a priori le soupçonner. Des analyses de la chair de poissons chats, effectuées en 1970 aux Etats Unis, ont ainsi montré que dans les spécimens provenant de 54 pisciCultures établies dans des régions agricoles, 14% des échantillons présentaient des teneurs en résidus de pesticides et en mercure supérieures à celles normalement admises par la FDA (Food and Drugs Administration). Les teneurs les plus élevées provenaient des régions où la culture du coton et celle du soja étaient les plus intenses, traduisant bien une relation directe entre l'ampleur de l'utilisation des pesticides et le degré de contamination.

S'il est possible, en utilisant des techniques d'analyses bio-chimiques fines, de connaître l'évolution d'une molécule pesticide sur un court trajet, comme celui représenté par une surface foliaire, le bilan global d'un traitement est par contre extrêmement malaisé à étudier dans le détail. Chaque épandage est en fait un cas particulier, et tant qu'un grand nombre de situations différentes n'auront pas été analysées avec précision pour permettre une classification basée sur des groupements de cinétiques types,

il sera difficile, sinon impossible, de prévoir avec certitude les répercussions écologiques des traitements.

On conçoit aisément que des facteurs éminemment variables conditionnent le cheminement d'un produit, à partir du moment où il est distribué. Parmi les facteurs déterminants les plus importants nous pouvons par exemple citer :

- Les conditions météorologiques d'épandage (température, vent, degré hygrométrique, heure du jour...). Il est certain par exemple que les risques de contamination des milieux aquatiques récepteurs seront plus élevés dans le cas de plusieurs traitements successifs du coton en saison des pluies (intervalles de deux semaines en général entre deux applications), que dans le cas ou le même produit est utilisé sur la canne à sucre, en saison sèche.

- La nature et la structure végétative des plantes traitées jouent un rôle primordial, en conditionnant le degré de pénétration des goutelettes au travers de la masse foliaire, aussi bien que, à une autre échelle, la pénétration ou le blocage de la matière active au niveau de la cuticule. Une forte pruinosité des feuilles sera à ce titre un facteur de moindre rétention des insecticides de contact, qui seront alors plus susceptibles d'être lavés par les pluies et de se retrouver dans les eaux de ruissellement.

- La topographie de la zone de traitement peut dans certains cas faciliter le ruissellement et augmenter la vitesse de contamination des hydrosystèmes récepteurs. Les traitements aériens d'une bananeraie de flanc de montagne comportent ainsi plus de risques que ceux d'une plantation de plaine...

- La nature des formulations conditionne fortement la devenir *in situ* des matières actives, et par là même les risques de pollution. Les formulations huileuses seront moins susceptibles de se volatiliser rapidement que des solutions aqueuses, et leur rémanence sera souvent plus longue. Il en est également de même avec les produits encapsulés à libération lente qui, même épandus dans de bonnes conditions météorologiques, pourront voir leur structure dégradée par de fortes pluies survenant plusieurs jours plus tard, qui contamineront alors sévèrement l'hydrosphère.

### 3. La contamination des hydrosystèmes continentaux africains vue au travers de quelques cas spécifiques.

En l'absence d'études extensives, et tant qu'un système d'analyse des eaux, périodique et multinational, n'aura pas été mis en place, il sera très difficile d'évaluer le niveau de pollution des milieux aquatiques continentaux africains par les pesticides d'origine agricole. Ceci est d'autant plus vrai que l'action des produits destinés à la lutte antivectorielle s'y ajoute généralement, et qu'il est souvent malaisé de dissocier l'une de l'autre.

C'est donc au travers de quelques situations particulières que nous avons choisi d'illustrer les risques encourus par les milieux aquatiques subissant l'influence des traitements pesticides agricoles.

D'une manière générale, c'est par le biais de la recherche des résidus dans l'eau, les sédiments ou certains organismes aquatiques, que différents auteurs ont pu mettre clairement en évidence la pollution résultant d'un emploi intensif d'insecticides ou d'herbicides. Les travaux de Greichus *et al* ..., publiés de 1977 à 1978, donnent une bonne image de la situation rencontrée sous ce rapport et à cette époque, dans quelques lacs africains.

+ Le lac Mc Ilwaine.

Nous avons déjà signalé que ce milieu, d'une masse d'eau moyenne de 2,5 millions de mètres cubes, reçoit les effluents de la ville de Salisbury, partiellement traités. Il se situe également dans une zone de drainage du Zimbabwe où l'agriculture est très développée, aussi n'est-il pas surprenant d'y retrouver des résidus variés de certains composés pesticides ou de leurs métabolites (Tableau 30).

Les résidus d'insecticides les plus abondants étaient donc, au moment des analyses, ceux de DDT, DDE, DDD et dieldrine, les autres produits utilisés dans la zone agricole du bassin lacustre ne se retrouvant pas dans l'hydrosystème à des teneurs supérieures à la précision des méthodes utilisées.

Il est intéressant de remarquer que les teneurs en PCB étaient supérieures à celles des insecticides, dans tous les prélèvements, probablement en raison d'une influence très marquée des rejets urbains. Par ailleurs, la concentration croissante en résidus, quand on passe de l'eau aux poissons et aux cormorans, illustre à nouveau très bien leur accumulation tout au long de la chaîne alimentaire.

+ Le lac Nakuru.

Comme dans le lac précédent, ce milieu reçoit également des effluents urbains (Nakuru, 50 000 habitants), qui viennent ajouter leur contamination aux eaux de ruissellement d'un bassin à forte vocation agricole, où sont utilisés insecticides et herbicides.

Si l'on en juge par la situation analysée en 1975 (Tableau 31), les teneurs en résidus de pesticides étaient cependant faibles. Peut-être la forte alcalinité naturelle du milieu (pH = 10), ainsi que la grande concentration en algues ( *Spirulina platensis* ), contribuaient-elles à une certaine épuration du milieu. Il faut à nouveau remarquer que les teneurs en PCB étaient ici aussi largement supérieures aux teneurs totales en pesticides.

Tableau 30: Concentrations moyennes en Biphényles polychlorés et en insecticides dans différents éléments de l'écosystème du lac Mc Illwaine . Valeurs exprimées en ppm de poids sec ( sauf pour l'eau) . D'après Greichus et al., 1977.

| Nature et nombre des échantillons analysés | PCB | | | Insecticides | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | A | B | Total | DDE | Dieldrin | DDD | DDT | Total |
| Eau ( 10 ) ..... | <,001 | <,001 | <,001 | 0,0001 | <,0001 | <,0001 | <,0001 | <,0002 |
| Sédiments ( 10 ) ..... | 0,05 | 0,07 | 0,12 | 0,015 | 0,004 | 0,040 | 0,002 | 0,061 |
| Plancton ( 5[a] ) ..... | 0,13 | 0,05 | 0,18 | 0,01 | <,01 | 0,02 | 0,02 | 0,06 |
| Oligochètes ( 1[a] ) ..... | 0,77 | <,5 | 1,0 | 0,18 | 0,08 | 0,33 | 0,14 | 0,73 |
| Insectes benthiques (1[a]) .. | 1,3 | <,5 | 1,6 | 0,13 | <,01 | 0,12 | 0,11 | 0,36 |
| Poissons Sp. I (5[b]) ..... | 1,8 | 0,51 | 2,3 | 0,12 | 0,07 | 0,16 | 0,04 | 0,39 |
| Poissons Sp. II (5[c]) ..... | 1,7 | <,5 | 1,9 | 0,24 | 0,04 | 0,10 | <,01 | 0,38 |
| Poissons Sp.III (5[b]) .... | 0,98 | <,5 | 1,2 | 0,08 | 0,03 | 0,10 | <,01 | 0,22 |
| Poissons Sp.III (5[d]) .... | 0,92 | <,5 | 1,2 | 0,13 | 0,12 | 0,18 | 0,14 | 0,57 |
| Cormoran Carcasse (10) ... | 9,8 | 3,7 | 13,0 | 11,0 | 0,92 | 0,81 | 0,27 | 13,0 |
| Cormoran Cerveau (10) ... | 1,8 | 2,0 | 3,8 | 2,5 | 1,4 | 0,06 | 0,15 | 4,1 |
| Cormoran Graisses (10) ... | 0,77 | <,5 | 1,0 | 0,41 | 0,09 | <,01 | 0,06 | 0,57 |

a : Chaque échantillon est composite et provient de l'ensemble du lac.

b : Echantillon composite de 10 poissons de 23 à 40 g.

c : Echantillon composite de 20 poissons de 6 à 9 g.

d : Individus isolés pesant de 578 à 824 g.

A : Composés avec moins de 6 éléments chlorés . B : Composés avec six éléments chlorés ou plus

Tableau 31 . Teneurs en résidus de quelques insecticides organochlorés et Biphényles polychlorés, détectées dans l'écosystème du lac Nakuru (en ppm/g de poids sec), D'après Greichus *et al.*, 1978.

| Eléments analysés | Nombre d'échantillons | Dieldrine | DDE | DDD | DDT | Total Insecticides | Total PCB |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Eau | 10 | <.0001 | <.0001 | <.0001 | <.0001 | <.0002 | <.001 |
| Sédiments | 10 | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 | <.002 | <.02 |
| Plancton | 1° | 0.03 | 0.05 | 0.02 | 0.02 | 0.12 | <.5 |
| Chironomides | 1° | <.01 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 0.06 | 0.59 |
| Corixidae | 1° | <.01 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 0.05 | 0.52 |
| *Tilapia grahami* | 10°° | 0.02 | 0.02 | 0.01 | <.01 | 0.05 | <.5 |

° Echantillon composite provenant de l'ensemble du lac

°°chaque échantillon est composite et regroupe 10 poissons provenant de différentes parties du lac (chaque individu pesant entre 5 et 10 g).

Le cas du lac Nakuru est particulièrement intéressant à considérer, car c'est un des rares milieux pour lequel il existe des informations provenant d'époques différentes. L'examen de certains résultats montre alors, à la fois l'avantage d'un suivi des analyses, mais également les difficultés d'interprétation et la nécessité d'une normalisation des méthodes d'investigation.

Nous venons de citer les résultats trouvés par Greichus *et al* . (1978), et si nous reprenons ceux publiés par Koeman *et al.* (1972), donc quelques années plus tôt, on peut conclure à une légère aggravation de la contamination en quelques années. Koeman *et al.* trouvent en effet des teneurs maximales de DDE et de dieldrine chez *Tilapia grahami* de respectivement 0,002 et 0,0024 ppm alors que Greichus *et al* . trouvent des valeurs de 0,003 et 0,005 ppm. Aucune série de valeurs individuelles n'étant publiée, il est cependant difficile de contrôler si cette différence est statistiquement significative. Une troisième série de résultats publiée par Chabeda (1974) vient encore compliquer la situation. Cet auteur trouve en effet, dans les poissons et les oiseaux aquatiques des lacs Kenyans, des teneurs en résidus de pesticides plusieurs fois supérieures à celles mentionnées par Koeman *et al* Il signale entre autres des concentrations en insecticides organochlorés allant de 1,1 a 15,4 ppm, dans le lac Nakuru, ce qui rend difficile de conclure avec certitude à la situation réelle dans ce milieu. Nous pensons toutefois, avec Kallquist et Meadows (1977), que ces derniers chiffres sont incorrects et surestimés, bien que Chabeda ne les considère pas comme résultant de situations particulières et accidentelles. De telles valeurs sont en fait largement supérieures au DL 50 connues pour la plupart des poissons et on peut penser que si elles avaient réellement été présentes dans les lacs Kenyans, elles auraient donné lieu à des mortalités en masse de l'ichtyofaune qui auraient immanquablement été signalées.

+ Le lac Naivasha.

Quelques valeurs concernant ce milieu sont données par Brown (1971). Il fait état d'une légère contamination des organismes aquatiques de ce lac par les pesticides, et si certains poissons analysés ne contenaient par exemple aucune trace de DDE, d'autres accusaient par contre des teneurs allant jusqu'a 0,046 ppm (poids sec). Dans l'ensemble, la situation était jugée à cette époque comme satisfaisante. Une même conclusion découlait des analyses faites au lac Baringo, par le même auteur, bien que les teneurs de DDE rencontrées dans les poissons étaient encore supérieures à celles trouvées dans le lac Naivasha (0,09 ppm du poids sec).

Il faut enfin noter que les batraciens des lacs Nakuru, Naivasha et Baringo présentaient également des résidus de DDE allant, selon les individus, de traces à des valeurs de 0,07 ppm.

Les travaux plus récents de Lincer *et al.* (1981), qui concernent un ensemble de milieux lacustres endoréiques de la Rift Valley,

Tableau 32. Teneurs en résidus de DDE dans différentes composantes biologiques de quelques lacs de la vallée du Rift (d'après Lincer et al., 1981); (-):pas d'observations. Valeurs en ppm de poids sec.

| Unités biologiques étudiées | Sites concernés | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Lac Naivasha | Lac Nakuru | Lac Baringo | Lac Elmenteita |
| Algues | 0,007 + 0,02 | Traces | Traces | (-) |
| Macrophytes | 0,03 + 0,067 | | " | (-) |
| Zooplancton | (-) | (-) | 8,09 + 0,127 | (-) |
| Insectes aquatiques | | | | |
| Chironomides dominants | 0,034 + 0,076 | Traces | (-) | (-) |
| Corixidae | (-) | Traces | (-) | (-) |
| Hirudinées + Mollusques | Traces | (-) | (-) | (-) |
| Crustacés (Lovenula) | (-) | 0,04 + 0,2 | (-) | (-) |
| Batraciens | 0,025 + 0,043 | 0,070 | 0,017 + 0,029 | (-) |
| Tilapia sp. | 0,007 +0,011 | 0,074 +0,051 | 0,043 + 0,015 | (-) |
| Black bass | 0,016 + 0,019 | (-) | (-) | (-) |
| Labeo cylindricus | (-) | (-) | 2,13 | (-) |
| - Oeufs d'oiseaux ichtyophages | | | | |
| Anhinga rufa | 1,41 + 1,54 | 5,75 + 7,57 | 0,71 + 0,41 | (-) |
| Pelecanus onocrotalus | (-) | (-) | (-) | 0,5 + 0,6 |
| Phoenicopterus ruber | (-) | (-) | (-) | 0,25 + 0,13 |
| Phalacrocorax africanus | 2,10 + 4,01 | (-) | (-) | (-) |
| - Tissus musculaires | | | | |
| Pelecanus rufescens | 0,35 + 0,32 | 0,11 | 0,50 + 0,02 | (-) |
| Leptoptilus cruminiferus | 0,11 = 0,04 | 1;09 + 1,25 | (-) | (-) |

procurent à nouveau une série de résultats qui se rapprochent de ceux publiés par Koeman *et al* . et Greichus *et al* . Ces résultats sont présentés dans le tableau 32. Ils témoignent d'une présence de DDE dans la majorité des organismes, mais ces teneurs ne peuvent être considérées comme critiques, cela en dépit des très grandes quantités de DDT qui continuent à être utilisées dans cette région d'Afrique de l'Est. Une même conclusion concerne les résidus de dieldrine ainsi que le toxaphène, acaricide très employé pour détiquer les milliers de têtes de bétail qui vivent dans cette zone (environ 17 tonnes sont utilisées chaque année). Le lac Nakuru semble toutefois présenter une accumulation supérieure à celle des autres lacs, probablement en raison de la proximité de la ville du même nom où sont utilisés de nombreux pesticides en lutte antivectorielle et notamment du DDT, en démoustication.

Contrairement à ce qui se passe en lutte antivectorielle, où les pesticides sont directement introduits dans l'eau ou bien y parviennent après un court trajet, il apparaît finalement que l'usage des pesticides en agriculture induit une contamination quasi générale des eaux naturelles, mais qui se traduit par des niveaux de résidus dans le milieu ou dans les organismes, qui demeurent relativement faibles, et en première approximation assez stables depuis une dizaine d'années.

Bien entendu des analyses plus systématiques, et surtout plus normalisées (méthodes, espèces étudiées, localisation des échantillons...), sont nécessaires si l'on veut statuer avec plus de précision dans le domaine. Ainsi, et contrairement à toute attente, plusieurs études concernant des régions où les pesticides sont employés de manière intensive ne témoignent pas d'une forte contamination des milieux aquatiques qui s'y trouvent.

- En Ouganda, Sserunjoji (1974) estime à plus de 3500 tonnes les quantités de DDT (matière active) utilisées entre 1965 et 1972, principalement en culture cotonnière, et à moindre titre pour la lutte antisimulidienne. Malgré cela, les analyses faites afin d'en retrouver les résidus dans différents milieux, ne permirent pas de déceler de traces de ce produit dans les sols cotonniers, et seules de faibles teneurs étaient mises en évidence dans l'eau de quelques lacs. Les poissons analysés présentaient des concentrations en résidus dans leurs tissus musculaires qui n'excédaient pas 0,015 ppm.

- En 1974 et 1976, les analyses d'eau des rivières du bassin de la Nzoia, au Kenya, région intensément cultivée, ne permirent pas de déceler de traces de pesticides. Les limites de détection étaient pourtant les suivantes : 0,1 ppb pour le BHC ; 0,2 ppb pour le DDE et la dieldrine ; 2 ppb pour le DDT et 0,02 ppm pour le toxaphène. Ces valeurs furent même ramenées en 1976 à 0,5 ppb pour le toxaphène et 0,1 ppb pour les autres composés.

- Dans la région de la Komadogou Yobé, rivière se jetant dans la partie nord-ouest du lac Tchad, des tonnes et des tonnes de DDT et de dieldrine ont été employées entre 1952 et 1966 pour la protection du coton. Malgré cela, les teneurs en résidus de ces

deux insecticides, détectées dans les oiseaux aussi bien que dans les poissons du lac, restent faibles (Koeman et Penning, 1970). Il semble pour ces auteurs, qu'en raison des fortes températures et du faible degré hygrométrique présents dans cette région, les pertes d'insecticide par évaporation et codistillation soient très élevées et réduisent d'autant les quantités susceptibles de s'accumuler dans les organismes vivants.

Une telle situation n'est cependant pas une règle générale, et quand la conformation du bassin s'y prête, que la région est le siège d'une forte "pression" pesticide, la contamination des hydrosystèmes est rapide et souvent élevée ; les cas suivants sont très démonstratifs à cet égard.

Les quelques chiffres présentés par Deelstra (1974), et consignés dans le tableau 33, témoignent de l'intensité d'emploi des pesticides en culture cotonnière, au Burundi, au début des années 1970.

Tableau 33. Quantités (en kg) d'insecticides et fongicides mises en oeuvre en campagne cotonnière, au Burundi, entre 1969 et 1972 (d'après Deelstra, 1974).

| Nature | Pourcentage (matière active) | Années | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | 1969 | 1970 | 1971 | 1972 |
| *Insecticides* | | | | | |
| *Hydrocarbures chlorés* (litres) | | | | | |
| Dodémul (D.D.T.) | 40 % | 3.000 | 8.200 | 9.192 | 3.039 |
| Endrin | 19,5 % | 2.100 | 2.500 | | — |
| Endrex (Endrin + D.D.T.) | 15 % + 45 % | — | 30.740 | 28.850 | 28.153 |
| Thiolémul (Endosulfan + D.D.T.) | 20 % + 35 % | 48.710 | 52.460 | 46.732 | 45.941 |
| Dicofol (Kelton + D.D.T.) | 18,5 % + 20 % | 11.910 | — | 14.656 | 5.543 |
| *Organo-phosphoré* | | | | | |
| Métasystox | 50 % | — | 200 | 276 | 1.238 |
| *Fongicides* | | | | | |
| Cérésan (kg) | 1,5 % | 2.835 | 2.989 | 3.000 | — |
| $H_2SO_4$ (litres) | 66° Baumé | 6.125 | 5.845 | 5.948 | — |

Durant la campagne 1971 - 1972, les cultures cotonnières de la région de l'Imbo (environ 7400 hectares) reçurent quelque 30,9 tonnes de DDT, 9,2 d'endosulfan, 4,2 d'endrine, 1 de Kelton® et 600 kg de Métasytox® , soit, à l'échelle de l'année, environ 6,2 kg de matière active à l'hectare. De tels apports ne pouvaient être sans conséquences pour le lac Tanganyika tout proche où une partie de ces pesticides se trouvait transportée, soit par dérive aérienne au moment des épandages, soit par ruissellement des eaux de pluies en provenance des zones traitées.

La forte rémanence des carbamates et des organochlorés apportés dans les eaux du lac conduisirent à une forte accumulation dans les tissus des poissons, et les analyses faites en mai 1971, chez trois espèces, ont mis en évidence les teneurs consignées dans le tableau 34.

Tableau 34. Teneurs en résidus de quelques insecticides employés en culture cotonnière (en ppm du poids sec), dans les tissus de trois espèces de poissons du lac Tanganyika (d'après Deelstra, 1974).

| | *Solothrissa tanganicae* | *Limnothrissa miodon* | *Luciolates sp.* |
|---|---|---|---|
| *pp'* DDE | 0,19 | 0,55 | 0,08 |
| *pp'* DDD | 0,13 | 0,23 | Traces |
| *pp'* DDT | 0,31 | 1,06 | 0,13 |
| Lindane | 0,80 | 1,40 | 0,22 |

Il convient de noter que les échantillons analysés provenaient de poissons séchés au soleil, procédé de conservation qui favorise largement l'élimination d'insecticides comme le DDT par exemple. Les teneurs dans les poissons frais étaient sans nul doute nettement plus élevées.

- Une situation similaire est décrite du Soudan par El Zorghani (1976). Le Gézira, région centrale de ce pays située entre le Nil bleu et le Nil blanc, et couvrant plus d'un million d'hectares, est une très grande zone cotonnière. Nous l'avons déjà plusieurs fois citée dans cet ouvrage car on estime que 85% des pesticides importés au Soudan y sont déversés chaque année. Le coût des traitements a sextuplé au cours des dernières campagnes cotonnières, et selon certains, l'emploi des insecticides y est considéré comme abusif et correspond à "une catastrophe agricole et écologique" (Forum du développement, mars 1984).

L'emploi de pesticides dans cette région est très ancien et déjà en 1946 - 1947, 4 tonnes de DDT étaient épandues. Cette consommation de produits chimiques ne cessa de s'accroître, et en 1972 - 1973, plus de 1000 tonnes de composés divers (DDT, toxaphène, endosulfan, dieldrine, aldrine, heptachlore) étaient déversées sur le coton.

Dans un tel contexte, on conçoit aisément que la contamination de la biosphère soit intense, aussi n'est-il pas surprenant que des analyses des résidus contenus dans les tissus de quelques espèces de poissons récoltés dans les canaux d'irrigation de cette région

témoignent de teneurs élevées en organochlorés et en métabolites de ces composés.

Les valeurs consignées dans le tableau 35, que nous empruntons à El Zorghani (1976), témoignent d'une présence généralisée de DDT et DDE dans les cinq espèces étudiées. Les niveaux d'accumulation y varient grandement d'une espèce à l'autre et les très fortes teneurs trouvées dans les tissus des *Hydrocynus*, carnivores terminaux, confirment l'accumulation par le biais de la chaîne alimentaire. Il faut cependant noter que ce phénomène ne se retrouve pas aussi nettement chez *Lates niloticus* , autre espèce carnassière, mais peut-être les échantillons provenaient-ils d'une zone moins contaminée.

Tableau 35. Résidus d'insecticides organochlorés trouvés dans quelques espèces de poissons des canaux d'irrigation de la région du Gésira (d'après El Zorghani, 1976).

| | | Concentrations ( mg/kg) | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | *pp'*-DDE | *pp'*-TDE | *pp'*-DDT | Total |
| *Tetraodon fahaka* | 1 | 0.14 | 0.13 | 0.20 | 0.47 |
| | 2 | 0.14 | 0.10 | 0.27 | 0.51 |
| *Hydrocynus forskalii* | 1 | 3.6 | 4.2 | 8.20 | 16.0 |
| | 2 | 2.0 | 3.0 | 5.6 | 10.6 |
| *Bagrus docmac* | 1 | 1.2 | 0.82 | 0.84 | 2.86 |
| | 2 | 0.36 | 0.22 | 0.30 | 0.88 |
| *Tilapia nilotica* | 1 | 0.14 | 0.19 | 0.49 | 0.82 |
| | 2 | 0.10 | 0.13 | 0.51 | 0.74 |
| | 3 | 0.21 | 0.30 | 0.80 | 1.31 |
| | 4 | 0.02 | 0.05 | 0.20 | 0.27 |
| *Lates niloticus* | 1 | 0.10 | 0.10 | 0.18 | 0.38 |
| | 2 | 0.14 | 0.10 | 0.26 | 0.50 |

A l'heure actuelle, la contamination par les pesticides des hydrosystèmes africains situés en régions cultivées est un phénomene quasi général. Les niveaux varient avec les types de milieux considérés (fleuves ou lacs), mais on en trouve aussi bien dans le bassin tchadien (8 à 11 ppb de DDE chez *Hydrocynus forskalii*, dans le Chari), que dans le lac Victoria (9 à 12 ppm de dieldrine chez *Chlarotes mozambicus*, 23 à 70 ppb chez *Alestes jacksoni* , 14 à 86 chez *Tilapia esculenta* Koeman *et al.*, 1972).

La culture du coton est certainement à l'origine des apports les plus intenses et les plus généralisés, ce qui est d'autant plus grave que les produits utilisés sont pratiquement tous très toxiques et très rémanents.

- Le toxaphène utilisé contre les noctuelles en granulés mélangés à 75% d'attractif, présente une très forte ichtyotoxicité.

*Tilapia zilli* meurt après six heures de présence dans une eau contenant 1 ppm de ce composé. A des concentrations environ six fois moindres (0,165 ppm), 100% de mortalité sont obtenus pour la même espèce en seulement dix heures (Hussein *et al.*, 1963).

- Le lindane ($\gamma$BHC), sous forme de Lindanul , entraîne de très fortes mortalités de Cichlidae. Son action est cumulative, et la plupart de ces poissons ne peuvent survivre à trois expositions hebdomadaires de trente minutes, dans une eau en contenant 1 mg/l (Blanc et d'Aubenton, 1956).

- Les pesticides du groupe des phénylamides sont progressivement dégradés par les microorganismes du sol, après leur application (Kaufman, 1970), mais si ce même processus existe dans les eaux naturelles, il est nettement plus lent, probablement en raison d'une moins grande concentration de micro-organismes dans ces milieux, ou de leur moins grande "affinité" pour ces composés. El Dib et Aly (1976), expérimentant sur les eaux du Nil montrent par exemple que des pesticides comme le Monuron®, le Linuron®, le Vitavax®, ne sont pas dégradés avant quatre mois, bien qu'ils n'aient aucun effet toxique sur la flore bactérienne. Seuls d'importants ensemencements de *Bacillus cereus* entraînent une décomposition rapide de ces composés par libération des anilines. D'autre part, les liaisons amides ne sont pas toujours rompues au niveau des métabolites, après action des bactéries, ce qui semble indiquer que les phénomènes d'hydrolyse ne surviennent que tardivement. Quand on connaît les propriétés carcinogéniques et mutagéniques de certains composés phényliques, il est évident que leur longue persistance dans l'eau les classe parmi les produits dangereux.

- Nous avons déjà présenté longuement la toxicité de l'endosulfan et les expérimentations de Van Dyk et Greeff (1977), faites en Afrique du Sud, ne font que la confirmer. Ainsi, des concentrations variant de 0,1 à 0,3 ppm et maintenues en permanence, peuvent tuer 50% des populations de *Tilapia sparrmanii* et de *Sarotherodon mossambicus* testées, en une huitaine de jours, et une faible élévation de ces concentrations (0,4 et 0,5 ppm) réduit ce temps à seulement quelques heures.

## 4. Conclusion.

Point n'est besoin de multiplier les exemples pour conclure, d'une part, que les épandages sans cesse croissants de pesticides sur les cultures africaines représentent un risque sérieux d'une contamination à grande échelle de l'hydrosphère et que, d'autre part, nos connaissances des processus qui régissent cette contamination sont encore bien fragmentaires. Malgré cela, il ne faut pas noircir à plaisir une situation déjà préoccupante, et si des impacts parfois violents ont été démontrés de manière rigoureuse, il convient d'extrapoler ces résultats avec prudence.

Les conditions écologiques dans lesquelles se déroule chaque application d'un pesticide sont en effet primordiales et déterminent largement son intensité d'impact sur la faune et la flore non-cibles. Compte tenu de la présence de facteurs climatiques favorables à une rapide dégradation de la majorité des produits, il est certain qu'une bonne gestion des opérations de traitement (techniques, modalités, périodes, concentrations...) peut,à elle seule,limiter grandement les action léthales au niveau des biocoenoses aquatiques. Nous proposons à ce titre,au chapitre G3,un ensemble de mesures qui, mises en application, peuvent être largement bénéfiques aux hydrosystêmes.

Les effets sub-léthaux des produits utilisés sont souvent beaucoup plus préoccupants que leur toxicité aiguë. Ils peuvent en effet, de manière peu spectaculaire, altérer ou modifier le comportement des espèces et provoquer à moyen ou long terme leur disparition. Des observations comme celles effectuées par Green (1976) dans quelques lacs ougandais peuvent éventuellement être interprétées dans ce sens. Cet auteur note en effet que dans les lacs Mutanda et Bunyonyi, trois espèces de crustacés ont disparu, dans le premier lac entre 1962 et 1975 et dans le second entre 1931 et 1962. Il s'agit de deux espèces du plancton ( *Ceriodaphnia reticulata* et *Metadiaptomus aethiopicus*), ainsi que *Caridina nilotica*,une petite crevette inféodée à la végétation aquatique.

Rien ne prouve que la pollution par pesticides en soit la cause, mais cette hypothèse n'est cependant pas à écarter.

## Chapitre C II

# La lutte antiacridienne et son impact possible sur l'environnement aquatique.

### 1. Le problème et les solutions adoptées.

Nous avons choisi de présenter de façon quelque peu détaillée cet aspect de la lutte insecticide en agriculture car elle nous semble caractéristique de ce type d'intervention sur le continent africain, tant par son ancienneté que par l'évolution dans le temps de son application.

L'image classique des grandes invasions de l'Afrique par les criquets migrateurs est maintenant devenue caduque, principalement en raison des efforts de lutte intenses réalisés depuis des décennies, et qui ont porté leurs fruits, notamment grâce à une large utilisation d'insecticides. Il faut cependant reconnaitre que si une meilleure connaissance de l'écologie et de l'éthologie des Orthoptères a permis d'accroitre considérablement l'efficacité des interventions, des risques de pullulations locales existent toujours, et que des traitements appropriés doivent régulierement être appliqués dans de nombreuses régions.

Sur les quelque 10.000 espèces d'acridiens connues, environ 250 sont présentes dans le Sahel, dont 10% ont une réelle importance économique, et peuvent, quand elles pullulent, provoquer des dégâts considérables aux cultures. Les principaux foyers d'existence des grands acridiens sont situés en Afrique de l'Ouest et Centrale (Fig. 31), mais des essaims persistent dans la péninsule arabique et sont susceptibles, à certaines époques, de présenter un développement inquiétant. Une vigilance permanente est donc nécessaire dans toute la région semi-désertique et sahélienne.

Dans les régions au climat plus humide, les criquets ne représentent pas de danger et ne sont pratiquement jamais combattus. Ils sont malheureusement remplacés par de nombreuses espèces d'acridiens de plus petite taille que l'on englobe sous le terme de sauteriaux. Non grégariaptes et réputés sédentaires, ils peuvent cependant pulluler dans certaines conditions, comme ce fut le cas dans tout le Sahel en 1974, après la forte sécheresse de 1971 à 1973, et ils constituent un réel danger pour de nombreuses cultures. Selon des estimations du BDPA*, les dégâts occasionnés par les sauteriaux en 1974 concernèrent environ 3.500.000 hectares où furent détruites quelque 350.000 tonnes de céréales (Couard, 1975). On conçoit donc que la lutte contre ces espèces d'acridiens présente un caractère permanent.

---

* Bureau pour le développement de la production agricole.

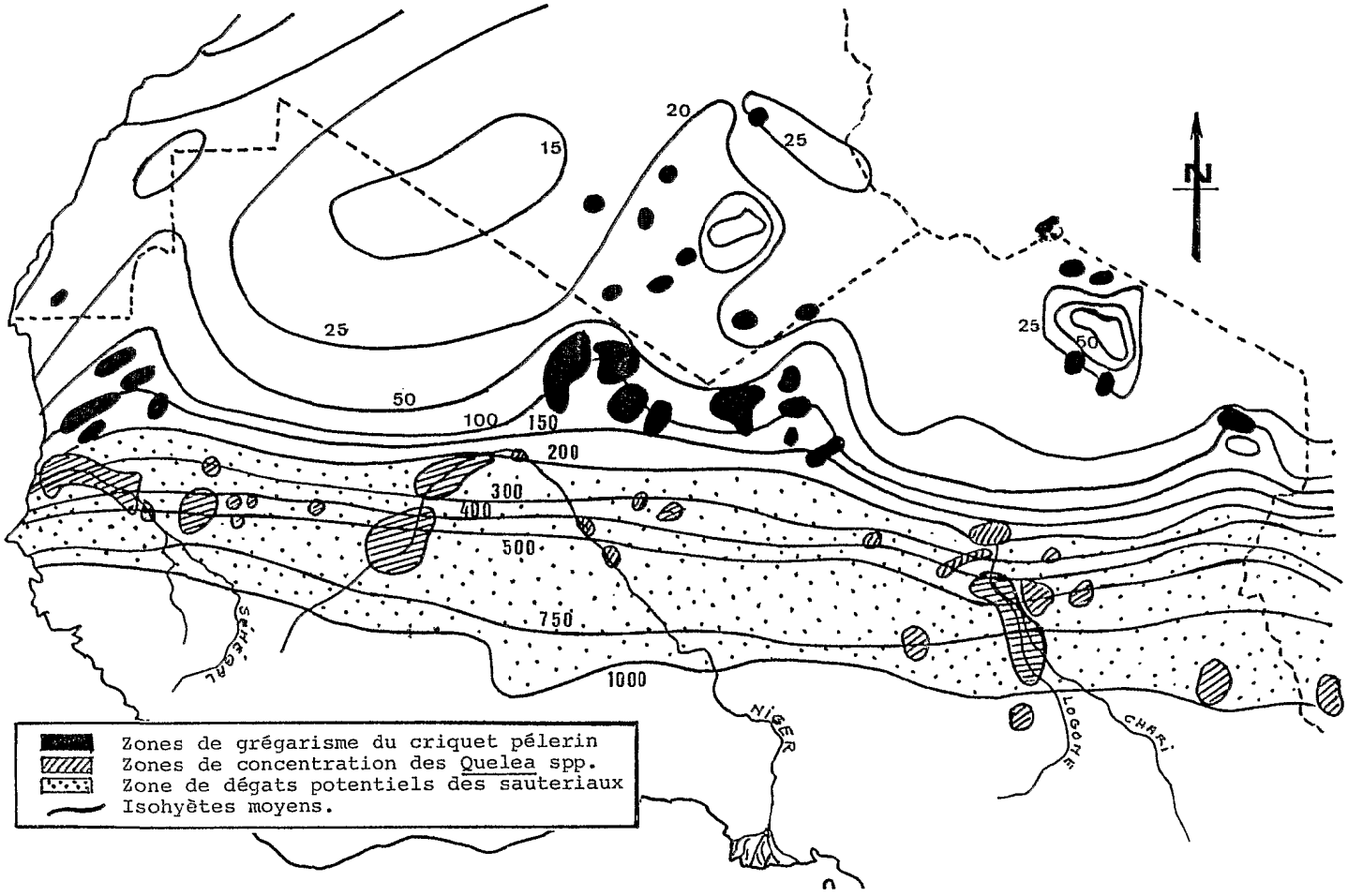



Figure 31 - Principales zones de l'Afrique de l'Ouest où Acridiens et oiseaux granivores sont actuellement susceptibles de faire l'objet d'une lutte chimique.

Que ce soit pour les criquets de grande taille ou les sauteriaux, le contrôle des essaims en période de peuplement "normal", ou en période de pullulation, s'effectue presque exclusivement par voie chimique, la lutte écologique n'étant utilisée qu'en de très rares occasions.

Les opérations de traitement s'effectuent généralement en début ou en fin de saison des pluies, pour protéger les semis ou les jeunes plantes à leur naissance, ou bien les récoltes sur pied. Selon la logistique de lutte adoptée, l'impact sur les milieux aquatiques peut être sévère ou non, situation que nous retrouvons pratiquement pour toutes les interventions qui, dans le domaine agricole, mettent en jeu l'utilisation de pesticides. Les méthodes anciennes de poudrage manuel préventif, l'appâtage à la main ou mécanique, étaient des techniques qui permettaient une sélection dans la distribution des pesticides. Elles étaient favorables à la protection des hydrosystèmes, tout au moins en l'absence de fortes pluies lessivantes et pour l'emploi de produits de faible rémanence. La nécessité d'une action plus vaste et plus rapide amena les services de lutte à adopter la pulvérisation en dérive, qui est maintenant la technique la plus fréquemment pratiquée. Les risques de contamination directe des milieux aquatiques se sont alors fortement accentués, d'autant que cette pratique a lieu, comme nous l'avons dit, en début ou en fin de saison des pluies. Dans ce dernier cas et en zone de savane sahélienne, l'eau de surface est à cette époque très abondante, sous forme de zones inondées (bas fonds), de mares et flaques temporaires multiples, et il est techniquement inconcevable de restreindre strictement les pulvérisations aux seuls milieux terrestres.

Les traitements sont donc généralement effectués par voie aérienne et à grande échelle, l'aéronef se déplaçant perpendiculairement à la direction du vent dominant, et à basse altitude (dix à quarante mètres). Les épandages utilisent soit des solutions huileuses d'insecticides, soit des formulations distribuées en ULV. Ils sont appliqués selon deux grandes modalités dont la première consiste en une couverture totale de toute une région, selon la technique des bandes parallèles contiguës, en employant soit un insecticide de choc agissant par contact (essentiellement sur adultes ailés), soit un produit rémanent agissant sur les larves par ingestion. Une seconde méthode consiste à appliquer des produits rémanents à action cumulative par ingestion, épandus en barrières, par bandes espacées de 250 à 1500 mètres. Cet empoisonnement de la végétation agit principalement sur les formes larvaires, et dans ce cas les doses employées sont relativements basses (Castel et Ouattara, 1979).

L'arsenal des produits acridicides efficaces n'est pas excessivement fourni, et nous y retrouvons des insecticides dont l'emploi dans d'autres domaines a déjà été présenté. Ils appartiennent aux quatre grands groupes des organochlorés (lindane et dieldrine), organophosphorés (fénitrothion, malathion, chlorpyriphos...), carbamates (propoxur) et pyréthrinoïdes (Décis®, fenvalérate).

Nous ne mentionnerons pas ici la toxicité pour les milieux aquatiques des produits qui ont été étudiés par ailleurs, et renvoyons pour chacun d'eux au chapitre qui la précise (référence entre parenthèses).

Tableau 36-Toxicité pour le rat et caractéristiques d'emploi des principaux acridicides actuellement utilisés à grande échelle en Afrique de l'Ouest ( d'après Castel et Ouattara,1979).

| Produits utilisés et teneurs en matière active des formulations ( en grammes par litre). | Toxicité pour les mammifères ( $DL_{50}$, en mg de mat.act.,par kg, chez le rat). | | Modalités et doses moyennes d'utilisation des formulations sur criquets (en grammes par hectare). ° Doses pour sauteriaux. |
|---|---|---|---|
| | VOIE ORALE | VOIE DERMALE | |
| A- Organochlorés | | | |
| Dieldrine 50 et 200 | 70 | 84 | En sol. huileuse: 10 à 25 |
| Lindane 100 et 150 | 138 | 850 | -Id- : 200 à 300 |
| B- Organophosphorés | | | |
| Chlorpyriphos éthyl 200 | 186 | 2000 | En ULV : 480 |
| Cyanophos 300 | 600 | 780 | -Id- :200 |
| Diazinon 900 | 194 | 789 | -Id- : 700 à 900 |
| Fénitrothion 500 | 500 | 500 | En sol. huileuse:150 à 200 |
| Fenthion 660 | 244 | 787 | En sol. huileuse: 150 à 200 |
| 1000 | " | " | En ULV :150 à 200 |
| Malathion 1180 | 1840 | 4000 | En ULV :500 à 750 |
| C- Carbamates | | | |
| Propoxur :750 g/kg | 135 | 1000 | En sol.dans le gas-oil: 100 à 200 de mat. act. par hectare |
| D- Pyréthrinoides | | | |
| Décis$^{R}$ 10 | 128 | 2000 | En ULV : 5 à 10° |
| Fenvalerate $^{R}$ | 451 | 2500 | En ULV : 5o à 75 et 25 0 35° |

Il nous semble par contre nécessaire de mentionner leur mode d'utilisation et leur dosage moyen d'application en lutte acridicide, car ces données sont une base indispensable à l'estimation des risques potentiels pour les milieux aquatiques (tableau 36). Ces valeurs peuvent être considérées comme absolues en cas de retombées sur l'eau, et servent de base de calcul quand les apports aux hydrosystèmes sont liés aux conditions météorologiques (humidité de l'air, vent, pluie) et topographiques d'emploi (proximité d'un milieu aquatique récepteur, pente des zones traitées, nature du couvert végétal et du sol, intensité du ruissellement...).

De même, il est intéressant de connaître les quantités globalement mises en oeuvre dans une région, ainsi que les surfaces traitées, pour avoir une meilleure image de l'intensité d'utilisation de ces pesticides. Ces différentes informations sont rapportées dans les tableaux 37 et 38. Les années de forte invasion des criquets y apparaissent très nettement (1970, 76, 80), de même que les pullulations de sauteriaux (1974, 75, 78), et se traduisent par de considérables augmentations des quantités d'insecticides utilisées.

2. Toxicité pour les organismes aquatiques de quelques insecticides antiacridiens.

+ La dieldrine (B.IV).

Cet organochloré doit être considéré comme le plus efficace acridicide, permettant des traitements rapides à grande échelle, et pour un faible prix de revient. En pays tempérés, des excès d'utilisation (2 à 3 épandages annuels à des doses de 1 kg/ha) ont conduit à des impacts catastrophiques et à son interdiction d'emploi.

En Afrique, il demeure un produit de choix, et l'on estime que le bénéfice de son emploi dépasse largement les inconvénients liés à sa toxicité, qui selon certains auteurs demeure: faible (?!) quand les conditions d'application sont respectées (Castel et Ouattara, 1979). Il faut reconnaître que les fortes doses épandues dans les années 1960 (60 à 70 g/ha) ont été fortement réduites, et que des épandages à des concentrations de 10 à 25 g/ha sont actuellement pleinement efficaces. Malgré les problèmes liés à la très forte stabilité de la molécule d'une part, mais également à la grande toxicité de son photoisomère de dégradation par les UV (la photo-dieldrine), cet insecticide demeurera certainement encore longtemps le seul produit opérationnel mis en oeuvre pour combattre une invasion massive d'acridiens. Il n'en demeure pas moins un insecticide dangereux pour les hydrosystèmes, et l'on doit considérer que son emploi dans des zones sahéliennes riches en ichtyofaune, comme le delta intérieur du Niger par exemple, doit être absolument évité.

+ Le fénitrothion.

Cet organophosphoré [0,0-diméthyl 0-(4-nitro-m-tolyl)phosphorothioate], qui présente une forte toxicité aiguë vis-à-vis des oiseaux,

Tableau 37 : Insecticides utilisés par l'OCLALAV pour la lutte contre les sauteriaux dans les pays du Sahel. En Kg de matière active. ( D'après Castel et Ouattara , 1979).

| CAMPAGNES (Années) | INTERVENTIONS ANTIACRIDIENNES | | | |
|---|---|---|---|---|
| | SURFACES TRAITEES (Hectares) | | | INSECTICIDES UTILISES (Litres) |
| | Criquet Pélerin | Sauteriaux | Total | |
| 1967 | 30.400 | - | 30.400 | 62.300 |
| 1968 | 59.800 | - | 59.800 | 46.700 |
| 1969 | 27.700 | - | 27.700 | 15.700 |
| 1970 | 150.200 | 10.500 | 160.700 | 99.500 |
| 1971 | 1.100 | 1.300 | 2.400 | 1.400 |
| 1972 | - | - | - | - |
| 1973 | - | - | - | - |
| 1974 | 27.700 | 194.100 | 222.100 | 156.400 |
| 1975 | 16.400 | 328.000 | 344.400 | 309.400 |
| 1976 | 121.200 | 34.100 | 155.300 | 78.600 |
| 1977 | - | 57.400 | 57.400 | 58.400 |
| 1978 | 12.500 | 232.400 | 244.900 | 123.800 |
| 1979 | Néant | 51.100 | 51.100 | 25.800 |
| 1980 | 98.400 | 75.600 | 174.000 | 52.600 |
| 1981 | 4.600 | 58.600 | 65.200 | 20.000 |

Tableau 38 : Bilan des campagnes antiacridiennes en Afrique de l'Ouest, de 1967 à 1981. Lutte effectuée par l'OCLALAV et différents services nationaux. ( OCLALAV , com.pers.).

| 1. Insecticides | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | Totaux (5 ans) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| HCH poudre | 873 | 3.607 | 241 | 293 | 468 | 5482 |
| HCH liquide | 7.258 | 16.290 | - | 3.522 | 1.255 | 28325 |
| Dieldrine | 2.372 | 3.342 | 98 | 216 | 2.393 | 8421 |
| Fénitrothion | 13.763 | 18.612 | 6.512 | 7.331 | 34.305 | 80523 |
| Malathion | 4.700 | 4.150 | 3.750 | - | 6.850 | 19450 |
| Diazinon | - | 4.592 | - | 7.857 | - | 12449 |
| Fenthion | 1.053 | - | - | - | - | 1053 |
| Parathion éthyl | - | 4.703 | - | - | - | 4703 |
| T O T A U X | 30.019 | 55.296 | 10.601 | 19.219 | 45.271 | 160406 |
| 2. Superficies traitées en hectares | 196.438 | 327.920 | 34.108 | 57.379 | 224.084 | |

est très largement utilisé comme acridicide, particulièrement en zones de cultures, contre les sauteriaux. Sa rémanence en milieu tropical est faible (deux à trois jours). Son action sur les organismes aquatiques tropicaux n'a pas été étudiée, mais son efficacité contre les moustiques laisse à penser qu'il n'est pas sans danger pour d'autres arthropodes.

+ Le malathion.

Peu toxique pour les vertébrés et d'une faible rémanence, cet autre organophosphoré [0,0 - diméthil S- (1,2-dicarbéthoxyéthyl) dithiophosphate] a un large spectre et son emploi est très fréquent dans le domaine agricole. Les doses d'emploi comme acridicide sont élevées, et en l'absence de données dans ce domaine on peut supposer que des retombées en milieu aquatique ne sont pas sans conséquences, d'autant que ses métabolites ont également une toxicité importante, notamment pour les poissons (Wilson, 1966).

En climats tempérés, les DL 50 pour 96 heures pour différentes espèces de poissons s'échelonnent entre 0,1 ppm (*Lepomis macrochirus*) et 12,5 ppm (*Pimephales promelas*), alors que les DL 50/48 heures pour les arthropodes varient entre 1 et 20 ppb (Pimentel, 1971). Ce sont autant de valeurs qui ne laissent guère augurer d'une innocuité en milieu tropical.

+ Le fenthion (B II, B III, B V)

Insecticide polyvalent, il tend à remplacer le parathion en lutte antiacridienne. Ses propriétés toxiques vis-à-vis des oiseaux lui donnent une place de choix pour lutter contre les *Quelea* spp. comme nous le verrons par la suite. Malgré sa rémanence moyenne, il doit être considéré comme dangereux pour les organismes aquatiques et notamment les poissons, d'autant que ses métabolites sont eux-mêmes très toxiques.

+ Le propoxur (Undène®)

C'est un carbamate de formule chimique 2-isopropoxy-phényl-N-méthyl carbamate, actif par contact sur les sauteriaux à des doses très faibles. On le considère comme peu toxique d'une manière générale. Sa rémanence est moyenne, et Lafuerza (1979) fait état d'une demi-vie dans le sol d'environ 35 jours à pH 7, valeur qui cependant peut doubler ou tripler à des pH acides.

En sols inondés de rizières, sa demi-vie ne serait que de 15 à 30 jours, et la matière active est rapidement décomposée en phase aqueuse, pour donner de l'O-isopropoxyphénol, peu toxique. Les quelques essais de ce produit réalisés dans le cadre de la recherche de nouveaux pesticides antisimulidiens n'ont pas mis en évidence un impact particulier sur la faune aquatique tropicale (chap. B I), et il semble qu'aux doses efficaces, soit contre les moustiques (10-60 g de mat. active par ha), soit contre les sauteriaux (70-150 g/ha), il présente un grand facteur de sécurité pour la faune non-cible.

Il est couramment utilisé en rizières au Japon, bien que l'on y note des DL 50/48 h pour les poissons de ces milieux variant entre 4 et 40 ppm (Lafuerza, 1979). Des traitements faits par ailleurs sur marécages, à un dosage de 2 kg de matière active à l'hectare, n'ont pas été nocifs pour *Gambusia* spp.

+ Le cyanophos (B IV)

Ce produit polyvalent, qui tend par ailleurs à remplacer le parathion en lutte antiaviaire, est peu rémanent. Son prix de revient élevé limite cependant son emploi acridicide. On ne connaît pas sa toxicité vis-à-vis des organismes aquatiques africains.

+ Les pyréthrinoïdes (B I - B IV)

Que ce soit la deltaméthrine (Décis®) ou le fenvalerate (Sumicidin®), nous retrouvons là des produits d'une grande efficacité à de très faibles doses, et bien entendu présentant une très faible sécurité d'emploi dans la mesure où la "fourchette" des concentrations actives, sans risques trop élevés pour la faune aquatique non-cible, est très étroite. Ils demandent donc de très grandes précautions d'emploi, souvent peu compatibles avec des traitements à grande échelle.

+ Autres produits.

Pour être complet il faut citer quelques autres produits qui sont maintenant, et pour différentes raisons, peu employés ou abandonnés. Parmi ceux-ci se trouvent le HCH, interdit dans de nombreux pays, mais qui est toujours fabriqué sur commande ; le dichlorvos, très volatil, donc d'un emploi délicat en pays tropical ; le chlorpyrifos (Dursban®), peu employé car trop cher, et enfin le diazinon, très toxique pour les oiseaux et les poissons, qui est également cher mais demeure d'un emploi fréquent en Afrique de l'Est.

## Chapitre C III

### Risques liés à l'emploi des quéléicides et des rodenticides

Deux ensembles de vertébrés font en Afrique l'objet d'une lutte chimique destinée à contrôler leurs populations, et limiter les dommages qu'ils causent aux cultures sur pied. Ce sont en premier lieu les oiseaux granivores, avec principalement le "mange mil" (*Quelea quelea*), et les petits rongeurs comme *Lemniscomys striatus* et *Dasymys incomtus*.

Les risques directs et indirects résultant, pour les milieux aquatiques, de la lutte contre ces deux groupes d'organismes sont très variables et différemment localisés. Les plus évidents sont liés à la lutte antiaviaire ; ce sont tout au moins ceux qui sont les plus appréhendables. Il n'est par contre guère possible que de supputer l'impact de la lutte rodenticide, aucune observation dans ce sens n'étant, pour l'Afrique et à notre connaissance, rapportée dans la littérature.

#### 1. Toxicité des quéléicides.

Bien que de nombreux oiseaux granivores soient susceptibles d'exercer une déprédation des cultures africaines (notamment parmi les columbiformes sédentaires ou migrateurs), c'est certainement un petit passereau de la famille des Ploceidae qui représente en de nombreux endroits le danger le plus évident.

Même contrôlées par des luttes permanentes, les populations de *Quelea quelea* sont par exemple responsables de la perte d'environ 4% des récoltes de Sorgho au Sénégal. Des données plus générales présentées par le PNUD et la FAO (1978) indiquent que les pertes en récoltes annuelles varient en Afrique, selon les oiseaux et les cultures considérés, entre 1 et près de 40%.

Trois espèces de *Quelea* existent en Afrique. L'une est limitée à quelques savanes de l'est (*Q. cardinalis*), alors que les deux autres ont une aire de répartition beaucoup plus vaste, couvrant les savanes soudaniennes et les zones pré-forestières de tout le continent pour *Q. erythrops*, et l'ensemble des savanes soudano-sahéliennes pour *Q. quelea*. Cette dernière espèce comprend trois sous-espèces à répartition bien localisée, depuis l'Afrique du Sud jusqu'en Afrique de l'Ouest. Enfin, il faut signaler que la sous-espèce la plus fréquemment combattue, *Quelea qu. quelea*, présente trois grandes zones de peuplement, liées à la présence d'eau : les vallées du fleuve Sénégal et du fleuve Niger, ainsi que la région du lac Tchad (N'Diaye, 1974).

La lutte contre ces oiseaux est multiforme, et va de l'utilisation d'explosifs à celle d'avicides chimiques, en passant par l'emploi de repellents, ou la sélection de végétaux de moindre appétence. Depuis quelques années elle est moins intensive en raison à la fois des résultats obtenus les années antérieures, mais aussi des mauvaises conditions écologiques qui affectent le Sahel en général. Malgré cela, on peut juger de son importance par les quelques chiffres rassemblés dans le tableau 39.

Les peuplements de *Quelea* sont strictement inféodés à la présence d'eau, car ils doivent boire chaque jour, et l'on rencontre souvent des colonies en cours de nidification qui échouent dans leur réalisation, en raison du tarissement prématuré des mares temporaires du voisinage. Par ailleurs, les fortes pluies et la crue des fleuves représentent des facteurs très favorables au développement de grandes populations, qui trouvent alors une nourriture, naturelle ou non (cultures), abondante et de nombreux points d'eau régulièrement répartis. Dans la mesure où l'hydrosystème est une composante obligatoire du biotope de nombreux oiseaux granivores, on conçoit donc que les risques d'effets secondaires d'une lutte extensive seront grands, principalement dans le cas d'un emploi d'avicides chimiques de couverture.

+ Toxicité du parathion.

Cet insecticide organophosphoré est un 0,0-diéthyl 0-p-nitrophényl phosphorothioate, connu sous une trentaine de noms commerciaux dont les plus fréquents sont le Corothion®, l'Etilon®, l'Orthophos®, le Rhodiatox®, le Thiophos®....

Avec des DL 50 respectives, pour le rat et le canard, de 4 à 30 mg/kg et 1,9 à 21 mg/kg, ce produit peut être considéré comme fortement toxique pour les vertébrés. Il semble que son emploi en Afrique, en lutte avicide, date de la fin des années 1950 et résulte d'observations annexes réalisées à la suite de traitements insecticides contre un prédateur du citronnier (*Anoidiella aurantii* ), en Afrique du Sud. A la suite de ces traitements effectués à une concentration d'environ 7 kg/ha, on dénombra en effet plus de 800 oiseaux morts appartenant à 27 espèces différentes (Buttiker, 1961).

A partir de 1962, ce produit a régulièrement été mis en oeuvre en Afrique Occidentale, généralement en pulvérisations au dosage de 10 kg de matière active par hectare. Cette forte concentration fut ensuite réduite à partir de 1966 à 5 kg/ha, et la dose d'emploi n'est plus à l'heure actuelle que de 3 à 4 kg/ha (Anon. Oclalav, non daté).

Mis à part un impact sévère sur l'ichtyofaune très souvent constaté, on ne connaît pas la toxicité du parathion pour les organismes aquatiques tropicaux. Aux doses normalement employées en lutte avicide, tout traitement sur un milieu aquatique stagnant peu profond entraîne en quelques heures une importante mortalité de la plupart des espèces de poissons présentes. En régions tempérées, de nombreux travaux font état de cette ichtyotoxicité, et les DL 50 pour 48 heures

Tableau 39 :Importance de la lutte contre les Quelea en Afrique de l'Ouest. Organisation commune de lutte antiaviaire et antiacridienne (OCLALAV), com.pers.

| CAMPAGNES | NOMBRE D'OISEAUX TUES (En millions) | INTERVENTIONS ANTIAVIAIRES PRODUITS UTILISES | |
|---|---|---|---|
| | | Explosifs (kg) | Avicides (litres) |
| 1966 | 1170 | 44000 | 87200 |
| 1967 | 1250 | 51800 | 132100 |
| 1968 | 990 | 51300 | 123300 |
| 1969 | 1370 | 45200 | 114000 |
| 1970 | 1480 | 14800 | 77900 |
| 1971 | 850 | 22000 | 82000 |
| 1972 | 700 | 7200 | 18300 |
| 1973 | 680 | 12000 | 44000 |
| 1974 | 420 | 9100 | 19500 |
| 1975 | 1190 | 19600 | 32500 |
| 1976 | 487 | 30200 | 27000 |
| 1977 | 525 | 24900 | 23000 |
| 1978 | 148 | 27700 | 12200 |
| 1979 | 279 | 19400 | 15200 |
| 1980 | 97 | 22500 | 12200 |
| 1981 | 70 | 8700 | 5900 |

sont de moins de 0,05 ppm pour de petites espèces, et d'environ 2 ppm pour la truite, avec l'éthyl-parathion. Les DL 50/96 heures s'échelonnent par ailleurs entre 2,75 et 9 ppm pour de nombreuses autres espèces, avec le méthyl-parathion (Pimentel, 1971).

Les invertébrés aquatiques des milieux tempérés accusent également une forte sensibilité à ce produit, et les valeurs des DL 50/24 ou 48 heures, rapportées dans la littérature, sont généralement inférieures à 0,04 ppm (de l'ordre de quelques ppb pour le zooplancton).

Ces quelques données, témoignant de la forte toxicité du parathion pour la faune aquatique, ne peuvent naturellement être transposées directement en climat tropical, mais laissent cependant prévoir des effets toxiques importants de ce produit. Les services techniques de lutte antiaviaire sont d'ailleurs avertis de cet impact, et font en sorte d'éviter tout traitement au contact direct des milieux aquatiques. Malgré cela, les risques d'une contamination diffuse ou indirecte existent en permanence, principalement quand les traitements sur dortoirs, ou zone de nidification, interviennent en saison des pluies.

La persistance du parathion dans l'eau à 20ºC a été évaluée à respectivement 690 et 175 jours, pour l'éthyl et le méthyl-parathion, en climat tempéré (Muhlman et Schrader, 1957), alors que des valeurs très variables ont été mesurées, quant à leur persistance dans les sols ou les sédiments [de un mois à cinq ans selons les auteurs cités par Pimentel (1971)] . Même en tenant compte d'une dégradation beaucoup plus rapide en climat tropical, la rémanence de ce produit dans le milieu naturel représente un danger certain.

+ Toxicité d'autres produits.

C'est principalement en raison de sa toxicité pour les mammifères que le parathion est actuellement de moins en moins utilisé. Il est remplacé par d'autres produits moins nocifs pour ce groupe d'organismes, mais fortement avicides, comme le fenthion et le cyanophos, qui sont utilisés en pulvérisations, ou la Phosdrine® technique (60% de m.a.), employée pour empoisonner l'eau de boisson des oiseaux, à la concentration de 100 ppm.

Nous avons déjà signalé aux chapitres B II et B III la forte ichtyotoxicité du fenthion* pour certaines espèces africaines, toxicité qui confirme les résultats obtenus par ailleurs en climat tempéré, où les travaux de Macek et Mc Alister (1970) ont montré que la DL 50/96 heures pour une douzaine d'espèces s'échelonnait entre 1 et 3,5 ppm. Les arthropodes vivant sous ces mêmes climats sont également sensibles, et des valeurs de DL 50 pour 24 ou 48 heures, variant entre 4 et 130 ppb, sont rapportées par la FWCPA** (1968), et concernent zooplancton, amphipodes et larves d'insectes.

---

* Mieux connu sous les noms de Baytex® ou de Lebaycide®.
** Federal Waterpollution Control Administration (USA).

Des essais d'utilisation de ce produit contre les larves de Simuliidae ont été réalisés en Afrique, sur la Volta noire, avec une concentration de 0,1 ppm (Ovazza et Valade, 1963) et dans les cours d'eau montagneux du nord du Bénin avec 1 ppm (Quélennec, 1962). Aucune observation de toxicité n'a été faite sur la faune aquatique non-cible, mais les résultats font état d'une portée efficace vis-à-vis de *Simulium damnosum* de respectivement 42 et 28 km, ce qui laisse supposer un impact sur les arthropodes non négligeable.

Bien que la Phosdrine® (mévinphos, à propriétés insecticides), extrêmement toxique pour les *Quelea* par ingestion, contact et inhalation, soit rapidement détruite par hydrolyse (en 24 heures environ), et ne soit employée qu'en abreuvoirs artificiels (flaques de quelques centimètres de profondeur), on peut imaginer les risques que représente son emploi mal conduit sur le terrain, quand on sait qu'elle est toxique en milieux tempérés à quelques dizaines de ppb, pour plusieurs espèces de poissons (DL 50/24 h) et a une concentration inférieure au ppb pour les arthropodes zooplanctoniques (DL 50/24 et 48 h).

Comme dans de nombreux autres domaines il existe donc un manque réel d'informations concernant les effets marginaux de la lutte avicide sur l'environnement aquatique, et il est très intéressant de noter que des services de lutte africains se soient attachés l'aide du département de pharmacologie de l'Université de Dakar, pour l'étude des résidus toxiques et des effets des faibles dosages des produits employés. Il faut cependant vivement souhaiter qu'une composante aquatique soit systématiquement incluse dans ces études, car les premiers travaux réalisés dans ce cadre ne concernent malheureusement pas ce milieu. Ainsi, les recherches concernant le méthiocarb (Mesuzol®), carbamate insecticide - molluscicide utilisé comme "repellent" des *Quelea* sur le sorgho, ne procurent que des indications incomplètes sur la toxicité de ce produit, qui donne des métabolites de dégradation toxiques, dont le plus dangereux est certainement le sulfoxyde de méthiocarb. Les travaux de Gras *et al.* (1981) montrèrent que le méthiocarb avait une demi-vie de six à sept jours en application sur fructifications, et qu'après trente jours il ne restait plus que de 8 à 11 ppm décelables, pour des traitements initiaux effectués à un dosage de 180 à 200 ppm. Cependant, si ces résidus sont sans danger pour l'homme (la formation de sulfoxyde n'ayant pas été décelée à l'analyse), on ne sait rien de l'impact possible sur la faune et la flore aquatiques, en cas de fortes pluies survenant par exemple peu de temps après application.

2. Risques liés à l'emploi des rodenticides.

L'estimation des dégâts provoqués par les petits rongeurs sur les cultures sur pied est dans bien des cas difficile à réaliser, dans la mesure où ils sont d'une ampleur inégale, dans le temps et l'espace. En fonction de conditions écologiques particulièrement favorables, il peut parfois y avoir dépassement du seuil de nuisibilité pour une espèce ou un groupe d'espèces, nécessitant une intervention

humaine adaptée. De tels cas de pullulations catastrophiques, résultant d'une saison des pluies particulièrement marquée, ont ainsi été observées au Kenya (Taylor, 1968) et au Sénégal (Poulet, 1977 , Poulet *et al*, 1978).

Dans le passé, et encore actuellement dans de nombreux pays, la lutte contre les pullulations de rongeurs a été réalisée par l'emploi d'appâts empoisonnés, que l'on englobe sous le vocable de rodenticides. Les premiers produits utilisés ont été des anticoagulants agissant par accumulation, après ingestion, comme le coumafène, le coumatétralyl, la foumarine, le coumachlore.... Ces produits, assez peu toxiques pour l'environnement, demandaient une ingestion répètée avant d'agir sur les rongeurs. Ils ont été remplacés par des anticoagulants "aigus", à action très rapide, ne nécessitant qu'une ingestion pour entraîner la mort. La strychnine est certainement l'un des plus connu et le phosphure de zinc l'un des plus couramment utilisé en pays tropicaux (Giban, 1979). L'inconvénient majeur de ces produits est leur très forte toxicité pour l'homme et les autres vertébrés. On ne sait pratiquemment rien par contre de leur toxicité pour le milieu aquatique, où ils risquent d'être introduits, soit directement dans les cas d'épandages aériens (phosphure de zinc sur plantations de canne à sucre ou en rizières), ou bien par lessivage et transport par les eaux de pluie et de ruissellement, après dépôt au sol, manuel ou mécanique. Dans la mesure où de nombreux traitements sont effectués durant la saison des pluies, en zones tropicales humides, cette dernière possibilité présente des risques évidents.

Les luttes avicide et rodenticide présentent donc un risque réel ou potentiel de contamination des hydrosystèmes naturels et demandent à être conduites avec beaucoup de rigueur. On ne saurait trop recommander la réalisation d'un bilan de toxicité précis des produits actuellement utilisés, incluant un volet relatif aux organismes aquatiques (non limité à l'ichtyofaune...) et permettant de mieux définir les précautions qui doivent accompagner leur emploi à grande échelle.

Chapitre C IV

# La prolifération excessive de la végétation aquatique et son contrôle

"African ermergent, floating, and submerged macrophytes are an integral and essential part of a complexe aquatic ecosystem, but on occasion their presence and abundance may be incompatible with man's activities"
(Gaudet et Mitchell, 1981)

## 1. Quand la végétation aquatique devient une nuisance

Les végétaux aquatiques sont d'une manière générale une composante essentielle des milieux équilibrés. Ils contribuent, par le biais de la photosynthèse, à oxygéner l'eau, mais aussi à la régulation saline et à la purification des biotopes où ils se développent, en absorbant et fixant les sels minéraux dissous. Par leur rôle de filtre mécanique, ils favorisent la sédimentation des particules organiques et inorganiques et augmentent la transparence des eaux. "Ce sont des agents essentiels de régénération de l'eau propre dont il faut signaler l'importance en notre époque de pollution" (Raynal Rocques, 1980).

Outre leur rôle bio-chimique, les plantes aquatiques sont un abri pour de nombreux organismes, un support pour d'autres, et une source de nourriture pour certaines espèces (Dejoux et Saint Jean, 1972). L'homme lui-même a su depuis des siècles les utiliser, tant pour l'alimentation du bétail, la fumure des sols ou comme remèdes contre certaines maladies, que pour leur propriétés physiques (fabrication d'embarcations en *Papyrus*, litières de fougères ou de roseaux...).

Si l'on en juge par cette seule énumération, la végétation aquatique ne peut être considérée que comme une composante bénéfique des milieux dulcaquicoles. Cependant, et comme en toutes choses, l'excès devient rapidement nuisance, et le développement en masse d'une espèce, ou de quelques espèces mélangées, peut localement poser de graves problèmes. L'aspect négatif de ce développement non contrôlé peut donc être considéré comme une pollution, qui se traduit essentiellement par les effets péjoratifs suivants :

+ Entrave totale ou partielle à la navigation sur les fleuves ou les lacs (Photo 3), entraînant une réduction de l'exploitation des potentialités économiques ou récréatives des plans d'eau.

+ Entrave à l'écoulement des fleuves et rivières, soit dans leur cours principal, soit dans les canaux d'irrigation et les zones de captage des eaux. Diminution de la capacité de stockage des eaux des lacs, par le grand volume occupé.

+ Blocage des turbines, ou perturbation des installations hydro-électriques.

+ Limitation des possibilités de pêche, en génant la mise en oeuvre des engins.

Ces différents aspects néfastes de la végétation sont essentiellement mécaniques, mais d'autres, que nous pouvons qualifier d'écologiques, sont moins apparents, mais tout autant négatifs pour le milieu aquatique. Il est par exemple reconnu que le développement d'une couverture végétale dense de surface, limite et même parfois stoppe entièrement, la pénétration de la lumière, ce qui perturbe la croissance du phytoplancton et réduit considérablement la production primaire.

D'autre part, la décomposition partielle, permanente ou cyclique, de la masse végétale, entraîne une grande consommation d'oxygène qui réduit la teneur globale de cet élément dans une grande partie de la masse d'eau, rendant la survie de l'ichtyofaune difficile, sinon impossible. Une importante décomposition accélère par ailleurs l'envasement des milieux fermés. L'étendue de la végétation, quand elle est semi-aquatique par exemple, est un facteur important de perte en eau, dans la mesure où elle représente une très grande évapotranspiration.

Enfin, la végétation aquatique constitue un biotope très apprécié de nombreux organismes aquatiques, vecteurs de maladies, qui y trouvent support, abri et nourriture. Parmi les endémies dont l'importance est souvent liée directement ou indirectement à son abondance, il faut citer les schistosomiases, le paludisme, les arboviroses (dengue, fievre jaune....), les leishmanioses, certaines filarioses.

La prolifération de la végétation aquatique peut être un phénomène naturel pour certains milieux fermés (lacs, étangs), et représente l'une des phases de leur eutrophisation. Cette prolifération est généralement lente quand les milieux sont équilibrés, et elle est limitée, à la fois par la quantité de sels nutritifs disponibles, mais aussi par la prédation des herbivores et l'agression des décomposeurs. Quand un déséquilibre survient, dû par exemple à des apports artificiels de sels nutritifs (lessivage des terres amendées) ou à la prolifération en masse d'une espèce (réalisation d'un barrage créant des accumulations locales), le processus s'accélère et l'on aboutit rapidement à un état qualifiable de pollué.

Le degré de pollution ainsi créée est très variable selon les espèces présentes, tant dans sa nature que dans sa rapidité d'apparition et son intensité. Par ailleurs, les mesures de contrôle qui sont mises en oeuvre pour limiter ou supprimer cette prolifération, ont bien souvent une incidence écologique néfaste sur les composantes biologiques des milieux concernés. Dans les lignes suivantes, nous nous sommes tout d'abord attaché à rechercher quelle était la nature exacte de la pollution entraînée par la prolifération de quelques espèces de végétaux aquatiques, quelle était la situation actuelle dans les eaux africaines à cet égard et enfin quels étaient les risques pour l'environnement des principales mesures de contrôle utilisées.

## 2. Effets polluants de quelques végétaux aquatiques africains, intensité des problèmes posés.

### a. Les *Ceratophyllum*

Cette plante est un angiosperme de la famille des Cératophyllacées, très commune dans les eaux calmes et peu profondes de la zone sahélienne. Le genre est cosmopolite, ne comprenant vraisemblablement que deux espèces en Afrique: *C. demersum* et *C. submersum* (Raynal-Roques, 1980).

Se développant particulièrement bien en milieu eutrophe, c'est une herbe cassante, immergée et sans racines, flottant en amas plus ou moins denses au sein de l'eau. Sa croissance est très rapide, et les morceaux disséminés par les courants peuvent aisément se développer le long des rives. Rarement abondante dans les cours d'eau, sauf si leur cours est très lent, cette plante peut constituer dans les lacs d'immenses herbiers, particulièrement dans les lacs de barrage n'ayant pas été défrichés avant mise en eau, où elle se développe au milieu de la végétation terrestre inondée, en association avec *Pistia stratiotes*.

Les *Ceratophyllum* peuvent donc par leurs amas être une entrave à la pêche lacustre, mais rarement à la navigation. Ils représentent par contre un habitat de choix pour de nombreux mollusques pulmonés vecteurs de schistosomiases.

Klumpp et Chu (1980) ont montré qu'il existait une relation directe entre la densité des herbiers à *Ceratophyllum demersum* du lac Volta au Ghana et la prévalence, ainsi que la densité d'infection, par *Schistosoma haematobium*, dans les populations riveraines. Cette maladie est transmise au Ghana par *Bulinus rohlfsi*, qui présente son optimum de développement dans les amas de *Ceratophyllum*. Le maximum de transmission se situe de janvier à mai, en saison sèche, quand les végétaux présentent leur plus grande extension, et que le niveau du lac diminue. Ces auteurs ont également mis en évidence les grandes variations interannuelles existant dans l'intensité de développement de *C. demersum*. Très favorisé par l'eutrophisation liée au remplissage

du lac, il a été ensuite freiné par la stabilité relative du milieu qui s'établit après quelques années ; toutefois, certaines zones lacustres recevant directement les eaux de ruissellement provenant de régions fortement cultivées, présentent toujours des peuplement très denses. Il y a donc dans ce cas une incidence directe sur la prolifération du végétal aquatique, de l'activité humaine dans certaines parties du bassin, phénomène à rapprocher de celui signalé par Hall et Okali (1974), qui mettent en évidence le processus inverse, illustré par le déclin des peuplements d'un autre végétal flottant, *Pistia stratiotes*, en certains points du lac Volta. La raison serait dans ce cas l'abaissement des teneurs en phosphates et nitrates des eaux, dû a une diminution d'intensité des pratiques agricoles dans certaines régions de la zone de drainage.

b. Les *Salvinia*.

Ce sont des végétaux flottants originaires d'Amérique du sud, et qui se sont très rapidement propagés en Afrique depuis une vingtaine d'années. Appartenant à la famille des Salviniacées, *Salvinia molesta* Michell est l'une des plus communes. Chaque plante flotte librement dans l'eau et présente plusieurs stades de développement. Le stade primaire est constitué d'un groupement de petites feuilles plates, opposées et ovales, disposées le long d'une tige horizontale. Ce stade est considéré comme la forme de dissémination du végétal.

Dans un stade secondaire, les feuilles se développent perpendiculairement à la surface de l'eau depuis un axe principal, elles sont alors incurvées. Enfin, dans un troisième stade, les feuilles s'élèvent, très repliées sur elles mêmes, et serrées sur des branches latérales (Photo 4). L'épaisseur des herbiers peut alors atteindre une quinzaine de centimètres.

La vitesse de croissance des *Salvinia* est grande, et les observations de Bond et Roberts (1978) dans le lac Cabora Bassa, font état d'un doublement de la surface couverte en quatre à cinq jours, selon les endroits considérés. La reproduction est essentiellement végétative. Souvent, comme dans le lac Naivasha au Kenya, la prolifération des herbiers s'amorce au milieu de la végétation semi-immergée (*phragmites, Cyperus papyrus* ) , par petites touffes. La couverture gagne alors de proche en proche et s'établissent ainsi d'immenses prairies flottantes, généralement ancrées sur des *Ceratophyllum* (Kongéré, 1979). La plante peut survivre assez longtemps à l'assèchement, tout au moins tant qu'il reste assez d'humidité au niveau des racines et des tiges.

La dissémination des *Salvinia* est favorisée en premier lieu par les vents, soit les vents dominants qui déplacent les herbiers, soit et surtout les vents violents de tempête qui fractionnent les végétaux en autant d'unités capables de s'agrandir rapidement, et de coloniser l'ensemble des rivages des milieux stagnants. Les courants sont également un facteur favorable, principalement quand un lac ou un étang colonisé par les *Salvinia* possède un exutoire, et la propagation se fait alors rapidement vers l'aval. De même, certains courants

peuvent s'établir durant la saison des pluies, quand la montée des eaux crée une zone d'inondation reliant entre eux des milieux stagnants isolés durant l'étiage.

Les pêcheurs peuvent aussi être une source de propagation de la plante, quand ils déplacent d'un milieu à l'autre leurs embarcations, et surtout leurs engins de pêche, des fragments du végétal demeurant souvent accrochés entre les mailles des filets.

L'impact d'un développement excessif des *Salvinia* est bien illustré par la situation qui s'est établie au lac Naivasha (Kongéré *op.cit.* ). Alors qu'un développement limité de plantes jeunes peut être un facteur bénéfique pour la production d'un milieu en créant un biotope très favorable à l'installation des invertébrés et un abri pour l'ichtyofaune (Mc Lachlan, 1969), la présence d'épais herbiers entraîne une décomposition assez rapide des plantes situées à leur base, provoquant un envasement progressif des rivages. D'autres modifications physico-chimiques se produisent aussi ; les herbiers limitent par exemple le brassage vertical des eaux, et la teneur en oxygène chute rapidement, favorisée par la forte consommation de cet élément dans le processus de décomposition. Hiscock (1970), signale des teneurs en $0^2$ de seulement 10% de la saturation, près des herbiers à *Salvinia* , alors qu'en eau libre, au centre du lac, ces valeurs sont de 64 à 85%, teneurs qui n'en demeurent pas moins assez faibles pour un lac peu profond.

Parmi les autres facteurs négatifs imputables au développement des *Salvinia* sur le lac Naivasha, il faut signaler une diminution de la production primaire résultant du déficit de pénétration de la lumière dans les eaux, une augmentation du $CO^2$ libre et corrélativement une chute du pH.

Enfin, comme pour la majorité des végétaux aquatiques quand ils deviennent trop abondants , les *Salvinia* sont une entrave à la navigation de plaisance et gênent considérablement les pratiques de pêche sur de nombreux plans d'eau africains.

### c. Les *Eichhornia* ou jacinthes d'eau.

C'est une plante en rosette de la famille des Pontédériacées, dont le genre, particulièrement bien représenté en Amérique tropicale, est présent en Afrique sous forme de deux espèces. L'une, *E. natans*, est endémique et se présente sous forme d'une herbe enracinée aux feuilles immergées, alors que l'autre, introduite d'Amérique ( *E. crassipes* ), est flottante avec des feuilles émergées. Les fleurs de cette dernière espèce sont de couleur bleue et leur port esthétique en fait une plante ornementale recherchée, aspect qui, dans de nombreux cas, a été à l'origine de sa rapide extension en zone tropicale.

De toutes les plantes flottantes, c'est certainement celle dont le développement en masse est le plus préoccupant dans les lacs tropicaux et sub-tropicaux. Chaque année, des sommes considérables, qui se chiffrent en millions de dollars, sont dépensées dans le monde

pour contrôler son développement. En milieu stagnant, *E. crassipes* présente tous les inconvénients déjà cités au début de ce chapitre. En milieu d'eau courante, elle transforme les cours d'eau en "fleuves verts" (Photos 5-6), gêne considérablement l'écoulement et conduit à un lent comblement de la voie d'eau.

Il faut noter que la multiplication des retenues d'eau artificielles en Afrique est un facteur très favorable à son extension. La colonisation se produit aussi bien dans la retenue elle-même que dans les zones calmes des fleuves, à l'aval des barrages, quand l'écoulement régularisé élimine toutes les crues soudaines (flash floods), qui étaient autant de facteurs naturels limitants de leur développement (Edwards, 1967).

Très commune dans tout le bassin du Zaïre, cette plante est également une nuisance en Afrique de l'Est et dans les eaux stagnantes de toute l'Afrique du Sud. Sa limite nord semble être actuellement le Djebel Aulia, sur le Nil blanc. Elle était encore inconnue en Afrique de l'Ouest jusqu'à ces dernières années, mais nous avons eu l'occasion d'en observer récemment de petits peuplements en bordure du lac Nokoué, au Bénin, zone qui représenterait alors sa limite actuelle d'extension ouest. Signalons enfin que cette espèce est absente de la végétation aquatique du lac Tchad.

Dans un milieu aquatique stagnant et peu perturbé, *E. crassipes* présente une croissance extraordinairement rapide. Une plante d'un poids frais de 40 grammes, couvrant une surface d'approximativement 450 $cm^2$, peut, en 50 jours, donner plus de 40 descendants, représentant 1250 grammes de poids frais et couvrant une surface de un metre carré (Batanouny et El-Fiky, 1975) ! Ceci représente une production en poids frais de 7% par jour. Dans certains milieux, ces chiffres peuvent même être dépassés, et au Zaïre, Rzoska (1966) signale un taux de production pouvant atteindre 10 à 14% par jour. Il semble que ce taux de croissance ne soit pas nécessairement lié à la teneur des eaux en sels nutritifs et durant la phase d'envahissement du lac Cabora Bassa par exemple, l'important développement d'*E. crassipes* s'effectua dans des eaux relativement pauvres en nitrates, nitrites, ammoniaque et phosphates (Bond et Roberts, 1978). Des observations précises effectuées dans un des bassins du lac (cf. fig. 33) font même état d'une extension très rapide de cette plante qui, couvrant environ une dizaine d'hectares en janvier 1975, envahissait plus de 300 hectares fin août de la même année, malgré entre temps une perte de quelques 100 hectares, due à l'asséchement survenu en juillet!

Maintes observations tendent à prouver que *E. crassipes* est assez sensible au surpeuplement. Dans un milieu vierge, son extension est très rapide dans un premier temps, et le végétal colonise une surface maximale. Dans une seconde phase, et une fois avoir constitué une prairie dense, les plantes situées à l'intérieur de l'herbier accroissent leur taille et leur volume, donc leur biomasse, mais se multiplient très peu. Ce sont seulement les individus situés en bordure d'herbier, à la limite avec les eaux libres, qui continuent à proliférer. Il apparaît en conséquence clairement que l'action des vents, tempêtes ou courants forts, qui brise l'unité des herbiers, les morcèle et les disperse, est très favorable à la dissémination

d' *E. crassipes* , mais aussi à son extension en surface, multipliant les zones d'interface herbier - eaux libres.

La prolifération des *Eichhornia* , et l'énorme biomasse que cette plante représente (des individus de près d'un mètre de hauteur ont été observés dans les herbiers du Cabora Bassa), correspond à un piégeage considérable de sels minéraux et nutritifs. Ce végétal contribue ainsi à l'exportation des composants minéraux et organiques de l'hydrosystème. Des estimations faites par Ridgers et Davies (1972) montrent par exemple que la constitution d'un hectare de jacinthes d'eau représente une exportation de matière organique équivalente à la quantité de nitrates et phosphates rejetés dans un milieu lacustre par une communauté urbaine de 800 personnes ! De là, l'idée développée par Toerien (1972), que le retrait de l'hydrosystème des excédents de sels nutritifs peut être un moyen de contrôle des *Eichhornia*. En corollaire, l'établissement d'une exploitation rationnelle des peuplements d' *Eichhornia* , peut être un moyen efficace de lutte contre l'eutrophisation de milieux recevant de fortes charges en sels nutritifs (lacs de décantation d'effluents urbains ou industriels) (cf. chap. G 5). Il a même été montré que *Eichhornia crassipes* était capable, sans en souffrir, d'accumuler des concentrations importantes de métaux lourds et de résidus d'hydrocarbures. Le végétal agit alors comme un piège de matières polluantes et son élimination mécanique périodique peut ainsi être un moyen d'assainissement élégant de certains plans d'eau fortement contaminés.

### d. Autres espèces.

Parmi les autres espèces de végétaux aquatiques qui peuvent par leur prolifération excessive constituer une nuisance dans les eaux africaines, il faut encore signaler une plante flottante : *Pistia stratiotes* et plusieurs plantes fixées comme les *Cyperus papyrus* *Phragmites* sp., *Vossia cuspidata* et enfin certains *Nymphea* sp.

Les *Pistia,* ou laitues d'eau, sont des végétaux de petite taille qui, contrairement aux autres plantes flottantes, ont une croissance relativement lente. Des temps de doublement de surface de 11 jours et plus ont été observés dans le lac Cabora Bassa (Bond et Roberts, 1978).

On retrouve généralement les *Pistia* en association avec les *Salvinia* et les *Eichhornia* . Au même titre, elles colonisent rapidement les retenues artificielles au moment de leur création, et sont susceptibles de géner considérablement la mise en oeuvre des engins de pêche, ou bien d'entraver le bon fonctionnement des turbines des ouvrages hydro-électriques. Cette espèce se trouve actuellement en abondance dans de nombreux lacs africains (Cabora Bassa, Kariba, Volta, partie nord des lacs de Kossou, Taabo, Buyo, Ayamé...), et se développe également en abondance dans les grandes plaines d'inondation des fleuves d'Afrique Centrale et d'Afrique du Sud. C'est également dans cette dernière partie du continent que l'envahissement par les *Potamogeton* constitue souvent une entrave à la navigation, et représente une première étape vers la disparition de nombreux petits cours d'eau.

*Cyperus papyrus*, *Vossia cuspidata* et *Phragmites sp.* constituent un ensemble de végétaux semi-aquatiques, fixés à faible profondeur (bien que les *Vossia* puissent former de grandes prairies semi-flottantes), et caractéristiques des peuplements végétaux des lacs plats. Leur grand développement entraîne une forte réduction des plans d'eau navigables, et se situe généralement en phase d'assèchement plus ou moins prononcés des cuvettes lacustres. La décomposition de leur grande biomasse provoque une accélération de l'envasement, une phase ultime étant représentée par la disparition complète des eaux de surface au niveau des herbiers.

Carter (1954) estimait qu'au début des années cinquante, les papyraies couvraient en Ouganda près de 30% des surfaces en eau. Ceci ne devait pas manquer d'avoir une incidence sur la qualités des milieux aquatiques, quand on sait que sous les épais rhizomes la désoxygénation est presque complète, et qu'elle est associée à la présence de fortes teneurs en $CO_2$ (50 à 60 ppm), ainsi qu'à un pH de l'ordre de 6. Ce phénomène se retrouve même en altitude, comme c'est le cas à Kigezi (1800 m).

Par leur stabilité due à leur fixation au sol, ils représentent des milieux-abris pour le développement de végétaux aquatiques flottants (*Salvinia*, *Pistia*), qui trouvent alors entre les rhizomes, comme c'est le cas au lac Naivasha, un biotope propice à leur croissance et relativement protégé de l'action des herbicides, à partir duquel ils sont en mesure de se propager vers les eaux libres.

Les *Nymphea*, enfin, peuvent localement représenter une nuisance, tant par l'entrave à la navigation qu'ils constituent, que par la réduction de la pénétration de la lumière résultant de l'étalement en surface de leur larges feuilles.

### e. La prolifération des végétaux aquatiques dans les eaux africaines - Situation récente et actuelle.

Nous n'avons volontairement pas introduit l'adjectif nuisible dans ce titre dans la mesure où, fondamentalement, il n'y a pas de végétaux nuisibles s'ils sont numériquement en équilibre avec le reste des composantes biologiques de l'hydrosystème. La nuisance n'est liée qu'a l'excès de développement.

Il est par ailleurs difficile de faire un bilan exact de la situation des eaux continentales africaines vis-à-vis de cette forme de pollution, car, pour chaque plan d'eau, cette situation est susceptible de changer à très court terme, principalement en fonction des variations inter-annuelles des masses d'eau et de leur niveau, conjuguées au très grand potentiel de croissance et de colonisation des plantes aquatiques. Un tel phénomène est parfaitement illustré par le cas du lac Tchad qui, au cours de sa phase d'assèchement partiel récent (1965 à 1975), présenta une gamme très variée de faciès végétaux aquatiques ou semi-aquatiques.

Durant la phase de niveau maximal des eaux, quand sa surface dépassait 20 000 km$^2$, ce grand lac plat présentait un peuplement végétal épars et rare, limité à une frange souvent peu large de végétaux semi-immergés, située autour des îles des archipels (*Cyperus papyrus, Phragmites* sp.). Cette végétation n'était que légèrement plus dense au niveau des "îlots bancs" et de la "grande barrière", où des hauts fonds, sommets d'un système dunaire sous-aquatique, permettaient leur enracinement (Dejoux, 1983 b). La végétation immergée ( *Potamogeton, Vallisneria, Ceratophyllum.....)* était également rare, et confinée à quelques anses calmes des archipels, ou bien proliférait difficilement à l'arrière de la ceinture de *Cyperus papyrus* et *Phragmites* , quand des zones d'eau libre peu profondes y étaient présentes.

La baisse progressive du niveau du lac s'accompagna dans les premières années d'un important développement végétal. Les ceintures de plantes semi-immergées s'élargirent rapidement et, morcelées par les vents, colonisèrent les zones peu profondes, après avoir dérivé sur l'ensemble du lac sous forme d'îles flottantes (localement nommées kirtas), pouvant atteindre de très grandes tailles. Parallèlement, se développèrent d'immenses herbiers immergés où dominaient *Vallisneria* sp. et *Potamogeton* sp., dans le sud et l'est du lac, et *Ceratophyllum demersum, Najas* sp.et *Potamogeton schweinfurthii,* dans le nord (Fig. 32).

Cette situation demeura relativement stable durant quelques années, puis, la baisse du niveau d'eau s'accélérant, le développement des masses végétales immergées fut pris de vitesse par l'assèchement. De vastes zones, rapidement exondées, demeurèrent quelque temps exemptes de végétation aquatique, remplacée par une couverture de graminées bénéficiant de la forte température et de l'humidité. Enfin, cette période dite du "petit lac", où la surface en eau n'était plus que d'environ 7000 km$^2$, vit le redéveloppement en masse d'une papilionacée, arbuste aux fleurs faunes et au bois extrêmement léger (*Aeschynomene elaphroxylon*), qui était pratiquement inexistante en phase de hautes eaux.

Actuellement, le niveau demeure très bas et le développement végétal est tel que les grands axes de navigation d'autrefois, reliant la zone du delta du Chari aux principaux villages des rivages nord et est, sont impraticables.

Si comme nous venons de le voir, de grands lacs naturels peuvent donc présenter à certaines époques de leur "histoire" des proliférations excessives de plantes aquatiques, il en est presque systématiquement de même pour les lacs artificiels. Dans bien des cas leur formation s'accompagne d'un hyperdéveloppement végétal difficile à maîtriser, et cet état peut demeurer préoccupant durant de longues années. Dans les lignes suivantes, nous avons examiné la situation actuelle de plusieurs grands lacs de barrage africains, sous ce rapport, ainsi que les différentes étapes ayant conduit à cette situation.

- Le lac Kariba.

Ce lac de retenue, établi sur le cours moyen du Zambèze,

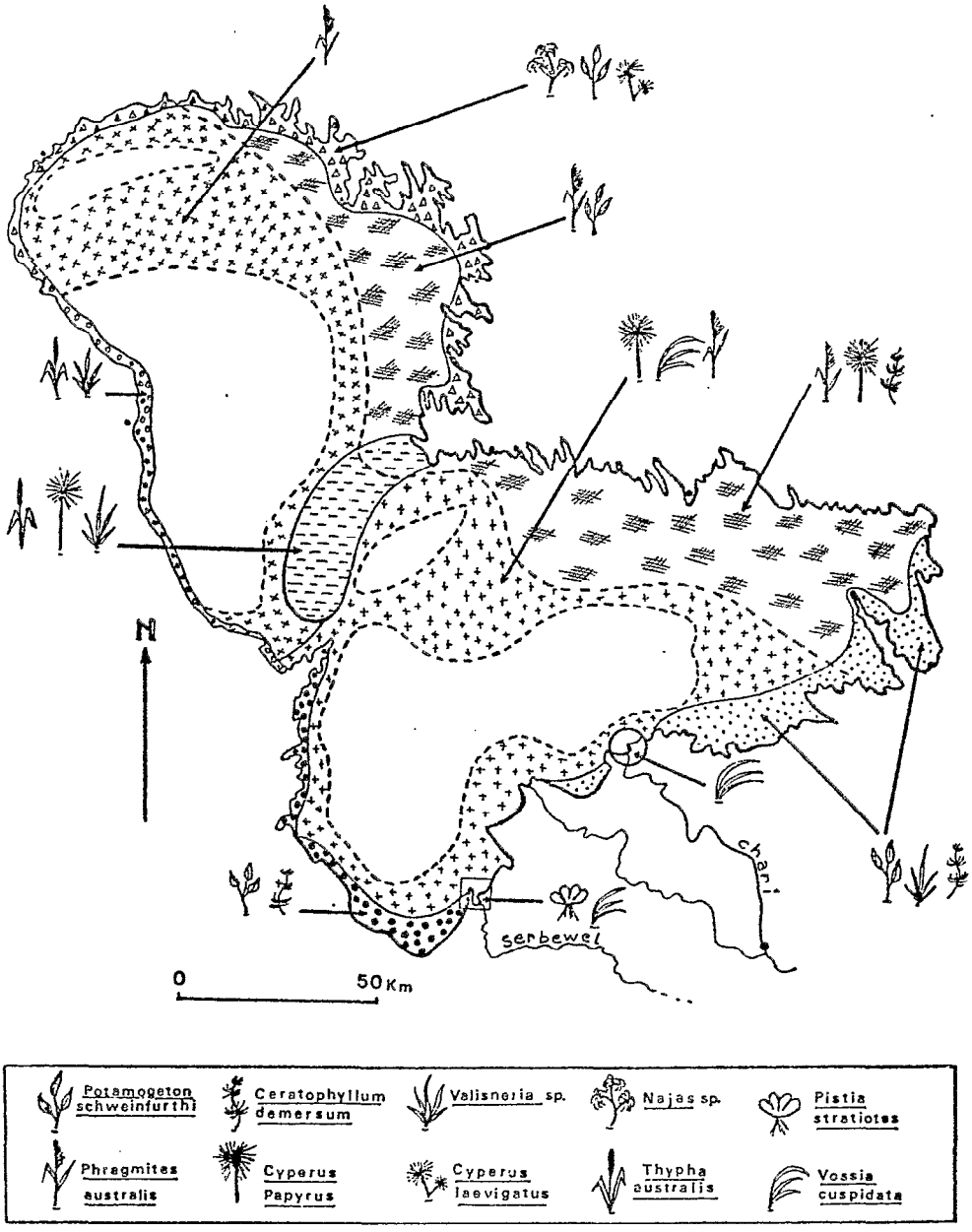



FIG. 32: Répartition des macrophytes aquatiques du lac Tchad en 1968. (Ordre de dominance dans chaque zone: de gauche à droite).

fut réalisé en 1958. Sa mise en eau s'effectua lentement, et, dans les quatre premières années de son remplissage, il a été l'objet d'un développement spectaculaire de *Salvinia molesta* , qui rapidement couvrit plus de 1000 $km^2$. Cette colonisation fut incontestablement favorisée par une montée régulière des eaux, sans retour à un niveau très bas comme dans le cas du lac Cabora Bassa. A son maximum, l'extension de la couverture végétale atteignait 21% de la surface totale de la retenue. Actuellement cette proportion est inférieure à 5% (Mitchel et Rose, 1979).

A côté de cet envahissement du lac par les *Salvinia* , Gaudet (1979) signale l'établissement d'autres végétaux aquatiques, selon une cinétique bien définie, dont le schéma constitue un modèle caractéristique, bien que non constant, de la situation observée dans d'autres lacs de barrage africains. Deux ans après le début de la mise en eau, on observa un important développement de plantes immergées, d'abord des *Ceratophyllum* , puis des *Potamogeton* et *Lagerosiphon ilicifolius,* colonisant principalement les zones peu profondes. Six années après la fermeture, soit à une époque correspondant à une certaine baisse de niveau consécutive au fonctionnement du barrage, une flore hygrophile se développa en masse le long des rivages humides, comprenant les principales espèces suivantes : *Altermanthera sessilis, Ludwigia stolonifera, Glinus lotoides, Panicum repens* et *Typha latifolia* (Magazda, 1970).

- Le lac Cabora Bassa.

Il appartient au bassin du Zambèze, comme le lac Kariba. D'assez nombreuses espèces végétales potentiellement nuisibles ont été recensées dans différents cours d'eau de la zone de retenue, avant sa fermeture. Il s'agissait essentiellement de *Salvinia molesta* et *Pistia stratiotes,* présentes sur l'ensemble du bassin, d'*Eichhornia crassipes* présente sur la Kafue (Zambie) et l'Hunyani (Rhodésie) et enfin d'*Azolla nilotica* , assez dispersée sur tous les cours d'eau (Bond et Roberts, 1978).

Fermé le 5 décembre 1974, le remplissage s'effectua très rapidement et les premières accumulations de plantes flottantes, apportées par le courant, ont été observées au niveau du barrage six semaines seulement après sa fermeture. Après neuf semaines, une bande de végétation pratiquement continue s'était accumulée dans les arbres semi-immergés, sur une distance d'environ huit km, ce qui donne une certaine idée de l'intensité de l'apport permanent.

Après six mois, il se produisit une importante baisse du niveau d'eau et plusieurs bassins aux caractéristiques propres s'individualisérent dans la cuvette lacustre (Fig. 33). Cette baisse du niveau d'eau entraîna l'exondation et la destruction d'environ 50% de la couverture végétale, mais très rapidement (en 2 mois!) celle-ci se reconstitua, après la reprise de montée des eaux.

En fonction très certainement des différences d'intensité des apports, mais également des différences de vitesse de croissance et des compétitions interspécifiques, les proportions des espèces

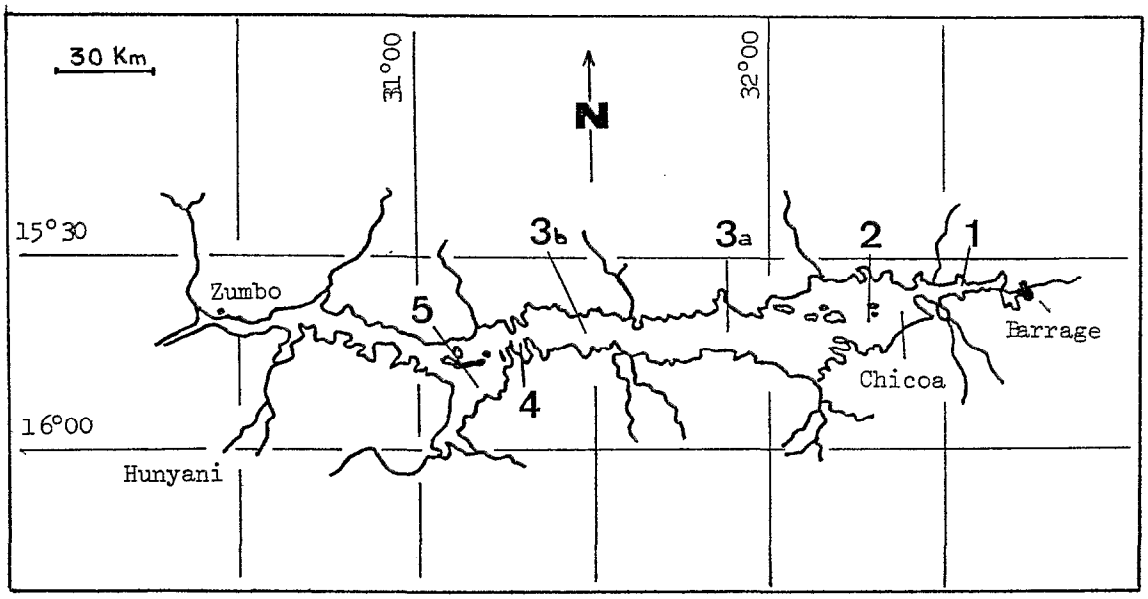



Figure 33

Schéma des différents bassins du lac Cabora Bassa ( d'après Bond et Roberts, 1978 ).

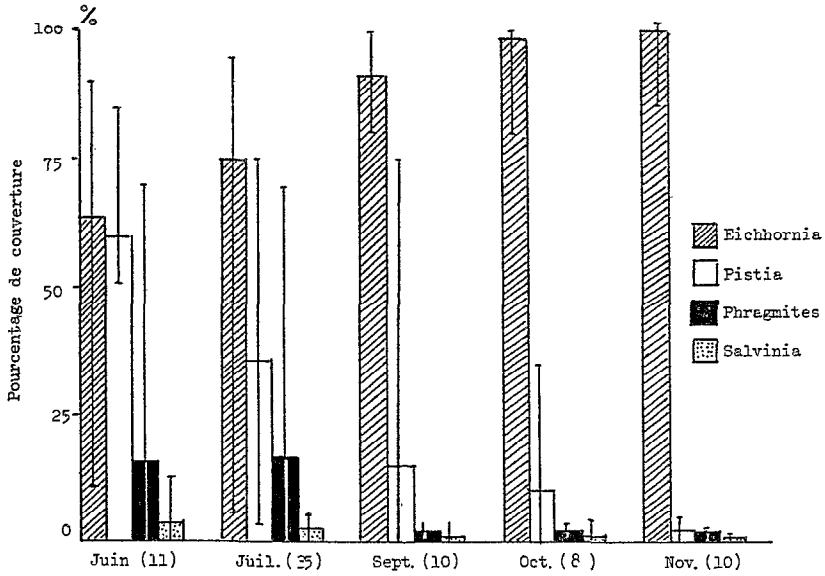



Figure 34

Variations, en pourcentages, de la couverture végétale des *Eichhornia crassipes* ,*Pistia stratiotes*, *Phragmites mauritianus* ,et *Salvinia molesta* dans deux bassins du Cabora Bassa ,entre juin et novembre 1975.Les lignes verticales représentent les amplitudes de variation et les chiffres entre parenthèses, le nombre d'herbiers considérés dans chaque estimation mensuelle.(D'après Bond et Roberts ,1978).

présentes variêrent considérablement dans les quelques mois suivant le début du remplissage. Cette variation porta principalement sur une extension croissante des *Eichhornia* (Fig. 34).

Actuellement, après mise en oeuvre d'un programme de contrôle relativement efficace et l'établissement d'un équilibre de l'hydro-système, la couverture végétale s'est stabilisée et ne représente qu'à peine 1% de la surface totale du lac (Gaudet, 1979).

- Le lac Nasser

Situé sur le Nil, cet immense réservoir d'environ 5000 $km^2$ fut mis en eau en 1964. Plus de 180 espèces de végétaux aquatiques ont été recensées dans la région concernée par le barrage, avant sa fermeture (Boulos, 1967). Toutefois, aucun dévelopement important de végétaux aquatiques n'existait alors dans le cours principal du fleuve. En conséquence, le remplissage du lac n'a pas été accompagné par une apparition en masse de plantes flottantes et seul un petit peuplement de *Potamogeton crispus* se développa après quelques années dans les anses calmes et peu profondes.

En 1970, la situation était satisfaisante quant au développement de la flore immergée, mais les zones peu profondes, affectées par les variations périodiques du niveau général du lac, voyaient se développer d'importants peuplements de plantes semi-immergées *(Phragmites australis* et *Typha domingensis)*. En même temps s'installait une couverture dense de *Glinus lotoides* et de *Tamarix nilotica* , suivant progressivement la baisse des eaux. Actuellement cette dernière espèce est devenue la plus commune en bordure du rivage (Entz, 1976 ; Gaudet, 1979), mais les problèmes liés à une excessive prolifération de la végétation aquatique demeurent dans l'ensemble d'ordre secondaire.

- Le lac Volta

Ce lac de barrage, établi au Ghana sur la Volta blanche, fut mis en eau à partir de 1964. Mise à part une apparition massive, mais temporaire, de *Pistia statiotes* , au début du remplissage, il n'y eut pas de nuisance réelle résultant d'un hyper-développement de l'un des 151 taxons aquatiques recensés dans la région, avant la fermeture du barrage (Lawson, 1963). Malgré cela, on nota en maints endroits du rivage un développement de prairies à *Vossia cuspidata,* et, dans les zones calmes et peu profondes, principalement en présence de végétation arborée inondée, l'installation de grands herbiers à *Ceratophyllum demersum* dont nous avons vu le rôle en relation avec la propagation de la bilharziose (chap. B II). Actuellement, cette situation tend à se maintenir sans évolution notable.

+ Le lac Kainji

Fermé en 1968, le barrage du lac Kainji, situé au Nigéria, sur le fleuve Niger, isola un plan d'eau de plus de 1000 $km^2$. Assez rapidement on nota un développement d'herbiers composites où se rencontraient *Polygonum* sp., *Ludwigia* et *Utricularia*, en association avec *Echinocloa stagnina* . Ces herbiers, assez abondants dans la partie nord du lac, devinrent par la suite rapidement dispersés et se maintiennent encore actuellement de place en place. La fermeture du barrage entraîna également une certaine accumulation de végétaux flottants (*Pistia stratiotes* ), qui se stabilisa rapidement à un niveau de faible importance. La quantité de végétation aquatique actuellement présente est en équilibre avec la masse d'eau de la retenue.

+ Le lac de Kossou

Situé sur le Bandama, au centre de la Côte d'Ivoire, sa fermeture date de 1971. Il se produisit une accumulation de *Pistia stratiotes* immédiatement après la fermeture, phénomène relativement constant dans le cas des lacs de barrage de l'ouest africains. Actuellement, la couverture végétale est pratiquement inexistante sur la majeure partie de la retenue. Seules les zones situés dans la partie nord du lac (bras ramifiés et peu profonds) sont encombrées de *Ceratophyllum* et *Pistia stratiotes* . Il semble que cette situation soit d'ailleurs mise à profit par les pêcheurs qui ont dégagé dans la végétation d'étroits couloirs de pêche où ils tendent des filets maillants avec lesquels ils capturent de grandes quantités de *Tilapia*, poisson qui d'ordinaire se capture difficilement avec ce type d'engins.

+ Le lac de Taabo

Egalement situé sur le Bandama, en aval de Kossou, cette retenue récemment mise en eau présente une couverture d'environ 10% de *Pistia stratiotes*, avec de fortes concentrations au niveau du barrage. Il est encore trop tôt pour présumer de son évolution prochaine, mais tout porte à croire qu'elle sera similaire à celle du lac de Kossou.

+ Le lac de Buyo

Située sur le fleuve Sassandra, également en Côte d'Ivoire, cette retenue est en phase d'achèvement de remplissage. Les déboisements pré-remplissage ayant été très limités et la cuvette lacustre étant située en zone de forêt dense, le développement de la végétation aquatique, utilisant l'excès de sels nutritifs apporté par la décomposition des espèces ligneuses, a envahi d'immenses surfaces.

Pour ce milieu également, rien ne laisse donc préjuger avec exactitude de son évolution ultérieure. Cependant, sa situation géographique et la grande ampleur de la couverture végétale actuelle, principalement dans les zones inondées non défrichées, permettent de penser que l'on est encore très loin d'une phase d'équilibre.

- Le lac Naivasha

Situé au Kenya dans l'est de la vallée du Rift, ce lac d'assez faible superficie (60 $km^2$ en moyenne) est enclavé dans une zone d'intense activité agricole qui s'étend jusqu'aux rivages du lac lui-même, occupant périodiquement les surfaces exondées en période de basses eaux. Il en résulte un ruissellement important qui atteint directement le lac, provoquant une augmentation de la charge argileuse des eaux, ainsi qu'un apport important de sels nutritifs.

Bassin endoréique sans exutoire, les eaux demeurent cependant douces, probablement grâce à l'effet conjugué des infiltrations, qui entraînent les sels en profondeur, et d'un stockage non négligeable dans la végétation (Richardson et Richardson, 1972).

Depuis une vingtaine d'années, *Salvinia molesta* s'est fortement développée, réduisant l'exploitation potentielle du plan d'eau, et la dispersion de la végétation sur l'ensemble du lac fut extrêmement favorisée par une très forte tempête survenue en 1970 (Kongéré, 1979). Actuellement, et malgré l'intensification des opérations herbicides, le développement des *Salvinia* demeure important et préoccupant, constituant une gêne permanente. Les nombreuses fluctuations de niveau favorisent par ailleurs l'extension des papyraies et phragmitaies de bordure.

- Autres milieux.

A côté de ces grandes masses d'eau naturelles ou de retenue, il existe une foule de petits réservoirs, d'étangs, de mares temporaires, qui sont envahis par la végétation et pour lesquels il est impossible ici d'effectuer un bilan de situation. Dans la mesure où il est très rare que des travaux d'assainissement (faucardage, restructuration des berges....) soient faits pour ces collections d'eau, la tendance générale est à leur envahissement progressif et de plus en plus intense par la végétation, phénomène favorisé par un apport fréquent de sels nutritifs issus du lessivage des sols du voisinage, artificiellement enrichis pour les besoins de la production agricole. Les principaux végétaux responsables de cette colonisation intense des eaux stagnantes sont généralement comme nous l'avons déjà mentionné, les *Cyperus papyrus*, les *Phragmites*, les *Typha*, les *Potamogeton* et *Ceratophyllum*, les *Nymphea* .... (Photo 7).

Un phénomène semblable est observé dans les petits cours d'eau et les canaux d'irrigation. Dans la région du Gésira, au Soudan, où l'activité agricole est élevée, les systèmes d'irrigation sont ainsi envahis par des peuplements denses de *Potamogeton nodosus, P. crispus, P. pectinatus, Ottelia alismoides* et *Najas* sp., qui entraînent un fort ralentissement de l'écoulement (Gaudet et Michell, 1981).

En Afrique du Sud, depuis un peu plus d'une décennie, lacs et rivières sont progressivement envahis par *Myriaphyllum aquaticum*, qui constitue d'épais herbiers semi-flottants. De même, *Potamogeton pectinatus* se développe un peu partout, et dans de petites retenues comme le lac Germiston (57 ha), on a pu évaluer la densité de cette espèce à quelque 1330 tonnes (Vermaak *et al*, 1981).

## 3. Le contrôle de la végétation aquatique et ses effets sur l'environnement.

### a. Action des facteurs abiotiques et contrôle mécanique.

Nous avons vu que les courants forts et le vent sont des facteurs favorables à la dissémination de la majorité des végétaux flottants. Dans certains cas cependant les vents sont au contraire un agent de contrôle naturel et efficace. Entraînant les végétaux vers les rivages battus par les vagues, ces dernières propulsent régulièrement à terre les plantes isolées qui s'y dessèchent. Cet effet mécanique, combiné à une baisse saisonnière du plan d'eau, peut amener ainsi l'élimination des grandes surfaces d'herbier. Une telle régulation naturelle n'est toutefois jamais suffisante pour assurer un contrôle efficace, et d'autres moyens doivent être mis en oeuvre.

Des moyens manuels ou mécaniques ont rarement été utilisés à grande échelle, si ce n'est dans le lac Cabora Bassa, ainsi qu'au lac Naivasha. Les résultats dans ces deux cas ont souvent été décevants et peu en rapport avec les efforts fournis.

Plusieurs techniques peuvent être mises en oeuvre selon le végétal à contrôler, allant du simple ramassage manuel à une aspiration par de gigantesques "suceuses" automotrices et amphibies. Le ramassage manuel demande une manutention intensive et difficile, souvent d'un faible rendement journalier. Quelques tentatives originales ont été faites comme l'organisation de "pick up days" (lac Naivasha), où la population sensibilisée par le problème participe activement au ramassage.

L'installation de grands filets où s'accumulent les végétaux amenés par les vents ou le courant a été également utilisée pour lutter contre l'invasion des *Eichhornia* et *Pistia*. Leur mise en oeuvre est difficile et le retrait des végétaux retenus doit être très fréquent pour ne pas devenir impossible (masse accumulée trop importante, rupture des ralingues....).

Les faucardages sont souvent fastidieux, et dans le cas de végétation semi-immergée et enracinée, ils agissent souvent comme un stimulant de la croissance, au même titre que la tonte d'une pelouse, et augmentent la densité des herbiers !

D'une manière plus générale, les retraits mécaniques provoquent souvent un morcellement des masses végétales qui est favorable à la dispersion de fragments entraînés par vents et courants. Ces fragments sont alors aptes dans de nombreux cas, par reproduction végétative, à recoloniser d'autres milieux encore vierges.

Le déracinement de la végétation semi-aquatique (*Phragmites, Cyperus papyrus, Vossia....*) est long, difficile, fastidieux. Le brûlage des parties émergées à l'aide de pétrole enflammé, ou d'autres moyens, est onéreux, difficile à contrôler, très polluant et d'une efficacité plus que douteuse.

Il apparaît finalement que le retrait mécanique des plantes aquatiques nuisibles n'est réellement efficace que sur de petites surfaces et dans des milieux aquatiques d'étendue limitée. Il doit être réalisé avec précaution, et peut avoir un impact négatif sur la faune. Il perturbe en effet les nurseries de poissons, effrayant les adultes qui, dans certains cas comme par exemple chez quelques espèces de *Tilapia* , peuvent abandonner les jeunes ou même les tuer. Enfin, le retrait mécanique s'accompagne du retrait d'une grande proportion de la faune d'invertébrés toujours très riche dans la végétation aquatique. Ce retrait peut, dans le cas de mollusques pulmonés vecteurs d'endémies, être un avantage, mais c'est un inconvénient certain dans le cas des multiples larves d'insectes qui participent à la production de l'hydrosystème.

b. Contrôle biologique.

Les premières tentatives de contrôle biologique, dans des milieux d'étendue restreinte, visaient en fait des peuplements végétaux de taille réduite et s'inscrivaient dans le cadre de la lutte contre les vecteurs de schistosomiases. Elles étaient basées sur l'utilisation de poissons herbivores et ne donnèrent que des résultats très partiels. En fait, l'impact des herbivores est assez mal connu, et mis à part dans certaines conditions de milieu, il apparaît comme ayant une très faible incidence sur la réduction des surfaces colonisées par les plantes flottantes. De nombreux animaux consomment la végétation aquatique, soit de façon systématique et quasi permanente (Hippopotames, poissons des genres *Tilapia* et *Distichodus* , mollusques pulmonés, insectes phytophages...), soit de facon sporadique et occasionnelle (singes, antilopes, animaux domestiques....). Seuls certains d'entre eux présentent un intéret, et c'est parmi les arthropodes que se rencontrent les organismes potentiellement les plus efficaces. Cependant, utilisés à grande échelle dans plusieurs parties de l'Afrique, leur action ne fut que très partielle et les résultats obtenus ont été très inégaux.

Dans le bassin du Zambèze, un certain nombre d'insectes ont été "lâchés" pour tenter un contrôle des *Eichhornia* et *Salvinia* (Bennet, 1974). Il s'agit essentiellement d'un Orthoptère de grande taille importé du Brésil (*Paulinia acuminata* De Geer), de deux Coléoptères Curculionidae (*Cyrtobagus singularis* Hulst et *Neochetina eichhornia* Warner), et d'un Lépidoptère Pyralidae (*Samea multiplicalis* Guenee). Bien qu'une action positive de ces insectes ait été mise en évidence en maints endroits du bassin, et notamment sur les peuplements denses du Cabora Bassa, aucun contrôle réel ne put être effectué, ou tout au moins est-il difficile d'apprécier la part revenant à ces agents biologiques dans le déclin des végétaux flottants qui suivit la période d'invasion observée durant les premières années de mise en eau du barrage.

D'autres essais du même type utilisant *Paulinia acuminata* ont été réalisés sur les lacs Naivasha et Kariba (Mitchel et Thomas, 1972). Les résultats obtenus avec ce gros Orthoptère aptère ont été positifs dans certaines zones, mais le bilan global des opérations fut peu satisfaisant dans l'ensemble. Le problème majeur rencontré

était essentiellement lié à l'impossibilité de faire se reproduire localement cet insecte phytophage, probablement en raison de températures trop basses dans les régions où il a été lâché, et les populations artificiellement implantées se sont alors éteintes rapidement. Une autre espèce, plus habituée au froid, a été préconisée, mais non essayée, à notre connaissance. Il en est de même du projet de production d'un hybride plus résistant.

Signalons enfin que l'on ne connaît absolument pas l'impact de ces introductions massives d'insectes phytophages sur les autres composantes de l'environnement et que ce n'est pas sans réticences que le gouvernement du Mozambique autorisa leur emploi dans le bassin du Zambèze, par exemple.

c. Contrôle par herbicides et toxicité des principaux produits.

Comme dans de nombreux domaines, c'est à nouveau le recours à des substances chimiques qui donna les meilleurs résultats, tant sur le plan de l'efficacité que sur ceux de la mise en oeuvre et de la rapidité d'action. Dans de nombreux cas, l'utilisation d'herbicides, et notamment celle du 2-4-D et de ses dérivés, a été même jugée plus économique et d'un impact écologique moindre que l'élimination mécanique, dans les opérations de contrôle.

Près d'une centaine de produits aux propriétés herbicides sont actuellement connus sur le marché, principalement utilisés dans le domaine de l'agriculture. Légalement, ils sont censés avoir été soumis à un contrôle particulier, visant à garantir d'une part leur efficacité herbicide, spécifique ou non, mais également leur sécurité d'emploi, dans des conditions normales et définies. Ces produits doivent pouvoir être stockés sans danger, avoir une toxicité "acceptable" pour la faune et la flore non visées, ne pas produire des métabolites toxiques pour l'environnement et enfin présenter une faible bio-accumulation ainsi qu'une persistance limitée. Un produit ayant satisfait à toutes ces exigences peut alors recevoir la marque "A"... comme acceptable !

Il apparaît toutefois que cette homologation d'un produit, même faite de façon très sérieuse, ne garantit généralement pas contre un effet environnemental à moyen ou long terme, conséquence d'un emploi répété, pas plus qu'elle n'assure l'absence d'effets à long terme sur l'homme (mutagénèse, cancérigéneité( Hellawell et Bryan, 1982)).

Seulement une douzaine d'herbicides ont reçu l'approbation du PSPS (Pesticides Safety Precautions Scheme) pour une utilisation en milieu aquatique ou para-aquatique. Actuellement, deux d'entre eux (paraquat et chlorpropham) ne sont plus formulés pour une utilisation en milieu aquatique, leur toxicité ayant dans ce domaine été reconnue comme trop élevée. Les composés qui demeurent autorisés à l'emploi sont les suivants :

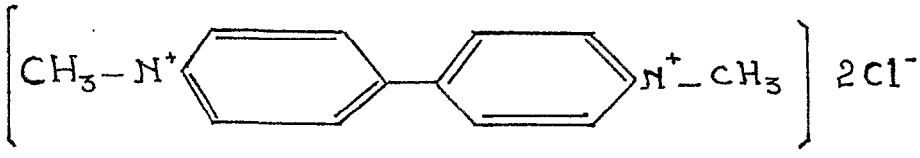
+ le 2-4-D, en formulations aminées
+ le dalapon
+ le diquat
+ le chlorthriamid
+ le dichlorbeuil
+ le glyphosate
+ l' ammonium fosamine
+ l'asulam
+ l'hydrazide maléique
+ la terbutryne

Dans les lignes suivantes, nous avons essayé de dresser un bilan des risques de l'emploi de certains de ces herbicides parmi les plus communément employés.

+ le paraquat

Malgré les remarques faites plus haut concernant l'arrêt de formulation de ce produit, il fut - et continue - à être parmi les plus utilisés en Afrique.

Commercialisé sous le nom de Gramoxone®, c'est un herbicide de synthèse dont la formule développée est la suivante :



Généralement utilisé comme désherbant sur sol, ce produit est également employé sur plans d'eau, afin de lutter contre le développement excessif de certains végétaux aquatiques. C'est un sel d'ammonium dérivé du dipyridylium, très soluble dans l'eau. Sa formulation comporte généralement de 5 à 10% d'agents mouillants, dont les plus employés sont le lissapol et l'éthomène, respectivement détergents non ionique et cathionique. On connaît très peu de choses sur la toxicité spécifique de ces constituants.

La toxicité du paraquat sur les organismes aquatiques a été étudiée en laboratoire par Benijts et Persoone (1980), en relation avec la teneur en agents mouillants de la formulation. Ils mettent ainsi en évidence que :

- l'addition de paraquat à de l'eau de mer contenant de jeunes larves de décapodes, entraîne la mort de certaines et surtout prolonge la durée de développement des autres. Le paraquat seul est

très toxique (DL 50= 0,86 ppb), alors que l'addition d'agent mouillant abaisse de 5 fois sa toxicité. Il faut cependant noter que l'éthomène seul a une DL 50 de 0,13 ppm, ce qui représente une assez forte toxicité.

- Les tests conduits sur *Daphnia magna* témoignent d'une moindre toxicité du paraquat sur ces organismes (1000 fois), mais l'addition de produits mouillants a, dans ce cas, un effet synergisant.

- Sur les algues d'eau douce ( *Scenedesmus* ), matière active et agents mouillants ont leur propre toxicité et la résultante varie considérablement selon la proportion de l'une ou l'autre des composantes. Dans tous les cas cependant, l'apport de faibles doses de Gramoxone® entraîne un blocage du développement de l'algue.

- Pour les poissons (*Brachydanio rerio* ), la toxicité des agents mouillants est dominante et la DL 50 obtenue avec le paraquat seul est de l'ordre de 50 ppm ; elle s'abaisse à 7,5 ppm par addition de détergent.

D'une manière générale, les poissons apparaissent comme les plus résistants des organismes testés, bien que leur sensibilité aux détergents soit très grande. On retrouve là un phénomène général, ces produits ayant pour effet d'augmenter la perméabilité des membranes cellulaires à la pénétration des agents toxiques, ils favorisent la contamination, notamment au niveau des échanges trans-branchiaux.

La toxicité du paraquat en milieu tropical africain a été très peu étudiée sur le terrain. On sait cependant que les concentrations normalement employées pour lutter contre les *Salvinia* (0,5 à 1 ppm) sont nettement inférieures (environ 10 fois) à la DL 50/96h pour les *Tilapia* (Kongéré, 1979). Appliqué par voie aérienne ou depuis le sol, en pulvérisation sur la végétation aquatique, il diffuse très rapidement à la fois dans l'eau et dans les végétaux. Sa rémanence est faible et il est rapidement fixé de manière irréversible par les particules argileuses en suspension dans l'eau.

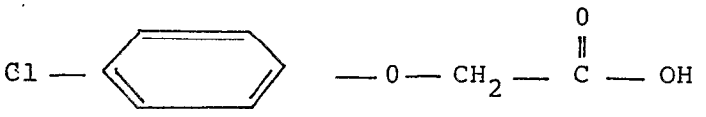
Si des concentrations de 0,5 à 1 ppm de formulation n'entraînent pas de mortalité évidente de poissons de taille moyenne ou grande, on ne connaît pas par contre l'impact sur les alevins en milieu naturel. Les effets histopathologiques de ces concentrations subléthales ont toutefois été mises en évidence (Kongéré, 1977 ; Paugy et Bigorne, 1978).

Quelques épandages expérimentaux réalisés en Côte d'Ivoire par ces deux derniers auteurs, afin de tenter d'éliminer *Pistia stratiotes* d'une petite retenue à finalité agricole, ont entraîné des lésions cutanées importantes chez plusieurs espèces de poissons. Les sujets d'expérimentations étaient retenus dans des cages grillagées d'un quart de mètre cube, placées dans l'eau, sous le couvert végétal à éliminer. Plusieurs espèces de *Synodontis* ainsi que *Chrysichtys velifer* et quelques *Tilapia* sp. participèrent aux tests. Examinés après 24 heures, ils montraient tous des traces de lésions cutanées, particulièrement importantes chez les espèces non recouvertes de grosses écailles

et au mucus abondant. L'hypothèse d'une action directe des agents mouillants sur la substance muqueuse n'est, dans ce cas, pas à écarter.

- Le 2,4 - D

Le 2,4 dichlorophénoxy acide acétique présente la formule développée suivante :



Son utilisation en milieu aquatique a été homologuée pour les seules formulations aminées, mais elle ne l'est pas pour les formulations en esters, nettement plus toxiques.

De très nombreux travaux ont été effectués en Europe et surtout aux Etats Unis concernant l'impact de cet herbicide sur la faune aquatique. Malheureusement, il a été utilisé la plupart du temps en Afrique sans aucun contrôle d'impact. On peut donc seulement supposer que les résultats obtenus en climat tempéré peuvent être une indication de départ pour estimer les risques liés à son emploi en milieu continental africain.

Les principales observations permettent de conclure à une toxicité aiguë modérée vis-à-vis des poissons (formulations aminées) et des batraciens. Les doses léthales varient cependant énormément d'une espèce à l'autre et l'action toxique secondaire n'est souvent pas négligeable. En laboratoire, le 2,4-D s'est avéré avoir une action léthale sur *Sarotherodon niloticus* , à des concentrations variant entre 275 et 390 ppm (Khogali, 1978, non publié). Dans une expérimentation de terrain par exemple, Cope *et al*. (1970) mentionnent qu'une concentration de 10 ppm de 2,4-D entraîne une mortalité de 19% des poissons traités ("Blue gill fish"), après huit jours, et que par ailleurs les survivants présentent des troubles histopathologiques graves au niveau du foie, du cerveau et du système vasculaire. Le 2,4-D peut donc provoquer des effets subléthaux échappant à l'observation superficielle, mais qui n'en demeurent pas moins dangereux pour l'ichtyofaune.

La persistance dans le sol du 2,4 - D est de l'ordre d'un mois et le fait que peu de différences aient été constatées entre hiver et été, en climat tempéré, laisse supposer que les températures élevées ne diminuent que faiblement la rémanence du produit. Dans l'eau, la dégradation est nettement plus rapide et les teneurs chutent généralement d'environ dix fois en trente jours. Cependant, une accumulation notable s'effectue dans les sédiments meubles et le produit peut y persister plusieurs mois. Ce dernier fait est important et peut porter préjudice à la faune benthique, la toxicité du 2,4-D rémanent venant alors s'ajouter à l'anoxie résultant de la décomposition des végétaux.

L'impact du 2,4-D pour les mollusques a été très inégalement rapporté dans la littérature, et quant aux autres invertébrés des

régions tempérées, des concentrations allant de 0,2 à 7,5 ppm entraînent au moins 25% de mortalité pour de nombreuses espèces, allant des daphnies aux larves d'odonates (Pimentel, 1971). Dans la mesure où cette gamme de concentrations reste dans les limites de celles communément employées en lutte herbicide, on peut à nouveau supposer que ce produit n'est pas sans effets sur les invertébrés vivant dans les eaux continentales africaines.

Durant quelques années, le 2,4 - D utilisé pour le contrôle d'*Eichhornia crassipes* constitua l'une des principales sources de contamination par pesticides des eaux du Nil blanc entre Juba et Jebel Aulia, soit sur près de 1800 km. L'impact de ces traitements fut dans l'ensemble très sévère pour les composantes biologiques de ce grand fleuve, entraînant même des mortalités importantes de poissons sur certains biefs (El Moghraby, 1975). Les concentrations utilisées étaient généralement de 4,4 kg/ha, donc relativement peu élevées, ce qui tend à prouver que les résultats obtenus ailleurs qu'en Afrique (ichtyotoxicité aiguë de niveau acceptable) doivent être transposés avec précaution.

Dans les années 1950, le 2,4-D fut également employé dans le lac Mac Ilwaine, dont environ 30% de la surface étaient alors colonisés par les *Eichhornia* . On utilisa une formulation comprenant environ 48,5% de butyl-isopropyl amine 2,4-D, autant de solvant hydrocarboné et 3% d'émulsifiant, le tout à un dosage de l'ordre de 45 à 50 litres par hectare. De 1953 à 1956 ce sont environ 1000 litres par an qui ont été déversés, puis cette quantité fut réduite de moitié jusqu'en 1959. A partir de cette époque, et jusqu'en 1973, on utilisa entre 600 et 3800 litres chaque année, en fonction de l'intensité de l'infestation. De 1973 à 1980 enfin, la faible densité des végétaux en place permis de réduire ces quantités à seulement 300 litres, utilisés sur quelques îlots de végétation isolés.

De nombreux autres végétaux ont été détruits par ces traitements, notamment les *Nymphea* spp. Parmi la végétation semi-immergée, les peuplements de *Thypha* sp. ont été fortement réduits, et seuls les *Phragmites* augmentèrent de densité. De grandes quantités de 2,4-D se retrouvèrent par ailleurs dans les mollusques lamellibranches, mais les effets toxiques de ces traitements sur le reste du biome ne furent pas étudiés plus avant.

Peu d'autres produits ont fait l'objet d'études de terrain quant à leur toxicité pour les hydrosystèmes aquatiques africains, à part l'acroléine qui fut testée en Egypte et au Soudan, il y a une vingtaine d'années. Cet herbicide qui avait également une action molluscicide, a été abandonné en raison de sa trop forte toxicité.

Il semble finalement que les contrôles des macrophytes effectués par la seule application d'herbicides soient rarement d'une efficacité totale dans les milieux de surface importante. C'est ainsi qu'au lac Naivasha, l'utilisation du paraquat sur 60 ha de *Salvinia*

n'entraîna qu'une destruction très partielle des herbiers. De nombreux individus isolés, abrités par les papyraies, et non atteints par l'herbicide, constituèrent un noyau de repeuplement très actif qui rapidement contribua à la recolonisation intense du milieu.

Des résultats semblables ont été obtenus au lac Cabora Bassa où, en plus de l'établissement de barrières mécaniques (filets intralacustres), de nombreux herbicides ont été mis en oeuvre (2,4-D, diquat, paraquat, terbutryne...). Seuls le diquat et le 2,4-D se sont révélés efficaces vis-à-vis d' *Eichhornia crassipes*, mais les essais d'élimination des plantes retenues par les barrières, en utilisant ces produits, se sont avérés peu concluants et ont été rapidement stoppés en raison des risques importants de pollution qu'ils représentaient.

**Photo 4**
*Salvinia* sp., formes de dissémination et de colonisation.

**Photo 5**
*Eichhornia crassipes,* individu isolé et en fleur.

**Photo 6**
Cours d'eau de zone forestière entièrement envahi par les *Eichhornia.* La profondeur de l'eau sous le tapis végétal est d'environ deux mètres.

**Photo 7**
Flore d'eau stagnante dans un petit réservoir artificiel servant à l'alimentation en eau potable d'un village (Côte d'Ivoire).

## Chapitre C V

## Emploi des pesticides à l'échelle du continent africain - Intensité actuelle et perspective.

Les principaux domaines d'utilisation des pesticides que nous venons de passer en revue depuis le début de cet ouvrage, prouvent combien ces produits sont devenus indispensables, variés et d'une utilisation fréquente. Il est pratiquement impossible de se rendre compte des quantités qui annuellement sont utilisées sur le continent africain, pas plus qu'il n'est possible d'estimer la proportion exacte qui, après un cheminement plus ou moins complexe, se retrouve dans l'hydrosphère.

Broche et Peschet (1983) ont tenté d'estimer la masse des composés chimiques qui sont actuellement, et chaque année, mis en oeuvre sur le seul territoire de la Côte d'Ivoire. Les chiffres qu'ils présentent, même approximatifs, sont très instructifs.

Les produits phytosanitaires représentent près de 4000 tonnes de formulations (soit de l'ordre de 1140 tonnes de matière active), réparties sur quelques 50 spécialités commerciales (Tableau 40). A cela, il faut ajouter environ 350 tonnes d'insecticides vendus pour la protection des bois (chiffre de 1981), dont de l'endrine, du lindane, de l'heptachlore, de la dieldrine....

En lutte antivectorielle, on utilise quelques 300 000 litres d'insecticides antisimulidiens (téméphos, chlorphoxim, *B.t.i.* ), 50 000 litres de produits destinés à lutter contre les tiques (Ectophos 50 , Procigran®...). La lutte contre les glossines, essentiellement réalisée à l'endosulfan, couvre de l'ordre de 80 à 100.000 hectares du bassin de la Maraoué et environ 100 000 hectares supplémentaires dans la région nord (ranch de la Palée). Pour ces opérations on utilise environ 2,5 tonnes de matière active.

Dans le domaine de la lutte domestique, on évalue la consommation annuelle à quelques 6 millions de litres, en bombes renfermant du fréon et du buthane, ainsi que des matières actives dont les plus courantes sont le dichlorvos, le chlorpyriphos éthyl, le dioxacarbe et quelques pyréthrinoïdes de synthèse...

On se rend compte que ce sont chaque année des milliers de tonnes qui sont dispersées d'une manière ou d'une autre dans l'environnement ivoirien (324.000 $km^2$) et contribuent à sa contamination. Cette quantité est considérable, d'autant que pour mieux apprécier la pollution globale à l'échelle de ce pays, il faut tenir

Tableau 40 : Principaux produits phytosanitaires utilisés en Côte d'Ivoire.

| SPECIALITES COMMERCIALES<br>Matières actives | UTILISATION | Sp. Com. TONNES | Mat.Act TONNES |
|---|---|---|---|
| **INSECTICIDES ACARICIDES** | | | |
| CURACRON ULV Combi 500 | | 280 | |
| Profénofos + DDT | | | 140 |
| CYMBUSH | | 177 | |
| CYMBUSH HOSTATION | | 177,5 | |
| Cyperméthrine-triazophos dimethoate | | | 11,5 |
| DDT 25 | | 1 125 | |
| DDT | | | 225 |
| DECIS | | 500 | |
| deltaméthrine triazophos | | | 12,5 |
| DIELDRIN CE 20 | | 2 | |
| dieldrine | | | 0,4 |
| DURSBAN CE 48 | | 5 | |
| chlorpyriphos éthyl | 3 à 6 kg/ha | | 2,4 |
| ENDRINE CE 20 | | 41 + 375 | |
| endrine | | | 8,3 + 75 |
| ENDRINE - DDT - Méthyl-Parathion | | 317 | |
| endrine | | | 26,95 |
| DDT | | | 105,56 |
| méthyl parathion | | | 26,95 |
| METHYL PARAPHENE | | 3 | |
| parathion éthyl | 150 à 4000 g/ha | | 1,2 |
| POLYTRHINE C | | - | |
| cyperméthrine | | | - |
| profénophos | | | - |
| PRODATHOATE | | 3 | |
| diméthoate | 250 à 500 g/ha | | 1,2 |
| SUMICIDIN CE 150 | | 13,5 | |
| fenvalerate | 50 à 100 g/ha | | 2,09 |
| SUMICIDIN 20 ULV | | 219 | |
| fenvalerate | | | 4,38 |
| SUMICIDIN 25 ULV | | 36 | |
| fenvalerate | | | 0,9 |
| SUMICIDIN-DURSBAN 20-10 ULV | | 98 | |
| fenvalerate-chlorpyriphos éthyl | | | 11,76 |
| THIMUL 35 CE | | 3 | |
| endosulfan | 500 à 1000 g/ha | | 1,5 |
| **FONGICIDES** | | | |
| ALIETTE | | 6 à 7 | |
| phosethyl AL | 4,8 kg/ha | | 4,8à5,6 |
| BAYLATON | | 1 | |
| triadimefon | 125 g/ha | | 0,4 |
| DITHAME M 45 | | 5 | |
| mancozèbe | 1,5 à 1,8 kg/ha | | 4 |
| PELTHIS | | 100 | |
| thiophanate méthyl | 300 à 1000 g/ha | | 40 |
| **CONSERVATION DES GRAINS** | | | |
| ACTELLIC | | 20 | |
| pyrimiphos méthyl | 4 g/T | | 0,4 |
| THIORAL (lutte contre termites) | | 1 | |
| tirame | | | 0,25 |
| heptachlore | | | 0,25 |

Tableau 40 (suite)

| HERBICIDES | | | |
|---|---|---|---|
| SPECIALITES COMMERCIALES<br>Matières actives | UTILISATIONS | Sp. Com.<br>TONNES | Mat.Act<br>TONNES |
| BELLATER ..... | | 1 | |
| cyanine atrazine ;..... | 3 à 4 kg/ha | | 0,5 |
| COTOFOR 500 ..... | | 0,4 | |
| dipropétrine ..... | 1 à 3 kg/ha | | 0,2 |
| COTORAN 500 ..... | | 18 | |
| fluométuron ..... | 1,6 à 4 kg/ha | | 9 |
| DESORMONE ..... | | 15 à 20 | |
| 2-4 D ..... | 0,5 à 3 kg/ha | | 10,8à14,4 |
| DIURON WP 80 ..... | | 5 | |
| diuron ..... | 0,5 à 3 kg/ha | | 4 |
| DUAL 720 ..... | | 0,2 | |
| métachlore ..... | 2 à 5 kg/ha | | 0,144 |
| GESAPAX 80 WP ..... | | 2,2 | |
| GESAPAX 500 ..... | | 3,7 | |
| améthryne atrazine ..... | 2 à 4 kg/ha | | 3,11 |
| GRAMOXONE ..... | | 200 | |
| paraquat ..... | 600 à 800 g/ha | | 40 |
| HYVAR X ..... | | 14 | |
| bromacil ..... | 1,2 à 4,8 kg/ha | | 8,9 |
| MSHA ..... | | 30 à 40 | |
| méthyl arsonate monosodique | 1,2 à 2,4 kg/ha | | 17,8à22,8 |
| PRIMAGRAN 500 ..... | | 11,5 | |
| métachlore atrazine ..... | | | 5,75 |
| RONSTAR ..... | 6 kg/ha | 10 à 12 | |
| oxadiazon ..... | 0,75 à 11,5kg/ha | | |
| ROUND UP ..... | | 10 | |
| glyphosate ..... | 1,08 à 4,32 kg/ha | | 3,6 |
| SENCOR 70 WP ..... | | 1 | |
| métribuzine ..... | 500 à 875 g /ha | | 0,7 |
| TORDON ..... | | 4 | |
| pichlorame ..... | | | 1,44 |
| **INSECTICIDES - TRAITEMENTS DES SOLS** | | | |
| ALDRINE CE 20 ..... | | 30 | |
| aldrine ..... | | | 1,5 |
| DBCP 75 CE ..... | | 10 à 12 | |
| dibromochloropropène..... | 37,5 kg/ha | | 7,5 à 9 |
| HCH 25 ..... | 1 à 7,5 kg/ha | | 150 |
| LINDANE ..... | | 750 | |
| ɣ HCH ..... | 1,5 à 2 kg/ha | | 112 |
| MIRAL 10 G | | 81,3 | |
| isazophos ..... | 100 g/ha | | 8,13 |
| NEMACUR E C 400 | | 30 | |
| NEMACUR | | 30 | |
| phénamiphos ..... | | | 36 |
| OFTANOL 5 GR ..... | 10 à 20 kg/ha | | 0,2 |
| TEMIK G 10 ..... | | 10 | |
| aldicarbe ..... | 560 à 11.000g/ha | | 1 |
| UDENE 75 ..... | | 1 | |
| propoxur ..... | 500 à 800 g/ha | | 0,75 |

compte de la masse d'organohalogènés divers qui sont véhiculés dans l'atmosphère mondiale et dont une partie retombe sur la Côte d'Ivoire, avec les précipitations. A cela il faudrait ajouter les multiples contaminants directement déversés dans l'environnement (détergents, méthane, éthane, fréon, solvants divers, huiles et hydrocarbures, polychlorobiphényles, etc., etc....)

Enfin, si l'on tient compte de la pollution organique domestique et industrielle que nous présenterons en détail dans les chapitres suivants, ainsi que des apports de fertilisants (les trois plus importantes sociétés de Côte d'Ivoire ont produit 132 000 tonnes en 1981...), on se représente mieux l'ampleur de l'impact humain sur l'environnement, à l'échelle d'un pays africain.

Naturellement, la Côte d'Ivoire, avec son développement économique avancé, ne représente pas une situation moyenne à l'échelle du continent africain ; malgré cela, un examen rapide de la situation dans quelques autres Etats témoigne également d'un emploi extensif des pesticides.

D'une manière générale, et pour des raisons diverses mais souvent liées à leur niveau de développement industriel et économique, on peut distinguer trois grandes catégories d'Etats africains, eu égard à l'emploi des pesticides.

La première est représentée par des pays économiquement défavorisés, où l'agriculture n'est qu'une faible ressource se prêtant mal à une exploitation industrielle, ou bien par des pays ayant d'autres ressources économiques, et où les problèmes sanitaires ne nécessitent pas de traitements antivectoriels de grande ampleur. C'est le cas par exemple de la Mauritanie, de la Guinée Bissau, du Niger, du Tchad, de l'Ethiopie, de la Namibie, de l'Angola.... Il faut toutefois noter que même dans ces pays, des quantités non négligeables de pesticides sont souvent mises en oeuvre, notamment en culture cotonnière.

Un second ensemble plus important est constitué par tous les pays où les activités agro-industrielles sont un appoint non négligeable à l'économie et qui doivent faire un large emploi des pesticides pour maintenir des rendements corrects et assurer une production agricole suffisante. Les problèmes y sont généralement variés, ce qui implique des emplois de pesticides eux-mêmes très diversifiés. Par ailleurs, ces Etats entreprennent très souvent des programmes régionaux de lutte antivectorielle pour assurer une préservation de leur potentiel santé, tant au niveau humain qu'au niveau des animaux domestiques.

Nous avons largement présenté le cas de la Côte d'Ivoire, mais nous aurions au même titre pu en choisir d'autres. Dans un grand nombre de pays en effet, d'importantes quantités d'insecticides sont employées sur les cultures industrielles (coton, canne à sucre, maïs, café...). C'est le cas par exemple de toute la bordure du lac Victoria

en Tanzanie et des régions du Kilimandjaro, de l'Iringa et du Morogoro. Le DDT y est largement utilisé un peu partout et la lutte antivectorielle (contre simulies, glossines, moustiques, mollusques...) nécessite l'emploi régulier de produits comme l'endosulfan, le témephos.... Dans le centre du pays, la lutte contre les *Quelea* représente chaque année la mise en oeuvre de quelque cinq tonnes de fenthion.

On retrouve une lutte antivectorielle importante au Kenya, où l'on combat les glossines dans l'ouest du pays, aussi bien que les mollusques pulmonés dans de nombreuses zones d'irrigation (Arunga *et al*., 1978). L'agriculture quant à elle nécessite environ 7 à 8000 tonnes de produits divers chaque année (coton, maïs, café et .... horticulture). Des situations semblables se retrouvent dans la vallée de la Shire au Malawi (DDT), le bassin de la Kafue en Zambie (endosulfan, dieldrine, lindane et ...DDT !), la vallée de la Rizizi au Burundi...

L'Afrique du Sud présente une grande similitude de situations avec l'Europe, et si cet Etat est depuis longtemps sensibilisé aux problèmes de contamination de l'environnement, l'utilisation des produits chimiques de synthèse n'y est pas moins intense et diversifiée.

Si l'on se tourne vers l'Afrique Centrale et l'Afrique de l'Ouest, la situation est fort semblable. Les régions cotonnières du centre et du nord Cameroun recoivent de nombreux traitements insecticides (DDT, diméthoate) et dans le sud du pays les plantations de cacao sont traitées au $\gamma$-BHC. Il en va de même au Ghana et en Sierra Leone. Au Sénégal, des tonnes de produits divers sont épandues dans la riche région de la Casamance, sur les régions cotonnières du centre et du sud, sur le riz du delta du fleuve Sénégal. Nous avons vu par ailleurs que la zone des traitements antisimulidiens couvre pratiquement toute la Côte d'Ivoire et la Haute Volta, une grande partie du Ghana, du Togo, du Bénin et du Mali, et qu'elle est en voie de s'étendre sur le nord de la Guinée, l'ouest du Mali et le sud du Sénégal.

Pour être complet, il faudrait également citer les traitements réguliers effectuées en Algérie sur le coton (dont de grandes quantités de DDT), ainsi que ceux réalisés au Maroc sur le blé, les agrumes, les oliviers (région de Saïs autour de Fés) ou sur la vigne (région du Rharb). Complètement à l'opposé sur un plan géographique, nous achèverons ce panorama avec l'Île de Madagascar où l'on retrouve un emploi important de la plus grande partie des produits déjà utilisés sur le continent.

Une dernière catégorie de pays est enfin représentée, soit par des Etats où de grands projets de développement agricole supportent l'essentiel de l'économie et où il est vital d'obtenir des rendements très élevés, soit par des Etats à la fois riches sur les plans financier et agricole, qui peuvent se permettre une importation de composés chers ou qui fabriquent sur place une grande partie d'entre eux. Dans cet ensemble nous retrouvons les pays qui bénéficient de la fertile présence de la vallée du Nil, comme l'Egypte et surtout le Soudan. L'emploi des pesticides y est intensif et souvent

abusif ; le DDT y est parmi les plus utilisés, mais il faut lui ajouter d'autres produits connus pour leur forte toxicité comme le HCH, la dieldrine, le diméthoate, le Sévin®, l'endosulfan... sans compter différents herbicides et molluscicides !

En Ouganda, les "Kigezi Highlands" du sud du pays, ainsi que la partie nord du lac Victoria, recoivent de très fortes quantités d'insecticides où dominent DDT et endosulfan. C'est enfin peut-être au Nigéria que nous trouverons la plus grande diversité d'utilisation de composés chimiques, certainement en raison de la richesse économique de ce pays, associée à une grande diversité écologique et un peuplement dense. Là, les pesticides les plus variés sont mis en oeuvre, aussi bien sur les grandes cultures de coton du nord du pays que sur les multiples cultures industrielles du centre et du sud, sans oublier plusieurs programmes régionaux de lutte antivectorielle.

Nombreux sont les Etats africains qui ont pris conscience de la nécessité de limiter l'emploi des pesticides sur leur territoire et qui pour ce faire ont créé des structures administratives ou scientifiques chargées, soit d'une homologation des produits utilisés, soit d'une surveillance de leur emploi.

Au Kenya par exemple, un texte de loi est en préparation concernant les restrictions d'emploi de certains produits (Alabaster, 1981), et il existe un commité pour l'utilisation des pesticides, donnant des conseils sur leur utilisation et indiquant des précautions d'emploi. De même, en Zambie, un commité créé en 1976 et dépendant du Ministère de l'Agriculture, agit sur le terrain pour statuer sur l'emploi et l'innocuité des pesticides, s'appuyant sur quelques paragraphes contenus dans un texte de loi général concernant la conservation de l'environnement. En Tanzanie, les problèmes sont peut-être abordés de manière plus systématique, et depuis 1979, le "Tropical Pesticides Research Institute" a la responsabilité d'homologuer les produits en usage dans le pays.

En fait, on peut douter de l'efficacité réelle de ces différentes structures quand on examine le cas du Soudan où l'emploi des pesticides est parfois qualifié comme nous l'avons déjà dit de "catastrophe écologique". Il existe pourtant dans ce pays une loi spécifique (Pesticides Act, 1974) dont l'application est censée être surveillée par un commité national travaillant en relation étroite avec les organismes utilisateurs et qui a la charge de l'importation, de l'homologation et des essais de terrain concernant les pesticides (El Tigani *et al.*, 1980).

Dans le domaine de la lutte antivectorielle, cette structure est même doublée par l'action d'un centre de recherche sur les pêches qui, entre autres et avec l'aide de la FAO, doit développer un programme intégré de contrôle des vecteurs et superviser la réalisation des traitements actuels (Alabaster, 1981)...

S'il est certain que le coût élevé de nombreux produits est un facteur limitant leur emploi trop intensif, on ne peut nier

que le désir d'une moindre contamination de l'environnement n'ait également agi dans le sens d'une réduction des quantités utilisées, et d'un emploi plus rationnel. Malgré cela, des produits fortement rémanents comme le DDT ou le HCH, en raison de leur large spectre d'action et de leur prix de revient relativement bas, demeurent parmi les composés les plus utilisés en Afrique, alors qu'ils sont à l'index dans la plupart des pays industrialisés.

Une telle politique d'emploi est totalement aberrante, quand on sait, qu'en plus de la contamination importante de l'hydrosphère qui en résulte, elle favorise le développement de la résistance des espèces cibles et oblige à une intensification permanente de la lutte. En 1962, parmi les vecteurs de maladie diverses, on comptait 102 espèces résistantes ; en 1980 ce nombre était passé à 155 (Smith, 1982)!

Dans un contexte protectionniste, on ne peut qu'être satisfait d'un emploi de plus en plus fréquent du *Bacillus thuringiensis* comme entomo-pathogène, que ce soit en lutte antivectorielle ou pour la protection des végétaux. Son impact très spécifique en fait une arme sûre, ce qui n'est malheureusement pas le cas pour les insecticides pyréthrinoides de synthèse, dont on note l'utilisation croissante depuis une décennie. Si ces derniers s'avèrent actifs à faible dose, facteur limitant l'incidence de leur prix élevé, leur application n'est cependant pas sans risques, dans la mesure ou ils sont généralement très toxiques et que leurs limites de sécurité d'emploi sont très étroites. De même, ils présentent une résistance croisée avec le DDT pour certains moustiques largement combattus comme *Aedes aegypti*, résistance également retrouvée sur cultures d'*Anopheles stephani* et *Culex quinquefasciatus* (Smith, *op. cit.*).

Finalement les risques sont grands pour que les pesticides deviennent dans une dizaine d'années la principale source de contamination de l'environnement africain et des hydrosystèmes naturels en particulier, s'ils ne le sont déjà ! Cette contamination se situe à tous les niveaux du biome, et débute aux premières formes de la vie. On a longtemps considéré que les algues microscopiques constituaient le premier maillon de cette chaîne de contamination, en réalité ce phénomène intervient déjà au niveau de nombreux micro-organismes qui sont capables d'assimiler directement certaines molécules présentes dans l'eau. C'est ainsi par exemple que des teneurs de 0,5 à 5 ppm de p--'DDT et de méthoxychlore ont été retrouvées chez *Aerobacter aerogenes* et *Bacillus subtilus* , quantités témoignant d'un taux d'accumulation de 1400 à 4300 fois, par rapport aux teneurs décelées dans le milieu (Johnson et Kennedy, 1973) !

A l'autre extrémité de la chaîne, et malgré la métabolisation qui intervient au passage de chaque maillon, la situation n'est guère plus réjouissante. C'est ainsi que des analyses de tissus adipeux humains faites au Kenya ont révélé des teneurs moyennes de 4,6 ppm de DDT total, chez des individus agés de 25 à 40 ans (Kallqvist et Meadows, 1977). Ces teneurs étaient du même ordre de grandeur que celles trouvés dans les pays industrialisés d'Europe, témoignant

Tableau 41 : Niveau général de toxicité de quelques pesticides vis-à-vis de deux grands groupes d'organismes aquatiques. x : pas ou très peu toxique ; xx : légère toxicité ; xxx : toxicité moyenne à forte ; xxxx : très toxique.

| Produits | Toxicité pour les poissons | Toxicité pour les invertébrés | Produits | Toxicité pour les poissons | Toxicité pour les invertébrés |
|---|---|---|---|---|---|
| I- Herbicides | | | Diuron | xxx | xxxx |
| Acroleine | xxxx | xx | Endothall | xxx | xxxx |
| Amétryne | xx | xx | E P T C | xx | xxx |
| Amitrole | xx | xx | Fénuron | xx | ? |
| Asulam | xx | ? | Hydrazide maleique | xx | xxxx |
| Atrazine | xxx | xxx | Ioxynil | xxx | ? |
| Bromoxynil | xx | ? | M C P A | xx | xx |
| Cacodylique acide | x | xx | Monuron | xxx | xxx |
| Chlorflurazole | xxx | ? | Néburon | xxxx | xxxx |
| Chloroxuron | xx | ? | Paraquat | xxx | xxx |
| Chlorpropham | xxx | xx | Pichloram | xxx | xxx |
| 2-4 D | xxx | xxx | Propazine | xxx | ? |
| 2-4-5T | xxx | xxx | Silvex | xxxx | xxxx |
| Dalapon | xx | xxx | Simazine | xxx | xxx |
| Dichlorbényl | xxx | xxx | Sodium (arsénite) | xxx | xxxx |
| Dinosèbe (DNBP) | xxx | xx | Sodium (pentachlorophénate) | xxxx | ? |
| Diquat | xx | xxx | | | |
| II-Fongicides | | | Dichlone | xxx | xxx |
| Acide carbolique | xx | ? | Dinocap | xxxx | ? |
| Bromcyl | ? | ? | Ferbam | xxxx | xxxx |
| Captan | xxx | ? | Maneb | xxxx | ? |
| Cuivre ( sels de) | xxx | xxx | Mercure (sels de) | xxx | xxxx |
| Dexon | xxx | xxxx | Milfurame | xxx | ? |
| Captafol | xxxx | ? | Quintozène | xx | ? |
| | | | Thiophanate éthyl | xxxx | ? |
| | | | Zineb | xxx | ? |
| III-Insecticides | | | Fenthion | xxxx | xxxx |
| Aldrine | xxxx | xxxx | Formothion | xxxx | xxx |
| Allèthrine | xxxx | xxxx | Heptachlore | xxxx | xxx |
| Azinphos méthyl | xxxx | xxxx | Lindane | xxxx | xxxx |
| B.thuringiensis | x | x | Malathion | xxxx | xxx |
| Benzoximate | xxx | ? | Manczeb | xxx | ? |
| Binapacryl | xxx | xxx | Méthoxychlore | xxx | xxx |
| Carbaryl | xxx | xxx | Méthyl parathion | xxx | xxxx |
| Carbofuran | xxx | ? | Mévinphos | xxxx | xxxx |
| Carbophénothion | xxx | xxx | Mirex | xx | xx |
| Chlordécone | xxx | ? | Monocrotophos | xx | ? |
| Chlorphoxim | xx | xxxx | Naled | xxxx | xxx |
| D D T | xxxx | xxxx | Parathion | xxxx | xxxx |
| Diazinon | xxxx | xxxx | Perchlordécone | xxxx | ? |
| Deltaméthrine | xxx | xxxx | Perméthrine | xxxx | xxxx |
| Dichlorvos | xxx | xxxx | Phosphamidon | xxx | xxxx |
| Dieldrine | xxxx | xxxx | Phoxim | xxxx | xxxx |
| Diméthoate | xxx | xxx | Pyrimiphos méthyl | xxxx | ? |
| Disulfoton | xxx | xx | Roténone | xxxx | xxx |
| Dursban | xxxx | xxx | Thiophanox | xxxx | ? |
| Endosulfan | xxxx | xxx | Toxaphène | xxxx | xxx |
| Endrine | xxxx | xxxx | Trichlorfon | xxx | xxxx |
| Ethion | xxxx | xxxx | Vamidothion | xxxx | ? |
| Fénitrothion | xx | ? | | | |

d'un degré de contamination de l'environnement similaire. Notons au passage, piètre consolation, que ce taux était encore bien éloigné de celui trouvé en Inde, où des valeurs moyennes de 26 ppm étaient alors chose courante.

En l'absence de données globales pertinentes pour l'Afrique, nous avons regroupé, à titre indicatif et sous forme synoptique, quelques niveaux de toxicité de pesticides d'emploi courant (Tabl. 41 ). Ce tableau tient compte essentiellement de résultats obtenus dans la majorité des cas en Europe ou aux USA, résultats le plus souvent basés sur la recherche des DL 50 pour 24, 48 ou 96 heures.. Bien qu'ayant considéré nos données personnelles, nous avons surtout regroupé les informations issues des travaux de Pimentel (1971), Alabaster (1979), anon. SPVAG (1981).

Si le rythme d'accroissement actuel d'utilisation des pesticides persiste, il faut s'attendre dans les prochaines décennies à de graves incidences écologiques dépassant la disparition de quelques espèces d'arthropodes. On estime déjà à l'heure actuelle que 375 000 personnes sont chaque année fortement intoxiquées par les pesticides et que 10.000 en meurent (Gurdeep, Forum du développement, Juin 1984) ; tout laisse croire que la situation ne va pas aller en s'améliorant, particulièrement dans les pays du Tiers monde !

# DEUXIEME PARTIE

## Les pollutions liées à l'essor démographique et économique de l'Afrique

"Une certaine dégradation de l'environnement est une conséquence inéluctable du développement économique. Une nature intacte ne peut coexister avec une civilisation technologique dont peu de gens, pour une vie matérielle meilleure, sont prêts à refuser les bienfaits, mais qui est, en même temps, la source de nombreuses nuisances"
Anon., Ministère des Mines de la Côte d'Ivoire.

D

# Eau et Croissance Démographique

Chapitre D.I

# Impact des effluents urbains sur les eaux continentales

## 1. La pollution des eaux naturelles à l'échelle du village.

Quand on pense à l'impact de l'urbanisation sur la qualité des eaux naturelles, on a généralement à l'esprit l'image d'agglomérations tentaculaires, aux centaines de milliers d'habitants confinés dans un espace restreint. Il est vrai que cet état extrême de l'urbanisation est l'un des plus préoccupants pour la conservation de milieux aquatiques sains et équilibrés ; cependant, l'impact de l'homme commence au niveau du simple village et date des premières manifestations de la sédentarisation. Le rejet d'un déchet quelconque dans l'eau d'un fleuve en mouvement est certainement une attitude "vieille comme le monde".

Dans les pays en voie de développement où le transport de l'eau par canalisations d'un point à un autre est encore bien souvent un luxe, l'implantation de l'homme dans le cadre d'une structure agglomérée est directement liée à la présence d'un point d'eau, ce terme étant pris dans son sens le plus large. Selon les habitudes sociales, religieuses ou parfois politiques, le village initial sera construit plus ou moins loin de ce point d'eau qui, de toute manière, représentera un centre vital privilégié de la structure communautaire. A compter de l'instant où l'homme va axer certaines de ses activités vers cet endroit (lavage, baignade, pêche....), le milieu va en subir les conséquences.

Hormis les problèmes de santé qui sont directement liés à la présence conjointe d'eau et d'un village (bilharziose, onchocercose...), l'incidence de ces petites agglomérations sur un hydrosystème n'a jamais été étudiée. En fait, elle est souvent de faible amplitude géographique et d'une importance minime à l'échelle d'un lac ou d'un fleuve. Parmi les impacts les plus fréquents que l'on rencontre en Afrique, il faut signaler par exemple le dépeuplement faunistique et floristique, sur de petits cours d'eau, des zones rocheuses où se concentrent les villageois pour laver le linge ou se baigner. L'utilisation abondante de savon et, de plus en plus, de détergents synthétiques est susceptible d'éliminer bon nombre d'invertébrés sur ces biefs. Certaines zones sont par ailleurs sporadiquement utilisées pour le lavage du riz, du manioc, ou recoivent des déchets végétaux plus ou moins abondants qui, en saison sèche, stagnent dans de petites vasques où ils provoquent une eutrophisation notable.

Enfin, il faut signaler les modifications morphologiques du milieu, de nature mécanique, qui peuvent résulter de la présence d'un village. Ce sont essentiellement la dégradation des berges, conséquence d'une agriculture localisée sur les rivages, l'établissement de petites retenues modifiant les écoulements naturels ; le piétinement intensif de certaines zones utilisées par les troupeaux venant s'abreuver. Ce dernier phénomène modifie la flore de bordure, accentue les pertes en eau, peut créer des eutrophisations locales (déjections des bovins) et permet l'installation de gîtes à moustiques dans les petites cuvettes formées par les traces des sabots.

Une certaine surexploitation piscicole aux abords proches des villages peut dans certains cas être considérée comme un type de pollution.

Tous ces impacts sont finalement peu importants à l'échelle du continent et sur le plan écologique. Seul l'aspect sanitaire peut avoir une incidence sérieuse dont nous reparlerons dans le chapitre consacré à l'eau de boisson. Les problèmes deviennent nettement plus sérieux quand la taille des agglomérations augmente et que les petits villages d'autrefois deviennent les grandes villes d'aujourd'hui.

## 2. Impact polluant des grandes agglomérations.

Le continent africain n'est pas l'un des plus densément peuplé qui soit, et à l'heure actuelle sa population ne représente qu'environ 10,5% de la population mondiale. Il faut toutefois prendre en considération que 17.300.000 $km^2$, soit 58% du continent, correspondent à des déserts arides ou semi-arides, le Sahara à lui seul couvrant près de 7.800.000 $km^2$.

Bien que le taux d'augmentation du nombre d'habitants soit annuellement inférieur à celui que connaissent l'Inde ou l'Asie, la population actuelle du continent est proche de 500 millions d'individus et certaines estimations font état d'une population dépassant 750 millions de personnes, en l'an 2000 (Tabl. 42).

Tableau 42. Evolution de la population africaine (en millions d'habitants) au cours des âges (Quid, 1984). Valeurs réelles et estimations.

| | | | |
|---|---|---|---|
| - 400 Av. Jc. | 17 | 1900 | 120 |
| + 200 | 30 | 1950 | 198 |
| 600 | 24 | 1960 | 273 |
| 1000 | 50 | 1970 | 352 |
| 1400 | 68 | 1975 | 401 |
| 1650 | 100 | 1980 | 445 |
| 1750 | 100 | 1990 | 587 |
| 1850 | 100 | 2000 | 768 |

Parmi les pays les plus peuplés il faut signaler le Rwanda, qui avec une population de 5.200.000 habitants présentait en 1982 la plus grande densité de peuplement du continent, avec 197 habitants au $km^2$. A titre de comparaison, la densité de population de la France était exactement moitié moindre en 1983 (98,5) !

Dans de nombreux Etats africains on assiste depuis quelques décennies à une concentration de la population au niveau des grands centres urbains, corellée à un dépeuplement relatif des villages de moindre importance. La crise économique mondiale de ces dernières années, venant s'ajouter à la sécheresse et la désertification qui s'étend sur toute une partie du continent, sont également des facteurs qui favorisent le regroupement de la population dans les villes où chacun espère trouver de meilleures conditions de vie. En 1980, 30% de la population africaine vivait dans les villes, et l'on pense qu'à la fin du siècle cette proportion atteindra 45% (Forum du Développement, juin 1984).

A ces phénomènes régionaux et sociologiques, il faut ajouter enfin une croissance démographique très forte, essentiellement liée à un planing familial souvent inexistant et à une diminution du taux de mortalité par maladies due à l'intensification des soins médicaux, ayant sensiblement augmenté la durée de vie moyenne.

De cette concentration dans les villes sont nées des agglomérations gigantesques où le nombre d'habitants croît de façon quasi exponentielle. Des villes comme Abidjan et Lagos, qui au début des années 1940 avaient respectivement 75 000 et 175.000 habitants, regroupent quarante ans plus tard, "environ" 1,6 et 3,5 millions de personnes ! (Tableau 43).

Cette croissance démographique s'accompagne naturellement d'une intensification de l'industrialisation, soit à la périphérie des centres urbains, soit dans les villes elles-mêmes ; il en résulte également une production de déchets considérable, qui le plus souvent n'est pas corellée à l'installation de structures d'assainissement efficaces, quand elles existent !

Dans de telles situations on aboutit rapidement à un état d'hygiène déficient et à une contamination permanente de l'environnement. Les milieux aquatiques qui voisinent les villes (rivières, lacs, réservoirs d'eau de boisson....) sont alors autant de points de rassemblement des déchets et des effluents divers et présentent un état d'insalubrité le plus souvent très élevé.

Il est pratiquement impossible de faire le point de l'impact écologique des grandes agglomérations africaines sur les milieux aquatiques. Il serait en effet nécessaire d'étudier le cas de chaque ville individuellement, car chacune d'elles représente une situation particulière, dépendant de sa liaison topographique avec l'hydrosystème, de sa localisation dans une zone climatique donnée, de son niveau de développement économique... Malgré cela, il est possible de mettre en évidence un certain nombre de faits communs que nous

Tableau 43 : Population des grandes villes africaines. Années de recensement entre parenthèses.

**Afrique du Nord**

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MAROC | Casablanca | (79) | 2 350 000 | LIBYE | Tripoli | (77) | 850 000 |
| | Rabat | (79) | 865 000 | EGYPTE | Le Caire | (82) | 8 000 000 |
| ALGERIE | Alger | (81) | 2 200 000 | | Alexandrie | (82) | 2 576 000 |
| TUNISIE | Tunis | (75) | 700 000 | | Guizeh | (82) | 1 422 000 |

**Afrique de l'Ouest**

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MAURITANIE | Nouakchott | (82) | 300 000 | GHANA | Accra | (75) | 650 000 |
| SENEGAL | Dakar | (78) | 980 000 | TOGO | Lomé | (80) | 400 000 |
| SIERRA LEONE | Freetown | (81) | 400 000 | BENIN | Cotonou | (75) | 178 000 |
| LIBERIA | Monrovia | (81) | 300 000 | NIGER | Niamey | (81) | 340 000 |
| GUINEE | Conakry | (82) | 700 000 | NIGERIA | Lagos | (82) | 3 500 000 |
| COTE D'IVOIRE | Abidjan | (80) | 1 635 000 | | Kano | (82) | 1 000 000 |
| MALI | Bamako | (76) | 400 000 | | | | |
| HAUTE VOLTA | Ouagadougou | (80) | 236 000 | | | | |

**Afrique Centrale**

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| TCHAD | Ndjaména | (79) | 300 000 | CONGO | Brazzaville | (80) | 400 000 |
| SOUDAN | Khartoum | (80) | 2 000 000 | GABON | Libreville | (79) | 187 000 |
| CAMEROUN | Douala | (81) | 825 000 | ZAIRE | Kinshasa | (74) | 2 000 000 |
| RCA | Bangui | (81) | 709 000 | | | | |

**Afrique de l'Est**

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ETHIOPIE | Addis Abeba | (80) | 1 275 000 | TANZANIE | Dar es Salam | (78) | 270 000 |
| SOMALIE | Mogadiscio | (81) | 450 000 | BURUNDI | Bujumbura | (80) | 200 000 |
| OUGANDA | Kampala | (80) | 460 000 | RWANDA | Kigali | (80) | 140 000 |
| KENYA | Nairobi | (79) | 835 000 | | | | |

**Afrique du Sud**

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ANGOLA | Luanda | (82) | 1 200 000 | ZIMBABWE | Salisbury | (80) | 650 000 |
| NAMIBIE | Windhoek | (82) | 75 000 | MALAWI | Lilongwe | (81) | 120.000 |
| BOTSWANA | Gaberone | (80) | 60 000 | MOZAMBIQUE | Maputo | (82) | 785 000 |
| ZAMBIE | Lusaka | (80) | 640 000 | REP. AF. SUD | Durban | (80) | 960 000 |
| | | | | | Le Cap | (80) | 1 500 000 |
| MADAGASCAR | Antananarivo | (80) | 800 000 | | Johannesburg | (80) | 1 500 000 |

retrouvons pratiquement partout à l'échelle du continent, et qui illustrent le type de pollution résultant, pour les milieux aquatiques, de la présence d'une grande ville. Dans les pages suivantes, nous essayerons de dégager ces principaux aspects par des exemples précis.

a. Les milieux aquatiques récepteurs de déchets.

La plupart des grandes villes africaines sont nées et se sont développées en bordure d'un milieu aquatique. Ce peut être un grand fleuve ou une grande rivière (Bamako , Niamey, Kaduna, Bangui, Brazzaville, Kinshasa....), de grands lacs (Kampala, Entebbe, Bujumbura....), des lagunes ou la mer (Abidjan, Alger, Tunis, Lagos, Dakar, Cape Town....).

Les rares villes qui ne sont pas localisées au niveau d'un fleuve ou d'une rivière dignes de ce nom, sont le plus souvent traversées par de petits tributaires qui, après un trajet plus ou moins long, rejoignent un cours d'eau plus important. Dans tous les cas donc, les milieux aquatiques représentent l'exutoire normal de tout ou partie des déchets urbains transportés par le vecteur eau (égouts, rejets canalisés ou drainages naturels de ruissellement) (Photos 8 et 9).

A Kaduna, au Nigéria, les ordures ménagères sont par exemple partiellement déposées dans environ 3.600 poubelles. Une fois collectées, elles sont normalement transportées dans une décharge et brulées. Cependant, bien souvent, elles sont simplement déversées dans la rivière, la municipalité ne disposant pas de suffisamment de crédits pour en assurer un traitement correct !! (Osuhor et Essien, 1978).

Dans la majorité des grandes villes africaines les services de voierie sont insuffisants pour évacuer entièrement les immondices qui s'accumulent dans certains quartiers, emplissant les canaux de drainage à ciel ouvert. Quand surviennent les premières grosses averses de la saison des pluies, un ruissellement intense charie vers les milieux récepteurs (fleuve, lac, lagune, mer....) des quantités énormes de détritus.

En corollaire de ces généralités, il est compréhensible que l'acuité des problèmes de pollution sera très spécifique, et que des rejets dans un très grand fleuve au fort débit (Zaïre par exemple) auront un moindre impact environnemental que ceux effectués dans un milieu lacustre. De même, l'intensité des pollutions sera différente selon les saisons, et on n'atteindra un seuil de déséquilibre qu'à partir d'une certaine intensité de rejet, ou en relation avec un certain type d'effluent.

La pollution urbaine est donc multiforme, mais nous n'en retiendrons que trois aspects principaux : la pollution fécale, l'eutrophisation liée aux effluents domestiques et aux rejets industriels organiques, la pollution industrielle de nature physico-chimique.

Il est généralement difficile de quantifier tous ces paramètres séparément aussi, dans certains cas, on peut recourir à une estimation globale de la pollution liée à une grande ville en utilisant des éléments concrets comme par exemple le dénombrement des habitants par zones, l'identification des points de rejets industriels et domestiques, la consommation en eau de la ville.... On utilisera également des paramètres standards comme "l'équivalent de DBO 5", généralement évalué à 54 g d'oxygène par jour et par habitant, en climats tempérés*. En tenant compte de tous ces facteurs, on peut alors tenter un bilan du niveau global de pollution qui, bien que souvent hasardeux, donne malgré tout une image proche de la réalité.

Pour illustrer ce type d'évaluation, nous prendrons le cas de la Côte d'Ivoire où les pollutions actuelles et futures liées à l'agglomération d'Abidjan ont fait l'objet de récentes études (Anon., Rapport Nedeco, 1981 ; Chantraine et Dufour, 1983).

La Côte d'Ivoire présente sur son littoral, principalement dans sa moitié est, jusqu'à la frontière du Ghana, une série de lagunes dont l'étendue dépasse 1200 $km^2$ . Dans ce système relativement dispersé on distingue trois unités principales, les lagunes de Grand Lahou, la lagune Aby et la lagune Ebrié, qui est la plus étendue (fig. 35). De ces trois unités, c'est évidemment la lagune Ebrié où se trouve la ville d'Abidjan qui présente les problèmes les plus importants de pollution. En ce qui concerne les autres, il est possible qu'une accumulation de pesticides existe dans les lagunes Aby et de Grand Lahou, ainsi que quelques problèmes d'accumulation de matière organique allochtone dans la lagune Ono, qui reçoit les déchets d'une conserverie d'ananas. Ces problèmes n'ont cependant pas été étudiés (Chantraine et Dufour, 1983).

L'estimation globale de la pollution de la lagune Ebrié, liée à l'agglomération abidjanaise, a été faite en utilisant les éléments suivants.

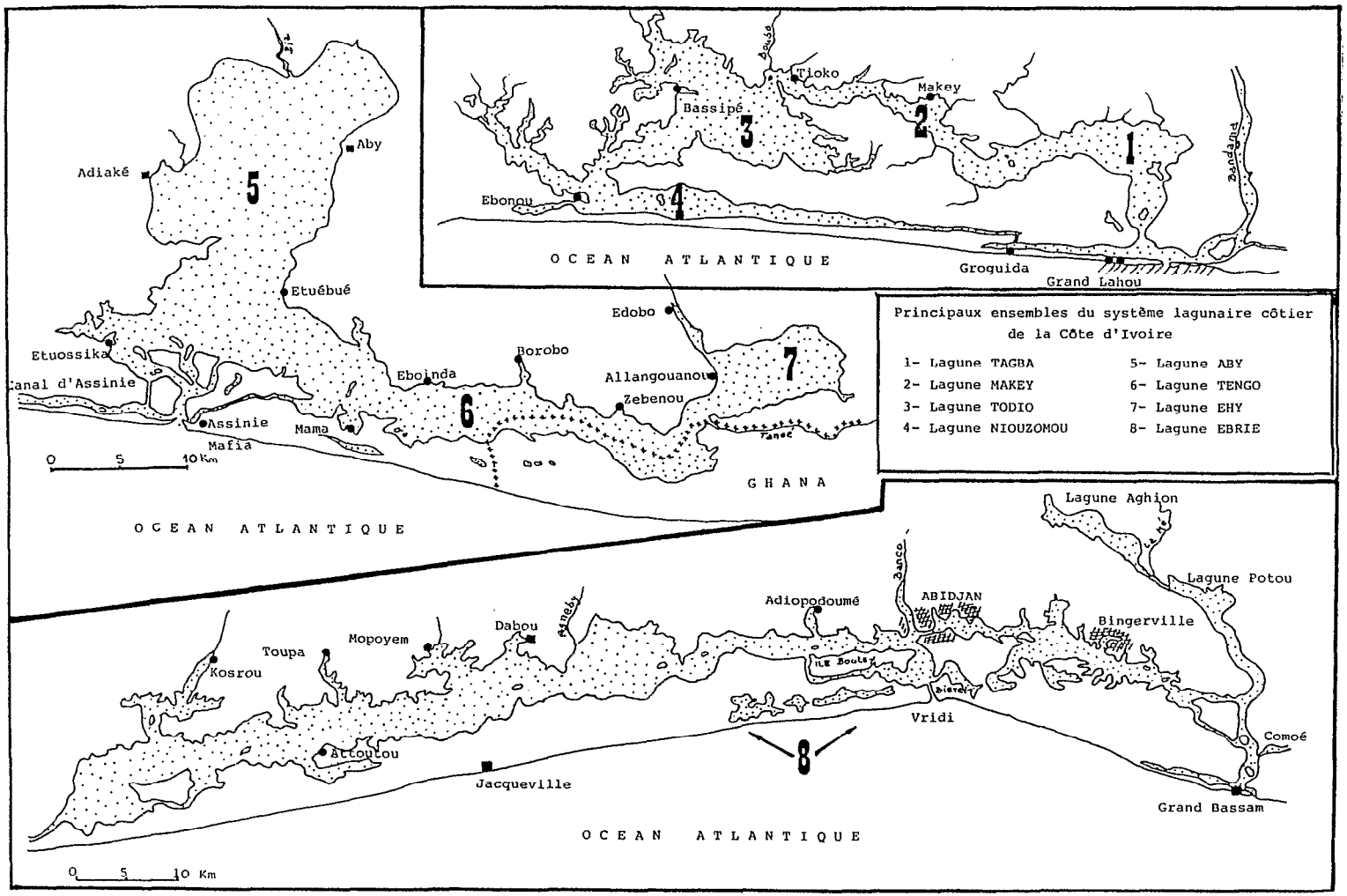
- Le taux de rejets domestiques liquides. Il varie entre 0 et 80% du volume d'eau propre consommé, en fonction du taux de branchement aux égouts. Ce taux de branchement était de 21% de la population totale d'Abidjan en 1980 ; il est estimé pour l'avenir à 39% en 1985, 45% en 1990 et 34% seulement en 1995, en raison d'une croissance démographique en excédent par rapport à l'intensité des raccordements au réseau.

- L'intensité de pollution produite. Elle est évaluée sur la base maximale de 35 grammes de DBO 5 par jour et par habitant (au lieu de 54 grammes en climat tempéré). Elle a par ailleurs été modulée en terme de pollution spécifique, en tenant compte du niveau de vie des habitants (revenus mensuels) et de l'existence , ou non , d'un branchement sur collecteur. Cinq classes ont ainsi été définies, correspondant à des équivalences respectives de 35, 30, 25, 20 et ...0 grammes de DBO 5/j/habitant.

---

* Cf. chapitre D I 2 b.

Figure 35


Tioko
Makey
Bassipé
Ebonou
OCEAN ATLANTIQUE
Groguida
Grand Lahou
Adiaké
Aby
Etuébué
Edobo
Etuossika
Canal d'Assinie
Eboinda
Borobo
Allangouanou
Zebenou
Assinie
Mama
Mafia
0 5 10 Km
GHANA
OCEAN ATLANTIQUE
Principaux ensembles du système lagunaire côtier de la Côte d'Ivoire
1- Lagune TAGBA
2- Lagune MAKEY
3- Lagune TODIO
4- Lagune NIOUZOMOU
5- Lagune ABY
6- Lagune TENGO
7- Lagune EHY
8- Lagune EBRIE
Lagune Aghien
Lagune Potou
Adiopodoumé
ABIDJAN
Bingerville
Dabou
Mopoyem
Toupa
Kosrou
Attoutou
Jacqueville
Vridi
Comoé
Grand Bassam
OCEAN ATLANTIQUE
0 5 10 Km

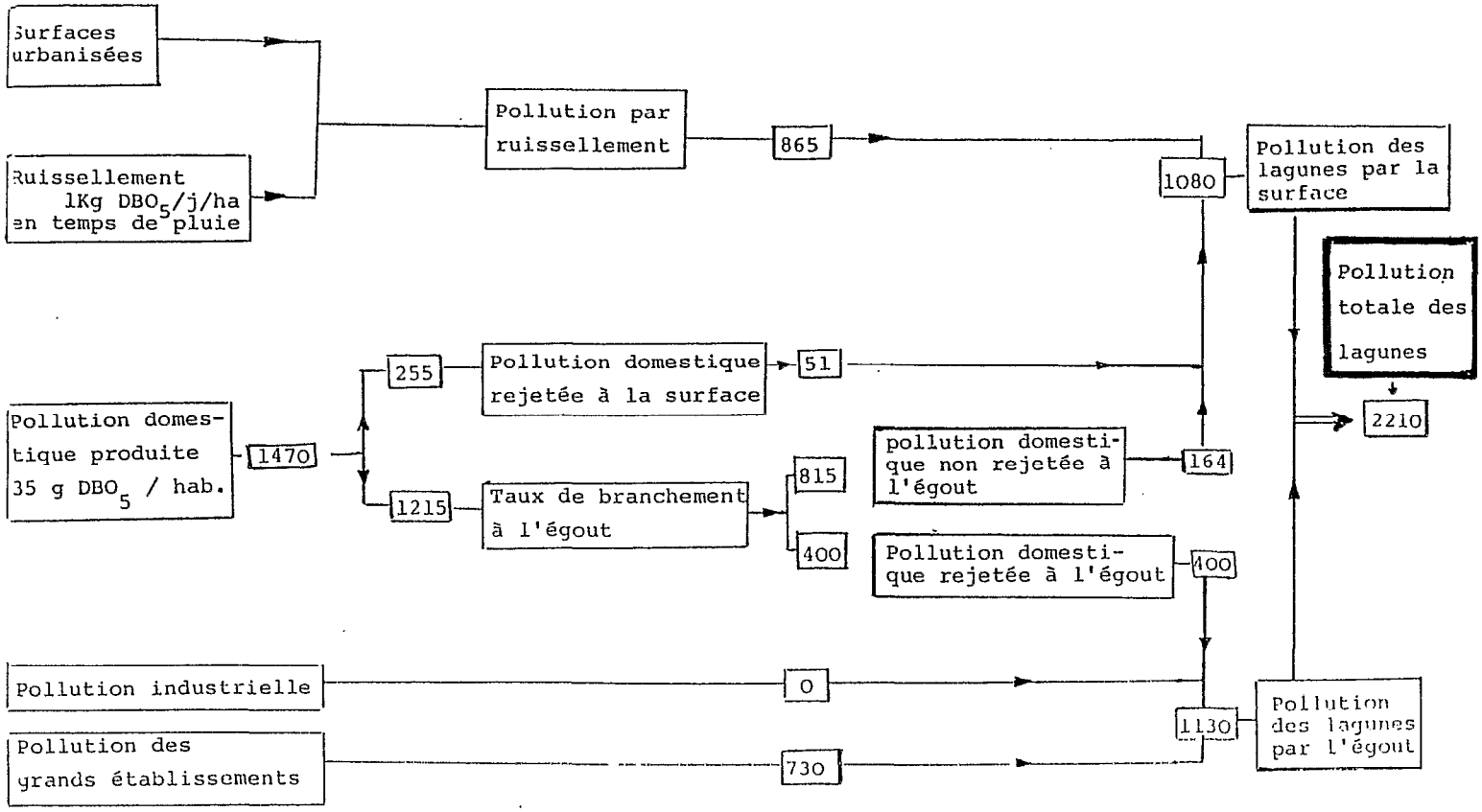



Fig. 36. Modèle de pollution des lagunes et estimation pour le seul secteur de Cocody (En kg de $DBO_5$ par jour, pour 1980 - D'après rapport NEDECO, 1981).

- La pollution rejetée hors égouts, dont 20% seulement sont supposés atteindre la lagune.

- La pollution par ruissellement et lessivage des sols souillés, dont l'évaluation est basée sur la relation suivante : un hectare de sol produit, durant 200 jours par an, une DBO 5 de un kilogramme par jour.

- L'agglomération a enfin été découpée en 11 zones, représentant chacune une entité propre.

Cet ensemble d'éléments pris en compte, les résultats obtenus peuvent se résumer en un tableau global (tableau 44), la cinétique générale d'augmentation de la charge organique étant schématisée figure 36.

Tableau 44. Estimation de l'intensité de pollution urbaine à Abidjan. Etat actuel et perspective, d'après les chiffres (arrondis) produits par le bureau d'étude NEDECO (*in* Broche et Peschet, 1983). Chiffres exprimés en kilogrammes de DBO 5/jour. La population estimée de l'agglomération abidjanaise en 1995 est de 4,5 millions d'habitants.

| | 1980 | 1985 | 1990 | 1995 |
|---|---|---|---|---|
| Eaux de ruissellement | 11.000 | 13.800 | 16.900 | 20.300 |
| Ecoulements de surface | 7.200 | 8.400 | 9.900 | 14.700 |
| Rejets par égouts | 13.500 | 30.200 | 47.300 | 52.300 |
| Total | 31.700 | 52.400 | 74.100 | 97.300 |

A ces chiffres, il faut ajouter naturellement la pollution industrielle qui, en 1980 par exemple, était évaluée à 30 tonnes de DBO 5 par jour !

Ces estimations sont très éloquentes et montrent que globalement la pollution urbaine aura doublée en dix ans et triplée en quinze ans, malgré les projets divers d'assainissement de la ville et notamment celui du rejet en mer des principaux effluents canalisés. Si ce dernier est réalisé, Broche et Peschet (*op. cit.*) estiment qu'en 1995, 40% de la pollution se retrouvera cependant inéluctablement en lagune, et représentera environ 35 tonnes de DBO 5 par jour.

Actuellement les effluents de l'agglomération d'Abidjan sont responsables du tiers de la DBO de l'ensemble de la région estuarienne (Dufour et Chantraine, 1983 ; Dufour *et al.*, 1984). En raison de leur faible coefficient de renouvellement, certains milieux ont une teneur en oxygène extrêmement faible ou nulle, avec une DBO atteignant 8 mg

par litre. Il faut également tenir compte que la pollution est ici exprimée en demande biologique en oxygène, expression qui ne tient nullement compte, sur le plan qualitatif, de l'importance de la pollution bactérienne par exemple, ni de celle de produits à toxicité propre (détergents, métaux lourds, polluants industriels divers). Tout laisse donc à penser que "l'avenir écologique" de la lagune Ebrié est plutôt sombre (Daget, 1974 ; Dufour, 1975 ; Durrande, 1982). En raison de leur caractère mixte, les lagunes sont finalement des milieux naturellement instables, très dépendants des équilibres dynamiques entre eau douce et eau salée, et l'action de l'homme peut rapidement contribuer à augmenter cette instabilité. Ici aussi, et à nouveau, il faut regretter que l'homme se comporte comme si la capacité d'autoépuration de la nature était illimitée.

b. Pollution urbaine et eutrophisation.

D'une manière générale les effluents urbains, ainsi qu'un grand nombre d'effluents industriels, présentent une très forte charge organique qui, introduite dans un milieu aquatique, va se décomposer en consommant de l'oxygène et en produisant des sels nutritifs, condition favorable à une eutrophisation. L'état eutrophisé du milieu ne se rencontre jamais aux points de déversement des effluents, car les fortes teneurs en matière organique ont en cet endroit un effet inhibiteur des productions primaire et secondaire. Cet effet s'estompe par contre plus on s'éloigne, et s'inverse, la matière organique partiellement décomposée ayant alors un effet stimulant de la production primaire, l'excès de cette dernière conduisant à l'eutrophisation du milieu (voir également chap. E I).

C'est ainsi par exemple que la forte charge azotée issue des effluents des abattoirs d'Abidjan, aboutissant dans le milieu naturel de la baie de Biétri, milieu lagunaire normalement carencé en cet élément, induit une production phytoplanctonique qui, exprimée en poids de carbone, est environ quatre fois supérieure à la biomasse carbonée lui ayant donné naissance. Des densités algales de $116 . 10^6$ cellules par litre ont été mesurées, essentiellement constituées de sept espèces de Dinoflagellés, caractéristiques de forte pollution organique (Arfi *et al* ., 1981). Cette forte production est d'ailleurs très mal utilisée par l'échelon secondaire, si l'on en juge par les rapports de biomasses phyto/zooplancton, souvent inférieurs à 0,5 % (Dufour, com. pers.).

Plus souvent que la charge brute en matière organique d'un effluent, on mesure sa DCO (demande chimique en oxygène) ou mieux sa DBO (demande biologique en oxygène). La DCO mesure la charge totale oxydable d'une eau, quand sa salinité est inférieure à 3 g/l. La DBO mesure essentiellement la quantité d'oxygène nécessaire à la minéralisation de la matière organique par les micro-organismes. L'évolution d'une eau usée et aérée se déroule généralement en deux stades. Il y a tout d'abord oxydation des composés carbonés, puis nitrification, le deuxième processus débutant plus ou moins vite selon le milieu récepteur, le type d'effluent et son taux de dilution.

La DBO peut être plus ou moins inhibée par des facteurs abiotiques du milieu récepteur. Elle sera par exemple d'autant plus inhibée que la salinité est élevée. On admet que la DBO des eaux océaniques naturelles est de 0,8 mg/l ; alors que les eaux continentales non polluées présentent des valeurs variant entre 0,4 mg/l en savane et 1,8 mg/l en forêt (Dufour, 1982). A titre de comparaison, la DBO moyenne des effluents d'Abidjan est supérieure à 300 mg/l !

Les basses températures ont également un effet inhibiteur de l'activité bactérienne de décomposition, mais, comme pour les fortes salinités, cette inhibition est progressivement levée après un certain temps (environ douze heures dans le cas de la salinité et deux jours pour les basses températures). On admet qu'il y a, soit adaptation enzymatique de la flore bactérienne présente, soit multiplication d'une population adaptée aux conditions du milieu (Dufour, 1982).

Sous les climats tempérés, on évalue généralement la DBO 5 à 20ºÇ, c'est à dire la demande biologique correspondant à une incubation de 5 jours, à une température de 20ºC. En milieu tropical où la température des eaux varie normalement entre 22 et 35ºC en moyenne, on peut remplacer cette mesure de DBO 5 (20ºC) par une mesure de la DBO en trois jours, à 30ºC, qui estime alors de 110 à 120% de la valeur à 20ºC (Dufour, *op.cit*).

On conçoit aisément que les problemes d'eutrophisation liés aux rejets d'effluents urbains seront particulièrement aigus quand les milieux récepteurs seront stagnants (lacs fermés, étangs) ou semi-stagnants (lagunes, lacs avec exutoires). Par ailleurs, l'importante insolation et les températures élevées qui caractérisent les pays tropicaux sont autant de phénomènes accélérant les processus d'eutrophisation. La forte croissance démographique urbaine et le raccordement des habitations à un système de collecteurs d'eaux usées qui, bien qu'encore souvent rudimentaire, s'intensifie, sont enfin des facteurs favorables à la multiplication de tels problèmes à l'échelle du continent africain.

Un exemple caractéristique est donné par la ville de Salisbury (Harare) au Zimbabwe, où l'approvisionnement en eau potable de la ville est réalisé depuis 1953 à partir du lac Mc Ilwaine. Il s'effectua sans trop de problèmes jusqu'en 1960-1964, époque à laquelle l'apport en sels nutritifs provenant des effluents de la ville rejetés dans ce lac, occasionna un développement algal considérable, amenant de graves problèmes de purification de l'eau de boisson.

En 1975, la ville était peuplée de 500.000 habitants dont on estimait la consommation en eau comme oscillant entre 100 et 200.000 litres par jour. Le rejet par effluents canalisés (une moitié de la ville était a cette époque équipée de collecteurs) variait alors entre 50 et 110.000 litres par jour, pouvant atteindre 150 à 250.000 litres au moment des fortes pluies (Wells, 1975).

Pour faire face à l'intensité grandissante de l'eutrophisation du lac, de nombreuses solutions furent envisagées, dont l'une, adoptée à titre expérimental, consistait à utiliser les effluents pour l'irrigation des grandes fermes jouxtant la ville. Ce système ne fut que partiellement efficace, car les plus grandes quantités d'effluents à éliminer étaient produites durant la saison humide, quand les sols avaient le moins besoin d'eau et ne pouvaient absorber le surplus amené par l'irrigation. Par ailleurs, le coût des opérations de pompage et de dispersion des effluents était très élevé. On pensa alors à fractionner les rejets, une partie allant pour l'irrigation, l'autre étant directement déversée dans la rivière traversant la ville. Le problème était donc de savoir jusqu'où il était possible d'apporter des éléments nutritifs au lac Mc Ilwaine, sans provoquer d'eutrophisation et de développement algal intempestif. Ceci donna lieu à une étude statistique, qui établit que les quantités de phosphore déversées annuellement entre 1961 et 1970 par l'une des stations de rejets de la ville était de l'ordre de 70 tonnes par an, soit l'équivalent de près de 400 tonnes de superphosphate, engrais couramment utilisé en agriculture ! Par ailleurs, cet effluent ne représentait qu'environ le tiers des apports au lac Mc Ilwaine, qui recevait donc annuellement un équivalent phosphoré de l'ordre de 1200 tonnes de superphosphate.... (Wells, 1975).

Cet exemple montre bien l'apport énorme en éléments enrichissants que représente une grande agglomération, et encore faut-il remarquer que les chiffres ci-dessus ne considèrent que les apports phosphorés.

Des problèmes de même nature sont connus en Egypte dans le lac Mariut, plan d'eau de quelque 27 kilomètres carrés, où s'évacuent les effluents de la ville d'Alexandrie. Ce milieu d'eau saumâtre reçoit un grand apport de substances organiques provenant d'eaux usées n'ayant subi aucun traitement, auquel s'ajoutent des apports divers de matériaux allochtones provenant du bassin de drainage et, bien entendu, la matière organique de nature biologique formée dans le milieu lui même. Exprimées en quantité d'oxygène consommé par litre, les teneurs en matière organique y varient tout au long de l'année entre des valeurs extrêmes de l'ordre de 3,6 et 18,3 mg $0_2$/l. Par comparaison, les eaux d'une partie du lac artificiellement isolée du reste de la cuvette, et ne recevant pratiquement que des apports non pollués du Nil, accusent des teneurs variant seulement entre 0,9 et 2,7 mg $0_2$/l (Saad, 1974).

Les conséquences de ces apports organiques sont de type classique. Le milieu s'enrichit continuellement en sels nutritifs, ce qui favorise le développement du phytoplancton. En 1969, Aleem et Samaan trouvent des valeurs de P variant entre 0,01 et 3,5 g/l pour les eaux du lac, alors que Saad (1973 a) estime que les quantités de phosphate (PO4) présentes en 1970, variaient entre 2,31 et 10,94 mg/l. A cela il faut également ajouter des teneurs en nitrites non négligeables, qui peuvent varier entre 70 et 1000 g par litre. Les fleurs d'eau importantes qui en résultent produisent une grande quantité d'oxygène en surface et durant le jour, mais par contre une anoxie très prononcée durant la nuit. Les mortalités en masse de

ces algues créent de fortes accumulations de matière organique sur le fond, qui se décompose mal, malgré la présence de grandes quantités de bactéries.

Les vases ainsi formées sont grandes consommatrices d'oxygène et le milieu devient anoxique en maints endroits, empêchant tout développement de faune benthique. Ces vases plus ou moins anaérobies et chargées de matière organique mal décomposée sont par ailleurs productrices d'hydrogène sulfuré et de méthane.

L'une des conséquences les plus tangibles de cette pollution organique est son incidence néfaste sur la production piscicole du milieu, à laquelle s'ajoutent d'autres facteurs négatifs comme l'impact de polluant toxiques divers (effluents industriels, pesticides....). Selon Saad (1974), le produit de la pêche dans le lac Mariut serait passé d'environ 10.000 tonnes en 1961 (essentiellement *Tilapia* spp.), à moins de 1000 tonnes en 1969. Cette chute de production résulterait principalement d'un déficit en oxygène des eaux du lac, qui induit dans un premier temps de grandes modifications des constituants du sang des poissons, comme il a été montré en laboratoire chez *Tilapia zillii* (Saad, 1973 b), puis des mortalités importantes survenant principalement durant les périodes les plus chaudes de l'année.

Un ensemble identique de processus chimio-biologiques a été mis en évidence en Tunisie, dans le lac de Tunis, qui reçoit les effluents de cette agglomération, et où un déséquilibre très marqué existe entre l'intensité des apports et le pouvoir auto-épurateur du milieu (Stirn, 1968) ; INSTOP/EPA, 1977 ; Kelly *et al*., 1977 ; Belkhir, 1980 ; Zaouali, 1984).

Lac plat (90 cm de profondeur moyenne), en relation très limitée avec la mer, cet écosystème est devenu fortement eutrophe, et durant les mois d'été le développement algal (essentiellement *Ulva* sp. et *Enteromorpha* sp.) s'intensifie et conduit à des fleurs d'eau importantes. Dans un tel milieu, les variations nycthémérales des teneurs en oxygène sont considérables et vont parfois de la sursaturation diurne à l'anoxie partielle durant la nuit, entraînant à certaines époques des mortalités de poissons se chiffrant par dizaines de tonnes.

Des phénomènes complexes sont à l'origine de cette anoxie périodique, mais les mortalités massives d'algues et leur décomposition sur le fond, très consommatrice en oxygène, en sont la cause principale (M.G. Kelly, com. pers.).

Un vaste programme d'assainissement du lac a été mis en oeuvre depuis quelques années, apportant une amélioration certaine, mais de nombreux problèmes demeurent, tant qu'un traitement efficace et complet des effluents de Tunis n'aura pas été réalisé. Parmi ces problèmes, nous mentionnerons par exemple celui posé par la présence de grands peuplements d'un polychète marin, *Ficopomatus enigmatica* , dont les tubes agglomérés forment de véritables récifs. Profitant des

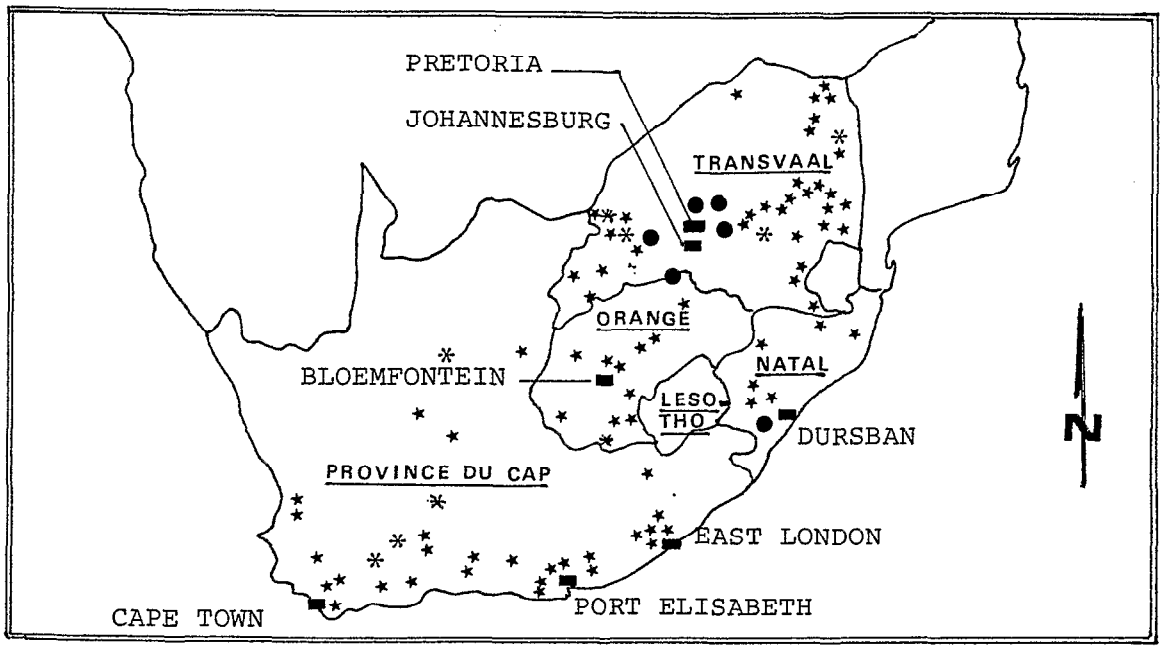
énormes apports en sels nutritifs des effluents de Tunis, il s'est développé en masse dans le lac, gênant en maints endroits la circulation. Il représente cependant une composante importante dans l'épuration naturelle du milieu puisqu'il recouvre environ la moitié des fonds, et sans nul doute la réduction des apports en azote et phosphate va-t-elle largement modifier l'étendue de ses peuplements. Le problème d'assainissement de ce lac apparaît donc comme complexe, et il est certain que, quel que soit son degré de réalisation, les biocoenoses présentes vont se modifier considérablement.

Il est intéressant de noter que ces problèmes de pollution du lac de Tunis, s'ils ont actuellement une acuité particulière, ne sont pas récents. Ce milieu qui possède une histoire très documentée (Zaouali, 1984), était déjà signalé comme très pollué par les rejets de la ville de Tunis en ... 1816 (Franck et Marcel) ! Ces auteurs signalent en effet que le fond du lac était constitué de dépôts vaseux, résultant de l'accumulation d'effluents de la cité., qui contenaient toutes les immondices des rues et les rejets des latrines. Les vases produisaient déjà de grandes quantités d'hydrogène sulfuré dont "l'intolérable puanteur" se faisait ressentir dans certains quartiers de la ville.

Bien que le traitement des effluents urbains, avant leur rejet en milieu naturel, représente une amélioration considérable, et réduise la vitesse d'eutrophisation des biotopes récepteurs, des quantités importantes de sels nutritifs parviennent cependant aux hydrosystèmes. Les lacs de barrage, souvent utilisés comme source d'eau potable pour les grandes agglomérations, sont parmi les milieux les plus sévèrement atteints. Les travaux de Steÿn *et al.*, (1976 a et b) font le point de la situation dans ce domaine pour quelques réservoirs sud africains.

Le lac Roodeplaat par exemple, situé à environ 25 km au nord de Prétoria, reçoit, via la rivière Pienaars, les effluents de cette ville, après purification. Les teneurs de ces rejets en éléments nutritifs (essentiellement phosphore et azote) sont cependant élevées, et déjà au début des années 1970 cet apport excessif occasionna la formation d'importantes "fleurs d'eau" algales. De manière expérimentale, et en utilisant les eaux du lac avec leur peuplement naturel, il a été montré que le taux de croissance algal ($\hat{\mu}$ b) et le potentiel de croissance AGP (Algal Growth Potential) étaient sous la dépendance directe des apports en ces deux élements, dont l'absence ou le déficit sont des facteurs limitants. Il existe toutefois un équilibre de leur action et quand l'un d'eux est le premier responsable du développement algal, l'addition du second ne provoque pas d'effet cumulatif sur l'AGP ou le taux de croissance, mais seulement une légère augmentation. La situation réciproque donne un résultat analogue. Malgré cela et d'une manière très générale, l'incidence des teneurs en éléments phosphorés est souvent prépondérante dans le phénomène d'eutrophisation.

L'accroissement expérimental de la teneur en effluents organiques dans l'eau du lac Hartbeespoort augmente très sensiblement les valeurs du potentiel de croissance algal. Inversement, la dilution avec de l'eau ionisée, donc dépourvue d'apports nutritifs, diminue




■ AGGLOMERATIONS * LACS OLIGOTROPHES ( AGP < 25 mg/l )
* LACS MESOTROPHES ( AGP: 26-60 mg/l) ● LACS EUTROPHES ( AGP > 60 mg/l )

Figure 37 .Niveau d'eutrophisation des principaux lacs de barrage d'Afrique du Sud, exprimé en potentiel de croissance algale (AGP), en laboratoire. D'après Toerien , 1975.

l'AGP de manière linéaire. Ces expériences simples montrent l'incidence directe des apports en effluents urbains sur l'eutrophisation de tels milieux, et suggèrent que l'élimination des composés azotés et phosphorés dans les effluents peut être un moyen de limiter le phénomène ou d'en réduire, à moyen ou long terme, l'intensité.

En 1976, Steÿn *et al.* concluaient leurs études en statuant sur la très forte eutrophisation du lac Hartbeespoort, où les valeurs calculées de $\hat{\rho}b$ et de AGP étaient de respectivement 2,26 $d^{-1}$ et 202 mg/l. La première valeur est proche du maximum de taux de croissance de *Selenastrum capricornutum*, pris comme standard d'estimation, et la seconde dépasse largement la limite de tolérance de 60 mg/l proposée en 1975 par Toerien pour les eaux sud africaines.

Les valeurs plus faibles ($\hat{\rho}b$ = 1,6 $d^{-1}$ et AGP = 146 mg/l), mesurées pour le lac de Vaal, suggèrent que la situation est un peu moins critique pour ce réservoir, tout en demeurant très mauvaise en valeur absolue. Dans ce cas il y aurait, en plus des rejets d'effluents urbains, une incidence directe du lessivage des sols cultivés du bassin versant qui se manifeste par des eaux lacustres très chargées en argiles en suspension et riches en sels nutritifs directement utilisés par les algues (cf. chap. E IV).

Il est intéressant de noter qu'en dehors du transport d'éléments toxiques particuliers (pesticides en général), le ruissellement au niveau d'un bassin représente le facteur le plus important d'enrichissement en sels nutritifs des milieux aquatiques récepteurs. Aussi, quand les points de rejet d'éléments phosphorés ou azotés d'origine industrielle ont été supprimés (=assainissement des effluents correctement réalisé), il n'en demeure pas moins un risque d'eutrophisation lié aux apports diffus par lessivage des sols, qu'ils soient cultivés ou qu'ils supportent agglomérations et industries.

Les travaux de Thornton et Nduku (1982), réalisés dans la région des Salisbury au Zimbabwé, montrèrent par exemple que les eaux de drainage de régions fortement ou moyennement urbanisées et industrialisées étaient globalement de deux à vingt fois plus concentrées en éléments nutritifs (N et P) que les eaux de drainage de régions à couverture naturelle (forêt ou savane).

Dans son étude extensive de l'eutrophisation des lacs artificiels d'Afrique du Sud, Toerien (1975) met en évidence la mésotrophie de huit milieux et la nette eutrophie de six autres, parmi un total de 88 réservoirs inventoriés (figure 37). Des six biotopes reconnus comme eutrophes, cinq reçoivent les effluents de Prétoria et Witzaterstrand et le sixième reçoit ceux de la zone d'Hammarsdale, au Natal. L'incidence de l'eutrophisation de ces milieux porte essentiellement sur une aggravation des problèmes liés à la purification des eaux de boisson qui en sont issues (lacs de Rietvlei, Shongweni, Hartbeespoort...), et entre 1972 et 1973, il a par exemple fallu quadrupler les quantités de sulfate d'aluminium utilisées dans les procédés d'épurement.

Il apparaît clairement que, indépendemment d'un effet eutrophisant résultant du lessivage des terres cultivées et que nous verrons par ailleurs, les apports constants d'effluents urbains aux milieux aquatiques (apports domestiques et industriels) représentent leur plus importante source d'approvisionnement en sels nutritifs. Ce n'est qu'en limitant au maximum ces apports que l'on pourra envisager de retarder l'eutrophisation des eaux continentales.

### c. La pollution d'origine fécale.

Les rejets des effluents domestiques des grandes agglomérations, quand ils n'ont subi aucun traitement, constituent une source très importante de contamination des milieux aquatiques récepteurs par les germes pathogènes. Cet impact sera d'autant plus prononcé que les milieux concernés auront un faible coefficient de renouvellement, une température élevée et une faible oxygénation limitant leur pouvoir auto-épurateur.

Certaines zones naturelles sont ainsi de véritables "bouillons de culture". C'est par exemple le cas du fond des baies de Cocody, Biétri et Marcory, dans la lagune Ebrié de Côte d'Ivoire, où des concentrations de coliformes fécaux atteignant 50.000 germes/100 ml ont été observées.

Le cas de la lagune d'Abidjan est d'ailleurs très préoccupant, et la traduction cartographique de la situation qui, dans ce domaine, prévalait entre 1974 et 1977, illustre clairement le problème. Si l'on en juge par les résultats obtenus par Pagès (1975) et Pagès et Citeau (1978), la baignade est dangereuse en de nombreux endroits de la zone estuarienne et même sur le littoral marin proche. La pollution en certains endroits de la lagune est telle que ces milieux sont impropres à la pêche, si l'on se réfère aux standards américains de salubrité (Fig. 38). D'une manière générale, ce sont les bactéries cocci gram + qui dominent dans l'eau douce, et il est noté dans les sédiments correspondants une abondance de bactéries de type *Bacillus* sporulées. Par opposition, en eaux plus salées, ce sont les bactéries de type bacille gram - qui dominent.

Dans les eaux de la lagune de Lagos au Nigéria, des densités très élevées d'*Echerichia coli* ont par exemple été mises en évidence au niveau de l'estuaire de la rivière Ogun, au nord du principal point d'effluence des eaux de la ville, là où la charge en eau douce est importante. Les quantités diminuent par contre rapidement quand on s'éloigne vers l'entrée du port, où les eaux sont plus salées. En effet, si la présence de fortes teneurs en matière organique favorise le développement des colonies d'*Echerichia coli* , des concentrations importantes en sodium, potassium, calcium et magnésium sont autant de facteurs limitants (Akpata et Ekundayo, 1977).

Au Kenya, il semble que la récente épidémie de choléra ayant sévi dans l'ouest du pays soit en relation avec une pollution des cours d'eau par des germes pathogènes issus d'effluents urbains. La fréquente occurrence de dysenterie et de typhoïde dans de nombreuses

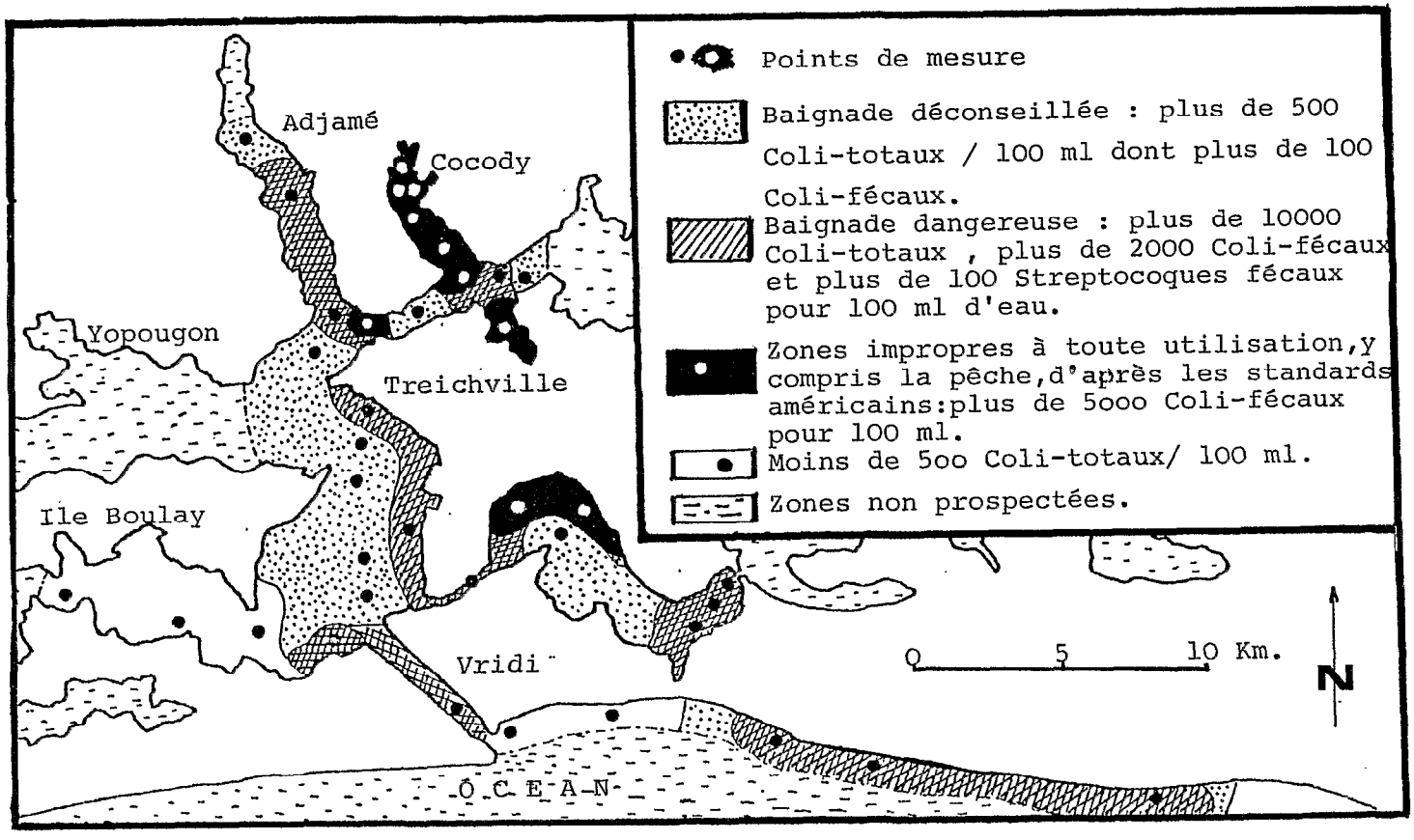



Figure 38 : Evaluation du niveau de pollution fécale de la lagune EBRIE aux alentours de l'agglomération d'Abidjan.D'après les données de Pages et Citeau,1978.

agglomérations provient de la même source de contamination.

En Zambie, dans la petite localité de Mpulungu située sur les bords du lac Tanganyika, c'est par centaines que se présentent chaque jour à l'hôpital local les cas de dysenterie ou diarrhées diverses (FAO-1971). L'alimentation en eau de la ville, provenant du lac, et n'étant que sommairement filtrée sur un filtre à sable, avant chlorination, toute la zone de rivage voisine de la ville présente une forte pollution bactérienne.

Osuhor et Essien (1978), étudiant la situation de la ville de Kaduna au Nigéria (400.000 h. à l'époque), signalent que l'eau de boisson de la ville provient de deux sites situés sur la rivière Kaduna, respectivement à l'entrée et à la sortie de l'agglomération. Entre ces deux points se déversent des dizaines d'effluents non traités, ainsi que des canaux de drainage des eaux de pluie. Des quartiers entiers s'approvisionnent également en eau de boisson dans des puits peu profonds, à ciel ouvert, et présentent une pollution fécale importante, d'où résultent diarrhées et gastroentérites. Les analyses des eaux de drainage faites en différents points de la ville témoignent toutes d'une forte charge en substances chimiques toxiques (cyanides, phénols...) et en coliformes fécaux. Durant l'étiage de la rivière, la dilution insuffisante des effluents augmente considérablement ces teneurs en polluant.

Des phénomènes semblables s'établissent fréquemment dans la majorité des petites villes africaines, notamment quand elles sont traversées par des marigots qui recoivent des effluents chargés en germes pathogènes. Leurs rives, souvent bien alluvionnées après la saison des pluies, servent à la culture des légumes, et l'arrosage est réalisé en utilisant les maigres écoulements pollués de saison sèche. Le transport d'agents pathogènes étant alors très important, la consommation de produits maraîchers issus de ces zones s'accompagne presque toujours de dysenteries et de gastroentérites.

Quand les milieux aquatiques ne reçoivent pas directement les eaux domestiques, ils n'en sont pas moins sujets à une pollution fécale dans leurs sections situées à proximité d'une agglomération, même de la taille d'un petit village. Ce phénomène est lié à un ensemble de facteurs favorables au rejet des féces dans, ou près de ces milieux. Rares en effet sont les villages ou villes pourvues de latrines ou lieux de commodité publiques. Les excréments sont alors déposés dans la nature, mais certains endroits demeurent privilégiés, notamment les bordures de milieux aquatiques, où bien souvent une végétation plus haute et dense dissimule à la vue, et où la présence d'eau permet une certaine toilette... Dans les agglomérations plus structurées, les canaux de drainage à ciel ouvert remplissent souvent le même office. Dans tous les cas, si les matières fécales n'atteignent pas immédiatement l'eau, les germes pathogènes qui demeurent longtemps présents après dégradation superficielles des féces, seront tôt ou tard entraînés par les pluies vers l'hydrosystème qu'ils contamineront.

Une telle pollution a par exemple été signalée par Nguematcha (1977) dans les étangs et lacs voisins de Yaoundé au Cameroun. Là, les étangs de Melen-Cuss et Melen-Cité, ainsi que le lac de Nkolbisson, sont en permanence contaminés par *Echerichia coli* , des streptococci D et *Clostridium perfringens*, germes qui se trouvent normalement dans l'intestin de l'homme et des animaux. La contamination de ces milieux apparaît plus intense en saison des pluies.

Enfin, certaines situations sont encore plus critiques. A Abidjan par exemple, les systèmes individuels d'assainissement (puisards, fosses septiques) sont régulièrement vidangés, mais les produits de vidange sont le plus souvent rejetés directement en lagune, sans traitements préalables (Colcanap et Dufour, 1982). Il n'est nul besoin d'insister sur la contamination qui en résulte, d'autant que les rejets sont rarement effectués dans les zones les plus salées, où les germes pathogènes auraient moins de chances de survie.

# E

# Eau et Croissance Économique

# Chapitre E I

## La pollution d'origine industrielle

### 1. Introduction

Reflet direct du développement économique qu'elle contribue elle-même à promouvoir, l'industrie est une source multiforme de pollutions de l'environnement. Si certains aspects de cette pollution peuvent être considérés comme mineurs (inesthétisme fréquent des installations industrielles), ou d'une incidence très localisée (bruits, risques d'incendies ou d'explosions...), d'autres, plus ou moins discrets, ont un impact nettement plus vaste et parfois très dangereux. Il s'agit essentiellement des rejets atmosphériques et des effluents à toxicité diverse (substances toxiques, radioactivité, thermotoxicité...).

Outre la nature multiple des polluants industriels, une même industrie est susceptible de présenter de grandes variations quantitatives et qualitatives dans ses rejets, rendant ainsi difficile l'extrapolation des études d'impact. Chaque unité de production industrielle peut être à la limite un cas particulier, avec une incidence spécifique. Dans un tel contexte, et en raison de la rareté des données pertinentes, il n'est donc souvent possible de présenter que d'une manière très générale les répercussions de certaines grandes catégories d'activités industrielles.

Si la situation africaine est encore loin de celle que nous connaissons dans les pays dits "développés", les risques d'impact polluant des industries présentes n'en sont pas moins grands, car le laxisme est souvent de règle dans l'application des normes d'assainissement. Dans de nombreux Etats africains on a en effet, pour favoriser la croissance économique ou inciter l'implantation d'industries étrangères, assoupli, quand elle existait, la réglementation antipollution et les lois devenues très flexibles ne sont que très rarement une contrainte (Dufour *et al.*, 1984). La situation qui prévalut au lac Nakuru durant un certain temps est caractéristique de cet état de fait.

Décrété parc national en 1968, ce sanctuaire de l'avifaune du Kenya supportait l'une des plus grandes concentrations de flamants roses du monde (environ 250.000 individus). Cette colonie d'oiseaux fut extrêmement menacée par l'installation, sur les rives du lac, d'une usine de fabrication d'un fongicide à base d'oxychlorure de cuivre (Lewin, 1976). Il est certain que les risques étaient grands pour que les effluents de cette usine, rejetés dans le lac, détruisent

les peuplements phytoplanctoniques à base de *Spirulina platensis* dont se nourrisent les flamants roses, et que ceux-ci disparaissent. Par ailleurs, il fut calculé qu'au moins 5 tonnes d'oxychlorure de cuivre seraient dispersées chaque année aux alentours de l'usine, sous forme de poussières retombant ensuite dans l'environnement, plus ou moins proche. L'opinion publique fut alertée, mais, malgré les interventions multiples, l'usine obtint son autorisation d'installation. Ceci eut lieu en dépit d'accords passés entre le gouvernement et le fond mondial de protection de la nature (FMPN), accords qui devaient éviter toute atteinte par l'homme, à ce milieu privilégié. Les investissements consentis par le FMPN pour l'aménagement du parc et sa conservation atteignaient pourtant à cette époque un demi million de livres sterling, soit une somme considérable par rapport aux intérêts représentés par la construction de l'usine, dont l'impact économique pour le Kenya était jugé négligeable, sa rentabilité même étant douteuse. Malgré cela, les intérêts politiques et personnels en jeu étaient tels que la législation en vigueur fut outrepassée et que l'usine fut construite. Il fallut plusieurs années, et bien des efforts, pour aboutir à un arrêt de ses activités.

Ceci illustre bien l'esprit "à court terme" qui souvent guide les actions de l'homme dans le monde entier (car ce type de problème n'est pas spécifiquement Africain), et la nécessité d'une vigilence permanente de ceux qui ont compris qu'un profit immédiat, aussi important soit-il, peut être bien souvent à l'origine d'une perte irrémédiable pour l'environnement, à moyen ou long terme.

Dans toute l'évaluation de l'incidence des rejets industriels sur les milieux aquatiques, il est nécessaire de faire une distinction entre deux grandes catégories d'éléments polluants : ceux de nature organique et ceux de nature inorganique. Les premiers présentent, si l'on peut dire, l'avantage d'être facilement biodégradables alors que les seconds le sont peu ou pratiquement pas et présentent généralement une forte toxicité. Ces deux sortes d'éléments polluants peuvent se retrouver simultanément dans un effluent industriel, mais le plus souvent il existe une dominance très marquée de l'un ou de l'autre. Ceci nous a conduit à rechercher séparément l'impact des effluents à charge organique prépondérante et celui des effluents à forte teneur en composés inorganiques toxiques.

## 2. Incidence des effluents industriels à charge organique dominante.

La forme la plus caractéristique de ce type de pollution est représentée par le rejet direct, généralement dans les fleuves et rivières, des déchets et sous-produits des industries agro-alimentaires. Leur première incidence néfaste est généralement l'inesthétisme, et chacun conviendra qu'il est peu agréable de voir flotter au fil de l'eau des tonnes des pelures d'ananas issues d'une conserverie traitant ces fruits, ou bien des cornes, sabots ou morceaux de viscères d'animaux, que se disputent marabouts et charognards à l'effluence d'un abattoir !

Les unités de transformation du bois (scieries, fabriques de meubles ou d'agglomérés...) peuvent également être classées dans cette même catégorie, et posent localement d'importants problèmes, comme par exemple en lagune de Lagos, au Nigéria.

Peut-être esthétiquement moins génantes en raison d'un fractionnement plus fin de la matière organique rejetée, de nombreuses autres activités industrielles communément rencontrées en Afrique sont tout aussi polluantes, sinon plus. Parmi celles-ci, nous pouvons par exemple citer les brasseries et fabriques de jus de fruits, dont les rejets concernent pratiquement tous les grands fleuves africains (Niger à Bamako, Maraoué en Côte d'Ivoire, Logone au Tchad, rivière Jukskei en Afrique du Sud...), mais également certains milieux stagnants ou à faible coefficient de renouvellement (lagunes d'Abidjan ou de Lagos, lac Nokoué au Bénin...). Les conserveries et huileries sont également très nombreuses à l'échelle du continent. On les retrouve à nouveau sur les rives des grandes lagunes cotières, mais elles déversent également leurs effluents dans le Bandama (Tiassalé et Sinématiali en Côte d'Ivoire) dans la Gambie (Banjul), ou le lac Victoria (Mwanza)...

Les grandes productions agricoles sont de plus en plus transformées sur place et donnent lieu à des rejets organiques importants. Nous n'en citerons ici que quelques unes car elles sont nombreuses.

- Transformation de la canne à sucre : Ferkéssédougou sur le Bandama en Côte d'Ivoire, Banfora sur la Comoé en Haute Volta, la rivière Sabi-Lundi au Zimbabwé.

- Transformation du café : Bouaflé sur le Bandama, rivière Nyando au Kenya.

- Transformation du bois en pâte à papier : rivière Nzoia au Kenya.

Pour être complet, il faudrait citer les usines de transformations d'autres produits tropicaux comme le cacao, les arachides, le riz, le sisal, ainsi que les laiteries, les tanneries, les abattoirs, etc.).

D'une manière générale, l'incidence de ce type d'effluents à forte charge organique se traduit par une eutrophisation des milieux récepteurs, dès que leur pouvoir auto-épurateur n'est plus en mesure d'absorber toute la matière organique déversée. On retrouve donc globalement une pollution très semblable à celle résultant des rejets domestiques (chapitre D Ib), et les manifestations essentielles en sont :

- Une augmentation de la teneur en matières en suspension.

- Une décomposition de la matière organique souvent incomplète, mais toujours grande consommatrice d'oxygène (forte DBO), d'où résulte une altération des biocoenoses.

- Une production primaire accrue dans certaines conditions de milieu, venant augmenter, après décomposition, la quantité de sels nutritifs présents dans les eaux.

- Une formation de gaz nauséabonds au niveau des zones d'accumulation de la matière organique non décomposée.

Ces impacts sont donc très classiques, mais on manque d'informations précises concernant l'Afrique, et relatives à la réaction des composantes biologiques à ces diverses sources de pollution industrielle organique. Nous n'avons retrouvé dans la littérature que quelques rares études pertinentes dans ce domaine.

a. Effluents de laiterie.

Actuellement les laiteries sont encore rares sur le continent africain où le lait consommé provient directement des marchés locaux ou, dans les villes, d'importations en provenance de l'étranger, au même titre que de nombreux produits dérivés comme fromages ou beurre par exemple. Ce n'est guère qu'en Afrique de l'Est et surtout en Afrique du Sud que se retrouvent des problèmes d'effluents de laiteries similaires à ceux que nous connaissons en Europe.

L'impact de ces industries laitières sur le milieu aquatique présente une forme classique, se traduisant essentiellement par une forte prolifération algale couvrant tous les substrats immergés en aval des points de déversement. La concentration en oxygène demeure généralement élevée et la composition physico-chimique est peu perturbée, ce qui n'empêche pas des incidences faunistiques très marquées.

Chutter (1971) étudiant le dégré de pollution du bassin de la rivière Vaal, signale de très importantes proliférations de Cyanophycées ( *Thiochaete chutteri* ) en aval de points de déversement d'eaux de laiterie, particulièrement en été. Durant l'hiver, se développe une couverture de *Phormidium* sp. pouvant atteindre plus d'un centimètre d'épaisseur. Cette couverture algale, si elle favorise le développement de certains organismes comme les Tubificidae (*Nais* sp.), les Ancylidae (*Burnupia* sp.) et les Orthocladiinae, est par contre néfaste à de nombreux autres (Ephéméroptères, Hydracariens, Ostracodes, Hydropsychidae, Simuliidae...). Les peuplements sont dans l'ensemble déséquilibrés et peu diversifiés.

Cette incidence néfaste est souvent de faible étendue, et dans une rivière à courant relativement important, une situation saine se retrouve à nouveau à trois ou quatre kilomètres en aval des points de rejet. Là par contre, la grande abondance de matière organique particulaire ayant été arrachée de la couverture algale de l'amont et qui transite vers l'aval, peut produire des modifications biocoenotiques typiques comme une prolifération des Trichoptères Hydropsychidae due à une nourriture abondante à base de

Cladocères et Copépodes, eux mêmes favorisés par la grande quantité de détritus en suspension. Les Simuliidae sont également parmi les invertébrés bénéficiant de cet apport régulier de nourriture.

b. Impact des huileries de palmes primaires.

Le traitement des huiles de palmes représente une activité industrielle très répandue dans les Etats africains producteurs de cette matière première végétale. En Côte d'Ivoire par exemple, il existe actuellement une douzaine d'unités de production, qui ont une capacité globale de traitement d'environ 350 tonnes de régimes par heure.

Cette activité nécessite une consommation importante d'eau au cours des traitements successifs des régimes. On pratique généralement les opérations suivantes : stérilisation des régimes (+), égrappage, lavage (+), malaxage, pressage (+), clarification (+). Les croix signalent les étapes nécessitant une présence d'eau abondante, et dans l'ensemble il apparaît que les eaux usées contiennent une très forte charge organique.

Pour évaluer le niveau de pollution ainsi engendré, on estime que la stérilisation des régimes produit environ 7 $m^3$ d'effluents par heure, pour un traitement horaire de 40 tonnes de régimes. Cette eau est presque noire, elle est fortement chargée en sable, et sa température est voisine de 100ºC. Elle contient par ailleurs de 15 à 20 grammes de matière organique en suspension par litre, représente une DCO d'environ 30.000 mg/l et une DBO 5 d'environ 20.000 mg/l. Les traitements physiques simples (décantation, centrifugation...) sont relativement inopérants sur ces effluents qui sont généralement rejetés tels quels.

Les opérations de lavage et de clarification produisent environ 13 $m^3$ d'eau par heure, toujours pour un traitement initial de 40 tonnes de régimes à l'heure. Ces eaux sont chaudes (80ºC), fortement turbides et visqueuses ; elles sont également acides (pH de 3,5 à 5) et fortement chargées en matières en suspension (60 à 70 g/l). Leurs DCO et DBO 5 sont approximativement deux fois plus élevées que celles des eaux de stérilisation ! Elles sont en général rejetées après un deshuilage sommaire, opération qui permet de récupérer de 1 à 1,5% de la production d'huile.

Globalement, une usine d'une capacité moyenne de traitement de 40 tonnes de régimes par heure, entraîne durant ce laps de temps une pollution organique estimée à 1250 kg de matières en suspension, 850 kg de DBO 5 et 1230 kg de DCO. Ceci, traduit en "équivalent habitants", et pour un temps de fonctionnement de 10 heures, représenterait une pollution identique à celle produite par une ville de 150 000 personnes (Novo, 1976). Ce chiffre semble cependant surestimé , ou tout au moins disproportionné, par rapport à ceux que le même auteur signalait en 1974, et qui concernaient une grande partie de la pollution organique d'Abidjan (239 entreprises rejetant environ 11 tonnes de matière organique par jour), représentant selon lui un équivalent de population de 193 000 habitants, se décomposant

comme suit :

- industries alimentaires et apparentées, 56% (104.000 ha.),
- industries textiles, 19% (34.000 ha.),
- industries chimiques et dérivées, 16% (30.000 ha.),
- industries des métaux, 6% (11.000 ha.),
- industries autres, 3% (5.000 ha.).

Quoi qu'il en soit, il est certain que les huileries de palmes primaires représentent un apport considérable de matière organique aux milieux aquatiques, dépassant toujours leur pouvoir auto-épurateur, et qu'un traitement s'impose avant le rejet des effluents. Des essais d'assainissement des eaux de lavage et de stérilisation, utilisant une aération en bassin par aérateur flottant et un ensemencement en microorganismes, ont permis un abattement de DBO 5 de 97,5%, mais le débit des effluents traités n'était que de 200 litres à l'heure.... L'utilisation de boues activées pourrait probablement donner de meilleurs résultats.

Ces quelques exemples (laiteries, huileries) illustrent bien que la pollution organique de certaines industries est très importante et conduit naturellement à une eutrophisation rapide des milieux récepteurs, quand ces derniers ont un coefficient de renouvellement insuffisant. On est toutefois encore loin de connaître dans le détail l'impact exact de ces déversements excessifs de matière organique, sur l'ensemble des communautés vivantes d'un milieu donné. Seul l'aspect classique est généralement mis en évidence, comprenant une augmentation de la production primaire qui devient excessive, entraînant une forte eutrophisation avec ses symptômes habituels dont les plus néfastes sont l'anoxie, l'envasement, la prolifération de matière végétale supérieure, et finalement la lente disparition du milieu. Il existe toutefois de multiples états intermédiaires qui nécessiteraient des études biocoenotiques précises, permettant de définir des schémas d'actions spécifiques au niveau de telle ou telle fraction du biome.

### 3. Incidence des activités industrielles à effluents toxiques inorganiques.

Les activités industrielles modernes étant très variées, notamment celles que l'on peut qualifier "de transformation", on conçoit aisément que des produits extrêmement divers soient susceptibles de se retrouver dans les effluents, si aucun processus d'élimination adapté n'est mis en place, avant leur rejet dans le milieu naturel. Par opposition aux composés organiques, ces substances sont peu ou pas biodégradables et leur accumulation progressive n'est pas compensée, dans de nombreux cas, par de rapides processus d'évolution chimique vers des sous-produits de dégradation moins toxique.

L'impact d'un même polluant peut varier de façon très sensible, selon la nature physico-chimique des eaux réceptrices. Bugenyi (1979) montra ainsi que les ions cuivre, issus d'exploitations minières d'Ouganda et atteignant les lacs George et Iddi Amin, n'avaient pas le même comportement dans ces deux milieux en raison de compositions chimiques des eaux différentes. Il est en effet connu que la concentration en ions Cu libres diminue avec l'augmentation de la dureté et de l'alcalinité de l'eau et que certains composés organiques dissous peuvent agir dans le même sens, par chélation. Parfois, des sous-produits nés de réactions chimiques avec les autres constituants de l'eau présentent une plus grande toxicité pour le milieu que les produits rejetés au départ.

En dehors de l'action individuelle très marquée de polluants bien définis, on connaît assez mal d'une façon générale l'incidence exacte de la plupart des effluents industriels sur les biocoenoses aquatiques, d'autant que des effets synergisants apparaissent fréquemment entre les composés rejetés, ce qui peut dans certaines circonstances grandement augmenter leur impact sur les composantes biologiques.

Il n'existe en Afrique pratiquement aucune étude globale d'impact concernant l'ensemble du biome d'un milieu aquatique continental, en relation avec une source de contamination industrielle inorganique particulière. Les données publiées sont très hétérogènes, et ne concernent malheureusement qu'un nombre limité de milieux, ce qui rend difficile une appréciation totale du problème. Ce n'est guère en fait que dans les régions présentant un maximum de chances de détection que des recherches ont été faites. Le plus souvent les études réalisées dans ce domaine présentent deux aspects bien distincts : une étude de terrain recherchant dans le milieu les teneurs en un ou plusieurs éléments et une étude de laboratoire concernant la toxicité de cet ou ces éléments, sur un ou plusieurs organismes aquatiques. On aboutit donc à une juxtaposition de données difficilement exploitables sur un plan biocoenotique. Nous reviendrons dans les chapitres suivants sur la nécessité d'études plus "intégrées".

Le tableau 45 présente seulement d'une manière très générale les impacts sur les milieux aquatiques qui résultent de quelques grandes catégories d'activités industrielles, car il n'est guère possible de faire un bilan précis de la toxicité de tous les polluants inorganiques, en raison à la fois de leur grande diversité, mais surtout du manque de données pertinentes pour nombre d'entre eux. Quand l'Afrique est concernée le nombre des travaux existants est encore plus réduit.

### a. Rejets de composés métalliques.

Quelques éléments ont une toxicité mondialement connue depuis longtemps (mercure, plomb, arsenic....), ce sont probablement ces composés qui ont donné lieu au plus grand nombre de recherches en Afrique. Leur provenance n'est pas toujours bien précise, ce qui ajoute aux difficultés d'interprétation des mesures, quand on cherche

Tableau 45

Types de rejets et incidence de quelques grandes catégories d'activités industrielles vis-à-vis des eaux continentales.

| Activité industrielle | Agents polluants | Types d'action polluante |
|---|---|---|
| Transformation des produits pétroliers. | Hydrocarbures divers, oxydes de soufre et d'azote. | Limitation des échanges osmotiques. |
| Transformation des métaux. | Différents métaux sous forme ionique ou en composés métalliques. Acides et bases issus des traitements. Métaux toxiques utilisés dans les processus de transformation (fluor, cyanure..). | Effets toxiques directs selon les composés rejetés. Modification du pH. Apports caloriques excessifs. Effets subléthaux divers. |
| Industries textiles. | Produits colorants de nature diverse. Agents de fixation. Acides-Bases. Eléments chlorés et sulfurés, zinc, chrome, détergents ... | Action toxique aiguë. Effets subléthaux divers selon les éléments biologiques concernés. Modification du pH. Modification des tensions de surface. |
| Industries chimiques diverses. | Produits spécifiques selon la nature de la production (pesticides, produits chimiques pour analyse ou industrie, industrie électronique, fabrication de piles, industrie photographique, production d'engrais...). | Effets toxiques directs de nombreux éléments rejetés, en fonction de leur concentration dans les effluents. Modification du pH. Effets synergisants entre polluants. Effets subléthaux divers affectant le comportement, la physiologie et la morphologie. |

à limiter leur action. Certains effluents industriels en contiennent d'importantes quantités, mais ils atteignent également l'hydrosphère par le biais des épandages de substances fertilisantes (potassium, ammonium...), ou de pesticides (herbicides contenant de l'arsenic, fongicides à base de mercure...). A cela il faut ajouter la lente accumulation de certains métaux présents dans l'atmosphère sous forme d'aérosols et qui sont entraînés par les précipitations.

L'apport constant d'éléments métalliques lourds, qui se retrouvent dans les eaux des rivières et des lacs, contribue ainsi à un enrichissement permanent des sédiments aquatiques. Dans une étude effectuée dans la région située au sud de Prétoria, Wittmann et Förstner (1976) ont été à même de différencier les apports naturels dus à l'érosion de sols particulièrement riches en minerais divers, des apports résultant de l'activité industrielle. Une telle distinction est importante, afin de ne pas attribuer à l'industrie la responsabilité de certaines hautes teneurs en éléments métalliques qui parfois existent dans les milieux naturels, situation mise par exemple en évidence au Lac Abbaya, en Ethiopie.

Avec une surface d'environ 1.200 $km^2$, ce lac est l'un des plus grands plans d'eau de la "Rift Valley" éthiopienne, il constitue un bassin endoréique ayant seulement un déversement de saison des pluies dans un petit lac voisin. Des analyses d'eau de surface, effectuées en vue de rechercher l'éventuelle présence de métaux lourds, ont montré que leur teneur était anormalement élevée en mercure inorganique et en arsenic. L'origine principale en serait les apports par des sources chaudes naturelles qui, selon les estimations (Klein, 1977), rejetteraient dans le lac plus de 400 kg de mercure par an.

Selon le même auteur, la probabilité est grande pour qu'une action toxique directe (pénétration par la peau) ou indirecte (nourriture en provenance du lac, eau de boisson...) ait entraîné chez 8,8% de la population vivant dans cette région un éléphantiasis des membres inférieurs d'origine non parasitaire.

Actuellement, les teneurs des eaux de ce lac varient entre respectivement 2 à 15 fois et 2 à 5 fois les quantités de mercure et d'arsenic inorganiques tolérables dans les produits de consommation (Waldron, 1975).

L'étude de Wittmann et Förstner ( *op. cit.* ) concerna donc le système du lac Hartbeespoort, retenue artificielle très ancienne (1920), dont le bassin de drainage couvre approximativement 400.000 hectares. La zone ouest du lac reçoit un apport en eau d'une petite rivière drainant une région faiblement peuplée et industrialisée, alors que la zone est reçoit les eaux de la rivière Crocodile, elle-même alimentée par les rivières Jukskei et Hennops, qui drainent une région fortement industrialisée. Malgré de très fortes pluies survenues dans toute la région d'étude et ayant à la fois considérablement dilué les effluents industriels et modifié les zones de dépôts sédimentaires, les auteurs ont été en mesure de mettre en évidence l'enrichissement des sédiments résultant de l'activité humaine.

Les teneurs moyennes en mercure trouvées au débouché de la rivière Crocodile dans le lac Harbeespoort (bassin contaminé) sont 4,7 fois plus élevées que celles trouvées au débouché de la petite rivière du bassin ouest. De même, les teneurs en plomb sont 2,25 fois plus élevées et celles en cadmium et zinc, respectivement 1,9 et 2 fois plus fortes. Des écarts nettement plus importants existent par ailleurs pour certains sites d'échantillonnage plus rapprochés des sources de contamination.

Ces quelques valeurs très générales montrent bien qu'un apport constant d'effluents chargés en éléments métalliques aboutit rapidement à un stockage au niveau des sédiments. La cinétique et l'intensité de l'accumulation dépendent de nombreux facteurs, qui vont bien entendu de la nature initiale des éléments métalliques au moment de leur introduction dans l'eau, aux conditions du milieu récepteur. Les particules de poussière métallique présentent une accumulation plus rapide mais plus localisée, alors que des apports sous forme dissoute (effluents de galvanoplastie ou électrolytes...) mettent plus de temps à pénétrer les sédiments, le pH de l'eau et le temps de transport des solutions étant alors des paramètres déterminants de la vitesse de stockage ; des pH faiblement alcalins par exemple favorisent la précipitation d'hydroxydes, carbonates, sulfites....

Les métaux lourds immobilisés dans les sédiments présentent moins de danger pour les organismes que s'ils sont en solution. Cependant, dans certaines circonstances qui sont fonction des modifications des composantes abiotiques du milieu, ils sont susceptibles de repasser en phase aqueuse. Parmi les facteurs physico-chimiques pouvant favoriser cette remise en solution, l'augmentation de la salinité de l'eau joue un rôle important, qu'elle soit due à des apports maritimes en zone d'estuaire ou à des excès de fertilisants en milieu plus continental. L'acidification du milieu entraîne ainsi la dissolution des carbonates et hydroxydes minéraux, phénomène également sous la dépendance des modifications du potentiel redox, elles mêmes dues à des apports excessifs d'azote et de phosphate qui provoquent une désoxygénation des couches superficielles des sédiments. Enfin, il peut y avoir une augmentation de la teneur des eaux en agents complexants (acides humiques ou fulviques, détergents...), qui reforment alors des complexes métalliques solubilisés et stables (Wittman et Förster, 1976).

Hormis les sédiments où ils se trouvent stockés avec une intensité variable, les éléments métalliques issus des effluents industriels contaminent plus ou moions intensément les organismes vivants. Des estimations de ces teneurs en différents métaux ont été effectuées par Greichus *et al* . (1977) dans un travail concernant à la fois le lac de Hartsbeespoort, que nous venons de voir, et celui de Voëlvlei. Ce dernier est situé dans la Province du Cap; c'est un milieu semi-naturel dont la capacité a été considérablement accrue par divers endiguements (environ 160 . $10^6$ $m^3$ , en 1971).

Les principaux résultats obtenus par ces auteurs sont présentés dans le tableau 46. D'une manière globale, les teneurs mesurées sont du même ordre de grandeur que celles présentes dans de nombreux milieux lacustres africains, ce qui témoigne de l'existence régulière

Tableau 46 : Teneurs en quelques métaux de différents éléments des écosystèmes des lacs Hartbeespoort et Voëlvlei (Afrique du Sud). Les échantillons composites sont constitués à partir d'individus provenant de différentes zones de chaque lac; (-) = non analysé; teneurs exprimées en ppm de poids sec (sauf pour l'eau). D'après Greichus *et al.*, 1978 a et b.

| | Lac Hartbeespoort | | | | | | Lac Voëlvlei | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Eléments analysés | Eau | Sédiments | Algues | *Eichhornia* | Poissons | Poissons | Eau | Sédiments | Oligochètes | Corixidae | Poissons | Poissons |
| Nombre d'échantillons analysés | 3 | 3 | 3 | 3 | Composite (3x10 ind.) | 3 ind. | 3 | 3 | Composite | Composite | Composite (3x10 ind.) | 3 ind |
| Arsénic | 0.001 | 75. | 1.5 | 4.1 | 2.3 | 1.3 | 0.003 | 16. | 5.2 | 5.2 | 2.3 | 2.0 |
| Cadmium | .001 | 0.87 | 0.06 | 0.23 | 0.05 | 0.12 | 0.002 | 0.19 | .01 | 0.09 | 0.06 | 0.05 |
| Cuivre | 0.003 | 41. | 2.7 | 12. | 2.9 | 3.3 | 0.013 | 15. | 21. | 22. | 3.8 | 1.5 |
| Manganèse | 0.045 | 680. | 96. | 840. | 12. | 7.9 | 0,038 | 340. | 15. | 28. | 9.2 | 1.2 |
| Plomb | 0.004 | 63. | .1 | 2.6 | 1.0 | 0.24 | 0.012 | 9.0 | 5.1 | 5.6 | .1 | .1 |
| Zinc | 0.036 | 260. | 39. | 42. | 120. | 59. | 0.025 | 49. | 41. | 78. | 55. | 33. |
| Mercure | .001 | 0.60 | 1.6 | 0.71 | 0.52 | 0.30 | .001 | 0.06 | (-) | (-) | 0.39 | 0.65 |

et naturelle de métaux dans les écosystèmes tropicaux. Quelques valeurs cependant sont nettement plus élevées dans le lac Hartbeespoort, confirmant les résultats de Wittmann et Förster (1976), notamment en ce qui concerne les teneurs des sédiments. On remarque a nouveau l'incidence des apports du système de la rivière Crocodile, qui draine les zones industrialisées de Prétoria et Johannesburg. Ceci fut par ailleurs confirmé par des analyses de proche en proche faites depuis le débouché du système fluvial, vers le centre du lac, qui mirent en évidence la décroissance correspondante des teneurs en métaux lourds dans les dépôts benthiques.

Il est également intéressant de noter que les végétaux aquatiques, et notamment les *Eichhornia* , sont susceptibles de présenter une forte accumulation de certains éléments, supérieure à celle des sédiments (manganèse par exemple).

La situation rencontrée dans le lac Nakuru au Kenya, par les mêmes auteurs (cf. tableau 47), ne diffère pas sensiblement quand elle est considérée dans son ensemble. Quelques différences constatées (concentrations moins élevées en plomb et zinc, que dans le lac Hartbeespoort) peuvent toutefois, et a priori, être la conséquence d'un impact des effluents urbains nettement moins important.

Tableau 47 . Teneurs en différents métaux de quelques éléments de l'écosystème du lac Nakuru (d'après Greichus *et al.*,1978 a). En ppm par gramme de poids sec .

| Eléments analysés | Eau | Sédiments | Chironomides | Corixidae | *Tilapia grahami* |
|---|---|---|---|---|---|
| Nombre d'échantillons analysés | 3 | 3 | Composite | Composite | 3 |
| Arsénic | 0,006 | 35. | 7,5 | 0,14 | 1,80 |
| Cadmium | 0,021 | 0,27 | 0,19 | 0,45 | 0,26 |
| Cuivre | 0,002 | 6,2 | 4,6 | 11,0 | 10,0 |
| Manganèse | 0,024 | 550,0 | 78,0 | 12,0 | 19,0 |
| Plomb | 0,005 | 34,0 | 1,3 | 0,82 | 0,84 |
| Zinc | 0,049 | 140,0 | 61,0 | 70,0 | 110,0 |
| Mercure | 0,001 | 0,05 | 0,26 | 0,16 | 0,22 |

Une dernière série d'analyses réalisées par Greichus *et al.* (1978 b) concerne le lac McIlwaine, recevant les effluents de Salisbury via les rivières Makabusi et Marimba. Nous trouvons dans ce milieu une situation intermédiaire à celle rencontrée dans les lacs de barrage sud africains, probablement due à un enrichissement par effluents industriels moindre que pour le lac Hartbeespoort, mais à un apport subtentiel par lessivage des terres cultivées, responsable de valeurs supérieures à celles rencontrées dans le lac Voëlvlei (Tableau 48).

Tableau 48 . Concentrations moyennes en métaux rencontrées dans le lac Mc-Ilwaine (Greichus *et al*, 1978 b). En ppm par gramme de poids sec; (-) non analysé.

| Eléments analysés | Eau | Sédiments | Plancton | Oligochètes | Insectes benthiques | Poissons |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Nombre d'échantillons | 3 | 3 | Composite | Composite | Composite | 3 |
| Arsénic | 0,003 | 37. | 2.9 | 6,0 | 1.3 | 1,4 |
| Cadmium | 0,001 | 0.39 | 1,5 | 0.05 | 0,08 | 0.12 |
| Cuivre | 0.010 | 38. | (-) | 7,2 | 10. | 5,4 |
| Manganèse | 0,032 | 350, | 220, | 28, | 8,8 | 27. |
| Plomb | 0,010 | 41. | 78. | 1,3 | 0,91 | 0,84 |
| Zinc | 0,012 | 100. | 190. | 130. | 78. | 48. |
| Mercure | .001 | 0,28 | 0,26 | 0.08 | (-) | 0,23 |

Utilisant une partie des données des tableaux 45 à 47, nous avons essayé de traduire d'une manière schématique le degré de concentration en éléments métalliques de chacun des lacs étudiés (Fig. 39). Si l'on pose a priori comme hypothèse que les intensités d'urbanisation et d'industrialisation dans chacun des bassins collecteurs sont à l'origine de la majeure partie de cette contamination des écosystèmes lacustres récepteurs, nous devrions avoir la classification hiérarchique théorique suivante :

1 - Lac Hartbeespoort
2 - Lac Mc Ilwaine
3 - Lac Nakuru
4 - Lac Voëlvlei

Cette classification correspondant à des concentrations de plus en plus faibles, quand on passe de 1 à 4, et le schéma théorique doit donc être une courbe descendante, si l'on maintient la position de chaque lac sur l'axe des abscisses. On observe en fait que dans le cas des teneurs de l'eau, les courbes sont très variables d'un métal à l'autre, et le classement hypothétique n'est que très vaguement respecté (Fig. 39 A). Par contre, quand il s'agit des teneurs des sédiments, on se trouve en présence d'une très grande adéquation à la structure théorique prévue (Fig. 39 C). Enfin, si l'on construit le même graphique pour les teneurs dans les poissons (échantillons composites de chaque lac), les graphiques obtenus présentent une situation intermédiaire, avec une corrélation se rapprochant plus ou moins de l'hypothèse, selon les métaux considérés (Fig. 39 B).

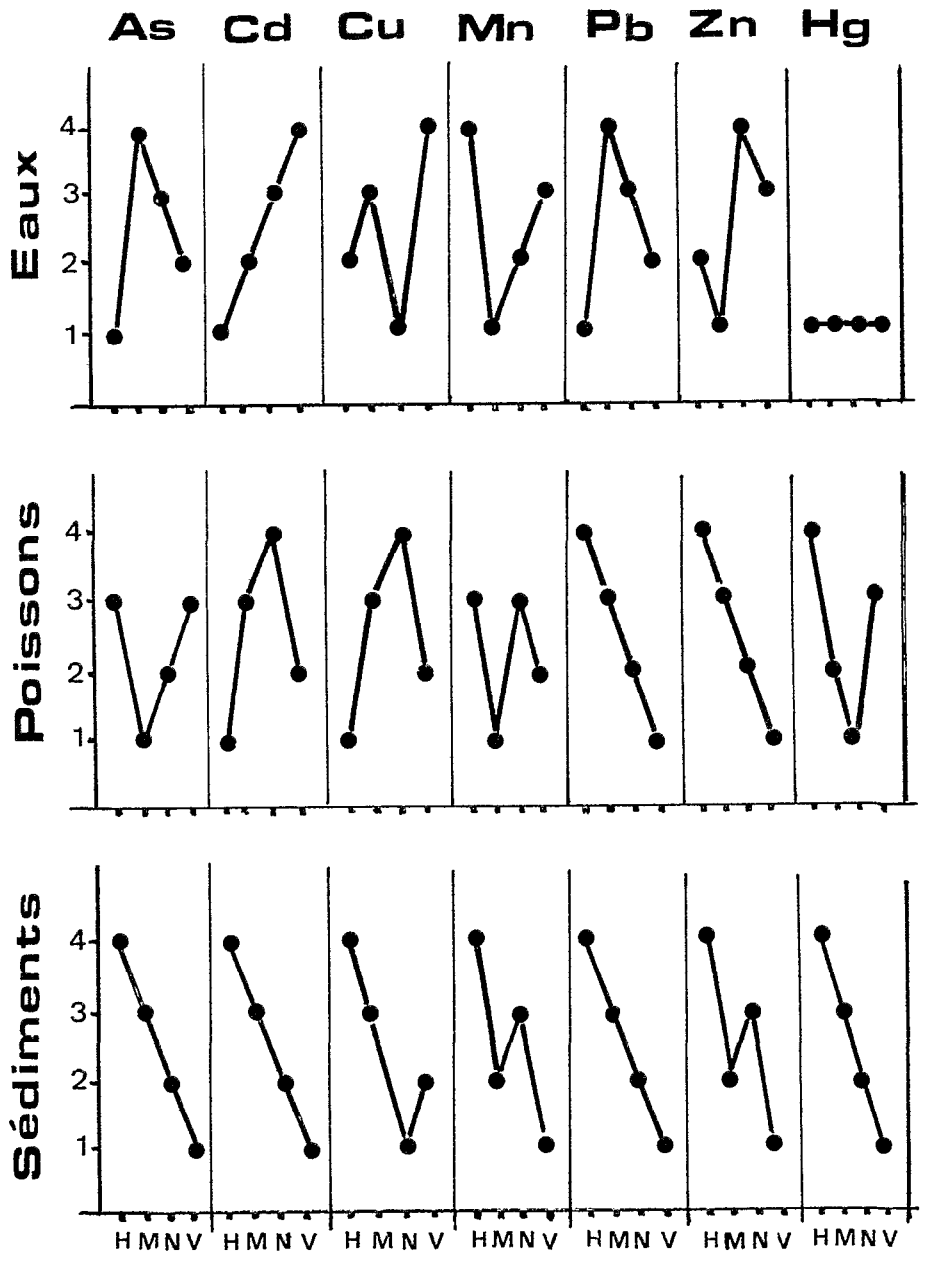



Figure 39

Schématisation du degré de contamination par les éléments métalliques de quelques composantes de retenues artificielles, en relation avec l'intensité de pollution industrielle de leur bassin récepteur. Les lacs sont classés sur l'axe des abscisses dans un ordre constant, fonction de leur intensité théorique décroissante de pollution.
H= Hartbeespoort ; M= Mc Ilwaine ; N= Nakuru ; V=Voelvlei.

Cette analyse schématique simple confirme donc qu'il existe un rapport positif entre le développement urbain et industriel et l'accumulation de métaux en provenance des effluents. Elle montre également que l'eau, agissant comme vecteur transport, présente des teneurs très variables qui, à un moment donné, sont une résultante de multiples facteurs éminemment changeants : teneurs initiales des effluents, volume transporté, saison, caractéristiques physico-chimiques intrinsèques des milieux récepteurs (rivière et lac). Par opposition, les sédiments intègrent lentement l'action de tous ces facteurs, et la situation instantanée mesurée est une sorte de bilan traduisant le niveau global de contamination. Les poissons enfin, de nature variée dans les cas analysés, représentent une situation intermédiaire plus fluctuante d'un lac à l'autre, mais où l'on retrouve cependant, sous-jacente, une certaine relation entre intensité des apports et degré d'accumulation.

Les problèmes d'accumulation d'éléments métalliques sont surtout marqués dans les milieux récepteurs stagnants situés dans des bassins à forte densité de population ; ils sont moindres dans les grands fleuves. En Egypte par exemple, dans le lac Mariut qui reçoit bon nombre d'effluents industriels non traités, ainsi que les eaux usées d'une partie de la ville d'Alexandrie, les teneurs en métaux lourds des eaux et sédiments sont particulièrement élevées.

Les comparaisons avec les teneurs des eaux d'une branche du Nil toute proche du lac, faites par Saad *et al* (1981), sont particulièrement probantes et montrent, selon les éléments concernés, des différences très importantes (Tableau 49).

Tableau 49. Comparaison des teneurs moyennes en métaux lourds trouvées dans les eaux du lac Mariut (Egypte) et celles du Nil (d'après Saad *et al.*, 1981). En µg/l.

| | Zn | Cu | Fe | Mn | Cd |
|---|---|---|---|---|---|
| Lac Mariut (Moyennes de 8 stations et 12 mois.) | 10,9(3,4/20,5)* | 4,2(2,1/7,7 | 19,1(6,5/54,6) | 26,2(1,3/61,5 | 0,62(0,36/1,14 |
| Eau du Nil (Moyennes de 35 mesures) | - | 1,5 | 2,3 | 0,5 | 0,47 |

* Les valeurs entre ( ) sont respectivement les plus faibles et les plus fortes mesurées dans l'année.

La répartition des éléments métalliques varie par ailleurs sur l'ensemble du lac, en relation avec la localisation des zones d'effluence, les eaux situées à l'ouest étant plus oxygénées et moins chargées que celles de l'est. Ils contaminent de manière notable les *Tilapia* , poisson particulièrement abondant dans le lac (alors

que ceux vivant dans le Nil ne le sont pratiquement pas) et se retrouvent dans les tissus et organes à des concentrations nettement supérieures à celles présentes dans l'eau.

Les valeurs moyennes calculées en regroupant les teneurs présentes dans différentes parties du corps analysées sont les suivantes: Zn : 86,4 µg par gramme de poids sec, Cu : 27,3 ; Fe : 491; Mn : 51 ; Cd : 1,45 (Saad *et al.*, 1981). Une valeur de plus de 2500 µg/l de fer a même été trouvée en mars 1979, dans un exemplaire capturé dans la partie nord du lac.

Le fait que les plus fortes teneurs se trouvent dans les estomacs et que les poissons de la zone est présentent des concentrations supérieures à ceux de la zone ouest, permet de penser que l'accumulation s'effectue en premier lieu par le biais de la chaîne alimentaire et que le degré de contamination des poissons est directement fonction de celui du milieu.

Outre les effluents des industries de transformation (textiles, galvanoplastie, peintures...), les apports en éléments métalliques peuvent être liés aux activités minières qui sont souvent intenses sur le continent africain, notamment celles concernant les métaux précieux ou d'un grand intéret industriel.

Dans toute la région sud de l'Afrique, l'exploitation des gisements aurifères est l'une des principales richesses de nombreux Etats. Elle est généralement très ancienne et extensive. C'est ainsi que les champs de minerai aurifère du bassin de Witwaterstrand, en République d'Afrique du Sud (à l'ouest de Johannesbourg), sont exploités depuis maintenant un siècle et s'étendent sur plus de 400 km. De même les exploitations de platine jouxtant ces champs aurifères s'étendent sur une section de 300 km, dans une région où sont par ailleurs exploités d'autres métaux de grand intérêt comme le nickel, le cuivre et le chrome (Förstner et Wittmann, 1976). Les effluents relatifs à ces exploitations ont généralement une forte charge en éléments métalliques divers, dont les teneurs peuvent être largement supérieures aux seuils des valeurs généralement tolérées dans les eaux de boisson (Tabl. **50**).

La contamination des hydrosystèmes résulte en fait de plusieurs processus et découle notamment des différents traitements physiques ou chimiques appliqués aux minerais. La roche aurifère du Witwaterstrand nécessite ainsi plusieurs manipulations avant de livrer le métal précieux. Elle est broyée et plus ou moins pulvérisée avant de subir un traitement de concentration, par amalgame, cyanidation, flottation, concentration densimétrique... Quand on sait que ce minerai ne contient que 6 à 9 grammes d'or par tonne et qu'en 1972 on estimait à plus de 31 millions de kilogrammes la quantité de ce métal extraite du sol d'Afrique du Sud depuis 1886, on se représente l'ampleur des manipulations du milieu physique qui ont résulté de ces extractions, et l'on peut soupçonner les incidences sur l'environnement qu'elles ont eues.

Tableau 50. Comparaison des concentrations maximales en métaux trouvées dans les effluents des mines d'or, avec certains seuils de qualité des eaux de boisson en vigueur en Afrique du Sud. Concentrations en µg/l (d'après Förstner et Wittmann, 1976).

| Métaux | Seuils de tolérance dans l'eau de boisson | Concentrations maximales dans les effluents de mines d'or. |
|---|---|---|
| Fer | 1000 | 274 000 |
| Zinc | 1000 | 13 000 |
| Cobalt | 1000 | 3 000 |
| Manganèse | 500 | 97 000 |
| Nickel | 100 | 15 000 |
| Cuivre | 50 | 2320 |
| Plomb | 50 | 81 |
| Cadmium | 5 | 9 |
| Mercure | 1 | 2 |

La réalisation d'un amalgame est effectuée par addition de mercure (10 à 40 mg par tonne de minerai), mais semble avoir peu d'incidence sur l'environnement dans la mesure où les pertes au cours des opérations sont très faibles (de l'ordre de 0,02 mg par tonne de minerai traité). Ce n'est par ailleurs pas le seul moyen employé pour l'extraction du métal et de nombreuses mines utilisent la cyanidation, opération qui consiste à dissoudre l'or par addition au minerai d'une solution faiblement cyanurée. Cette opération est à l'origine d'une contamination des milieux aquatiques par le cyanure.

Dans certaines régions d'Afrique du Sud, l'extraction de l'oxyde d'uranium s'effectue parallèlement à celle de l'or et nécessite la présence d'eau dans les opérations de lessivage des boues aurifères faites à l'aide d'acide sulfurique concentré. On estimait en 1956 qu'environ 1500 tonnes d'acide à 98% étaient utilisées chaque jour (Adamson, 1973). Cet acide provient de pyrites de fer, elles-mêmes obtenues par flottation des résidus de minerais aurifères. De nombreuses mines présentent donc une séquence d'exploitation composite, associant l'extraction de l'or à la récupération des pyrites de fer, qui permettent l'obtention d'acide sulfurique concentré, ce dernier servant à l'extraction de l'uranium.

Toutes ces opérations sont grandes consommatrices d'eau, et il y a une dizaine d'années des estimations faites, toujours dans la région du Witwaterstrand, faisaient état d'un déversement annuel d'environ 100 millions de mètre cubes dans la rivière Klip, affluent

de la Vaal River ! En plus de ce rejet d'effluents liquides, des boues d'extraction sont stockées sur des surfaces de décantation endiguées, dont la surface peut être considérable. Ces boues, fortement chargées en eau, reçoivent également les excès de solutions cyanurées, les surplus d'eaux de forage et des effluents issus de l'extraction de l'uranium, fortement chargés en acide sulfurique et en manganèse. Généralement et après cessation des apports, ces endiguements de boue se recouvrent lentement de végétation, la nature acide du milieu étant peu favorable à une croissance rapide des plantes.

Il peut arriver que des orages très violents, comme ceux survenus en 1974+, rompent les endiguements de ces champs de boues résiduelles.Un lessivage intense contamine alors de vastes régions de manière spectaculaire, l'acidité du ruissellement étant en premier lieu le principal facteur polluant. En dehors de tels cas extrêmes, le lessivage permanent par les pluies des zones d'épandage des boues, occasionne des transports de métaux lourds vers les lacs et les fleuves récepteurs, leur libération ayant été grandement facilitée par le pH très bas des dépôts.

Les effluents liquides directement rejetés dans les milieux aquatiques récepteurs sont également très acides et des pH de 3 ne sont pas rares. Ils sont de même très concentrés en sulfates, et les teneurs en métaux lourds dissous (nickel, cobalt, cuivre, fer) sont généralement plus de 1000 fois supérieures à celles des eaux de surface non contaminées (tableau 51).

Tableau 51. Facteurs maxima d'enrichissement en différents ions et métaux, décelés dans une série de 25 échantillons en provenance d'effluents miniers en zone aurifère, par rapport aux teneurs moyennes des eaux de surface non contaminées, de la même région (d'après Wittmann et Förstner, 1976). Région du Witwaterstrand, Rép.d'Afrique du Sud.

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| $Cl^-$ | 700 | Mn | 15.000 | Cu | 2 200 |
| $SO_4^{--}$ | 440 | Fe | 1 100 | Zn | 1 300 |
| Na | 100 | Cr | 87 | Cd | 61 |
| Mg | 71 | Co | 11 000 | Pb | 300 |
| Ca | 40 | Ni | 16 000 | Hg | 30 |

Il résulte donc de toutes ces exploitations minières un enrichissement des eaux naturelles en métaux divers, qui conduit, comme nous l'avons déjà dit, à la présence de teneurs excédant largement les normes admises dans les eaux de boisson. Ce phénomène peut

+ Le 11 novembre 1974, les digues principales retenant les effluents vaseux de la mine de Bafokeng Impala, près de Rustenburg (Af. du Sud), se rompirent, entraînant la mort de 14 personnes, et contaminèrent une vaste région, dont la rivière Elands et le lac Vaalkop (Wittmann et Förstner, 1976).

être particulièrement dangereux dans le cas du nickel et du cuivre, dont les teneurs peuvent atteindre respectivement 150 et 50 fois les quantités tolérées !

De tels phénomènes d'accumulation d'éléments métalliques existent en de nombreux endroits d'Afrique, mais ils sont loin d'être systématiquement étudiés et les travaux évaluant la situation des milieux aquatiques sous ce rapport sont rares. Buguenyi (1979 et 1981) recherche les teneurs en cuivre et en cadmium rencontrées dans les lacs George et Iddi Amin, en Ouganda, métaux principalement issus des mines de Kilembe et transportés par les eaux de la rivière Nyam Wamba (Tabl. 52). Landner (1979) signale les concentrations en quelques éléments métalliques de la rivière Kafue qui, en Zambie, draine une province où les mines de cuivre sont particulièrement nombreuses. Les mesures effectuées près de la ville de Kitwe donnent alors les concentrations suivantes :

| | | | |
|---|---|---|---|
| Fer total | 0,2 à 0,9 mg/l | Cuivre total | 0,2 à 0,5 mg/l |
| Fer dissous | 0,2 à 0,7 mg/l | Cuivre dissous | 0,1 à 0,3 mg/l |
| Manganèse | 0,2 à 0,4 mg/l | Cobalt | 0,1 à 0,1 mg/l |

Au Ghana, dans l'Asuokofie, des teneurs en cyanure libre de 4 ppm ont été mesurées à 1 kilomètre de distance de l'effluence d'une exploitation aurifère. A 17 km plus en aval, des concentrations de 3 ppm étaient encore présentes (Mensah, 1976).

Tableau 52. Concentrations moyennes de deux métaux lourds, rencontrées dans les lacs George et Iddi Amin, en Ouganda (d'après Bugenyi, 1981).

| | Lac George | | Lac Iddi Amin (Edouard) | |
|---|---|---|---|---|
| | Cu | Cd | Cu | Cd |
| * Eau de surface | 0,10 (±0,02) | 0,006 (±0,0016) | 0,015 (±0,006) | 0,0011 (±0,0004) |
| * Eau à profondeur moyenne | 0,09 (±0,01) | 0,005 (±0,002) | 0,015 (±0,002) | 0,0015 (±0,0003) |
| * Eau du fond | 0,11 (±0,01) | 0,005 (±0,001) | 0,017 (±0,002) | 0,0017 (±0,0004) |
| ** Sédiments de surface | 0,10 (±0,01) | 0,0038 (±0,0005) | 0,037 (±0,008) | 0,0027 (±0,0004) |
| *** Cyanophycées | 53,2 (±32,6) | 355,4 (±299) | 39 (± 29 ) | 614,2 (± 318 ) |

* Concentrations en ion métal (ppm) ; ** concentrations en mg/g de sédiment sec ; *** concentrations en µg/kg.

Tous les auteurs ne s'accordent cependant pas pour conclure à un enrichissement systématique des eaux en métaux lourds, résultant des exploitations minières. C'est tout au moins ce qu'il résulte de l'étude de Wittmann et Förstner (1976) concernant le complexe minier d'extraction du platine de Rustenburg en Afrique du Sud, qui représente l'un des plus grands gisements mondiaux.

Le minerai extrait est extrêmement riche en métaux rares comme le platine, le palladium, le rhodium, l'iridium, le ruthenium et l'osmium, mais contient également de l'or, du nickel, du cuivre et du fer. Malgré des traitements chimiques complexes et l'utilisation de beaucoup d'eau, l'enrichissement des eaux du bassin de drainage n'est pas significatif et les valeurs issues des analyses sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans des bassins voisins exempts d'activités minières. Une situation nettement plus défavorable aurait par contre été constatée dans la région de l'East Rand où des raffineries du minerai de platine rejettent des quantités importantes de métaux lourds dans leurs effluents.

Si l'on connaît finalement assez mal l'état actuel de contamination des eaux continentales africaines par différents métaux, on connaît encore moins bien les conséquences de cette pollution sur les composantes biologiques des milieux récepteurs, et seuls quelques travaux ponctuels ont été conduits dans ce domaine. C'est ainsi que Kallqvist et Meadows (1978) recherchent l'incidence du cuivre sur quelques éléments floristiques et faunistiques du lac Nakuru, dont les eaux natronnées sont abondamment peuplées de *Spirulina platensis* . Dans ce cas, le cuivre présent dans les eaux provenait essentiellement des rejets de l'industrie située à Nakuru* et produisant de l'oxychlorure de cuivre, ainsi que d'autres pesticides. Il faut noter que déjà en 1972, Koeman *et al.* avaient signalé des concentrations élevées de cuivre et zinc dans ce lac, ainsi qu'une accumulation chez les oiseaux aquatiques importantes (21 à 69 ppm de cuivre et 76 à 311 ppm de zinc, selon les individus).

Les travaux de Kallqvist et Meadows, conduits en laboratoire sur l'eau et les organismes du lac, mettent en évidence l'action du cuivre.

- Par comparaison à un témoin sans cuivre, une addition de 0,1 mg par litre de cet élément entraîne une baisse de 20% de la production primaire. A 0,2 mg/l cette réduction atteint 65%, le maximum de réduction (88%) étant obtenu par addition de 0,5 mg/l. De plus fortes concentrations n'entraînent par contre pratiquement pas de réduction supplémentaire.

- La croissance de *Spirulina platensis* est affectée de façon marquée. Une réduction significative du taux de croissance apparaît déjà avec des teneurs en cuivre de 0,02 mg/l et une concentration dix fois supérieure l'inhibe totalement.

---

*Cf. introduction du chapitre EI.

- Des concentrations de 2 mg/l de cuivre affectent fortement les peuplements de rotifères *Brachionus* sp., qui sont réduits de quatre fois, en l'espace de trois jours. Des concentrations de 0,2 à 1 mg/l ont également un effet léthal marqué, mais plus étalé dans le temps.

Les organismes "inférieurs" ne sont pas les seuls affectés, et la présence de teneurs en cuivre même modérées provoque des troubles du comportement des poissons, ainsi que des troubles physiologiques du foie et des reins. La consommation régulière par l'homme de poissons contaminés peut entraîner chez lui des syndromes graves (= maladie de Wilson), comportant notamment des lésions du cerveau pouvant conduire à la schizophrénie. L'augmentation du taux de cuivre dans le corps entraîne également des nécroses hépatiques et rénales (anémie hémolytique), car le foie ne lie plus l'ion cuivre aux $\alpha$ -globulines. Une cécité partielle peut également résulter d'accumulation du cuivre au niveau de la cornée de l'oeil.

Matthiessen et Brafield (1973; in Matthiessen, 1974) signalent que les fortes teneurs en zinc des eaux entraînent une asphyxie des poissons par destruction de l'épithélium branchial, bloquant les échanges respiratoires. La toxicité de ce métal étant par ailleurs fortement dépendante des facteurs de l'environnement, dont principalement le pH. Il existe également une action synergisante des effets toxiques du zinc, due à la présence de cuivre.

Parmi les éléments métalliques les plus toxiques qui résultent de l'activité industrielle et qui se retrouvent dans les milieux aquatiques, s'accumulant dans les chaînes trophiques, il faut mentionner en premier lieu le fluor, le cobalt et le mercure. Ce dernier élément devient d'un emploi de plus en plus fréquent en industrie, et ses effets néfastes sont largement signalés dans le monde entier (Ramade, 1972). Les dérivés mercuriels entrent dans la composition de nombreuses peintures, de revêtements de sol, dans la fabrication de la pâte à papier, et les fongicides, qui en contiennent (acétate de phénylmercure par exemple), deviennent en Afrique d'un emploi de plus en plus fréquent.

Le mercure est transformé par action bactérienne en méthylmercure toxique. C'est sous cette forme très peu biodégradable qu'il s'accumule dans les chaînes alimentaires. Aboutissant à l'homme, consommateur terminal, il provoque des accidents graves en affectant les centres nerveux sensoriels et locomoteurs, induisant une modification des mitoses cellulaires. On se souvient des empoisonnements nombreux survenus au Japon à la suite d'ingestion de poissons contaminés (maladie de Minamata).

Comme dans de nombreux autres domaines, on ne connaît pratiquement rien de la pollution par le mercure des eaux africaines. Seuls quelques travaux concernant les teneurs trouvées dans des poissons côtiers peuvent refléter les apports fluviaux de ce métal.

Les analyses faites par Gras et Mondain (1978) sur des poissons marins et des crustacés provenant des côtes du Sénégal (21 espèces) leur permettent de conclure que : "...à l'exception des requins de plus de 5 kg et des espadons, les concentrations de mercure sont toujours inférieures à 0,5 ppm, norme généralement

admise dans de nombreux pays comme concentration maximale admissible". Cette conclusion semble indiquer que la pollution mercurielle est faible dans cette région, bien que d'autres analyses aient prouvé que les populations riveraines consommatrices de poisson étaient nettement plus contaminées que les populations n'en consommant que rarement.

En ce qui concerne les poissons marins, il a par ailleurs été montré que les taux moyens dans les tissus passaient de 0,03 ppm pour les espèces herbivores à 0,08 ppm pour les omnivores et 0,26 ppm pour les carnivores benthiques (Gras et Mondain, 1980 et 1982 ; Mondain et Gras, 1980). Ces auteurs font également une distinction entre la biomagnification du mercure, qui correspond à une accumulation dans les tissus par ingestion de nourriture contaminée, et la bioaccumulation, qui est une pénétration passive du toxique par voie cutanée et branchiale. Ils démontrent de même que le méthylmercure est plus facilement absorbé par les tissus que le mercure minéral, en raison de sa plus forte liposolubilité (facteur de transfert huit fois supérieur chez *Carassius auratus*).

La provenance exacte du mercure est souvent mal élucidée. On sait qu'il est un élément naturel de la constitution de l'écorce terrestre, où ses teneurs moyennes sont de l'ordre de 70 ppb, mais on ne connaît que très peu de choses sur sa mobilité. Le fait que des analyses de tissus de poissons, conservés depuis plus d'un siècle, aient révélé des teneurs du même ordre de grandeur que celles fréquemment trouvées dans les poissons frais, prouve que la pollution industrielle n'est pas la seule en cause dans son accumulation. Malgré cela, il est indéniable que certains effluents industriels sont riches en mercure, et que la dispersion de plus en plus fréquente d'hydrocarbures, dans la nature, représente une source de contamination non négligeable. A ce titre, il convient également de noter que les huiles de vidange rejetées sans précautions contribuent à la pollution par d'autres métaux lourds, étant donné qu'elles contiennent en moyenne 0,6 % de plomb, 5 ppm de vanadium, 900 ppm de zinc ...

Enfin, toujours en ce qui concerne la contamination des eaux par les métaux lourds, il ne faut pas négliger les apports constants en plomb par le biais des retombées atmosphériques, que ce soit en provenance des fumées d'usine ou bien résultant des fortes teneurs présentes dans les gaz d'échappement des véhicules automobiles (produit antidétonnant régulierement joint aux carburants). De même, l'utilisation de plus en plus fréquente d'engrais hyperphosphatés, constitue une source non négligeable d'apports en éléments métalliques, après lessivage des sols.

b. Rejets d'hydrocarbures.

D'une manière générale le maximum de pollution par les hydrocarbures, affectant le continent africain, se situe au niveau de la mer et du littoral. Pratiquement aucune côte n'échappe à ce type de contamination, les rejets d'hydrocarbures provenant soit des bateaux (les quantités de goudron présentes sur les plages augmentent sans cesse), soit d'incidents ou accidents divers surve-

nant au niveau des unités de transport, des systèmes de stockage et de transformation, ou des zones d'extraction elles-mêmes.

C'est principalement dans ces deux derniers domaines que les eaux continentales africaines se trouvent concernées, les lagunes étant affectées en premier lieu. La situation du delta du Niger, où se trouvent établis un grand nombre de points d'extraction, représente un exemple typique, et la production piscicole en eau saumâtre y est souvent très perturbée, de même que celle de macrocrustacés comme *Panaeus duorarum,* dont la première partie du développement se situe en zone lagunaire.

La présence d'usines de transformation des produits pétroliers constitue également une source permanente de pollution, qui se double de risques accidentels non négligeables. L'impact de telles unités industrielles affecte par exemple fortement la productivité des eaux de la lagune de Lagos, et des problèmes similaires sont à attendre en Côte d'Ivoire (lagune de grand Bassam). Les eaux continentales de l'Afrique de l'Est, dans les environs de Mombassa, Dar es Salaam, Kisumu.... ne sont pas à l'abri de ce type de pollution.

On ne connaît pratiquement pas les conséquences écologiques de la pollution par les hydrocarbures, en dehors des effets macroscopiques résultant d'énormes déversements dans le milieu aquatique (marées noires). Les produits de dégradation par l'activité bactérienne peuvent dans bien des cas être plus toxiques que les hydrocarbures bruts, et il est unaniment reconnu que l'utilisation de détersifs, et autres dispersants, pour neutraliser les déversements accidentels, représente une atteinte du biome nettement plus polluante que les effets directs de ces déversements.

Si l'intensité de pollution par extraction d'hydrocarbures semble actuellement limitée aux grandes lagunes (le pétrole saharien est extrait en des zones où l'eau est rare !), une source de contamination nettement plus préoccupante est représentée par les multiples rejets d'huiles de vidange qui s'effectuent un peu partout dans la nature, sans précautions ni contrôle, voire volontairement dans les milieux aquatiques. Ces rejets représentent un important apport en métaux lourds, mais également ont une incidence toxique directe, soit en se dispersant en surface et constituant un film asphyxiant, limitant les échanges d'oxygène entre air et eau, soit en se dissolvant partiellement dans la colonne d'eau et en donnant des sous-produits toxiques. La toxicité des hydrocarbures raffinés est généralement supérieure à celle des produits bruts. Introduits dans l'eau, ces derniers se dégradent partiellement, une partie s'évaporant, le reste se dispersant plus ou moins au sein du milieu en se concentrant en résidus compacts. Les fractions solubles s'enrichissent en composés aromatiques, eux-mêmes plus solubles que les alkanes ; elles se chargent par exemple en hydrocarbones aromatiques légers et en composés aliphatiques.

Par opposition, les hydrocarbures raffinés introduits dans l'eau libèrent des composés di- et tri-aromatiques, qui présentent une plus forte toxicité pour les organismes aquatiques, que les composés mono-aromatiques (Andren, 1976).

D'une manière générale, la dégradation des huiles est d'autant plus rapide que la température de l'eau est élevée et que l'action bactérienne de décomposition est intense, compte tenu que certains composants comme le kérosène peuvent avoir une action bactéricide (Orekoya, 1978). Sous les climats chauds, les fractions volatiles (souvent les plus toxiques) s'évaporent rapidement, mais les composés polynucléaires lourds, qui demeurent, sont susceptibles d'une action toxique à long terme.

c. Nuisances liées aux détergents.

Bien que ces produits soient nettement moins utilisés en Afrique qu'en Europe par exemple, où leur consommation annuelle est considérable (135.000 tonnes en France, en 1968 (Cabridenc, cité in Pesson 1976) , leur emploi n'en demeure pas moins de plus en plus fréquent et leur incidence se retrouve au niveau des effluents domestiques et industriels.

Ces produits sont des formulations de nature différente selon la fonction qui leur est dévolue, mais qui comportent généralement les éléments suivants :

- Des principes actifs qui sont des savons ou des agents de surface. On en distingue plusieurs types : non ioniques, cationiques ou anioniques, ampholytes.

- Des adjuvants sont souvent associés à ces principes de base. Ce sont généralement des polyphosphates, mais on trouve également des silicates ou des carbonates.

- On associe à ces deux constituants des additifs divers, qui peuvent être des colorants, des parfums, mais aussi des produits anticorrosion ou bactéricides, des agents de blanchiment optique...

- Dans certains cas on introduit dans la formulation des renforçateurs, qui peuvent être des alkanolamides ou des oxydes d'amines.

- Enfin, il ne faut pas négliger les "charges" (sulfate de sodium, eau, alcool...) qui sont destinées à améliorer l'aspect des produits, et dans certains cas on retrouvera dans les détergents des enzymes, dont certains peuvent être plus ou moins "gloutons"!

Tout ou partie de ces constituants peut se retrouver au niveau d'effluents domestiques ou industriels qui en contiennent de plus en plus, la croissante augmentation d'efficacité des détergents ayant pour corollaire une utilisation sans cesse accrue.

Les agents de surface sont généralement ceux dont l'impact en milieu aquatique est le plus sérieux. Ils constituent en effet le principe chimique déterminant, et le plus souvent sont lipophiles et hygrophiles. Les plus couramment utilisés à l'heure actuelle sont les agents anioniques, dérivés de l'industrie pétrolière.

Aucune étude n'a, à notre connaissance, été conduite en Afrique quant à leurs effets sur les milieux aquatiques, alors que l'on trouve quelques travaux bien documentés concernant les pays industrialisés (Marchetti, 1965 ; Abel, 1974...). Nous nous bornerons donc à évoquer les risques potentiels liés à leur emploi intensif.

D'une manière générale, leur présence dans les effluents se traduit par une forte production de mousses, souvent très riches en agents de surface. Leur densité est fonction des caractéristiques physico-chimiques des eaux du milieu récepteur ; quand elles sont très abondantes, elles peuvent induire une anaérobiose du milieu sous-jacent, et entraîner des mortalités de poissons par exemple. Ce sont généralement des agents de transport de bactéries et de mycoses.

Les constituants tensio-actifs provoquent souvent un ralentissement des processus biologiques. Ils limitent l'oxygénation du milieu, perturbent l'oxydo-réduction, interfèrent dans les stations d'épuration en gênant la décomposition de la matière organique, surtout dans les systèmes utilisant les boues activées. Ce sont des inhibiteurs du développement des bactéries nitrifiantes.

Certains poissons sont très sensibles à ces produits, et des doses élevées provoquent des perturbations histologiques importantes au niveau des branchies et des tissus épithéliaux ; les espèces recouvertes de mucus sont particulièrement sensibles. Pour les poissons des climats tempérés, les doses léthales aiguës (DL 50/96 heures) varient entre 0,6 et 37 mg/l, avec des valeurs moyennes comprises entre 6 et 8 mg/l (Abel, 1974).

Il est enfin nécessaire de considérer que certaines "charges", ainsi que les polyphosphates contenus dans maints détergents, sont un facteur d'enrichissement des eaux non négligeable et contribuent à accentuer l'eutrophisation des milieux récepteurs.

### d. Pollutions d'origine nucléaire et thermique.

Les problèmes liés à la fabrication de l'énergie nucléaire sont encore extrêmement limités en Afrique, où seule l'Afrique du Sud possède une infrastructure matérielle la produisant, au Centre de Recherche Nucléaire de Palindaba (NNRC).

Ce centre a fait l'objet, depuis 1964, de la mise en place d'un programme de recherche sur la radioactivité émise dans l'environnement, et résultant de son activité. L'un des volets de ce programme de surveillance des contaminations extérieures éventuelles, est relatif au dosage périodique d'éléments radioactifs dans les eaux de surface et dans la chair des poissons. Ces deux "vecteurs" du transport de la radioactivité ayant été jugés représentatifs et directement en rapport avec une contamination des personnes.

Depuis 1970, des analyses régulières et mensuelles étudient donc les effluents liquides du centre de recherche, pour déterminer leur teneur en éléments nucléaires spécifiques. Par ailleurs, des analyses hebdomadaires évaluent globalement les radioactivités $\alpha$ et $\beta$ des rejets du système interne de traitement des effluents. Si des teneurs élevées sont décelées, des analyses plus spécifiques en recherchent la cause (Van As et Goodwin, 1977).

Concernant le milieu aquatique, des analyses de radio-activité $\beta$, d'élément $^{90}Sr$ et de rayonnement X, sont effectuées chaque trimestre pour les poissons suivants : *Tilapia mossambica, Cyprinus carpio* et *Clarias mossambica*, en provenance du lac de barrage de Hartbeespoort et de la rivière Crocodile. De même, sont analysés quelques échantillons de plancton et des échantillons de sédiment en provenance du débouché de la rivière Crocodile, dans le lac Hartbeespoort. Enfin, les eaux de la même rivière sont analysées chaque mois, et celles du lac, chaque trimestre. Cet ensemble représente donc un réseau dense d'observations sur le milieu aquatique, susceptible de cerner toute élévation anormale de radioactivité, à moyen et long terme.

Les résultats obtenus par Van As et Goodwin (1977) font état de la situation suivante :

- La radioactivité $\alpha$ des effluents liquides rejetés dans la rivière Crocodile est essentiellement due à l'élément $^{226}Ra$, la radioactivité $\beta$ provenant elle de l'élément $^{90}Sr$. Les normes admises sont d'un niveau équivalent à 4,54 pCi pour 13 semaines consécutives, et les valeurs trouvées durant l'année 1976 étaient largement inférieures à cette valeur (variations de 0,21 à 0,50 pCi).

- Aucune accumulation anormale de radioactivité n'a été décelée dans les sédiments de la rivière Crocodile, ni dans ceux du lac Hartbeespoort. Le rayonnement mesuré provient des éléments $^{137}Cs$ et $^{40}K$, ainsi que d'uranium et de thorium naturels. Son niveau était, en 1976, équivalent à celui des années antérieures.

- Dans l'eau de la rivière Crocodile, en amont du centre de recherche, la radioactivité X provient pour 80% du $^{40}K$ ; il en est de même pour l'eau du lac. Mesurée en équivalent pCi/litre, un enrichissement notable a été mis en évidence dans les eaux en aval du centre de recherche, mais les teneurs demeurent faibles d'une manière générale (moyennes pour l'année 1976 de 2,6 en amont du centre ; 6,2 en aval et 3,7 dans le lac Hartbeespoort, également situé en aval.

- Dans les tissus des poissons enfin, les teneurs en radioactivité $\beta$ exprimées également en équivalent pCi/gramme n'étaient pas en augmentation, en 1976, par rapport aux teneurs des années antérieures.

D'une manière générale il résulte donc de ces observations que la pollution radioactive issue du centre de Palindaba était,

tout au moins en 1976, d'un niveau jugé acceptable, et sans conséquence pour l'homme. Malgré cela, on manque totalement d'informations concernant les niveaux de radioactivité naturelle dans ces mêmes milieux, avant l'installation du centre nucléaire, pas plus que n'existent de recherches sur l'effet à moyen et long terme de la radioactivité résiduelle dans le milieu aquatique, sur les communautés vivantes (élimination d'espèces sensibles, mutations génétiques?...).

La pollution des milieux aquatiques par rejets d'eaux chaudes n'est pas rare, mais présente un caractère géographique limité, dans la mesure ou le rapport entre masse d'eau rejetée et masse d'eau réceptrice est souvent faible. Par ailleurs, c'est une action polluante faiblement rémanente qui s'estompe aussitôt l'arrêt des apports, contrairement par exemple aux effets de polluants radioactifs.

De nombreuses industries de transformation rejettent des eaux usées plus chaudes que les eaux initialement captées, cependant, ce sont les centrales thermiques qui, par la régularité de leur fonctionnement, et leur nature, représentent la source de rejets chauds la plus caractéristique. Ces unités de production d'énergie utilisent de très grandes quantités d'eau de refroidissement pour les condenseurs et le fonctionnement des turbines à vapeur. Signalons au passage que les centrales électriques nucléaires ne constituent pas une amélioration dans ce domaine et qu'elles ont un bilan thermique plus élevé que les centrales conventionnelles.

L'augmentation de la température des eaux du milieu récepteur est bien entendu fonction de son débit et de celui de l'effluent, mais des accroissements de 10ºC et plus ne sont pas rares aux points d'émission, diminuant ensuite progressivement, tout en demeurant parfois encore notables sur des distances de un à deux kilomètres. En raison des températures déjà élevées des eaux naturelles, le bilan calorifique en milieu tropical diffère de celui observable en climats tempérés, et la normalisation des températures des biotopes récepteurs est plus longue à s'établir.

Les répercussions sur les organismes vivants sont de type classique, les biocoenoses se simplifiant plus on se rapproche des zones d'effluence. Cette diminution de diversité spécifique peut être corellée à la présence de fortes densités d'espèces eurythermes, peu exigeantes quant aux teneurs en oxygène dissous, teneurs qui sont généralement plus faibles en zones de rejets qu'ailleurs. Il faut enfin noter que ces problèmes demeurent très localisés en Afrique où l'énergie électrique est encore produite, dans de nombreux cas, par des groupes électrogènes à refroidissement par air, ou par eau, mais en circuits fermés.

e. Impact de polluants divers.

A coté des grands "domaines" de pollution industrielle que nous venons de voir, il en existe de nombreux autres d'une moindre

intensité générale, car souvent plus diffus ou bien plus rares et localisés. C'est le cas par exemple de la pollution engendrée par l'extraction du charbon, activité encore très limitée sur le continent africain. Elle se traduit essentiellement par une forte acidification des eaux de surface, principalement dans les zones où le charbon est associé à des minerais de fer. Dans ce cas, pyrites et marcassite sont remontées en surface, en même temps que le charbon, et laissées sur place. L'oxydation par les eaux de pluie de ces composés ferreux libère des ions hydrogène, qui acidifient les eaux de ruissellement. Cette oxydation purement chimique peut par ailleurs être accélérée par l'action d'une bactérie : *Thiobacillus ferrooxidans* (Wittmann et Förster, 1976).

Les polychlorobiphényles (PC B) ont à l'opposé une source diffuse, mais sont susceptibles de contaminer des écosystèmes très vastes, car leur accumulation dans les chaînes alimentaires est très intense. Ces substances sont actuellement très utilisées dans l'industrie des matières plastiques (agents plastifiants). Ce sont des phényles plus ou moins chlorés, qui se retrouvent dans la biosphère après dégradation des déchets plastifiés. Leur libération est notamment intense durant l'incinération de nombreuses substances vinyliques. Il a fallu les incidents spectaculaires du Japon (intoxications de Kameni Yusho, en 1968) pour se rendre compte du danger de ces composés et pour que l'opinion mondiale prenne conscience de leur présence dans une grande partie de notre environnement, résultat de rejets industriels multiples dans les écosystèmes. Ce n'est cependant qu'en 1973 qu'est intervenu, au sein de l'OCDE (organisation de coopération et de développement économique), un accord international visant à limiter la production de composés diphényles polychlorés (Wautier, 1974).

## 4. Intensité actuelle de la pollution industrielle des eaux continentales africaines.

Elle est d'une manière très générale liée au développement économique de chaque Etat africain, mais dépend aussi de leurs ressources en matières premières et de l'incidence de la situation économico-politique mondiale, qui conditionne plus ou moins indirectement leur croissance. On se trouve donc en présence d'une situation fluctuante, où s'opposent des facteurs importants comme l'intensification du niveau de développement des pays et l'amélioration technique des assainissements. Dans un tel contexte, il était pratiquement impossible de dresser un bilan de l'état des choses dans ce domaine, à l'échelle du continent, l'information y relative étant très dispersée, souvent largement dépassée, voire même volontairement erronée quand elle existe ! Nous nous contenterons donc d'une revue générale des problèmes, en insistant un peu plus sur des cas particuliers caractéristiques, quand des travaux spécifiques s'y réfèrent.

### a. Les problèmes à l'échelle d'un Etat, la Côte d'Ivoire.

Le cas de la Côte d'Ivoire nous semble à nouveau intéressant, dans la mesure où ce pays peut être pris comme l'exemple d'un jeune

Etat africain à forte croissance économique, au développement diversifié et où des études relativement complètes des problèmes de pollution industrielle ont été conduites. De tels Etats sont actuellement -si nous pouvons nous permettre un tel jugement de valeur- parmi les plus polluants pour les hydrosystèmes, car ils ont dépassé le stade de nombreux pays de la zone sahélienne, à la fois pauvres et subissant les conséquences d'une climatologie défavorable, où la majorité des produits de consommation courante sont importés et non fabriqués sur place, donc à faible potentiel polluant. Par contre, ils ne sont pas encore arrivés au stade de ceux dont le niveau de développement est tel que les assainissements ou les mesures antipollution qu'ils peuvent mettre en oeuvre sont à l'échelle de leur technologie.

L'ouverture du canal de Vridi, mettant en communication directe le port d'Abidjan avec la mer, a été un facteur déterminant de l'intensification du développement industriel de la Côte d'Ivoire. En corollaire, la pollution de la lagune s'intensifia rapidement, et à tel point qu'une "Direction de l'environnement industriel" dut être créée par décret, en 1971, afin d'évaluer, et si possible de prévenir, la pollution industrielle au niveau de tout le territoire. Les résultats de ses interventions méritent d'être cités, notamment ceux d'une enquête réalisée en 1974 et concernant 239 entreprises ou industries parmi les plus polluantes, où il est fait état de la situation qui prévalait alors.

L'estimation a été réalisée en utilisant les normes françaises (barèmes de pollution des agences de bassin, par type d'industrie), en l'absence de normes spécifiques pour la Côte d'Ivoire, ou même pour les pays tropicaux. On trouva alors que ces entreprises rejetaient dans leurs effluents environ 11 tonnes de matières oxydables par jour, soit un équivalent/habitant de 193.000, en se basant sur une valeur de l'équivalent/habitant de 57 g de M.O/jour (Broche et Peschet, 1983).

Une telle pollution ainsi quantifiée était loin d'être négligeable, puisqu'elle représentait environ le quart de la pollution totale de la ville d'Abidjan. Certaines entreprises avaient alors des effluents très importants en volume. Ainsi l'entreprise BLOHORN (huilerie-savonnerie) rejetait plus de 16.000 $m^3$/jour en lagune de Biétri et les entreprises de textiles SOTEXI et UNIWAX rejetaient respectivement plus de 4000 et 8000 $m^3$/jour, l'une dans le canal de Vridi, l'autre dans la lagune Azito !

En 1980, une seconde étude de même nature était à nouveau conduite, concernant l'ensemble du littoral, recherchant plus particulierement l'intensité et la nature des rejets. Pour avoir une idée générale du problème alors posé par l'industrie, il faut savoir que sur 1795 entreprises recensées dans la zone d'Abidjan, il y en avait 1608 du groupe III, c'est à dire ne présentant pas de danger notable pour l'environnement ou la santé publique ; 151 par contre appartenaient au groupe II correspondant à des établissements dont l'exploitation est soumise à des règles spécifiques, afin de prévenir tout danger pour l'environnement physique et humain. Enfin, 36 entreprises du groupe I se devaient d'avoir des normes

de sécurité strictes, et notamment d'être éloignées des habitations.

Les estimations faites à l'occasion de cette étude (enquête de l'ONUDI) font état d'un rejet annuel d'eaux usées de l'ordre de 35 millions de mètres cubes .Bien entendu, les charges polluantes varient d'une entreprise à l'autre, mais des ordres de grandeur peuvent être déterminés, en se basant sur les valeurs moyennes présentées dans le tableau 53.

Tableau 53. Estimation des charges polluantes moyennes des effluents des usines cotières de Côte d'Ivoire. (*In* Broche et Peschet, 1983).

| Polluant | Concentr.moyenne estimée | | Charge totale | |
|---|---|---|---|---|
| Matières sédimentaires | 1 | ml/l | 35 000 | $m^3$/an |
| Matières en suspension | 300 | mg/l | 10 500 | t/an |
| DCO | 1 000 | mg/l | 35 000 | t/an |
| $DBO_5$ | 400 | mg/l | 14 000 | t/an |
| Huiles minérales | 10 | mg/l | 350 | t/an |
| Matières grasses | 20 | mg/l | 700 | t/an |
| Soude caustique | 80 | mg/l | 2800 | t/an |

L'ensemble des rejets traduits en DBO 5/jour représentait alors un équivalent/habitant de 700.000, ce qui est considérable. Quand on sait que les systèmes d'épuration des eaux usées n'existent que pour un nombre limité d'industries, où ils ne sont d'ailleurs pas très performants, puisque se limitant souvent à un bassin de sédimentation primaire, et que 80% des rejets totaux concernent les lagunes, il n'est pas besoin de préciser d'avantage les risques existant pour ces milieux.

Une troisième étude était enfin réalisée en 1981, dans le cadre du projet de drainage et d'assainissement du grand Abidjan, à laquelle participèrent les services de l'Environnement. La pollution industrielle était alors évaluée à trente tonnes de DBO 5/jour, ce qui représentait 47 à 50% de la DBO totale rejetée dans le systeme lagunaire (Broche et Peschet, *op. cit.*).

Il apparaît donc, à la lumière de ces études successives, que la pollution industrielle de la zone d'Abidjan a quantitativement doublée en moins de dix ans ! Parallèlement et bien qu'une sensibilisation des entreprises aux problèmes de pollution soit évidente, les systèmes d'épuration des rejets demeurent très rudimentaires, quand ils existent.

En 1981 par exemple, les brasseries d'Abidjan ne possédaient pas de systèmes de traitement des eaux usées en tant que tels. Seules étaient utilisées des techniques de fabrication moins polluantes, comme la mouture sèche des matières primaires, la filtration des mouts par filtre presse, le recyclage du trub de mout chaud, l'élimination à sec des résidus de filtration. Malgré cela, la société SOLIBRA rejetait 2100 $m^3$ d'eau par jour, avec une DCO moyenne de 3200 mg/l (Anon., NEDECO, 1981).

La société BLOHORN, fabricant huiles et savons, rejetait 2500 $m^3$ /jour, après passage dans un clarificateur retenant partiellement les composants gras (DCO= 9300 mg/l).

La SOTEXI, réalisant des impressions de tissus, rejetait 2500 $m^3$/jour avec une DCO de 880 mg/l, après passage dans un décanteur et un bassin de neutralisation. ICODI, ayant les memes activités, ne faisait passer ses effluents (2280 $m^3$/jour) que par un décanteur. Il en était de même pour UNIWAX, fabrique de cotons imprimés, qui faisait passer ses 6600 $m^3$/jour d'effluents (DCO= 3000 mg/l) dans deux bacs de décantation. Ces effluents contenaient plus de 17 kg de zinc, 1,4 kg de chrome et 0,7 kg de cuivre, rejetés ainsi chaque jour !

Ces derniers chiffres montrent que, si une très grande proportion des effluents industriels représente une pollution organique, il ne faut pas négliger les rejets de polluants chimiques (bases, acides, pesticides, détergents, hydrocarbures, métaux lourds....) dont les effets sont souvent très dangereux pour les écosystèmes aquatiques. A l'heure actuelle on n'est pas en mesure d'en estimer l'ampleur et aucun effort sérieux n'est fait pour les limiter.

Si la zone abidjanaise peut être considérée comme un cas particulier dans son aspect excessif, il n'en demeure pas moins que d'assez nombreuses entreprises situées dans les villes de l'intérieur constituent une source de pollution non négligeable.

A titre d'exemple, nous citerons une petite étude hydrobiologique effectuée à Bouaké et concernant l'impact d'une usine de textiles. Elles nous a permis de mettre en évidence l'incidence de ses rejets sur la faune aquatique de son émissaire, un petit affluent du Nzi. Cette étude, bien que ponctuelle dans le temps, montra que sur plusieurs kilomètres, à partir du point de rejet, le cours d'eau récepteur était dépourvu de tout invertébré macroscopique vivant (vers, mollusques, insectes...), et les eaux, outre qu'elles passaient par maintes couleurs dépendant de rejets de teintures, avaient un pH extrêmement variable d'un moment à l'autre. Nous n'avons trouvé les premiers insectes aquatiques qu'à une dizaine de kilomètres du point d'effluence. Ils étaient présents en très petit nombre et correspondaient à des espèces peu exigeantes en oxygène (Chironomidae) ou vivant en surface (Velliidae et Gyrinidae). Les poissons, recherchés à l'aide d'ichtyotoxiques, étaient absents dans cette zone, les premiers exemplaires ( *Haplochromis* sp.et *Synodontis* sp.) n'ayant été capturés qu'à environ 15 km du point de rejet de l'usine. Le même cours d'eau, examiné en amont de l'usine où

il alimentait un petit barrage servant de réserve pour cette manufacture, était par contre densement peuplé d'organismes divers, y compris de poissons.

Bien que l'on manque d'informations précises sur leur impact, tout laisse à croire que cette situation n'est pas unique, et qu'elle se retrouve avec une intensité plus ou moins grande pour les nombreuses entreprises de Côte d'Ivoire, dont la liste est présentée dans le tableau 54 et la situation rapportée sur la figure 40.

Tableau 54. Principales entreprises industrielles de l'intérieur de la Côte d'Ivoire, Abidjan et sa région étant exclus, et hydrosystèmes continentaux concernés (d'après Broche et Peschet, *op. cit.*, et complété par nos observations).

| Implantation | Société | Production | Rejet | Point de rejet |
|---|---|---|---|---|
| Agboville | COTIVO | Filature-tissage. | Colorants-Résidus de produits chimiques divers, | |
| Bonoua | Nlle SCIACA | Conserves ananas. Jus de fruits. | Eaux acides, drêches d'ananas : ≃ 17 500 t/an | Fleuve Comoé. |
| Borotou | SODESUCRE | Sucre de canne. | Mélasses, détergents. | Fleuve Boa. |
| Bouaflé | SOLIBRA | Brasserie. | Eaux de brassage. Eaux de lavage. | Fleuve Maraoué. |
| Bouaké | S.B.B. | Bière, boissons gazeuses. | - id - | Tous les rejets sont évacués dans des petits tributaires du Nzi, appartenant au bassin du Bandama. |
| Bouaké | SOLIBRA | Boissons gazeuses. | - id - | |
| Bouaké | TRITURAL | Huilerie-savonnerie. | Soude caustique. | |
| Bouaké | Gonfreville (Ets) | Filature-tissage - teinture. | Colorants, produits chimiques, fixateurs. | |
| Dimbokro | UTEXI | Filature-tissage. | -id - | |
| Daloa | BRACODI | Brasserie. | | |

Tableau 54, suite.

| Implantation | Société | Production | Rejet | Point de rejet |
|---|---|---|---|---|
| Ferkéssedougou | SODESUCRE F 1 | Sucre de canne. | Eaux de lavage de cannes. | Lagunage naturel avant rejet dans fleuve Bandama. |
| " " | SODESUCRE F II | Sucre de canne. | -id - | Fleuve Bandama. |
| " " | Abattoirs | Viande de boucherie. | Sang. | Essais de lagunage. |
| Katiola | SODESUCRE | Sucre de canne | Eaux de lavage des cannes | Fleuve Bandama. |
| Ono | SALCI | Conserves ananas, jus de fruits. | Eaux acides drêches ananas 40 000 t/an | Lagune Ono. |
| " " | SAPH | Traitement latex (hévéa). | Eaux acides | Lagune Ono. |
| Sérébou | SODESUCRE | Sucre de canne. | | Fleuve Comoé. |
| Sinématiali | SODEFEL | Conserves-légumes fruits. | | |
| Tiassalé | SAFCO | Conserves ananas, jus de fruits. | Eaux acides drêches ananas 7 000 t/an | Fleuve Bandama rejet direct. |
| Toupah | SAPH | Traitement latex (hévéa). | Eaux acides | Lagune Ebrié. |
| Zuénoula | SODESUCRE | Sucre de canne. | Eaux de lavage des cannes, Mélasses, détergents. | Fleuve Maraoué. |

Il apparaît nettement que la majorité d'entre elles sont concentrées dans le bassin du Bandama, et en second lieu le bassin de la Comoé. A ce titre, elles contribuent à la contamination du milieu lagunaire côtier, récepteur quasi final, en raison de ses faibles échanges avec l'océan.

Un tel complexe de contamination de l'hydrosystème continental s'établit actuellement dans de nombreux pays africains, au fur et à mesure de la réalisation de leur indépendance économique. Bien entendu tous ne sont pas concernés à un même degré, et la

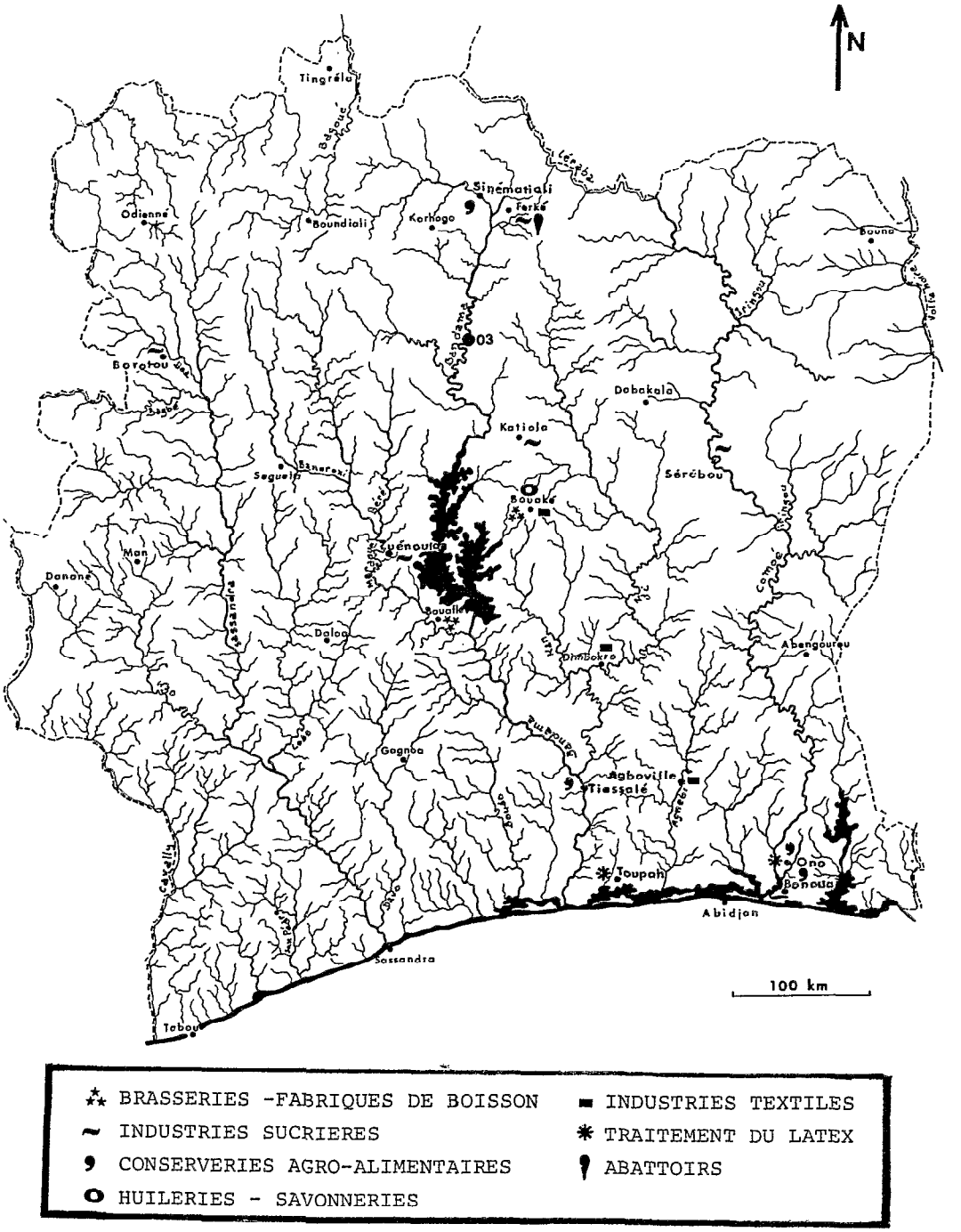



Figure 40

Localisation des principales industries de Côte d'Ivoire

situation à l'échelle du continent ne peut être considérée pour l'heure comme préoccupante. Malgré cela, on ne peut nier la présence de sérieux problèmes locaux, comme ceux que nous venons de voir pour la lagune d'Abidjan, et que nous retrouvons dans d'autres milieux densément peuplés comme la lagune de Lagos ou certaines provinces industrielles d'Afrique du sud.

Dans la mesure où, comme nous l'avons dit, les structures d'épuration des effluents demeurent presque partout rudimentaires, quand elles existent, on peut schématiquement superposer la carte des pollutions industrielles à celle des densités de population urbaine. Ceci est d'autant plus vrai que la décentralisation des activités industrielles demeure généralement faible en Afrique, les capitales regroupant souvent jusqu'à près de 80% des industries de chaque Etat. En 1980, 63% des industries de Côte d'Ivoire (1795 établissements classés) étaient par exemple concentrés à Abidjan (Colcanap et Dufour, 1982).

Une information aussi complète que celle réunie pour la Côte d'Ivoire n'existe malheureusement pas pour tous les Etats africains et le bilan que nous pouvons dresser de la situation actuelle ou récente, à l'échelle du continent, concernant les problèmes de pollution domestique et industrielle, n'est que très partiel. De nombreuses sources de pollution existent qui ne sont pas recensées et d'autres se créent de jour en jour au rythme de la croissance économique des Etats.

b. Aperçu des problèmes à l'échelle du continent.

Ne pouvant faire une revue exhaustive de la situation prévalant dans tous les Etats, nous avons choisi de présenter d'une manière très générale les problèmes qui sont actuellement connus, sous forme d'un vaste tour du continent, en ne mentionnant cependant que les informations qui nous ont paru les plus exactes. Des lacunes importantes apparaîtront dans cette présentation, souvent dues à cette absence de recensement des sources de pollution que nous avons déjà déplorée.

En premier lieu, et de manière très générale, l'ampleur des pollutions par effluents miniers peut être globalement appréhendée par l'observation du tableau 55, où nous avons signalé pour de nombreux pays africains l'importance et la nature de leurs exploitations minières. Toutes n'ont pas nécessairement une incidence néfaste sur les hydrosystèmes, mais il est certain que les risques seront d'autant plus grands que les points d'extraction seront nombreux et que la diversité des ressources sera grande.

Les principales autres sources de contamination des milieux aquatiques résultent des situations suivantes.

- En Afrique du Nord, nous trouvons une dominance de pollution occasionnée par les industries agro-alimentaires, principalement

Tableau 55 ; Principales ressources minières actuellement exploitées en Afrique.
● Exploitation d'importance moyenne ou faible ; ●● Exploitation importante.

| | OR | DIAMANT | PLATINE | PLOMB | ETAIN | NICKEL | ANTIMOINE | FER | ZINC | MANGANESE | CHROME | CUIVRE | MERCURE | URANIUM | ALUMINIUM | POTASSE | CHARBON | PETROLE | AMIANTE | PHOSPHATES | BAUXITE | CALCAIRE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Afrique du Sud | ●● | ●● | ●● | ● | | ●● | | ●● | ● | ● | ● | ●● | | ●● | ●● | | ● | | | ●● | | |
| Algérie | | | | ● | | | | ●● | ● | | | | ●● | ● | | | | ●● | | ●● | | |
| Angola | | ●● | | | | | | | | | | | | | | | | ●● | | | | |
| Bénin | ● | | | | | | | | | | | | | | | | | ● | | ● | | |
| Botswana | | ●● | | | | ●● | | | | ●● | | ●● | | | | | ●● | | ● | | | |
| Burundi | | | | | | ● | | | | | | | | | | | | | | ● | | |
| Cameroun | | | | | | | | | | | | | | | ● | | | ●● | | | | |
| R.Centrafricaine | | ●● | | | | | | | | | | | | ● | | | | | | | | |
| Congo | | | | ● | | | | ● | | | | | | ● | | ● | | ●● | | | | |
| Côte d'Ivoire | | ● | | | | | | | | | | | | | | | | ●● | | | | |
| Egypte | | | | | | | | ● | | ● | | | | | | | | ●● | | ● | | |
| Ethiopie | ● | | ● | | | | | | | | | | | | | ●● | | | | | | |
| Gabon | ●● | | | | | | | ● | | ●● | | | | ●● | | | | ●● | | | | |
| Ghana | ●● | ●● | | | | | | | | ●● | | | | | | | | | | | ●● | |
| Guinée | ●● | ●● | | | | | | ● | ● | | | | | | | | | | | | ●● | |
| Haute Volta | ● | | | | | | | | | ● | | | | | | | | | | ● | | ●● |
| Kénya | ● | | | | | | | ● | | | | | | | | | | | | | | |
| Libéria | ● | ●● | | | | | | ● | | ● | | | | | | | | | | | ● | |
| Libye | | | | | | | | | | | | | | | | | | ●● | | | | |
| Madagascar | | | | | | | | ●● | | | ● | | | | | | ● | | | | ●● | |
| Mali | | | | | | | | ● | | | | | | | | | | | | | | |
| Mauritanie | | | | | | | | ●● | | | | | | | | | | | | | | |
| Maroc | | | | ● | | | | | | ● | | ● | | | | | ● | | | ●● | | |
| Mozambique | | | | | | | | | | | | ● | | | | | ●● | ● | | | ● | |
| Namibie | | ●● | | ● | ●● | | | | ● | | | ● | | | | | | | | | | |
| Niger | | | | | | | | | | | | | | ●● | | | | | | | | |
| Nigéria | ● | | | ●● | ●● | | | ● | ● | | | | | | | | | ●● | | | | |
| Ouganda | | | | | ●● | | | | | | | ●● | | | | | | | | | | |
| Sénégal | | | | | | | ● | | | | | | | | | | | ● | | ●● | | |
| Sierra Leone | ● | ●● | ● | | | | | ● | | | ● | | | | | | | | | | ●● | |
| Soudan | ● | | | | | | | ●● | | ●● | ● | ● | | | | | | ● | | | | |
| Tanzanie | ● | ●● | | | ● | | | ● | | | | | | | | | | | | | | |
| Tchad | | | | | | | | | | | | | | ● | | | | | | | ● | |
| Togo | | | | | | | | ● | | | | | | | | | | | | ●● | | |
| Tunisie | | | | | | | | ● | ● | | | | ● | | | | | | ● | ●● | | |
| Zaïre | ● | ●● | | | | | | | ●● | ● | | ●● | | | | | ●● | ● | | | | |
| Zambie | | | | ● | | | | | ●● | ● | | ●● | | | | | ●● | ● | | | | |
| Zimbabwé | | | | | | | | | | | ●● | ● | | | | | ●● | | | | | |

les conserveries, mais également les brasseries comme celle d'El Kacem au Maroc. Les industries textiles sont généralement présentes dans toutes les grandes villes (Rabat , Fès, Meknès, Oran, Alger, Tunis...), et des tanneries comme celle de Fès sont à même de créer des problèmes locaux.

En Tunisie, c'est incontestablement le lac de Tunis qui représente la situation la plus crituque, en raison de nombreux déversements d'effluents non épurés. La charge en métaux lourds y est importante et l'eutrophisation demeure élevée, malgré les mesures d'assainissement en cours.

- Les problèmes changent quelque peu avec les Etats de l'Afrique noire sahélienne qui, mis à part le Sénégal, sont peu industrialisés. Dans ce dernier pays les industries agro-alimentaires sont assez nombreuses (conserveries de fruits et jus de fruits, huileries, centres d'égrenage du coton...), et l'on compte également plusieurs industries textiles, une cimenterie importante, une unité de raffinage du pétrole et plusieurs industries de transformation (cuir, matières plastiques, constructions mécaniques...).

- Plus à l'intérieur du continent les rares problèmes existants sont liés aux industries alimentaires (brasseries, abattoirs, huileries) qui affectent principalement le Niger (Bamako, Niamey) ou le système Chari-Logone au Tchad (Ndjaména, Moundou, Sarh). Il faut également signaler une grande cimenterie au Mali, ainsi qu'une manufacture de tabac, mais dans l'ensemble les hydrosystèmes sont peu perturbés par le développement industriel dans cette région d'Afrique. Les effluents domestiques sont certainement plus polluants, et des problemes sérieux existent par exemple à Ouagadougou, où de nombreux rejets polluent les deux retenues alimentant la ville en eau de boisson. Au Mali à nouveau, l'incidence de Bamako se fait nettement sentir sur le Niger, en aval de la ville, et des contaminations de puits sont par ailleurs fréquemment signalées tout autour de la capitale.

- La pollution s'intensifie quand on considère les Etats côtiers, mise à part la Guinée, en raison d'un développement économique encore limité à la région de Conakry. Nous ne reviendrons pas sur la situation en Côte d'Ivoire que nous avons longuement présentée dans les pages précédentes, si ce n'est pour dire que celle prévalant au Nigéria est encore plus critique, les pollutions industrielles et domestiques y étant plus intenses et diversifiées. Au même titre que la lagune Ebrié, la lagune de Lagos est un milieu récepteur d'effluents divers, contaminés tant par les excès de matière organique que par les polluants inorganiques. Andren (1976), signale même à ce titre de sérieux problèmes de contamination des poissons, liés à des rejets de phénols ajoutés aux effluents urbains pour... les purifier !

Au Togo et au Bénin l'intensité de contamination des milieux aquatiques continentaux est nettement plus réduite, et il faut se tourner vers le Ghana pour trouver à nouveau une situation moins favorable. Bien que déjà un peu anciennes, les informations présentées par Mensah (1976) donnent une idée de la localisation des

sources de pollution dans la partie sud de ce pays (Tabl. 56).

- En Afrique Centrale et Equatoriale, l'intensité des problèmes est globalement intermédiaire entre ce que nous avons vu en Côte d'Ivoire et au Ghana. Ils affectent principalement la partie sud du Cameroun, avec les impacts d'agglomérations importantes comme Yaoundé et Douala. Cette dernière localité n'influe cependant que sur le bas bassin du Vouri, en ce qui concerne les milieux continentaux. La Sanaga, par contre, subit l'incidence des activités humaines depuis son haut bassin.

Tableau 56. Localisation des principaux points de pollution minière et industrielle au Ghana (d'après Mensah, 1976).

| Type d'industrie ou de mine | Bassin concerné | Cours d'eau | Localisation des effluences |
|---|---|---|---|
| Mines de diamant. | Birim | Supong | Akwatia |
| | | More | Kade |
| | | Asukese | Oda |
| Mines d'or. | Ofin | Jimi | Abuasi |
| Fabrique de caoutchouc. | | Ofin | Dunkwa/Ofin |
| Mines d'or. | Ankobra | Asuokofie | Prestea |
| | | Huni | Tarkwa |
| | | Owere | Konongo |
| Mines de manganèse. | | Bonsa | Nsuta |
| Fabrique de caoutchouc. | | Bonsa | Bonsaso |
| Verrerie. | | | Aboso |
| Industries textiles. | Basse Volta | Volta | Akossombo |
| | | Volta | Juapong |
| Sucrerie. | | Lomen Creek | Asutsuare |
| | Autres hydro-systèmes | | |
| Tannerie-Industries du cuir. | | Abere watea | Kumasi |
| Brasseries. | | Lagune Korle | Accra |
| Industries diverses de transformation. | | Lagune Korle | Accra |
| Industrie sucrière. | | Densu | Nsawam |

Au Gabon, Centrafrique, Congo et Zaïre, les contaminations des grands hydrosystèmes sont plus diffuses. L'exploitation des mines d'uranium du sud-est du Gabon semble cependant à l'origine d'une accumulation de métaux lourds dans l'eau et les sédiments. De même, une pollution par éléments radioactifs, n'est-elle pas à écarter, et des rejets importants de matière organique ont été signalés dans la Como, résultant des activités de l'usine de cellulose de Kango. Le fort débit et le pouvoir auto-épurateur des grands fleuves que sont l'Oubangui et le Zaïre estompe par ailleurs largement l'impact des agglomérations de Bangui, Brazzaville et Kinshasa.

Plus au nord, en zone soudano-égyptienne, les pollutions urbaine et industrielle ont une intensité très variable. Au Soudan, les effluents des principales agglomérations sont traités avant rejet, par percolation ou lagunage. Les eaux contenant de trop fortes proportions de produits toxiques sont en principe épandues dans le désert (Alabaster, 1981). On note une relativement faible quantité de rejets dans les eaux du Nil, bien que quelques industries continuent à y déverser leurs effluents non traités, surtout au niveau de la basse Egypte. A ce titre, il faut notamment citer une tannerie et surtout une usine de transformation de la canne à sucre qui, encore actuellement, déverse chaque année dans le Nil aux environs de Khartoum, plusieurs milliers de tonnes de mélasse (El Moghraby, com. pers.). Il faut enfin noter que les rejets d'eaux chaudes en sortie des centrales thermiques se sont notablement multipliés depuis une dizaine d'années.

En Egypte, les problèmes majeurs se situent au niveau d'Alexandrie, dont les effluents induisent une forte contamination du lac Mariut. Outre la dystrophie résultant des apports organiques domestiques, une pollution inorganique par les métaux lourds provient de l'introduction dans la partie nord du lac de rejets industriels non traités (Saad *et al.*, 1981).

- Les pollutions rencontrées en Afrique orientale témoignent du peuplement relativement dense de plusieurs pays de cette région, et d'un développement économique notable.

En Ouganda, la pollution industrielle affecte les milieux proches des grands centres urbains d'Entebbe, Kampala, Jinga, et résulte essentiellement d'industries de transformation. On note également une forte influence des mines de cuivre sur certains milieux lacustres comme les lacs George et Iddi Amin. L'impact des rejets domestiques de la ville de Kampala est responsable de l'eutrophisation de certaines parties cotières du lac Victoria (Port Bell).

Au Kenya existe une pollution chimique relativement importante, notamment dans la vallée du Kerio où une usine de production de fluor déverse des effluents toxiques responsables, il y a encore peu de temps, de mortalité d'animaux s'y étant abreuvés (Arunga *et al.*, 1978). La pollution minière n'est pas moins importante, et les mines de cuivre de Macalder déversent leurs effluents dans la Kuja et dans le lac Victoria.

Bien qu'encore affecté par les rejets de la ville de Nakuru, le lac du même nom présente maintenant une situation peu critique. Il n'en est malheureusement pas de même pour la rivière Athi, fortement polluée par les effluents de Nairobi. La pollution organique industrielle est surtout le fait des rejets des fabriques de pâte à papier et de mélasse, principalement dans l'ouest du pays (rivières Nzoia et Nyando). A cela il faut ajouter les rejets d'industries textiles ou d'unités de transformation des ressources agro-alimentaires (rivières Charia et Nairobi, lac Naivasha). Aruna *et al.* (1978) signalent à juste titre que les dangers d'intoxication sont grands, dans la mesure où les habitants de la basse vallée de la Nzoia par exemple, jusqu'aux rives du lac Victoria, utilisent l'eau de cette rivière pour leur consommation, sans qu'elle ait été préalablement purifiée.

Il faut enfin noter que l'exploitation pétrolière et les raffineries installées dans la région de Mombassa posent de sérieux problèmes de contamination du plateau continental, à ce niveau.

Dans maints endroits de Tanzanie, des effluents sont déversés dans les milieux aquatiques sans traitement préalable. Cette pollution affecte entre autres le lac Victoria à Mwanza, Bukoba, Musoma, ou le lac Tanganyika à Kigoma... Ngoile *et al*., 1978, dressent une liste des principales industries présentes dans ce pays et signalent leur localisation (Tabl. 57).

Tableau 57. Principales industries responsables d'une pollution des eaux naturelles en Tanzanie ( d'après Ngoile et al.,1978).

| Type d'industrie. | Localisation. |
|---|---|
| Industries textiles. | Dar es Salaam, Tanga, Mwanza. |
| Industries sucrières. | Kilombero, Bukoba, Moshi, Mtibwa, Zanzibar. |
| Tanneries. | Mwanza, Arusha, Dar es Salaam. |
| Fabrique de papier. | Dar es Salaam. |
| Raffinerie d'hydrocarbures. | Dar es Salaam. |
| Huileries. | Mwanza, Shinyanga, Morogoro, Zanzibar. |
| Abattoirs. | Toutes les grandes villes. |
| Industries alimentaires. | Dar es Salaam, Iringa. |
| Savonneries. | Dar es Salaam, Tanga, Mwanza, Zanzibar. |
| Fabrique d'engrais. | Tanga. |
| Cimenterie. | Dar es Salaam. |
| Mines. | Mwadui. |
| Laiteries. | Zanzibar, Musoma, Dar es Salaam. |
| Brasseries. | Dar es Salaam, Moshi. |

- Si l'on descend vers l'Afrique australe, il faut noter que de petits Etats comme le Burundi voient régulièrement augmenter leurs industries de transformation (industries textiles, tanneries, métallurgie...), et les effluents importants de la ville de Bujumbura, atteignant le lac Tanganyika via la rivière Ntahangwa, induisent une forte eutrophisation locale.

Au Malawi, les quelques problèmes connus sont localisés dans la région de Blantyre. Actuellement toutefois, les unités de traitement qui existent donnent satisfaction, mais un plan de développement industriel en cours de réalisation prévoit d'ajouter aux industries déjà présentes (transformation de la canne à sucre, industries textiles, fabrique d'éthanol...) d'autres réalisations comme une cimenterie, une unité de traitement du caoutchouc, une tannerie et une fabrique de pâte à papier... (Alabaster, 1981).

En Zambie, c'est essentiellement la rivière Kafue qui est concernée par les apports d'effluents domestiques et industriels en provenance de Lusaka et surtout de Kafue (centre industriel). On y retrouve les sources classiques d'apports toxiques en provenance de tanneries et d'industries textiles, ainsi que quelques sources plus spécifiques (fabrique de matières plastiques, manufacture d'engrais azotés, fabrique de levure).

L'exploitation du cuivre représente encore un sérieux problème, et les effluents miniers ont été responsables de fréquents empoisonnements de poissons. Si l'on en juge par les travaux de Kaoma et Salter (1979), cette contamination serait cependant de moins en moins importante. Ces auteurs pensent par contre que les effluents de la manufacture d'engrais azotés de Kafue seraient, au moins partiellement, responsables de l'eutrophisation de la rivière du même nom. Au Zimbabwé, le lac Mc Ilwaine, qui subit pendant très longtemps la pollution de la ville de Harare, a vu sa situation s'améliorer très nettement depuis quelques années, grâce à de sévères mesures de protection, et les dernières mortalités de poissons dans ce milieu remontent à janvier 1976 (Burke et Thornton, 1979). D'autres problèmes demeurent par contre ailleurs, comme par exemple la forte pollution organique, occasionnée dans la rivière Sabi Lundi, par les déversements d'une usine de transformation de la canne à sucre.

- Nous finirons ce rapide tour du continent avec l'Afrique du Sud qui est certainement l'une des régions où, à l'instar des pays européens, les problèmes se posent avec le plus de diversité et d'acuité, bien que les systèmes de contrôle de la pollution et d'épuration des effluents soient globalement mieux établis que partout ailleurs. Malgré surveillance et mesures d'assainissement, des problèmes subsistent en maints endroits ; nous n'en citerons que quelques uns.

En 1974, plus de 10% des retenues artificielles, sur une centaine étudiées, étaient déjà jugées fortement eutrophes. Le lac Hartbeespoort demeure l'un des plus concerné, en raison de

sa dépendance avec les rivières Jukskei et Crocodile, qui drainent une région de très forte urbanisation et à l'activité industrielle intense. "The Jukskei River is the recipient of both industrial and domestic effluents resulting from the high degree of urbanization in the southern part of the catchment area" (Wilkinson, 1979).

Ce système fluvial est enrichi par les effluents de nombreuses unités de traitement des eaux usées réparties dans tout le bassin, ce qui montre bien la difficulté d'obtenir un niveau de pollution zéro. Les effluents représentent d'ailleurs une proportion énorme de l'écoulement total et l'on prévoit qu'en 1985 ils représenteront quatre fois le volume de l'écoulement naturel !

La région de la rivière Modderfontein est contaminée par des métaux lourds, et représente plus généralement une source de pollution organique et inorganique de l'ensemble du réseau fluvial situé en aval.

D'une manière plus générale, les nombreuses exploitations minières distribuées sur l'ensemble du pays sont responsables d'une teneur des eaux en métaux lourds relativement élevée; en aval de leurs effluents, des toxiques inorganiques s'y ajoutent au niveau des effluences des complexes industriels transformant les minerais extraits.

**Photo 8**
Zone de drainage dans un village africain où se retrouvent les immondices directement rejetés en ce lieu ou amenés par les eaux de ruissellement.

**Photo 9**
Exemple d'urbanisation intense et de grande ampleur en Côte d'Ivoire (Yamoussokro). En arrière plan, deux petites retenues artificielles où se rassemble une grande partie des eaux de ruissellement en saison des pluies.

**Photo 10**
Destruction d'une zone forestière pour l'implantation d'un complexe sucrier.

**Photo 11**
Lessivage des sols et transports solides sur une ligne d'écoulement des eaux de ruissellement, après une forte pluie.

Chapitre E.II.

# Impact sur les milieux aquatiques des modifications par l'homme, des milieux terrestres.

Nous avons recherché dans ce chapitre quelles pouvaient être les répercussions sur différents types de milieux aquatiques naturels, des grandes modifications que l'homme apporte aux milieux terrestres, par son activité. Qu'il soit seul ou en groupe, il est, pourrait-on dire, de l'essence de l'homme d'adapter le paysage où il vit à ses besoins, que ceux-ci soient vitaux comme la recherche ou la "fabrication" de nourriture (élevage, agriculture....), ou plus superflus comme ceux relatif à l'aménagement esthétique de l'environnement. Quand la terre était encore peu peuplée et que l'homme n'avait que ses mains ou quelques outils rudimentaires à sa disposition, les modifications des paysages étaient de faible amplitude. La pression démographique et la technologie moderne ont par contre largement changé cette situation, et sur une grande surface de notre monde, aux paysages naturels ont succédé des paysages façonnés par l'homme. Si l'on met à part la création des villes et agglomérations diverses, trois grands ensembles d'activités modifient l'environnement naturel : l'agriculture, l'établissement des voies de communication et l'exploitation *in situ* des ressources naturelles (bois, minerais, roche, argile....).

Selon les cas, ces trois activités peuvent être indépendantes, mais bien souvent elles sont liées ou se succèdent. La déforestation précède l'agriculture, qui nécessite des voies de communication, et facilite la mise à jour de gisements exploitables. Dans cet ensemble d'actions, les milieux aquatiques seront concernés en tant que drains naturels et biotopes récepteurs, au niveau des bassins tectoniques, et les changements de nature de l'environnement terrestre vont modifier l'incidence des pluies, l'intensité des ruissellements, la qualité des eaux courantes ou stagnantes.

## 1. Dégradation et modification du couvert végétal. Impact sur les hydrosystèmes naturels.

### a. Nature et intensité du phénomène.

Les pratiques agricoles, par leur nature même, visent à modifier le couvert végétal en remplaçant le paysage naturel par un paysage organisé (ou censé l'être), basé sur la mise en place de peuplements végétaux particuliers, souvent denses, mais peu diversifiés.

La mise en place de ces végétaux exploitables implique donc une manipulation importante des biotopes primitifs, qui passe le plus souvent, en Afrique, par trois phases essentielles : la déforestation, le défrichement et la plantation. Les deux premières phases peuvent éventuellement être réalisées dans un même temps, dans le cas de cultures industrielles utilisant pour leur mise en place des moyens matériels importants (bulldozers, scrapers...).

La localisation préférentielle de l'agriculture sur les rives des grands fleuves, ou lacs africains, n'est pas récente, et la fertilité de grandes vallées comme celle du Nil ont largement été mises à profit depuis l'Antiquité. Il faut toutefois faire une distinction entre l'exploitation des plaines alluviales d'inondation, qui se pratique depuis des millénaires, et la recherche de nouvelles terres cultivables, qui de nos jours s'effectue en gagnant sur la forêt. Cette situation est certes une conséquence de l'augmentation croissante de la densité de population et des besoins en nourriture qui lui sont liés, mais c'est également une nécessité résultant de la désertification qui s'accentue continuellement, et qui oblige le paysan à empiéter sur le domaine forestier pour trouver de nouveaux sols cultivables.

D'une manière générale, le phénomène s'inscrit dans une cinétique bien définie, dont les modalités ne diffèrent pratiquement qu'en intensité, en fonction des régions géographiques concernées.

La déforestation des rives des grands fleuves africains, souvent suivie par le passage des feux de brousse, met les berges à nu. L'arrivée des grandes pluies entraîne alors une érosion directe intense, avec des transports de sable, argiles et autres matériaux solides, considérables. La crue accentue encore le phénomène et les berges s'écroulent, le lit se comble localement et le profil en travers s'étale. La profondeur diminue, la surface en eau augmente ainsi que l'évaporation, entraînant finalement des pertes importantes.

L'intensification du phénomène de déforestation et de défrichage est particulièrement important en Afrique depuis un siècle, et n'affecte plus uniquement les zones de bordure des milieux aquatiques, mais de vastes régions entières. L'opération de défrichage qui autrefois demandait temps et énergie est énormement facilitée par la technologie moderne (photo 10), et en quelques jours, de grandes surfaces boisées peuvent être transformées en un immense désert, où les arbres déracinés et plus ou moins broyés sont alignés en andains, que le feu va achever de détruire. Le sol, mis à nu, commence alors une rapide dégradation, que le maigre couvert herbeux amené par la saison des pluies arrive péniblement à freiner.

Souvent l'érosion des sols ainsi agressés est considérable, et des intensités de décapage allant de 200 à 2000 tonnes par kilomètre carré et par an ont été signalées dans les hauts bassins des rivières Orange et Vaal, en Afrique du Sud (Fournier et D'Hoore, cité par Edwards, 1969). Selon Schwartz (1969), l'érosion qui sévit sur l'ensemble de ce pays entraîne un déplacement annuel de matériaux solides de l'ordre de 300 millions de tonnes ! Par ailleurs, et toujours en Afrique du Sud, Schwartz et Pullen (1966) signalent

que chaque année, de 0,14 à 4,25% des écoulements des cours d'eau sont formés de sédiments (Photos 11 et 12).

Thorrington-Smith *et al* . (1960) estiment que dans le bas cours de la rivière Tugela, au niveau de Mandini, qui se trouve à une vingtaine de kilomètres de la mer, la quantité de sédiments transitant annuellement est de l'ordre de 12 millions de tonnes. Directement liées à l'intensité des précipitations sur les bassins versants, les valeurs absolues des charges solides peuvent varier grandement en quelques jours, voire en quelques heures. C'est ainsi qu'on a par exemple observé, en certains points de cette même rivière Tugela, le passage de 51% de la charge totale annuelle, en deux jours non consécutifs (Oliff, 1960).

Ces matériaux, amenés dans les bassins récepteurs (lacs, lagunes, océan....) se déposent avec une intensité telle que de vastes paysages s'en trouvent modifiés, mais rarement de manière favorable. C'est par exemple le cas des rivières Tana et Attu au Kenya, dont les transports solides ont partiellement détruit les récifs de coraux d'une réserve marine située près de leur estuaire (Kongéré, 1973). Des perturbations du même ordre sont également signalées en milieu lacustre (lac Victoria), par Meadows (1980).

Si déboisement et défrichement constituent une première phase d'agression des sols, elle est généralement suivie par une seconde, qui résulte soit de l'établissement de pâturages plus ou moins bien constitués, soit d'une mise en culture qui n'est pas nécessairement effectuée dans de bonnes conditions.

L'accélération de l'érosion des sols par le surpâturage existe dans maintes régions d'Afrique, mais il est peut-être plus aigu dans les zones d'altitude, en ce sens qu'il détermine la qualité du réseau fluvial situé en aval, notamment en ce qui concerne les teneurs en matériaux fins en suspension. Guillarmod (1969) décrit par exemple la situation au Lésotho. Là, en altitude (2000 à 2500 mètres), se trouvent les hauts cours de nombreuses rivières importantes d'Afrique du Sud comme la Tugela, la Nzimvubu, la rivière Orange. Leurs eaux sont normalement très transparentes, car elles coulent en terrains volcaniques basaltiques et sont issues de quelques 2500 tourbières jouant un rôle de filtre.

Pendant longtemps, cette région d'Afrique du sud demeura peu peuplée et l'incidence des quelques animaux sauvages et domestiques présents n'engendrait aucune dégradation des sols. L'essor démographique du Lesotho, et la mise en commun de la propriété et de l'utilisation des sols, augmentèrent considérablement l'intensité du peuplement et l'importance du cheptel qui dut aller chercher toujours plus haut ses pâturages. Rapidement il s'en suivit une exploitation des tourbières par les moutons, puis les chevaux et les bovins. A la dégradation du maigre couvert végétal, s'ajouta un piétinement intense de certaines tourbières, qui lentement disparurent. Les sols non protégés subirent alors une érosion multiple, tant par les pluies que par le vent, le gel et le ruissellement, érosion encore accélérée par les activités des rats des glaces *(Otomys slogetti)*, très nombreux dans cette région.

Cette dégradation, accentuée comme nous le verrons par ailleurs par la recherche et l'exploitation du diamant, entraîna un accroissement permanent de la charge argileuse des cours d'eau de montagne et une grande irrégularité des écoulements, se répercutant naturellement sur l'ensemble du biome.

Le surpâturage de plaine est également une source d'altération des eaux naturelles. On assiste, comme en altitude, à une dégradation du couvert végétal qui va même jusqu'à disparaître. Ce phénomène est particulièrement net en savane sèche, où la répartition très inégale des pluies en cours d'année ne permet pas une repousse permanente des végétaux exploités par les troupeaux. Le sol, une fois dégarni, s'érode avec une grande rapidité, et le fractionnement des éléments minéraux et organiques présents facilitera leur transport par les premières pluies de mousson (photo 13). Il est donc essentiel de préserver au maximum l'existence d'un couvert végétal dense, et Monnier (1981) exprime en ces termes le rôle protecteur de la végétation :

> "Si le degré de recouvrement du sol par l'herbe et par les feuilles d'arbres est tout d'abord le signe mesurable de la vitalité biologique en ce milieu, il traduit parallèlement la valeur d'écran de cette végétation vis-à-vis de l'ensoleillement ou des averses, ainsi que l'efficacité du filtre que cette même végétation oppose aux divers mouvements ascendants qui ont tendance à entraîner de nombreuses particules fines telles que paillettes minérales, cendres, poussières, matières organiques et débris divers.
>
> Il convient de rappeler ici que de nombreuses graminées sont fixées au sol par des coussinets, appelés plages d'implantation ; ceux-ci constituent des zones de résistance qui amortissent le choc des gouttes de pluie, font obstacle aux phénomènes de ruissellement et sont autant de taches de sol soustraites à l'émiettement".

Dans les régions de savane sahélienne, des milieux naturels temporaires comme les grandes mares qui se forment dans les dépressions, durant la saison des pluies, voient très souvent leur durée d'existence fortement diminuée par les effets du surpâturage. Servant d'abreuvoirs aux grands troupeaux, ces mares sont soumises à un piétinement intense qui peut affecter tout leur pourtour. Il en résulte un fractionnement du milieu aquatique de bordure, et les empreintes des sabots, se remplissant d'eau jusqu'à une certaine distance du rivage, augmentent la surface de contact air-eau et par là même l'évaporation. D'autre part, le piétinement du couvert végétal de la mare (aquatique ou semi-aquatique) entraîne la disparition de nombreuses plantes qui normalement limitent l'évaporation en diminuant l'impact du fort ensoleillement, donc l'élévation de la température. La perte en eau s'en trouve ainsi accélérée, et ces milieux déjà précaires disparaissent encore plus rapidement dans la saison.

Même quand sa répercussion sur les hydrosystèmes n'est pas aussi directe, le surpâturage entraîne une évolution néfaste du paysage par un enchaînement de dégradations successives. Des successions végétales instables ont lieu, comme par exemple la disparition des graminées en saison des pluies, au profit d'une papilionacée au cycle de développement court : *Zornia glochidiata*. Cette plante ne

représente qu'une très mauvaise protection du sol et, rapidement desséchée à la fin de la période humide, elle est vite consommée par le bétail en surnombre. Toutes les conditions se trouvent alors réunies pour qu'une érosion intense, par le vent et le ruissellement en nappe, entraîne la formation de glacis stérile, savane pelée où se maintiennent à grand peine des lambeaux de steppe arbustive (Boudet, 1972).

Cet enchaînement d'actions de dégradation du couvert végétal que nous venons de voir représente, si l'on peut dire, un schéma direct d'impact sur le paysage, avec répercussion immédiate sur les milieux aquatiques. Dans d'autres cas par contre les effets seront beaucoup moins spectaculaires et rapides, mais à moyenne échéance beaucoup plus perturbants, car modifiant tout un climat régional. Cet aspect évolutif phyto-climatique est très bien analysé par Monnier (1981), qui démontre l'impact de la mise en place de cultures agro-industrielles en zone de forêt ivoirienne.

L'ouverture d'une clairière dans un massif forestier représente une plaie dans un écosystème qui n'est stable que dans la mesure où il n'est pas agressé ! Si cette clairière est laissée à l'abandon, une succession d'espèces végétales va se mettre en place, d'abord représentée par des fourrés denses où dominent les arbustes de lumière et les plantes herbacées. On y trouvera également quelques grandes essences peu exigeantes comme les fromagers *(Ceiba pentendra)*. Ensuite se développera une deuxième strate, à l'abri de ce fourré, composée d'essences caractéristiques des forêts secondaires, plus ou moins héliophiles. Ce n'est qu'à l'abri de cette voûte ainsi lentement constituée et dense, que les essences de grande forêt vont lentement réapparaître. Ce processus de reconstitution est lent, car les espèces de lumière demeurent longtemps favorisées et ont une croissance plus rapide que les espèces d'ombre. Par ailleurs, si l'on multiplie ces agressions de la grande forêt, les flores de lumière dominent de plus en plus jusqu'à devenir définitives et la raréfaction des grandes essences d'ombre s'accentue par diminution de densité des porte-graines, pour finalement disparaître totalement.

Outre la perte fondamentale que cela représente, on assiste à une diminution progressive de "l'effet de serre", qui constitue le véritable danger, car c'est toute la stabilité climatique d'une région qui peut être perturbée (Fig. 41).

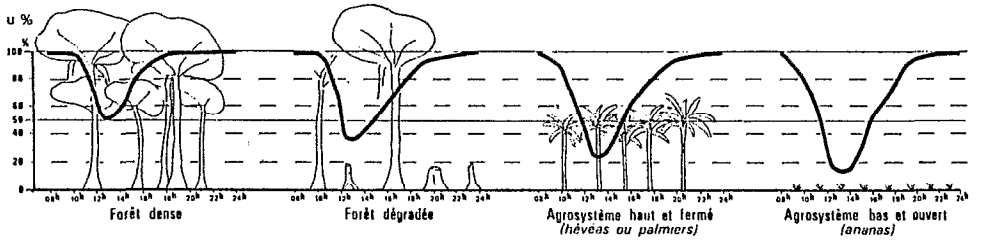



Fig. 41. — De la forêt à l'agrosystème ouvert. Atténuation progressive et disparition de « l'effet de serre » (D'après Monnier, 1981).

Nous emprunterons à nouveau à Monnier (1981) une explication de cet effet régulateur climatique du couvert forestier :

> "La stratification des frondaisons, qui assurait une correction verticale et progressive du climat de référence de façon à maintenir au niveau du sol un climat original et constant,est de plus en plus désorganisée ; des « fuites » apparaissent partout, et aux transferts horizontaux s'ajoutent maintenant les transferts verticaux de chaleur et d'humidité. Et c'est là que le danger est le plus grand car l'écosystème forestier fonctionnait sur une certaine disponibilité en eau puisée dans les nappes du sol constamment réapprovisionnées par les pluies. Qu'un élément du cycle vienne à être perturbé et tout l'écosystème sera modifié. Nous pensons que la disparition de la forêt qui s'accompagne de la disparition du microclimat forestier va modifier considérablement les phénomènes d'évaporation et d'évapotranspiration ",

On se rend compte ainsi, qu'à moyen ou long terme selon la localisation et l'intensité de ces agressions diverses de l'écosystème terrestre, des modifications vont intervenir au niveau des milieux aquatiques, qui auront tendance à changer de nature, en diminuant d'importance au fur et à mesure de la réduction de la pluviométrie et des altérations du bilan hydrique local.

De telles incidences climatiques n'existent pas uniquement en grande forêt, et la tendance actuelle qui consiste à récupérer le plus possible de terres cultivables dans les bas-fonds de savane, au détriment des galeries forestières, a des conséquences similaires. La galerie forestière représente en savane un micro-climat privilégié au pouvoir tampon important. Les variations du degré hygrométrique et les écarts de température y sont réduits (la température moyenne y est de 2 à 4ºC inférieure à sa valeur extérieure). Cet effet régulateur et atténuant limite l'évaporation dans ces zones humides et dans les cours d'eau abrités par la canopée. Supprimer le couvert végétal pour pratiquer une agriculture de bas-fonds, vouée à terme à disparaître d'elle même, augmente l'intensité d'évaporation des systèmes lotiques autrefois protégés et accélère l'assèchement d'étiage des hauts bassins.

### b. Incidence sur les biocoenoses aquatiques.

Nous n'insisterons pas sur les répercussions des changements bio-climatiques dus aux modifications du couvert végétal, dans la mesure où leur phase ultime est l'assèchement de certains milieux, et dont l'incidence sur le biome, à ce niveau, se passe de commentaires. Les phases intermédiaires ont un impact plus difficile à évaluer, qui est cependant à rapprocher de tout processus d'assèchement progressif, se traduisant essentiellement par une disparition plus ou moins rapide des espèces "eury" (eurytopes, euryhalines, eurythermes) au profit des espèces "sténo" (sténotopes ...) mieux adaptées aux conditions abiotiques défavorables, voire extrêmes, qui peu à peu s'installent.

L'impact le plus fréquent sur les hydrosystèmes, résultant des modifications de l'environnement terrestre et de pratiques

culturales plus ou moins bien conduites en particulier, est l'augmentation de la charge en matières en suspension. Elle a pour première incidence une réduction de la pénétration de la lumière.

Dès les premières pluies, la transparence de l'eau chute considérablement et cela avec une rapidité et une intensité d'autant plus grandes que l'agression des sols du bassin concerné est importante. D'une valeur d'étiage souvent de l'ordre de plusieurs dizaines de centimètres, la transparence peut se réduire durant la crue à seulement quelques centimètres (Iltis et Lévèque, 1982 ; Carmouze *et al* ., 1972). A un mètre de profondeur, dans les eaux du Nil blanc en crue, on ne retrouve plus par exemple que la dix millième partie de la lumière atteignant la surface (Westlake, 1966).

Il est alors évident que les organismes photo-synthétiques, comme le phytoplancton et les macrophytes, seront les premiers à souffrir de l'augmentation de la turbidité des eaux. Dans les milieux récepteurs stagnants, la production primaire va baisser considérablement, et avec elle la production zooplanctonique, l'ensemble induisant une chute générale de la productivité du milieu. Les macrophytes sont de la même manière affectés par la réduction de la couche euphotique et dans de nombreux bassins la réduction de leur densité est très nette, quand on se déplace de l'amont vers l'aval et que la transparence des eaux diminue rapidement. Hormis cette incidence directe d'une réduction de l'apport en énergie lumineuse, leur croissance peut être entravée par la sédimentation des matériaux en suspension, qui modifie la nature physico-chimique des fonds. D'autre part, le dépôt sur les organes végétatifs ou reproducteurs de fines particules colloïdales forme un encroûtement qui gêne les échanges gazeux, diminue la photosynthèse et peut limiter la reproduction au point d'entraîner la disparition de certaines espèces dans un bief donné (Edwards, 1969 ; Gaudet, *in* Symoens *et al* ., 1981). Toutes les espèces végétales ne sont pas également sensibles à ces différents facteurs, et parmi celles qui réagissent avec le plus d'intensité, il faut citer *Tristicha trifaria, Sphaerophylax algiformix, Cyperus marginatus, Potamogeton* sp. ..... Les deux premières espèces, qui vivent dans les eaux très courantes, sont également susceptibles d'être mécaniquement agressées par les transports de sable ou d'éléments plus grossiers. Les chocs entraînent des lésions des épithéliums qui favorisent la nécrose des tissus, rapidement attaqués par les micro-organismes ainsi que par les larves d'insectes phytophages.

La flore n'est pas la seule à subir les effets néfastes des fortes charges en matières en suspension, et l'ensemble des biocoenoses est concerné (Hynes, 1960 b ; Chutter, 1969 ; Alabaster, 1972). Harrison et Farina (1965) signalent par exemple que les eaux de la rivière Munwahuku, près de Salisbury, en Rhodésie, fortement chargées en particules de kaolin (7 à 10 Å) demeurent turbides en aquarium durant plusieurs mois. Les teneurs en matière solide en suspension y varient selon les saisons entre 190 et 360 mg/litre. Dans ce cas, les pontes de *Bulinus africanus* dégénèrent et les embryons meurent quand les oeufs sont émis sur les parois de l'aquarium, seuls ceux émis sur un végétal se développant normalement. Dans la même eau centrifugée, donc claire, tous les oeufs ont par contre

un développement normal. Chez l'espèce *Biomphalaria pfeifferi* , aucune ponte n'apparaît en eau turbide, alors que les oeufs sont normalement émis dans la même eau centrifugée.

Si cet effet perturbateur peut être positif dans le cas de mollusques vecteurs de schistosomiase, qu'en est-il dans le cas d'autres espèces non vectrices? Peut-être une forte teneur en suspensions solides perturbe-t-elle également la ponte des lamellibranches ou d'autres invertébrés. Nous avons souvent remarqué que des tentatives d'élevage de chironomides africains, à partir de pontes provoquées, échouaient quand elles étaient conduites dans une eau turbide (eaux de mares temporaires ou de fleuves en crue), alors qu'elles aboutissaient dans la même eau grossièrement filtrée et claire. Dans ce cas, il est évident que la cause de l'insuccès était principalement mécanique, une fine pellicule d'argile et de limons colloïdaux venant rapidement se déposer sur le mucus des capsules des pontes, limitant les échanges d'oxygène avec le milieu.

De la même manière, les dépôts fins de matière en suspension gênent considérablement les échanges transbranchiaux de nombreuses larvules d'insectes (Baetidae par exemple) ou bien, retenues et s'accumulant sur les soies du corps, forment rapidement une gangue asphyxiante chez les petits arthropodes.

Le comportement lui-même de certains invertébrés est affecté par les dépôts limoneux à la surface de divers substrats. Les Simuliidae et certains Baetidae (*Pseudocloeon vinosum* ) ne peuvent trouver de bonnes conditions de fixation ou d'établissement sur de telles surfaces (Wu, 1931 ; Harrison et Elsworth, 1958). La faune benthique habituellement inféodée aux biefs rocheux, et vivant dans les anfractuosités des pierres, ne peut, en raison du colmatage des interstices, trouver de bonnes conditions d'établissement. Le phénomène, quand il s'intensifie, induit un comblement des espaces interrocheux ; les sédiments s'accumulent entre pierres et galets, oblitérant ainsi un biotope ordinairement très peuplé : la face inférieure des blocs rocheux.

Une telle situation doit être considérée comme extrême et n'affecte que certaines portions des milieux aquatiques. Dans la majorité des cas, nous sommes en présence de situations intermédiaires, variant généralement avec les saisons, puisque les pluies constituent l'un des moteurs de l'approvisionnement en particules en suspension. Les travaux de Chutter (1968), dans le bassin de la rivière Vaal, où ce cours d'eau est entrecoupé de barrages qui jouent le rôle de récepteurs de sédiments, témoignent clairement de l'effet dépréciateur des suspensions solides sur l'ensemble des communautés benthiques.

Cet auteur distingue plusieurs zones dans les cours d'eau étudiés. L'une est qualifiée de zone d'érosion et représente les portions les plus soumises à l'arrachement de matériaux sédimentaires. Une seconde correspond aux biefs où s'effectue un dépôt régulier et stable, puis deux autres enfin correspondent à des biotopes où les dépôts sont respectivement instables et très instables. Cette distinction lui permet de montrer que c'est dans la

zone de dépôts stables que se rencontre la plus grande diversité et les plus fortes densités d'organismes. A l'opposé, la zone de dépôts très instables est toujours peu peuplée et la faune y est peu diversifiée. A ce schéma évolutif dans l'espace, se superpose un schéma d'évolution saisonnière, et quand la faune est considérée dans son ensemble, c'est en été, alors que l'intensité des dépôts solides est maximale, que se rencontrent à la fois diversités et densités minimales. Tous les organismes ne sont pas affectés de la même facon et parmi les plus sensibles on peut noter les *Naïs* spp. (Oligochètes), les Ostracodes et *Burnupia* spp. (Ancylidae). Il faut également noter qu'une forte intensité du débit des cours d'eau peut maintenir les sédiments en suspension et ne pas nécessairement entraîner un grand dépôt de matériaux argileux. Ce fut le cas en 1967 au Transvaal, après des précipitations exceptionnelles mais régulières durant toute la saison des pluies (Crass, 1969). Inversement, de forts orages de courte durée provoquent un ruissellement en nappe important sur les sols non protégés, entraînant une charge rapide des cours d'eau en matériaux particulaires, qui se déposent très vite dès que le débit ralentit.

D'une manière générale, il est donc certain que les dépôts sableux et argileux, même peu intenses, contribuent à accroître l'instabilité des peuplements benthiques, en modifiant constamment la structure des biotopes. Ces effets seront encore accentués pour certains organismes dont le comportement interfère avec l'existence de fortes charges en suspension. A ce titre, les Trichoptères Hydropsychidae qui capturent leurs proies à l'aide de filets muqueux tendus dans le courant, ne peuvent se maintenir quand les débits solides sont trop importants.

Bien que pouvant se déplacer sur de grandes distances et fuir ainsi les zones les plus perturbées, les poissons sont eux aussi affectés par une trop forte turbidité des eaux. Tous ne le sont pas avec la même intensité, et quiconque a pu voir, en fin de saison sèche, dans ce qui reste de vase semi-liquide des mares de savanes, d'intenses grouillements de *Clarias* spp. ou les mouvements désordonnés des *Tilapia* "happant" l'oxygène atmosphérique, en conviendra. Sans considérer ces cas particuliers, il est reconnu que l'augmentation des solides en suspension dans les eaux est à même d'avoir des répercussions sur les poissons et la pêche.

Dans une étude réalisée en 1975 par Andren, concernant la dégradation de l'environnement aquatique africain, en relation avec l'aquaculture, cet auteur rapporte de très nombreuses complaintes en provenance des services des pêches de la plupart des Etats africains. Un peu partout il est signalé une augmentation de la turbidité des eaux due à une érosion intensive des sols. Ce phénomène est reconnu comme responsable de la diminution de la production piscicole, ainsi que d'accidents locaux dans les pisciculture. Parmi les milieux concernés, Andren cite la rivière Nairobi au Kenya, de nombreux cours d'eau de Madagascar, des centres d'aquaculture comme ceux de Kpéwa et Ná au Togo, de vastes milieux naturels comme le lac Baranga ou la lagune de Lagos.

La situation en Afrique du Sud ne semble pas meilleure et, déjà en 1969, Grass écrivait : "It is doubtful if a single one

of the major rivers of South Africa reaches the sea in a condition that has not be severely affected by land use in his catchment". Selon cet auteur, seules les parties hautes des bassins demeurent encore peu touchées par ces phénomènes de charges solides résultant de l'utilisation intensive des terres. Cependant, si ce sont les régions les moins densément peuplées en habitants, c'est également là que se trouvent les biefs les moins riches en poissons, que ce soit dans les cours d'eau ou les lacs d'altitude.

Il est difficile de dire à partir de quelle densité en matières en suspension il y a gêne ou action néfaste sur l'ichtyofaune. Quelques normes ont été fixées pour les poissons européens; elles sont rapportées par Alabaster (1982) et s'énoncent comme suit :

a) Il n'y a aucune évidence que des concentrations de solides en suspension de moins de 25 mg/l aient quelque effet néfaste sur les pêches.

b) Il devrait normalement être possible de maintenir des pêches bonnes ou moyennes dans des eaux contenant de 25 à 80 mg/l de solides en suspension. Tous autres facteurs étant par ailleurs identiques, la production de poissons dans ces eaux pourrait être quelque peu inférieure à celle des eaux de la catégorie (a).

c) Les eaux contenant régulièrement de 80 à 400 mg/l de solides en suspension ne peuvent supporter de bonnes pêcheries continentales, bien que certaines puissent être exercées dans la gamme des plus basses concentrations.

d) Tout au plus de mauvaises pêches sont susceptibles d'être effectuées dans des eaux contenant plus de 400 mg/l de suspensions solides.

Bien que cet énoncé concerne seulement les pêches, il implique que les peuplements ichtyologiques qui en sont à l'origine, s'appauvrissent quand la charge en suspensions solides s'accroît. Son impact sur les poissons peut présenter quatre aspects principaux.

- Il peut y avoir une action directe sur le poisson, qui entraîne une diminution de son taux de croissance, de sa résistance aux maladies et qui peut même provoquer sa mort.

- Il peut y avoir une augmentation de la mortalité des oeufs et des alevins.

- Le comportement de certaines espèces (mouvements, migrations....) peut être modifié.

- Les fortes charges solides diminuent les densités de nourriture présente pour certaines espèces.

Si ces différents types d'action demeurent valables pour les poissons africains, il est bien difficile de dire si les valeurs

limites présentées plus haut le sont aussi. Dans les conditions naturelles, des concentrations nettement supérieures peuvent exister durant plusieurs semaines, au moment de la crue. Ainsi le Nil transporte -t-il des charges de 5 à 6000 mg/l pendant de longues périodes (Simaika, 1940). Il est également très important de prendre en considération la nature des matériaux en transit, qui peuvent avoir une action toxique liée aux polluants auxquels ils servent de support. Ainsi, la toxicité de certains insecticides antisimulidiens s'est-elle révélée nettement plus élevée dans une eau chargée d'argile que dans une eau claire. Les molécules dans ce cas s'adsorbent sur les particules argileuses, qui leur servent de vecteur pour atteindre la cible. Cette particularité de liaisons chimiques avec des composés actifs existe également avec les métaux lourds. Il est alors compréhensible que même de faibles teneurs en charges solides sont susceptibles d'entraîner des mortalités d'organismes vivants. C'est ainsi que des produits phytosanitaires employés sur champ peuvent, après lessivage des sols mal protégés, se retrouver véhiculés par les matières en suspension, sur de longues distances, avant de s'accumuler dans les zones de dépôts sédimentaires.

Enfin, il est nécessaire de considérer que l'oxydation des charges solides, particulièrement quand elles sont de nature organique, est grande consommatrice d'oxygène. Dans le cas extrême de certaines zones de dépôts, on peut aboutir à une anoxie partielle ou totale, sur un bief, avec toutes les conséquences que cela suppose pour la flore et la faune. D'autre part, les apports intensifs de matériaux solides contribuent au comblement des parties basses des cours d'eau. Si ce phénomène est particulièrement net au niveau des estuaires et des deltas, il existe avec une plus ou moins grande intensité dans les eaux intérieures comme par exemple la rivière Buffalo, affluent de la Tugela en Afrique du Sud. Crass (1969) signale également que dans la partie basse des cours d'eau de la côte sud du Natal, le niveau des lits s'est relevé de plus de quatre mètres en 25 ans. Dans certaines régions, les cours d'eau ensablés ne présentent plus d'écoulement de surface pendant de longues périodes, alors qu'un écoulement phréatique existe toujours (Oliff *et al.*, 1965).

### 2. Incidence sur les milieux aquatiques des excès de fertilisants mis en oeuvre en agriculture.

Nous avons vu (chap. C.I) que l'utilisation des pesticides dans le domaine de l'agriculture représentait une très importante source de contamination des milieux aquatiques continentaux. Il en va de même de l'emploi des engrais synthétiques fréquemment utilisés dans différentes pratiques culturales, donc que nous considérerons comme faisant aussi partie des modifications que l'homme apporte aux écosystèmes terrestres.

L'emploi d'engrais naturels (enfouissement des végétaux aux labours, introduction de fumier) est certainement aussi vieille que l'agriculture elle-même ; celle des engrais synthétiques est par contre née d'une conjonction entre une meilleure connaissance de la biologie et de la physiologie des plantes, et une technologie

moderne permettant de créer des formulations chimiques regroupant les éléments nécessaires à leur croissance. Les résultats liés aux apports de ces produits étant généralement spectaculaires, les paysans, pour satisfaire leur désir de produire plus, sont bien souvent enclins à augmenter les quantités d'engrais utilisés. En réalité, l'augmentation des rendements devient rapidement asymptotique, et les apports en excès des principaux sels minéraux ou nutritifs demeurant inexploités par les végétaux, créent un accroissement artificiel du flux d'azote. Le déséquilibre entre nitrification et dénitrification entraîne un surplus de nitrates dans les sols, que Commoner (1970) chiffrait pour le monde entier à environ 9 millions de tonnes par an. Ces quantités superflues sont alors à même d'être lessivées par les eaux de pluies et, au même titre que les pesticides, de se retrouver véhiculées vers les milieux aquatiques récepteurs. Dans les pays dits développés, ces apports représentent l'une des causes principales de l'eutrophisation des hydrosystèmes.

Il faut également considérer que, pour des raisons de prix de revient, les produits synthétiques livrés à l'emploi sont rarement purifiés, aussi, aux effets néfastes liés à leur excès vient s'ajouter la toxicité propre des impuretés qu'ils contiennent, et parmi lesquelles on peut citer le cuivre, le plomb, le zinc, l'arsenic....

En Afrique, l'emploi des engrais doit, encore à l'heure actuelle, être considéré comme limité, principalement en raison de leur prix élevé quand ils sont importés. On note toutefois un accroissement de leur fréquence d'utilisation dans les pays les plus riches, principalement en grande culture industrielle. Il faut enfin noter que la fabrication locale de ces produits s'intensifie, ce qui en diminue notablement le prix de revient et en augmente la consommation. En Côte d'Ivoire par exemple, la production locale d'engrais en 1981 était de l'ordre de 130.000 tonnes, et il était prévu qu'elle s'accentue fortement les années suivantes. Il n'en demeure pas moins que ces quantités restent faibles si on les compare à celles théoriquement nécessaires pour assurer dans ce même pays la production du café, du cacao et de la canne a sucre, sans épuisement des sols. Celles-ci étaient récemment estimées à quelque 1 500 000 tonnes (Broche et Peschet, 1983).

Nous ne reviendrons pas sur les conséquences multiples de l'eutrophisation des hydrosystèmes due au lessivage des terres cultivées, car elles sont les mêmes que celles résultant de la pollution industrielle organique (cf. chap. E.I). Cependant, il faut insister sur le caractère insidieux de cette pollution qui s'établit progressivement et ne présente pas le caractère spectaculaire d'un rejet régulier de tonnes de pelures d'ananas par exemple. Malgré cela, un peu partout les paramètres biologiques et physico-chimiques des milieux récepteurs changent, certaines espèces se mettent à proliférer (algues et macrophytes principalement), alors que d'autres disparaissent. De jour en jour, les teneurs en sels nutritifs augmentent dans la majorité des bassins endoréiques africains et l'eutrophisation par "source diffuse" s'installe. Plus les activités agricoles sont intenses, plus l'enrichissement est rapide.

Green (1976) signale par exemple la forte eutrophisation de certains lacs du sud-ouest de l'Ouganda, pour lesquels des informations existent depuis 1931. Situés dans les zones densément cultivées, de nets changements faunistiques sont apparus depuis cette époque, principalement marqués par des disparitions d'espèces, comme dans le lac Bunyonyi, où les observations portent sur trente ans (1931 - 1962). Dans d'autres lacs, des changements similaires sont survenus plus rapidement sous l'incidence de l'essor démographique des dernières décades (entre 1962 et 1975 pour le lac Mutanda par exemple).

Dans ces milieux, les impacts dus à l'eutrophisation sont souvent aggravés par une toxicité résultant d'apports en pesticides d'origine agricole, mais les dosages de phosphates des eaux profondes témoignent de la régulière accumulation des sels nutritifs. Ainsi, dans le lac Bunyonyi que nous venons de citer, les teneurs en $PO_4$-P qui étaient en 1965 de l'ordre de 93 µg/l à 35 mètres de fond, atteignaient 480 µg/l à 30 mètres et 610 à 37 mètres, en 1972 !

Une dystrophie plus ou moins prononcée affecte pratiquement tous les plans d'eau stagnants situés à proximité des grandes agglomérations où, à une agriculture intense, s'ajoute généralement l'action d'effluents domestiques à forte charge organique. Ce phénomène est particulièrement prononcé dans le cas des retenues artificielles.

En Afrique du Sud, deux petites retenues artificielles (Lindleyspoort et Buffelspoort) ont été durant une année enrichies artificiellement par des épandages d'engrais organiques dilués (urée et mono-ammonium phosphate), afin d'observer les conséquences de leur eutrophisation accélérée sur les peuplements d'invertébrés benthiques (Wilkinson, 1979). On constata tout d'abord une forte croissance des peuplements présents aux stations les plus profondes, durant les deux ou trois premiers mois, et les fortes densités se maintinrent longtemps après que les apports eurent cessé. Après une année les densités s'effondrèrent subitement et ne retrouvèrent leurs valeurs initiales d'avant enrichissement qu'après une autre année. L'apport d'engrais s'avéra donc particulièrement actif dans le maintien de populations benthiques denses, suppléant à la baisse naturelle des quantités de nourriture qui normalement survient à certaines époques de l'année.

Sur un plan qualitatif, l'Oligochète *Limnodrilus hoffmeisteri* , qui constituait normalement 50% des peuplements profonds, atteignit 95% sur l'ensemble des fonds. Cette espèce a également été signalée comme caractéristique de l'état d'eutrophisation du lac Mc Ilwaine par Marshall (1978 a), en association avec plusieurs Chironomides du genre *Chironomus* . Dans les expérimentations sud africaines, ce genre, ainsi que les *Chaobarus* , représentait la majeure partie du reste de la faune benthique.

Dans ces expériences, l'augmentation des densités d'invertébrés n'était en fait pas uniquement et directement liée à l'apport de nitrates et de phosphates, mais à un apport organique secondaire provenant de la mortalité massive des algues, ces dernières ayant elles-mêmes bénéficié en premier lieu des apports d'engrais.

L'extrême croissance des algues existant dans les lacs recevant des excès de sels nutritifs, peut représenter un danger, comme cela fut plusieurs fois observé en Afrique du Sud. Dans ces cas, il s'agissait d'une prolifération de *Microcystis* , dont l'ingestion est fortement toxique pour les poissons, les animaux domestiques et l'homme.

Quand l'eutrophisation est bien établie et stable, la faune peut s'adapter et constituer des communautés nouvelles. Zabi (1982) signale par exemple la constitution d'une faune benthique des zones lagunaires à forte charge organique, caractérisée par une dominance d'un Oligochète et d'un Gastéropode ( *Tympanotomus fuscatus* ). Quand les teneurs en matière organique deviennent moins excessives, un autre Gastéropode ( *Pachymelania aurita* ) se substitue au précédent de manière systématique.

### 3. Répercussions sur les hydrosystèmes de quelques autres modifications de l'environnement terrestre.

La réalisation des voies de communication qui permettent à l'homme d'aller d'un point à un autre, et par lesquelles il transporte denrées ou matériaux nécessaires à ses activités, concerne encore très inégalement le continent africain. De vastes régions demeurent d'un accès difficile et ne sont parcourues que par de rares pistes peu fréquentées. D'autres par contre, où se concentre le maximum d'activité humaine, sont, à l'exemple des pays industrialisés, sillonnées d'autoroutes. La multiplication des voies de communication va de pair avec l'essor économique et l'environnement en subit souvent les conséquences.

S'il est relativement aisé de juger des dégradations apportées aux paysages par la création d'une voie de communication, qu'elle soit terrestre ou ferroviaire (photo 14), l'impact sur le milieu aquatique est souvent plus difficile à apprécier. Dans certains cas toutefois il peut y avoir une action directe évidente, qui le plus souvent porte sur une modification des écoulements. On connaît ainsi le cas de routes qui, établies en Afrique du Sud au niveau de cordons lagunaires, limitent l'incidence de la pénétration des eaux salées, au profit d'une accumulation d'eau douce dans certaines zones de delta. Bien entendu, le résultat le plus évident en est une modification profonde des peuplements aquatiques, de part et d'autre de cette barrière artificielle.

Des phénomènes aussi complexes peuvent être pareillement créés en milieu strictement continental. Ainsi, dans les Yaérés du Nord Cameroun, qui sont de vastes plaines d'inondation dépendant du système fluvial Chari-Logone, la réfection "en dur" et hors d'eau de la route reliant Fort-Foureau à Maroua, en remplacement de l'ancienne piste submersible de latérite, entraîna de profondes variations des écoulements dans cette région, par modification du bilan hydrique global sur des centaines de kilomètres carrés. D'autre part, le passage de l'eau au travers de la route, par des systèmes de buses, canalisa le transit de nombreuses espèces de poissons venus se reproduire dans les plaines d'inondations, et

chaque passage représenta un point de capture privilégié avec un effort de pêche accru.

Il n'est pas toujours besoin de considérer les grands travaux routiers pour mettre en évidence des impacts sur les milieux aquatiques. Au Lésotho par exemple, il y a quelques décennies, la recherche du diamant en altitude et l'intensification de l'exploitation des pâturages, entraînèrent l'établissement d'un réseau de pistes plus ou moins planifié, souvent dû à la pénétration de véhicules lourds en "tout terrain". Ceci entraîna une forte augmentation de l'érosion des sols en raison du décapage intense du couvert végétal, puis, les pistes ainsi crées agissant comme des drains conduisant les eaux de ruissellement vers les cours d'eau récepteurs, ces derniers ont vu leur turbidité augmenter considérablement (Guillarmod, 1969). Ce phénomène de transport de solides en suspension était par ailleurs fortement accentué par la création des zones de recherche du diamant, qui se multiplièrent en altitude au fur et à mesure que les pistes s'établissaient.

Il faut enfin noter que la création des routes africaines, si elle s'accompagne d'un décapage des sols concernant de grandes surfaces*, est également susceptible de former de nouveaux milieux aquatiques. Très souvent en effet l'infrastructure de base des routes ou des pistes à grande circulation se réalise avec de la latérite, extraite de grandes excavations de bordure, jalonnant le parcours de la nouvelle voie de communication. Ces cuvettes se remplissent généralement d'eau aux premières pluies et forment ainsi des milieux artificiels stagnants, temporaires ou non selon leur taille, la nature du sol et la climatologie locale. De tels biotopes ont dans bien des cas un rôle bénéfique (réserve d'eau pour les animaux sauvages ou domestiques, utilisation possible pour la production piscicole...), mais ils sont également susceptibles, comme tous les milieux stagnants, de donner lieu à l'établissement de mollusques ou insectes vecteurs d'endémies.

---

* Bien souvent, la majorité des terres appartenant à l'Etat, le passage des routes ne demande pas d'expropriations coûteuses, aussi les chantiers n'occupent-ils pas la surface minimale nécessaire et les engins n'oeuvrent pas "au plus juste".

**Photo 12**
Confluence du Nzi et du Bandama en Côte d'Ivoire.
Les eaux du Bandama (claires) se sont décantées, après un passage successif dans les lacs de Kossou et de Taabo.
Les eaux du Nzi sont fortement limoneuses.

**Photo 13**
Destruction du couvert végétal par un feu de brousse.

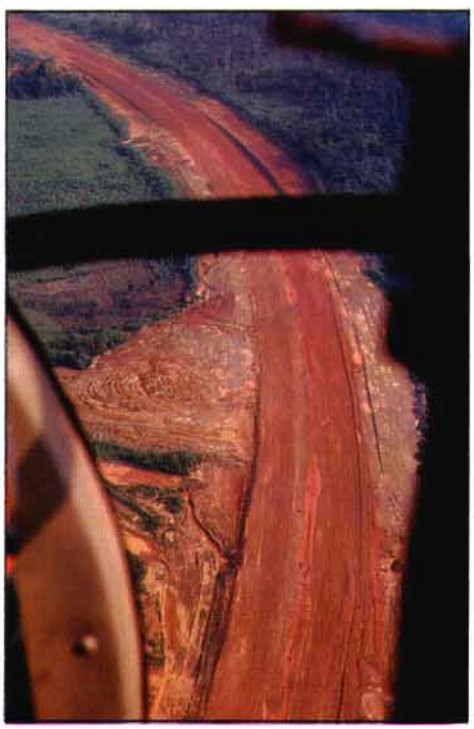


**Photo 14**
Dégradations du couvert forestier en bordure d'une voie de communication en construction.

F

# La manipulation par l'homme des milieux aquatiques

Chapitre F.I.

# Modifications néfastes des écosystèmes aquatiques liées à l'établissement des lacs artificiels et des réservoirs.

Nous avons regroupé sous l'intitulé de "manipulations des milieux aquatiques" un ensemble de modifications macroscopiques des écosystèmes naturels résultant de l'intervention directe de l'homme dans des buts souvent économiques, mais qui peuvent aussi être récréatifs ou esthétiques.

L'une des manipulations les plus fréquentes, et qui concerne les plus grandes étendues d'eau, est sans conteste la réalisation de retenues artificielles. D'autres modifications de la dynamique normale des eaux existent également, comme par exemple la création de réseaux d'irrigation par détournement des écoulements, la création de voies d'eau artificielles, les pompages intensifs à usage agricole ou urbain, l'exploitation des sols aquatiques ou para-aquatiques (gravières, sablières, carrières d'argile...).

Toutes ces modifications apportées par l'homme ont généralement un point commun qui est le changement des caractéristiques physicochimiques des milieux naturels concernés. De tels changements ne sont pas toujours bénéfiques, et se répercutent sur le plan biocoenotique, en induisant des modifications des peuplements végétaux ou animaux qui ne vont pas nécessairement dans un sens favorable.

## 1. Introduction.

Le voyageur parcourant la savane africaine à différentes époques de l'année est toujours frappé par la différence d'importance des eaux naturelles entre la saison sèche et la saison des pluies. Là où il a par exemple connu durant les mois de juillet à septembre des rivières au débit important, inondant les plaines, là où la brousse était parsemée de dépressions emplies d'eau boueuse, il ne reste plus, quelques mois plus tard, qu'une herbe desséchée ou le lit craquelé d'un marigot à sec. Il est certain que devant un tel contraste l'idée vient à l'esprit de stocker ces écoulements excessifs de l'été, pour pallier l'assèchement trop prononcé des mois d'hiver. De là sont nées les premières idées de gestion des écoulements, en retenant artificiellement les eaux de crue et en différant leur transit vers la mer, pour étaler dans le temps le bénéfice de leur présence.

A cette finalité initiale s'en sont ajoutées d'autres, et l'homme a rapidement pris conscience des nombreux avantages qu'il pouvait retirer des retenues artificielles qui se multiplièrent sur tout le continent.

Peut-on considérer une telle action comme une pollution? Certainement non si l'on fait le bilan des bénéfices que l'homme a su recueillir de cette manipulation des écoulements naturels. Il sera ainsi possible de réaliser des réserves d'eau souvent vitales pour le bétail ou servant à l'approvisionnement des agglomérations. Les retenues et les systèmes d'irrigation qui leur sont associés vont permettre un développement agricole dans des régions très défavorisées, et il sera possible de créer la vie où il n'y avait que désert ou bien de fabriquer l'électricité essentielle à l'économie. Toutefois, le bilan n'est pas que positif, et la création de la majorité des plans d'eau artificiels s'accompagne d'un impact écologique certain.

Il n'est à nouveau pas de notre propos de porter un jugement de valeur sur cette manifestation de l'activité humaine, d'autant que chaque plan d'eau représente un cas d'espèce, allant de la plus belle réalisation à l'oeuvre catastrophique. Nous nous efforcerons seulement dans les pages suivantes de rechercher les aspects négatifs possibles liés à leur création, mais seulement dans la mesure ou la qualité des eaux naturelles s'en trouve altérée, autant sur un plan physico-chimique que sur un plan biologique.

## 2. Importance des retenues artificielles en Afrique*.

C'est en Afrique du Sud, au début de ce siècle, que furent édifiées les premières retenues artificielles importantes, dans le but d'irriguer les terres cultivées (Hartbeespoort en 1923 ; Vernon Hooper en 1927...). En Afrique de l'Ouest et en Afrique Centrale, les premiers grands ouvrages ont été établis vers la fin des années trente et le début des années quarante. Leur rôle principal était également de régulariser les écoulements à des fins agricoles (lacs de Sansanding et Markala sur le Niger, au Mali), mais certains d'entre eux étaient déjà destinés à la production d'énergie électrique (Edéa, sur la Sanaga, au Cameroun).

C'est dans ce dernier domaine que l'établissement des lacs de barrage est le plus immédiatement productif, les quantités d'électricité produites pouvant être considérables (700.000 kWh pour le lac Kariba, 3.500.000 pour le Cabora Bassa, 800.000 pour le lac Volta). Ces productions sont d'ailleurs dans de nombreux cas bien inférieures aux capacités potentielles des ouvrages, comme c'est par exemple le cas à Edéa, où la puissance installée est de l'ordre de 250.000 kWh, mais qui peut produire 1,4 milliards de kWh par an (Deschiens, 1970).

---

*Il n'existe semble t-il aucun consensus sur la distinction exacte entre lac artificiel et réservoir, aussi sommes nous enclins à utiliser le terme lac pour des grandes étendues (supérieures à 1 $km^2$) et réservoir pour les plus petites, la limite entre ces deux dénominations demeurant très subjective.

A l'heure actuelle il n'existe pratiquement plus, en Afrique, de rivière de grande ou moyenne importance dont l'écoulement naturel ne soit modifié par une retenue artificielle. Sur les cours d'eau de moindre débit, c'est par milliers que se comptent digues et barrages destinés au stockage des eaux à des fins agricoles.

Les masses d'eau ainsi plus ou moins immobilisées dans leur transit vers les océans sont considérables, et la taille des lacs artificiels peut rivaliser avec celle des grands plans d'eau naturels (Tableau 58). D'autre part, à ces eaux retenues succèdent -ou précèdent- des sections de cours qualifiées, à plus ou moins juste titre, de régularisées.

En 1980, Davies estimait à 9200 km la longueur des cours d'eau africains ainsi modifiés par l'installation de barrages de grande capacité. Il faut certainement plus que doubler ce chiffre à l'heure actuelle, surtout si l'on tient compte du nombre de retenues de moindre importance, ayant une surface inférieure à 100 $km^2$. En Afrique du Sud par exemple, on comptait en 1978 cinq retenues d'une taille supérieure à 100 $km^2$ qui représentaient une régulation de 2500 km de cours. Cependant, en ajoutant les 15 retenues dont la surface était comprise entre 10 et 100 $km^2$ on atteignait une longueur de 7958 km. Si enfin on tenait compte des quelques 15 lacs ayant entre 5 et 10 $km^2$, la longueur totale des cours d'eau régularisés dépassait 11.000 km ! (Noble et Hemens, 1978 ; Davies, 1980) (Fig. 42).

Il est évident que les répercussions de la création des retenues artificielles vont être multiples. Nombreuses sont bénéfiques et justifient pleinement la modification des écoulements, d'autres par contre le sont beaucoup moins et constituent un aspect péjoratif que nous pouvons qualifier de pollution. Une abondante littérature traite du problème, aussi bien à l'échelle mondiale (Ackermann *et al.*, 1973 ; Petr, 1978...) qu'à une échelle plus régionale ( Jackson, 1963 ; Obeng, 1966 : Afrique ; Attwell, 1970 ; Balon, 1978 : lac Kariba ; Blake, 1977 a et b ; Lewis, 1974 : lac Kainji ; Oliver, 1977 : Afrique du Sud ; Chipungu, 1981 : lac Kafue George ...).

Les aspects les mieux documentés concernent bien entendu les modifications limnologiques fondamentales (Adeniji, 1976 et 1977; Balba, 1979 ; Begg, 1969 a et b ; El-Hinnawi, 1980 ; El-Moghraby, 1979 ; Entz, 1978 ; Falconer et Marshall, 1969 ; Jackson et Davies, 1976 ; Shaheen et Yosef, 1979 ...), ainsi que le développement excessif de végétation aquatique qui est l'une des premières manifestation biologique macroscopique résultant de la fermeture des retenues. Nous avons traité ce probleme des excès de végétation dans un chapitre particulier (chap. C IV) et ne citerons ici que quelques travaux spécifiquement relatifs aux milieux artificiels. C'est ainsi que la prolifération des végétaux aquatiques du lac Kariba a été largement étudiée par Begg (1969 a et b, 1971) , Magadza (1970) , Marshall et Junor (1981) , Mitchell (1960, 1965, 1967, 1969....) et Schelpe (1961). Les mêmes problèmes se retrouvèrent dans le lac Cabora Bassa : Bond (1978) et Freidel (1978) , le lac Kainji : Chachu (1978) et Imevbore (1975), et même avec une moindre ampleur dans le lac de Kossou (Mulligan, 1972).

Tableau 58 : Principaux lacs artificiels africains ,en comparaison avec les plus grands lacs naturels de ce continent.

| Lacs artificiels ( d'après Davies, 1979). | | | | | Lacs naturels | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Nom | Situation | Fleuve concerné | Superficie ($km^2$) | Date de fermeture | Nom | Situation | Superficie ($km^2$) |
| Lac Volta | Ghana | Volta blanche | 8700 | 1964 | | | |
| Lac d'Aswan | Egypte | Nil bleu | 7800 | 1964 | Lac Victoria | Ouganda-Kenya Tanzanie | 68000 |
| Lac Kariba | Zambie | Zambèze | 5000 | 1958 | Lac Tanganyika | Tanzanie-Zaïre Burundi | 32000 |
| Lac Cabora Bassa | Mozambique | Zambèze | 3700 | 1974 | Lac Malawi (ex Nyassa) | Malawi-Tanzanie Mozambique | 26000 |
| Lac Kossou | Côte d'Ivoire | Bandama | 1600 | 1971 | Lac Tchad | Tchad-nigeria Niger | 10-23000 |
| Lac Kainji | Nigéria | Niger | 1300 | 1968 | Lac Bangweulu | Zaïre | 10000 |
| Lac Kafue-George | Zambie | Kafue | 800 | 1972 | Lac Rudolphe | Ethiopie-Kenya | 8600 |
| Lac Gebel Aulia | Soudan | Nil blanc | 600 | 1937 | Lac Leopold II | Zaïre | 2-8000 |
| Lac Lualaba | Zaïre | Lualaba | | | Lac Moéro | Zaïre | 4850 |
| Inga I | Zaïre | Zaïre | | | Lac Mobutu Sésé Séco(ex Albert) | Ouganda-Zaïre | 4500 |
| Inga II | Zaïre | Zaïre | | | Lac Tsana | Ethiopie | 3100 |
| Seven Forks | Kenya | Tana | | | Lac Kivu | Rwanda-Zaïre | 2700 |
| Lac H.F. Vervoerd | Af. du Sud | Orange | 380 | 1971 | Lac Idi Amin (ex Edouard) | Ouganda-Zaïre | 2150 |
| Lac de Vaal | Af. du Sud | Vaal | 300 | 1938 | | | |
| Lac Roseires | Soudan | Nil bleu | 290 | 1966 | | | |
| Lac d'Ayamé | Côte d'Ivoire | Bia | 190 | 1959 | | | |
| Lac Sennar | Soudan | Nil bleu | 140 | 1925 | | | |
| Lac PK. Le Roux | Af. du Sud | Orange | 140 | 1975 | | | |

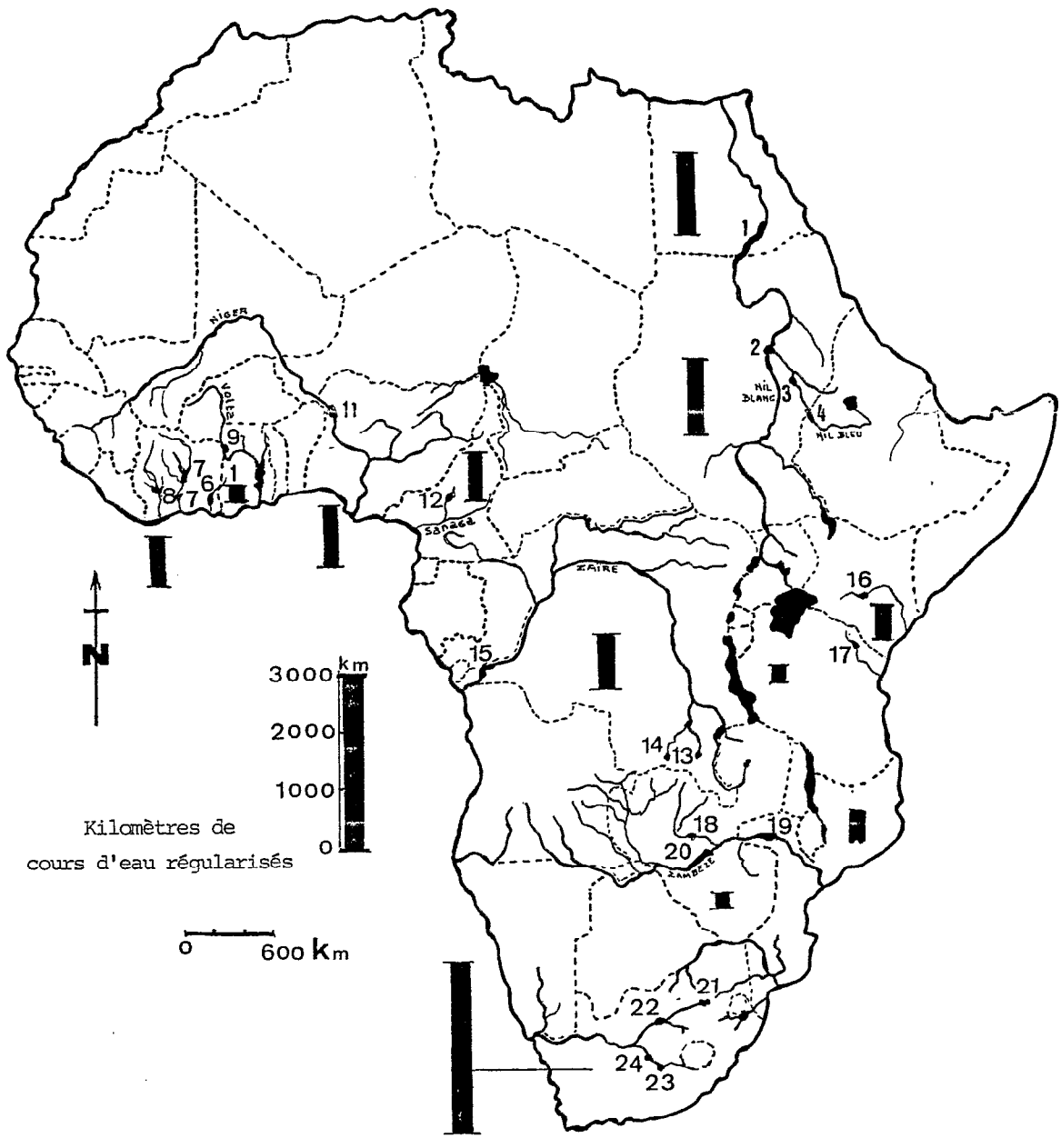



Figure 42 . Localisation des principaux lacs de barrage Africains et estimation des longueurs de cours d'eau régularisés correspondantes (d'après Davies 1979).
Identification des retenues:1- Nasser Nubia (Aswan );2- Gebel Aulia; 3- Sennar; 4- Roseires; 5- Ayamé; 6- Kossou; 7-Taabo; 8-Buyo;9- Bui; 10- Volta; 11- Kainji; 12- M'Bakaou; 13- Mwangdinguebou; 14-Lualaba; 15- Inga I et II; 16- Seven Forks; 17- Nuba ya Mounou; 18- Kafue George; 19- Cabora Bassa; 20- Kariba; 21- Vaal; 22- Bloemhof;HF Vervoerd 24- PK Le Roux; 25- Pongolapoort.

Les changements biocoenotiques profonds induits par la formation des retenues artificielles sont nettement moins étudiés, si l'on met à part bien entendu les travaux concernant les peuplements de poissons et les pêches. Là, il faut citer les études de Blake (1977 a et b), Chipungu (1981), Imevbore et Okpo (1975), Jackson (1960), Lelek (1973, 1975), Lewis (1974), Petr (1975), Sagua (1978), Thornton (1975 a)....

La création d'une grande masse d'eau stagnante dans une région où seules des eaux courantes étaient présentes, s'accompagne bien entendu d'un développement de nombreux organismes lentiques dont certains sont vecteurs d'endémies. Il n'y a donc rien d'étonnant pour que des répercussions dans le domaine de la santé résultent systématiquement de l'exploitation de ces milieux aquatiques modifiés, et de nombreux auteurs se sont penchés sur ces problèmes (Brengues, 1972 ; Kershaw, 1965, 1966 ; Paperna, 1972 ; Philippon et Mouchet, 1976...).

Enfin, la réalisation d'un lac artificiel concentre les activités humaines, que ce soit au niveau même de la masse d'eau retenue, ou dans son bassin d'alimentation. Inévitablement ces milieux deviennent récepteurs d'effluents ou d'eaux de ruissellement, et sont appelés à présenter des symptômes, soit de pollution aiguë, soit d'eutrophisation (Greichus, 1982 ; Greichus *et al*., 1978 ; Falconer, 1970 ; Thornton et Nduku, 1982 a et b ; Adeniji, 1973; Marshall et Falconer, 1973....).

Dans les pages suivantes nous avons analysé quelques travaux couvrant ces différents domaines, et qui témoignent des nombreux aspects néfastes résultant, ou susceptibles de résulter, de la création des retenues artificielles. Nous considérons ces impacts comme une certaine pollution des hydrosystèmes naturels, pollution qui pourra être d'autant plus grave qu'aucune étude multidisciplinaire sérieuse n'aura accompagné - et pour certains aspects, précédé - l'établissement des plans d'eau.

## 3. Répercussions écologiques directes des retenues, sur les hydrosystèmes naturels.

### a. Modification des écoulements et changement de la nature du milieu.

Parmi les incidences écologiques les plus évidentes, liées à la création de n'importe quelle retenue artificielle, il y a bien entendu la modification profonde de la cinétique de l'eau, qui transforme un fleuve, ou une rivière, en un lac ou un étang vers l'amont, et en un autre fleuve ou une autre rivière, au débit modifié, vers l'aval !

On se représente immédiatement que ces changements d'état ne vont pas être sans conséquence sur les composantes biologiques des milieux concernés, surtout s'ils s'effectuent brutalement. On

peut imaginer une fermeture progressive de l'ouvrage permettant une lente adaptation des organismes à leurs nouvelles conditions de vie, mais c'est rarement ce qui se passe en réalité, et dans de nombreux cas il y a fermeture rapide et presque complète des vannes de vidange des ouvrages, dès les travaux de construction achevés.

Malgré les protestations et mises en garde des écologistes, ce fut par exemple le cas du Cabora Bassa, au Mozambique, où le débit en aval du barrage fut durant quatre mois ramené de 3.000 $m^3/s$ à 60 $m^3/s$ ! Ceci amena un assèchement catastrophique d'environ 560 kilomètres du cours du bas Zambèze, étant donné que les tributaires présents dans cette zone ne représentaient qu'un apport de moins de 10% de l'écoulement normal total (Davies, 1975 a ; Davies et Hall, 1975). En conséquence, certaines villes situées en aval du barrage ont été privées d'eau potable durant plusieurs mois. Par ailleurs, l'absence de crue dans le bas bassin résultant de la fermeture du barrage en début de montée des eaux, entraîna de graves perturbations des peuplements ichtyologiques et de la pêche. D'importants peuplements de poissons se trouvèrent à sec, et furent récupérés par les riverains. La perte de ces géniteurs (la crue coïncide avec la reproduction de nombreuses espèces) entraîna une forte altération du recrutement en alevins.

D'autres observations, effectuées un mois après la fermeture du barrage, font état d'une importante mortalité des palétuviers de la mangrove dans la zone du delta et d'une forte augmentation de l'érosion marine. La répercussion écologique de la fermeture trop brutale se fit donc sentir jusqu'à la mer.

De tels impacts à longue distance ne sont pas exceptionnels, et c'est ainsi par exemple que, dans les années 1971 et 1972, la conjonction de la fermeture du barrage de Kossou et d'une pluviométrie déficitaire au niveau du bassin du Bandama, a empêché les hautes eaux de ce fleuve de creuser la passe de Grand Bassam reliant la lagune à l'océan, à quelques 150 kilomètres en aval. Immédiatement la production piscicole de la lagune s'effondra et il fallut en 1973 réouvrir mécaniquement la passe pour qu'elle se rétablisse (Daget, 1974).

D'une manière générale, les lacs de retenue sont caractérisés par des régimes différents des lacs naturels. Chacun présente sa particularité hydrodynamique dans la mesure où la régulation des échanges d'eau est, dans la majeure partie des cas, entièrement sous la dépendance de l'homme. La période d'échange d'eau complet peut ainsi, compte tenu naturellement de la taille de la retenue, varier de quelques jours à ...plusieurs années, selon la finalité de l'ouvrage et la périodicité de régulation adoptée. Il est donc concevable qu'en plus des variations de niveau du plan d'eau, l'irrégularité des écoulements à l'aval des barrages puisse être la cause de graves perturbations écologiques résultant de processus variables d'exploitation des ouvrages.

Le cas du barrage de Pongolapoort, sur la rivière Pongolo (Zululand), est caractéristique à ce sujet. Sa fermeture en 1970 entraîna dans un premier temps l'assèchement rapide de nombreuses cuvettes naturelles situées à l'aval de l'ouvrage et normalement incluses dans la plaine d'inondation du fleuve, milieux qui jouaient un rôle important dans la production ichtyologique de cet hydrosystème. La réouverture du barrage, qui eut lieu quelques mois plus tard, introduisit un régime alterné de mise en eau et d'assèchement, très perturbateur pour l'ensemble des organismes aquatiques (Coke, 1970, non publié et cité par Davies, 1981). La situation de cette zone d'inondation ne s'est guère améliorée par la suite, et dans les dépressions qui ne sont plus normalement lessivées par les crues du fleuve, la conductivité peut atteindre des valeurs de 2750 $\mu$S $cm^{-1}$, en raison de fortes remontées de chlorures provenant de dépôts du crétacé (Heeg *et al.*, 1978).

Des "accidents", ou des erreurs d'évaluation, peuvent entraîner des écoulements non planifiés et l'ouverture temporaire de certains barrages. C'est ainsi que le barrage de Cabora Bassa sur le Zambèze dut être partiellement ouvert en avril-mai 1976, pour compenser un remplissage trop rapide pouvant avoir des conséquences fâcheuses pour l'ouvrage. Ceci se traduisit par la libération d'un débit de 13.000 $m^3$/seconde, entraînant à l'aval une crue artificielle, à une époque qui normalement correspondait à l'étiage du fleuve (Jackson et Rogers, 1976) !

Dans d'autres cas enfin, comme au lac Kariba durant plus de dix années (1961-1971), la régulation fut extrêmement anarchique et mal planifiée, aucun rythme n'étant annuellement respecté qui puisse conduire à l'établissement -en aval du barrage- de nouveaux équilibres relativement stables (Begg, 1973). Une situation semblable prévaut actuellement pour le barrage de Kossou en Côte d'Ivoire.

La partie amont des retenues n'échappe pas aux grandes variations de niveau et celles-ci, au rythme des saisons, peuvent entraîner d'importantes modifications écologiques. C'est ainsi qu'au lac Kariba à nouveau, la baisse saisonnière du plan d'eau laisse à découvert de grandes surfaces vaseuses, en raison d'une faible pente des rivages. Il s'en suit un important développement de végétation terrestre et hygrophile. Au moment de la remontée des eaux, l'inondation de ces zones entraîne une décomposition des végétaux qui se traduit sur un plan physico-chimique par une nette diminution du pH et de la teneur en oxygène, et une augmentation de la conductivité, autant de paramètres qui induisent des perturbations des peuplements d'organismes benthiques (Mc Lachlan, 1969).

Outre la modification profonde des régimes hydrologiques, qui est liée à l'entrave de l'écoulement des cours d'eau et dont les conséquences sont extrêmement variées (nous n'avons présenté que quelques manifestations "macroscopiques"...), il faut signaler les modifications physico-chimiques des bassins liées à un changement de la cinétique des transports solides.

La quantité de matières en suspension transportée naturellement par les rivières et les fleuves peut être considérable. Dans

les très grandes masses d'eau courantes comme l'Amazone ou le Zaïre, où les débits peuvent durant la crue dépasser 60.000 $m^3$ par seconde, ce transport solide atteint des valeurs telles que des milliers de tonnes sont annuellement déversées dans les océans [46 mégatonnes pour le Zaïre, selon Minetti et Auriel (1975)] , et contribuent à la modification des zones côtières et des fonds du plateau continental.

Les pluies tropicales à fort coefficient de ruissellement sont le moteur principal d'une érosion des sols intense, contribuant à la charge en particules solides des eaux courantes. Ce phénomène est naturel, mais peut dans de nombreux cas être accentué ou réduit par les interventions volontaires ou non de l'homme, la création d'une retenue étant l'une d'elles.

Dans ce dernier cas et d'une manière générale, on observe deux phénomènes opposés, l'un correspondant à une diminution du transport solide dans les eaux situées à l'aval du barrage, l'autre à une forte accumulation de sédiments dans la cuvette lacustre, pouvant entraîner une réduction de sa capacité de stockage, comme c'est le cas dans le lac Arthur par exemple. Ce milieu, situé à l'est de la Province du Cap, aurait selon Noble et Hemens (1978) perdu environ 26% de sa capacité depuis sa création. Une situation analogue existe dans le lac Nasser-Nubia, où le barrage d'Aswan, établi de 1957 à 1964 sur le Nil (troisième fleuve du monde, avec une longueur de 6671 km), forma une retenue d'une capacité potentielle de 157 $km^3$.

Ce milieu représente un énorme piège à sédiments qui bloque l'apport à la mer de milliers (ou millions selons les auteurs) de tonnes de matière sablo-argileuse (Pourriot, 1982). L'incidence est telle qu'il en résulte une modification profonde de la région du delta, ayant entraînée une augmentation considérable de l'érosion marine (Sharaf El Din, 1977), ainsi que la disparition des lagunes côtières, autrefois très favorables à la pêche. On a estimé la réduction des captures, dans ces zones hautement productives, à environ 15.000 tonnes de poisson frais par an ! L'impact dépasse la simple zone littorale, et on a enregistré par exemple une baisse considérable de la production planctonique en Méditerrannée, au large du delta, due à la réduction des apports en fertilisants. Cette baisse a entraîné une diminution extrêmement rapide de la pêche aux sardines dans toute cette région, et les captures qui étaient de l'ordre de 18.000 tonnes en 1964 avaient chutées à 500 tonnes en 1968 et étaient égales à zéro en 1971 (Collier *et al*., 1973) ! Une telle perte est considérable et n'est que partiellement compensée par une production importante de la retenue elle-mème, où peuvent être pêchées annuellement de 15 à 20.000 tonnes de poisson, dont environ 50% de *Tilapia* sp. En effet, si l'équivalence en tonnage existe plus ou moins entre pertes et gains, la nature du produit et sa destination commerciale diffèrent grandement.

Parallèlement à cette rupture du transit des substances solides, il se crée une charge considérable du lac où des apports permanents sédimentent. On admet que seulement 10% des alluvions amenées à la retenue par les eaux du Nil sont effectivement utilisées. Paradoxalement, il y a stockage et perte au niveau du fond

du lac de l'ordre de 12.000 tonnes d'azote et 6.000 tonnes de phosphore solubles, alors que les pratiques culturales liées à l'existence du barrage nécessitent un apport constant d'éléments nutritifs synthétiques ! Il faut maintenant dans cette région environ 2.000.000 de tonnes d'engrais chimiques par an pour assurer la croissance du coton et du maïs, alors que seulement 700.000 tonnes étaient nécessaires en 1957.

Actuellement, et sous l'incidence d'apports solides de l'ordre de 8 g par litre durant la crue du haut Nil (transparence au disque de Secchi de trois à quatre centimètres seulement ), la sédimentation se fait sentir jusqu'à près de 400 kilomètres en amont du barrage. Tous les élargissements du fleuve sont favorables à un dépôt des matériaux en suspension et la couche de vase se mesure par endroits en dizaines de mètres. Près de Wadi Halfa, à 350 km en amont du barrage, l'ancien lit du Nil est entièrement comblé et n'est plus détectable à l'écosondage (Entz, 1978). On estime que théoriquement le lac pourrait être comblé en 1700 ans. En fait, il existe des phénomènes complexes de mouvements d'eau et du sédiment qui rendent la distribution des dépôts très hétérogène, formant par exemple une nouvelle vallée fluviale sous-lacustre ! Il est donc très incertain de prédire ce qui réellement se passera dans l'avenir.

Outre les conséquences physiques de l'apport excessif en matériaux solides, l'augmentation de la turbidité des eaux induit naturellement une diminution de la production en éléments phytoplanctoniques et en petits organismes zooplanctoniques. Au niveau des peuplements benthiques, certains organismes se trouvent progressivement défavorisés, voireéliminés, alors que d'autres en tirent profit. C'est ainsi qu'il faut par exemple remonter à plus de 400 kilomètres en amont d'Aswan pour retrouver des *Corbicula* spp. (mollusque lamellibranche) vivant normalement. Entre 300 et 370 kilomètres, les mortalités sont très élevées en raison des effets conjugués de la forte sédimentation et de la stratification estivale, qui isole au niveau du fond des eaux anoxiques ; entre le barrage et 300 kilomètres en amont, on ne retrouve plus que des coquilles vides ! Les Tubificidae par contre sont très favorisés dans cette portion du système lac-fleuve, et des biomasses de 200 grammes par mètre carré y ont été relevées !

Après un temps de rétention plus ou moins long dans les retenues, les eaux qui s'écoulent des lacs de barrage vers l'aval, sont généralement claires. Elles ont donc une capacité d'érosion importante, et les berges des cours d'eau qui ne sont plus alluvionnées sont alors soumises à une rapide altération. De tels phénomènes sont particulierement évidents pour les grands ouvrages et ont été rapportés par Wafa et Labid (1973), ainsi que par Talling (1976), pour les lacs du Nil, de même que par Watermeyer (1965), pour le lac Kariba.

b. Impact biocoenotique de la modification des facteurs physico-chimiques du milieu.

Bien qu'à nouveau chaque retenue doive être considérée comme un cas spécifique, quelques phénomènes généraux caractérisent les premières années de formation des masses d'eau artificielles.

A l'amont des barrages, le changement radical de nature du milieu qui transforme des eaux courantes en des eaux stagnantes (ou pseudo-stagnantes, dans la mesure où des courants de convexion existent encore en début de remplissage), s'accompagne de profonds désordres biocoenotiques. Plus ou moins rapidement les changements des facteurs abiotiques vont se répercuter sur le biome.

Dès le commencement du remplissage de la cuvette lacustre, les espèces les plus rhéophiles sont immédiatement éliminées, le cas des Diptères Simuliidae étant certainement l'un des plus démonstratifs. En fait, l'ensemble des composantes faunistiques ou floristiques de caractère lotique ne peut, plus ou moins rapidement selon les espèces concernées, supporter pleinement les nouvelles conditions écologiques à caractère lentique qui s'installent. Elles vont disparaître, seules les plus eurytopes étant susceptibles de s'adapter.

C'est probablement parmi les espèces très vagiles qu'il y aura le plus de possibilités de survie dans un premier temps. Les poissons en sont un exemple, et la composition spécifique des populations présentes en amont d'une retenue va rapidement évoluer. D'une manière générale les espèces qui se reproduisent ordinairement en eau calme, vont être favorisées (*Tilapia, Sarotherodon, Hemichromis..*), alors que celles se reproduisant en eau courante (*Barilius, Labeo, Mormyrus* ....) vont se raréfier ou disparaître. Dans le sud du lac Volta par exemple, on vit les captures de *Tilapia* passer de 1 à plus de 50% dans les prises totales des pêcheurs, dans les années qui suivirent immédiatement la fermeture du barrage (Petr, 1971).

Souvent, dans l'énorme masse d'eau libre de l'amont des barrages, vont se créer des conditions favorables à un hyperdéveloppement d'espèces pélagiques, habituellement peu nombreuses dans le bassin. Selon les régions considérées ce seront des poissons du genre *Pellonula* ou bien des genres *Sierathrissa, Stolothrissa* ou *Limnothrissa* , tous des Clupeidae de petite taille. Cette "explosion" de petits poissons pélagiques s'accompagne fréquemment de l'établissement d'importantes populations de prédateurs comme les *Lates* ou les *Hydrocynus*(Lévêque et Burton, 1981).

Ce schéma évolutif assez général peut être perturbé dans certains réservoirs par des mortalités massives de l'ichtyofaune, principalement en début de mise en eau, et dont nous verrons les causes dans les lignes suivantes.

Les peuplements de poissons ne sont pas les seuls à se modifier et les invertébrés caractéristiques des eaux stagnantes s'installent rapidement dans les nouveaux biotopes inondés. Ce sont généralement des organismes peu exigeants en oxygène qui peuplent les zones moyennement profondes (Tubificidae, Chironomidae des genres *Chironomus* et *Nilodorum* ...), alors que les zones de bordure, et notamment la végétation terrestre récemment recouverte par les eaux, supportent des peuplements plus variés d'insectes (Orthocladiinae, Tanytarsini, Ephéméroptères....), certains contribuant d'ailleurs fortement à accélérer la décomposition des arbres submergés comme l'Ephéméroptère *Povilla adusta* (Petr, 1971, 1974).

L'abondance des insectes, favorisée par les nouvelles conditions de milieu, peut être telle qu'ils constituent à eux seuls une nuisance. C'est ainsi que la fermeture du barrage de Sennar sur le Nil bleu créa, en 1925, des biotopes très favorables au développement de chironomides Tanytarsini, s'étendant jusqu'à Karthoum, à une distance de 350 kilomètres. Dans cette ville, au moment des émergences, des captures de 200 000 à 1 million d'individus en 90 minutes de piègeage lumineux, n'étaient pas rares (Rzoska, 1964).

La flore est également concernée par la fermeture des retenues, et dans de nombreux cas on assiste à un développement rapide de macrophytes, amenés par les eaux du fleuve. Ces végétaux s'accumulent progressivement au niveau du barrage ou bien se trouvent retenus le long des rivages par la végétation terrestre encore partiellement inondée. Des quantités considérables peuvent ainsi se trouver rassemblées. Ainsi, au début des années 1930, peu de temps après la fermeture du barrage du lac Mc Ilwaine au Zimbabwé, la couverture d'*Eichhornia crassipes* atteignait 30% de la surface en eau. Cette prolifération excessive des végétaux aquatiques représente une nuisance aux impacts multiples que nous avons déjà présentée au chapitre C.IV.

Le développement en masse d'algues microscopiques n'est par contre pas systématique, au moment de la mise en eau des retenues. Ceci tient tout d'abord au fait que les apports en phytoplancton par les fleuves sont peu importants , mais également en raison de la grande instabilité des conditions physico-chimiques qui règnent dans les milieux artificiels en constitution. Dans certains cas toutefois, des "fleurs d'eau", peuvent se développer très rapidement.

Il est généralement rare qu'un défrichage de la future région à mettre en eau ait été effectué avant la fermeture des grands barrages, surtout en raison du prix de revient de l'importante manutention que cela représente. Tout au plus certains axes sont ils grossièrement dégagés, pour libérer des "couloirs" de pêche permettant ultérieurement une pose plus aisée des filets. Dans ce dernier cas, les opérations consistent généralement à repousser la végétation, arrachée par les engins mécaniques, vers des amoncellements en ligne qui seront tout au plus partiellement brûlés, mais rarement dégagés de la future zone inondée.

La submersion de la végétation terrestre va entraîner immédiatement un processus de décomposition extrêmement consommateur d'oxygène et libérateur de sels minéraux (principalement des composés azotés). A cela vont également s'ajouter d'autres apports orga - niques et inorganiques, en provenance du cours d'eau alimentant la retenue, ainsi que du lessivage des terres progressivement submergées. Dans la mesure où la profondeur de l'eau va augmenter rapidement (cas d'une fermeture accélérée de l'ouvrage), toutes les conditions limnologiques favorables vont être réunies pour que s'établisse une forte stratification thermique du milieu (Photo 15).

Sur un plan biologique une telle situation peut se traduire par :

- L'apparition d'une couche euphotique de surface à température

élevée, très favorable à une grande prolifération du phytoplancton. Dans les premières semaines du remplissage du lac Volta par exemple, les concentrations en éléments phytoplanctoniques atteignaient 2200 cellules par millilitre et la teneur en oxygène des eaux de surface dépassait 300% de la saturation (Petr, 1971).

- L'existence d'un hypolimnion (couches profondes) désoxygéné, donc impropre à la vie. Dans le cas du lac Volta que nous venons de signaler ci-dessus, les teneurs en oxygène étaient nulles, à 10 mètres de profondeur.

Il y a donc une réduction considérable de la masse d'eau susceptible de participer à la production piscicole. Par ailleurs, il suffit de changements brutaux de certaines conditions météorologiques (baisse soudaine des températures, vents violents, orages...) pour qu'il y ait disparition de la thermostratification et renversement des eaux, les couches profondes anoxiques se mélangeant aux couches superficielles. La désoxygénation du milieu est alors totale et l'on assiste à des mortalités en masse d'organismes vivants, celles des macro-crustacés et des poissons étant les plus spectaculaires.

De tels phénomènes sont fréquents durant les premières années de la mise en eau des grandes retenues, mais peuvent également apparaitre chaque année pour certaines d'entre elles (lac Nasser-Nubia, lac Kainji), ou bien de temps à autre, avec une périodicité mal définie, comme dans les lacs de Kossou (Traoré, 1979) ou d'Hartbeespoort (Robarts *et al* ., 1982). Dans ce dernier cas, le retournement des eaux qui eut lieu en 24 heures, le 26 avril 1981, à la suite d'une intense perturbation météorologique, entraîna la chute de la teneur en oxygène des eaux de surface de 12,6 mg/l à 0,4 mg/l. Le retour à des conditions normales nécessita environ trois mois (Fig. 43).

Les retenues à vocation hydroélectrique, qui ont généralement une grande profondeur au niveau des barrages, sont les plus susceptibles de présenter une thermostratification bien marquée. Dans ce cas, les déversements d'eau vers l'aval se font à la base des ouvrages, et concernent alors des eaux hypolimniques de faible qualité biologique. Elles sont nettement plus froides que celles de surface et contribuent à créer un abaissement des températures moyennes du cours aval pouvant atteindre plusieurs degrés, encore décelable à plusieurs kilomètres de distance. De tels phénomènes ont été mentionnés du lac Kariba (Hall *et al*., 1977) et du lac Pongolapoort (Rogers, 1978).

Les eaux hypolimniques sont par ailleurs souvent désoxygénées et peuvent renfermer de l'hydrogène sulfuré. Ces deux facteurs, très défavorables au développement des organismes aquatiques et notamment des poissons, sont parfois sensibles sur de longues distances, comme il a été observé périodiquement en aval des lacs Kainji (El-Zarka, 1973 ; Adeniji, 1977) ou Cabora Bassa (Begg, 1973 ; Davies, 1975 b).

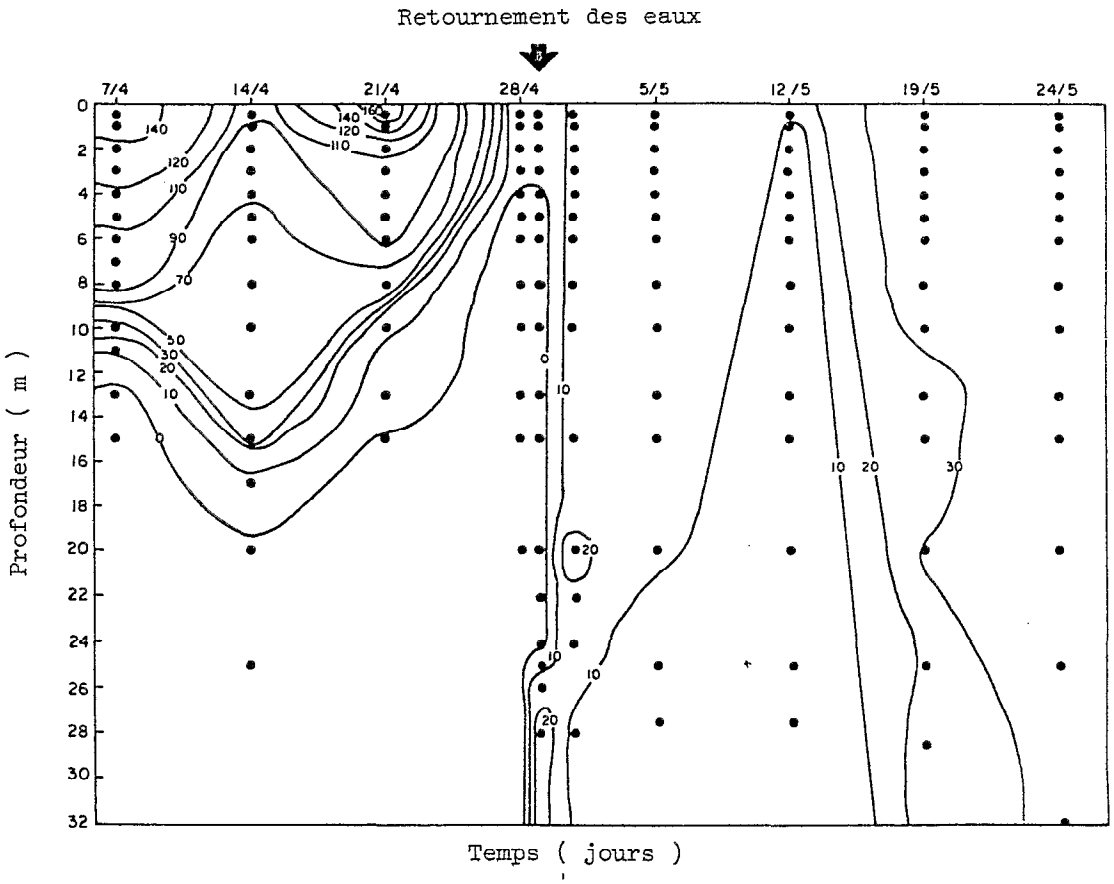



Figure 43 , Diagramme de la répartition des teneurs en Oxygène, en fonction du temps et de la profondeur , dans le lac Haartbeespoort, un mois avant et un mois après un retournement des eaux dû à une forte tempête; (D'après Robarts et al 1982 ).

## 4. Incidence sanitaire des retenues artificielles.

On sait qu'en Afrique intertropicale, ainsi que dans de nombreux pays chauds du globe, l'existence de la majorité des vecteurs d'endémies est liée à la présence d'eau de surface, courante ou surtout stagnante. Là, ils effectuent généralement la partie pré-imaginale de leur cycle (moustiques, simulies) ou même leur cycle complet (mollusques). La dynamique de leur peuplement est donc directement sous la dépendance de celle de l'eau, particulièrement dans les régions au climat de type sahèlo-soudanien, où de nombreux milieux aquatiques naturels présentent un caractère temporaire très marqué.

Tenant compte de ces données élémentaires, il devient évident qu'assurer artificiellement la pérennité de plans d'eau va constituer un facteur stabilisant des peuplements de vecteurs et va focaliser l'établissement de populations denses. Par ailleurs, comme le mentionnent justement Philippon et Mouchet (1976), les aménagements hydrauliques ou agricoles de grande envergure sont souvent à l'origine d'importants déplacements de populations humaines, propices à l'introduction des agents pathogènes, et qui contribuent à modifier les conditions épidémiologiques locales. La réalisation d'une retenue d'eau équivaut donc systématiquement à la création de conditions socio-écologiques favorables à un impact sanitaire.

De très nombreux travaux ont mis en évidence la relation étroite existant entre la création des retenues artificielles, ou des vastes systèmes d'irrigation, et la prolifération des mollusques vecteurs de bilharziose. Des problèmes spécifiques ont par exemple été signalés d'Afrique Centrale (DeBont et DeBont-Hers,1966), du Ghana (Deschiens,1972), du Maroc (Deschiens et Cornu, 1975), du Cameroun (Gamet *et al*. ,1964; Gariou *et al* .,1961), d'Egypte (Greany, 1952;Helmy, 1933), du Kenya (Highton, 1970), de Zambie (Hinman,1966), du Tanganyika (Webbe, 1960,1963)...

L'établissement de peuplements denses de pulmonés est tout d'abord fonction de leur concentration initiale dans les milieux naturels situés dans la zone inondée ou à proximité de celle-çi. Selon les conditions écologiques crées, leur croissance sera ensuite plus ou moins rapide, mais en général il existe un certain "temps de maturation" des milieux artificiels, avant qu'ils soient envahis par les mollusques vecteurs. Ce temps est lié à la vitesse d'accumulation de la matière organique, sous forme d'algues périphytiques, de détritus organiques ou de macrophytes. Ainsi, dans le lac Volta, *B.forskali* ne colonisa véritablement le milieu qu'un an après la fermeture du barrage, et *B.rohdfi* seulement deux ans plus tard (Paperna, 1972), les besoins en matière organique de la première espèce étant connus comme moindres que ceux de la seconde.

Malgré ce temps de latence, l'intensité de contamination des populations riveraines des lacs de barrages est généralement rapide, en dépit des précautions sanitaires qui peuvent être prises. Autour du lac Kainji par exemple, fermé en 1968,Waddy (1975) signale un taux de prévalence de *S.haematobium* de 43,9% en 1970,passant à 54,3% en 1971 et 60% en 1972; dans certains villages ce taux atteignait même près de 75%.

Les schistosomomiases ne sont pas les seules endémies favorisées par la création de plans d'eau et des problèmes sanitaires, au sens large, peuvent apparaître très rapidement, même quand les retenues "responsables" sont des petite taille. Gariou *et al*. (1961) signalent que la création de petits étangs de pisciculture, établis grâce à des retenues artificielles de la rivière Oléoza, située au Cameroun dans la région forestière du Nyong, engendrèrent d'une part une épidémie de schistosomiase ( *S.intercalum* et surtout *S.mansoni* étaient très fréquents), mais aussi une recrudescence immédiate du paludisme endémique

Pour tous ceux qui ont parcouru la brousse africaine et établi leur campement au bords des eaux, il est une équation simple et toujours vérifiée: eau stagnante = moustiques! Aussi, quand les milieux artificiels sont établis dans les zones à reliefs peu accidentés qui n'ont subi avant mise en eau aucun déboisement, ou seulement un défrichage partiel, il se crée de grandes surfaces recouvertes d'une faible épaisseur d'eau, où se développe une végétation aquatique ou semi-aquatique souvent dense. Ces biotopes, riches en matière organique, sont très favorables à l'établissement de diverses larves de moustiques qui, présentant généralement un cycle de développement très rapide, seront en peu de temps à même de donner naissance à des nuées d'adultes, vecteurs potentiels de nombreux parasites. Parmi ces derniers, il faut citer :

- *Wuchereria bancrofti* ou filaire de Bancroft, dont l'infestation est incapacitante et provoque l'éléphantiasis, des hydrocèles, ainsi que des manifestations lymphatiques diverses. Ses vecteurs en sont *Anopheles gambiae* et *A.funestus.* La prolifération de cette maladie en région de savane sèche est très nette dans toutes les zones où se créent des retenues artificielles à vocation agricole, à proximité des communautés villageoises. La propagation sera d'autant plus rapide que les aménagements hydrauliques créent des "appels" de main d'oeuvre focalisés, pouvant renfermer des sujets déjà contaminés (Brengues, 1972). D'autres filarioses sont transmises par *Culex fatigans* .

- Les hématozoaires du paludisme, qui sont essentiellement transmis par les deux vecteurs *A.gambiae* et *A .funestus* dont nous avons déjà mentionné le rôle dans la propagation des filarioses.Holo-endémique en zones de savane humide (les enfants développent une semi-immunité entre 5 et 10 ans), le paludisme n'y provoque guère d'accidents cliniques que s'il accompagne d'autres maladies ayant entraîné un affaiblissement sérieux des sujets. En savane sèche par contre son apparition est cyclique, liée au passage des pluies qui créent des milieux aquatiques temporaires multiples et variés. Là, l'immunité des populations humaines est très inégale et les risques sont nettement plus importants.

La réalisation d'ouvrages artificiels de petite taille, principalement à vocation agricole (irrigation, abreuvoirs, riziculture...), va assurer la pérennité de milieux favorables au développement des anophèles, d'abord au niveau de la nappe de retenue elle-même, mais également dans les flaques et les exutoires diffus à l'aval des ouvrages, les empreintes de pas résultant du piétinement des troupeaux en bordure des eaux...De tels milieux jouent un rôle prépondérant dans la propagation de la malaria et sont, selon Philippon et Mouchet (op.cit.):

"...à l'origine d'une forte aggravation de la situation épidémiologique, en créant des foyers holo-endémiques dans des régions d'endémicité modérée à faible. De plus, l'exécution des travaux (endiguements, barrages...) facilite souvent la prolifération des moustiques, et la main d'oeuvre peut être atteinte d'accès palustres cliniquement graves".

Les moustiques sont également à l'origine de la transmission de nombreuses autres maladies, qui frappent hommes et animaux. On citera par exemple la fièvre jaune, la dengue et de nombreuses arboviroses. Ces dernières maladies ont été par exemple responsables de la mort de plusieurs centaines de têtes de bétail, en Afrique du Sud, entre 1973 et 1975.

D'autres vecteurs d'endémies sont aussi favorisés par la présence de milieux stagnants artificiels, et il existe une certaine relation entre leur taille et la prédominance d'une maladie plutôt que d'une autre. C'est ainsi que de petits milieux, disséminés dans une région, seront souvent utilisés comme source d'eau de boisson; comme ils supportent généralement des peuplements zooplanctoniques denses où se retrouvent les copépodes Cyclopides hôtes de *Dracuncula medinensis* , une pseudofilaire dermique, ils sont alors à l'origine de la propagation de la dracunculose. Malgré des campagnes d'information sanitaire fréquentes, l'eau de ces milieux est rarement filtrée avant consommation et la contamination se fait par ingestion des copépodes infestés. Par opposition, la réalisation de grandes retenues, souvent associée à la mise en place d'un système d'adduction d'eau potable, peut être dans une région une cause de régression de cette parasitose, alors que les schistosomiases demeureront elles très fréquentes.

Parmi les autres maladies liées à la présence de milieux artificiels, il faut également citer les trypanosomiases, dont la recrudescence peut être notée en zone de savane boisée, où les rivages présentant un important couvert végétal arbustif ou arboré seront très favorables à la ponte des glossines adultes et au développement des larves et nymphes (Waddy, 1975).

L'onchocercose (cf. chap. B I) peut dans certains cas être favorisée par l'établissement de grandes ou moyennes retenues. Les déversoirs des barrages constituant des milieux très propices au développement des larves de *Simulium damnosum* , de même que toutes les zones d'accélération de courant, à ciel ouvert, créées artificiellement (Petr, 1974 ; Taylor, 1973).

Les grands barrages hydro-électriques peuvent, dans le cas de cette maladie, avoir un rôle mixte. Ce rôle est favorable en amont dans la mesure où des dizaines, ou parfois des centaines, de kilomètres de lignes de gîtes larvaires se trouvent noyés par la mise en eau (cas du barrage d'Akosombo par exemple). Au contraire, il peut apparaître en aval de nombreux gîtes nouveaux, issus de la régularisation de l'écoulement. Si cette régulation est maintenue toute l'année à un même niveau, ces gîtes seront extrêmement prolifiques, et vont créer des foyers d'infestation plus actifs que ceux préalablement existants (Kershaw, 1965, 1966). La possibilité par contre de moduler les débits d'écoulement vers l'aval peut être un moyen efficace de limiter les peuplements larvaires de *Simulium damnosum* , si des assèchements asynchrones par rapport à la durée de leur cycle sont régulièrement pratiqués. Malgré cela, il est rare que d'autres espèces ne puissent trouver dans ces nouvelles conditions des possibilités d'adaptation (Chutter, 1973).

Il faut enfin signaler, comme un aspect sanitaire indirect, que la création d'une importante masse d'eau stagnante constitue un milieu récepteur à faible taux de renouvellement, où peuvent s'accumuler des produits toxiques divers issus de rejets urbains ou industriels, qui risquent de se retrouver ultérieurement dans les eaux de boisson. De même, incitant à la concentration des activités humaines sur leurs rives, ces biotopes nouveaux peuvent être le siège de pollution bactérienne, causant des épidémies variées comme le choléra, plusieurs formes de dysenterie ou de gastroentérite. Enfin, recevant des apports allochtones en provenance du lessivage des terres cultivées du bassin collecteur, ils sont susceptibles de supporter une prolifération d'algues indésirables comme *Microcystis toxica*. Ces dernières ont ainsi provoqué à plusieurs reprises, entre 1942 et 1944, de nombreuses intoxications dans le lac de Vaal, en Afrique du Sud (Steÿn, 1945). Il y eut semble t-il aussi dans ce cas une forte incidence de la décomposition en place de la végétation submergée par la récente mise en eau du barrage.

## 4. Incidences secondaires des retenues artificielles.

Nous avons regroupé sous ces termes un ensemble de faits qui peuvent éventuellement être associés à la réalisation d'une retenue, altérant directement ou non le milieu aquatique naturel, ou bien qui ont une incidence néfaste sur les organismes qui le peuplent. Ces impacts ne sont pas systématiques, mais dépendent des conditions biotiques ou abiotiques qui prévalent dans la région où la retenue est réalisée.

### a. Impact de la construction des ouvrages.

L'un des premiers impacts de la constitution d'une retenue artificielle est naturellement lié à la construction de l'ouvrage devant stopper l'écoulement. Selon sa nature et son importance, les répercussions sur le milieu naturel seront plus ou moins intenses et variées. Dans certains cas, l'installation du barrage nécessitera d'importantes modifications de profil de la section du bief support, avec par exemple tirs de mines, ou apports massifs de matériaux allochtones déversés dans le cours du fleuve. Ces opérations entraînent le plus souvent des irrégularités dans les écoulements (montée des eaux ou assèchement selon le côté de l'ouvrage considéré). La teneur en débits solides augmente généralement à l'aval de la retenue et peut dans certains cas être à l'origine d'une destruction localisée et temporaire d'une partie de la faune et de la flore.

Des matériaux résultant de la fabrication des barrages bétonnés peuvent, accidentellement ou non, avoir une action polluante pour l'aval du cours d'eau (déversements de ciment, chutes ou rejets de pièces de coffrages ou de ferraillage, rejets d'huiles usées des engins de terrassement...).

L'établissement d'un grand barrage est d'autre part généralement long et demande toujours la participation d'une main d'oeuvre abondante. Il s'accompagne alors de la création d'un vaste "campement", ou village, le plus souvent installé à proximité du cours d'eau, à l'aval de l'ouvrage. Ce milieu urbain, créé très rapidement, aura des répercussions locales sur le cours d'eau régularisé (effluents domestiques, activités de pêche souvent intenses, cultures périphériques consommant de l'eau et favorisant l'érosion...). A cela, il faut ajouter, comme nous l'avons vu précédemment, tous les aspects sanitaires liés à cet afflux de main d'oeuvre venant parfois de régions éloignées et concentrée dans une zone d'étendue limitée.

b. L'effet de barrière.

Par la nature même de leur fonction, les barrages représentent un obstacle venant perturber le déplacement longitudinal de certains organismes vagiles, notamment les poissons et quelques grands crustacés.

Les poissons strictement thalassotoques sont peu nombreux dans les rivières africaines, et il n'est guère possible que de citer les anguilles qui peuplent certains fleuves de l'est africain et d'Afrique australe.

Nombreux sont par contre les poissons qui effectuent des migrations anadromes ou catadromes, à l'intérieur des bassins fluviaux. Ces déplacements sont souvent liés à la reproduction et dépendent fortement de l'hydrologie locale (Schilbeidae, *Alestes* spp...). Selon sa position dans le bassin, un barrage pourra être la cause de perturbations plus ou moins importantes du comportement de telles espèces migratrices, qui devront alors s'adapter aux nouvelles conditions, et dont le recrutement en jeunes est susceptible d'être gravement diminué.

Le problème des anguilles a maintes fois été soulevé, que ce soit dans la rivière Tana au Kenya (Jackson, 1966, 1975), ou dans le Zambèze (Jubb, 1960, 1964 ; Balon, 1973 a et b, 1975). Dans ce dernier fleuve, les "problèmes" commencèrent avec le lac Kariba, bien que, malgré l'établissement du barrage, une certaine quantité d'individus aient été en mesure de contourner l'ouvrage et d'atteindre l'amont. La réalisation du Cabora Bassa, plus en aval, créa alors un second obstacle de taille (171 mètres!) venant s'ajouter au premier. Actuellement les peuplements d'*Anguilla* semblent limités à la basse vallée du Zambèze.

Un phénomène identique, mais avec des conséquences plus sévères, affecte les peuplements de certains grands crustacés, et notamment plusieurs espèces de *Macrobrachium* . La fermeture des barrages bloque leur dévalaison vers les lagunes ou les estuaires, où ils se reproduisent, et, après quelques années, ils ont complètement disparus à l'amont des retenues. Le cas du Bandama en Côte d'Ivoire est très caractéristique de cet état de chose. L'ensemble du bassin supportait avant 1971 un important peuplement de *Macrobrachium vollenovenii* qui, en 1975, n'existait plus en amont du barrage de Kossou

(fermé en 1970), mais persistait dans le Nzi et la Marahoué, gros affluents du Bandama, confluant à l'aval du barrage. Après fermeture d'un second barrage, construit à Taabo en 1980, cette espèce disparut progressivement de la Marahoué dont le débouché se trouve situé entre les deux retenues. Elle n'existe plus actuellement que dans le bas bassin du Bandama et le Nzi.

Le phénomène présente un aspect relativement constant, et la première année suivant la fermeture d'un barrage, on assiste généralement à un grand rassemblement de gros individus en amont de la retenue, formé par les géniteurs cherchant à rejoindre le bas bassin au moment de la reproduction ; cette situation est bien souvent exploitée par les pêcheurs. Les années suivantes ces concentrations disparaissent progressivement, mais d'autres s'établissent à l'aval de la retenue, après la période normale de ponte. Elles sont formées d'individus du bas bassin qui, après s'être reproduits, cherchent à regagner les biefs du haut des fleuves.

Actuellement, en Côte d'Ivoire, *Macrobrachium vollenovenii* a entièrement disparu de tous les hauts bassins des fleuves régularisés, soit sur plusieurs milliers de kilomètres de cours d'eau.

### c. Modifications du bilan hydrique du bassin.

En dehors de son utilisation comme source d'énergie dans la fabrication d'électricité, l'eau contenue dans une retenue est principalement considérée comme une réserve, que l'on peut utiliser progressivement et avec régularité, alors que le régime naturel du cours d'eau initial présentait des excès (crue) ou des déficits (étiage), selon les saisons. On pourrait donc penser avoir ainsi réalisé une économie d'eau. En réalité, le problème se pose en termes beaucoup plus complexes.

Tout d'abord il est évident que le bilan hydrique global de l'hydrosystème régularisé sera tout à fait différent s'il est situé dans une région semi-aride, comme c'est le cas du Nil par exemple, ou bien dans une région à climat sub-équatorial, comme le Bandama en Côte d'Ivoire. Les pertes en eau occasionnées par la réalisation de retenues sont toutefois difficiles à quantifier avec exactitude. Selon certains auteurs, elles peuvent être très élevées. Ainsi Schwartz (1969) porte-t-il un jugement très sévère sur la situation en Afrique du Sud :

"Furthermore, storage of water to regulate fluctuations is accompanied by spillage and additional evaporation losses which in South Africa generally reduce the exploitable amont of water by about half".

Quelques valeurs plus concrètes existent pour le barrage d'Aswan.

Dans ce cas, et avant fermeture de l'ouvrage, le débit annuel du Nil dans sa section égyptienne était de l'ordre de 42 $km^3$. Il n'est maintenant plus que de 3 à 4 $km^3$ ! Par ailleurs, étant donné

la masse d'eau stockée et l'intensité de l'évaporation dans cette région (entre deux et trois mètres par an), on estime à près de 20 $km^3$ les pertes annuelles par cette voie. Si à cela on ajoute environ 15 $km^3$ de déficit par infiltration, on atteint un niveau de pertes globales proche de l'ancien débit moyen annuel total du fleuve, ce qui expliquerait la grande lenteur de remplissage (Collier *et al* ., 1973 ; Rzoska, 1976 ; Pourriot, 1982).

Mise à part sa localisation dans une zone climatique particulière, d'autres facteurs sont susceptibles d'influencer le bilan hydrique d'une retenue. Ce sont essentiellement sa morphologie et son orientation. Les cuvettes très encaissées ont un rapport entre la masse d'eau retenue et la surface d'évaporation nettement plus favorable que les cuvettes étalées dans un relief plat. Dans ce dernier cas, les rivages seront souvent découpés, favorables à l'installation de végétation aquatique flottante. Les pertes par évaporation seront donc grandes, favorisées par une température plus élevée des masses d'eau de bordure où la profondeur est faible. A cela viennent aussi s'ajouter les pertes par infiltration, plus grandes dans une cuvette très étalée et découpée, ainsi que les besoins en eau de la végétation aquatique flottante (*Pistia, Eichhornia* ...) qui sont considérables. Enfin, dans le cas où la surface de la cuvette est grande et qu'elle est allongée dans le sens des vents dominants, l'évaporation directe sera favorisée.

Nous avons déjà mentionné les effets hydrologiques néfastes qui résultent d'une forte réduction des débits naturels à l'aval des ouvrages, ou au contraire de la libération incontrôlée des eaux. Ils viennent s'ajouter aux perturbations localisées au niveau de la retenue et contribuent à accentuer les impact multiples que crée ce type de manipulation des hydrosystèmes naturels.

### d. Effets tectoniques et pédologiques.

Hormis le signalement de microséismes locaux, consécutifs à la mise en eau du lac Volta (Kumi, 1973), nous n'avons pas trouvé dans la littérature d'observations concernant les impacts tectoniques des grandes retenues d'eau artificielles africaines. Il est toutefois réaliste de penser qu'il en existe d'autres, et que par exemple la localisation des quelques 150 $km^3$ du lac Nasser-Nubia sur une surface de 7.800 $km^2$ , n'a pas été sans conséquences géomorphologiques. Cette masse d'eau représente en effet une pression moyenne au sol de deux kilogrammes par $cm^2$ !

Il est connu que les modifications architectoniques apparaissent généralement dans les premières années de la mise en eau, puis se stabilisent par la suite. Cependant, sans en arriver à des manifestations de nature catastrophique , il est certain que les pressions exercées sur les nappes phréatiques sont d'une ampleur suffisante pour en modifier les écoulements souterrains.

Il faut enfin considérer que, dans le cas d'une régulation

d'un cours d'eau aux crues importantes, la suppression du lessivage des sols par les eaux de débordement, qui éliminaient périodiquement les excès de sels, peut amener une sursalure par remontée de sels profonds. Un tel phénomène est actuellement observé dans la région située au sud-ouest d'Alexandrie, où la terre se stérilise lentement. Les anciennes crues fertilisatrices du Nil, qui inondaient la basse vallée, n'existent plus pour diluer et éliminer les remontées de sels, qui maintenant s'accumulent lentement en surface.

Les eaux résiduelles situées dans les parties aval des cours d'eau régularisés sont elles-mêmes susceptibles, par défaut de renouvellement et remontées de sels profonds, de voir leur salure augmenter régulièrement. Nous avons déjà signalé ce phénomène qui affecte les cuvettes de la basse plaine d'inondation de la rivière Pongolo, en Afrique du Sud. Bien entendu, les biocoenoses de ces milieux diffèrent totalement de ce qu'elles étaient avant l'installation des barrages à l'amont; il y a disparition de tout ou partie de l'ichtyofaune, raréfaction des insectes aquatiques et développement de peuplements algaux euryhalins (*Spirulina* sp. par exemple).

e. Incidences climatiques.

La répercussion de la création de grandes masses d'eau stagnante sur les micro-climats locaux est également un phénomène mal connu en Afrique. On sait cependant que l'évaporation intense qui en résulte, dans la zone sahélo-soudanienne, crée des conditions météorologiques locales particulières et entraîne indirectement des modifications de la pluviométrie locale (= phénomène "d'appel d'eau" au niveau du pourtour de la cuvette), ainsi qu'une installation de vents locaux interférant avec les vents dominants.

Les effets de cette augmentation du degré hygrométrique peuvent être de nature très variée. C'est ainsi par exemple que l'on craint que la forte humidité de l'air, au dessus du lac Nasser, conduise à un développement de micro-organismes détruisant la pierre, mettant ainsi en danger des merveilles architecturales déjà sauvées des eaux à grands frais par l'UNESCO, comme par exemple le temple d'Abou Simbel (Pourriot, 1982).

En ce qui concerne les hydrosystèmes eux mêmes, il est difficile de conclure si ces modifications, qui généralement s'installent progressivement, sont bénéfiques ou non. Le développement d'une végétation abondante de bordure, bénéficiant de la présence de la retenue, peut être un facteur positif pour le bilan hydrique, en ralentissant l'évaporation. Par contre, il peut être contrebalancé par une augmentation des pertes en eau par infiltration, les besoins de cette même végétation étant satisfaits par la nappe phréatique de surface. Enfin, l'augmentation locale de la pluviométrie, accentuant le ruissellement, peut accélérer l'érosion dans le bassin et modifier la charge en débits solides des écoulements vers l'aval.

## f. Impact humain en retour.

La retenue, une fois constituée, peut induire une modification de l'économie de la région. Les possibilités d'irrigation nouvellement offertes incitent au développement de l'agriculture, et la lente stabilisation du plan d'eau permet à la pêche de s'organiser et de s'intensifier. De même, la production d'énergie électrique, ainsi que la possibilité d'un approvisionnement en eau potable canalisée, peuvent servir de facteurs incitatifs à un développement urbain de périphérie.

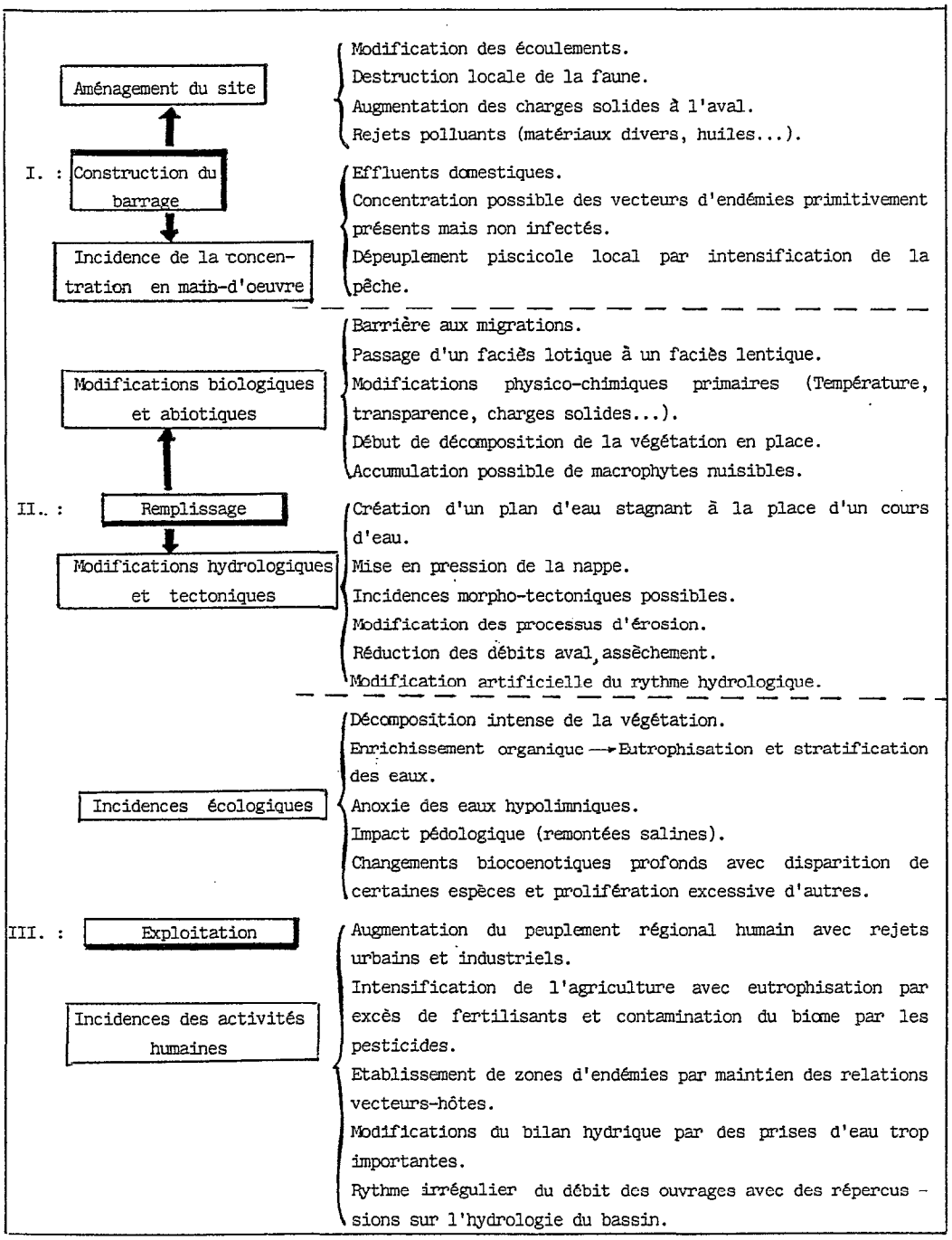
Dans tous les cas, il est bien rare que le milieu aquatique régularisé ne fonctionne pas alors comme un récepteur de déchets divers, d'effluents domestiques ou industriels, d'eaux de ruissellement provenant des terres cultivées, autant de facteurs susceptibles d'entraîner des pollutions variées que nous avons déjà présentées par ailleurs, et dont l'incidence la plus fréquente est certainement l'eutrophisation.

D'autre part, l'utilisation des ressources en eau s'effectue rarement d'une manière harmonieuse, et avec le souci du maintien des qualités naturelles des milieux concernés. Cet impact humain secondaire est bien illustré par les travaux de Toerien et Walmsley (1978), en Afrique du Sud. De multiples analyses ont été faites, concernant deux lacs de barrage, dont l'un était situé dans une zone à faible activité humaine (Lac de Buffelpoort, $13.10^6 m^3$) et l'autre (Lac de Roodeplaat, $42.10^6 m^3$) dans une région fortement urbanisée. Le premier présenta longtemps des eaux homogènes dans leur composition et d'une bonne qualité. A l'opposé, le second avait des eaux très hétérogènes et certaines stations, particulièrement celles situées au débouché des affluents de cette retenue, étaient caractérisées par de fortes teneurs en azote et phosphore, résultant directement d'apports artificiels par effluents urbains et industriels. Ce lac montrait des signes évidents de début d'eutrophisation, avec des eaux peu transparentes et des teneurs élevées en chlorophylle A.

Le peu d'activités humaines dans le bassin du lac Buffelpoort fut donc longtemps en relation avec la bonne qualité de ce plan d'eau, jusqu'à ce que, utilisé depuis 1978 à des fins récréatives, sa salubrité se soit nettement altérée.

Les retenues artificielles représentent donc, en dehors de leurs avantages certains dans de nombreux domaines, une source de perturbations des hydrosystèmes naturels (Tabl. 59). Mises à part des incidences macroscopiques comme le blocage des écoulements, ou l'accumulation de végétaux aquatiques, les nouveaux biotopes ainsi créés induisent de multiples changements biocoenotiques, tant vers l'amont que vers l'aval. Ces modifications portent à la fois sur la qualité physico-chimique des eaux et sur les peuplements végétaux et animaux, et ne sont pas limitées aux abords immédiats des barrages, mais peuvent être sensibles très loin vers l'aval.

Tableau 59 : Bilan des impacts de la réalisation d'une grande retenue d'eau artificielle, sur les hydrosystèmes naturels.



Ainsi, tout le bas cours du Nil est-il sous l'influence des grands ouvrages de Sennar, Roseires et Aswan (Hammerton, 1976 ; Rzoska, 1976) ; de même, les effets sur la faune aquatique sont encore sensibles à près de 500 km en aval de la retenue de Vaal, en Afrique du Sud (Chutter, 1968).

Si de nombreuses études concernent tous ces problèmes, il n'en demeure pas moins que l'impact global d'une retenue est difficile à évaluer et encore plus à prédire avec certitude. Les changements lents, mais profonds, comme la modification du micro-climat local, les incidences géomorphologiques et pédologiques, sont encore mal connus. Sur un plan biologique et écologique, nombre d'impacts souvent observés demandent encore des travaux d'analyse approfondis pour pouvoir être évités. Malgré toutes les précautions prises dans tous les domaines, une chose demeure certaine : il n'est pas possible de modifier les écoulements et les régimes hydriques de milliers de kilomètres de cours d'eau sans entraîner de profonds bouleversements des milieux naturels. Les perturbations ainsi induites sont de tous ordres, et souvent des dizaines d'années sont nécessaires pour que de nouvelles conditions stables s'installent, ce qui suppose que la gestion des ouvrages ait été conduite de manière identique et régulière, condition généralement loin d'être réalisée.

Chapitre F.II

# De l'utilisation excessive des eaux naturelles.

Quiconque a seulement vu les flots tumultueux du fleuve Zaïre, ou l'immensité des lacs Tanganyika ou Victoria, ne peut imaginer que l'eau soit en Afrique une ressource limitée. Pourtant il faut se rendre à l'évidence, et l'exemple du lac Tchad en est une parfaite démonstration, dont l'actualité laisse à réfléchir. D'une étendue de plus de 20.000 $km^2$ atteinte dans les années 1960 à 1963, il ne restait plus que 5 à 6000 $km^2$ douze ans plus tard, tant l'incidence de la sécheresse sévissant au sahel était grande. Durant l'étiage de 1985 (mai-juin) seuls quelque 1000 $km^2$ seulement demeurèrent en eau dans la région du delta du Chari. Bien entendu, il s'agit dans ce cas d'un milieu très plat, où des baisses moyennes de niveau entraînent l'assèchement de grandes surfaces. Malgré cela, on se rend compte qu'un enchaînement de facteurs défavorables tels qu'une pluviométrie déficitaire, entraînant un bilan hydrique négatif et une accentuation de la désertification, est capable de réduire de manière catastrophique l'importance locale ou régionale des eaux naturelles, et que dans un tel contexte, tout prélèvement important de cette ressource ne peut qu'être préjudiciable.

Sur un plan théorique nous allons donc retrouver à ce niveau **une perturbation que l'on peut considérer comme une pollution quand** s'installera une situation excessive, même si l'on n'atteint pas un stade de déséquilibre. En effet, le maintien de la qualité du milieu concerné sera alors compromis, tant sur un plan physico-chimique que sur un plan biologique. C'est ainsi par exemple que la diminution de la masse d'eau d'un lac va contribuer à l'augmentation de sa température, donc de l'évaporation. L'eau restante va se concentrer en sels et son pH va augmenter. Si la profondeur diminue trop, les sédiments risquent une remise en suspension par les vents, ce qui réduit la transparence, la teneur en oxygène et l'épaisseur de la couche euphotique, donc la production primaire. L'ensemble du biome va finalement réagir à l'établissement de ces nouvelles conditions, et cette réaction est rarement positive, en termes d'équilibre et de production du milieu.

## 1. Incidence de l'irrigation.

Les pratiques agricoles localisées dans les vallées fluviales, ou sur le pourtour des lacs, bénéficient généralement de la présence de riches sols alluviaux, mais également de la proximité des eaux naturelles qui permet l'irrigation, ou un apport en cet élément par arrosage. Cette dernière technique n'est pas la plus fréquente, en raison de la nécessité de disposer d'une infrastructure coûteuse,

mais elle tend cependant à se développer dans les pays les plus riches, sur cultures industrielles (canne à sucre par exemple). L'irrigation par contre est une pratique ancestrale, mettant à profit l'écoulement de l'eau par gravité. Surtout pratiquée durant la période sèche de l'année, elle représente un captage d'eau intervenant durant l'étiage des milieux naturels, avec distribution par un réseau de chenaux généralement à ciel ouvert, sur des sols asséchés où l'infiltration est maximale. Il en résulte des pertes considérables qui se situent au niveau des unités de distribution (chenaux, rigoles ou autres systèmes), et des lieux d'épandage. Il y a augmentation des surfaces de contact air-eau, généralement accompagnée d'une élévation de température due aux écoulements se faisant sur une faible épaisseur, l'ensemble se traduisant par une très forte évaporation. Au niveau des zones d'épandage, les pertes sont pratiquement totales car il est rare qu'il existe une circulation ramenant une partie de l'eau non utilisée vers son milieu d'origine.

On peut penser qu'une faible partie de l'eau infiltrée va rejoindre la nappe phréatique de surface, et ne sera ainsi pas totalement perdue pour l'hydrosystème local. Cependant, les pertes demeurent considérables, et se chiffrent annuellement pour une région comme celle du Gésira au Soudan, à des centaines de millions de mètres cube. On a en effet souvent tendance à croire que les prises d'eau ne représentent finalement qu'une faible quantité des masses présentes, et les bilans annuels régionaux, quand ils existent, sont souvent surprenants. Le cas du lac de Guiers au Sénégal est à ce titre fort démonstratif.

C'est un milieu semi-naturel dans la mesure où il comporte un système de pont-barrage à vannes destiné à empêcher, durant l'étiage, les remontées d'eaux saumâtres en provenance de l'océan, via le fleuve Sénégal et la Tawey. Les vannes ne restent ouvertes que durant la crue, quand les risques de remontées d'eaux marines ont disparu . Le volume d'eau stocké dans le lac en fin de période de remplissage est de l'ordre de 600 millions de $m^3$.

Chaque année le lac fait l'objet de pompages pour l'agriculture et l'approvisionnement en eau de boisson, la compagnie sucrière sénégalaise représentant le plus gros consommateur, avec environ 225 millions de $m^3$ . Si on ajoute à cela quelques 37 millions de $m^3$ prélevés par différentes sociétés (SONEES, SAED, SENDA), on arrive à un prélèvement total moyen d'environ 290 millions de $m^3$. Si l'on sait par ailleurs que la perte par évaporation est de l'ordre de 2 mètres par an, soit approximativement 290 millions de $m^3$, on obtient un total de plus de 550 millions de $m^3$ qui chaque année sont soustraits du milieu, valeur à peine inférieure aux apports et qui oblige parfois la SONEES (Société de distribution des eaux) à stopper ses pompages, quand les conditions d'étiage sont par trop défavorables et que le bilan annuel risque d'être négatif (Cogels, 1981).

Quand ce sont des cours d'eau qui servent à l'approvisionnement, et qu'ils sont de taille moyenne ou petite, on peut aboutir à des situations extrêmes très préjudiciables pour les peuplements biologiques. C'est ainsi que certaines rivières normalement perma-

nentes (comme la partie basse de l'Eerste, en Afrique du Sud), sont maintenant régulièrement assèchées chaque année pour l'irrigation, et qu'elles ont vu leur ichtyofaune disparaître (Crass, 1969). Dans cette même région, un phénomène identique affecte la rivière Mkuze entre les monts Lebombo et le lac S$^{t}$ Lucia.

2. Alimentation en eau potable.

Nous abordons là un problème délicat où la notion d'équilibre entre intensité d'utilisation et bénéfice est essentielle. En dehors de toute considération de qualité, nul ne peut nier l'évidente simplification des tâches quotidiennes que représente la mise à disposition de l'eau par adduction, même si cette facilité présente parfois des aspects sociaux négatifs, l'approvisionnement quotidien après un long chemin dans la brousse étant souvent pour les femmes africaines l'occasion de contacts humains traditionnels, très importants dans leur rythme de vie.

Cette facilité par contre altère la notion d'économie liée à une ressource naturelle autrefois péniblement puisée et transportée. Ouvrir un robinet, actionner le levier d'une pompe, sont des gestes si simples qu'ils ne sont pas nécessairement effectués par nécessité, ce qui inévitablement conduit au gaspillage et dans les cas extrêmes à l'épuisement temporaire des ressources. En 1979, dans de nombreuses villes de l'intérieur de la Côte d'Ivoire, l'approvisionnement en eau devint un problème crucial durant la saison sèche, la demande excédant les ressources de surface. Il fallut alors, au prix d'investissements onéreux, réaliser des forages profonds (jusqu'à 1000 mètres) pour atteindre les nappes souterraines.

Concrétisé en novembre 1980 par la mise en oeuvre d'une décennie de l'eau potable et de l'assainissement, on assiste un peu partout en Afrique à un effort général pour améliorer la distribution de cet élément, autant en zone urbaine qu'en zone rurale. Malgré cela, et bien souvent faute de crédits suffisants, nombreux projets ambitieux de desserte en eau ne pourront être menés à bien dans les temps prévus. Nul ne peut cependant nier un progrès constant vers une plus ample distribution, et en corollaire vers une diminution des ressources disponibles, allant dans certains cas jusqu'à un épuisement saisonnier des sources d'approvisionnement, inconnu ou rare autrefois.

Les pertes en eau qui résultent de l'utilisation directe par l'homme (usage domestique et industriel) dans les régions densément peuplées ont rarement été calculées dans le cadre d'un bilan régional. En 1969, Schwartz les estime pour l'agglomération de Johannesburg, à 20% des quantités utilisées. Quand on connaît les énormes besoins journaliers d'une grande ville, ceci représente une quantité considérable. Ainsi, la consommation moyenne en eau potable de la ville d'Abidjan (eau distribuée par la SODECI) dépassait 177.000 m$^{3}$ par jour en 1981, et si l'on retient comme ordre de grandeur la valeur avancée par Schwartz, ceci correspond à une perte annuelle proche de 13 millions de mètres cube !

Toutes les activités humaines urbaines consommatrices d'eau ne correspondent pas à des pertes identiques, comme on peut en juger par quelques chiffres publiés par Osuhor et Essien (1978), relatifs au bilan d'utilisation de certaines industries de la ville de Kaduna (Nigéria) en avril - mai 1975, soit en saison sèche (Tableau 60). Dans ce tableau où nous avons remplacé les industries nommément désignées par leur type d'activité, il apparaît que les pertes les plus importantes se situent au niveau de la brasserie (91%), alors que d'autres activités industrielles n'utilisent pratiquement que le transit de l'eau et rejettent plus de 80% des quantités captées. Malgré cela, les pertes moyennes sont d'environ 40%, donc nettement supérieures au chiffre proposé par Schwartz.

Tableau 60 : Consommations d'eau estimées pour quelques activités industrielles, en Afrique. (D'après Osuhor et Essien, 1978).

| Type d'industrie. | Consommation journalière moyenne (en litres). | Rejets moyens journaliers (en litres). | % de perte. |
|---|---|---|---|
| Industrie textile. | 400 000 | 320 000 | 20 |
| Industrie de le défense. | 568 000 | 501 200 | 12 |
| Inoustrie de transformation. | 12 000 | 9 600 | 20 |
| Fabrique d'amiante. | 560 000 | 448 000 | 20 |
| Industrie métallique. | 13 600 | 11 560 | 15 |
| Fabique de containers métalliques. | 112 800 | 11 520 | 90 |
| Brasserie. | 1000 000 | 90 000 | 91 |
| Hôpital et grand Hôtel. | 668 000 | 334 000 | 50 |
| Total | 3 334 400 | 1 725 880 | $\bar{\%}$ : 42 |

Enfin, il faut tenir compte qu'à une mise à disposition aisée de l'eau correspond généralement des effluents plus importants, dont la qualité, même après assainissement, est bien souvent altérée par rapport à celle de l'eau utilisée. Ces quantités d'effluents peuvent être considérables et si l'on reprend l'exemple de Kaduna déjà cité, leur volume dépassait régulièrement, dans les années 1970 et durant l'étiage, le débit propre de la rivière réceptrice, l'eau utilisée par les industries ne provenant pas uniquement de cette rivière. Aucune usine ne possèdant alors de système d'épuration de ses rejets, les mortalités de poissons à l'aval de la ville étaient très fréquentes (Osuhor et Essien, 1978).

Chapitre F. III

# Extraction des fonds - Modifications morphologiques des biotopes

De la hutte la plus rudimentaire à l'immeuble le plus moderne, l'homme a toujours su utiliser les matériaux présents dans son environnement pour construire ses abris. Si nombre d'entre eux proviennent des milieux terrestres, certains par contre proviennent de milieux aquatiques ou nécessitent pour leur constitution la présence d'eau, leur exploitation au niveau des rivages étant alors, en Afrique notamment, une solution de facilité.

L'argile d'origine sédimentaire a été certainement l'un des premiers matériaux exploités, en provenance de milieux fluviaux ou lacustres, après la végétation semi-aquatique (*Phragmites, Cyperus papyrus* ....). Utilisée seule ou en mélange avec d'autres matériaux (paille par exemple), elle donne lieu à la confection de briques de taille et forme diverses, qui peuvent être employées après un court sèchage au soleil ou une cuisson au four plus ou moins complète.

En Afrique, la fabrication de briques d'argile qui permet la confection d'habitations en "Poto Poto" ou en "pisé", implique généralement l'utilisation de beaucoup d'eau, et les chantiers d'extraction et de moulage sont couramment situés dans les bas fonds encore partiellement en eau, ainsi qu'en bordure des berges des grands fleuves. Leur impact sur la qualité des eaux naturelles est alors de deux ordres. Si l'on met à part une certaine consommation d'eau due à l'évaporation au cours du sèchage des briques, les chantiers d'extraction de l'argile sont générateurs d'une importante mise en suspension de matériaux solides, augmentant considérablement la turbidité des eaux et ayant les conséquences que nous avons décrites au chapitre E IV. Par les affouillements qu'ils nécessitent, ils créent également une forte érosion des berges, qui s'écroulent fréquemment, plus ou moins sapées par le cours du fleuve concerné, ou bien sous l'effet des remontées d'eau de la nappe superficielle.

Quand les chantiers sont de grande étendue et situés à quelque distance du lit mineur, il arrive fréquemment que la crue les recouvre. Le courant établi dans cette zone d'inondation, modifié par les turbulences créées au niveau des excavations est alors susceptible de provoquer une forte érosion et de modifier le profil en long du fleuve et sa topographie. Enfin, une fois les eaux retirées, les bas fonds à demi comblés, qui subsistent à l'emplacement des anciens puits d'extraction de l'argile, demeurent encore longtemps en eau, et si leur présence peut être bénéfique en tant qu'abreuvoirs artificiels pour les troupeaux, ils représentent

autant de gîtes potentiels pour les larves de moustiques et autres vecteurs d'endémies. Situés près de villages, ils sont également souvent utilisés par les enfants qui s'y baignent, dans des conditions d'hygiène généralement très aléatoires.

L'extraction des matériaux dans le lit même des fleuves, afin de récupérer sables et graviers, présente des impacts de même nature, bien qu'engendrés de manière quelque peu différente. Les sédiments grossiers récoltés sont généralement tamisés, criblés ou lavés directement dans le milieu. Il se crée une importante mise en suspension de matières légères, qui augmente considérablement la turbidité des eaux. C'est ainsi que nous avons pu mesurer sur le Bandama, en Côte d'Ivoire, des transparences de l'ordre de 2 mètres et plus, juste en amont d'un chantier d'extraction de sable et graviers, alors que quelques centaines de mètres en aval le disque de Secchi disparaissait à une profondeur de seulement 15 à 20 centimètres.

Naturellement, cette turbidité s'atténue vers l'aval au fur et à mesure du dépôt des sédiments en suspension, mais ce dépôt lui-même est une gêne très importante pour l'établissement de la faune benthique. Dans le cas cité plus haut, où le chantier était situé sur une berge du fleuve, il était impossible de trouver une larve vivante de Trichoptère Hydropsychidae à moins de cinq cents mètres en aval du point de lavage et du côté où se déposaient les sédiments, alors que la zone d'écoulement située le long de la berge opposée en supportait de grandes quantités, tant que le mélange des eaux claires et des eaux turbides ne s'était pas nettement établi.

Sur un plan hydrodynamique, la récupération des sables et graviers dans un cours d'eau s'accompagne également de diverses incidences sur le profil en long. Il y a généralement une baisse du niveau du lit et un affouillement des berges, dû à une accélération du courant à l'amont du point d'extraction et à un impact mécanique intense des eaux fortement chargées en matériaux solides, à l'aval. Cette action mécanique des charges solides agit de la même manière sur les épithéliaux sensibles des végétaux et animaux, pouvant entraîner des destructions partielles ou totales des organes respiratoires (peau, muqueuses, branchies....).

L'impact biocoenotique exact de l'extraction des fonds a rarement été étudié en Afrique, bien qu'en certains cas, comme par exemple dans la région de Dabou, dans la lagune d'Abidjan, il ait été prouvé que les extractions de sable entreprises il y a quelques années étaient responsables d'une profonde détérioration des nurseries de crevettes Peneidae, argument qui contribua à leur interdiction (Dufour *et al.*, 1984).

Parmi les manipulations physiques des biotopes aquatiques, autres que la création des barrages que nous avons déjà vu, il faut mentionner diverses modifications artificielles des écoulements. Un exemple caractéristique est fourni par la création des grands ports côtiers, s'accompagnant d'une ouverture des cordons littoraux. Il en résulte une pénétration plus ou moins importante des eaux océaniques, avec parfois une véritable circulation à l'intérieur

du système lagunaire qui induit une perturbation écologique totale des peuplements présents.

Si certains aspects peuvent être bénéfiques, notamment en ce qui concerne la création de nouveaux peuplements d'organismes comme par exemple les *Penaeus duorarum* et les ethmaloses en lagune Ebrié, de même que la limitation du degré d'eutrophisation et de pollution domestique et industrielle due au renouvellement des eaux, d'autres sont nettement néfastes. C'est ainsi que l'on nota une importante baisse des rendements de la pêche dans cette même lagune Ebrié, entre 1950 et 1960, résultant de l'ouverture du Canal de Vridi et de la création du port d'Abidjan (Daget, 1974).

Des problèmes de même nature existent en d'autres endroits. Au Bénin, les travaux destinés à éviter l'ensablement du port de Cotonou, situé sur la côte, eurent pour conséquence l'ouverture permanente de la passe reliant à ce niveau lagune et océan Atlantique, à partir de 1960. Des modifications écologiques concernant les peuplements lagunaires apparurent rapidement, se traduisant par :

- une baisse des rendements de la pêche,
- un encroûtement des branchages des acadjas par des organismes marins, limitant l'installation de périphyton et d'invertébrés,
- une prolifération des tarets (*Bankia bagidaensis*), détruisant rapidement les branchages des piéges à poissons.

En conséquence, et comme le mentionne Daget (1974), "....dans l'ensemble du système lagunaire du Bénin le nombre d'acadjas a diminué de moitié et leur production a baissé de 80%". Un rapport de la FAO (1971) mentionne par ailleurs que de 1959 à 1969, soit en dix ans, la production du complexe lagunaire chuta de 15 - 16.000 tonnes à 5-6.000 tonnes, obligeant une bonne partie des pêcheurs à émigrer vers le Nigéria.

Dans certains cas, la réalisation de grands projets de développement amène l'homme à brutalement modifier les écoulements naturels des eaux, et ces actions, outre des effets directs évidents résultant de l'assèchement de zones anciennement en eau, ou inversement, ont de multiples répercussions secondaires. C'est ainsi que le détournement des eaux d'une rivière, pour alimenter un réseau dense de canaux d'irrigation, s'accompagne généralement de fortes pertes par évaporation et infiltration, puis de problèmes sanitaires variés.

Des conséquences parfois inattendues peuvent résulter d'actions entreprises avec trop d'empressement. A ce titre, nous pouvons citer le cas de la rivière Umfolozi au Natal, qui primitivement se jetait dans le lac St Lucia, et dont le cours fut détourné afin d'éliminer des apports à ce lac trop importants, de matières solides en suspension. Cette intervention se traduisit à moyen terme par une forte augmentation de la salinité des eaux de tout l'hydrosystème régional, qui présentait un faible coefficient de renouvelle-

ment, et le nouveau problème ainsi créé devint très préoccupant pour le maintien des équilibres biologiques (Heydorn, 1973).

Pendant longtemps on étudia au Tchad la possibilité d'un "écrêtement" des crues du Logone (appartenant au bassin du lac Tchad), par un déversement de ses eaux dans le bassin de la Bénoué (rivière camerounaise), en creusant une communication au niveau du seuil de Léré-Bongor. Pour de multiples raisons ce projet ne fut pas réalisé, mais on peut se représenter l'impact écologique que cela aurait entraîné, quand on sait par exemple le rôle très important de la zone d'inondation du Logone dans la production piscicole du lac Tchad et du Chari.

En Afrique du Sud, plusieurs cas sont connus où d'anciennes barrières géographiques entre fleuves de différents bassins ont disparues, à la suite de manipulations des milieux lotiques (Davies, 1981). C'est ainsi que des poissons limités à la rivière Orange passèrent dans la riviere Great Fish par un tunnel artificiel. Ce passage pourrait se poursuivre vers la rivière Sundays, par une autre liaison artificielle des systèmes fluviaux, déjà prévue (Cambray et Jubb, 1977).

Dans d'autres domaines enfin, certaines activités, si elles sont largement répétées, ont un impact notable sur les hydrosystèmes. A ce titre, il a été signalé une forte dégradation des tourbières d'altitude du Lésotho par les chercheurs de diamant , qui entraîne une modification des écoulements et des régimes hydrologiques dans les hauts bassins des fleuves, ainsi qu'une nette augmentation de la charge solide et du potentiel érosif des eaux qui en sont issues (Guillarmod, 1969).

## Chapitre F IV

## Usage des eaux continentales à but récréatif

En dehors de tout souci économique, les eaux continentales, par la multiplicité de formes des biotopes qu'elles constituent, leur esthétisme et leurs potentialités récréatives, ont toujours été d'un grand attrait pour l'homme. Pratiquées avec modération, les activités nautiques en général sont sans grandes conséquences pour l'équilibre des milieux qui les supportent. Par contre, quand leur intensité devient disproportionnée avec les possibilités d'un milieu à les supporter, il se crée des agressions de nature diverse, qui, si elles sont répétées, doivent être considérées comme une forme de pollution (Photo 16).

On connaît d'une manière très générale, à la lumière des expériences des pays industrialisés, différents types de pollution résultant d'une utilisation excessive de certains plans d'eau dans des buts récréatifs. Nous n'en citerons ici que quelques uns, mais il faut garder à l'esprit que ces situations peuvent être transposées telles quelles en Afrique, où les problèmes ne diffèrent guère que par une moindre intensité.

- Les embarcations de loisir (pêche, promenade, ski nautique....), quand elles sont trop abondantes sur un plan d'eau, peuvent entraîner différentes dégradations comme par exemple une érosion et un affaissement des berges, sapées par les vagues (particulièrement sensible dans les fleuves sahéliens durant l'étiage). Elles peuvent de même fortement endommager les herbiers aquatiques et les ceintures végétales semi-immergées. Ceci, lié à une remise en suspension des fonds meubles, peut entraîner la disparition d'espèces ou perturber la reproduction de certains poissons, autant que la nidification des oiseaux aquatiques.

Une grande concentration d'embarcations dans un aménagement portuaire est toujours susceptible d'entraîner une contamination locale de l'eau, soit par des rejets d'hydrocarbures, soit par le passage en solution de certains toxiques entrant dans la composition des peintures de coques (chrome, mercure, plomb, cadmium....).

L'exploitation des milieux par la pêche dite sportive peut enfin entraîner une diminution très sensible des densités de peuplements naturels de certaines espèces. Ce cas est particulierement fréquent en ce qui concerne les macrocrustacés.

Enfin, il ne faut pas négliger la contribution à l'augmentation de l'eutrophisation que représente les grandes concentrations

humaines dominicales au bord des eaux, pas plus que les rejets inesthétiques divers que l'on retrouve dans les biotopes aquatiques à l'issue des week-ends....

Si tous ces aspects sont susceptibles de se retrouver en Afrique, il est par contre difficile de statuer sur leur intensité. Les problèmes y sont souvent très localisés, et dans une certaine mesure les risques liés à la présence de milieux aquatiques (insectes piqueurs divers, bilharziose ....) sont des facteurs non négligeables qui limitent quelque peu l'attraction de l'homme vers l'eau. Malgré cela, certaines régions densément peuplées ou bénéficiant de climats ou de conditions similaires à celles rencontrées en Europe (cf. Afrique du Sud), peuvent craindre les mêmes problèmes.

De rares informations rencontrées dans la littérature précisent quelques aspects de l'impact dans le domaine de la pêche sportive et laissent supposer les problèmes annexes qui en découlent. C'est ainsi par exemple qu'en 1976, 300.000 "nuits-visiteurs" ont été enrégistrées sur les bords du lac St Lucia, en Afrique du Sud, dont la majorité correspondait à la présence de pêcheurs. Dans ce même milieu on estime par ailleurs que les captures en résultant sont de l'ordre de 15 tonnes par an, depuis 1967 (Forbes, 1979).

La situation du lac Mc Ilwaine au Zimbabwé a également été décrite sous ce rapport par Child et Thornton (1981). On y enregistre la présence de plus de 5000 pêcheurs à la ligne chaque année, et leurs captures (principalement *Alestes imberi, Sarotherodon macrochir* et *Tilapia rendalli* ) sont estimées à plus de soixante tonnes. Ils ne sont théoriquement pas en compétition avec les pêcheurs locaux, qui capturent d'autres espèces, cependant il est certain que cette exploitation modifie les équilibres globaux de l'écosystème. Ceci est d'autant plus vrai que 70% des pêcheurs visitent le lac durant le mois d'avril, période qui correspond à la reproduction de la majorité des espèces. Enfin, et sans observations précises à ce sujet, on ne peut que supposer que la densité d'embarcations présentes sur ce lac (250 yachts et plusieurs centaines de bateaux à moteurs, pour un plan d'eau de 26 $km^2$ seulement, n'est pas sans engendrer des perturbations diverses du milieu.

## Chapitre F V

# Pollution des hydrosystèmes continentaux en relation avec l'exploitation de leur potentiel alimentaire.

## 1. Risques de pollution liés à l'aquaculture.

Bien que ce ne soit pas une activité nouvelle en Afrique, l'aquaculture n'y atteint pas un développement comparable à celui qui existe dans de nombreux pays d'Asie. L'existence sur le continent africain de ressources naturelles encore importantes en est certainement une des causes, mais il faut aussi reconnaître que les africains ne possèdent encore pas la même maîtrise de l'eau que celle acquise au cours des siècles par les asiatiques.

Dans de nombreux cas, l'initiation d'une aquaculture continentale en Afrique est le fait des européens et résulte d'un transfert complet de technologie, pas toujours adapté aux conditions locales, et dont le but est généralement de produire beaucoup, à moindre frais et au moindre effort. Une telle politique peut être défendable si elle est judicieusement menée, mais elle peut aussi conduire à une mauvaise gestion du matériel d'élevage et contribuer ainsi à une certaine contamination des milieux naturels.

L'un des aspects les plus fréquents de cette contamination est représenté par des fuites des espèces élevées qui, après quelques années, peuvent se retrouver en abondance dans les milieux extérieurs aux installations aquicoles, et entrer en compétition avec des espèces locales. Il s'avère en effet très difficile de maintenir un élevage en conditions semi-naturelles, sans que quelques individus ne s'échappent vers le reste de l'hydrosystème, où ils peuvent éventuellement avoir un développement indésirable. Ce cas est assez fréquent avec les espèces du genre *Sarotherodon*. Il ne représente pas un risque trop important quand les espèces concernées sont indigènes, mais le risque augmente quand il s'agit d'espèces introduites*, et nous rejoignons là un problème plus général que nous présentons dans les pages suivantes.

---

* Une parfaite illustration de ce risque est donnée par *Macrobrachium rosenbergi* espèce importée d'Haïti sous forme de post-larves, qui s'est échappée des bassins d'astaciculture de la Martinique et se retrouve maintenant dans les eaux naturelles, en compétition avec les espèces locales et notamment *Macrobrachium carcinus* et *M. heterochirus* (Dejoux, 1983).

Des parasites naturels d'une espèce peuvent également trouver, dans les conditions d'une pisciculture ou d'une astaciculture intensive , un terrain de prolifération particulièrement favorable, véritable réservoir de contamination des milieux aquatiques proches. Il en va de même pour certaines maladies à virus, et ceci est d'autant plus grave que leur origine peut être étrangère à l'Afrique, dans la mesure où elles sont souvent introduites par la nourriture distribuée, qui dans bien des cas est importée.

2. Introduction d'espèces étrangères.

Nous avons déjà signalé la prolifération excessive de certains macrophytes importés d'Amérique du Sud, soit à des fins d'aquariophilie, soit à des fins ornementales. D'autres groupes d'organismes peuvent également, pour différentes raisons, faire l'objet de transferts d'un pays à un autre, ou d'un continent à un autre, sans qu'il soit par la suite possible de contrôler leurs peuplements. Dans certains cas les espèces ne peuvent trouver dans leur nouvel habitat des conditions écologiques favorables à leur développement; elles resteront alors limitées dans leur extension, ou bien disparaîtront si leurs populations ne sont pas régulièrement reconstituées. Dans d'autres cas, nettement moins favorables, les espèces prolifèrent largement et deviennent compétitives, perturbant et même éliminant les populations endémiques au développement équilibré. Actuellement, il existe par exemple un danger réel à favoriser l'introduction du mollusque *Marisa cornuarietis* dans les eaux stagnantes, en tant qu'agent biologique de contrôle des vecteurs de schistosomiases.

Les aspects néfastes de l'introduction de nouvelles espèces dans un pays peuvent également être liés à leur hybridation avec des espèces locales, quand cette hybridation est introgressive (Daget et Moreau, 1981). De tels cas sont soupçonnés dans plusieurs lacs d'Afrique de l'Est, et ont été mis en évidence dans le lac Itasy, à Madagascar. Ce lac a fait l'objet d'introduction de *Carassius auratus* , à la fin du 19ème siècle, puis de *Cyprinus carpio* en 1934. Plus récemment (vers 1953), on introduisit *Tilapia rendalli* , qui rapidement y constitua l'espèce la plus couramment pêchée, avant d'être supplantée par *Tilapia macrochir* qui fut introduite vers 1958. Ces introductions furent complétées par celles de *Tilapia zillii*, *Sarotherodon niloticus* et *S. mossambicus* , en 1961, et enfin un carnassier: *Micropterus salmoides*, en 1962-1963.

Ce fut vers 1965 - 1966 qu'apparurent dans les captures le *Tilapia* "trois quart", hybride de *T. macrochir* et *S. niloticus* . Ce poisson représentait en 1969 74% des pêches. En 1972, *S. macrochir* avait pratiquement disparu (Daget et Moreau, 1981).

On assiste donc durant une vingtaine d'années à de profonds remaniements des peuplements ichtyologiques, sous la dépendance directe des introductions successives. Parmi ces multiples changements, la supplantation de *T. macrochir* par son hybride avec *S. niloticus* écologiquement plus compétitif, aboutit à une disparition de *S. macrochir* , et par voie de conséquence à la production de nouveaux

hybrides F 1 (le *Tilapia* "trois quart"). Les peuplements de ce dernier dégénérèrent alors rapidement; il y avait donc hybridation retrogressive. Il faut enfin noter que depuis quelques années, les peuplements de *Sarotherodon niloticus* bénéficièrent des disparitions de *T. macrochir,* puis de *T.* "trois quart" et constituent les 3/4 de la biomasse pêchée. De plus, ces peuplements présentent deux populations distinctes à taux de croissance différent, populations résultant peut-être aussi d'un transfert du patrimoine génétique entre espèce pure et hybrides.

Cet exemple assez complexe illustre bien les différentes conséquences qui peuvent résulter des introductions d'espèces, et qui bien souvent ne sont guère prévisibles. Ces cas ne sont pas isolés et Daget et Moreau ( *op. cit.* ) en signalent d'autres, mis en évidence par Lowe (1958), au lac Buyoni en Ouganda, entre *Sarotherodon niloticus* et *S. spirulus nigra,* ou bien par Elder *et al.* (1971), au lac Naivasha, entre *S. spirulus nigra* et *S. leucostictus.* Dans chaque cas il y eut introduction d'espèces voisines et allopatriques, se traduisant par l'élimination d'une des espèces locales, suivie d'une dégénérescence des hybrides, phénomène parfois qualifié de pollution génétique.

En tenant compte des expériences fâcheuses du passé, il a été possible d'énoncer certaines règles concernant l'introduction d'espèces étrangères dans un pays. Elles dépassent naturellement le cadre de l'Afrique, mais on ne saurait trop conseiller de les respecter tant leur énoncé est universel et motivé (Tableau 61, anon., FAO, 1978).

Tableau 61 - ASPECTS A CONSIDERER AVANT DE TENTER L'INTRODUCTION D'ESPECES EXOTIQUES DE POISSONS ET DE CRUSTACES

- On vérifiera objectivement que l'introduction envisagée est réellement nécessaire et qu'elle semble de nature à entraîner des effets heureux pour l'écologie, les loisirs et l'économie.

- L'espèce introduite devra occuper une niche écologique précise, qui demeure vacante ou qui n'est pas appropriée à une espèce indigène. La probabilité de l'existence d'une niche répondant à ces conditions devra être raisonnablement documentée.

- Il faudra renoncer à toute introduction envisagée si l'on sait ou même seulement si l'on soupçonne qu'elle peut réduire ou déplacer massivement des populations indigènes.

- Des études écologiques de la nouvelle espèce devront précéder et guider son introduction. Il faudra de même étudier la zone où doit avoir lieu l'introduction afin de déterminer si elle s'y prête.

- On n'épargnera aucun effort pour étudier les relations entre les maladies et pour assurer une quarantaine efficace.

- On commencera par introduire à titre d'essai dans des endroits appropriés et dans des conditions contrôlées un nombre convenable d'individus de la nouvelle espèce. L'évaluation des résultats de l'opération servira de base à l'action ultérieure.

- Avant d'introduire une espèce exotique, on devra s'assurer qu'il existe des méthodes efficaces pour l'empêcher de proliférer ou de se propager de manière excessive.

## 3. Les pêches intensives et le dépeuplement piscicole.

### a. La surexploitation.

L'exploitation trop intense de certains constituants biologiques des milieux aquatiques naturels, en l'occurrence poissons ou macro-crustacés, doit être regardée comme une atteinte à l'intégrité des équilibres biotiques, et à ce titre comme une forme de pollution. Généralement il existe une autorégulation de l'intensité de la pêche continentale qui s'établit en fonction de l'occurrence des proies. La présence de très nombreux poissons incite à l'augmentation du nombre de pêcheurs, et de l'effort de pêche. Ces deux derniers paramètres se réduisant d'eux-mêmes quand les proies deviennent plus rares, et jusqu'à ce qu'un nouveau stock important se soit reconstitué.

Cette règle générale est valable dans le cas de pêches artisanales de subsistance pratiquées avec des engins de fabrication locale. La technologie actuelle et l'absence d'application des éventuels réglements en vigueur ont donné la possibilité aux pêcheurs d'augmenter leurs captures à un point tel que des déséquilibres sont possibles.

Il faut distinguer deux sortes de pratiques de pêches intensives qui n'ont pas le même impact écologique. Dans la première catégorie, nous rangerons toutes les pêches dites "d'épuisement", qui visent à récupérer le maximum de poissons d'un milieu, sinon la totalité. De telles pratiques concernent principalement des biotopes temporaires qui, à plus ou moins brève échéance chaque année, sont voués à l'assèchement. C'est le cas par exemple de nombreuses mares du Sahel situées dans les plaines d'inondation, et dans lesquelles des poissons se trouvent retenus à la décrue. Cette ichtyofaune prisonnière se trouve de toute manière vouée à disparaître; si elle est suffisamment abondante, elle sera entièrement récupérée par des pêches collectives.

Dans la seconde catégorie, nous situons toutes les actions de pêche qui par leur trop grande intensité passagère ou permanente réduisent rapidement les stocks, et de telle façon qu'ils ne peuvent se reconstituer à un rythme normal. Il peut s'agir de pêches intensives localisées dans le temps ou l'espace qui, associées à des conditions écologiques défavorables (hydrologie déficitaire par exemple), suppriment de nombreux jeunes ou de nombreux géniteurs selon les cas, avec répercussion sur l'équilibre des populations. De telles situations se sont déja présentées dans la zone d'inondation du Logone-Chari, au Cameroun (photo 17), ainsi que dans le delta intérieur du Niger.

Une autre situation moins spectaculaire, mais tout aussi drastique, est représentée par l'amélioration technologique de la pêche et la multiplication des engins. L'introduction des filets en nylon multifilaments, plus résistants et plus faciles d'acquisition (importation) que les filets en fibres végétales, constitua une première étape vers une intensification de la pêche. Celle des filets en nylon monofilament augmenta par ailleurs fortement les

rendements. Si l'on ajoute enfin à cela une fâcheuse tendance à la réduction de la taille des mailles utilisées pour un type de pêche donné, afin de maintenir les rendements en poids, on aboutit à un impact sévère sur le milieu. Dans le cas d'une utilisation de mailles trop petites, cet impact n'est pas limité aux espèces commerciales, car tout étant indistinctement capturé, les espèces non appréciées sont laissées pour compte et le déséquilibre concerne toute l'ichtyofaune. Le cas de l'emploi intensif de tels engins (grandes sennes de plage) en lagune d'Abidjan en est une bonne illustration.

Dans un domaine un peu différent, mais qui également concerne l'ichtyofaune, il faut enfin signaler des disparitions possibles d'espèces, commercialisées pour l'aquariophilie. Ce problème ne semble cependant pas être actuellement fréquent en Afrique, alors qu'il doit être pris en considération en Amérique tropicale.

b. Utilisation des explosifs et des ichtyotoxiques.

Ces deux moyens de se procurer du poisson, sans effort de pêche trop important, sont généralement prohibés par la législation africaine, tout au moins dans de nombreux Etats. Malgré cela, et en absence de contrôle efficace, ils demeurent couramment employés.

L'emploi des explosifs est surtout réservé aux zones littorales marines, comme c'est le cas en Tanzanie par exemple (Ngoile *et al.*, 1978), mais les eaux intérieures ne sont pas pour autant épargnées, et des cas ont été signalés dans la littérature, notamment au Soudan (George et El Zorghani, 1978). Le plus souvent ces pêches surviennent au moment de la fabrication d'ouvrages d'art, quant il est à la fois relativement aisé de dérober des explosifs sur les chantiers (généralement de la dynamite), et quand les explosions ont le plus de chances de passer inaperçues ou tout au moins d'être supposées faire partie des travaux de terrassement !

Dans d'autres cas ce sont des explosifs militaires qui sont mis en oeuvre (grenades principalement), surtout dans les Etats où la militarisation est intense, ou en période de conflits.

Nous ne nous étendrons pas sur les destructions importantes de faune qui résultent de ces pratiques, d'autant que de nombreux poissons meurent sans pouvoir être récupérés, car ils ne remontent à la surface que dans un état de pourriture déjà avancé. On ne connaît par ailleurs rien des impacts des explosifs sur les autres composantes des milieux ainsi agressés.

La pratique de la pêche aux ichtyotoxiques est nettement plus discrète et plus répandue. Il est toutefois nécessaire de distinguer également deux types de pratiques, selon que cette pêche a ou non un caractère traditionnel.

L'utilisation de végétaux comme moyen "d'endormir" les poissons est très ancienne et relève bien souvent en Afrique d'actions

communautaires relativement bien structurées. Dans de nombreux cas, des pratiques religieuses leur sont associées, qui leur confèrent un certain caractère exceptionnel. De telles pêches sont généralement, et toutes proportions gardées, de grande envergure. Elles se déroulent à l'échelle d'un village, ou parfois de plusieurs villages réunis, à un moment bien déterminé qui, souvent fixé par un empirisme clairvoyant, correspond à la conjonction de facteurs favorables associant une forte concentration de poissons et des conditions de récolte optimales. Elles se déroulent pratiquement toujours à l'étiage des milieux aquatiques, sauf dans certains cours d'eau de forêt où les conditions hydrologiques varient peu tout au long de l'année.

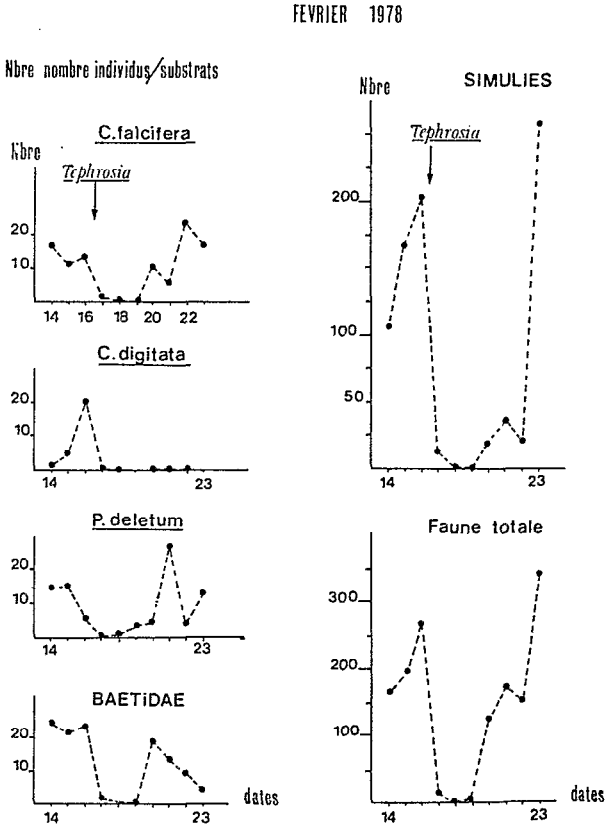
Le principe de la pêche est assez constant, et consiste à introduire dans l'eau un végétal dont les feuilles ou les fruits auront été préparés par broyage ou décoction et conditionnés de manière à ce que la cible soit atteinte de la meilleure façon (mélangés dans des boulettes d'argile, enfermés dans des sacs de fibres...). Leur action est généralement neurotoxique, et provoque soit une paralysie des poissons, soit leur mort par asphyxie en bloquant les échanges gazeux au niveau des branchies.

D'assez nombreux végétaux ont des propriétés ichtyotoxiques, mais parmi les plus couramment utilisés dans la zone sahélienne, il faut citer les fruits de *Balanites aegyptica*, ainsi que *Thephrosia vogelii* Cette dernière plante est une légumineuse qui comporte deux composés organiques toxiques : la déguéline, isomère de la roténone et la téphrosine, isomère du toxicarol. A ces molécules particulièrement actives s'en ajoutent plusieurs autres, de toxicité moindre, mais dont l'action ne peut être négligée.

Le *Tephrosia* est généralement immergé dans l'eau sous forme de petits paquets comprenant feuilles, gousses et graines pilées. Les toxines agissent très rapidement, par contact, sur les poissons et les animaux à sang froid en général (Hanriot, 1907 ; Gaudin et Vacherat, 1938), et à ce titre représente un danger pour de nombreux organismes aquatiques. Dans une récente étude, Elouard *et al.* (1982) ont analysé l'impact de son utilisation dans une rivière de Côte d'Ivoire. Une observation macroscopique du bief concerné, quelques jours après la pêche, permis observer de nombreux cadavres de poissons, mais également de macro-crustacés (*Macrobrachium* spp.) et de batraciens ( *Bufo* sp.). Ceci temoignait d'une part de l'activité du végétal sur ces différentes groupes d'organismes, mais aussi d'un effet rémanent notable. Des analyses faunistiques plus fines montrèrent par ailleurs que la quasi totalité de la faune avait été affectée, aussi bien les algues planctoniques (Cyanophytes) que les invertébrés benthiques (Fig. 44). Dans le cas de traitements en milieux lotiques, les effets ichtyotoxiques dépassent souvent largement la zone de pêche active et peuvent en ce qui concerne les invertébrés, et en fonction de l'intensité de l'empoisonnement, s'étendre sur plusieurs kilomètres. Ces pratiques ont donc un effet polluant notable, bien qu'elles soient, en raison de leur nature traditionnelle, limitées dans le temps et l'espace.

Figure 44

Cinétique de colonisation des substrats artificiels de type "pavé" par la faune lotique, avant et après empoisonnement au Tephrosia vogelii. (D'après Elouard et al, 1982).



Beaucoup plus inquiétants sont par contre les empoisonnements sporadiques d'un bief aquatique par utilisation de pesticides. D'une part, ils peuvent avoir lieu en toute saison, dans la mesure où ils ne relèvent pas de la tradition mais du simple braconnage et, d'autre part, ils mettent en oeuvre des produits chimiques à forte toxicité qui, en raison des doses utilisées, ont un impact très sévère sur l'environnement et parfois sur les utilisateurs....

On possède peu d'informations sur l'occurrence de telles pratiques qui généralement sont discrètes, bien que dénoncées par les autorités administratives. L'expérience du terrain prouve toutefois que leur fréquence est grande dans certaines régions où il est aisé de se procurer des pesticides à usage agricole. Sur un plan biocoenotique, les conséquences sont, si l'on peut dire, classiques et correspondent à un emploi à haute dose de produits comme la dieldrine ou l'endosulfan. On ne saurait que trop condamner de telles pratiques qui, en plus de la pollution qu'elles représentent, ne sont pas sans risques pour les consommateurs des poissons ou crustacés ainsi capturés.

**Photo 15**
Végétation submergée par la montée des eaux d'une retenue artificielle (Barrage de Buyo sur le Sassandra, en Côte d'Ivoire).

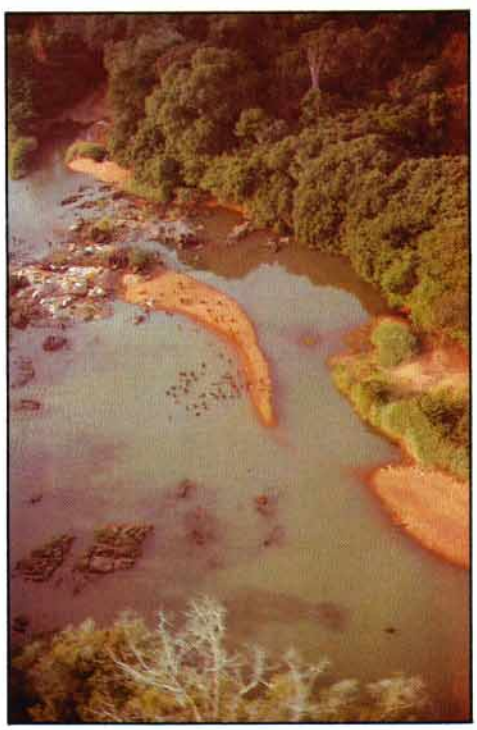


**Photo 16**
Les fleuves africains, zone de concentration des activités humaines.

**Photo 17**
Pêches traditionnelles de décrue dans la zone d'inondation du Logone. Chari (Tchad).

# TROISIEME PARTIE

## Contrôle et prévention de la pollution des eaux continentales de l'Afrique.

G

# Limitation de la pollution des eaux continentales africaines, possibilités et perspectives.

"While it is true that information about the environnement in developping countries is lacking and that research efforts should be made to provide such information, a more urgent requirement is to more rigorously supervise the application of currently appropriate technology, chosen in the light of national socioeconomic factors, to control pollution at source".

(Ajayi, 1979)

## 1. Introduction.

Il n'est nullement dans notre intention de proposer une série de recettes miracles qui puissent rapidement ramener la pollution des hydrosystèmes à un niveau zéro. Toutefois, il apparaît que dans de nombreux cas il est possible de limiter la détérioration progressive des milieux naturels par des interventions raisonnées, tenant compte à la fois de la dynamique des actions polluantes et de la nature et du fonctionnement des systèmes récepteurs.

Il semble évident qu'il ne faille pas attendre de connaître exactement le degré actuel de pollution de chaque milieu aquatique pour entreprendre des actions visant à en réduire la contamination. La préservation des équilibres naturels et le maintien d'une bonne qualité des eaux ne sont pas uniquement une question de crédits, mais sont aussi une question d'éducation, d'organisation dans la gestion des plans de développement et de politique à long terme.

Dans les pages suivantes, nous avons repris les principaux domaines de pollution des eaux continentales africaines étudiés au début de cet ouvrage et pour chacun d'eux nous avons essayé de dégager, soit une politique de prévention, soit une politique d'assainissement, en tenant compte que les méthodes les plus sophistiquées ne sont pas nécessairement les mieux adaptées aux conditions des pays en voie de développement.

## 2. Réduction de l'impact des pesticides utilisés en lutte antivectorielle.

La lutte chimique est actuellement la seule façon de contrôler efficacement les vecteurs des grandes endémies ou des épizooties. Malheureusement, elle représente un danger évident de contamination de l'hydrosphère, d'autant que certaines actions ne sont pas toujours réalisées avec un grand discernement, et que les nombreuses résistances qui apparaissent chez beaucoup de vecteurs obligent à une escalade dans l'intensité d'emploi des pesticides, ainsi qu'à la recherche de produits toujours plus puissants, donc souvent plus toxiques pour l'environnement. Dans un tel contexte on ne peut donc, au moins dans un premier temps, qu'encourager toute limitation d'emploi des produits de synthèse au minimum nécessaire.

Il est certain que dans une campagne de très grande envergure, tous les milieux aquatiques ne sont pas traités et que les biefs épargnés servent de refuges à la faune non-cible, constituant pour certaines espèces des sortes de réserves pouvant être à l'origine d'une recolonisation de l'ensemble des biotopes, après arrêt définitif des traitements. Plus l'étendue et la diversité des biotopes non traités seront grandes, plus la recolonisation de l'hydrosystème sera effective et rapide. En conséquence, il est nécessaire de réaliser une évaluation permanente des résultats d'une campagne de lutte, afin de réduire au maximum l'étendue des traitements, tout

en conservant les bénéfices acquis. C'est ainsi qu'une telle politique d'action ayant gouverné l'actuelle campagne ouest-africaine de lutte antisimulidienne, il a été possible de largement diminuer le pourcentage des zones traitées dans les grands bassins. Durant la saison des pluies 1975, 60% des cours étaient traités, et 71% en saison sèche, chiffres qui cinq années plus tard ont été ramenés à respectivement 42 et 49% (Walsh, 1981).

Il ne faut également pas oublier que, sans être nécessairement applicables de façon systématique, des méthodes autres que la lutte chimique peuvent donner localement de très bons résultats. A ce titre elles ne doivent pas être négligées au profit d'épandages intensifs ou extensifs qui, s'il sont une solution de facilité, affectent toujours les équilibres naturels.

L'utilisation de la lutte biologique représente l'une de ces méthodes qu'il convient d'envisager de manière plus rationnelle. De même, la tendance actuelle consistant à mettre en place une lutte intégrée, tenant compte d'un maximum de facteurs (biologiques, écologiques, matériels et ....financiers), doit être regardée comme un phénomène positif, liant une meilleure efficacité des interventions à une protection accrue des organismes non-cible.

a. Possibilité d'une réduction de l'impact environnemental de la lutte antisimulidienne.

L'usage aussi fréquent que possible de l'agent pathogène *Bacillus thuringiensis* doit être considéré comme très positif compte tenu de la faible toxicité de ce produit et de sa grande spécificité en milieu aquatique (Dejoux *et al*., sous presse). Cependant, il convient de poursuivre les recherches déjà menées afin d'augmenter la pureté, et surtout la concentration en spores, des formulations employées. Si des progrès ont été réalisés dans ce sens en quelques années, ils ne sont pas encore suffisants pour permettre une utilisation en saison des pluies quand les débits des fleuves sont très élevés, les traitements à cette époque nécessitant de trop grandes quantités de produit.

L'emploi d'autres agents biologiques (Mermithidae, microsporidies) ou de produits à action physiologique comme les régulateurs de croissance ou les inhibiteurs de mue (Difluobenzuron), ne semblent pas par contre être très prometteurs dans une lutte extensive. Dans tous ces cas, les causes d'insuccès majeures résident dans le fait qu'il est très difficile de les mettre assez longtemps en contact avec la cible, pour qu'ils agissent efficacement, ceci en raison du caractère particulier des biotopes larvaires (zones de courant fort). Par ailleurs, l'impact sur le reste du biome des produits à action physiologique demeure totalement inconnu , et l'on peut craindre, a priori, qu'il soit important.

Sans être utilisables en toutes circonstances, il semble que ce soient les méthodes dites écologiques qui aient l'impact le plus limité sur l'environnement, tout au moins à moyen et long

terme, car elles ne sont pas nécessairement exemptes d'effets au moment de leur mise en place.

La suppression mécanique de certains gîtes, qu'ils soient naturels (seuils rocheux) ou non (ouvrages de terrassement, vieux ponts écroulés, chaussées submersibles....), peut être une solution locale éliminant des biotopes bien individualisés et souvent très productifs. La régulation des écoulements de certains biefs, en jouant sur le rythme et l'intensité des déversements de barrages par exemple, représente un autre moyen de lutte efficace.

On doit toutefois prendre en considération que l'impact de ces manipulations ne concerne pas uniquement les Simuliidae, mais également une grande partie de la faune lotique peuplant les mêmes biotopes (de Moor et Chutter, 1979). Des mesures similaires, mais réalisées selon un processus plus approprié, peuvent par contre donner de bons résultats, sans pour autant affecter de manière aussi brutale la faune rhéophile accompagnatrice. Dans cet esprit il faut noter la réalisation de barrages à double déversoir. La déviation périodique et alternée des écoulements, d'une partie à l'autre de l'ouvrage, selon un rythme inférieur à la durée de vie larvaire de *S. damnosum* , éliminera les peuplements denses de Simuliidae par assèchement, n'affectant que très légèrement la faune rhéophile, puisque le débit du bief aval sera quantitativement maintenu.

Dans un même ordre d'idée on installera systématiquement, pour les petits barrages d'usage agricole, des déversoirs à parois verticales, qui représentent le modèle le moins favorable à l'établissement des larves (Quélennec, 1968). La réalisation d'embases de pont bétonnées, ainsi que la mise en place de buses métalliques pour soutenir les chaussées submersibles, en remplacement des amoncellements de blocs de latérite si souvent utilisés en Afrique, sont également un moyen efficace pour limiter l'installation larvaire sans affecter pour autant les autres composantes biologiques du milieu.

Mis à part ces moyens mécaniques de suppression des gîtes, qui ont d'ailleurs donné de bons résultats locaux et qui mériteraient d'être plus systématiquement mis en oeuvre, il existe probablement d'autres modes d'intervention susceptibles de donner de bons résultats, encore faut-il y réfléchir et effectuer des recherches dans ce sens.

Ainsi, par exemple, en tenant compte des résultats actuels de la lutte chimique qui a, en quelques années, amené des changements importants dans la nature des peuplements simulidiens, il apparaît que des espèces autres que l'espèce cible sont capables de coloniser les biotopes autrefois occupés par *Simulium damnosum* . Ceci suggère que cette dernière espèce avait une valence écologique forte, empêchant l'installation des autres Simuliidae, mais que ses exigences écologiques n'étaient toutefois pas extrêmes. Il suffirait donc -théoriquement- d'introduire en Afrique une autre espèce de Simuliidae capable d'occuper le biotope de *S. damnosum* , et ayant au moins un potentiel colonisateur égal, sinon supérieur, pour empêcher le rétablissement des populations de l'actuelle espèce cible (Statzner, com. pers.).

Bien entendu cette manipulation écologique implique trois impératifs. Tout d'abord il faut qu'une telle espèce existe quelque part dans le monde, ensuite elle doit pouvoir occuper entièrement tous les biotopes de *S.damnosum* ; enfin et surtout, elle ne doit pas être elle-même un vecteur potentiel de l'onchocercose !

Rien ne permet pour l'instant de penser à une espèce connue, mais il semble qu'il y ait la une voie de recherche intéressante, dans la mesure où il n'y aurait pas dans un tel cas le rapport proie-prédateur, si difficile à contrôler dans la plupart des luttes biologiques basées sur cet antagonisme, mais simple occupation d'un biotope ayant été dans un premier temps libéré par voie chimique.

b. Limitation des effets secondaires de la lutte antiglossines.

La plupart des insecticides actuellement utilisés en lutte antiglossines présentent une forte toxicité pour la faune aquatique, certains d'entre eux étant particulièrement nocifs pour l'ichtyofaune et les macrocrustacés, organismes dont l'importance économique est loin d'être négligeable. Par ailleurs, des traitements de grande envergure peuvent avoir des conséquences écologiques indirectes, en détruisant d'autres organismes, régulateurs naturels de la propagation de maladies diverses.

Il est impossible de préconiser une lutte antiglossines qui soit à la fois efficace, applicable en toutes circonstances et sans effets secondaires sur l'environnement. On peut par contre s'efforcer de réduire au maximum les risques de pollution des milieux aquatiques, en adaptant la lutte aux conditions logistiques de campagne, et en utilisant une méthodologie spécifique à chaque situation géographique. Pour ce faire, il est nécessaire de rechercher, avant toute intervention, quel est le type d'action le mieux adapté, en se basant sur une étude socio-écologique préliminaire et approfondie des milieux à contrôler.

On déterminera ainsi dans un premier temps des zones de hauts risques, où certains éléments faunistiques ont une importance particulière (réserves d'animaux, zones de nidification, milieux très poissonneux où la pêche est importante....). De même seront délimitées des zones de risques moyens, où ces différents paramètres biologiques ont une moindre importance, et enfin des zones sans risques constituées par exemple par des îlots forestiers d'altitude, à faible potentiel zoologique.

En fonction des résultats, on adoptera la méthode de lutte garantissant le moindre impact, ou mieux, une combinaison de méthodes complémentaires. C'est ainsi par exemple que des traitements non résiduels en ULV pourront être préférés à des traitements résiduels pour un bloc forestier donné, avec en complément des traitements résiduels localisés, depuis le sol, et peut-être l'établissement d'une ligne de pièges écrans en zone de lisière forêt-savane. Dans une zone à risques faibles, des épandages résiduels de pyréthrinoïdes pourront être envisagés sur certains blocs, permettant une

élimination des glossines de longue durée. Les milieux les plus vulnérables, comme les bas fonds humides ou les interfaces forêts-savanes, devront faire l'objet d'une attention toute particulière.

Dans tous les cas, et quelles que soient les méthodes adoptées, il est nécessaire que des études d'impact sérieuses et diversifiées accompagnent la réalisation des traitements. Ce n'est qu'à ce prix que l'on évitera des catastrophes locales, en modifiant à temps des techniques aux effets trop nocifs, mais c'est également ainsi que l'on aboutira à une meilleure connaissance des modalités d'impact de chaque méthode utilisée, à court et long terme, permettant de les améliorer.

Cet ensemble de précautions que nous venons de présenter concerne la situation actuelle, dans le domaine de la lutte chimique. Mises en application, il est certain qu'elles peuvent permettre une nette réduction de l'impact écologique des traitements, mais elles ne sont pas suffisantes. Il convient de poursuivre, et même d'accentuer, les efforts de recherche en laboratoire et sur le terrain afin de rechercher des molécules plus sélectives ou des formulations à action plus spécifique.

Des techniques nouvelles, ou encore trop peu expérimentées, doivent être testées plus systématiquement. A ce titre, les luttes génétique ou immunologique représentent des armes non négligeables, peut-être encore insuffisamment mises en oeuvre sur le terrain. Si l'on en juge par l'opinion de certains entomologistes médicaux, de telles méthodes ne sont pas à abandonner.

" Le seul résultat vraiment positif a été obtenu avec les Glossines ; il est en effet possible dans certaines conditions d'éliminer des populations de tsé-tsé par des lâchers de mâles radiostérilisés. Cette méthode n'est toutefois envisagée que comme un complément terminal de la lutte chimique car la production de masse de ces insectes reste très ardue étant donné leur faible prolificité et les exigences des colonies de laboratoire . L'amélioration des techniques de nutrition artificielle des mouches pourrait résoudre une partie des ces problèmes." (Mouchet, 1979)

De même, les tentatives de lutte biologique méritent d'être poursuivies, notamment l'utilisation de *Syntomosphyrum* sp. C'est également le cas en ce qui concerne l'utilisation de pièges écrans imprègnés de pyréthrinoïdes qui, expérimentés sur de grandes surfaces dans la région de Vavoua en Côte d'Ivoire, par les chercheurs de l'IRTO*, ont donné de très bons résultats et ne présentent aucun risque pour l'environnement aquatique.

Enfin, il ne faut pas négliger, dans le cas de la trypanosomiase animale, l'introduction ou la sélection de races trypanorésistantes qui, outre une amélioration sur le plan économique, peuvent dans de nombreuses régions conduire à une réduction d'intensité de la lutte chimique, facteur toujours bénéfique pour l'environnement.

---

* Institut de Recherche sur la Trypanosomiase et l'Onchocercose (Bouaké, Côte d'Ivoire).

c. Pour un moindre impact de la lutte antimoustiques.

Comme dans tout domaine de lutte antivectorielle on ne saurait trop conseiller une action par voie chimique utilisant les produits le moins polluant possible, moyennant qu'ils soient efficaces. C'est également une fois de plus la lutte biologique mettant en oeuvre le *Bacillus thuringiensis* qui, sans conteste, présente le meilleur rapport efficacité/impact sur les hydrosystèmes.

Dans le domaine des actions de traitement en zone urbaine, le traitement individuel des habitations peut être recommandé, dans la mesure où ses répercussions sur les milieux aquatiques sont pratiquement nulles ; toutefois, ce sont les méthodes préventives qui donnent les résultats les plus radicaux et définitifs. L'élimination des gîtes urbains domestiques et péridomestiques, si elle était conduite de manière régulière et systématique, pourrait résoudre la quasi-totalité des problèmes liés à *Aedes aegypti* , et une grande partie de ceux résultant des pullulations de *Culex* sp. (Mouchet, 1979). Outre un solutionnement des problèmes connus en agglomération, une telle élimination urbaine réduirait fortement les peuplement des ces Diptères dans les biotopes naturels avoisinant villes et villages.

Bien que simple dans son principe, l'élimination des gîtes demande la participation de toute la communauté. Elle doit être basée sur une prise de conscience des problèmes sanitaires liés à la présence de biotopes bien définis, mais également recevoir un soutien des autorités administratives (réglementation, conseils, aide financière éventuelle et ... action exemplaire sur le domaine public). A ce dernier titre, la réalisation d'un assainissement urbain correct, avec évacuation des effluents et des eaux de ruissellement par conduites fermées, est une mesure très positive.

Dans les zones non urbaines, l'assèchement de régions marécageuses représente également une action radicale souvent moins néfaste à moyen et long terme pour l'hydrosphère que des épandages réguliers d'insecticides. Il faut cependant vérifier au préalable que ces zones n'ont pas une importance biologique déterminante dans l'écosystème régional (zone de reproduction de l'ichtyofaune par exemple). Une manipulation des niveaux d'eau dans les réservoirs artificiels, avec assèchements périodiques, peut éliminer de nombreux gîtes de bordure, mais il ne faut pas perdre de vue qu'une grande partie des invertébrés peuplant les mêmes biotopes est en même temps éliminée. Malgré cet inconvénient, cette méthode doit être recommandée dans la conduite de la riziculture humide, quand l'introduction massive de poissons culiciphages n'est pas possible.

d. Stratégies actuelles et orientation future de la lutte contre la bilharziose.

A la lumière des expériences du passé et des essais de toute sorte qui ont pu être tentés, il est devenu évident qu'il n'y a pas de méthode unique et satisfaisante de lutte contre la bilharziose.

Chaque contexte régional (morphologie, types d'habitats, sociologie, démographie, religion...) représente une individualité dont il faut tenir compte pour l'établissement d'une stratégie de lutte. En conséquence, les campagnes de contrôle récentes ont déjà pris en considération cet aspect multiple des interventions et, sur le plan de la protection des écosystèmes aquatiques, il faut se réjouir que l'emploi intensif de traitements molluscicides à l'aide de composés de synthèse soit de plus en plus limité.

Il est certain que les progrès réalisés dans la mise en oeuvre d'une chimiothérapie de masse, moins coûteuse et surtout utilisant des produits plus performants et moins dangereux (Métrifonate, Niridazole....), a constitué un élément décisif dans l'évolution des campagnes de lutte. Des programmes pilotes d'actions intégrées sont actuellement en cours dans plusieurs régions d'Afrique, et l'on peut prendre celui du lac Volta au Ghana comme exemple (Anon., OMS, 1983).

Trois phases d'action y sont menées conjointement :

+ Traitements tous les six mois des personnes infestées, à l'aide de Métrifonate.
+ Applications très localisées de molluscicide au niveau des principaux foyers d'infestation, associée soit à une lutte biologique adaptée, soit à des opérations de retrait des végétaux quand cela est possible.
+ Education sanitaire intensive.

C'est dans ce dernier domaine que les efforts sont les moins couronnés de succès, alors qu'une bonne éducation mise en pratique est sans conteste le seul moyen radical de lutter efficacement, et à moindre frais, contre la maladie. Quand l'homme comprendra t-il qu'il est, dans le contexte de cette endémie, son propre destructeur....? Toutefois, si chacun à titre individuel a sa part de responsabilité dans la transmission des schistozomiases, on ne saurait trop recommander des initiatives communautaires, administratives ou non, comme l'installation de lieux d'aisance publics, correctement entretenus et fonctionnels, ainsi que la réalisation de latrines privées à l'échelle familiale.

Dans le cadre de la lutte intensive, si l'on met à part des actions ponctuelles encore parfois très drastiques, le temps des épandages massifs de molluscicides chimiques, en traitements de couverture et à hautes doses, est révolu. La nécessité d'une intervention très focalisée est maintenant reconnue comme nettement plus efficace, moins coûteuse et moins perturbante pour les hydrosystèmes. De même, et en ce qui concerne les traitements chimiques, on peut - a priori - considérer comme moins polluant l'emploi de formulations dites à libération lente, où le produit actif est inclus dans une matrice, inerte ou non (verre, caoutchouc, cellulose, protéine....). Des recherches supplémentaires sont cependant encore nécessaires dans ce domaine, à la fois pour prouver que cette technique ne favorise pas l'apparition d'une résistance du vecteur, mais aussi afin de rechercher les effets environnementaux à moyen et long terme de doses sub-léthales.

e. La lutte antivectorielle intégrée. Utilisation des agents biologiques.

S'il est indéniable que de nombreuses actions monotypiques sont toujours entreprises en Afrique dans le domaine très vaste de la lutte antivectorielle, il faut cependant noter qu'une place de plus en plus large est faite aux opérations de lutte intégrée. Elles prennent en compte un maximum de paramètres : biologiques, écologiques, socio-économiques et, ce qui nous intéresse ici en premier lieu, environnementaux.

Dans la mesure du possible la lutte se fera à plusieurs niveaux, concernant des écophases différentes d'un même vecteur, aux époques et dans les lieux les plus appropriés, qui permettent de viser juste et au meilleur moment. Ceci réclame une bonne connaissance écologique de la cible, mais également une grande souplesse de mise en oeuvre alliée à une haute technicité des organisateurs. La lutte n'est plus basée sur l'action d'une seule méthode, mais sur la mise en oeuvre d'interventions complémentaires, et c'est dans un tel cadre logistique que les agents biologiques présentent leur maximum d'intéret.

L'utilisation d'agents biologiques en lutte antivectorielle n'est pas une nouveauté, mais l'apparition sur le marché d'insecticides synthétiques, à l'origine très efficaces, a rapidement diminué, voire stoppé, leur emploi. Cependant, l'augmentation croissante du prix des composés insecticides, l'évidence de leur impact le plus souvent néfaste sur l'environnement, ainsi que l'apparition plus ou moins généralisée d'une résistance des groupes cibles, leur ont donné un regain d'intéret.

Le principal avantage des agents biologiques de contrôle des vecteurs réside essentiellement dans leur innocuité pour l'homme, ainsi que pour la plupart des organismes non-cible. Ils présentent d'une manière générale une grande spécificité d'action, principalement sur l'écophase larvaire des vecteurs, critère qui peut dans certains cas d'ailleurs être un handicap, limitant leur emploi.

Tous n'ont pas la même efficacité, et une même espèce est susceptible de donner des résultats très variés selon les biotopes où elle est utilisée. Parmi les agents de lutte biologique actuellement opérationnels en Afrique, ou considérés comme très prometteurs, il faut signaler les suivants (Anon., OMS, 1982).

+ Bactéries. Ce sont essentiellement *Bacillus thuringiensis israelensis* et *Bacillus sphaericus* qui sont les plus efficaces et les plus employés. La première est, comme nous l'avons vu, très active contre les larves de Simuliidae et de Culicidae, la seconde contre certaines espèces de moustiques.

+ Champignons. Les recherches concernant l'utilisation de ces organismes sont nettement moins avancées et souvent aucune tentative d'utilisation à grande échelle n'a été réalisée. Parmi les plus prometteurs en lutte antimoustiques, il faut citer

*Culicinomyces clavosporus* et *Tolypocladium cylindrosporum* . Par ailleurs, *Lagenidium giganteum* s'avère actif contre de nombreux Culicidae et les *Coelomomyces* spp. sont efficaces contre les moustiques en général, mais nécessitent la présence d'un petit crustacé dans le biotope, comme hôte alternant.

+ Nématodes. Des essais à petite échelle de Mermithidae, en laboratoire avec des *Romanomermis* spp. et *Octomyomermis* sp. ont donné de bons résultats contre les Culicidae. La contamination de larves de Simuliidae *in situ* s'avère par contre difficile à effectuer, principalement en raison du peu de temps de contact entre parasite et cible, dans le milieu naturel.

+ Insectes. L'utilisation du canibalisme de certains moustiques prédateurs a été entreprise avec succès dans quelques expérimentations de terrain, mais les résultats demeurent assez partiels. Le rôle prédateur de la plupart des larves de gros Odonates, sur les larves de moustiques et de Simuliidae (certaines espèces du genre *Zygonix* sont inféodées aux zones de rapides) n'a pas été mis à profit à l'heure actuelle, pas plus que celui de nombreux Hémiptères.

+ Mollusques. Des essais multiples réalisés principalement en régions néotropicales ont donné de bons résultats, utilisant le rôle compétiteur de plusieurs espèces. *Marisa cornuarietis, Thiara granifera* et *Helisoma duryi* ont été utilisées avec succès contre les pulmonés vecteurs de schistosomiases (bulins et planorbes). Les essais effectués en Afrique sont par contre très limités.

+ Poissons. De nombreux essais utilisant des espèces très variées ont été conduits localement en Afrique, avec plus ou moins de réussite. Parmi les poissons généralement employés, nous pouvons citer :

- *Oryzias latipes, Aplocheilus blocchii, Gambusia affinis, Notobranchius* spp. Tous sont efficaces contre les larves de moustiques en général.

- *Oreochromis spilurus spilurus* est utilisé dans la lutte contre *Anopheles arabiensis*.

- *Poecilia reticulata* , très tolérant à la pollution organique (fossés de drainage urbains, égouts...), est actif contre les larves de *Culex quinquefasciatus*.

- *Sarotherodon* spp. De nombreuses espèces de "tilapias" ont un régime herbivore qui peut être mis à profit pour le contrôle de la végétation aquatique, soit pour limiter l'extension de cette végétation, mais également en bénéficiant de l'effet indirect lié à la réduction des biotopes préférentiels des mollusques pulmonés ou de certains moustiques (*Mansonia* spp.).

Généralement, le seul emploi d'agents biologiques n'est pas suffisant pour assurer pleinement le contrôle d'un vecteur, et ils ne constituent qu'un volet d'une stratégie de lutte alternant leur action et celle de pesticides chimiques. L'efficacité maximale d'une

telle logistique est dans la pratique constatée à une échelle restreinte, celle d'un village par exemple, ou bien celle de plans d'eau d'étendue limitée. On réalise le plus souvent une première réduction des densités du vecteur cible par action de pesticide chimique, puis on en maintient les peuplements au niveau le plus bas en faisant agir un agent biologique sur ces populations numériquement diminuées et affaiblies. La lutte ainsi menée doit présenter beaucoup de souplesse et ne doit pas nécessairement avoir un aspect systématiquement prédéterminé. Il faudra tenir compte aussi bien des paramètres écologiques du milieu que des biologies respectives de la cible et de l'agent de contrôle, les actions combinées de plusieurs agents biologiques pouvant même être utilisées avec succès (traitements au *Bacillus thuringiensis* d'un milieu où a été introduit un poisson culiciphage ; action complémentaire de deux poissons, l'un herbivore et l'autre malacophage....). Il ne faut cependant pas perdre de vue que l'introduction d'un agent biologique dans un milieu n'est pas nécessairement sans risques, notamment quand il s'agit d'espèces non indigènes. Dans ce domaine, des expériences malheureuses ont déjà été faites un peu partout dans le monde, il n'est nul besoin de les multiplier. Nous nous permettrons donc d'insister sur la nécessité d'études sérieuses, préalables à toute manipulation écologique, opération qui devra impérativement être exécutée et suivie par un personnel compétent.

En conclusion, l'adoption d'une lutte antivectorielle intégrée mettant en oeuvre une éducation socio-sanitaire, des traitements pesticides chimiques, un ou plusieurs agents biologiques et éventuellement certaines manipulations du milieu, représente certainement la stratégie type des années à venir. Le bénéfice majeur de telles interventions sera évidemment une réduction de l'impact sur l'environnement, mais aussi, en diminuant l'importance de l'utilisation de pesticides chimiques, une réduction de l'intensité d'apparition de résistance chez les vecteurs et une diminution du coût général de la lutte.

### 3. Limitation des risques relatifs à l'utilisation des pesticides agricoles. Restrictions générales d'emploi des pesticides.

Nous venons de voir, dans le cadre d'une réduction d'impact de la lutte antivectorielle, qu'il est nécessaire de s'efforcer de réduire au maximum l'utilisation des pesticides pour diminuer d'autant la contamination de l'hydrosphère. Nous pouvons sans hésiter faire la même recommandation quand il s'agit de l'emploi des pesticides agricoles, et il convient d'être très vigilant sur cet aspect, dans la mesure où la fabrication sur place de nombreux produits (donc moins onéreux et immédiatement disponibles) est un facteur favorable à un accroissement de leur utilisation dans tous les domaines.

En dehors de cet aspect purement quantitatif et très général,

il convient de mettre l'accent sur un certain nombre de facteurs ou de principes qui, si l'on prend soin d'en tenir compte, sont susceptibles de largement améliorer la situation actuelle relative à la contamination de l'environnement.

+ Il est absolument indispensable de faire un choix judicieux des produits à mettre en oeuvre (Whittmore, 1977).

Dans ce domaine, il serait bon que soit réalisé une sorte de dictionnaire des pesticides utilisables en pays tropical, inspiré par exemple du "Pesticide Handbood" publié par l'IOCU (Union internationale des consommateurs). On y placerait, outre le nom et la formule chimique de chaque produit, ses noms commerciaux, avec une description sommaire de chaque formulation et surtout, ce qui nous intéresse ici en premier lieu, une description succincte mais précise de sa toxicité dans différents milieux, dont les milieux aquatiques. L'adjonction d'informations générales concernant les meilleures conditions d'emploi (doses, époques d'utilisation, techniques de mise en oeuvre....) ne pourrait qu'être bénéfique, permettant d'utiliser ces produits avec plus de discernement.

Il est nécessaire en effet de réaliser la meilleure adéquation possible entre traitements et cible, et pour cela de tenir compte des espèces ou complexes d'espèces à contrôler, de leur biologie, écologie et comportement. La rémanence des produits utilisés doit être juste suffisante pour assurer la protection optimale. A ce stade se pose le problème du choix du pesticide à employer pour un but déterminé. Il est délicat, car si d'un côté un produit polyvalent et à large spectre d'action est souvent moins coûteux et présente un seul type d'impact (fort ou faible, ce qui est un autre problème....), il pourra par contre faciliter l'apparition de résistances, en quelques années d'utilisation. Au contraire, des traitements très spécifiques diminuent les risques d'apparition de résistance, mais ont des impacts multiples en fonction de leur nature et nécessitent des traitements plus nombreux, selon que les cibles sont elles-mêmes diversifiées.

On doit enfin rechercher systématiquement des produits qui affectent le moins possible les parasites et prédateurs naturels de l'organisme à contrôler, afin d'augmenter l'efficacité de la lutte.

+ Vente et distribution des pesticides devraient être des opérations très controlées.

S'il est peu souhaitable dans de nombreux domaines d'atteindre à la liberté du commerce, la distribution et l'utilisation des pesticides nous semble par contre des opérations qu'il est nécessaire de codifier, et même de réglementer, dans la mesure ou un emploi anarchique se répercute sur toute la société, dépassant largement les frontières politiques d'un pays (contamination de produits exportés, dérive de traitements aériens, cours d'eau traversant plusieurs Etats....).

Sur un plan régional, il serait bon de concevoir une législation d'emploi des pesticides couvrant par exemple tous les pays d'une zone climatique définie (blocs forestiers, région sahélienne...). Des interdictions de vente et des restrictions d'emploi seraient établies. Le réseau de distribution devrait être limité pour les produits autres que ceux reconnus sans aucun danger, si tant est qu'il en existe ! Pour les composés autorisés, les ventes pourraient être effectuées par des services techniques de l'Etat ou des services privés dûment accrédités, qui auraient également un rôle important d'information quant aux modalités d'emploi des produits qu'ils distribuent, ceci impliquant la présence d'un personnel technique compétent.

De telles mesures assureraient une meilleure sécurité d'emploi dans tous les domaines, et certainement un assainissement du marché de ces produits, qui se multiplient à plaisir pour de simples raisons commerciales. Les pays du tiers-monde ne représentent-ils pas une mine de dollars pour l'écoulement de composés depuis longtemps bannis des pays industrialisés, et il est si facile, avec la grande cuisine de la chimie de synthèse, de proposer à la vente dix fois la matière active, sous des appellations différentes, sans amélioration notable d'efficacité.

Compte tenu de ce que l'on sait de la forte toxicité de nombreux produits déjà à l'index dans de nombreux pays (notamment plusieurs organochlorés), leur emploi devrait sans plus attendre être interdit en Afrique. Certains Etats ont actuellement adopté des mesures dans ce sens, ainsi l'emploi du HCH sous toutes ses formes est-il interdit en Côte d'Ivoire, par un décret en date du 12 août 1981.

Il faut également signaler sur un plan plus général qu'une réunion d'experts des problèmes liés à l'utilisation des pesticides s'est récemment tenue à Rome, et a abouti à la définition de critères écotoxicologiques applicables à l'homologation des pesticides (Anon., FAO, 1982). Le document final, qui fait suite à de nombreux autres déjà publiés par la FAO dans ce domaine, se substitue au document de même nature déja publié en 1979 et l'actualise ; on ne saurait trop recommander sa consultation avant d'entreprendre des traitements pesticides importants.

+ Les utilisateurs doivent être instruits des dangers des produits qu'ils manipulent.

Si l'on met à part les risques relatifs aux individus eux-mêmes, pour ne considérer que ceux concernant les milieux aquatiques, on doit recommander le respect de quelques règles simples. Il doit par exemple être absolument interdit de procéder au lavage dans les eaux naturelles, des fûts ou récipients ayant contenu des pesticides. Il en va de même avec les vêtements contaminés ou les appareils ayant été utilisés pour les épandages.

De tels incidents sont beaucoup plus fréquents qu'on ne le pense, bien qu'ils soient rarement rapportés dans la littérature. Wilson (1972) signale par exemple que des fûts de Dieldrex® (mat.

act. = dieldrine), utilisés dans le cadre d'une opération de lutte antiglossines, en Zambie, ont été lavés dans l'eau d'un petit lac de barrage. L'auteur estime qu'environ 400 ml de produit ont été rejetés avec les eaux de rinçage. Ceci entraîna la mort d'au moins 151 poissons en 24 heures (trouvés morts en surface), 72 ayant été recoltés les jours suivants (essentiellement *Tilapia* spp).

En Côte d'Ivoire, lors d'essais de lutte antisimulidienne à l'aide de GH 74, un morceau de tissu ayant servi à éponger quelques centilitres de ce produit sur le plancher de hélicoptère de traitement, fut rincé dans une vasque d'eau stagnante. En quelques minutes tous les poissons présents en cet endroit se retrouvèrent le ventre en l'air (Escaffre, com. pers.) !

Ce type d'accident ne doit pas être minimisé, quand on sait l'attrait et le service que peuvent rendre les emballages vides (fûts, bidons....) pour les villageois africains. Il semble nécessaire que toute remise en circulation d'emballages ayant contenu des produits toxiques, ne le soit qu'après neutralisation des risques qu'ils représentent, tant pour l'homme que pour l'environnement.

Les surplus de produits doivent être détruits de la manière la plus adéquate possible, et non rejetés n'importe où, notamment dans les cours d'eau comme c'est trop souvent le cas. Par ailleurs, le transport des pesticides doit être effectué dans des conditions assurant le maximum de sécurité en cas d'accident, les containers devant être d'une manière générale adaptés à la toxicité des produits contenus, quant à leurs normes de fabrication et de qualité*. Ces quelques conseils généraux peuvent sembler évidents et superflus, mais la pratique du terrain prouve qu'il faut sans cesse les répéter.

Beaucoup plus fondamental par contre, bien que trop peu souvent suivi, un dernier conseil relatif à la logistique des traitements de grande envergure doit etre rappelé. Tout produit destiné à un emploi à grande échelle doit être testé à plusieurs niveaux quant à son impact sur l'environnement. Selon la nature du pesticide et sa destination (application directe dans l'eau ou épandages sur cultures), son action en milieu aquatique focalisera tout ou partie des recherches. On distinguera obligatoirement les étapes suivantes, mises en oeuvre après une premiere phase constituée par la réalisation d'un produit efficace sur une cible déterminée (Tabl. 62).

Phase II = recherche de la toxicité en laboratoire et en conditions normalisées, comprenant l'utilisation d'organismes indicateurs toujours identiques (mêmes espèces et mêmes stades ou écophases de développement) et une méthodologie constante et appropriée à chacun d'eux.

---

* Bien que limités, ces risques existent; c'est ainsi que durant un transport lacustre entre Kigoma et Bujumbura, plus de 6500 litres d'insecticide (endrine, endosulfan, Dédémul®, Dicofol®) ont été perdus, en février 1972 (Deelstra, 1974). De même, en 1971, un avion des unités de traitements antisimulidiens contenant 300 litres de téméphos s'abattait dans une rivière de Haute Volta (Elouard, 1975).

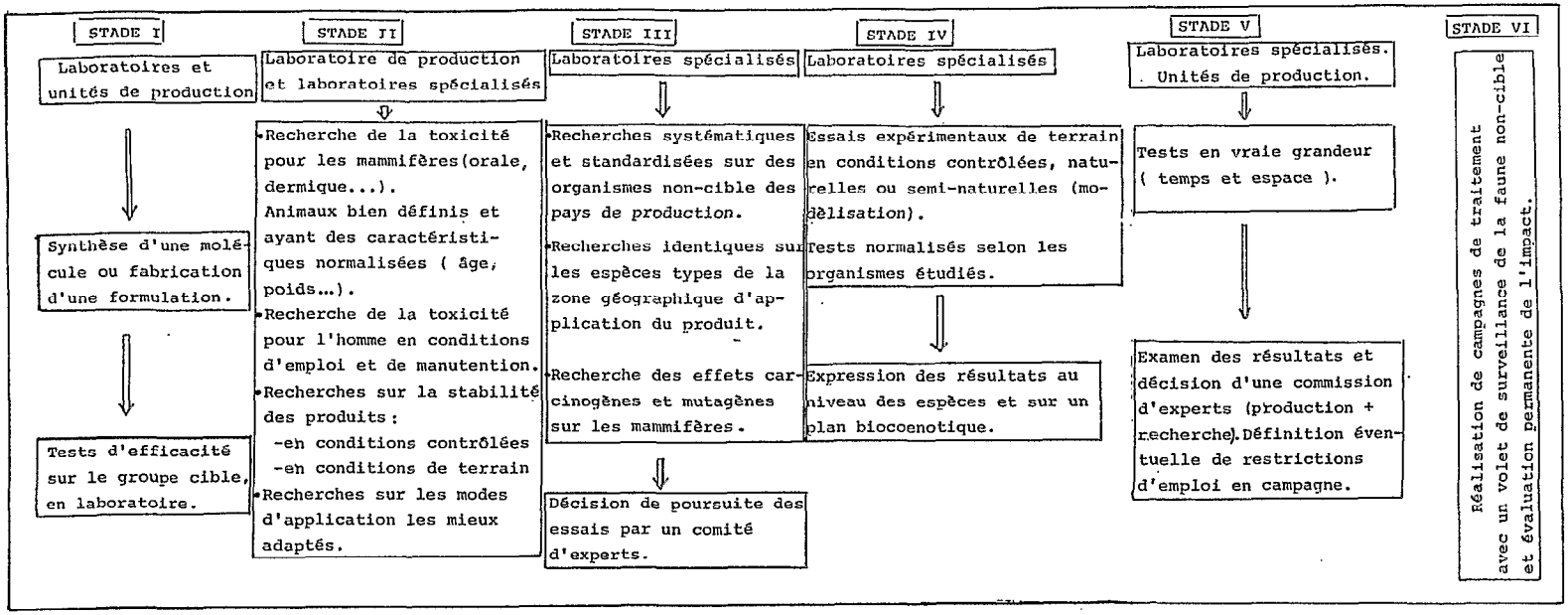



TABLEAU 62 : PLACE DES RECHERCHES DE TOXICITE DANS UN ORGANIGRAMME CONCERNANT LA MISE EN OEUVRE D'UN PESTICIDE.

Phase III = Dans le cas d'une utilisation en zone tropicale, mêmes tests de laboratoire réalisés dans le pays concerné et avec des organismes indicateurs sélectionnés pour leur représentativité écologique. On utilisera ainsi des organismes types vivant dans les eaux très courantes pour tester un insecticide antisimulidien, ou au contraire un organisme d'eau stagnante pour tester un molluscicide. Des organismes appartenant à ces deux grandes catégories de biotopes seront employés pour tester un pesticide à usage agricole, susceptible de contaminer, après ruissellement, aussi bien les milieux lotiques que lentiques.

Dans l'exécution de ces deux phases, on recherchera les DL 50/24 h et 48 h pour les organismes choisis, et pour une gamme de concentrations comprenant nécessairement les dosages moyens efficaces contre le groupe cible, ainsi que des doses respectivement 10 fois inférieures et 10 et 100 fois supérieures.

Phase IV = On réalisera une série d'essais sur le terrain, dans des conditions normales de campagne, mais à petite échelle, afin d'estimer l'impact aigu sur un plan biocoenotique, ainsi que l'impact à moyen terme, si des traitements répétés doivent être réalisés au cours d'un cycle annuel. Il est recommandé que le suivi de cette phase soit effectué par des gens qualifiés, écologistes ou hydrobiologistes dans le cas où les hydrosystèmes sont concernés.

Phase V = C'est essentiellement la première opération à grande échelle. Seuls les produits ayant donné satisfaction au cours des trois phases précédentes devraient participer à cette dernière étape qui, tout au long de sa réalisation, doit impérativement être suivie de manière précise et systématique à l'aide d'un programme de surveillance écologique périodiquement évalué quant à ses résultats et conduit par un personnel qualifié.

Pour être complet, il est possible de définir une phase VI, représentée par toute campagne ultérieure de même nature, utilisant le même produit, dans des conditions logistiques semblables. Il est très souhaitable que ces opérations de phase VI comportent un volet de contrôle de l'impact sur l'environnement, même s'il est nettement plus lâche qu'aux étapes précédentes.

## 4. Limitation de la pollution urbaine et assainissement des grandes agglomérations. Contrôle de l'eutrophisation.

### a. Pollution domestique et industrielle organique.

Globalement et comme nous l'avons déjà mentionné, ce type d'agression des hydrosystèmes continentaux se pose en termes simples. Tout excès d'apports organiques non absorbables par le milieu récepteur (auto-épuration) conduit à une eutrophisation plus ou moins rapide, aux conséquences biocoenotiques variées. En corollaire, une réduction des apports organiques, ou une élimination des sels

nutritifs des effluents, garantira les milieux récepteurs d'une évolution vers un état dystrophe difficilement modifiable.

En fonction de ce schéma, on conçoit que le contrôle de la pollution organique domestique peut s'énoncer aisément. Il suffit de canaliser les effluents urbains depuis leurs points d'émission vers des centres de traitement, où une première élimination des matières organiques les plus importantes en taille sera mécaniquement effectuée, et où les effluents ainsi grossièrement épurés seront traités afin de réduire leur teneur en sels minéraux et organiques.

En réalité, ces différentes opérations ne sont pas aisées à réaliser, ne serait-ce qu'en raison du prix de revient élevé des installations nécessaires. Par ailleurs, un effluent d'apparence claire et peu chargé en matières organiques n'est pas nécessairement salubre, et peut contenir de nombreux germes pathogènes. On est donc amené à distinguer deux niveaux d'assainissement, l'un produisant des effluents peu chargés en matière organique, l'autre des effluents bactériologiquement peu contaminés.

+ Infrastructure de base de l'assainissement.

Il est tout d'abord impératif que l'assainissement urbain comprenne un réseau de canalisations récupérant les eaux usées, évitant ainsi les rejets directs et incontrôlés dans la nature. Cependant, nous avons vu qu'une importante pollution, principalement organique, résulte du ruissellement des eaux de pluies. On a calculé par exemple que le canal de Gourou, situé à Abidjan, peut en une heure, par simple drainage des précipitations, déverser en baie de Cocody une DBO5 équivalant aux rejets de 45.000 habitants ! Il paraît donc logique que ces eaux soient canalisées afin d'être épurées, même sommairement.

On sait par ailleurs que les eaux domestiques ont une forte septicité et une forte action corrosive sur les canalisations, en raison de leurs teneurs en $H_2S$, qui peuvent atteindre 2 mg/l. Un raccordement des canalisations eaux usées - eaux pluviales peut donc amener une dilution bénéfique. Toutefois, en raison des énormes quantités qui sont alors susceptibles de devoir transiter dans le réseau en un temps très court, il convient d'avoir une trame de canalisations bien adaptée et de grande capacité, donc difficile à réaliser et évidemment très onéreuse. De plus, l'aboutissement des eaux pluviales aux stations de traitement nécessite qu'elles soient, elles aussi, de grande capacité ou plus nombreuses.

En pratique, peu de grandes villes africaines sont dotées d'un tel système complexe, fonctionnant efficacement en permanence. En 1981, on recensait par exemple à Abidjan 22 stations de traitement, dont 7 réservées à des effluents industriels. Malgré ce nombre élevé, de nombreux problèmes existaient car la capacité des stations était faible, chacune ne pouvant guère absorber plus que les effluents d'un lotissement et plusieurs présentaient un fonctionnement défectueux.

Quel qu'en soit le prix, l'établissement d'un système de réception des eaux usées et d'évacuation des eaux pluviales est absolument indispensable en zone urbaine, même pour de petites agglomérations. C'est à partir de cette structure de base de l'assainissement que l'on pourra greffer des unités de traitement plus ou moins sophistiquées. Pour être efficace et fonctionnel, ce réseau doit être correctement implanté, notamment en ce qui concerne le respect des pentes et les dimensions des différentes structures devant pouvoir absorber les débits maximums ; être entretenu en permanence, ce qui nécessite un personnel compétent et actif, ainsi qu'une éducation des usagers.

Les systèmes d'égouts avec buses, canalisations ou conduites forcées souterraines, sont certainement les plus esthétiques, sinon les plus fonctionnels ; leur installation est cependant onéreuse et leur entretien demande une attention toute particulière, ainsi qu'un personnel qualifié. Un réseau de fossés ou de chenaux cimentés, à ciel ouvert, sera souvent une solution plus accessible, notamment dans les agglomérations moyennes ou petites, bien que ses désavantages soient multiples (inesthétisme, risques d'accidents, contaamination bactériologique par les mouches vectrices....). Dans ce cas également l'entretien est primordial pour assurer une bonne efficacité, mais il doit s'accompagner d'une éducation des habitants afin que les canaux ou fossés d'évacuation des eaux ne soient pas utilisés, comme c'est très souvent le cas, pour le déversement des ordures ménagères !

Une fois le réseau créé et fonctionnel, il est indispensable que soient installées des structures d'assainissement, afin que les effluents ne soient pas rejetés tels quels dans un milieu aquatique naturel. Deux possibilités existent qui peuvent être établies séparément ou de manière complémentaire. La première consiste en un assainissement par lagunage ; elle représente, quand la topographie des lieux le permet, la solution la plus simple et la moins onéreuse. La seconde est basée sur l'installation de stations d'épuration, aussi nombreuses et complexes que chaque cas particulier l'exige (=chaque type d'agglomération, de réseau d'évacuation, de charge organique globale...).

+ Assainissement par lagunage.

C'est certainement le système qui présente le meilleur rapport coût-efficacité et qui permet de traiter de grandes quantités d'eau en un temps relativement court. Il vient récemment d'être proposé comme solution d'assainissement de l'agglomération d'Abidjan (Colcanap et Dufour, 1982) et existe déjà depuis longtemps dans quelques grandes villes africaines. C'est ainsi que s'effectue le traitement d'une grande partie des eaux usées de Karthoum au Soudan, les eaux issues du système de lagunage étant ensuite utilisées pour l'irrigation de la "ceinture verte" d'*Eucalyptus* , proche de la ville, les vases résiduelles servant d'engrais (George et El Zorghany, 1978). Ce type d'épuration est également souvent utilisé en Afrique de l'Est (Anon., FAO, 1981).

Le principe du lagunage est simple, et selon les quantités d'eau à épurer il peut présenter deux aspects. On estime par exemple que 85 à 95% de l'azote des effluents urbains peuvent être éliminés, par simples épandages de surface, sur le sol. Dans ce cas, il faut naturellement que la nature pédologique du substrat récepteur s'y prête, les structures calcaires étant les plus favorables. Elles sont malheureusement peu fréquentes en Afrique.

Dans le cas des épandages sur sol, qui ne constituent pas un lagunage au sens strict, dans la mesure où les eaux à épurer ne stagnent pas en surface, ou stagnent peu, on utilise le pouvoir auto-épurateur du milieu comme moyen d'assainissement. Les micro-organismes du sol sont mis à contribution pour minéraliser l'excès de matière organique, après que les colloïdes argilo-humiques ont agi comme une sorte de filtre chimique, retenant les substances en suspension et absorbant une partie des substances dissoutes. Les protéines se transforment en nitrates d'une manière générale, sous l'influence des bactéries de dénitrification.

Cette méthode a l'avantage d'être simple, mais elle est cependant d'utilisation limitée car elle demande beaucoup de place, les champs d'épandage ne devant pas être trop éloignés des agglomérations. Très efficace en saison sèche, car bénéficiant d'une forte insolation qui augmente à la fois l'évaporation des rejets et l'action bénéfique de la lumière (photo-assainissement), cette méthode l'est nettement moins durant la saison des pluies, quand les sols sont naturellement gorgés d'eau. De tels problèmes sont apparus de manière très aiguë dans les environs de Salisbury, au Zimbabwé, comme nous l'avons déjà mentionné (chap. D I).

Le lagunage véritable, basé sur un même principe d'autoépuration, se pratique en bassins artificiels fermés ou en utilisant des dépressions naturelles de morphologie adéquate. Selon les charges organiques des effluents, il pourra être intéressant de réaliser des bassins en série, les premiers servant de décanteurs primaires où les boues grossières seront recueillies et éliminées. Ce problème de sédimentation et retrait des boues ne doit pas être négligé, car très souvent elles se chargent en méthane, ou en sulfures résultant de la réduction des sulfates, gaz qui peuvent détruire le pouvoir épurateur du milieu.

Le lagunage naturel correspond donc globalement à une intensification des processus biologiques auto-épurateurs d'un milieu aquatique normal. C'est le siège de phénomènes bio-chimiques multiples qui, utilisant l'énergie lumineuse, assurent une dégradation des excès de matière organique et une consommation des sels nutritifs. Trois grands processus entrent en jeu :

- Une intense photosynthèse qui, s'appuyant sur l'apport de lumière, utilise le gaz carbonique dissous pour produire de l'oxygène et une importante biomasse algale.

- Une dégradation aérobie de la matière organique qui, utilisant l'oxygène dissous, va reproduire du gaz carbonique, des sels nutritifs et une nouvelle biomasse bactérienne.

- Une dégradation anaérobie qui va transformer la matière organique en acides organiques.

Il se constitue donc un cycle d'épuration où :

" Les végétaux sont les producteurs du système qu'ils alimentent en énergie sous la forme de matière consommable constituée de leur propre biomasse. Ils synthétisent la matière organique grâce à la fonction chlorophyllienne, à partir du gaz carbonique et des sels dissous. Cette activité absorbe du gaz carbonique et fournit la majeure partie de l'oxygène nécessaire aux bactéries minéralisantes du milieu dans le lagunage naturel." (Dufour, 1982b).

Simple dans son principe et souvent d'une réalisation aisée, le lagunage paraît être une bonne solution d'épuration systématique des eaux usées des petites et moyennes agglomérations africaines. Le problème des grandes villes est de loin plus complexe, et pour l'illustrer nous pouvons à nouveau prendre l'exemple de la Côte d'Ivoire et de l'assainissement d'Abidjan.

Un premier plan général d'assainissement, datant de 1974, prévoyait l'aménagement d'un réseau dense d'égouts drainant la ville, sur lequel seraient même "branchées" des toilettes de type moderne. L'ensemble des eaux ainsi recueillies serait dirigé vers des stations d'épuration, puis les rejets terminaux se feraient dans l'océan, dans la zone dite du "Trou sans fond", au large de la ville.

En réalité ce système n'est que très partiellement réalisé et ne semble pas idéal. Son coût est excessif d'une part, et, d'autre part, selon les estimations les plus optimistes, un tel réseau ne pourra traiter en 1990 que l'équivalent des rejets de 2,6 millions d'habitants, alors que les prévisions font état d'une agglomération de près de 5 millions de personnes à cette époque !

Dans un tel contexte, il est évident que la réalisation d'un lagunage simple des effluents de la ville (ou d'une partie seulement) serait d'un grand secours. Selon Colcanap et Dufour (1982), la baie de Koumassi, diverticule naturel et isolé de la lagune Ebrié, se prête morphologiquement bien à une telle opération. Toutefois, sous un énoncé simple, cette solution cache nombre de problèmes qu'il conviendrait d'étudier en détail, et parmi ces derniers nous ne citerons que les principaux qui n'ont pas échappé aux auteurs du projet.

- Quelle est la dynamique de l'eau entre surface et assise sédimentaire dans cette zone ?
- Quels sont les risques d'une contamination de la nappe phréatique ?
- Quel sera le devenir de la charge organique primaire ?
- Comment éliminer ou utiliser la charge organique secondaire?
- Comment éliminer les risques pathogènes primaires (fécaux)?
- Quel est l'impact environnemental de la zone de lagunage?

Enfin, il est certain que le bilan financier de l'opération doit être étudié avec exactitude, même si, comme les auteurs le font remarquer, il n'y a pas d'achat foncier au départ, les travaux de terrassement étant réduits et l'implantation d'une aquaculture en aval du système pouvant être une source d'amortissement des frais.

+ Réalisation de stations d'épuration.

C'est la solution la plus onéreuse pour obtenir des rejets de qualité, mais c'est certainement celle qui permet la meilleure intervention, dans la mesure ou on peut en moduler la nature, l'importance et la spécificité. Pour les pays les plus économiquement favorisés, c'est probablement le principal moyen d'assainissement qui sera mis en oeuvre dans les années à venir.

Dans un souci d'efficacité, mais également d'économie, il est indispensable de concevoir dans une agglomération plusieurs types d'unités d'épuration. Certaines auront pour vocation l'assainissement de rejets à charge organique dominante, alors que les autres seront réservées aux eaux chargées de substances toxiques, généralement d'origine industrielle.

Les stations du premier type doivent être installées quand il n'est pas possible de réaliser un lagunage naturel. Elles recevront les eaux domestiques ainsi que les eaux industrielles non toxiques (principalement les effluents des industries agro-alimentaires). Plusieurs modèles de station existent à l'heure actuelle, et le choix devra être fonction des conditions locales. Il ne nous appartient pas ici d'en discuter, mais par contre il nous semble utile d'insister sur les fonctions qu'elles doivent remplir, afin de rejeter les effluents les moins contaminants possible pour les hydrosystèmes naturels.

Il est indispensable que les eaux transitant dans une station d'épuration subissent les opérations suivantes.

a) Les matières solides (organiques ou autres) doivent être éliminées par un dégrillage primaire sur mailles de 50 mm, puis un dégrillage secondaire sur mailles de 20 mm. Il existe des systèmes automatiques de nettoyage des grilles avec une capacité de récupération de 24 heures. Cette opération peut également être effectuée manuellement, mais dans chaque cas il faut prévoir une élimination de ces déchets (transport vers des centres d'incinération, recyclage, mise en terre, compostage...).

b) Les eaux ainsi sommairement filtrées doivent ensuite subir un dégraissage - deshuilage. Les huiles seront recueillies dans un décanteur primaire avec des cloisons siphoïdes successives, en barrage, associées à des déversoirs de trop-pleins de surface, fixes ou mobiles (bras pivotants par exemple).

Pour l'élimination des graisses, l'ouvrage comportera un système d'aération par air pulsé venant de la base, ainsi que des zones calmes où les graisses s'accumulent en surface et peuvent

être éliminées par déversement ou raclage de surface.

c) La dégradation et la minéralisation des matières organiques restantes doit être réalisée dans les meilleures conditions d'efficacité et de rapidité. On retrouve à ce niveau le principe du lagunage naturel, les vases restantes étant le siège d'une fermentation anaérobie, qui solubilise les constituants solides restants pour donner également des gaz (méthane principalement). Les glucides sont oxydés pour donner du gaz carbonique et de l'eau, et les protéines sont nitrifiées pour donner des nitrates.

Dans d'autres cas, on facilitera plutôt la fermentation aérobie, et il sera alors nécessaire de procéder à une importante aération du milieu, généralement réalisée par brassage mécanique.

C'est sur ce schéma général que sont réalisées la plupart des stations d'épuration. Cependant, la nécessité de traiter en un temps minimum un maximum d'effluents pollués pose l'important problème de la capacité d'assainissement de chaque unité. Dans bien des cas il est donc impératif d'accélérer les phénomènes biologiques, aussi aura-t-on recours à deux techniques principales, qui sont celle dite "des boues activées", et celle dite "des lits bactériens". Chacune d'elles intervient après décantation primaire.

Nous n'entrerons pas dans le détail de la mise en oeuvre de ces techniques (voir Rivière, 1976) et n'en rappellerons seulement que le principe, pour mémoire.

+ La technique des boues activées consiste à introduire dans l'eau à épurer, après décantation, une certaine quantité de boues artificiellement enrichies en bactéries et en microorganismes. C'est le floc bactérien colloïdal, précipité floconneux issu d'une forte aération d'eau d'égouts. Son pouvoir épurateur est très grand, ainsi que sa faculté d'adsorber différents polluants et de les minéraliser. Les eaux ainsi mises en présence de ces boues activées sont fortement aérées, puis on les laisse décanter. La fraction liquide isolée par déversement se clarifiera par la suite sous l'influence de nombreux protozoaires (amibes, ciliés libres....), qui vont consommer les bactéries demeurées au sein de l'eau.

Ces traitements demandent en moyenne de 2 à 10 heures et des teneurs de seulement 1 à 2 mg d'oxygène par litre peuvent être suffisantes. On élimine ainsi, en Europe par exemple, environ 500 g de DBO 5 par mètre cube et par jour, dans les bassins d'aération.

+ La technique dite "des lits bactériens" consiste à réaliser un empilement de matériaux poreux (les éléments les plus fins étant placés vers le bas), au travers duquel on fait circuler une certaine quantité d'eaux usées. Après quelques semaines, les matériaux empilés se recouvrent d'un film bactérien actif comportant des bactéries aérobies et anaérobies, des bactéries nitrifiantes, ainsi que des champignons et toute une microfaune (amibes, cilliés, flagellés...) à laquelle s'ajoute une macrofaune de surface (Oligochètes, insectes...).

Une fois ce lit actif réalisé, le système est apte à épurer de l'ordre de 0,6 $m^3$ par heure et par mètre carré de surface de base, tant que le colmatage n'est pas devenu limitant. Certaines techniques de réalisation du support du lit peuvent augmenter l'importance des vides, tout en réduisant le colmatage, et on parvient à épurer jusqu'à 6 $m^3$ d'effluents par heure et par mètre carré, ou bien, en d'autres termes, à éliminer de 3 à 10 kg de DBO 5 par jour et par mètre cube de système.

b. Pollution industrielle inorganique.

C'est certainement la plus difficile à éliminer dans la mesure où, comme nous l'avons déjà vu, elle présente une grande spécificité et souvent une grande intensité. En fonction de la technologie actuellement disponible, il ne semble pas exister de méthode polyvalente qui permette de traiter de manière globale et parfaite toutes sortes d'effluents. Malgré cela, la mise en place de structures communes d'assainissement apparaît comme une solution d'avenir, garantissant une forte réduction de la contamination de l'environnement, tout au moins en ce qui concerne les milieux aquatiques récepteurs. Ceci implique l'installation d'un réseau spécial de récupération des rejets, qui ne peut être valablement réalisé avec un investissement minimum que dans le cadre d'un regroupement des industries.

L'implantation d'une industrie en un lieu donné peut dans certains cas être la conséquence de raisons impératives. Ainsi, les exploitations minières sont-elles tributaires de la localisation des matières premières, d'autres industries étant implantées en fonction des facilités d'approvisionnement en produits transformables (zones portuaires par exemple), ou en fonction des facilités d'écoulement des produits fabriqués, autant de facteurs qui conditionnent leur bilan financier de fonctionnement.

Pour beaucoup par contre, il n'est d'autres impératifs que la présence d'un exutoire pour l'élimination de leurs effluents (généralement une rivière...), ou l'accès à de l'eau naturelle qui intervient à certaines étapes de leurs activités (lavages, refroidissement....). Il est dans ce cas possible de les regrouper dans une zone particulière, à proximité des agglomérations. C'est ainsi qu'ont été créées les zones industrielles que nous connaissons en Europe, mais qui demeurent nettement moins fréquentes en Afrique, malgré l'existence de contraintes d'occupation de l'espace souvent moins aiguës.

Ce regroupement des industries dans une zone privilégiée, outre son avantage économique certain, peut permettre une très nette réduction des nuisances et une meilleure maîtrise de la contamination des milieux naturels. On conçoit aussi que le coût des assainissements sera moindre si les effluents sont dirigés vers une unité centrale d'épuration, plutôt que s'ils sont individuellement traités par chaque usine. De même, l'unité centrale étant surveillée par un personnel spécialisé, le contrôle des normes de qualité des

effluents sera facilité. Un tel système communautaire ne dispense cependant pas les industries ayant dans leurs rejets un toxique très particulier, de posséder une unité spéciale d'épuration destinée à éliminer ce contaminant.

Actuellement, le problème majeur de l'Afrique réside dans le nombre très important d'industries déjà en place qui ne possèdent pas de système d'assainissement de leurs rejets et pour lesquelles il ne paraît pas y avoir d'autre solution que de les placer dans l'obligation à se conformer à des normes de qualités définies, avec ce que cela comporte de conséquences matérielles et financières. Il ne faut toutefois pas oublier que le raccordement de certaines industries sur le réseau général d'assainissement d'eaux domestiques, quand il est possible, n'est pas une solution, même s'il donne bonne conscience. Il représente en effet un risque important, car les substances toxiques rejetées peuvent éventuellement et rapidement compromettre l'efficacité des stations de traitement, en détruisant par exemple des lits bactériens, qui seront longs à se reconstituer.

S'il est assez peu réaliste de vouloir obliger chaque industrie déjà en place à posséder un système d'épuration efficace, l'adoption d'une meilleure politique de production peut par contre être exigée car, outre une réduction sensible des nuisances, elle s'accompagne généralement soit d'une amélioration de la qualité des produits finis, soit d'une diminution de leur prix de revient. Nous n'entrerons pas dans le détail des opérations possibles, car cela dépasse à la fois le but de cet ouvrage et notre compétence, mais insisterons sur des idées simples qui peuvent, si elles sont appliquées, représenter un net progrès dans le sens d'une moindre pollution.

Chaque unité industrielle devrait ainsi :

+ Utiliser une matière première de meilleure qualité, ce qui entraîne généralement la réduction des opérations de nettoyage ou de purification primaires, souvent consommatrices d'eau.

+ Rechercher des moyens de production plus propres en adoptant des techniques nouvelles ou simplement en recyclant déchets ou effluents (utilisation de réactifs moins toxiques, changement de nature de certaines phases de production ...).

+ Améliorer la qualité des installations existantes qui, par leur vétusté ou leur peu de performance, représentent un potentiel de contamination non négligeable.

Malgré l'application de toutes les mesures d'assainissement possibles, il faut rester conscient que les capacités d'épuration des rejets industriels en Afrique resteront encore longtemps trop faibles, et que, d'autre part, le coût de certaines méthodes étant prohibitif, elles ne pourront être utilisées car elles entraîneraient une augmentation du prix des produits finis incompatible avec le pouvoir d'achat des consommateurs de pays en voie de développement. Enfin, il faut reconnaître que si l'on reste encore dans l'incapacité technique de réduire certaines nuisances, une grande amélioration

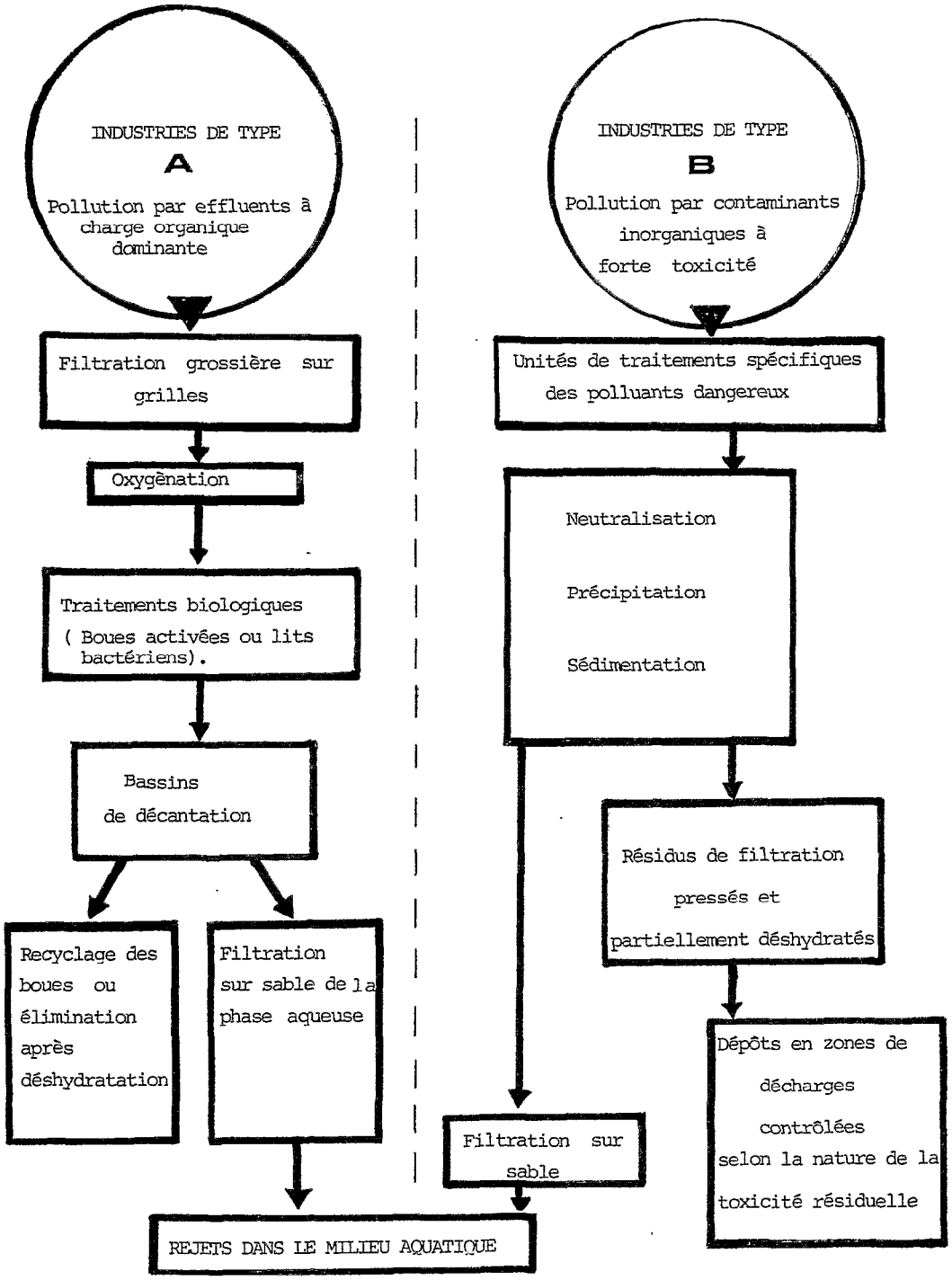



Figure 45 . Schématisation du minimum d'assainissement necessaire pour assurer la préservation de la qualité des milieux aquatiques recevant les effluents de deux principaux types d'industries.

de la situation actuelle serait apportée en mettant en oeuvre de manière systématique un assainissement élémentaire simple réalisé selon un processus hiérarchisé, schématisé figure 45.

c. Le problème des germes pathogènes.

Ce qui est vrai pour les rejets toxiques industriels l'est également pour la pollution d'origine fécale, et une eau claire issue d'une station d'épuration peut être notablement contaminée par des germes pathogènes. Ici encore il est possible de réaliser des traitements tertiaires bactéricides, mais ils sont souvent onéreux, et il semble plus judicieux de réduire l'apport d'éléments pathogènes aux stations d'épuration, plutôt que de chercher à les éliminer plus efficacement que par simple chlorination.

La pollution fécale résulte essentiellement de l'apport au milieu naturel des excréments de l'homme et des animaux, mais ne présente pas la même acuité en zone rurale qu'en zone urbaine dense. La préservation contre, ou la limitation de ce type de pollution doit donc en premier lieu être adaptée aux situations qui prévalent, ce qui nous amène à distinguer deux cas principaux.

+ Situation en zone densément urbanisée.

La généralisation du système de WC à chasses d'eau, raccordé sur un réseau d'égout, qui existe dans maints pays industrialisés, n'est pas nécessairement une solution adaptée à la situation africaine. Il implique en effet une grande consommation d'eau pour une faible évacuation de déchets. D'autre part, les eaux contaminées qui en résultent (appelés généralement "eaux noires") sont difficiles à épurer complètement et contribuent à la contamination des milieux aquatiques récepteurs. Le cycle traditionnel : sol → produit agricole → alimentation de l'homme → excréments → sol est rompu dans sa phase finale, les excréments allant à l'égout, puis étant déversés dans l'hydrosystème (Colcanap et Dufour, 1982).

Par ailleurs, dans une unité d'assainissement urbaine même complexe, il est pratiquement impossible de séparer les eaux noires des eaux grises (eaux issues des activités de ménage), donc seul un lagunage naturel ou des épandages de surface peuvent ramener la situation au cycle initial, les rejets en milieu aquatique continental étant à proscrire. Quand la situation géographique s'y prête, des rejets en mer profonde peuvent par contre être envisagés, les dangers de contamination bactérienne diminuant fortement, car beaucoup de bactéries ne peuvent survivre en eau salée.

Les unités de traitement individuelles ou de petite collectivité (à l'échelle d'un ensemble d'habitation) présentent de meilleures garanties d'efficacité, mais par contre sont d'une installation coûteuse, d'un entretien souvent délicat et également onéreux (fosses septiques, petites unités d'épuration à boues activées...); on ne peut donc préconiser leur généralisation. Il semble finalement qu'il soit nécessaire de s'orienter vers des solutions plus

spécifiques, qui tiennent compte à la fois des investissement possibles, soit par les individus, soit par les municipalités. Dans les agglomérations à habitat dispersé comme il en existe un grand nombre en Afrique, les solutions individuelles faisant appel à des techniques ayant fait leurs preuves ailleurs devraient être généralisées, et élimineraient au moins partiellement la participation des milieux aquatiques naturels à l'épuration. Différents systèmes qu'il serait trop long de passer ici en revue sont décrits en détail dans le travail de Colcanap et Dufour (*op. cit.*), auquel nous renvoyons le lecteur. D'une manière générale, ils sont basés sur le principe d'une faible utilisation de l'eau comme agent de transport des excréments, une auto-épuration maximale par fonctionnement en circuit semi-fermé (fosses d'aisance, latrines à compost, etc...).

+ Situation en zone rurale ou dans les agglomérations de petite dimension.

Les problèmes posés sont de type plus diffus, et nous avons vu que les féces ou les urines transitent généralement en accord avec le cycle naturel décrit plus haut, incluant un retour au sol. Ceci n'empêche cependant pas que des problèmes existent, liés à la dispersion des excréments en maints endroits, ou au contraire à leur rejet systématique en zone de contact d'un milieu aquatique. Dans une telle situation il est donc fortement conseillé de mettre en place, au niveau de chaque collectivité (famille, village, petite ville...), une ou plusieurs installations sanitaires communautaires. Notre préférence ira aux systèmes dits "à compost" qui, mis à part certains modèles sophistiqués et onéreux, peuvent facilement être réalisés en matériaux locaux pour un prix de revient raisonnable, eu égard aux avantages acquis, tant sur le plan de l'environnement que sur celui, encore plus important, de la santé des individus.

Ces systèmes ont par ailleurs l'avantage de produire un compost à forte charge fertilisante qui peut amener une amélioration locale des sols non négligeable. Bien entendu il est impératif qu'ils soient acceptés par les usagers, et il est nécessaire qu'ils ne heurtent aucun tabou ou ne viennent trop perturber les habitudes socio-culturelles, pour être adoptés.

d. Contrôle de l'eutrophisation en cours ou déjà établie.

Quand on considère les problèmes d'assainissement des eaux domestiques et industrielles en Afrique, il semble finalement que l'on se dirige vers une solution mixte, associant quand cela est possible le lagunage à l'utilisation de systèmes d'épuration plus sophistiqués. Le problème majeur qui demeure cependant toujours présent est celui de savoir si ces structures seront toujours d'une capacité suffisante pour faire face à l'essor démographique, et à l'intensification des rejets de toute sorte qui en résultent. D'autre part, il ne faut pas négliger que même après traitement, les rejets d'eaux usées demeurent souvent riches en sels nutritifs

qui, ainsi introduits dans les milieux naturels, peuvent engendrer une eutrophisation plus ou moins importante, véritable pollution secondaire.

A nouveau, et comme dans le cas de la pollution par germes pathogènes, le niveau de pollution zéro ne peut être atteint ou approché que par des traitements tertiaires (utilisation de bactéries dénitrifiantes par exemple), difficiles à mettre en oeuvre de manière efficace, et surtout fort onéreux. D'autre part, les apports diffus, notamment par le lessivage des sols cultivés, représentent une source constante d'enrichissement souvent peu perceptible de façon macroscopique.

La prévention de l'eutrophisation d'un milieu stagnant doit être essentiellement axée sur une limitation des apports en phosphates et nitrates qui constituent l'élément moteur principal du phénomène. Par contre, dans les hydrosystèmes déjà eutrophisés, les possibilités pratiques d'intervention demeurent très limitées. On peut naturellement imaginer toutes sortes de moyens pour stopper l'eutrophisation ou la réduire, mais peu sont rentables et beaucoup sont inefficaces à moyenne et grande échelle.

L'oxygénation artificielle des lacs de retenue afin de rompre la stratification a déjà été essayée en utilisant des moyens divers (batteurs, turbines...), ou même des compresseurs comme au lac Hartbeespoort, en Afrique du Sud (Scott *et al* ., 1981). Dans ce dernier cas, et principalement en raison de la masse d'eau trop importante concernée, le résultat fut pratiquement nul, seule une modification du peuplement algal ayant été notée à proximité de la zone d'oxygénation artificielle.

Le contrôle des algues et de la végétation immergée par utilisation d'herbicides ou d'agents biologiques peut parfois être un moyen efficace, mais les risques de pollution chimique s'avèrent dans le premier cas importants. Loin de constituer un moyen idéal et utilisable en tous lieux, il semble par contre que la gestion du stock des macrophytes immergés, qu'ils soient naturels ou introduits, puisse être dans les cas de forte eutrophisation de biotopes d'étendue restreinte, une technique élégante d'intervention.

Nous avons vu (chap. C IV) que le développement en masse d'*Eichhornia crassipes* représente un stockage considérable de constituants minéraux et organiques. En conséquence, le retrait périodique de ce végétal d'un plan d'eau, représente à la fois la libération d'un espace qui favorise le développement des individus restants, et un retrait important de sels en provenance de l'hydrosystème.

Musil et Breen (1977) ont montré que l'azote du milieu n'est pas assimilé par la plante sous n'importe quelle forme, et que si la forme $NO_3$-N induit en culture expérimentale une augmentation linéaire de la croissance, par rapport aux concentrations présentes dans l'eau, l'apport sous la forme $NH_4$-N n'a que très peu d'effets. Tenant compte de ce facteur, ils se livrent à une reflexion intéressante qui, mise en pratique, pourrait en certains lieux donner des résultats fort positifs.

Se basant sur la vitesse de croissance d'*Eichhornia crassipes* et partant d'un peuplement végétal estimé à 61 785 tonnes (poids frais), établi à la faveur d'un apport régulier de 50 mg/l de $NO_3$-N, il apparaît que 7,4 jours sont nécessaires pour obtenir un accroissement de 47 tonnes de la masse végétale. Il existe des engins mécaniques qui permettent de retirer d'un milieu, en un jour, une quantité d'*Eichhornia* équivalente à cette production. Une journée de travail chaque semaine est donc théoriquement suffisante pour maintenir le peuplement à son état initial, tout en éliminant la quantité d'apports en sels nutritifs ayant contribué à la constitution de la biomasse éliminée. Il existe finalement une périodicité optimale de retrait des végétaux, ainsi qu'une quantité optimale à éliminer, fonction de la température et de la quantité de $NO_3$-N apportée par les effluents, pour qu'aucun apport excédant ne vienne enrichir, donc eutrophiser, le milieu ! Ils établirent ainsi que pour un hydrosystème donné, à 30ºC, recevant un effluent capable de "produire" une biomasse végétale de 180.000 tonnes/an, un équilibre apport/retrait des sels nutritifs sera réalisé, avec une intervention mécanique tous les 45 jours, alors que pour un potentiel dix fois supérieur cette valeur est ramenée à un ordre de grandeur de la semaine.

On peut finalement concevoir deux types d'interventions, l'une "curative" visant à assainir un milieu fortement eutrophisé par une manipulation de la macroflore aquatique présente ou introduite, l'autre "préventive", en créant une épuration biologique des effluents à forte charge organique. Dans ce dernier cas, il suffit d'effectuer les rejets d'eaux non épurées dans un milieu artificiel tampon où les sels nutritifs seraient captés par des macrophytes à fort taux de croissance et de reproduction, macrophytes dont le peuplement serait mécaniquement contrôlé.

Nous retiendrons en conclusion qu'il ne suffit pas de rejeter dans les hydrosystèmes naturels des eaux claires pour être certain de ne pas les polluer. En conséquence, il est donc indispensable que tout effluent, assaini ou non, soit en permanence l'objet de contrôles de qualité, se référant à des standards préalablement définis. Nous reviendrons plus longuement sur ce problème important et nous nous contenterons ici de proposer que ces standards soient harmonisés à l'échelle de l'Afrique, étant entendu toutefois que certains seuils peuvent différer d'une région à l'autre (et non d'un Etat à l'autre...), en fonction de facteurs abiotiques spécifiques du milieu, comme par exemple la nature des masses d'eau réceptrices (l'incidence d'un même rejet diffère selon qu'il est effectué dans un très grand fleuve, une petite rivière ou un lac...), mais également en fonction des caractéristiques globales du climat.

## 5. Le contrôle des plantes aquatiques nuisibles, stratégies possibles pour un impact environnemental limité.

### a. Milieux naturels.

Quand les milieux sont de petite taille, mares, étangs, lacs, la végétation qui s'y développe doit être présente en quantité

équilibrée avec les autres composantes du milieu, et l'on peut admettre qu'une couverture végétale ne dépassant pas 10 à 15% de la surface totale du plan d'eau, surtout si elle est dispersée, représente une situation acceptable.

Si cette proportion augmente, il est raisonnable de penser que le milieu présente un excès de sels nutritifs, pouvant être lié à une action directe de l'homme (utilisation du milieu pour le rejet d'effluents urbains ou industriels), ou indirecte (lessivage des sols du bassin concerné, où les pratiques culturales sont associées à une utilisation intensive des amendements). Dans ce cas, il sera nécessaire d'agir en sorte que l'apport en sels nutritifs redevienne normal. Une action dans ce sens sera matériellement possible pour des effluents bien individualisés, qui pourront alors être traités avant déversement. Elle est pratiquement impossible si les sels proviennent du lessivage des sols cultivés, seule une utilisation d'engrais équilibrée, et fonction des besoins des végétaux cultivés, pouvant théoriquement limiter les transports. En pratique, cela demanderait un apport échelonné de produits dans les sols, qui est souvent peu compatible avec les pratiques culturales ou trop onéreux à réaliser.

Dans une telle situation, un retrait mécanique de l'excès de végétation s'impose. Il doit être fait régulièrement, pour ne pas provoquer de bouleversement biologique trop important dans le plan d'eau. Les techniques utilisées seront fonction du végétal proliférant anormalement et doivent être efficaces et peu polluants par elles-mêmes. Il faut également considérer que les végétaux ainsi retirés peuvent dans bien des cas être utilisés, soit directement pour l'alimentation du bétail (cette pratique est largement utilisée au lac Titicaca, en Bolivie), soit comme fertilisant des sols après épandage de surface ou enfouissemnt (engrais vert).

Dans le cas de grands milieux naturels, les retraits mécaniques ne sont guère réalistes, hormis en certains points des plans d'eau où la végétation peut créer une grande gêne très particulière (infrastructure portuaire), ou en vue d'une exploitation de type industriel, quand les végétaux concernés présentent une structure fibreuse permettant leur utilisation pour la fabrication de pâte à papier ou celle de panneaux de type "isorel", par exemple.

Il sera de même très difficile d'agir efficacement si les excès de sels nutritifs proviennent d'amendements distribués eux-mêmes en trop grande abondance, à l'échelle du bassin collecteur. Seule une coordination d'action entre agriculteurs et hydrobiologistes est susceptible d'apporter une amélioration, les premiers acceptant de mieux distribuer leurs apports d'engrais et les seconds réalisant une surveillance périodique des milieux récepteurs, pour contrôler l'évolution de l'eutrophisation des eaux et éventuellement signaler une tendance vers une détérioration sur ce plan. Des normes peuvent être établies dans ce sens, ou bien on adoptera celles établies pour l'Afrique du Sud où l'on utilise des cultures tests de *Selenastrum capricornutum* en laboratoire, réalisées avec l'eau filtrée des milieux naturels. Les échantillons où la culture ne peut dépasser une production de 25 mg/l sont considérés comme oligotrophes, les eaux fortement eutrophes entraînant des productions supérieures à 60 mg/l.

b. Milieux artificiels.

La situation dans ces milieux présente un certain degré de similitude avec celle des milieux naturels; toutefois, dans la majorité des cas, deux différences essentielles existent. La première est liée au fait qu'ils proviennent d'une modification d'hydrosystèmes d'eau courante drainant toute une portion de bassin. Les risques sont donc grand pour que la végétation aquatique vienne mécaniquement s'accumuler au niveau des retenues nouvellement créées. Ceci implique également qu'un peuplement végétal, naturellement localisé à plusieurs centaines de kilomètres en amont du plan d'eau artificiel, puisse représenter une source potentielle d'infestation pour ce dernier. Contrairement aux milieux naturels fermés, il y a donc réenvahissement perpétuel par les apports du haut bassin, venant s'ajouter à la production en place des végétaux déjà accumulés.

La seconde différence est liée au fait que le milieu aquatique créé se constitue à l'emplacement d'écosystèmes terrestres souvent densément couverts de végétation, et qui sont rarement déboisés avant la mise en eau, en raison du coût élevé de telles opérations. La décomposition des masses végétales inondées, outre les problèmes écologiques qu'elle pose (désoxygénation), entraîne une libération d'un excédent de sels minéraux et de composés nutritifs, très favorable à un développement massif des plantes aquatiques. A ceci peuvent bien entendu s'ajouter tous les apports artificiels liés aux effluents de multiple nature et au lessivage des sols cultivés.

En conséquence, il est absolument nécessaire qu'une étude sérieuse soit réalisée avant la création du milieu artificiel, afin de pouvoir établir un modèle prévisionnel des risques possibles et de proposer des stratégies de lutte adaptées et hiérarchisées dans le temps. On s'efforcera ainsi de :

- recenser les différentes espèces de plantes aquatiques présentes dans le bassin de drainage, et déterminer celles qui représentent un risque d'envahissement potentiel ,

- faire un bilan des caractères morpho-édaphiques du futur milieu, à des étapes différentes de son remplissage (étendue de la cuvette, détermination de zones d'eau peu profondes, profil des rivages et nature des sols pour le niveau de remplissage théorique, direction des vents dominants...) ,

- prévoir des interventions spécifiques en fonction des différentes phases du remplissage et de l'infestation par les plantes. Il pourra ainsi être possible, dans le cas d'un apport important de végétaux flottants ( *Pistia, Eichhornia*), d'installer des barrières successives de filets, qui seront régulièrement nettoyés, ou bien d'établir des "trains" de tronc d'arbres flottants, canalisant l'arrivée des végétaux vers un rivage exposé au vent, où l'action des vagues, liée à un retrait mécanique, détruira une grande partie des apports.

Dans le cas d'un envahissement impossible à contrôler efficacement, il sera nécessaire de mettre en oeuvre d'autres moyens, tels la lutte biologique, bien que l'expérience acquise dans ce domaine ne soit pas très concluante. Des recherches approfondies sont encore nécessaires afin de déterminer les agents biologiques les plus efficaces selon les végétaux à contrôler, et peut-être faut-il s'orienter vers des organismes encore peu étudiés. Les travaux de Robb *et al* . (1979) ont ainsi montré que les feuilles de *Potamogeton pectinatus* étaient, en Afrique du Sud, régulièrement attaquées par des bactéries dont l'installation sur l'épiderme précède souvent, et facilite, celle d'autres organismes décomposeurs dont notamment les champignons. Elles sont susceptibles de s'installer sur les feuilles aux premiers stades de développement de la plante, et contribuent ainsi à sa détérioration.

L'utilisation d'herbicides reste enfin le moyen le plus efficace et peut-être le plus aisé à mettre en oeuvre, avec malheureusement un impact sur le milieu qui est loin d'être négligeable. En raison des risques pour l'environnement liés à leur emploi, il est nécessaire de ne les utiliser qu'à bon escient et en respectant un certain nombre de règles que nous pouvons énoncer comme suit.

+Leur application dans un milieu aquatique destiné à être utilisé comme source d'eau potable devrait être interdite, dans la mesure où une forte contamination accidentelle est toujours possible (surdosage par erreur, déversements accidentels ou fuites importantes des unités de stockage).

+Dans un milieu aquatique non utilisé à des fins d'alimentation, toute application d'herbicide doit être faite quand aucun autre moyen moins dangereux n'est applicable. Les traitements doivent être réalisés par du personnel qualifié et expérimenté.

+Seuls doivent être employés les herbicides homologués pour être utilisés en, ou près, de milieux aquatiques.Les instructions d'emploi prévues par le fabricant (doses, modes et périodes d'application) doivent être respectées scrupuleusement.

+Toute utilisation à grande échelle ( de temps et d'espace) ne devrait être faite que seulement après avis d'hydrobiologistes compétents, et il serait bon que ces derniers soient également sollicités pour suivre l'exécution des traitements et en contrôler l'impact à court, moyen et long terme.

Dans ce contexte, les mortalités directes ne sont pas les seules à éviter, et dans certains cas, compte tenu des mortalités indirectes qui peuvent survenir en raison de la désoxygénation du milieu faisant suite à la décomposition en masse des végétaux traités (poissons par exemple), il pourra être indispensable de moduler les applications d'herbicides afin de maintenir une teneur moyenne en oxygène du milieu qui soit suffisante.

La nécessité de préserver l'intégrité des milieux à traiter, tout en limitant au maximum les frais d'intervention pour obtenir

un rapport rendement/prix optimal, implique une grande flexibilité des actions de lutte. Contrairement à ce qui est fait le plus souvent les problèmes doivent être évalués avant qu'ils ne se posent avec trop d'acuité. Chaque intervention sera analysée avant d'être entreprise (coût/efficacité) et sa mise en oeuvre sera périodiquement controlée afin de juger de la valeur des premiers résultats, et éventuellement de modifier la logistique de lutte adoptée; un contrôle annuel est un minimum (Mitchell,1979a).

Dans toutes les opérations d'évaluation précèdant une intervention, il est nécessaire de tenir compte d'un maximum de facteurs, allant des conditions climatiques régionales aux paramètres concernant directement le végétal à combattre, mais aussi les autres plantes qui lui sont associées. L'impact écologique propre de l'espèce à contrôler doit également être déterminé, et Mitchell (1979b) propose à cette fin l'utilisation de fiches standardisées qui permettent de recenser 27 éléments sous une forme codée, répartis dans les six rubriques que nous citons ci-après.

-Localisation et description du site concerné.
-Identification des végétaux à contrôler et occurrence.
-Evaluation de la nuisance.
-Paramètres descriptifs de l'environnement.
-Paramètres bio-écologiques relatifs au végétal à contrôler.
-Rôle de ce végétal dans l'écosystème.

L'adoption d'un tel système de recensement de paramètres parfois peu quantifiables permet un traitement informatisé des données, mais il est indispensable que le codage soit effectué par des spécialistes, si l'on veut tirer un maximum de profit des renseignements collectés.

Il ne faut enfin pas négliger que plutôt que d'envisager des opérations de lutte coûteuses et incertaines, il peut être profitable d'empêcher l'implantation de végétaux aquatiques potentiellement nuisibles dans les régions où ils n'existent pas encore, et, à ce titre, on ne saurait trop recommander une réglementation concernant l'introduction de certaines plantes ornementales (*Eichhornia*) ou d'aquarium (*Salvinia* ).

6. Pour une meilleure protection des milieux aquatiques lors de leur manipulation par l'homme.

Les manipulations des hydrosystèmes ayant la plus grande amplitude sont,comme nous l'avons vu, celles qui résultent de la création de milieux artificiels, lacs ou réservoirs. Dans ce domaine, les conséquences néfastes pour les biotopes concernés sont multiples, et ce n'est qu'avec l'expérience empirique de nos erreurs qu'ils est possible de les prévoir , dans une plus ou moins large mesure.Il est donc impératif de profiter de ces connaissances pour

réaliser, avant toute intervention, une étude de faisabilité approfondie et multi-disciplinaire (Alozie,1981).

Il est évident que certains facteurs sont incontrôlables et ne peuvent en aucune façon être modifiés, puisque sous la dépendance du passage d'un milieu lotique à un milieu lentique. Par contre, de nombreux inconvénients peuvent être évités par des mesures adéquates, préservant une meilleure qualité des milieux manipulés. Nous n'en citerons que quelques unes dans les lignes suivantes, car chaque création d'un milieu artificiel représentant un cas d'espèce, des mesures adaptées devront être appliquées à chacun d'eux.

+ D'une manière très générale, les étude de faisabilité d'un ouvrage doivent être réalisées par des spécialistes de disciplines variées et, en ce qui concerne la qualité de l'eau, les compétences d'hydrologues, hydrobiologistes, botanistes et médecins épidémiologistes ou entomologistes médicaux s'avèrent indispensables.

+ Un maximum de défrichage avec enlèvement des arbres est nécessaire avant la mise en eau, si l'on veut éviter une trop rapide eutrophisation des zones à faible renouvellement et l'apparition d'un hypolimnion anoxique. Ceci peut également faciliter l'exploitation piscicole ultérieure, augmenter la masse d'eau correctement oxygenée, dimimuer la colonisation par la végétation flottante, surtout quand le défrichage des lignes de rivage supprime les arbres morts qui généralement retiennent *Salvinia,Pistia* ou *Eichhornia*.

+ La limitatiom de la couverture végétale aquatique sera également un facteur limitant du développement en masse de certains vecteurs (mollusques,moustiques...). Il convient à ce titre de prévoir avant mise en eau les risques potentiels possibles, en effectuant un recensement des espèces de végétaux aquatiques du bassin susceptibles d'envahir la retenue. Selon leur nature, des moyens de lutte ou de prévention seront envisagés, avant que le problème ne devienne trop aigu.

+ Dans des milieux de faible étendue, il peut être judicieux de réaliser un aménagement succinct des berges et des zones de rivage, en les rectifiant à l'aide d'engins de terrassement. Une berge abrupte sera nettement moins favorable à l'établissement de la végétation aquatique et de la faune associée, vectrice d'endémies, qu'une ligne de rivage diffuse.

+ Une protection sanitaire de masse des populations riveraines associée à une éducation sanitaire, effectuées au moment de la création d'une retenue, puis ensuite régulièrement entretenues, limiteront considérablement la contamination du milieu créé.

+ Dans le cas de petits ouvrages, l'adoption de déversoirs pouvant être partiellement assèchés de manière alternée, constitue un moyen très efficace de lutte contre les larves de Simuliidae, tout au moins à ce niveau.

+ La réalisation d'échelles à poissons ou à macro-crustacés peut, dans le cas de grands ouvrages, être un moyen de limiter l'effet de barrage de la retenue, et de maintenir l'intégrité des peuplements naturels en amont et en aval.

+ La régularisation des écoulements à l'aval des ouvrages doit impérativement tenir compte des rythmes hydrologiques naturels, afin de préserver au maximum les peuplements biologiques. A ce titre, il est absolument nécessaire que la fermeture d'un barrage ne se fasse que progressivement et intervienne à un moment où les affluents situés à l'aval pourront, par leurs apports, limiter l'impact de l'ouvrage.

+ Quand les milieux artificiels créés sont destinés à supporter une aquaculture intensive, il est nécessaire que l'infrastructure mise en oeuvre comporte un certain nombre de systèmes de sécurité, afin d'éviter toute pollution avale des eaux en cas de contamination durant leur transit dans les bassins d'élevage.Il faut par exemple que chaque unité puisse être rendue indépendante des autres, rapidement, tant pour son approvisionnement en eau que pour les déversements qui résultent de son fonctionnement.Ainsi il sera possible de "shunter" un ou plusieurs bassins du reste du système d'élevage, en cas de contamination par la nourriture apportée ou d'apparition soudaine d'une maladie chez les sujets élevés.De même, la vidange complète des bassins doit pouvoir être faite par rejet hors du milieu naturel aquatique, en cas de nécessité (épandage sur sol par exemple).

+ Dans le cas d'autres manipulations du milieu, comme par exemple les prises d'eau par déversement ou pompage, il est impératif que les quantités prélevées demeurent à chaque instant limitées par rapport au potentiel présent.Ceci est particulièrement important durant l'étiage, qui correspond souvent au moment de plus grand besoin.Bien qu'aucune réglementation précise n'existe dans ce domaine, il semble judicieux de préconiser le respect du maintien dans le milieu naturel d'un débit ou d'un niveau minimum. Pour fixer des limites inférieures à ne pas dépasser, on peut se baser sur une estimation des débits minimums naturels observés sur une période de 20 ans par exemple, pour un fleuve, ou des niveaux minimums relevés durant cette période pour un plan d'eau stagnant. Des abaques peuvent alors donner, à chaque instant, les valeurs limites de débit ou de niveau au dessous desquelles les prises d'eau doivent être stoppées.Il va de soit qui si, dans cette période de 20 ans, les niveaux ou débits inférieurs ont atteint des valeurs qualifiées de catastrophiques quant à leurs effets sur la faune et la flore aquatiques, ils ne devront pas être pris comme limite minimale.On ne considèrera alors que les valeurs minimales compatibles aves le maintien de l'intégrité des biotopes.

+ Dans le domaine de l'irrigation, les pertes en eau peuvent être largement limitées par la réalisation d'un réseau couvert (canaux, buses, tuyaux....).Il est certain que ce système est plus onéreux à mettre en place et à entretenir que de simples rigoles à ciel ouvert, mais il a l'avantage, en plus d'une importante économie d'eau, de limiter l'installation des vecteurs d'endémies ainsi que la prolifération de la végétation aquatique.

7. Pour une limitation des actions polluantes dans quelques autres domaines

a.Prévention de la pollution par les détergents.

Elle doit comporter au départ l'établissement d'une liste de produits que nous qualifierons "d'autorisés". Les composés peu ou non biodégradables seront d'un emploi très réglementé, ou simplement interdits, comme c'est de plus en plus le cas en Europe. Il est bon par contre que des tests de biodégradabilité simples soient réalisés sur place,dans un premier temps, pour cataloguer les produits existants, et afin de vérifier si les conditions climatiques tropicales n'ont aucune incidence particulière. Une normalisation de ces tests permettrait de classer tout nouveau produit apparaissant sur le marché, à l'intérieur d'une échelle de référence.

b. Prévention de la pollution nucléaire.

Deux types de contrôles devraient être mis en oeuvre .Dans les régions où l'énergie nucléaire est fabriquée ou utilisée, des mesures systématiques des radioactivités globales $\beta$ et $\gamma$ seraient effectuées, avec une périodicité rapprochée,dans le périmètre régional directement concerné.Ces mesures porteraient sur des échantillons d'eau, de sédiments et de certains organismes indicateurs (algues, macrophytes, mollusques et poissons par exemple), au niveau de l'hydrosphère. Les mêmes mesures seraient également effectuées sur l'eau de pluie recueillie durant les précipitations survenant à proximité des industries utilisant l'énergie nucléaire.

De manière plus extensive il paraît indispensable de réaliser un réseau de mesures de radioactivité globale dans certains milieux (dont naturellement des milieux aquatiques), à l'échelle du continent et par exemple deux fois par an.De tels bilans contribueraient à l'évaluation du niveau de contamination mondiale, et procureraient des données de base, en cas de risques ultérieurs plus spécifiques.

c. Prévention de la pollution par effluents miniers.

Le problème du traitement des effluents miniers rejoint directement celui que nous venons de voir pour l'industrie à forte pollution inorganique.Dans certains cas, un simple ajustement du pH, après sédimentation des effluents en présence de chaux (qui précipite les métaux dissous), est suffisant pour obtenir un rejet liquide peu chargé.Dans d'autres cas plus délicats, quand par exemple les éléments métalliques à éliminer sont le cadmium, du plomb, du zinc ou du cuivre, il est nécessaire de les isoler par précipitation en présence de sulfide de sodium par exemple puis, après une floculation en présence de sulfate d' aluminium, de les éliminer par sédimentation et filtration (Landner, 1979).

## 8. L'éducation écologique comme moyen initial de préserver la salubrité des milieux aquatiques.

S'il est considéré comme une évidence, ou même un lieu commun, de dire qu'il vaut mieux prévenir que guérir, il est pourtant nécessaire de rappeler que cet adage s'applique parfaitement à de nombreux aspects de la pollution des eaux continentales. Dans bien des domaines la prévention nécessite un minimum de connaissance, cette dernière n'étant aquise que par l'éducation et l'information.Eduquons les jeunes dans le respect de l'eau sous toutes ses formes et nous aurons fait un grand pas vers une meilleure qualité de vie et une meilleure protection de l'environnement. Toutefois, le problème n'est pas aussi simple qu'il paraît, et de nombreuses tentatives réalisées en Afrique dans ce sens se sont souvent révélées peu fructueuses, pour de multiples raisons.

C'est principalement dans le domaine de la santé que l'on pouvait espérer un bon résultat, car très souvent les relations de cause à effet sont très directes.L'exemple de la prévention de la dracunculose est particulièrement démonstratif, une simple filtration sur un morceau de tissu de l'eau puisée au marigot suffisant à éliminer les copépodes vecteurs. La méthode est aisée, non coûteuse et rapide, l'information est simple à dispenser et à comprendre. En fait,malgré cela, cette maladie demeure très fréquente en maints endroits d'Afrique. Toujours sur plan sanitaire, il est évident qu'un minimum d'hygiène et de changement dans les habitudes pourrait grandement limiter les risques de propagation de la bilharziose, en empêchant la contamination des mollusques pulmonés hôtes intermédiaires des schistosomes.

En fait, il apparaît très difficile d'infléchir les habitudes prises, et ceci sera d'autant plus vrai qu'elles seront de type communautaire (religieuses,sociales,traditionnelles...) et non individuelles. Par ailleurs, un résultat positif immédiat, si possible total, est le plus souvent attendu, et existe rarement.Malgré cela, nous pensons qu'un immense effort doit être fait en Afrique pour que les jeunes prennent conscience qu'ils font partie d'un écosystème vulnérable et qu'ils sont tous concernés par les risques issus de leur propre activité. La prise de responsabilité de chacun envers son milieu de vie, envers les autres aussi bien qu'envers lui-même, peut avoir un impact sur la qualité de la vie bien supérieur à de nombreuses interventions technologiques.

L'éducation écologique visant à la protection de l'environnement, au sens large, doit être une action hiérarchisée et modulée en fonction de l'âge, avec une complexité croissante au fur et à mesure de l'avancement de la scolarité.Les problèmes relatifs aux milieux aquatiques ne doivent pas être dissociés des autres, mais cependant représenter une entité aux aspects spécifiques précis.L'enseignement dans ce domaine doit être le moins académique possible, mais se rapprocher autant que faire se peut de la réalité quotidienne. Il faut, ici peut-être encore plus qu'ailleurs, une éducation vivante, dynamique et appliquée.Les moyens audio-visuels d'enseignement doivent être une base essentielle, complétés par l'expérience sur le terrain, autant d'actions qui frappent plus l'imagination et la conscience

des jeunes qu'un enseignement livresque plus ou moins stéril dans sa présentation, même s'il est correct sur le fond.

Il est enfin indispensable que cet enseignement soit, dans sa nature et son contenu, adapté aux pays tropicaux et à l'Afrique en particulier, qu'il tienne compte des grands ensembles climatiques existant sur ce continent, ainsi que des facteurs sociaux, culturels et religieux de chacun des pays concernés.

Le simple exposé des principes élémentaires suivants, assorti d'exemples pertinents, est déjà un moyen de sensibilisation qui ne devrait pas être négligé:

- l'eau naturelle de surface est un milieu vivant et à ce titre doit être respectée, tant dans sa qualité que dans sa quantité,

- l'eau est une ressource limitée,
- l'eau est facilement souillable, dans tous les sens du terme, et devient le vecteur cinétique de sa propre contamination,

-l'eau est une ressource exploitable, mais cette exploitation doit être rationnelle et équilibrée,

- Plus de 80% des maladies, dans les pays du Tiers monde, sont en relation avec l'eau (Scotney,1980), dont la moitié pourraient être prévenues par une meilleure éducation.

Après une initiation des enfants vis-à-vis de quelques problèmes concrets d'écologie aquatique, il est tout à fait concevable que l'enseignement d'écologie générale soit intensifié dans les classes supérieures, dans le cadre des programmes de sciences naturelles. Ceci permettrait par la suite de mettre en place les structures d'enseignement universitaire dans le domaine de l'hydrobiologie, qui actuellement font défaut dans la majorité des Universités africaines, et susciterait des vocations professionnelles de haut niveau, débouchant sur des activités dispensant dans une grande mesure du recours à des aides extérieures.

Dans le domaine de l'eau comme dans beaucoup d'autres, l'éducation se fait également de manière pratique par la démonstration sur le terrain.C'est dans cet esprit que l'UNEP conduit en Afrique un certain nombre de programmes d'initiation à la maîtrise des ressources aquatiques, notamment dans le cadre plus large de la décennie hydrologique internationale.

Parmi ces actions nous pouvons citer:

Un projet pilote UNEP/UNICEF au Swaziland, concernant l'exploitation des eaux continentales (approvisionnement en eau de boisson, aspect sanitaire et préservation de la qualité...).

Un projet UNEP/WHO au Soudan, relatif aux grands systèmes d'irrigation, leur aspect sanitaire et leur manipulation.

Plusieurs projets sont par ailleurs menés en différents endroits d'Afrique et du tiers monde tropical, et concernent divers aspects en relation avec les eaux continentales, la gestion des ressources aquatiques, l'impact des grands barrages, la protection des eaux naturelles contre la pollution. Ils sont tous plus au moins directement initiés par les organisations internationales (UNEP,UNESCO, OMS,FAO....), et représentent un moyen très concret d'éducation (Munoz, 1981).

Il ne faut pas non plus négliger l'impact des médias en tant que support d'une information "pour tous", dans le domaine du respect de l'eau. A cette fin,des campagnes diffusant sous forme d'affiches, de brochures, d'émissions de radio ou de télévision, des informations simples et élémentaires mais dont la répercussion sur l'amélioration de la qualité de vie peut être rapidement ressentie par chacun, sont primordiales. Comme dans les cas où éducation et transfert d'information sont le vecteur dynamique de la connaissance, devant se répercuter sur la réalité quotidienne, il ne faut pas attendre de miracles immédiats; les habitudes nous l'avons déjà dit, qu'elles soient séculaires ou non, sont souvent difficiles à changer. Cependant la jeunesse actuelle, qui fera l'Afrique de demain, doit être très tôt mise devant ses responsabilités.

H

# Les systèmes ou structures de surveillance de la pollution des eaux continentales africaines. Situation actuelle et perspectives

"The creation and implementation of man made law to control man's interference with the cycle of nature calls for a delicate balance between unrestricted enthusiasm and the practicalities of the situation".

(Wells, 1975).

Avec un retard souvent important sur les pays industrialisés, en grande partie dû à l'absence de problèmes aigus, la plupart des Etats africains se sont progressivement inquietés de la pollution de leur environnement, en mettant en place, depuis une vingtaine d'années, des structures variées destinées soit à estimer l'ampleur des problèmes, soit à les prévenir ou à les limiter.

Le caractère principal de ces structures, à l'échelle du continent, est leur aspect quelque peu disparate et multiforme. Il se reflète d'ailleurs pleinement dans la nature des travaux résultant de leur action et que nous avons en grande partie présentés dans cet ouvrage.Les cas de pollution sont le plus souvent analysés au " coup par coup", soit en fonction de l'acuité locale d'un problème (cas de l'eutrophisation du lac de Tunis ou de la contamination du lac Nakuru), soit en fonction de la présence de possibilités d'expertises, généralement conduite par des expatriés.Plus rares sont les recherches systématiques liées à des programmes régionaux (éradication des glossines au Nigéria ou au Botswana...), plus rares encore les recherches à long terme, associées à des grands programmes, conduites par les organisations internationales (lutte antisimulidienne en Afrique de l'Ouest).

Dans les lignes suivantes, nous avons rapidement passé en revue, et ce pour quelques Etats africains seulement, les différents systèmes qui, au niveau national, assument la responsabilité de l'exploitation des ressources en eau et ont la charge des contrôles de qualité.

1. Structures de recherches ou de contrôle de la pollution aquatique dans quelques Etats africains .

+ République d'Afrique du Sud.

C'est probablement l'Etat où la législation est la plus détaillée, en raison de la diversité des problèmes qui s'y posent. Le contrôle de la pollution y implique le respect de standards de qualité des eaux qui ont été définis par le "Department of Water Affairs". De nombreux laboratoires sont à même d'expertiser la qualité des eaux naturelles ou de boisson. En fonction de l'étude de problèmes spécifiques, des commissions de recherche sont instituées qui collaborent avec différents instituts spécialisés. Nous citerons seulement, à titre d'exemple, la collaboration entre la "Water Research Commission" (WRC) et le "National Institute for Water Research" (NIWR) qui, en 1973, fut à l'origine d'une étude du niveau d'eutrophisation des retenues artificielles d'Afrique du Sud.

+ Bénin.

Le contrôle de la qualité des eaux est rattaché à un département plus vaste s'occupant des problèmes d'ensemble de l'environnement.

+ Burundi.

La qualité des eaux de boisson est surveillée par le Ministère de la santé, principalement sous l'angle épidémiologique. Les possibilités de contrôle des eaux naturelles sont par contre très réduites, et seules quelques possiblités d'analyse existent au département de chimie de l'université du Burundi, ainsi qu'au Ministère de la géologie, des mines et de l'industrie.

+ Cameroun.

La Société nationale des eaux du Cameroun (SNEC) est chargée de l'exploitation de l'eau de boisson et de sa distribution. Les problèmes de pollution sont étudiés selon les besoins, soit par l'Institut Pasteur qui pratique les analyses bactériologiques, mais également les analyses générales, soit par le Ministère des mines et de l'énergie qui, bien que spécialisé sur les problèmes concernant les eaux souterraines, devient compétent dans des domaines plus vastes et possède un laboratoire central d'analyse .

+ Congo.

La SNDE (Société nationale de distribution de l'eau) assure l'approvisionnement d'environ un quart de la population de ce pays, où les problèmes d'assainissement demeurent aigus, en raison de la quasi-absence de service public d'évacuation des eaux usées, dans les grandes agglomérations. Seuls quelques systèmes de traitement rudimentaires existent dans les hôtels et hôpitaux. Pointe Noire est la seule agglomération alimentée en eau souterraine, les autres villes le sont par de l'eau de surface traitée ou simplement filtrée et désinfectée.

---

* La classification adoptée est alphabétique et n'implique donc aucun jugement d'importance ou de qualité sur les structures présentées.

Les contrôles de qualité incombent au Ministère de la santé,. et également à la Direction de l'environnement, qui agit dans un cadre plus vaste. Il n'existe cependant pas de textes régissant la protection des milieux naturels aquatiques de manière spécifique.

+ Côte d'Ivoire.

Les eaux de boisson sont exploitées et distribuées par la SODECI (Société de Distribution d'Eau de la Côte d'Ivoire). Mise à part l'agglomération d'Abidjan qui s'approvisionne en eau souterraine (plus d'une quarantaine de forages) neutralisée et désinfectée, les autres villes reçoivent essentiellement des eaux de surface traitées selon le schéma classique: floculation, décantation, filtration, désinfectation, neutralisation.

Le Ministère de l'environnement* est compétent au sens large dans le domaine de la qualité des eaux, avec deux structures particulières: la Direction centrale de l'environnement, qui traite des problèmes administratifs et techniques, ainsi que de la réglementation; la Direction de l'environnement industriel, dont la charge est de réduire au maximum la pollution d'origine industrielle et d'élaborer pour ce faire les textes de réglementation les plus appropriés. Le Ministère de la santé et l'Institut Pasteur sont compétents en matière d'analyses, ainsi que plusieurs laboratoires privés. L'Institut d'écologie tropicale d'Abidjan assure depuis quelques années une surveillance écologique permanente des rivières ivoiriennes traitées aux pesticides antisimulidiens, fonction autrefois assurée par le laboratoire d'hydrobiologie de l'ORSTOM à Bouaké.

+ Gabon.

Un Ministère de l'environnement et de la recherche, théoriquement opérationnel depuis 1981, est chargé d'une manière générale de l'inventaire des pollutions à l'échelle du Pays, de l'application de la réglementation en vigueur et de l'évaluation des degrés de pollution, avec mise en oeuvre d'une lutte en conséquence.Les milieux aquatiques sont dans cette structure sous le contrôle du Centre National Antipollution (CNAP).

Malgré l'existence d'un Service National d'Assainissement (S.N.A.), chargé de la garantie d'approvisionnement en eau saine, peu de choses sont faites en ce qui concerne les contrôles de qualité.

+ Gambie.

Deux structures se partagent la responsabilité de la qualité des eaux.Le Ministère de l'agriculture et des ressources naturelles, par son service hydrométéorologique, a pour mandat la connaissance, l'aménagement et la protection des ressources en eau. En fait, ce service s'appuie sur le Ministère de la santé et des affaires sociales, dont différents départements assurent le contrôle de la qualité des eaux potables.Peu de choses sont faites concernant les eaux naturelles (fleuve Gambie essentiellement).

* Ce Ministère a été très récemment supprimé, et la responsabilité des problèmes liés aux ressources en eau incombe maintenant à la Direction centrale de l'hydraulique.Malgré cela,il semble que l'aspect pollution sera prochainement pris en charge par le Ministère de la Marine, qui crée pour cela un laboratoire spécialisé d'analyse.

+ Ghana.

Ce sont trois services qui dans ce pays sont compétents pour traiter des problèmes liés à l'eau.Un organisme gouvernemental, le CWSC (Ghana Water and Sewerage Corporation) a compétence dans le domaine de l'approvisionnement en eau et dans celui de l'assainissement des eaux usées d'une manière générale.Une action complémentaire (mais qui souvent se chevauche) est menée par le WRRU (Water Resources Research Unit), qui possède un département de recherche de la qualité des eaux, cette dernière étant également réalisée par un service d'analyse bien structuré, le GSB (Ghana Standard Board), qui est censé contrôler l'adéquation des échantillons étudiés à des standards officiels de qualité.

On peut ajouter à ces trois structures l'existence de l'IAB (Institut of Aquatic Biology) d'Achimota, qui, depuis quelques années, exerce une surveillance écologique de plusieurs milieux aquatiques naturels et réalise des études plus générales de la qualité physico-chimique et bactériologique de différentes eaux de surface.

+ Guinée.

Un service national de l'hydraulique a la responsabilité de traiter de tous les aspects de l'utilisation de l'eau.Sous son égide ont par exemple été entreprises, en 1981, les constructions d'unités de traitement ou de prétraitement des eaux de boisson à Conakry,Cancan,N'zérékoré,Faranah,Fria...Par ailleurs, l'ENG (Entreprise Nationale de distribution des eaux de Guinée) a la charge de la surveillance de qualité du produit qu'elle délivre, en s'appuyant entre autres sur le Service de l'hygiène,dépendant du Ministère de la santé.

+ Haute Volta.

Les problèmes de qualité des eaux sont du ressort de services variés, parmi lesquels il faut citer l'ONE (Office National des Eaux), l'HUI (Service de l'Hydraulique Urbaine et Industrielle), la Direction de l'hydraulique et de l'équipement rural....

Un comité technique de l'eau est chargé des arbitrages en matière d'utilisation des eaux.L'assainissement est inexistant ou presque, et le service de la nutrition du Ministère de la santé effectue les contrôles de qualité de l'eau potable.La protection des eaux naturelles est plutôt dévolue au service d'hydraulique et de l'équipement rural qui, dans le cadre de certains grands programmes (ex.:Programme PNUD/OTC: "Eau et Hydraulique), fait appliquer une réglementation peu contraignante.

+ Kenya.

Depuis 1974, le "Ministry of water developpement" a la responsabilité de la qualité des eaux en général et s'occupe notamment des cas de pollution.Des mesures en conséquence sont prises par un service ad hoc, le "Water Apportionment Board", qui statue également sur l'utilisation des eaux.Plusieurs laboratoires sont en — — mesure de réaliser les contrôles de qualité, dont le "National Public Health Laboratory", rattaché à la présidence de l'Etat et qui a essentiellement en charge les eaux de boisson, et le "Central Water Laboratory of the Water and Sewage Department" dont les attributions sont plus larges, mais qui également assure le contrôle de qualité des eaux de Nairobi.

Dans la pratique, une grande responsabilité est donnée aux autorités locales, qui sont à même de contrôler et réglementer les problèmes de pollution ou de contamination qui se posent sur un plan général.

+ Madagascar.

Une réglementation générale concernant les ressources en eau régit la qualité des eaux de boisson, ainsi que la contamination des milieux naturels.

+ Mali.

C'est ici le Ministère de la santé publique et des affaires sociales qui a mandat pour le contrôle de l'eau potable, mais est également compétent en matière d'assainissement et de protection contre la pollution.L'aménagement et la planification de l'utilisation des ressources hydriques est par contre du ressort de la Direction générale de l'hydraulique et de l'énergie, qui possède néanmoins dans ses services un laboratoire de la qualité des eaux.

+ Nigéria.

La gestion des ressources hydriques est relativement bien décentralisée, a partir de deux structures gouvernementales.L'une, qui dépend du Ministère de la santé (theEnvironmental and Occupational Health Unit), s'intéresse principalement à la qualité des eaux de boisson, mais a aussi -tout au moins théoriquement- un droit de regard sur la qualité des effluents domestiques et industriels. La seconde, "Federal Department of Water Resources" est surtout responsable du développement des ressources en eau, mais comprend une unité de contrôle de la pollution de l'environnement située à Kaduna.

Au niveau local, les "State Ministeries of Health" ainsi que les "State Water Boards"ont compétence pour traiter des problèmes d'eau, les premiers surtout sur le plan de la qualité, alors que les seconds sont responsables des ressources aquatiques sur un plan plus hydrologique.

+ Ouganda

Deux structures fonctionnent en même temps et ont des attributions qui se chevauchent partiellement.

- Le "Ministry of land and water resources" présente lui-même plusieurs départements pour la gestion des eaux.Ce sont le "Water developement Department" (distribution de l'eau potable), la "Urban and Drainage Division" (chargée des adductions d'eau, mais aussi de l'assainissement et de l'évacuation des eaux usées), le "Geological Survey Department" (réalise et gère les puits et s'occupe des eaux souterraines) et enfin la "National Water and Sewerage Corporation" (située à Kampala et responsable de la qualité des eaux de boisson ainsi que de celle des effluents divers).

- Le laboratoire de chimie du gouvernement est enfin une structure dépendant du Ministère de l'intérieur. Il pratique également des analyses régulières d'eaux de différentes provenances.

+ Sénégal

Dépendant du Ministère de l'équipement, le gestionnaire unique de l'eau pour l'ensemble du pays est la Direction de l'hydraulique et de l'équipement rural. Ce service est accrédité pour traiter de tous les problèmes relatifs aux ressources aquatiques!

+ Tanzanie

La structure existante se raproche de celle du Sénégal et la "Water quality division" dépendant du Ministry of water energy and minerals" règle l'ensemble des problèmes. Les analyses d'eau (bactériologie et physico-chimie) sont effectuées par le laboratoire gouvernemental de chimie, coiffé par le Ministère de la Santé.

Il est à remarquer qu'une décentralisation des responsabilités a également été mise en place dans ce pays, par la création d'un "Rural water quality programme", qui est confronté aux problèmes locaux de qualité des eaux naturelles.

+ Tchad

Les problèmes de qualité des eaux de boisson, ceux de la protection des milieux naturels et de l'assainissement, sont à la charge du Ministère de la Santé publique, du travail et des affaires sociales. Les problèmes plus quantitatifs de gestion des ressources naturelles en eau sont par contre du ressort d'un "Bureau de l'eau", lui même dépendant du Ministère du développement agricole et pastoral, chargé de la lutte contre les calamités naturelles.

+ Togo

Le service d'hydraulique et de l'énergie est concerné dans ce pays par tout ce qui est relatif à l'exploitation des ressources hydriques, l'eau de boisson étant distribuée par la Régie nationale des eaux du Togo. Outre la gestion du réseau, cette Régie a en charge l'assainissement des eaux usées de Lomé. Les contrôles de qualité (effluents et eaux de boisson) sont à la charge du Service national d'assainissement, conjointement avec l'Institut national d'hygiène.

+ Zaïre

C'est ici le Département de l'environnement, de la conservation de la nature et du tourisme qui a charge de protection des ressources hydrauliques. Les contrôles de qualité sont effectués par le Département de santé publique, mais également par le laboratoire de la Régie de distribution de l'eau de boisson (REGIDESCO), qui pratique des analyses régulières concernant eau brute et eau potable.

+ Zambie

Les structures de contrôle existant dans ce pays sont très décentralisées, et une grande responsabilité est laissée aux autorités locales, comme au Kenya. Il est toutefois à remarquer qu'une législation relativement spécifique concerne les ressources en eau. Des lois (Natural Resources Conservation Act; 1970) y sont relatives d'une manière générale. D'autres, comme celles contenues dans les "Mining regulations (1971)", sont très précisément relatives aux effluents miniers. Certains articles du "Public Health Act" donnent enfin pleins pouvoirs aux administrations locales et régionales pour la prévention ou le contrôle de la pollution aquatique.

+ Zimbabwé

Tous les aspects de la gestion des ressources hydriques sont sous la responsabilité du "Ministry of natural resources and water development", qui possède un département spécifiquement concerné par l'eau. Cette structure agit en s'appuyant sur le "Water-Act., 1976" qui comporte une législation relativement précise concernant la pollution, avec notamment une définition de standards d'effluents assez complète.

A la lumière de ce bref aperçu des structures officielles de quelques Etats africains ayant en charge, de près ou de loin, la préservation des ressources en eau, sur les plans qualitatif et quantitatif, il apparaît nettement certaines évidences.

- Tout d'abord, il est certain que la majorité des Etats ont conscience que l'eau représente une ressource importante, nécessitant des structures de gestion, mais aussi de contrôle, spécifiques, Cependant, les problèmes n'étant pas apparus spontanément et ensemble, il est rare que des structures uniques aient été créées pour les résoudre, et ce sont des services déjà existants qui ont eu la charge, plus ou moins officielle, de les solutionner. Parmi ceux-ci, on retrouve souvent des services du développement rural (eaux naturelles) et les services de la santé agissant en collaboration avec des organismes de distribution (eau de boisson et contrôle de qualité.

- Ce pluralisme des responsabilités est à double tranchant. D'une part il peut favoriser une spécialisation plus grande des interventions par rapport à la délégation des charges à un organisme unique, mais il autorise d'autre part les fuites de responsabilité, le réglement de tel ou tel problème pouvant être "rejeté" d'une structure à l'autre.

- Il est enfin évident que les moyens d'intervention des différents services (législation, financement...) sont très inégaux, et bien souvent les instances relevant des Ministères de l'environnement n'ont aucun moyen réel d'action sur le terrain. Dans la majorité des cas les Africains sont conscients de cette situation et nous citerons, à titre d'exemple, quelques remarques de l'un d'eux, chef d'un service national chargé de s'occuper, entre autres tâches, des problèmes de qualité des eaux.

"...la mise en place d'un réseau de surveillance et de contrôle de la qualité des eaux impose au préalable la résorption des goulets d'étranglement que constituent essentiellement les points suivants:

- le sous-équipement des laboratoires,
- le manque de personnel qualifié,
- le manque de collaboration entre les différents départements intéressés par les problèmes de l'eau,
- l'insuffisance des informations répercutées au niveau des services,
- l'inexistence d'un organisme de coordination,
- la confusion dans les attributions de chaque département ou service devant intervenir dans le domaine des eaux,
- l'indifférence même de certains responsables ou décideurs pourtant nantis d'une expérience fort appréciable..

Pour pallier ces différents inconvénients, tout en restant réaliste, il est difficile de proposer la création dans chaque Etat d'une structure unique, dans la mesure où cela nécessiterait souvent un remaniement complet des organisations en place, et pour cela des décisions d'un très haut niveau dont les conséquences pratiques entraîneraient, au moins à court terme, de multiples problèmes. Peut-être la solution est-elle dans une situation intermédiaire, que nous avons essayé de schématiser sur l'organigramme de la figure 46.

Trois niveaux semblent absolument nécessaires. Le premier concerne l'établissement d'une législation générale relative à l'eau, qui peut d'ailleurs être rattachée à une législation plus vaste concernant soit l'environnement, soit l'exploitation des ressources naturelles. Le second est représenté par le moyen actif de coordination que nous nommons "Bureau de l'eau", mais qui peut avoir une autre appellation. Cette structure est capitale car elle intervient d'amont vers l'aval (législation contrôle) aussi bien que dans l'autre sens, pour préserver tous les aspects de l'exploitation de l'eau. Il lui faut absolument, pour etre efficace, un pouvoir juridique et un pouvoir financier, ce dernier étant partiellement et en fonction des besoins, délégué aux services d'intervention que nous regroupons sous le terme "d'instances d'exécution".

Le Bureau de l'eau est l'interlocuteur direct de l'Etat, via un Ministère de tutelle qui peut être celui de l'environnement, ou tout autre Ministère concerné par l'exploitation des ressources naturelles, moyennant qu'il soit autre chose qu'une structure fantoche destinée à donner bonne conscience ! Il regroupe un ensemble de spécialistes, techniciens et administratifs concernés par l'eau à tous les niveaux. Les responsables des instances d'exécution dont nous avons parlé plus haut sont obligatoirement rattachés, par un lien à définir, à cette structure de coordination. Tout problème relatif à l'eau est posé au niveau du bureau de l'eau qui, en fonction de sa nature, l'étudie avec tous les spécialistes compétents concernés. Il prend les décisions d'action et délègue une enveloppe budgétaire appropriée aux services les mieux à même d'intervenir.

Les instances d'exécution sont, soit des services de recherche, soit des services d'intervention spécifique. Ils sont directement confrontés à la réalité du terrain, agissent sur demande du bureau de l'eau, en accord et après consultation avec lui.

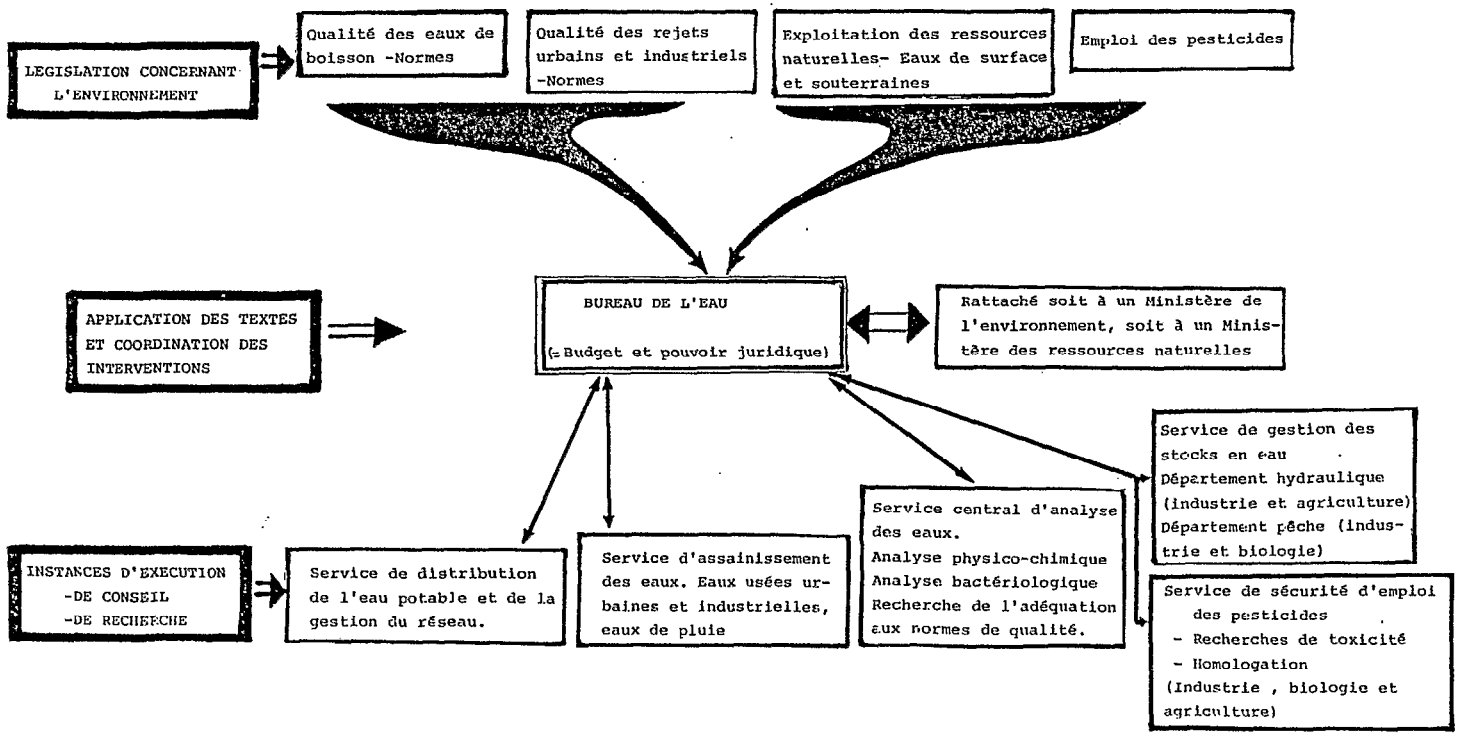



Figure 46 : Schéma d'une structure nationale type de contrôle et de gestion des ressources en eau, tenant compte des problèmes de pollution.

Nous sommes naturellement très conscient qu'il est beaucoup plus simple de proposer en quelques lignes une telle structure, que de l'instituer concrètement. Par ailleurs, il est fort probable que le schéma que nous proposons présente des impossibilités, juridiques ou politiques, que notre incompétence dans ces domaines nous cache. Malgré cela, nous persistons à croire que "l' esprit" de la structure globale proposée garantit au mieux une gestion efficace des ressources en eau et une prévention de la pollution. Il est absolument indispensable que toute intervention soit faite après consultation multidisciplinaire et avis de spécialistes compétents.

2. La surveillance de la qualité des eaux à l'échelle multinationale.

Comme partout dans le monde, un certain nombre de pays africains ont en commun une ou plusieurs frontières naturelles qui sont des milieux aquatiques. C'est le cas du Niger, du Nigéria, du Tchad et du Cameroun avec le lac Tchad, ainsi que de la Zambie, du Zaïre, du Burundi et de la Tanzanie qui bordent le lac Tanganyika. D'autres sont traversés par de grands fleuves (Niger, Sénégal...) qui ont auparavant drainé d'autre Etats. Ces pays ont pris concience de la nécessité d'un effort commun pour préserver la qualité de tels milieux, et ont généralement compris les responsabilités qu'ils avaient les uns vis-à-vis des autres dans ce domaine.

Malgré cela, on trouve peu de systèmes multinationaux de préservation couvrant tous les aspects de l'utilisation de l'eau, et des structures très générales somme la CBLT (Commission du Bassin du Lac Tchad) ne sont concernées que par certains problèmes (navigation, circulation des marchandises, exploitation des ressources du pourtour). Il en va de même pour le CPCA (Comité des Pêches continentales pour l'Afrique) qui , créé en 1972 sous l'égide de la FAO, a pour mission de se pencher sur les problèmes des pêches en général, incluant toutefois dans ses plans régionaux ou nationaux divers aspects de la protection du potentiel halieutique.

En Décembre 1976, à Kisumu sur les bords du lac Victoria, se tenait la première réunion de l'"East environmental Pollution Research Committee".Cette structure multinationale de recherche sur la pollution (celle des eaux étant en premier lieu concernée),schématisait ce souhait d'une collaboration des pays dans la recherche d'une limitation des effets néfastes des activités de l'homme. Un certain nombre d'Etats y mettaient en commun leurs connaissances et leurs efforts, afin de limiter la pollutin des lacs et rivières, et les buts étaient bien définis par chacun des partenaires.

C'est ainsi que l'EAFFRO (East African Federal Fisheries Organization), organisme de recherche situé à Jinga, en Ouganda, proposait comme objectifs immédiats:

- de rechercher le niveau actuel de pollution des lacs et rivières est africaines, afin de mieux juger de l'ampleur du problème et surtout de constituer une base de référence pour les études ultérieures;

- d'identifier la nature et les sources des polluants les plus communs et les plus importants;

- d'étudier leurs effets à court et si possible long terme, sur toute forme de vie;

-d'étudier en routine tous les niveaux de pollution et de rechercher les moyens de les réduire (Bugenyi, 1977).

Bien entendu, s'ils s'expriment en quelques lignes, ces objectifs sont démesurés et les actions concrètement réalisées apparaissent souvent à côté bien modestes. Malgré cela, il est certain que ce sont de telles initiatives qui peuvent donner des résultats intéressants, surtout quand elles concernent des problèmes aussi aigus que ceux ayant fait l'objet de quelques études de l'EAFFRO:

- la pollution chimique par le DDT des lacs Naïvasha,Nakuru, Baringo, Elmenteita;

- la pollution par effluents industriels des rivières Nzoia,Kagera et Sio;

- L'impact des effluents miniers (cuivre) de Kilembe et Kasese, sur les lacs George, Iddi Amin et Mobutu Sese Seko....

Finalement, et mises à part quelques exceptions, il n'existe pratiquement pas à l'heure actuelle de structures multinationales ou régionales capables d'étudier en profondeur, et avec un suivi efficace, la pollution des eaux continentales.En fait, il existe deux grandes lacunes, l'une concernant l'établissement d'une législation moderne et pertinente de la gestion des ressources hydriques et de leur protection, l'autre concernant l'inventaire précis de l'état actuel de pollution d'au moins tous les principaux hydrosystèmes africains.

3. Pour une législation spécifique à la protection des milieux aquatiques continentaux.

Ce n'est que depuis une quinzaine d'années, qu'à l'exemple des pays industrialisés, la majorité des Etats africains ont pris conscience de la nécessité d'instituer des réglements relatifs à l'utilisation des ressources en eau.Dans un premier temps la législation concerna essentiellement l'aspect hydrologique (irrigation, retenues d'eau, captages...), puis ensuite on se pencha sur l'aspect sanitaire, en relation avec l'eau de boisson.

En dernier lieu et avec l'intensification de l'industrialisation de certains pays, corellée à l'essor démographique, la législation existante fut complétée par des textes régissant, plus ou moins à la manière européenne, l'utilisation des eaux et la qualité des rejets.

Les textes que l'on trouve actuellement en vigueur découlent en effet bien souvent, dans les Etats francophones, de la loi française du 19.VII.1917 relative aux établissements "dangereux, insalubres ou incommodes", ou bien de la loi plus pertinente de 1964, sur les ressources en eau. Pour les Etats anglophones, la loi générale sur la qualité et la protection des eaux de boisson en est le plus souvent à l'origine.

On est donc bien loin de posséder des réglements qui soient complets et surtout qui soient adaptés aux conditions tropicales et aptes à traiter des risques qui sont ceux d'un proche avenir. Enfin, il ne faut pas cacher qu'un grand laxisme existe généralement quant à l'application de la législation en vigueur, et que, dans bien des cas, cette ignorance voulue des textes est une incitation à l'établissement , pour les industries étrangères.

Concrètement, chaque Etat fait évoluer sa législation avec les problèmes du moment ou compose avec d'anciens textes. Le Zimbabwé par exemple aborde les problèmes de pollution des eaux en appliquant la loi sur l'eau de 1976, complétée par la définition des standards d'effluence établis par un amendement particulier datant de 1977. En Tanzanie, il faut faire appel à la loi sur les pêches "N°6",de 1970, ainsi qu'à la réglementation sur les pêches de 1973, pour pouvoir aborder les questions de qualité des eaux. Un "Bureau of Standards",institué en 1975, est par ailleurs censé définir des normes de qualité des effluents divers, et les faire respecter.

Dans de trop nombreux cas, la législation est établie par des services différents , en fonction de leur propres intérêts, et comporte finalement de multiples articles qui interfèrent ou même se contredisent...

"In some countries the situation became so bad that there were literally hundreds of regulatory institutions administering hundreds of legislative provisions purporting to control water pollution. And the result was, of course, that nothing was ever done and water became more and more polluted. This was true of inland waterways and even more so of coastal waters" (Moore et Christy, 1978).

Il n'existe pas non plus à l'heure actuelle de texte de loi qui, de manière internationale et au niveau du continent africain, puisse spécifiquement prendre en compte les problèmes de pollution des eaux continentales. Cependant, la convention africaine pour la conservation de la nature et des ressources naturelles, établie dans le cadre de l'O.U.A.,pourrait être un support à une telle législation. Cette convention générale a été pour l'instant ratifiée par une quinzaine d'Etats seulement qui sont: le Sénégal, la Côte d'Ivoire, le Mali, la Haute Volta, le Ghana, le Niger, le Nigéria, l'Egypte, la R.C.A., le Kénya, la Tanzanie, le Malawi , la Zambie,le Zwaziland et Madagascar (Moore et Christy,1978).

La convention africaine pour la conservation de la nature englobe les eaux continentales et souterraines de manière très générale, et comporte, dans un article relatif à la "prévention et au contrôle de la pollution de l'eau", une liste d'actions qui doivent être mises en oeuvre par chaque Etat membre.Dans le cas de problèmes concernant plusieurs Etats,ces derniers sont invités à les résoudre dans un cadre régional,après établissement de commissions inter Etats dont certaines ont d'ailleurs été créées ( lac Tchad, 1964 ; fleuve Niger, 1964 ;fleuve Sénégal, 1972; Gambie, 1976).

Dans la majorité des cas, les problèmes traités concernent essentiellement l'utilisation des ressources aquatiques (aménagements hydrauliques, exploitations des pêcheries, problèmes de navigation et de circulation des marchandises).Peu d'attention est portée aux autres problèmes de pollution tant que ces derniers n'ont pas un caractère spectaculaire.

Il apparaît finalement une forte nécessité d'homogénéisation sur deux plans. Au niveau national une législation demande à être établie, concernant un maximum d'aspects d'utilisation des ressources hydriques, et passant bien entendu par la définition de normes d'effluence, la réglementation de l'emploi des eaux naturelles (captages, pompages, retenues...), les restrictions d'usage de produits trop contaminants, dans ou près des milieux aquatiques, la limitation de l'exploitation des ressources halieutiques...Parallèlement à ceci il est nécessaire qui s'établisse, sinon un législation "continentale",tout au moins une harmonisation des normes retenues par tous les Etats, une distinction pouvant toutefois être faite selon les zones climatiques considérées. Une telle réglementation devrait être aisément établie dans des domaines d'un intérêt très général comme l'utilisation des pesticides ou la qualité des eaux de boisson; elle n'est pourtant pas moins essentielle dans d'autre domaines, si l'on considère notamment le nombre important de milieux aquatiques communs à plusieurs pays.Il serait en effet totalement aberrant de tolérer par exemple des rejets de mercure allant jusqu'à 0,5 ppm, dans le Niger, au Niger, et de seulement 0,3 ppm dans le même fleuve, mais au Nigéria situé en aval!

Nous pensons donc que la législation en vigueur dans la majorité des Etats africains doit être soit entièrement revue, soit modifiée en se basant sur des données scientifiques sérieuses et avec l'avis de spécialistes compétents (juristes, hydrologues, industriels, halieutes...).Ceci implique nécessairement deux étapes.

- La recherche précise des niveaux actuels de pollution des hydrosystèmes.

- La définition de seuils acceptables de pollution, avec en corollaire celle de standards de qualité, bases qui permettront alors la mise en place d'un contrôle.

## 4. La place de l'Afrique dans quelques grands programmes de surveillance de la qualité des eaux.

Dans la plupart des Etats africains seuls les problèmes de pollution les plus évidents sont connus. Un effort très important reste par contre à faire dans le recensement de ceux que nous n'osons à peine qualifier de secondaires.Il est absolument indispensable qu'un inventaire des points de rejet de contaminants soit par exemple systématiquement effectué; de même seront répertoriés les grands programmes de développement ayant en retour un impact sur l'hydrosphère. De multiples moyens peuvent être utilisés pour visualiser périodiquement la situation dans ces domaines, soit sous une forme cartographiée, soit sous forme de graphiques après traitement infor-

matique des observations.L'essentiel est en fait de prendre conscience qu'il est indispensable de posséder une évaluation "origine" des différents niveaux de pollution, et des évaluations identiques périodiques, si l'on veut être en mesure de dégager des tendances évolutives.

Cette première étape de recensement des points ou zones de pollution n'est pas suffisante, et rapidement il apparaîtra qu'il faut aller plus loin dans l'inventaire pour qu'il ne soit pas seulement un constat de "cas déclarés". En effet, en instituant un système de surveillance de routine de la qualité des principaux milieux aquatiques, non seulement on pourra mettre en évidence les zones à problèmes, mais on sera à même de détecter une évolution défavorable avant d'être parvenu à l'etat de pollution, les interventions en étant alors d'autant facilitées.

Pour agir dans ce sens, il serait donc souhaitable que chaque Etat africain organise un réseau national de surveillance de la qualité de ses eaux continentales.Certains l'ont déjà fait (Afrique du Sud) ou sont en passe de le faire (Côte d'Ivoire); d'autres n'en ont malheureusement pas les moyens.Il semble qu'il soit alors plus réaliste pour eux de participer à des programmes beaucoup plus vastes et de bénéficier ainsi de structures d'analyse et de gestion internationales.

En 1974, sous l'égide d'organisations internationales comme l'OMS, l'OMM, l'UNESCO, l'UNEP, était créé à l'échelle du globe, un programme de surveillance de l'environnement (le"Global Environmental Monitoring System", ou GEMS), dont le but était l'établissement d'un réseau mondial dévaluation de la qualité de l'environnement. Cette estimation continue, basée sur la détermination de critères bien définis, a pour finalité la recherche de le situation actuelle dans le monde et surtout la mise en évidence suivie des tendances pour les années à venir.

L'un des volets de ce vaste programme, intitulé "GEMS/WATER" est essentiellement réservé à la surveillance de la qualité des eaux de surface et souterraines, continentales et lagunaires.Le principe logistique en est simple. Les Etats participants s'engagent à effectuer régulièrement des analyses physico-chimiques et biologiques d'eaux provenant de sites choisis.Les résultats de ces analyses sont ensuite adressés et stockés dans un centre de référence, situé a Burlington au Canada. Des examens périodiques de ces résultats permettent la détermination de tendances évolutives de la qualité des eaux à divers niveaux (par station ou sur plans nationaux, régionaux, ou bien à l'échelle du globe).La mise en évidence de problèmes spécifiques peut donner lieu à la mise en oeuvre d'actions améliorantes.

Parmi les déterminants recherchés par ces analyses, se trouvent les paramètres suivants:

-Paramètres de base.

Ils sont mesurés sur tous les échantillons d'eau et servent à la détermination générale de la qualité.

| | |
|---|---|
| - Température | - Teneurs en suspensions solides |
| - pH | - Ammoniaque libre |
| - Conductivité | - Nitrates et Nitrites |
| - Oxygène dissous | - Demande biologique en oxygène |
| - Chlore | - Fluor |
| - Alcalinité | - Phosphore libre |
| - coliformes fécaux | |

- Paramètres à rôle sanitaire essentiel.

Ce sont ceux qui sont directement en relation avec la qualité de l'eau sur le plan de la santé humaine. Ils sont mesurés pour tous les échantillons d'eau.

| | | | |
|---|---|---|---|
| - Cadmium | - DDT | -Dieldrine | -BHC |
| - Mercure | - DDE | -Aldrine | -PCB |
| - Plomb | - DDD | -Hexachlorobenzène | |

- Paramètres additionnels

Ces déterminants, dont la liste est longue, ne sont pas systématiquement recherchés. Ils le sont selon les nécessités (sources présumées de pollutions spécifiques, ou selon les possibilités analytiques). Leur liste est définie comme suit:

| | | |
|---|---|---|
| - Carbone organique total | - Fer | - Phénols |
| - Demande chimique en oxygène | - Magnésium | - Hydrocarbures aromatiques |
| - Substances actives au bleu de méthylène (MBAS) | - Potassium | - Transparence |
| - Tensio-actifs non ioniques | - Sodium | - Suspensions solides volatiles. |
| - Chrome total | - Sulfates | - Phytoplancton (N/l) |
| - Chrome actif | - Azote (Kjeldahl) | - Phytoplancton (V/l) |
| - Zinc | - Sélénium | - Production primaire |
| - Nickel | - Phosphore total | - Chlorophylle A |
| - Arsenic | - Lithium | - Gaz carbonique |
| - Cyanure | - Calcium | - Hydrogène sulfuré |
| - Cuivre | - Baryum | - Streptocoques fécaux |
| - Silice | - Manganèse | |

A la lumière des résultats obtenus depuis 1976, cette liste est actuellement en cours de révision. Certains déterminants seront rajoutés et d'autres vont être supprimés. Le rythme des analyses proposé était jusqu'à maintenant de 24 par an pour les rivières, 6 par an pour les lacs et 4 par an pour les eaux souterraines. Ce rythme risque d'être lui-même modifié.

A l'heure actuelle, la participation des Etats africains à ce programme international est de très faible amplitude, et les seules données régulièrement transmises proviennent de Tanzanie (rivières Kagera, Ruyu et Rufiji), du Soudan (Nil bleu et grand Nil), de l'Egypte (Nil), du Kénya (rivières Sabaki, Tana, Thika, Nairobi).

Des contacts sont par ailleurs pris avec les Gouvernements afin d'inclure dans ce réseau d'observation international,le Sénégal, le Mali, le Niger, la Côte d'Ivoire, la Haute Volta, le Nigéria, le Ghana, le Cameroun et le Zaïre. La participation des pays d'Afrique du Sud, où se rencontrent des problèmes multiples et aigus de qualité des eaux, n'est malheureusement pas encore envisagée.

En fonction de ses possibilités d'analyses, chaque Etat détermine un certain nombre de sites de prélèvement caractéristiques , susceptibles de couvrir une gamme étendue de situations différentes. Une station choisie dans la région la moins polluée représente un terme de référence.Les autres sont situées par exemple à l'aval de biefs recevant de nombreux effluents urbains ou industriels, dans des zones d'utilisation maximale (agriculture, irrigation, récréation), à la confluence de grands cours d'eau ou enfin à proximité du débouché de grands fleuves dans les océans ou dans les lacs. Les milieux stagnants (artificiels ou non), les lagunes côtières et enfin les eaux souterraines reçoivent une attention particulière. Enfin, il est envisagé de mettre en oeuvre une surveillance de la qualité des eaux de boisson.

Ce programme commence maintenant à porter ses fruits au niveau mondial, c'est à dire que les premiers résultats issus des analyses des données nationales permettent, pour certains pays ou certaines stations, de dégager des tendances évolutives nettes. Cependant, il est évident qu'un tel programme ne peut prendre toute son importance qu'à moyen et long terme, et à la condition que le réseau d'observations soit suffisamment dense. Il va sans dire, naturellement, que nous ne saurions qu'enjoindre le maximum d'Etats africains à prendre part à cette surveillance globale, afin de pouvoir en retour connaître la situation de leurs eaux continentales vis-à-vis d'une éventuelle contamination. Leur participation peut dans un premier temps les dispenser d'organiser un réseau national de surveillance coûteux et lourd à gérer, leur seule responsabilité étant limitée à la récolte et à l'analyse des échantillons.

## 5. Les supports de la législation: les normes de qualité.

> " A judgement about safety - or what is an acceptable risk level in particular circumstances - is a matter where society as whole has a role to play".
>
> (Anon.,WHO-EFP/82.39)

Si le recensement des points ou zones de pollution des milieux aquatiques est réalisé correctement, il devient possible d'envisager leur suppression ou tout au moins la réduction des niveaux de pollution à des seuils jugés comme acceptables.La définition de ces seuils

tolérables est un travail délicat, qui doit s'appuyer sur des données scientifiques précises; de plus, les seuils ne peuvent être fixés de manière identique pour tous les milieux. On conçoit par exemple aisément que la qualité d'un milieu destiné à un approvisionnement régulier en eau de boisson devra répondre à des critères plus stricts que l'eau d'une mare isolée dans la savane. Il est donc nécessaire, dans un premier temps, d'effectuer une classification des eaux naturelles en fonction de leur utilisation, qui sera elle-même réglementée afin de préserver au mieux l'intégrité des ressources, puis de définir des standards de qualité au delà desquels une eau est considérée comme polluée, ou tout au moins d'une consommation régulière dangereuse.

Au fur et à mesure de l'acquisition des connaissances dans de nombreux domaines (physique, chimie, santé), il est en effet devenu évident qu'une eau de boisson devait, pour être consommée sans risques, présenter un ensemble de critères de qualité bien définis, et qu'il ne suffisait pas qu'elle soit claire, limpide et agréable au goût, pour être potable. Des éléments, non décelables au premier abord, peuvent par leur accumulation régulière dans l'organisme mettre la santé de l'homme sérieusement en danger. Mettant à profit un énorme potentiel de connaissances scientifiques, mais aussi les leçons d'un certain empirisme, il a donc été possible d'établir des standards de qualité de l'eau de boisson , que l'on a voulu-a priori- universels. Ces standards sont réunis dans plusieurs documents publiées par l'Organisation Mondiale de la Santé (Anon.,OMS., EFP/82.39;EFP/83. 58).

Nous en avons extrait le tableau 63 qui regroupe de manière synoptique quelques critères de qualité actuellement recommandés.Il est toutefois évident que ce ne sont là que des bases d'évaluation, et qu'ils doivent être utilisés dans un contexte régional ou national. Ce sont des points de repère et des limites qui, compte tenu des exigences locales et de notre niveau de connaissance actuel, doivent être recherchés pour assurer la salubrité d'une eau destinée à la boisson, et à l'hygiène personnelle.

Il est très important que cette notion de valeurs standards des critères de qualité soit bien comprise, aussi avons nous repris ci-après, en les résumant les recommandations présentées par l'OMS à ce sujet.

+ Les valeurs indicatrices des critères de qualité représentent une concentration ou un nombre qui garantit les qualités esthétiques et de bon goût de l'eau, ainsi que l'absence de risque quelconque pour la santé du consommateur.

+ Ces valeurs guide assurent une consommation sans danger, mais également tout usage de l'eau pour l'hygiène personnelle. Une plus grande pureté peut toutefois être requise pour des usage spécifiques (dialyse rénale par exemple).

+ Les valeurs guide proposées sont des limites supérieures d'acceptabilité, assurant une consommation continuelle sans danger. La recherche d'un niveau de pureté plus grand ne peut être que favorable.

Tableau 63 : Standards actuellement proposés par l'OMS, pour la qualité des eaux de boisson (OMS, 1982)

| | | | |
|---|---|---|---|
| **Paramètres biologiques** | | **Constituants organiques dangereux** | |
| Coliformes fécaux | 0/100ml | Aldrine et Dieldrine | 0,03 µg/l |
| Organismes coliformes° | 0/100 ml | Benzène°° | 10,0 " |
| **Paramètres inorganiques dangereux** | | Tétrachlorure de carbone°° | 3,0 " |
| Arsenic | 0,05 mg/l | Chlordane | 0,3 " |
| Cadmium | 0,005 " | Chlorophorme°° | 30,0 " |
| Chrome | 0,05 " | 2,4-D°°° | 100,0 " |
| Cyanure | 0,1 " | DDT | 1,0 " |
| Fluor | 1,5 " | 1,2 Dichloréthane°° | 10,0 " |
| Plomb | 0,05 " | 1,1 Dichloroéthylène°° | 0,3 " |
| Mercure | 0,001 " | Heptachlore | 0,1 " |
| Nitrates (N) | 10,0 " | Hexachlorobenzène°° | 0,01 " |
| Sélénium | 0,01 " | Lindane | 3,0 " |
| Aluminium | 0,2 " | Méthoxichlore | 30,0 " |
| Chlore | 250,0 " | Pentachlorophénol | 10,0 " |
| Cuivre | 1,0 " | Tétrachloroéthylène°° | 10,0 " |
| Fer | 0,3 " | Trichloréthylène°° | 30,0 " |
| Manganèse | 0,1 " | 2,4,6.Trichloréthylène°°° | 10,0 " |
| Sodium | 200,0 " | | |
| Sulfates | 400,0 " | Turbidité: 5 unités néphélométriques | |
| Zinc | 5,0 " | Radioactivité $\alpha$ | 0,1 Bq/l |
| **Autres paramètres** | | Radioactivité $\beta$ | 1,0 Bq/l |
| PH | 6,5 à 8,5 | | |
| Suspensions solides | 1000 mg/l | | |

° Des valeurs de 3 à 10 sont acceptables dans quelques échantillons isolés d'eau de boisson non canalisée
°° Valeurs données à titre indicatif .°°° Peut être détecté au goût et à l'odeur à des concentrations inférieures.

+ Une valeur guide doit être utilisée comme un repère, au dessus duquel il est nécessaire de rechercher les causes ayant entraîné une valeur plus élevée, et les moyens d'y remèdier.

+ Les valeurs guide sont établies dans l'optique d'une consommation permanente de l'eau. Des valeurs plus élevées résultant par exemple de contaminations passagères, peuvent éventuellement être supportées un certain temps, mais chaque cas est spécifique et doit être étudié comme tel.

+ Des dépassements temporaires des valeurs guide ne signifient pas nécessairement qu'une eau devienne impropre à la consommation. Toutefois, la durée et l'ampleur de ces dépassements, n'entraînant pas de problèmes de santé publique, dépendent du constituant en cause. Des recherches précises doivent être conduites dans ce domaine.

+ L'établissement de standards nationaux basés sur les recommandations de l'OMS doit tenir compte des conditions locales (géographiques, sociologiques alimentaires, taux d'industrialisation...). Ils sont donc susceptibles de différer de manière appréciable de ceux proposés sur un plan global.

+ En ce qui concerne les valeurs guide des substances radioactives, elle doivent être considérées comme des "niveaux de référence", ainsi que définis par la commission internationale pour la protection radiologique.

Il est certain que l'établissement de telles valeurs standardisées peut être sujet à nombreuses critiques, notamment du fait que pour beaucoup de contaminants elles sont déduites par extrapolation d'expériences sur les animaux. Par ailleurs, elles se basent sur une consommation moyenne de 2 litres d'eau par personne, consommation souvent largement dépassée en pays tropicaux, et l'on sait que si la teneur par litre en un contaminant est un élément important, la quantité totale absorbée par jour l'est tout autant....D'autre part, on connaît encore très mal les propriétés carcinogènes ou mutagènes de nombreux polluants, même absorbés à faibles doses, et certains d'entre eux verront certainement leur seuil de tolérance actuel diminuer au fur et à mesure de l'avancement des recherches dans ces domaines. Enfin, les normes concernant la pollution par germes pathogènes ne garantissent pas l'absence de danger, notamment les risques d'épidémie par typhoide et par hépatite virale.Des observations faites en Afrique du Sud ont montré que de nombreux germes pathogènes ne sont pratiquement pas éliminés par les traitements simples des eaux usées; ainsi, les réo- et entérovirus ne diminuent pas de facon significative entre les influents en eaux usées et les effluents clairs des bacs de décantation secondaires. Le virus de l'hépatite, souvent véhiculé par l'eau et non retenu par les filtres à sable, résiste généralement à la chlorination (Smith, 1969).

Pour pouvoir respecter ces standards dans les eaux de boisson, il est bien entendu nécessaire de limiter au maximum la contamination des milieux naturels, ce qui implique notamment que les effluents atteignant les hydrosystèmes soient eux-mêmes soumis à des standards de qualité.Ceci est d'autant plus indispensable que malgré les efforts

des gouvernements et l'aide des organisations internationales, en dépit des priorités établies dans le cadre de la décennie internationale de l'eau, nombreux seront les africains qui en l'an 1990, et même en l'an 2000, n'auront pas à leur disposition d'eau de boisson qualifiable de potable.Pendant longtemps encore, le ruisseau, la rivière, le fleuve, le puit, seront les seules sources d'approvisionnement pour des milliers de personnes.

Quels que soient les standards adoptés, il est nécessaire qu'ils soient respectés, ce qui implique une législation appropriée. Les valeurs les plus précises n'ont en effet aucun sens si les structures d'assainissement des eaux de boisson sont par exemple déficientes ou mal gérées. Nous avons pu ainsi remarquer il y a quelques années que l'addition de chlore dans l'eau de la ville de Bouaké (Côte d'Ivoire, environ 200.000 habitants) était très irrégulièrement effectuée. Destiné à la purification biologique, cet élément était chaque semaine introduit en une ou deux fois dans le système de distribution, au lieu d'être régulièrement ajouté chaque jour. En conséquence, l'eau arrivant au consommateur avait généralement un fort goût de chlore en début de semaine et au contraire un goût de vase caractéristique des eaux stagnantes non traitées, quelques jours plus tard! A une certaine époque, il suffisait même de filtrer l'eau du robinet à l'aide d'un filet à phytoplancton pour recueillir, après une dizaine de minutes, un filtrat de matières solides de plusieurs centimètres cubes où nous avons trouvé des Diatomées, des algues filamenteuses, des Nématodes et même des larves de Chaoboridae, tous ces organismes bien vivants! En dehors de leur aspect anecdotique, ces faits témoignent donc d'un certain laxisme des services publics responsables de la qualité des eaux, qui se retrouve dans de nombreuses agglomérations africaines.

Il faut enfin considérer que certains toxiques d'origine chimique sont très difficiles à éliminer par les traitements conventionnels des eaux de boisson , où ils peuvent se retrouver en quantités nettement supérieures aux valeurs seuil.C'est par exemple le cas des micro-polluants organiques volatiles qui comprennent quelques 1600 éléments différents, bien qu'ils ne représentent que 10 à 20% des substances organiques de l'eau (Van Rensburg,1979).

Se retrouvant dans les eaux naturelles à des concentrations plus ou moins élevées, ils constituent une source potentielle d'effets toxiques par accumulation, effets qui vont de troubles cliniques bénins ou non décelables à une action cancérigène évidente. Les standards établis pour ces produits définissent une dose journalière acceptable (ADI= acceptable daily intake) ou une concentration maximale permise (MPC= maximum permissible concentration), mais ces paramètres ne sont actuellement déterminés que pour un peu plus de la moitié seulement des composés organiques trouvés dans l'eau.

Une étude extensive de la distribution de ces micro-polluants a été conduite sur 97 sites d'Afrique du Sud et concernait 124 échantillons d'eau, naturelle et de boisson (Van Rensburg,op.cit.). A cette époque, les seuls standards définis pour ce pays étaient relatifs aux teneurs en phénols, avec une valeur maximale admise de 1 $\mu g/dm^3$ .Les analyses effectuées par chromatographie en phase gazeuse ont mis en évidence, non seulement un grand nombre de composés encore indéterminés, mais également des teneurs globales élevées dans la majorité des échantillons.Ainsi les teneurs totales variaient entre 1,7 et 19 $\mu g/dm^3$;celles en hydrocarbones chlorés (CH), entre 0,1 et 1,1$\mu g/dm^3$ et celles en phénols (0,06 a 3,9$\mu g/dm^3$) dépassaient

dans de nombreux cas la limite permise.Il faut néanmoins noter que les plus fortes valeurs ont été rencontrées dans les eaux naturelles, ce qui prouve que le traitement des eaux de boisson élimine une partie de ces micro-polluants toxiques.Malgré cela, 40 des 124 échantillons étudiés avaient des teneurs en substances organiques volatiles supérieures à des limites de risques établies en fonction de la concentration maximale permise, limites qui en fait ne constituent qu'un seuil au dessous duquel le composé ne présente vraisemblablement pas de danger (Tableau 64).Seuls quelques échantillons présentaient des teneurs véritablement dangereuses, notamment ceux en provenance de la rivière Vaal.

Tableau 64: Quelques normes limites proposées pour les micro-polluants organiques contenus dans les eaux de boisson d'Afrique du Sud (d'après Van Rensburg, 1979).

| Composés | Limites de risque (en $\mu g/dm^3$) |
|---|---|
| • Hydrocarbones halogénés volatiles | |
| Trihalométhanes, tétrachlorométhane,.. | 1 pour chaque composé |
| • Hydrocarbones chlorés | |
| Lindane, dieldrine,andrine,PCP,DDT... | 0,1 pour chaque composé |
| Dichlorobenzène | 1 |
| • Chlorophénols | 1 pour chaque composé |
| • Hydrocarbones aromatiques polynucléaires | |
| Benzo(a) anthracène, benzo(a)pyrène | 0,1 pour chaque composé |
| Anthracène, naphtalène.... | 1 pour chaque composé |
| • Composés phénoliques | |
| Phénol, crésols, xylénols ... | 1 pour chaque composé |

Le respect de normes de qualité pour les eaux de boisson et les eaux naturelles sera d'autant facilité que ces dernières recevront des rejets eux-mêmes peu pollués. Il est donc logique que soient établies des normes de qualité des effluents qui puissent garantir un niveau de contamination minimum.On conçoit toutefois que ces normes soient délicates à fixer, car l'impact biocoenotique d'une charge contaminante donnée est non seulement directement fonction de sa toxicité propre, mais également du pouvoir autoépurateur des milieux récepteurs dans la zone d'effluence, ainsi que de l' occurrence régionale des rejets de même nature.

C'est pour tenir compte de telles différences que le Zimbabwé a établi une distinction entre deux zones de rejets, l'une (zone I) englobant les régions fortement urbanisées, l'autre (zone II) relative aux régions peu ou moyennement peuplées (Tableau 65).

Tableau 65: Quelques teneurs ou valeurs limites acceptées dans les effluents urbains industriels au Zimbabwé ( en mg/l). D'après l'amendement de 1977 à la loi sur l'eau de 1976, cité in Thornton ,1980a.

| Paramètres concernés | Zone I | Zone II |
|---|---|---|
| Température (°C) | 6,0- 7,5 | 6,0 - 9,0 |
| % de saturation en $O_2$ | 25 | 35 |
| $NH_4N$ | 0,5 | 0,5 |
| N total | 10,0 | 10,0 |
| P total | 1,0 | 1,0 |
| Cl | 50 | 100 |
| $SO_4$ | 50 | 200 |
| Métaux lourds (total) | 1,0 | 2,0 |
| Produits toxiques,pesticides | 0,0 | 0,0 |

Si l'on en juge par les résultats d'analyses faites récemment dans plusieurs lacs de barrage de ce pays (Thornton,1980 b),il semble que le respect de ces normes, résultant d'un contrôle stricte des déversements d'eaux usées, ait conduit à une sensible amélioration du degré d'eutrophisation des milieux récepteurs et notamment du lac Mc Illwaine (Thornton et Nduku, 1982 b).

D'autres Etats africains ont été conscients de ces nuances à apporter dans la législation des normes de rejets, mais ne sont pas pour autant parvenus à établir une situation claire sur ce plan. C'est ainsi qu'en Afrique du Sud des lois locales pouvaient encore, il y a quelques années, fixer sur un plan régional des normes d'effluence différant notablement des normes nationales (Tableau 66). Si de telles difficultés d'homogénisation existent déjà sur un plan national, on conçoit qu'elles seront largement accentuées si l'on veut élargir la législation à un niveau multinational.

Tableau 66

Valeurs de quelques standards d'effluence définis en Afrique du Sud par la loi de 1956, et seuils légalement tolérés par 3 grandes agglomérations (Guide technique du CSIR, N° K 29,1973).

| Paramètres | Standards définis par la loi sur l'eau N°54 (1956) | Législation locale de quelques agglomérations | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Johannesburg | Pretoria | Durban |
| DCO | 75• | NS•• | 5000 | NS |
| Absorbsion $O^2$ durant 4 heures | 10 | 1400 | 200 | NS |
| Suspensions solides | 25 | NS | 600 | 2000 |
| Savons, graisses, huiles | 2,5 | NS | 400 | 50 |
| Cuivre | 1 | 20 | 20 | 50 |
| Zinc | 5 | 20 | 20 | 50 |
| Arsenic | 0,5 | 5 | NS | NS |
| Cyanure | 0,5 | 20 | 10 | 20 |

•Toutes unités en mg/l, ••Non statué.

Il apparaît finalement que le contrôle de la qualité des eaux continentales est une opération complexe, qui se situe, sur un plan géographique, à des niveaux très variables allant du point de déversement d'une usine à l'échelle multinationale, quand des hydrosystèmes communs à plusieurs pays sont concernés. Pour mener à bien ce contrôle, il est absolument nécessaire de mettre en place un vaste réseau de surveillance des principaux milieux aquatiques de l'Afrique. Un tel système est apte à détecter les zones "à problèmes", à en quantifier l'acuité ou à mettre en évidence des tendances évolutives permettant d'entreprendre des actions quand il en est encore temps.

Naturellement, l'établissement d'une telle structure de surveillance ne doit pas être considéré comme le seul effort à accomplir, et dans de nombreux domaines des recherches sérieuses sont à poursuivre ou à entreprendre. A ce sujet, il est intéressant de mentionner l'opinion de Viljoen (1979), qui peut largement dépasser le cadre de l'Afrique du Sud dans lequel elle était exprimée. Cet auteur insiste en particulier sur les points suivants, qui ne concernent que les normes de qualité des eaux naturelles.

- La définition du rythme des prélèvements pour analyses de routine, ainsi que leur représentativité, ne sont pas encore entièrement satisfaisantes.

- Une calibration interlaboratoires des analyses est nécessaire pour assurer l'uniformité des résultats et une meilleure interprétation.

- De nombreuses lacunes existent encore en écotoxicologie,et il est par exemple nécessaire de rechercher les polluants cancérigènes ou mutagènes. De même il faut connaître la forme d'existence des métaux lourds dans les eaux, forme qui conditionne leur toxicité.

- Les connaissances de base manquent dans beaucoup de cas, et des travaux doivent être entrepris afin de rechercher expérimentalement et pour différents niveaux trophiques, comment s'effectue l'accumulation des polluants dans les organismes.De même des recherches relatives à la relation temps de contact/concentration devraient être systématiquement effectuées, pour différents organismes et polluants.

- On ne sait pratiquement rien des effets subléthaux de la plupart des polluants sur le comportement, la croissance, la reproduction, la fécondité des organismes....

- Si des normes quantitatives existent pour les effluents industriels et domestiques, des critères biologiques de toxicité restent encore à définir.

Enfin, qu'il nous soit permis d'ajouter qu'un énorme effort reste à faire pour acquérir les connaissances de base concernant le fonctionnement des écosystèmes aquatiques tropicaux, ne serait-ce que pour entreprendre ultérieurement une interprétation correcte de la signification bio-écologique des teneurs en polluants données par l'analyse!

## 6. Réalisation d'un contrôle biologique de l'état de pollution des hydrosystèmes continentaux africains.

Tout au long des pages de cet ouvrage, nous avons souvent considéré la pollution des eaux continentales dans ses aspects spécifiques, ou tout au plus par grand types d'impacts, mettant en évidence, quand cela était possible, les conséquences néfastes d'une sources de contamination donnée sur telle ou telle fraction du biome particulièrement sensible.

Une telle démarche devrait en fait n'être qu'un élément initial de la recherche des effets d'une pollution qui, en réalité, concerne des communautés entières, les milieux naturels étant loin de ressembler à un simple récipient dans lequel un organisme x supporte les concentrations croissantes d'un contaminant y! Maintes fois nous avons signalé qu'un toxique agissait d'une certaine façon sur un organisme dans des conditions de milieu bien définies, mais que cette action pouvait fortement différer quand les conditions étaient autres.

Il est évident pour tout écologiste qu'un milieu naturel représente une entité de lieux plus ou moins ouverts et intercommunicants, dans lesquels interfèrent de multiples facteurs, tant biotiques qu'abiotiques, tous susceptibles d'une grande variabilité spatio-temporelle. Dans un contexte aussi complexe,seules des actions à caractère extrême, que l'on peut qualifier de catastrophiques dans la mesure où elles font basculer le système dans un déséquilibre aigu, peuvent avoir une résultante largement prévisible. Ces cas

ne sont généralement pas les plus fréquents, et souvent les effets de la pollution sont moins spectaculaires. Ils agissent de manière insidieuse, mettant en cause des phénomènes pouvant être spécifiques, cumulatifs, synergisants, hiérarchisés... qui finalement déterminent en un endroit et à un moment donné la structure biocoenotique de l'hydrosystème considéré.

Toute recherche de la pollution d'un milieu devrait donc comporter une évaluation de son degré de contamination par des polluants déterminés, mais également une estimation aussi précise que possible de son niveau de qualité biocoenotique. Si ce principe est simple à énoncer, il est beaucoup plus délicat à mettre en oeuvre concrètement, car il implique que soit en premier lieu défini ce qu'est l'équilibre d'un système naturel, état pour le moins très controversé. S'il n'est ni dans nos intentions ni de notre compétence de définir ici la structure type des milieux aquatiques équilibrés, par contre est-il possible d'énoncer quelques principes au moins empiriquement vérifiés.

- Dans un biotope présentant un ensemble de caractères marqués et sous l'influence de facteurs abiotiques très homogènes (une pierre dans un courant fort, une couche de vase meuble dans une rivière calme, des végétaux immergés dans une mare...), il existe une structure biocoenotique telle, que l'ensemble des niches écologiques présentes sont occupées par les mêmes espèces ou par des espèces à même valence écologique. Ces milieux ont une grande analogie de peuplement d'un lieu à l'autre.

- Pour de nombreuses actions polluantes il se dégage une tendance générale à l'induction d'une évolution biocoenotique caractérisée par une disparition rapide des taxons les plus sensibles, au profit d'un développement parfois important d'autres espèces. Ces organismes peuvent être qualifiés d'indicateurs.

- Dans un milieux non pollué bien défini, la diversité spécifique est supérieure à ce qu'elle est dans un milieu identique contaminé.

Si l'on admet ces trois principes, même s'ils peuvent parfois présenter quelques exceptions, il est possible d'envisager une analyse biocoenotique du degré de pollution d'un hydrosystème, et l'on aboutit à une méthode de contrôle biologique utilisant des indices biotiques dont on peut largement faire varier la complexité. On peut en effet aller du simple dénombrement des espèces présentes, à la recherche des écarts existant entre une situation observée et une situation théorique issue d'une modèlisation de structures communautaires types. Chaque méthode a ses avantages et ses points faibles, les plus simples ne confirmant parfois que des évidences et les plus complexes se heurtant aux difficultés d'interprétation.

Les études d'hydrobiologie conduites en Europe ou aux Etats Unis et utilisant des indices de diversité ou des indices biotiques pour rechercher la modification de peuplements naturels soumis à une source de pollution sont très nombreuses, et il n'est pas

possible de les passer ici en revue.Nous renvoyons le lecteur intéressé à quelques références, plutôt citées au hasard qu'en fonction d'une importance particulière : (Wilhm et Doris, 1968,Cairns, 1968; Dickman, 1968; Winner 1972, Tuffery et Verneaux, 1967; Wasson, 1980...).

Plusieurs indices de diversité spécifique sont devenus d'un usage très courant en écologie et portent les noms de leurs auteurs (Brilloin, Shannon,Simpson,Margalef...).Appliqués à l'étude des peuplements aquatiques, ils reflètent une certaine image d'une communauté à un instant donné, et peuvent, si leur recherche est répétée régulièrement pour un biotope particulier, mettre en évidence des tendances vers une dépréciation ou au contraire un enrichissement du milieu. Il faut toutefois être conscient qu'ils ne sont qu'un instrument d'analyse et que leur interprétation demande une très bonne connaissance des organismes aquatiques, sous tous les aspects (Dennis et Patil, 1977). Une même remarque doit être faite pour les indices biotiques qui prennent en compte de nombreux paramètres, et ne sont véritablement utiles que s'ils sont complexes et s'appuient sur une grande expérience de leurs utilisateurs.

L'utilisation des indices biotiques en Afrique est très peu répandue et seuls quelques travaux y font référence (Chutter, 1972,1975; Coetzer, 1978; Elouard et Jestin, 1983...).Chutter définit un indice pour les eaux courantes d'Afrique du Sud de manière empirique. Il concerne essentiellement la pollution organique et les peuplements d'invertébrés des rochers situés en courant fort.

Tenant compte de multiples situations préalablement étudiées, il a été possible à cet auteur de classer certains organismes sur une échelle allant de 0 à 10, par un "coefficient de qualité". La valeur 0 est donnée à ceux vivant ordinairement en milieu non pollué et toutes les valeurs intermédiaires étant possibles, jusqu'au coefficient 10 attribué aux organismes survivant en milieux très pollués.

$\frac{\sum_{1}^{x}(a \cdot b)}{N}$ Un indice biotique est alors calculé, exprimé par la relation où a est le nombre d'individus d'une espèce donnée dans un échantillon (Surber, en général) et b son coefficient de qualité; x est le nombre d'espèces présentes dans le même échantillon et N le nombre total d'individus récoltés.

Appliqué aux rivières d'Afrique du Sud, cet indice a permis une classification de ces milieux en fonction de leur pollution organique. Il permet également de suivre dans le temps la contamination relative d'un milieu, et si l'on dispose de suffisamment d'information empiriques de base, d'autres indices peuvent être établis pour d'autres biotopes que les rochers dans le courant.

L'indice biotique utilisé par Elouard et Jestin (1983) est à la fois plus complexe et plus spécifique.Destiné à l'origine à mettre en évidence les effets des traitements antisimulidiens des rivières de Côte d'Ivoire, il s'avéra très performant dans ce domaine, mais également apte à déceler d'autres sources de pollution comme par exemple l'impact de pêches traditionnelles utilisant des ichtyo-

toxiques ( Elouard 1982 ).Etabli en traitant un grand nombre de données de terrain par analyse factorielle des correspondances, il se traduit par la relation suivante:

$$IND_{(j)} = \left[ \left( \sum_{i=1}^{n} x_i \, a_i \Big/ \sum_{i=1}^{n} x_i \right) . C \right] + 5$$

où le terme $\sum_{i=1}^{n} x_i$ représente le total des effectifs codés retenus pour analyse ( la codification étant obtenue en ajoutant 1 à la mantisse des logarithmes des effectifs bruts observés ).

Un coefficient a , spécifique à chacun des groupes taxonomiques retenus en raison de leur fréquence ou de leur grande abondance dans la région ouest africaine a été introduit afin de tenir compte de leur poids sur l'axe de pollution. Les valeurs de a pour les taxocènes considérés ont été calculés en utilisant un très grand nombre d'échantillons et ne sont autres que les contributions absolues de chacun d'eux à l'axe factoriel F 1 . Le tableau 67 regroupe les coefficients ainsi déterminés pour les 16 groupes taxonomiques les plus actifs au niveau de la pollution étudiée.

Tableau 67 : Valeur des coefficients a , calculés pour les 16 groupes taxonomiques qui méritent d'être considérés dans le cas des traitements au téméphos ; (d'après Elouard et Jestin , 1983 ).

| | | | |
|---|---|---|---|
| Baetidae | -0,19 | Chironomini | 0,33 |
| Caenidae | 0,23 | Tanytarsini | 0,88 |
| Tricorythiidae | -0,41 | Orthocladiinae | 0,16 |
| Hydropsychidae | 0,01 | Tanypodinae | 0,22 |
| Hydroptilidae | 0,02 | Diptères autres | -0,17 |
| Leptoceridae | -0,58 | Pyralidae | -0,13 |
| Philopotamidae | 0,25 | Hydracariens | -0,34 |
| Simuliidae | 0,01 | S.damnosum | -0,80 |

Les auteurs ont enfin introduit un coefficient C= 10/d où d est la distance extrême observée entre les relevés les "plus pollués" et les "moins pollués", rencontrés sur un fleuve de leur zone d'étude durant cinq années d'observations. La valeur C = 60 a finalement été retenue pour l'ensemble des cours d'eau de la Côte d'Ivoire. L'introduction de ce facteur C permet de faire varier l'indice dans une plage de dix unités et dans la pratique, seule la partie entière du résultat est prise en considération.

L'application d'un raisonnement semblable est possible pour d'autres biotopes et d'autres domaines de pollution, moyennant que les impacts des grandes catégories de polluants soient mieux connus et permettent une sélection de groupes taxonomiques indicateurs.

En conclusion, nous ne saurions trop insister sur la nécessité d'une mise en place, à l'échelle de l'Afrique, d'un système d'analyse du niveau de pollution des eaux continentales, indépendamment ou en complément des efforts actuellement faits, à titre individuel, par certains Etats. Ce n'est qu'à ce prix que l'on pourra évaluer avec précision l'état réel de dégradation des écosystèmes naturels et les tendances évolutives de chacun d'eux.C'est également à partir de ces résultats que pourront être réalisés, soit des plans d'urgence d'assainissement, soit des actions préventives, bien souvent moins onéreuses que des tentatives pour améliorer une situation réellement dégradée.

# I

# CONCLUSION GÉNÉRALE

Bien que nous étant efforcé d'en faire une analyse aussi complète que possible, notre revue des différents types d'agression des hydrosystèmes naturels continentaux de l'Afrique est certainement loin d'être exhaustive. Malgré cela, nous pensons avoir montré la diversité des pollutions qui affectent des milieux aquatiques que l'on peut, a priori, supposer non contaminés. En Afrique comme pratiquement partout dans le monde, la nature totalement vierge n'existe plus, et il ne fait aucun doute que la "pression de pollution" qui concerne les eaux continentales s'accentue de jour en jour et qu'il y a malheureusement peu d'espoir de la voir diminuer dans les années à venir. De nombreux facteurs défavorables (désertification,perturbations climatologiques, crise économique mondiale, démographie mal controlée...) vont agir dans un sens défavorable à une meilleure protection de l'environnement.

La recherche d'une véritable indépendance économique, de même que celle d'une certaine autosuffisance alimentaire vont obliger à intensifier le développement industriel dans des conditions qui ne seront pas nécessairement harmonieuses.Les activités agricoles risquent de dépasser les zones les plus fertiles, pour atteindre des sols déjà pauvres où la recherche d'une amélioration des rendements fera largement appel aux amendements chimiques,et la protection des recoltes, aux pesticides.

Parallèlement, l'actuelle tendance à l'intensification de l'urbanisation va se poursuivre, liée à une démographie toujours plus forte.Ngunya (1975) prévoyait qu'entre 1980 et l'an 2000, le pourcentage de peuplement des villes du Kenya passerait de 17%a 40% de la population totale du pays, et nous allons dans ce sens! Une situation semblable est rapportée pour de nombreux autres Etats est-africains où la population s'accroît annuellement de 6% dans les villes contre 2,8% en zone rurale (Tanzanie), ou de respectivement 9 et 1% (Zambie) (Alabaster, 1980). Cet essor démographique est extrêmement préoccupant, comme il le fut maintes fois rappelé à la récente conférence internationale de Mexico, et rien ne permet de penser que le rapport direct qui existe entre le nombre d'habitants et le degré de pollution qui en résulte, va diminuer.Il faudrait pour ce faire un immense effort financier et une très forte détermination, pour que les structures d'assainissement s'intensifient au même rythme que l'accroissement de population.Quand bien même une telle politique serait-elle mise en oeuvre, l'Afrique resterait sur ce plan dans une situation voisine de celle que nous connaissons actuellement,caractérisée par une nette insuffisance de la protection des hydrosystèmes naturels.

Malgré des conséquences parfois spectaculaires, les pollutions d'origine domestique ou industrielle ne sont peut-être pas pour les années à venir celles qui présentent le plus de risques pour l'environnement africain, si on les compare à celles qui déjà résultent de l'emploi massif des produits chimiques de synthèse.

Selon une étude du Secrétariat de l'ONU, le commerce de ces composés, des pays industrialisés vers les pays du Tiers monde, est en expansion constante.D'une valeur de 4 millions de dollars en 1970, il était passé a 25 millions dix ans plus tard, compte non tenu de l'inflation mondiale.A elle seule, la République fédérale d'Allemagne qui produit chaque année de l'ordre de 160 000 tonnes de pesticides, en exporte environ 90% vers les pays en voie de développement. Bien entendu l'Afrique est largement concernée, aussi n'est il pas étonnant que l'hydrosphère se charge plus ou moins intensivement des résidus de ces produits, soit qu'ils y aient été déversés directement (lutte antiendémique),soit que l'importance des zones de contact entre eaux continentales et régions de grandes cultures favorise leur accumulation, après lessivage et transport (engrais, pesticides d'usage agricole...).

Les produits disponibles deviennent de plus en plus nombreux et par nécessité de plus en plus actifs, donc presque nécessairement de plus en plus toxiques pour la faune non-cible. Nombreux sont par ailleurs les composés qui continuent à être l'objet d'une utilisation intense alors qu'ils sont reconnus comme très dangereux et interdits dans de nombreux pays.Le DDT en est certainement l'exemple le plus banal, mais il faut savoir que plus de 1900 produits chimiques à usage agricole ou industriel sont, actuellement dans le monde, soit interdits d'utilisation, retirés du marché, d'un emploi sévèrement contrôlé, ou non approuvés par de nombreux gouvernements (Anon;ONU, 1984). Il serait intéressant de connaître combien d'entre eux sont encore communément employés en Afrique! Enfin, en plus de la toxicité propre des produits utilisés, il faut dans bien des cas ajouter un manque de rigueur certain dans leur utilisation, tant en ce qui concerne les quantités employées que la logistique même de leur mise en oeuvre.

Ces nombreux facteurs défavorables entraînent une accumulation plus ou moins rapide des composés de synthèse ou de leur métabolites dans les eaux douces, et une dégradation lente du biome, souvent peu spectaculaire et qui se prête mal à une sensibilisation de l'opinion publique, mais qui, à moyen ou long terme, se traduit par une diminution de la diversité spécifique des écosystèmes concernés, avec disparition plus ou moins complète des taxons les plus sensibles, et éventuellement prolifération d'espèces résistantes. Sur un plan énergétique, le bilan n'est pas nécessairement négatif à court terme, mais les nouveaux systèmes simplifiés qui se créent sont plus susceptibles de basculer vers un déséquilibre que les anciens, et à longue échéance la qualité des milieux se déprécie.

A côté de ces problèmes majeurs, on peut considérer que la manipulation des milieux aquatiques par l'homme, en vue de l'exploitation de ses ressources, n'a qu'une importance de troisième ordre dans la pollution des eaux continentales africaines, d'autant que la contrepartie économique immédiate est souvent positive. Il ne faut toutefois pas négliger que la réalisation de réservoirs et retenues artificielles n'est pas sans danger, et que de nombreux effets nègatifs en résultent, autant au niveau de la santé qu'à celui des milieux aquatiques eux-mêmes qui s'en trouvent souvent profondément modifiés, si ce n'est altérés. Il ne fait par contre aucun doute que, dans ce domaine, la réalisation d'études de faisabilité

sérieuses, avant toute action, est un moyen très sûr de ne pas aboutir à des catastrophes. Il faut toutefois qu'elles fassent appel à des spécialistes de nombreuses disciplines, l'avis des hydrobiologistes n'étant pas un des moindres à prendre en considération.

Hormis ces trois grands domaines d'agression des hydrosystèmes continentaux, les autres sources de pollution que l'on peut rencontrer en Afrique doivent être considérées comme mineures, ou d'un impact très localisé, et leur développement dans les années à venir est peu probable.

L'absence de contrôle systématique de la pollution des eaux dans la majorité des Etats africains est par contre nettement plus préoccupante. S'il nous est permis de faire dans cet ouvrage une recommandation, nous la ferons sans hésiter dans ce domaine. Il est en effet impératif que quatre grands types d'actions soient entreprises sur l'ensemble du continent africain, et cela sans plus tarder, si elles n'ont pas déjà été mises en place.

+ Un immense effort d'information et d'éducation est à réaliser afin que chaque individu prenne conscience de la fragilité des systèmes naturels, de la notion de qualité de l'environnement et des bénéfices qui, à court, moyen et long terme, résultent de sa protection.

+ Un inventaire qualitatif et quantitatif des points ou zones de pollution des eaux doit être réalisé à l'echelle du continent, avec le plus grand soin et la plus grande précision. Chaque Etat doit être responsable de son bilan dans ce domaine, tout en prenant conscience qu'il n'est qu'une partie d'un vaste ensemble dont l'équilibre ne doit pas être dépendant de la présence de frontières politiques.

+ Des actions concrètes doivent impérativement être entreprises dans tous les Etats afin de réduire au maximum les sources de pollution déjà connues.Une réglementation stricte doit être appliquée en ce qui concerne les normes de rejets, tant domestiques qu'industriels. L'emploi des pesticides doit impérativement être fait sous contrôle.

+ Enfin, il est indispensable qu'une surveillance permanente de la qualité des eaux naturelles soit entreprise sans plus tarder à l'échelle nationale.Il est fortement souhaitable pour l'Afrique que ce contrôle soit intégré à un système plus vaste, international ou global. Ce n'est qu'à ce prix qu'il sera possible, outre l'obtention d'une connaissance précise des niveaux de pollution actuels, de mettre en évidence des tendances évolutives permettant d'intervenir avant que les problèmes sérieux soient apparus.

Nous considérons notre présent travail comme un premier pas dans le domaine de l'inventaire des problèmes actuels de pollution des milieux aquatiques continentaux africain, mais ce n'est là qu'une sorte d'introduction générale.En aucun cas la préservation de la qualité des eaux douces de cet immense continent n'est l'affaire d'un seul homme; c'est celle de tous les Africains quelle que soit leur nationalité, c'est aussi l'affaire de tous les étrangers à l'Afrique qui, en tant que citoyen du monde, ont conscience que leur responsabilité se trouve engagée au delà de toutes frontières.

# BIBLIOGRAPHIE

N B. Les références précèdées du signe (*) ne sont pas citées dans le texte.

ABBAN (E.K.), SAMMAN (J.), 1980.- Preliminary observations on the effect of the insect larvicide Abate on fish catches in the river Oti, Ghana. Environ. Pollution, (A), 21 : 307-311.

ABBAN (E.K.), SAMMAN (J.), 1982.- Further observations on the effect of Abate on fish catches. Environ. Pollution, (A), 27 : 245-254.

ABBAN (E.K.), FAIRHURST (C.P.), LEVEQUE (C.), PAUGY (D.), 1982.- Fish monitoring in West African rivers. Problem and perspectives. Rapp. OMS Ouagadougou, Multig.: 6 p.

ABEL (P.D.), 1974.- Toxicity of synthetic detergents to fish and aquatic invertebrates. J. Fish. Biol., 6 : 279-298.

ACKERMAN (W.C.), WHITE (G.F.), WORTHINGTON (E.B.), 1973 (Eds.).- Man-made lakes: their problems and environmental effects. Geophys. Monogr., 17 : 847 p.

ADAMSON (R.J.), 1973.- Gold metallurgy in South Africa. Cap Town, 452 p.

ADENEY (R.J.), MATTHIESSEN (P.), 1979.- Sub-lethal effects of the organophosphate blackfly larvicide, Abate (temephos) on Sarotherodon mossambicus (Peters). J. Fish.Biol., 15 : 545-553.

ADENEY (R.J.), 1980.- Effects of chlorphoxim on the physiology and biochemistry of Sarotherodon mossambicus (Peters) (Pisces : Cichlidae).Multig. (non publié), Centre for overseas pest research, London : 17 p.

ADENIJI (H.A.), 1973.- Pollution and fishery development of Kainji Lake. Paper presented at the Science Association of Nigeria Conference, Benin-City. Multig.

*ADENIJI (H.A.), 1975.- Drought: Its effects on water management and plankton abundance in Kainji Lake, Nigeria. In Proceedings of the I.W.R.A. Conference on Water for Arid Lands, Teheran, Iran. Multig.

ADENIJI (H.A.), 1976.- Effects of the outflows from the Kainji Lake on the dissolved oxygen and water temperature in the river Niger just below the dam. Paper presented at the "Symposium on Lake Volta", Legon, 6-10 September 1976. Multig.

ADENIJI (H.A.), 1977.- Drought and water management: Effect on some major limnological factors in Kainji Lake, Nigeria. Paper presented at the Conference on the aftermath of the drought in Nigeria, Kano, 17-20 April, 1977. Multig.

*ADENIJI (H.A.), 1977.- The significance of the Awuru rapids on the oxygen content of the river Niger. Kainji lake Research Institute New Letter, 2 : 1-5.

AJAYI (S.O.), 1979.- Inorganic wastes and their treatment. Sixth FAO/SIDA workshop on aquatic pollution in relation to the protection of living resources. Nairobi Mombasa, multig. : 39-54.

AKPATA (T.V.), EKUNDAYO (J.A.), 1977.- Factors affecting the distribution of fecal pollution in Lagos Lagoon. Abstr.Ann.Meet.Am.Soc.Microb., 77 : 241.

ALABASTER (J.S.), 1969.- Survival of fish in 164 herbicides, insecticides, fungicides, wetting agents and miscellaneous substances. Int.Pest Control, 11, 2 : 29-35.

ALABASTER (J.S.), 1972.- Suspendid solids and fisheries. Proc.Roy.Soc., London, (B), 180 : 395-406.

ALABASTER (J.S.), 1981.- Review of the state of aquatic pollution of east African inland waters. CIFA Occas.Pap., 9 : 36 p.

ALABASTER (J.S.), LLOYD (R.), 1982.- Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths Scient. Ed./FAO, 2ème Edition: 361 p.

* ALBARET (J.J.), 1980.- Recherches sur la production terminale pouvant entrer dans le cadre d'études liées aux conséquences de l'aggravation du niveau de pollution dans la région lagunaire abidjanaise. Doc.Sci.CRO Abidjan, 2203, multig. : 5 p.

* ALEEM (A.A.), SAMAAN (A.A.), 1969.- Productivity of Lake Mariut, Egypt. Part I: Physical and chemical aspects. Intern.Rev.ges.Hydrobiol., 54, 3 : 313-355.

ALLANSON (B.R.), 1961.- Investigations into the ecology of polluted inland waters in the Transvaal. Part 1. Hydrobiologia, 18 : 1-76.

ALLSOPP (R.), 1978.- The effect of Dieldrin sprayed by aerial application for Tse Tse control, on game animals. J. Appl.Ecol., 15, 1 : 117-127.

ALOZIE (O.U.), 1981.- Some environmental implications of water resources development projects. 1st FAO/WHO/UNEP panel of Experts on Environmental Management for Vector Control. Geneve, multig. : 13 p.

AMAKYE (J.S.), 1981.- The invertebrate fauna of the major rivers in Northern Ghana and the effect upon them of the Onchocerciasis Control Programme in the Volta Basin. Bul. I.F.A.N. : 47-72.

ANDREN (L.E.), 1976.- Pollution and degradation of environment affecting aquaculture in Africa. CIFA Comm.Inland Fish. Afr., 4 : 728-744.

ANONYME - OCLALAV, non daté.- Les pesticides ou le mal nécessaire. Multig.: 7 p.

ANONYME.- Les nuisances et pollutions industrielles. D.E.I., Secrétariat d'Etat chargé des Mines, Ministère de l'Economie et des Finances, République de Côte d'Ivoire. Multig. : 30 g.

ANONYME - PANS, 1961.- Kariba Lake Coordinating Committee, The problem of the water weed Salvinia auriculata on Kariba Lake. PANS (Sect. C), 7 : 73-76.

ANONYME - Shell, 1967.- Frescon - Summary of information. Shell Company. Multig.: 14 p.

ANONYME - FWPCA, 1968.- Water quality criteria. Report of the National Tech.Adm. Com. to Secret. of the Interior. Fed.Water Pol.Contr.Adm.-U.S.D.I.: 234 p.

ANONYME-BAYER, 1970.- Bayluscid®, produit pour la lutte contre les mollusques. Informations techniques, Pflanz.Nach.Bayer : 8 p.

ANONYME - FAO, 1971.- Rapport au Gouvernement du Dahomey sur l'évolution de la pêche intérieure, son état actuel et ses possibilités, établi sur la base des travaux de R. Welcomme, spécialiste de la pêche. FAO/UNDP (TA), 2938: 97 p.

ANONYME-PNUD/OMS, 1972.- Etudes préliminaires à l'établissement des projets d'alimentation en eau et d'assainissement d'Abidjan. Rapp. nº 5, PNUD/OMS/ Rép. Côte d'Ivoire, Ministère des Travaux Publics.

ANONYME-PNUD/OMS, 1972.- Recherche des points de rejets pour les eaux usées de la ville d'Abidjan. Rapp.nº 6, PNUD/OMS/Rép. Cote d'Ivoire, Ministère des Travaux Publics.

ANONYME-OMS, 1973 a.- Sécurité d'emploi des pesticides, vingtième rapport du Comité OMS d'experts des insecticides. Org. Mond.Santé, Sér.Rapp.techn., 513 : 60 p.

ANONYME-OMS, 1973 b.- 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. O.M.S. Géneve, multig. : 50 p.

ANONYME-SETU, 1975.- Assainissement et drainage de la ville d'Abidjan. S.E.T.U., Rep. Côte d'Ivoire.

ANONYME-INSTOP/EPA, 1977.- Research on the eutrophication of the lake of Tunis, background conclusion and recommendations. INSTOP (Tunis) : 17 p.

ANONYME-OMS, 1978 a.- Data sheet on the biological control agent Bacillus thuringiensis serotype H-14 (de Barjac, 1978). VBC/BCDS/ 79-01, multig. : 13p.

ANONYME-OMS, 1978 b.- Environmental health criteria for DDT and its derivatives. VBC/TOX/78-21, multig. : 10 p.

ANONYME - PNUD/FAO, 1978.- Recherches sur la lutte contre les oiseaux granivores (Quelea quelea), Phase II. Conclusion et recommandations du projet régional. PNUD/FAO, AG:DP/RAF/78-055, multig. : 34 p.

ANONYME-FAO, 1978.- Comité des pêches continentales pour l'Afrique. Rapp. 3ème session, FAO Fish.Rep.,210, Bujumbura, Nov. 1977. Multig. : 30 p.

ANONYME - UNEP, 1979.- News, 2, 4, (III). Multig. : 12 p.

ANONYME, 1979.- K.othrine® - Les insecticides pyréthrinoides de Roussel Uclaf: 1-59.

ANONYME - FAO, 1979.- Consultation d'experts sur les critères écotoxicologiques applicables a l'homologation des pesticides. AGPP : MISC/34.

ANONYME - IAB, 1980.- Hydrobiological monitoring report. Onchocerciasis Control Programme. July 1979, June 1980. IAB 95, multig. : 23 p.

ANONYME - ORSTOM, 1980.- Rapport annuel d'activité. Lab. Hydrobiol. ORSTOM, Bouaké, multig. : 30 p.

ANONYME - SPVAG, 1981.- Répertoire des produits sanitaires disponibles en Martinique, Guadeloupe et Guyane. Publ.Service prot.Vég.Antilles et Guyane : 88 p.

ANONYME - NEDECO, 1981.- Inventaire de la pollution des eaux par l'industrie. Analyses NEDECO/D.E.I.

ANONYME - OMS, 1981.- Fifth meeting of the scientific working group on biological control of vectors. TDR/VBC/SWG, (5)/81 : 3 p.

ANONYME - UNESCO, 1982.- Eutrophication in coastal marine areas and Lagoons. Report of the Tunis Workshop, 6-18 Sept. 1982. Multig. : 53 p.

ANONYME - FAO, 1982.- Critères écotoxicologiques applicables à l'homologation des pesticides. Rapport de la 2ème Consultation d'experts, Rome 1981. Doc. FAO, Rome, 28 : 45 p.

ANONYME - OMS, 1982 a.- Report of the scientific working group on the Schistosome membrane. TDR/SCH/SWG (3)/82-3 p.

ANONYME - OMS, 1982 b.- Report of the ninth meeting of the steering Committee of the scientific working group on Schistosomiasis. OMS : TDR/SCH/SC (9)/82-3.

ANONYME - OMS, 1982 c.- Report of the sixth meeting of the scientific working group on biological control of vectors. The role of biological agents in integrated vector control and the formulation of protocols for field testing of biological agents. TDR/VBC/SWG, (6)/82-3.

ANONYME - OMS, 1982 d.- Les agents biologiques dans les programmes de lutte anti-vectorielle intégrée. TDR/VBC/SWG (6)/82-3.

ANONYME - OMS, 1983 a.- Special programme for research and training in tropical diseases III. Schistosomiasis. Sixth.Progr.rep. TDR/PR/83-3.

ANONYME - OMS, 1983 b.- Report of the scientific working group on plant molluscicides. TDR/SCH/SWG (4)/83-3.

ANONYME - ONU, 1984.- Consolidated list of products whose consumption and/or sale have been banned, withdrawn, severely restricted or not approved by Governments. DIESA/WP, 1 : 273 p.

* ANONYME - OMS, 1984.- Guidelines for drinking water quality. Vol. 1. Recommendations : 130 p.

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. Rapp. IAB, Achimota, multig. : 25 p.

ARFI (R.), DUFOUR (P.), MAURER (D.), 1981.- Phytoplancton et pollution : premières études en baie de Biétri (Côte d'Ivoire). Traitement mathématique des données. Oceanologia acta, 4, 3 : 319-329.

ARUNGA (J.), OKEMWA (E.), OGARI NYAOKE (J.), 1978.- Status of aquatic pollution and its control in Kenya. Proc. of the Sixth FAO/SIDA workshop on aquatic pollution in relation to protection of living resources. Multig. : 7 p.

ATTWELL (R.I.G.), 1970.- Some effects of Lake Kariba on the ecology of a flood plain of the mid-Zambezi Valley of Rhodesia. Biol.Conserv., 2: 189-96.

AVAKIAN (A.B.), FORTUNATOV (M.A.), 1972.- Les lacs de barrage du monde. Verh. Internat. Verein. Limnol., 18, 787-796.

AYAD (N.), 1965.- La lutte contre la Bilharziose dans les régions irriguées. Pflanz. Nach. Bayer, 18, 3 : 93-109.

AYAD, (N.), 1976.- Snail control and some significant control projects; review. Egypt.J.Bilh., 3, 2 : 129-155.

BALBA (A.M.), 1979.- Evaluation of changes in the Nile water composition resulting from the Aswan High Dam. J. Environ. Qual., 8 : 153-156.

* BALDRY (D.A.T., MOLYNEUX (D.H.), VAN WETTERE (P.), 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.), EVERTS (J.), ROMAN (B.), BOON von OCHSSEE (G.A.), LAVEISSIERE (C.), 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 Manag. 27, 1 : 83-110.

BALK (F.), KOEMAN (J.H.), 1984.- Future hazards from pesticide use. IUCN. Comm. on Ecology. Paper Nº 6 : 100 p.

* BALON (E.K.), 1972.- Man-Made creation, lake Kariba on Zambezi river. Assessment of fish production and justification for ecosystem change. 102nd annual meeting.- Amer. Fish.Soc.Arkansas, 10-13 Sept.: 9 p.

BALON, (E.K.), 1973 a.- The eels of Siengwazi Falls (Kalomo River, Zambezi) and their significance, Zambia Mus. J., 2 : 65-82.

BALON, (E.K.), 1973 b.- Results of fish population size assessments in Lake Kariba coves (Zambia), a decade after their creation, p. 149-158, in: "Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects," W.C. Ackermann, G.F. White, and E.B. Worthington, eds., Am. Geophys. Union, Washington, D.C.

* BALON (E.K.), COCHE (A.C.), 1974.- Lake Kariba: a man-made tropical ecosystem in Central Africa.- Monographiae Biologicae (Junk, The Hague), 24 : 767 p.

BALON (E.K.), 1975.- The eels of lake Kariba: distribution, taxonomic status, age, growth and density.- J. Fish. Biol., 7 : 797-815.

BALON, (E.K.), 1978.- Kariba, the dubious benefits of large dams. Ambio, 7, 2 : 40-48.

BARLOW (D.J.), LEE (R.E.), 1974.- Water eutrophication on the north side of the Witwatersrand. South Afr. Journ.Sc., 70 : 310-311.

BATANOUNY (K.), EL-FIKY (A.), 1975.- The water hyacinth (Eichhornia crassipes) in the Nile system, Egypt. Aquatic Botany, 1 : 243-252.

* BEADLE (L.C.), 1981.- The inland waters of tropical Africa; an introduction to tropical limnology. 2nd edition. London, Longman : 475 p.

BEGG (G.W.), 1969 a.- Observations on the water quality and nature of the affluent rivers of Lake Kariba, with reference to their biological significance. News, Limnol.Soc.S.Afr., 13 (Suppl.) : 26-33.

BEGG (G.W.), 1969 b.- Observations on the water quality of the affluent rivers of Lake Kariba with special reference to the importance of Salvinia mats on anadromesis. Rhod.Sci.News, 4 : 61-62.

BEGG (G.W.), 1971.- Preliminary tests using formalin as a possible means of chemically controlling Salvinia auriculata and other undesirable floating plants. Newsl.Limnol.Soc.S.Afr., 17 : 22-26.

BEGG (G.W.), 1973.- The biological consequences of discharge above and below Kariba dam. In Proceedings of the Eleventh Congress, International Commission for Large Dams : 421-30.

BELKHIR (M.), 1980.- Eutrophisation du lac de Tunis : études physico-chimiques et biomasses phytoplanctonique et macroalgale. Thèse (Tunis) : 194 p.

BENIJTS-CLAUS (C.), PERSOONE (G.), 1980.- The influence of the formulation of the herbicide paraquat on its toxicity for aquatic organisms. Bull.Lab.Biol. Rijksuniversiteit Gent, multig. : 1161-1173.

BENNETT (F.D.), 1974.- Biological control. In : Aquatic Vegetation and its use and Control. Unesco Paris : 99-106.

* BERTRAND (J.Y.), 1976.- Action de l'Abate, larvicide anti-simulies sur quelques éléments de la faune non-cible du Bandama (Lamto, Côte d'Ivoire). Bull. Ecol., 7 : 445-460.

* BEYNON (K.I.), WRIGHT (A.N.), 1967.- Break-down of the molluscicide N-tritylmorpholine in soil and in rice. Bull.Wld.Hlth Org., 37 : 65-72.

* BIDWELL (A.), 1976.- The effect of water level fluctuations on the biology of Kainji, Nigeria. Niger. Field, 41 : 156-65.

* BIRGI (E.), DEJOUX (C.), 1973.- Toxicité du Frescon vis-a-vis de quelques éléments de la faune aquatique non-cible d'Afrique Centrale. Rapp. ORSTOM, N'Djamena, multig. : 8 p.

BLAKE (B.F.), 1977a.- The effect of the impoundment of Lake Kainji, Nigeria on the indigenous species of mormyrid fishes. Freshwat. Biol., 7 : 37-48.

BLAKE (B.F.), 1977 b.- Lake Kainji, Nigeria: A summary of the changes within the fish population since the impoundment of the Niger in 1968. Hydrobiologia, 53 : 131-137.

BLANC (M.), D'AUBENTON (F.), 1956.- Observations préliminaires relatives à une campagne de lutte contre l'onchocercose. Action de quelques insecticides sur les poissons. Méd. Trop., 16 : 93-100.

BLANC (M.), D'AUBENTON (F.), 1958.- Recherches sur la prophylaxie de l'onchocercose en AOF. 1. Etude hydrobiologique de la Bougouri-Bâ et essais de désinsectisation. Bull. IFAN, 20, (A) : 634-668.

BOND (W.J.), ROBERTS (M.G.), 1978.- The colonization of Cabora Bassa, a man-made lake by floating aquatic macrophytes. Hydrobiologia, 60 : 243-54.

BOND (W.J.), COE (N.), JACKSON (P.B.N.) and ROGERS (K.H.), 1978.- The limnology of Cabora Bassa, Moçambique, during its first year. Freshwater Biol., 8: 433-447.

BONT (A.F. de), HERS (M.J.), 1952.- Mollusc control and fish farming in Central Africa. Nature (London), 170 : 323-324.

* BOPPE (J.L.), 1979.- Répercussions sanitaires et économiques du barrage de Kossou (Côte d'Ivoire). Rapp.Min. Santé pub.Abidjan. Multig. : 63 p.

BOUDET (G.), 1972.- Désertification de l'Afrique tropicale sèche. Adansonia sér. 2, 12, 4 : 505-524.

* BOUGHEY (A.S.), 1963.- The explosive development of a floating weed vegetation on Lake Kariba. Adansonia, 3 : 49-61.

* BOUGHEY (A.S.), 1973.- Hydrophyte dynamics in Mwenda Bay, Lake Kariba. Kariba Stud.Pap., (3) : 42-59.

* BOULOS (L.), 1967.- On the weed flora of Aswan, Egypt. Botanical notes, 120 : 368-372.

BOWMAN (J.S.), ORLOSKI (E.J.), 1966.- Abate insecticide residues in stream and ponds treated for control of mosquito larvae. Mosq. News, 26 : 557-561.

BOWMAN (M.C.), FORD (H.R.), LOFGREN (C.S.), WEIDHAAS (D.E.), 1968.- Residues of Abate : Analysis in Mosquito Larvae and Larvicide Suspensions by Flame Photometric Gas-Chromatography. J. Econ. Ent., 61 : 1586-1589.

BOYCE (C.B.C.), CROSSLAND (N.O.), SHIFF (C.J.), 1966.- A new molluscicide N. tritylmorpholine. Nature, 210, Nº 5041 : 1140-1141.

BOYCE (C.B.C.), TYSSUL JONES (T.W.), VAN TONGEREN (W.A.), 1967.- The molluscicidal activity of N-Tritylmorpholine. Bull.Org.Mond.Santé, 37 : 1-11.

* BRAQUAVAL, DESCHIENS (R.), DUSSART (B.), JAMME, MONOD (Th.), MOURARET (M.), NORDEAU (C.G.), QUELENNEC (M.G.), RODIER (J.A.), 1973.- Influence biologique de l'aménagement des retenues, en régions tropicales. Onzième Congrès des Grands Barrages, Madrid, 1973, Q40, R35 : 523-547.

BRENGUES (J.), 1972.- La filariose de Bancroft en Afrique de l'Ouest. Thèse de Doctorat Sc. ORSTOM, Paris : 470 p.

BROCHE (J.), PESCHET (J.L.), 1983.- Enquête sur les pollutions actuelles et potentielles en Côte d'Ivoire. In Chantraine et Dufour: "R.N.O. des eaux marines et lagunaires de Cote d'Ivoire". III, multig.: 113 p.

* BROOK (A.J.), RZOSKA (J.), 1954.- The influence of the gebel Aulyia dam on the development of Nile plankton.- J. Anim. Ecol., 23 : 101-104.

BROOKER (M.P.), 1974.- The risk of desoxygenation of the water by an herbicide application for aquatic weed control. J.Instn.Water Engrs , 28, 4 : 206-210.

BROWN (A.W.A.), Mc KINLEY (D.J.), BEDFORD (H.W.), QUTUBUDDIN (M.), 1961.- Insecticidal operations against Chironomid midges along the blue Nile. Bull. Entomol. Res., 51 : 789-801.

BROWN (V.K.), STEVENSON (D.E.), WALKER (A.I.T.), 1967.- Toxicological studies with the molluscicide N-tritylmorpholine. Bull.Org.Mond.Santé, 37 : 73-77.

BROWN (L.), 1971.- All well so far at Lake Naivasha. Africana, 4, 8 : 11-12.

BUGENYI (F.W.B.), 1977.- The role of E.A.F.F.R.O. in the east african environmental pollution research. Mod.Appr.Chem.: Newlet., 14 : 13-18.

BUGENYI (F.W.B.), 1979.- Copper ion distribution in the surface waters of Lakes George and Iddi Amin (Edward). Hydrobiologia, 64 : 9-15.

BUGENYI (F.W.B.), 1981.- The aquatic environmental pollution in Uganda. Current status and conservation measures. Jinja, multig. : 1-13.

BURDEN (E.H.W.J.), 1956.- A case of DDT poisoning in fish. Nature, Lond., 178: 546-547.

BURKE (N.A.), THORNTON (J.A.), 1982.- The creation of Lake McIlwaine : history and design. In "Lake Mc Ilwaine", Ed. J.A.Thornton. Junk, The Hague : 251 p.

BUTTIKER (W.), 1961.- Ecological effects of insect control on bird populations. Int.Union Conserv. Nature and Natur.Resources, Techn.Meeting, Warsaw 1960, Proc. 8 : 48-60.

CAIRNS, (J.), 1968.- The sequential comparison index, a simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies. J.Water Poll.Cont.Fed., 40 : 1607-1613.

* CARLSSON (G.), 1974.- Lutte contre Simulium damnosum vecteur de l'onchocercose humaine en Afrique occidentale. Tests insecticides ; Korhogo, Côte d'Ivoire. Rapp. OCCGE, Zoq/ONCHO/74. Multig. : 7 p.

CARMOUZE (J.P.), DEJOUX (C.), DURAND (J.R.), GRAS (R.), ILTIS (A.), LAUZANNE (L.), LEMOALLE (J.), LEVEQUE (C.), LOUBENS (G.), SAINT-JEAN (L.), 1972.- Grandes zones écologiques du lac Tchad. Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol., VI, 2 : 103-169.

CASTEL (J.M.), OUATTARA (A.), 1979.- Les insecticides en lutte antiacridienne. C.R. Congrès "Lutte contre les insectes en milieu tropical". Chambre Com. Ind. Marseille, II : 705-720.

CHABEDA (P.I.M.), 1974.- Environmental pollution and the options facing developing countries of Africa with tourist potential based on wildlife areas. IDEP-UNEP-SIDA Workshop on environment and rural development in East Africa.

CHACHU (R.E.O.), 1978.- The development of weeds in Lake Kainji. Kainji Lake Res. Inst.Newsl., 4, 1-2 : 5-10.

CHANTRAINE (J.M.), DUFOUR (P.), 1983.- Réseau national d'observation de la qualité des eaux marines et lagunaires en Côte d'Ivoire. Doc.Min.Environ.Français et Ivoirien. Multig. : 452 p.

CHAPMAN (T.), 1967.- Phytotoxicity tests with the molluscicide N. Tritylmorpholine. Bull. Org. Mond. Santé, 37 : 43-46.

CHILD (G.F.T.), THORNTON (J.A.), 1981.- Recreation. In : "Lake Mac Ilwaine", Thornton Ed. : 251 p.

CHIPUNGU (P.M.), 1981.- The impact of the Kafue Gorge Dam on the Kafue floodplain fishery. In Seminar on River Basin Management and Development, Blantyre, Malawi, 8-10 December 1980, edited by J.M.Kapetsky.CIFA Tech.Pap., 8: 120-129.

* CHUTTER (F.M.), 1963.- Hydrobiological studies on the Vaal River in the Vereeiniging area. Part I. Introduction, Water chemistry and biological studies on the fauna of habitats other than muddy bottom sediments. Hydrobiologia, 21, 1-2 : 1-65.

CHUTTER (F.M.), 1968.- The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. Hydrobiologia, 34, 1 : 57-76.

CHUTTER, (F.M.), 1968.- On the ecology of the fauna of stones in the current in a South African river supporting a very large Simulium (Diptera) population, J. Appl. Ecol., 5 : 531-561.

CHUTTER (F.M.), 1971.- Hydrobiological studies in the catchment of Vaal Dam, South Africa. Part 2. The effects of stream contamination on the Fauna of stones in current and marginal vegetation biotopes. Int.Revue Ges.Hydrobiol., 56, 2 : 227-240.

CHUTTER (F.M.), 1972.- An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. Water Res., 6 : 19-30.

CHUTTER,(F.M.), 1973.- An ecological account of the past and future of South African rivers. Limnol. Soc. S.Afr. Newsl., 21 : 22-34.

CHUTTER (F.M.), 1975.- The use of invertebrate fauna in the assessment of the trophic status of flowing waters. Symp. on Wat.Research. NIWR, Pretoria: 62-67.

* COCHE (A.G.), 1968.- Description of physico-chemical aspects of lake Kariba, an impoundment in Zambia-Rhodesia. Fish. Res.Bull. Zambia, 5 : 200-267.

* COCHE (A.G.), 1971.- Lake Kariba Basin: a multi-disciplinary bibliography, annotated and indexed, 1954. Fish. Res. Bull.Zambia, 5 : 11-87.

COETZER (A.), 1978.- The invertebrate fauna and Biotic index value of water quality of the great Berg River, Western Cape. Limnol.Soc.S.Africa Newsl., 4, 1:1-7.

COGELS (X.), 1981.- Apercu du fonctionnement hydrologique et de la physico-chimie des eaux du lac de Guiers. Dakar, GEMS/INF., 6, 2, multig. : 7 p.

COLCANAP (M.), DUFOUR (P.), 1982.- L'assainissement de la ville d'Abidjan. Evaluation, recommandations et propositions d'alternatives. Ministère de l'Environnement/ORSTOM, Paris : 300 p.

COLLIER (B.D.), COX (G.W.), JOHNSON (A.W.), MILLER (P.C.), 1973.- Dynamic ecology. Prentice Hall inc. : 563 p.

COMMONER (B.), 1970.- Threats to the integrity of the nitrogen cycle : compounds in soils, water, atmosphere and precipitations in global effect of environmental pollution. Reidel, Singer Ed., : 75-95.

COPE (O.B.), WOOD (E.M.), WALLEN (G.H.), 1970.- Some chronic effects of 2,4-D on the blue gill (Lepomis macrochirus). Trans.Am.Fish.Soc., 99 : 1-12.

CORBET (P.S.), 1956.- Some effect of Simulium control by insecticide on the feeding habits of insectivorous fishes. Publ.Cons. Sc. Afr. S. Sahara : 25-81.

CORBET (P.S.), 1958 a.- Some effects of DDT on the fauna of the Victoria Nile. Rev. Zool. Bot. Afr., LVII, 1-2 : 73-95.

CORBET (P.S.), 1958 b.- Effects of Simulium control on insectivorous fishes. Nature, 181 : 570-571.

CORBET (S.A.), BETNEY (E.), 1973.- A study of a small tropical lake treated with the molluscicide Frescon. Environ. Pollution, 4 : 193-206.

COUARD (P.), 1975.- Etude d'évaluation des risques d'infestation des sauteriaux au Sahel en 1975. Moyens aériens existants ou à prévoir. BDPA, Ministère de la Coopération (Paris) : 20 p.

CRASS (R.S.), 1969.- The effects of land use on freswater fish in South Africa, with particular reference to Natal. Hydrobiologia, 34, 1 : 38-56.

* CROCKETT (A.B.), WIERSMA (G.B.), TAI (H.), MITCHELL (W.), 1975.- Pesticide and mercury residues in commercially growth cat fish. Pest.monitor. journal, 8, 4 : 235-240.

CROSSLAND (N.O.), 1966.- Practical aspects of the use of the molluscicides in Bilharziasis control. Biennial Health Congress of the Institute of Public Health George, Sth Africa : 4 p.

CROSSLAND (N.O.), 1967.- Field trials to evaluate the effectiveness of the molluscicide N-Tritylmorpholine in irrigation systems. Bull.Org.Mond.Santé, 37 : 23-42.

CUISANCE (D.), POLITZAR (H.), CLAIR (M.), SELLIN (E.), TAZE (Y.), 1978.- Impact des lâchers de mâles stériles sur les niveaux de deux populations sauvages de Glossina palpalis gambiensis, en Haute Volta (Sources de la Volta Noire). Rev.Elev.Méd.Vét.Pays trop., 31 : 315-318.

DAGET (J.), 1974.- L'avenir incertain des grandes lagunes ouest-africaines. Rev. Palais de la Découverte, 3, 23 : 16-34.

DAGET (J.), MOREAU (J.), 1981.- Hybridation introgressive entre deux espèces de Sarotherodon (Pisces, Cichlidae) dans un lac de Madagascar. Bull.Mus.nat. Hist.nat., Paris, 3, 2 : 689-703.

DALE (W.E.), PENDRIEZ (B.), STILES (A.R.), 1974.- Dispersion and Transport of Abate applied to Rivers in Upper Volta for Control of Simulium larvae. OMS/VBC/SG/74.33.

* DALE (W.E.), MILES (J.W.), GUERRANT (G.O.), 1975.- Monitoring of Residues of Abate in Streams treated for Simulium Control. Environm. Qual. Safe., 3 (sup.): 780-783.

* DAMAS (H.), 1961.- L'évolution d'un lac barrage du Katanga.- Verh. Internat. Verein. Limnol., 14, : 661-664.

* DAMAS (H.), 1963.- Les populations animale et végétale du lac de barrage de la Lufira (Mwadingusha).- Publ.Univ.Elisabeth , 6 : 81-94.

DAVIES (B.R.), HALL (A.), JACKSON (P.B.N.), 1975.- Some ecological aspects of the Cabora Bassa dam. Biol. Conserv., 8 : 189-201.

DAVIES (B.R.), 1975 a.- Cabora Bassa hazards. Nature, Lond., 254 : 477-478.

DAVIES (B.R.), 1975 b.- They pulled the plug out of the Lower Zambezi. Afr. Wildl., 29 : 26-27.

DAVIES (B.R.), 1980.- Stream regulation in Africa: a review. In "Ecology of regulated streams", edited by J.V.Ward and J.A. Stanford. New York, Plenum Press : 113-142.

DEELSTRA (H.), 1974.- Etude d'orientation des effets secondaires de l'utilisation des pesticides autour du lac Tanganyika. Bull.Cent.Belge Etude.Docum.Eaux., 27, 363 : 93-96.

DEELSTRA (H.), POWER (J.L.), KENNER (C.T.), 1976.- Chlorinated Hydrocarbon residues in the fish of Lake Tanganyika. Bull.Envir.Contamin.Toxicology, 15,6 : 689-698.

DEELSTRA (H.), 1977.- Danger de pollution dans le lac Tanganyika (Bassin de Bujumbura). Bull.Soc.Etud.Geogr., 46 : 23-35.

DEJOUX (C.), SAINT-JEAN (L.), 1972.- Etude des communautés d'herbiers du lac Tchad: recherches préliminaires. Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol., 6, 1 : 67-83.

DEJOUX (C.), 1974.- Etude en laboratoire de la toxicité sur la faune aquatique non-cible de nouveaux insecticides employés en lutte anti-simulies. Rapp. ORSTOM, N'Djaména, multig. : 30 p.

DEJOUX (C.), TROUBAT (J.J.), 1974.- Action in situ de l'Abate sur la faune aquatique non-cible. Toxicité à moyen terme en milieu tropical. Rapp. ORSTOM, N'Djaména, 1300, multig. : 51 p.

DEJOUX (C.), 1975 a.- Nouvelle technique pour tester in situ l'impact de pesticides sur la faune aquatique non-cible. Cah. ORSTOM, sér.Ent.méd. et Parasitol., 13, 2 : 75-80.

DEJOUX (C.), 1975 b.- Action du molluscicide "Frescon" sur certains éléments de la faune non-cible des lacs tropicaux. Cah. ORSTOM, sér.Ent.méd. et Parasitol., 8, 2 : 81-83.

DEJOUX (C.), 1975 c.- La lutte chimique contre les vecteurs aquatiques des grandes endémies et ses effets éventuels sur la faune non visée. Bull. SEPANRIT, 8 : 45-61.

DEJOUX (C.), TROUBAT (J.J.), 1975.- Toxicité pour la faune non-cible de quelques formulations d'insecticides organophosphorés et de leurs constituants. Rapp. ORSTOM, N'Djaména, multig. : 24 p.

DEJOUX (C.), TROUBAT (J.J.), 1976.- Toxicité comparée de deux insecticides organophosphorés sur la faune aquatique non-cible en milieu tropical. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 1, multig. : 60 p.

DEJOUX (C.), 1977 a.- Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. III. Effets des premiers traitements de la Bagoué. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 14, multig. : 31 p.

DEJOUX (C.), 1977 b.- Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques IV. Devenir des organismes dérivants à la suite des traitements. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 15, multig. : 12 p.

DEJOUX (C.), ELOUARD (J.M.), 1977.- Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. Cinétique de décrochement à court et moyen terme. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 4, multig. : 33 p. Repris en publication : Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol., 1977, 11, 3 : 217-230.

DEJOUX (C.), 1978 a.- Toxicité comparée pour les invertébrés aquatiques tropicaux de deux formulations de Téméphos ; Abate Procida 200 CE - Abate Cyanamid 200 CE, lot 73. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 24, multig. : 27 p.

DEJOUX (C.), ALBARET (J.J.), MERONA (B. de), TROUBAT (J.J.), 1977.- Emploi du Décis en riziculture. Recherches préliminaires concernant son éventuelle toxicité sur la faune aquatique non-cible. Rapp. ORSTOM, Bouaké, dactylog.: 7 p.

DEJOUX (C.), 1978 b.- Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. V. Effets des premiers traitements de la Maraoué. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 19, multig.: 9 p.

DEJOUX (C.), 1978 c.- Pesticide toxicity. Field evaluation at small and medium scale. WHO/OCP/SWG 78-79, multig. : 5 p.

DEJOUX (C.), 1978 d.- Impact of insecticide treatments against Simulium larvae, on the non-target fauna. WHO/OCP/SWG 78, 10, multig. : 8 p.

DEJOUX (C.), 1978 e.- Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. VI. Effets des premiers traitements du Sassandra. Rapp. ORSTOM, multig.: 25 p.

DEJOUX (C.), 1979 a.- Hydrobiological evaluation of side effects of larvicide treatments against Simulium damnosum in West Africa. Doc. Réunion Nairobi, multig. : 11 p.

DEJOUX (C.), 1979 b.- Emploi des pesticides et pollution des eaux continentales tropicales. C.R. du congrès de Marseille sur la lutte contre les insectes en milieu tropical, I : 859-872.

DEJOUX (C.), 1979 c.- Bilan de 6 années de travail, dans le domaine de la surveillance des rivières de Côte d'Ivoire traitées aux insecticides antisimulidiens. Rapp. Réunion OMS-Ouagadougou, multig. : 9 p.

DEJOUX (C.), 1979 d.- Traitements des écosystèmes lotiques tropicaux aux insecticides organophosphorés. Risques pour l'environnement. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20, 2.708-2.713.

DEJOUX (C.), 1979 e.- Recherches préliminaires concernant l'action de Bacillus thuringiensis israelensis de Barjac, sur la faune d'invertébrés d'un cours d'eau tropical. WHO/VBC/79, 721, multig.: 11 p.

DEJOUX (C.), ELOUARD (J.M.), LEVEQUE (C.), TROUBAT (J.J.), 1979 a.- La lutte contre Simulium damnosum, en Afrique de l'ouest et la protection du milieu aquatique. C.R. du Congres de Marseille sur la lutte contre les insectes en milieu tropical, I : 873-883.

DEJOUX (C.), MENSAH (G.), TROUBAT (J.J.), 1979 b.- Toxicité pour la faune aquatique non-cible de nouveaux insecticides anti-simulidiens. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 27, multig. : 56 p.

DEJOUX (C.), 1980.- Effets marginaux de la lutte chimique contre Simulium damnosum, Techniques d'étude. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 35, multig. : 64 p.

DEJOUX (C.), GUILLET (P.), 1980.- Evaluation of new Blackfly larvicides for use in onchocerciasis control in West Africa. WHO/VBC/80, 783, multig. : 19 p.

DEJOUX (C.), LEVEQUE (C.), 1980.- La surveillance de l'environnement aquatique dans le cadre de l'extension du programme de lutte contre l'onchocercose en Séné-Gambie. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 35, multig. : 12 p.

DEJOUX (C.), ELOUARD (J.M.), JESTIN (J.M.), GIBON (F.M.), TROUBAT (J.J.), 1980 a.- Action du Téméphos (Abate) sur les Invertébrés aquatiques. VIII. Mise en évidence d'un impact a long terme après 6 années de surveillance. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 36, multig. : 60 p.

DEJOUX (C.), ELOUARD (J.M.), JESTIN (J.M.), BAKER (R.D.), FAIRHURST (C.P.), LEE (E.E.), 1980 b.- Onchocerciasis Control Programme. Aquatic surveillance, structure of monitoring-Invertebrates. Rapp. Université de Salford/ORSTOM, multig. : 23 p.

DEJOUX (C.), 1981.- Présentation synthétique des différents tests de toxicité effectués par l'ORSTOM sur les insecticides antisimulidiens. Rapp. réunion OMS, Ouagadougou, multig. : 21 p.

DEJOUX (C.), DEELSTRA (H.), WILKINSON (R.C.), 1981.- Pollution. In : "The ecology and utilization of african inland waters". UNEP reports and Proceedings, Series 1. Nairobi : 149-161.

DEJOUX (C.), GIBON (F.M.), TROUBAT (J.J.), 1981 a.- Impact de six semaines de traitement au Chlorphoxim sur les invertébrés du bassin du Bandama. Rapp. ORSTOM Bouaké, 41, multig.: 27 p.

DEJOUX (C.), ELOUARD (J.M.), FORGE (P.), JESTIN (J.M.), 1981 b.- Mise en évidence de la microdistribution des invertébrés dans les cours d'eau tropicaux. Incidence méthodologique pour la recherche d'une pollution à long terme par insecticides. Rev. Hydrobiol. trop., 14, 3 : 253-262.

DEJOUX (C.), 1982.- Devenir des invertébrés dérivant dans un cours d'eau tropical à la suite de traitements aux insecticides antisimulidiens. Revue Franç. Sci. de l'Eau, 1, 3 : 283-297.

DEJOUX (C.), TROUBAT (J.J.), 1982.- Toxicité pour la faune aquatique non cible de quelques larvicides antisimulidiens. II. L'Actellic. Rev. Hydrobiol. trop., 15, 2 : 151-156.

DEJOUX (C.), GIBON (F.M.), LARDEUX (F.), OUATTARA (A.), 1982 a.- Estimation de l'impact du traitement au chlorphoxim de quelques rivières de Côte d'Ivoire durant la saison des pluies 1981. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 47, multig. : 62 p.

DEJOUX (C.), GIBON (F.M.), TROUBAT (J.J.), 1982 b.- Recherches sur l'impact des traitements au chlorphoxim des rivières de Côte d'Ivoire, durant la saison des pluies 1981. Document synthétique préparé à l'intention du Groupe Ecologique. Wageningen, mars 1982, multig. : 16 p.

DEJOUX (C.), 1983 a.- Utilisation du téméphos en campagne de lutte contre Simulium damnosum, en Afrique de l'Ouest. Impact des premiers cycles de traitement sur le milieu aquatique. Rev. Hydrobiol. trop., 16, 2 : 165-179.

DEJOUX (C.), 1983 b.- The fauna associated with the aquatic vegetation. In "Lake Chad : ecology and productivity of a shallow tropical ecosystem." Monographiae Biologicae. Junk, La Hague, 53 : 273-292.

DEJOUX (C.), 1983 c.- Toxicité pour la faune aquatique non-cible de quelques insecticides antisimulidiens. III: La Deltaméthrine. Rev. Hydrobiol. trop., 16, 3 : 263-275.

DEJOUX (C.), 1983 d.- Mission d'étude hydrobiologique en Martinique. Centre ORSTOM, Fort de France, multig. : 74 p.

DEJOUX (C.), 1985 a.- Toxicité pour la faune aquatique non-cible de quelques insecticides antisimulidiens. IV: Le Bacillus thuringiensis var. israelensis sérotype H 14 (de Barjac). Rev. Hydrobiol. trop., 18, 1 : 31-49.

DEJOUX (C.), 1985 b.- Incidence des pesticides dans la pollution des eaux continentales africaines. Verh. Ver. Internat. Limnol. Sous presse.

DEMIAN (E.S.), KAMEL (E.G.), 1973.- Effect of Marisa cornuarietis on Bulinus truncatus populations under semi field conditions in Egypte. Malacologia, 14, 439.

DE MOOR (F.C.), CHUTTER (F.M.), 1979.- Simulium chutteri lewis. A man made problem species in South Africa. Poster, SIL Workshop on African Limnology, Nairobi.

DENNIS (B.), PATIL (G.P.), 1977.- The use of community diversity indices for monitoring trends in water pollution impact. Tropical ecology, 18, 1 : 36-51.

* DEON (J.), 1982.- Mise en valeur des ressources hydriques et Santé. Bibliographie sélective. WHO/PDP/82.2, Multig. : 117 p.

DESCHIENS (R.), FLOCH (H.), 1964.- Contrôle de l'action des molluscicides sélectifs sur la microfaune et la microflore des eaux douces. Bull. Soc. Path. exot., 57, 2 : 292-299.

DESCHIENS (R.), FLOCH (H.), FLOCH (F.), 1964.- Sur les propriétés molluscicides non piscicides du chlorure cuivreux en poudre. Bull. Soc. Path. exot., 57, 3 : 377-381.

DESCHIENS (R.), 1970.- Les lacs de retenue des grands barrages dans les régions chaudes et tropicales, leur incidence sur les endémies parasitaires. Bull. Soc. Path. exot., 63, 1 : 35-51.

DESCHIENS (R.), 1972.- Les grands barrages fluviaux tropicaux. Corollaires épidémiologiques. Nouv. Presse méd., 1 : 2057-2059.

DESCHIENS (R.), CORNU (M.), 1975.- Enquête épidémiologique et parasitologique concernant le barrage Hassan Addakhil et ses aménagements au Tafilalet (Maroc, mai-juin 1975). Bull.Soc.Path.exot., 68 : 482-491.

DICKMAN (M.), 1968.- Some indices of diversity. Ecology, 49 : 1191-1193.

DORTLAND (R.J.), ELSEN (A.C.), KOEMAN (J.H.), QUIRIJNS (J.K.), 1978.- Observations of a helicopter application of endosulfan against tsetse flies in Niger. Rep. Dept Toxicol. Agricultural Univ. Wageningen. Multig. : 37 p.

DOUTHWAITE (R.J.), FOX (P.J.), MATTHIESSEN (P.), RUSSEL-SMITH (A.), 1981.- The environmental impact of aerosols of endosulfan applied for tsetse fly control in the Okavango Delta Botswana. Final report Endosulfan Monitoring project ODA. Multig. : 141 p.

* DUFOUR (P.), 1974.- Etude préliminaire de la pollution de la lagune Ebrié autour d'Abidjan. Teneur en oxygène. Doc. Scient. CRO Abidjan, 61, multig. : 4 p.

DUFOUR (P.), 1975.- Notre lagune en péril: l'écosystème lagunaire Ebrié bouleversé par les interventions humaines. Fraternité-Matin, Abidjan, 11 et 12 mars 1975, et Comm. Nat. Environnement, Ministère du Plan, Rép. Côte d'Ivoire, 14 p.

* DUFOUR (R.P.), SLEPOULKHA (M.), 1975.- L'oxygène dissous en lagune Ebrié: influence de l'hydroclimat et des pollutions. Doc. Scient. CRO Abidjan 6, 2 : 75-118.

* DUFOUR (P.), MAURER (D.), 1979.- Pollution organique et eutrophisation en milieu tropical saumâtre. Biologie-Ecologie Méditerranéenne, 6, 3-4 : p 252.

DUFOUR (P.), 1982 a.- Influence des conditions de milieu sur la biodégradation des matières organiques dans une lagune tropicale. Oceano.acta, 5, 3 : 355-363.

DUFOUR (P.), 1982 b.- Assainissement de la ville d'Abidjan par lagunage naturel en baie de Koumassi, projet d'étude. Antenne O.R.S.T.O.M., Thonon, multig.: 6 p.

DUFOUR (P.), CHANTRAINE (J.M.), DURAND (J.R.), 1984.- Impact of man on the Ebrié lagoonal ecosystem. Atlantica (sous presse).

* DUNCAN (J.), 1982.- Review of Methods for the preliminary screening of the effects of Simulium larvicides on non target organisms. VBC/OCP/IC/82.3/WP.4. Multig. : 15 p.

DURRANDE (M.O.), 1982.- Une lagune qui ne veut pas mourir. Jeune Afrique Economie, 14 : 90-92.

* DUSSART (B.) et coll., 1973 : Influence biologique de l'aménagement de retenues en régions tropicales.- Onzième Congrès des Grands Barrages, Madrid, 1973, Q40, R35 ; 523-541.

EDJES (F.J.), MALDONADO (J.F.), 1969.- The present status of Bilharziasis in the Dominican Republic - Malacologia, 9 : 40-41.

EDWARDS (D.), 1967.- A Plant ecological survey of the Tugela River Basin, Natal. Mem. Bot.Surv.S.Afr., 36. Pretoria.

EDWARDS (D.), 1969.- Some effects of siltation upon aquatic macrophyte vegetation in rivers. Hydrobiologia, 34, 1 : 29-37.

* EKLOU (A.Y.), 1980.- Propriétés et degrés de pollution des eaux dans l'agglomération d'Abidjan.Publ.Prov.,Univ.Nat.Côte d'Ivoire, Inst.Géogr.Trop., nº 40.

ELDER (H.Y.), GARROD (D.J.), WHITEHEAD (P.J.P.), 1971.- Natural hybrids of the African cichlid fishes Tilapia spirulus nigra and Tilapia leucosticta a case of hybrid introgression. Biol.J.Limn.Soc. 3, 2 : 103-146.

EL-DIB (M.A.), ALY (O.A.), 1976.- Persistence of some phenylamide pesticides in the aquatic environment. III. Biological degradation. Water Research, 10: 1055-1059.

* EL HINNAWI (E.E.), 1980.- The state of the Nile environment: an overview. Water Supply Manage., 4 : 1-11.

EL MOGHRABY (A.E.), 1979.- Some aspects of the impact of the Roseires reservoir on the hydrobiology of the Blue Nile. *In Proceedings of the International* Conference on Kainji Lake and river basins development in Africa. Ibadan, 11-16 December 1977. New Bussa, Kainji Lake Research Institute, Vol. 1:158-164.

* EL MOGHRABY (A.E.), 1980.- Some effects of Eichhornia crassipes (Mart) Solms on the productivity of the White Nile. In Aquatic weeds in the Sudan, with special reference to water hyacinth. Khartoum, National Council for Research : 133-150.

* ELOUARD (J.M.), LEBTAHI (F.), LEVEQUE (C.), VENARD (P.), 1974.- Lutte contre Simulium damnosum vecteur de l'onchocercose en Afrique occidentale. Effet de deux formulations d'Abate sur l'Ichthyofaune. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 341, multig. : 42 p.

ELOUARD (J.M.), 1975.- Effets toxiques sur la faune non-cible de l'Abate standard Procida épandu lors d'un surdosage accidentel. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 147, multig. : 15 p.

* ELOUARD (J.M.), TROUBAT (J.J.), 1979.- Action de l'Abate (Téméphos) sur les invertébrés aquatiques. VII. Effets des premiers traitements de la basse Maraoué. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 32, multig. : 32 p.

* ELOUARD (J.M.), DEJOUX (C.), TROUBAT (J.J.), FORGE (P.), MASLIN (J.L.), 1979 a.- Les peuplements d'invertébrés benthiques de la Maraoué avant son traitement au téméphos. I. Equilibres faunistiques, données brutes. Rapp. ORSTOM Bouaké, 28, multig. : 70 p.

ELOUARD (J.M.), DEJOUX (C.), TROUBAT (J.J.), 1979 b.- Les peuplements d'invertébrés benthiques de la Maraoué avant son traitement au Téméphos. II. Pollutions ponctuelles par pesticides d'origines diverses. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 29, multig. : 35 p.

ELOUARD (J.M.), JESTIN (J.M.), 1982.- Impact of Téméphos (Abate) on the non-target invertebrate fauna. A. Utilization of correspondance analyse for studying surveillance data collected in the onchocerciasis control programme. Rev. Hydrobiol. trop., 15, 1 : 23-31.

ELOUARD (J.M.), DEJOUX (C.), TROUBAT (J.S.), 1982.- Action de Tephrosia vogeli (Leguminosae) employé dans les pêches traditionnelles, sur les invertébrés benthiques de la Maraoué (Côte d'Ivoire). Rev.Hydrobiol.trop., 15, 2 : 177-188.

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, multig. : 347 p.

ELOUARD (J.M.), JESTIN (J.M.), 1983.- Impact du téméphos (Abate) sur les invertébrés non-cibles. B. Un indice biocénotique pour mesurer l'action du téméphos sur la faune lotique non-cible des rivières traitées dans le cadre du Programme de Lutte contre l'Onchocercose. Rev.Hydrobiol.trop., 16, 4: 341-351.

EL TIGANI (M.) et al., 1980.- Recommended insecticides, herbicides, fungicides and regulations for testing them in the Sudan. Khartoum, Agricultural Research Corporation, Ministry of Agriculture, Food and Natural Resources: 26 p.

EL-ZARKA (S.), 1973.- Kainji Lake, Nigeria. In : "Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects," W.C. Ackermann, G.F. White and E.B. Worthington, eds., Am. Geophys. Union, Washington, D.C. : 197-219.

EL-ZORGANI (G.A.), 1976.- Residues of organochlorine insecticides in some fishes and birds in the Gezira of Sudan. Pesticide Science, 7 : 150-152.

EL-ZORGANI (G.A.), ABDULIA (A.M.), ALI (M.E.T.), 1979.- Residues of organochlorine insecticides in fishes in Lake Nubia. Bull.Environ.Contam.Toxicol., 22 : 44-48.

ENTZ (B.), 1969.- Caractéristiques limnologiques du lac Volta, le plus grand lac artificiel d'Afrique.- Nature et Ressources, UNESCO, 5, 4 : 10-17.

ENTZ (B.), 1976.- Lake Nasser and Lake Nubia. In : "The Nile, biology of an ancient river". Ed. Rzoska. Dr Junk, The Hague ; 271-291.

ENTZ (B.A.G.), 1978.- Sedimentation processes above the Aswan High Dam in the reservoir Lake Nasser- Nubia, Egypt-Sudan. Verh. Internat.Verein. Limnol., 20 : 1667-1671.

ENTZ (B.A.G.), 1980.- Ecological aspects of Lake Nasser-Nubia. The first decade of its existence, with special reference to the development of insect populations and the land and water vegetation. Water Supply Manage., 4: 67-72.

ESCAFFRE (H.), BRUNHES (J.), SECHAN (Y.), CARLSSON (G.), STILES (A.), KULZER (H.), PAWLICK (O.), MERTENS (J.), 1976.- Control of Simulium damnosum vector of human onchocerciasis in West Africa. VII. Helicopter applications of new insecticides and new formulations in the Korhogo region of Ivory coast. 1974. Rapp. OCCGE/ORSTOM/207/ONCHO/Tech/74, Bouaké, multig. : 25 p.

EVERAERTS (J.M.), KOEMAN (J.H.), BRADER (L.), 1971.- Contribution a l'étude des effets sur quelques éléments de la faune sauvage des insecticides organochlorés utilisés au Tchad en culture cotonnière. Coton et fibres tropicales, 26, 4 : 385-398.

EVERTS (J.W.), BOON VON OCHSSEE (G.A.), PAK (G.A.), KOEMAN (J.H.), 1978.- Report on the side effects of experimental insecticide spraying by helicopter against Glossina spp. in Upper Volta, 1978. Rep.Dept.Toxicol.Agric.Univ. Wageningen, multig. : 25 p.

EVERTS (J.W.), 1979.- Side effects of aerial insecticide applications against TseTse Flies near Bouaflé - Ivory Coast. Rap.Dept.of Toxycology Agricultural, University, Wageningen : 115 p.

EVERTS (J.W.), VAN FRANKENHUYZEN (K.), ROMAN (B.), KOEMAN (J.M.), 1983.- Side effects of experimental pyrethroid applications for the control of Tsetse flies in a riverine forest habitat (Africa). Arch.Environ.Contam.Toxicol., 12 : 91-97.

FALCONER (A.C.), MARSHALL (B.E.), 1969.- Limnological investigations of Lake McIlwaine. Newsl.Limnol.Soc.S.Afr., 13 (Suppl.) : 66-69.

FALCONER (A.C.), 1970.- Eutrophication and Lake McIlwaine. Rhod.Sci.News, 4, 2 : 52.

* FERGUSON (D.E.), GARDNER (D.T.), LINDLEY (A.L.), 1966.- Toxicity of Dursban to three species of fish. Mosquito News, 26, 1 : 80-82.

FLOCH (H.), DESCHIENS (R.), FLOCH (T.), 1964.- Sur les propriétés molluscicides de l'oxyde et de l'acétate de tributyl-étain (prophylaxie des bilharzioses). Bull. Soc. Path. exot., 57 : 454-465.

FORBES (A.T.), 1979.- The St Lucia Lake System: Aspects of biology management and research. Summary of Posters. SIL Workshop on African Limnology. Nairobi, multig. : 14 p.

FORSTNER (U.), WITTMANN (G.T.W.), 1976.- Metal accumulations in acidic waters from gold mines in South Africa. Geoforum, 7 : 41-49.

FOSTER (R.), 1962.- Nouvelles observations lors d'essais au Bayluscid® contre les mollusques en Afrique orientale. Pflanz. Nach. Bayer, 15, 1 : 76-85.

FOURIE (J.M.), 1976.- The caracterization of a river system with respect to the quality and quantity of run-off, with special reference to the Berg River. Paper presented at the Ist Interdisciplinary Conference on Marine and Freshwater Research in Southern Africa, Port Elizabeth, 5-10 July.

FOURIE (J.M.), 1977.- Mineralisation of Western Cape Rivers. An investigation into the deteriorating water quality related to drainage from cultivated lands along selected catchments with special references to the Great Berg River. Ph D. Thesis University of Stellenbosh.

FOX (I.), ALEMAN (G.), RITCHIE (L.S.), FRICK (L.P.), 1963.- Inactivation du Bayer 73 par le chlore libre. Pflanz. Nach. Bayer, 16, 5 : 274-276.

FOX (P.), 1980.- Environmental side effects of ultra low volume applications of Endosulfan (6-12 g/ha) to control tse tse in the Okavango Delta, Botswana. Summary sections. ODA/COPR monitoring project, 1976-79, multig. : 5 p.

FOX (P.), MATTHIESSEN (P.), 1982.- Acute toxicity to fish of low aerosol applications of endosulfan to control tse tse fly in the Okavango delta, Botswana.

FRANCK (L.), MARCEL, (J.J.), 1816.- Histoire et description de la Régence de Tunis : 228 p.

* FREEMAN (P.H.), 1974.- The environmental impact of a large tropical reservoir. Guidelines for policy and planning. Based upon a case study of Lake Volta, Ghana, in 1973 and 1974. Washington D.C., Office of International and Environmental Programmes, Smithsonian Institute.

FREIDEL (J.), 1978.- Aquatic weed control, Cabora Bassa, Mocambique. Technical report, Agoa MOZ/75/011: 59 p.

GAINES (T.B.), 1969.- Acute toxicity of pesticides. Toxic. Appl. Pharmacol., 14: 515-534.

GAMET (A.), BROTTES (H.), MVOGO (L.), 1964.- Premiers essais de lutte contre les vecteurs des bilharzioses dans les étangs d'une station de pisciculture au Cameroun. Bull. Soc. Path. exot., 57 : 118-124.

GANLEY (J.B.), BILES (J.E.), 1973.- Prevalence of onchocerciasis: Visual impairment and Blindness in six villages in the upper Region of Ghana. WHO/PD/73-2, multig. : 38 p.

GARCIA (R.), DES ROCHERS (B.), TOZER (W.), 1980.- Studies on the toxicity of Bacillus thuringiensis var. israelensis against organisms found in association with mosquito Larvae. Proc.Pap.Calif.Mosq.Vector Contr. Assoc., 48: 33-36.

GARIOU (J.), GAMET (A.), LANDON (A.), 1961.- De l'incidence de la création de plans d'eau artificiels sur l'apparition d'un foyer de Schistosomiase intestinale a Yaoundé. Bull.Soc.Path.exot., 54, 1053-1059.

GAUDET (J.J.), 1979.- Aquatic Weeds in African Man Made Lakes. PANS, 25, 3 : 279-286.

GAUDET (J.J.), MITCHELL (D.S.), 1981.- Macrophytes (Aquatic vegetation). In "The Ecology and utilization of African Inland Waters". UNEP. Rep. and Proceedings. Nairobi. : 27-36.

GAUDIN (O.), VACHERAT (R.), 1938.- Recherche sur la Roténone et le pouvoir ichtyotoxique de quelques plantes du Soudan francais. Bull.Sci.pharmacology, 40 : 385-394.

GEORGE (T.T.), 1975.- Water pollution in relation to aquaculture in Sudan. CIFA-Technical paper nº 4, Suppl. 1 : 753-763.

GEORGE (T.T.), 1976.- A critical appraisal of the water pollution problems in the Gezira canals with particular reference to aquaculture. In "Water quality and risks of water pollution". Proc. 19th Ann. Conf. of the philosophical Soc. of Sudan. Khartoum.

GEORGE (T.T.), EL MOGHRABY (A.I.), 1978.- Status of aquatic pollution in the Sudan, its control and protection of the living resources. Sixth FAO/SIDA workshop on Aquatic pollution in relation to protection of living resources. PIR: TPLR/78/Inf. 20, multig. : 23 p.

GIBON (F.M.), TROUBAT (J.J.), 1980.- Effets d'un traitement au Chlorphoxim sur la dérive des invertébrés benthiques. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 37, multig.: 14 p.

GIBON (F.M.), ELOUARD (J.M.), TROUBAT (J.J.), 1980.- Action du Bacillus thuringiensis var. israelensis sur les invertébrés aquatiques. I: Effets d'un traitement expérimental sur la Maraoué. Rapp. ORSTOM Bouaké, 38, multig.: 19 p.

GIBON (F.M.), TROUBAT (J.J.), 1982.- Effets du téméphos sulfone sur les invertébrés aquatiques. I: Toxicité comparée du téméphos et du téméphos sulfone. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 49, multig. : 8 p.

GIBON (F.M.), TROUBAT (J.J.), BIHOUM (M.), 1983.- Recherches sur la faune invertébrée benthique des cours d'eau non traités aux insecticides antisimulidiens. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 50, multig. : 30 p.

GILLET (J.), BRUAUX (P.), 1962.- Essais en laboratoire et sur le terrain avec Bayluscid ("Bayer 73"). Pflanz.Nach. Bayer, 4, 76-84.

* GOLDMAN (C.R.), 1976.- Ecological aspects of water impoundment in the tropics. Rev. Biol. Trop., 24 (Suppl.I) : 87-112.

GONNERT (R.), 1960.- Résultat des essais effectués en laboratoire et sur le terrain avec le molluscicide "Bayer 73". WHO/Bilharz/56, multig.: 46 p.

GONNERT (R.), 1962.- Bayluscid®, un nouveau produit pour la destruction des limaces d'eaux douces, d'importance médicale. Pflanz. Nach. Bayer, 15 - 1, : 4-23.

GRAHAM (P.), 1964.- Destruction of birds and other wildlife by Dieldrin spraying against tsetse fly in Bechuanaland. Arnoldia, 1 : 1-4.

GRANT (P.M.), 1975.- Agriculture and water pollution: The role of artificial fertilisers in Rhodesia. Rhod.Sci.News, 9 : 308-311.

GRAS (G.), MONDAIN (J.), 1978.- Teneur en mercure de quelques espèces de poissons pechés sur les côtes du Sénégal. Rev.Int.Océanogr. Méd., 51-52 : 83-87.

GRAS (G.), MONDAIN (J.), 1980.- Influence de la consommation de poisson sur la teneur en mercure des cheveux et du sang chez deux groupes sociaux Sénégalais différents. Rev.Int.Océanogr.Méd., 59 : 63-70.

* GRAS (G.), MONDAIN (J.), 1981.- Microdosage colorimétrique du mercure total par la di-B-naphtylthiocarbazone. Application au contrôle dans le poisson. Ann. pharm. franc., 39, 6 : 529-536.

* GRAS (G.), HASSELMAN (C.), PELLISSIER (C.), BRUGGERS (R.), 1981.- Residue Analysis of Methriocarb applied to ripening Sorghum as a bird repellent in Senegal. Bull. Environm.Contam. Toxicol., 26 : 393-400.

GRAS (G.), 1982.- Résumé des Travaux sur les avicides effectués au Laboratoire de toxicologie de la faculté de médecine de Dakar. Rapp. interne, Dactylo. 2 p.

GRAS (G.), MONDAIN (J.), 1982.- Rapport méthylmercure/mercure total dans différentes especes de poissons pêchés sur les Côtes de l'Afrique de l'Ouest. Toxicological European Research, 4 : 4 p.

GRAS (G.), PELLISSIER (C.), LEUNG TACK (D.), 1982.- Etude expérimentale de l'action du téméphos sur l'activité acétylcholinestérasique du cerveau de Tilapia Guineensis. WHO/VBC/82, 868, multig. : 13 p.

GREANY (W.H.), 1952.- Schistosomiasis in the Gezira irrigated area of the Anglo-Egyptian Sudan. I. Public health and field aspects. Ann.trop.Med.Parasit., 46 : 250-267.

GREEFF (C.G.), VAN DYK (L.P.), 1978.- Preliminary investigation of the effect of Fenthion pollution on aquatic invertebrates. Chemosphere, 7 : p. 393.

GREEN (J.), 1976.- Changes in the zooplancton of lakes Mutanda Bunyoni and Mulehe (Uganda). Freshwater Biology, 6 : 433-436.

GREICHUS (Y.A.), GREICHUS (A.), AMMAN (B.D.), CALL (D.J.), HAMMAN (D.C.D.), POTT (R.M.), 1977.- Insecticides, Polychlorinated Biphenyls and metals in African Lake ecosystems. I. Hartbeespoort dam, Transvaal and Voëlvlei dam, Cape Province, Republic of South Africa. Bull. Env. Cont. Toxicol., 6 : 371-383.

GREICHUS (Y.A.), GREICHUS (A.), DRAAYER (H.A.), MARSHALL (B.), 1978 a.- Insecticides, Polychlorinated Biphenyls and metals in African Lake ecosystems. II. Lake McIlwaine, Rhodesia. Bull.Env.Cont.Toxicol., 19, 4 : 444-453.

GREICHUS (Y.A.), GREICHUS (A.), AMMAN (B.D.), HOPCRAFT (J.), 1978 b.- Insecticides, Polychlorinated Biphenyls and metals in African Lake ecosystems. III. Lake Nakuru, Kenya. Bull.Env.Cont.Toxicol., 19 : 454-461.

GREICHUS (Y.A.), 1982.- Insecticides in Lake McIlwaine. Mongr. Biol., 49 : 94-99.

GRETILLAT (S.), 1961.- Bull.Org.Mond.Santé, 25 : p. 581.

GRETILLAT (S.), LACAN (A.), 1964.- Efficacité du Zirame (diméthyldithiocarbamate de zinc) sur les gites a mollusques en riviere et toxicité pour les poissons. Bull.Org. Mond. Santé, 30 : 413-425.

GUILLAMOD (J.), 1969.- The effect of land usage on aquatic and semi-aquatic vegetation at high altitudes in Southern Africa. Hydrobiologia, 34, 1 : 3-13.

GUILLET (P.), MOUCHET (J.), GREBAUT (S.), 1977.- DDT resistance in Simulium damnosum s.l. (Diptera, Simuliidae) in West Africa. OMS/VBC/77.678, multig.: 7 p.

GUILLET (P.), 1978.- Search for new formulations suitable for use against the larvae of onchocerciasis vectors in West Africa. OMS: OCP/SWG/78-19, multig.: 9 p.

HALL (J.) et al., 1966.- Observations on aquatic weeds in the Volta basin. International Symposium on man-made lakes. Ghana Academy of Sciences, 21 - 24 November : 2 p.

HALL (I.B.), OKALI (D.U.U.), 1974.- Phenology and productivity of Pistia stratiotes L. on the Volta Lake, Ghana. J. Appl.Ecol., 11 : 709-725.

* HAMMERTON (D.), 1976.- The Blue Nile in the Plains. In: "The Nile. Biology of an Ancient River", J, Rzóska, ed., Monographiae Biologicae 29, Junk, The Hague : 243-256.

HANRIOT (M.), 1907.- Sur les substances actives du Tephrosia vogelii. C.R.Ac. Sci., 144 : 150-152.

HARRINGTON (R.W.), BIDLINGMAYER (W.L.), 1958.- Effects of dieldrin on fishes and invertebrates of a salt mash. J. Wildl.Mgmt., 22, 1 : 76-82.

HARRISON (A.D.), 1958.- The effect of sulphuric acid pollution on the biology of streams in the Transvaal. Verh.Int.Ver.Limnol., 13 : 943-961.

HARRISON (A.D.), ELSWORTH (J.F.), 1958.- Hydrobiological studies of the Great Berg River. Western Cape Province. Part I. General description, chemical studies and main features of the flora and fauna. Trans.R.Soc.S.Afr., 35: 125-226.

HARRISON (A.D.), 1965.- The role of river fauna in the assessment of pollution. CCTA/C.S.A., Publication Nº 64 : 199-212.

HARRISON (A.D.), FARINA (T.D.W.), 1965.- A naturally turbid water with deleterious effects on the egg capsules of planorbid snails. Ann.Trop.Med.Parasitol., 59 : 327-330.

HARRISON (A.D.), 1966.- The effects of Bayluscide on Gastropod snails and other Aquatic Fauna in Rhodesia. Hydrobiologia, 28 : 371-384.

HARRISON (A.D.), MASON (M.H.), 1967.- The effects on the fauna of natural waters of surveillance treatment with Bayluscide in Rhodesia. Hydrobiologia, 29: 149-155.

HEEG (J.), BREEN (C.M.), COLVIN (P.M.), FURNESS (H.D.), MUSIL (C.E.), 1978.- On the dissolved solids of the Pongola floodplain pans. J. Limnol. Soc. S. Afr., 4, : 59-64.

HELLAWELL (J.M.), BRYAN (K.A.), 1982.- The use of herbicides for aquatic weeds control in water supply catchments. J. Inst. Eng. Sci., 36, 3 : 221-233.

HELMY (M.), 1933.- Role of the Aswan reservoir in the dissemination of Bulinus in Egypt. Bull.Soc.Path.exot., 26 : 1265-1267.

HIGHTON (R.B.), 1970.- The influence of water conservation schemes on the spread of tropical diseases in Kenya. E. Afr. med. Res. Council, Scientific Conference, Nairobi, Kenya, 27-31 January 1970 : 4 p.

HISCOCK (R.), 1970.- Biological control of Salvinia auriculata infestation on Lake Naivasha. Report to the Kenya Fisheries Department. Multig. (Cité in Kongéré 1979).

HOPF (H.S.), GOLL (P.H.), 1970.- Biocidal rubber: a two year assessment of the organotin-containing formulations. W.H.O. PD/MOL/70.14.

HUSSEIN (M.F.), BADIR (N.), BOULOS (R.), 1963.- Studies of the effect of insecticides on some Egyptian freshwater fishes. II. On the effect of DDT on Tilapia zilli. Bull. Zool.Soc.Egypt., 18 : 15-20.

HYNES (H.B.N.), 1960 a.- A plea for caution in the use of DDT in the control of aquatic insects in Africa. Ann., Trop.Med.Parasitol., 54, 3 : 331-332.

HYNES (H.B.N.), 1960 b .- The biology of polluted waters. Liverpool University Press, Liverpool : 202 p.

HYNES (H.B.N.), WILLIAMS (T.R.), 1962.- The effects of DDT on the fauna of a central african stream. Ann. Trop. Med. Parasitol., 56 : 78-91.

IAROTSKI (L.S.), DAVIS (A.), 1981.- The Schistosomiasis problem in the world: result of a WHO questionnaire survey. Bull.OMS, 59, 1 : 115-127.

ILTIS (A.), LEVEQUE (C.), 1982.- Caractéristiques physicochimiques des rivières de Côte d'Ivoire. Rev. Hydrobiol. trop., 15, 2 : 115-130.

* IMEVBORE (A.M.A.), BAKARE (O.), 1974.- A pre-impoundment study of swamps in the Kainji Lake basin. Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish., 3 : 79-93.

IMEVBORE (A.M.A.), 1975.- Floating vegetation of Lake Kainji. Nature, 230 : 599-600.

IMEVBORE (A.M.A.), OKPO (W.S.), 1975.- Aspects of the biology of Kainji Lake fishes. In "The ecology of Lake Kainji: the transition from river to lake". Edited by A.M.A. Imevbore and O.S. Adegoke, Ile-Ife, University of Ife Press, pp. 163-178.

* IMEVBORE (A.M.A.), ADENIJI (H.A.), 1976.- Contribution on the role of suspended solids to the chemistry of lake Kainji. In: "Interactions between sediments and freshwater". H. Golterman éd., Amsterdam, : 335-342.

* ITA (E.O.), PETR (T.), 1983.- Selected bibliography on major african reservoirs. CIFA, Occ.pap. Nº 10 : 53 p.

JACKSON (P.B.N.), 1960.- On the desirability or otherwise of introducing fishes to waters that are foreign to them. Publ. Comm. Tech. Coop. S. Sahara, 63 : 157-164.

JACKSON (P.B.N.), 1960.- The ecological effects of flooding by the Kariba Dam upon Middle Zambezi fishes. In "Proceedings of the First Federal Science Congress", Salisbury, Rhodesia : 277-284.

JACKSON (P.B.N.), 1963.- The impact of man on the tropical environment: Water Control and impoundments, the aquatic side. In "Proceedings of the International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Ninth Technical Meeting, Nairobi". Morges, Switzerland, IUCN : 10 p.

JACKSON (P.B.N.), 1966.- The establishment of fisheries in man-made lakes in the tropics. In: "Man-Made Lakes", R.H. Lowe-McConnell, ed., Symp. Inst. Biol., 15, Acad. Press, New York and London : 53-69.

JACKSON (P.B.N.), 1975.- Fish. In: "Dam-Induced Ecological Disturbances Affecting Human Health", N.F. Stanley and M.P. Alpers, eds., Acad. Press, New York and London : 259-275.

* JACKSON (P.B.N.), 1976.- Fish culture as a means to counter eutrophication in Hartebeerspoort Dam. In Proceedings of a workshop on the control of eutrophication for the optimum use of Hartebeerspoort Dam, Modderfontein, 17 February 1975. Pretoria, Council for Scientific and Industrial Research, CSIR Contract Report C. WAT, 32.

JACKSON (P.B.N.), ROGERS (K.H.), 1976.- Cabora Bassa fish populations before and during the first filling phase. Zool.Afr., 11,2 : 373-397.

JACKSON (P.B.N.), DAVIES (B.R.), 1976.- Cabora Bassa in its first year: some ecological aspects and comparisons. Rhod. Sci. News, 10, 5, 128-33.

JAMNBACK (H.), EABRY (H.S.), 1962.- Effects of DDT, as used in black fly larval control on stream arthropods. J. Econ. Ent., 55, 5 : 636-639.

* JAMNBACK (H.), FREMPONG-BOADU, 1966.- Testing larvicides in the laboratory and in streams. Bull. Org. Mond. Santé, 34 : 405-421.

* JARVIS (M.J.F.), MITCHELL (D.S.), THORNTON (J.A.), 1982.- Aquatic macrophytes and Eichhornia crassipes in Lake Mc Ilwaine. The eutrophication and recovery of a tropical Africain Lake. Thornton Ed., Monog. Biol. 49 : 137-144.

* JUNOR (F.J.R.), 1969.- Tilapia melanopleura Dum. In "Artificial lakes and dams in Rhodesia with special reference to its undesirable effects". Rhod. J. Agric. Res., 7 : 61-69.

JUBB (R.A.), 1960.- Some Lake Kariba fish problems, Piscator, 47 : 112-119.

JUBB (R.A.), 1964.- The eels of South African rivers and observations on their ecology. In: "Ecological Studies in Southern Africa", Monographiae Biologicae, 14, Junk, The Hague : 186-205.

KALLQUIST (T.), MEADOWS (B.S.), 1977.- Pesticide levels in the Kenyan rural environment. Afr. Envir., 2, 4 : 163-170.

KALLQUIST (T.), MEADOWS (B.S.), 1978.- The toxic effect of copper on algae and rotifers from a soda lake (Lake Nakuru, East Africa). Water Research, 12: 771-775.

KAOMA (C.), 1975.- Environmental pollution in Zambia. In "Proceedings of the National Seminar on Environment and Development", Lusaka, edited by D.S. Johnson and W. Roder. Occas.Stud.Zambia Geogr.Assoc., 10 : 181-216.

* KASSAS (M.), 1972.- Impact of river control schemes on the shoreline of the Nile delta. In "The careless technology: ecology and international development", edited by M.T. Farvar and J.P. Milton : 179-188.

KAUFMAN (D.D.), de KAYSER (A.J.), 1978.- Preliminary soil metabolism investigation with décaméthrine. USDA, 6/77/10/A 2. Multig. : 34 p.

KELLER (P.), 1960.- Bacteriological aspects of pollution in the Jockskei-Crocodile River system in the Transvaal, South Africa. Hydrobiologia, 14 : 205-253.

KELLY (M.G.) et al., 1977.- Research on the eutrophication of the lake of Tunis. Geology, biology, chemistry and hydrology. INSTOP/EPA: 76 p.

KELLY (M.), NAGUIB (M.), 1984.- Eutrophication in coastal marine areas and lagoons: a case study of "lac de Tunis". Unesco reports in marine Science, 29 : 53 p.

KERMARREC (A.), 1980.- Niveau actuel de la contamination des chaînes biologiques en Guadeloupe: pesticides et métaux lourds. Rapp. INRA. Min. Environnement, Petit Bourg, Gouadeloupe, multig. : 2 p.

KERSHAW (W.E.), 1965.- A report on the Simulium problem and fishery development in the area of the Kainji reservoir. In "The first scientific report of the Kainji Biological Research Team", edited by E. White. Ile-Ife, University of Ife : 74-77.

KERSHAW (W.E.), 1966.- The Simulium problem and fishery development in the proposed Niger Lake. Symp. Bio. Inst. Lond., 15 : 95-97.

KHOGALI (F.A.), 1978.- On the toxicity of 2,4-D on two species of Tilapia from the White Nile. Dissertation submitted to the University of Khartoum as part fulfilment to the B. Sci Honours (unpublished).

* KINAWY (I.Z.), EL CHAMRY (O.A.), 1973.- Some effects of the high dam on the environment.- Onzième Congrés des Grands Barrages, Madrid, 1973, Q40, R59 : 959-974.

* KINAWY (I.Z.), WAFA (F.A.), LABIB (A.H.), SHENOUDA (W.K.), 1973.- Effect of sedimentation in high Aswan dam reservoir.- Onzième Congrés des Grands Barrages, Madrid, 1973, Q40, R54 : 879-898.

KLEIN (A.E.), 1977.- A study of heavy metals in Lake Abbaya, Ethiopia, and the incidence of non-parasitic eleplantiasis. Water Research, 11 : 323-335.

KLING (D.), 1981.- Total atresia of the ovaries of Tilapia leucosticta (Cichlidae) after intoxication with the insecticide Lebaycid®. Experientia, 37 : 73-74.

KLUMPP (R.K.), CHU (K.Y.), 1980.- Importance of the aquatic weed Ceratophyllum to transmission of Schistosoma haematobium in the Volta Lake, Ghana. Bull. WHO, 58, 5 : 791-798.

KOCH (K.R.), 1962.- Theodor Bilharz 1825 - 1862. Pflanz. Nach. Bayer, 15, 1 : 1-3.

KOEMAN (J.H.), PENNINGS (J.H.), 1970.- An orientational survey of the side effects and environmental distribution of insecticides used in tse tse control in Africa. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 5 : 164-170.

KOEMAN (J.H.), RIJKSEN (H.D.), SMIES (M.), NA'ISA (B.K.), MACLENNAN (K.I.R.), 1971.- Faunal changes in a swamp habitat in Nigeria sprayed with insecticide to exterminate Glossina. Neth. J. Zool., 21 : 443-463.

KOEMAN (J.H.), PENNING (J.H.), DE GOEIJ (J.J.M.), TJIOE (P.S.), OLINDO (P.M.), HOPCRAFT (J.), 1972.- A preliminary survey of the possible contamination of lake Nakuru in Kenya with some metals and chlorinated hydrocarbon pesticides. J. Appl. Ecol., 9 : 411-416.

KOEMAN (J.H.), 1977.- Effects of Tsetse fly control measures on non-target organisms. Med. Fac. Landbouwn.Rijksuniv. Gent, 42/2 : 889-896.

* KOEMAN (J.H.), TAKKEN (W.), 1977.- L'action sur l'environnement de la lutte contre la tsétsé. Etat des connaissances actuelles. FAO Prod. Sant. Anim., 7 : 44 p.

KOEMAN (J.H.), DEN BOER (W.M.J.), FEITH (A.F.), de IONGH, SPLIETHOFF (C.), 1978.- Three years observation on side effects of helicopter applications of insecticides used to exterminate glossina species in Nigeria. Envir. Poll., 15 : 31-59.

* KOEMAN (J.H.), WEIJAND (B.), 1979.- Abate. A review of toxicological data. Dept. of Toxicology, Agricultural University, Wageningen. Multig. : 25 p.

KOEMAN (J.H.), BALK (F.), TAKKEN (W.), 1980.- The environmental impact of tsetse control operations (updated version). A report on present knowledge. FAO animal production and health paper. Multig. : 70 p.

KONGERE (P.C.), 1979.- The Salvinia infestation on Lake Naivasha in Kenya. Sixth FAO/SIDA Workshop on aquatic pollution in relation to the protection of living resources. FAO. Rome- TF - RAF 112 (SWE). Suppl. 1 : 143-153.

KUMI (E.N.), 1973.- Environmental effects of the Volta river project. Onzième Congrés des Grands Barrages, Madrid, 1973, Q40, R56 : 907-921.

* LACHNER (E.A.), ROBINS (C.R.), COURTENAY (W.R.-JR.), 1970.- Poissons exotiques et autres organismes aquatiques introduits en Amérique du Nord. Smith. Cont. Zool., 59 : 58 p.

* LAFUERZA (A.), 1979.- Propoxur, produit de remplacement des organochlorés contre criquets et sauteriaux. CR Congres de lutte contre les insectes en milieu tropical. Chambre de Commerce et Ind. de Marseille, II: 725-733.

LARDEUX (F.), 1981.- Modification des structures de peuplement des invertébrés lotiques tropicaux provoquées par plusieurs cycles d'épandage d'insecticides antisimulidiens : téméphos et chlorphoxim. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 45, multig. : 17 p.

LAUZANNE (L.), 1973.- Etude au laboratoire de la toxicité sur la faune aquatique non-cible de nouveaux insecticides employés en lutte anti-Simulies. 2è. partie. Action sur les Poissons. Rapp. ORSTOM, Fort-Lamy, multig. : 20 p.

LAUZANNE (L.), DEJOUX (C.), 1973.- Etude de terrain de la toxicité sur la faune aquatique non-cible de nouveaux insecticides employés en lutte anti-Simulies. Rapp. ORSTOM, Fort-Lamy, multig. : 38 p.

LAWS (E.R.), MORALES (F.R.), HAYES (W.J.), JOSEPH (C.R.), 1967.- Toxicology of Abate in Volonteers. Arch. Envir.Health 14 : 289-291.

LAWSON (G.), 1963.- Preliminary report on the aquatic weeds in the Volta Basin. Volta Basin Research Project. Technical report nº 6. University of Ghana Legon. Multig. : 8 p.

LE BERRE (R.), PHILIPPON (B.), GREBAUT (S.), SECHAN (Y.), LENORMAND (J.), ETIENNE (J.), GARRETA (P.), 1976.- Control of Simulium damnosum the vector of human onchocerciasis in West Africa. I. Supplementary trials of new insecticides. WHO/VBC/76.614.

LELEK (A.), 1973.- Sequence of changes in fish populations of the new tropical man-made lake, Nigeria, West Africa. Arch. Hydrobiol., 71 : 381-420.

LELEK (A.), 1975.- Possible trends in the development of the fish fauna in Lake Kainji. In "The ecology of Lake Kainji: the transition from river to lake", edited by A.M.A. Imevbore and O.S. Adegoke. Ile-Ife, University of Ife Press.

* LEVEQUE (C.), ODEI (M.), THOMAS (M.P.), 1977 a.- The onchocerciasis control programme and the monitoring of its effects on the riverine biology of the Volta river basin. London UK., Academic Press Inc. : 133-143.

LEVEQUE (C.), HERBINET (P.), 1980.- Caractères méristiques et biologie de Schilbe mystus (Pisces, Schilbeidae) en Côte d'Ivoire. Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol., 13, 3-4 : 161-170.

LEVEQUE (C.), BURTON (M.), 1981.- Fishes. In: "The ecology and utilization of African inland waters". Ed. par Symoens, Burgis et Gaudet. UNEP, Nairobi: 69-79.

LEVEQUE (C.), ABBAN (E.K.), CURTIS (M.S.), FAIRHURST (C.P.), JESTIN (J.M.), PAUGY (D.), 1982.- Report on fish populations in rivers of Ivory Coast and Ghana. OMS/OCP. Genève, multig. : 51 p.

LEWIN (R.), 1976.- Chemical threat to lake Nakuru. New Scientist, 71 : 638-639.

LEWIS (D.J.), HENRY (A.J.), GRINDLEY (D.N.), 1954.- Daily changes in the numbers of Chironomid midges at Khartoum. Proc. R. ent. Soc. Lond. (A), 29 : 124-128.

LEWIS (D.J.), 1956.- Chironomidae as a pest in the northern Sudan. Acta tropica, 13 : 142-158.

LEWIS (D.J.), 1957.- Observations on Chironomidae at Khartoum. Bull. Ent. Res., 48 : 155-184.

LEWIS (D.S.C.), 1974.- The effects of the formation of Lake Kainji (Nigeria) upon the indigenous fish population. Hydrobiologia, 45 : 281-301.

LHOSTE (J.), 1977.- Pyréthrines naturelles et Pyréthrinoides de synthèse. Trav. Soc. Pharmac. Montpellier, 37, 4, p. 307.

* LHOSTE (J.), FRANCOIS (Y.), RUPAUD (Y.), 1980.- Ichtyotoxicité de la décaméthrine vis-a-vis de Salmo trutta L. (Poisson Téléostéen), en fonction de l'âge et des conditions expérimentales. C.R. Cong. Chambre Com. Marseille, 1979. Lutte contre les insectes en milieu tropical, II : 885-903.

LINCER (J.L.), ZALKIND (D.), BROWN (L.H.), HOPCRAFT (J.), 1981.- Organochlorine residues in Kenya's Rift Valley lakes. J. Appl. Ecol., 18 : 157-171.

LOUBENS (G.), 1969.- Etude de certains peuplements ichtyologiques par des pêches au poison (1ère note). Cah. ORSTOM, Sér.Hydrobiol., 3, 2 : 45-73.

LOWE (R.H.), 1958.- Observations on the biology of Tilapia nilotica (Lin.) in East African waters. Rev. Zool. Bot. afr. 57, 1-2 : 129-170.

LY (C.K.), 1980.- The role of the Akosombo dam on the Volta River in causing coastal erosion in central and eastern Ghana (West Africa). Mar. Geol., 37 : 323-32.

* MACEDO (J.) de AGUIAR, 1974.- Vegetacao aquática em Cabora Bassa. Alguns problemas futuros. Instituto de Investigacao Agronómica de Mocambique, Mem. 5:1-86.

MACLENNAN (K.J.R.), 1973.- A consideration of environmental consequences following anti-tsetse operations in Nigeria. Trop.Anim.Health Proc., 5 : 40-45.

MAGADZA (C.H.D.), 1970.- A preliminary survey of the vegetation of the shore of Lake Kariba. Kirkia, 7 : 253-267.

MAGENDANTZ (M.), 1974.- Molluscicíding trials and recommendations for the reduction of schistosomiasis transmission around an urban area of lake Victoria. Pflanz. Nach. Bayer, 27, 1 : 46-55.

MARCHETTI (R.), 1965.- Critical review of the effects of synthetic detergents on aquatic life. General fisheries Council of the mediterranean. Studies and Reviews nº 26, FAO, Rome.

* MARR (J.D.M.), 1976.- Black flies and the environment. Envir. Conserv., 3 : p. 116.

MARSHALL (B.E.), FALCONER (A.C.), 1973.- Eutrophication of a tropical african impoundment (lake Mc Ilwaine, Rhodesia).- Hydrobiologia, 43, 1-2 : 109-123.

MARSHALL (B.E.), JUNOR (F.J.R.), 1981.- The decline of Salvinia molesta on Lake Kariba. Hydrobiologia, 83 : 477-484.

MASLIN (Y.L.), MERONA (B. de), ALBARET (J.J.), BIGORNE (R.), 1978.- Evolution des peuplements ichtyologiques du N'zi depuis son traitement au chlorphoxim. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 22, multig. : 103 p.

MASLIN (Y. LENY), ALBARET (J.J.), BIGORNE (R.), HERBINET (P.), LEVEQUE (C.), MERONA (B. de), PAUGY (D.), 1978.- Evolution des peuplements ichtyologiques du Comoé depuis son traitement a l'Abate. Rapp. ORSTOM, Bouaké, 23, multig.: 65 p.

MATTHAEI (H.D.), SABA (F.), 1979.- Niclosamide. Un produit pour la destruction des mollusques d'eau douce. Congrès sur la lutte contre les insectes en milieu tropical, Marseille, multig. : 3 p.

MATTHIESSEN (P.), 1974.- Some effects of slow release bis (tri-n-butyl tin) oxide on the tropical food fish, Tilapia mossambica Peters. Com. Controlled Releaser Pesticide Symposium 3, Akron, Ohio. Multig. : 17 p.

MATTHIESSEN (P.), 1977.- Uptake, metabolism and excretion of the molluscicide N-tritylmorpholine by the tropical food fish Sarotherodon mossambicus (Peters). J. Fish. Biol., 11, 5 : 497-509.

MATTHIESSEN (P.), JOHNSON (J.S.), 1978.- Accumulation of the organophosphate blackfly larvicide Abate (téméphos) in Sarotherodon mossambicus, with reference to the larvicidal control of Simulium damnosum. J. Fish. Biol., 13 : 575-586.

MATTHIESSEN (P.), 1983.- Environmental contamination with DDT in Zimbabwe and its likely impact on wildlife. Doc. Conference sur les dangers pour l'environnement de l'emploi des produits agrochimiques dans les pays en voie de développement, Alexandria, Nov. 83. Multig. : 10 p.

MC CULLOUGH (F.S.), GAYRAL (P.), DUNCAN (J.), CHRISTIE (J.D.), 1981.- Les molluscicides dans la lutte contre la schistosomiase. Bull. Org. Mond. Santé, 59, 1 : 17-26.

MC CULLOUGH (F.S.), MOTT (K.E.), 1983.- Rôle des molluscicides dans la lutte contre la schistosomiase. WHO/VBC/ : 83 - 879, multig.: 16 p.

MC LACHLAN (A.J.), 1969.- The effect of aquatic macrophytes on the variety and abundance of benthic fauna in a newly created lake in the tropics (lake Kariba). Arch. Hydrobiol., 66 : 212-231.

* MC LACHLAN (A.J.), 1974.- Development of some lakes ecosystems in tropical Africa, with special reference to invertebrates. Biol. Revue, 49 : 365-397.

* McKENDRICK (J.), 1982.- Water supply and sewage treatment in relation to water quality. Monogr. Biol., 49 : 201-217.

MC MAHON (J.P.), HIGHTON (R.B.), MARSHALL (T.F. de C.), 1977.- Studies on biological control of intermediate hosts of Schistomiasis in Western Kenya. Environ. Conserv., 4. 4 : 285-289.

MENSAH (G.), 1976.- Water quality and pollution survey of inland and coastal waters of Ghana. Wat.Res.Research.Unit.Accra, multig. : 27 p.

MILES (J.W.), 1975.- CDC, Quarterly Progress Report to WHO, IV/75.

MILES (J.W.), MOUNT (D.L.), 1976.- Adsorption of Abate by clay particles suspended in water. Rap. multig. : 7 p.

MILES (J.W.), 1978.- Pesticides used for Simulium control: (1) Chemical and physical methods of analysis of formulations, (2) Environmental analysis, (3) chemical and physical properties. Rapp. WHO, OCP/SWG/78.13, multig.: 4 p.

MINETTI (R.), AURIEL (M.), 1975.- Uber organische Substanzen in den Zentralafrikanischen Gewässern. Naturwissenschaften, 62, 8 : 390-391.

MITCHELL (D.S.), 1960.- Report of incidence of Salvinia auriculata Aubl. on Lake Kariba. Fed. Sci. Teachers' J., 1 : 39-46.

MITCHELL (D.S.), 1965.- Research on Salvinia auriculata Aublet. In "Record of a Kariba Research Symposium held at the Fisheries Research Institute on 8-9 June 1965. Kariba, Lake Kariba Fisheries Research Institute": 51-56.

MITCHELL (D.S.), 1967.- Salvinia auriculata in the estuaries of Lake Kariba. In : Abstracts. Proceedings of the First Rhodesian Science Congress, Bulawayo, May 1967 : p. 64.

MITCHELL (D.S.), 1969.- The ecology of vascular hydrophytes on Lake Kariba. Hydrobiologia, 34 : 448-464.

MITCHELL (D.S.), THOMAS (P.), 1972.- Ecology of water weeds in neotropics. Unesco Tech. Pap. Hydrol.

* MITCHELL (D.S.), 1973.- Aquatic weeds in Man-made lakes. In: "Man-Made Lakes: Their problems and environmental effects", W.C. Ackermann, C.F. White & E.B. Worthington, Geophys. Monog. 17, Amer. Geophys. Un., Washington, D.C.: 606-610.

* MITCHELL (D.S.), MARSHALL (B.E.), 1974.- Hydrobiological observations on three rhodesian reservoirs. Freshwat. Biol., 4, : 61-72.

MITCHELL (D.S.), 1979 a .- Assessment of aquatic weed problems. J. Aquat.Plant. Manage., 17 : 19-21.

MITCHELL (D.S.), 1979 b .- Formulating aquatic weed management programs. J. Aquat. Plant. Manage., 17 : 22-24.

MITCHELL (D.S.), ROSE (D.J.W.), 1979.- Factors affecting fluctuations in extend of Salvinia molesta on lake Kariba. PANS, 25 : 171-177.

* MOHAMED (A.N.), 1980.- The effect of insecticidal applications on Glossina and other non target animal species in the Nigerian environment. A review. British Council Course 024 on the monitoring the side effects of pesticide use. Ascot, 04/1980, multig.: 5 p.

MONDAIN (J.), GRAS (G.), 1980.- Etude expérimentale de la bio-accumulation du mercure minéral et du méthylmercure chez le poisson rouge (Carassius auratus L.). C. R. Soc. Biol., 174, 5 : 929-932.

MONNIER (J.L.), 1981.- La poussière et la cendre. Publ. Min. Coopération, Paris : 387 p.

MOORE (G.), CHRISTY (L.), 1978.- Legislation for control of aquatic pollution. Part I. International aspects. Sixth FAO/SIDA Workshop on aquatic pollution in relation to protection of living resources. FIR: TPLR/78/6 : 1-12.

MOUCHET (J.), 1962.- Influence des fleuves sur la biologie d'Anopheles gambiae pendant la saison sèche, dans le sud Cameroun. Bull. Soc. Path. exot., 55, 6 : 1163-1171.

MOUCHET (J.), 1979.- Les vecteurs de nuisance en Santé humaine et animale. In: "C.R. du Congres de Marseille sur la lutte contre les insectes en milieu tropical", I : 937-954.

* MOURARET, (M.), 1971.- Etude biologique des eaux du barrage d'Ayamé I en Côte d'Ivoire.- Rapp. ORSTOM, Dakar, Mann., multig. : 87 p.

MULLER (P.), NAGEL (P.), FLACKE (W.), 1981 .- Ecological side effects of Dieldrin application against tsetse flies in Adamaoua, Cameroun. Ecologia, 50 : 187-201.

MULLIGAN (H.F.), 1972.- Report on Growth of Pistia stratiotes in Kossou Lake. Ivory Coast. Lake Kossou Fishery Development Project. Rome, FAO, FI:DP/IVC/26/71/526/1:7 p.

MUNOZ (C.), 1981.- UNEP'S related activities on the international drinking water supply and sanitation decade. UNEP report, first joint FAO/UNEP/WHO Panel of Experts on Environmental Management for Vector Control. Genève, multig.: 9-11.

MUSIL (C.F.), BREEN (C.M.), 1977.- The application of growth kinetic to the control of Eichhornia crassipes (Mart) Solms, through nutrient removal by mechanical harvesting. Hydrobiologia, 53, 2 : 165-171.

N'DIAYE (A.), 1974.- Recherches sur la diminution des populations de Quela quela (L.) dans la vallée du fleuve Sénégal. Thèse de 3ème cycle. Université de Paris VI : 60 p.

NGOILE (M.A.K.), CHALLE (A.E.), MAPUNDA (R.R.), 1978.- Aquatic pollution in Tanzania. Sixth FAO/SIDA Workshop on aquatic pollution in relation to protection of living resources.FIR: TPLR/78/19, multig. : 9 p.

NGUEMATCHA (R.), 1977.- Démonstration bactériologique de la pollution fécale de quelques étangs et lacs à usage domestique dans la ville de Yaoundé (Cameroun). Méd. Afr. noire, 24, 3 : 199-203.

NOBLE (R.G.), PRETORIUS (W.A.), CHUTTER (F.M.), 1971.- Biological aspects of water pollution. Suid Afrikaanse Tydskrif vir Wetenskap., : 132-136.

NOBLE (R.G.), HEMENS (J.), 1978.- Inland water ecosystems in South Africa: A review of research needs. S. Afr. Nat. Sci. Progr. Rep., 34, 150 p.

NOVO (B.), 1976.- La pollution des eaux par les huileries de palme primaires. Le cas de l'huilerie de Dabou-Yassap. Rapp. Min. des Mines 279/DEI/1, multig. : 13 p.

NOVO (B.), 1974.- La pollution des eaux par l'industrie à Abidjan. Secrét. Etat Mines, Abidjan, multig. : 14 p.

OBENG (L.E.), 1966 (Ed.).- Man-made lakes: the Accra Symposium. Accra, Ghana Universities Press for Ghana Academy of Sciences : 398 p.

OBENG (L.E.), 1977.- Should dams be built? The Volta Lake example. Ambio. 6, 1 : 46-50.

OBENG (L.), 1974.- Comparative toxicity to non target organismes of five Simulium larvicides. Rapp. Inst. of Aq. Biol., Achimota (Ghana). IAB/WHO/74-10, multig. : 12 p.

OLIFF (W.D.), 1960.- Hydrobiological studies on the Tugela River system. Part I. The main Tugela River. Hydrobiologia, XIV, 3-4 : 281-385.

OLIFF (W.D.), 1960.- Hydrobiological studies on the Tugela River System. Part II. Organic pollution in the Bushmans River. Hydrobiologia XVI, 2 : 137-196.

OLIFF (W.D.), KEMP (P.H.), KING (J.L.), 1965.- Hydrobiological studies on the Tugela River system. Part V : The Sundays River. Hydrobiologia, 26 : 189-202.

OLUWANDE (P.A.), 1977.- Public health implications of chemical and bacteriological characteristics of treated water in Western State of Nigeria. Nigerian Med., 7 : 86-90.

* OOMEN (J.M.V.), 1981.- Monitoring health in African dams. The Kamburu Dam (Kenya) as a test case. Thesis published by the author : 175 p.

OREKOYA (T.), 1978.- Oil pollution abatement. In: "sixth FAO/SIDA Workshop on aquatic pollution in relation to living resources. Nairobi and Mombasa, multig. : 102-112.

OSUHOR (P.C.), ESSIEN (E.S.), 1978.- Urbanisation and its effects on environmental Sanitation. Publ. Health.Lond., 92 : 69-75.

OVAZZA (M.), VALADE (M.), 1963.- Recherches sur la prophylaxie de l'Onchocercose humaine en Afrique de l'Ouest de langue francaise. II. Essais de larvicides sur le terrain et en laboratoire. Bull. Ifan, 25, Sér. A : 1215-1234.

PAFLITSCHEK (R.), 1976.- Investigations on the toxic effects of Bayer 73 (Bayluscid WP) on eggs and yold-sac larvae of Tilapia leucosticta (Cichlidae). Experientia, 32 : 15-37.

PAFLITSCHEK (R.), 1979.- Untersuchungen über die toxische Wirkung von Baylucid und Lebaycid auf Ei, Jugend und Adultstadien der Buntbarsche Tilapia leucosticta (Trewawas, 1933) und Heterotilapia multispinosa (Günther, 1898). Zeit. angew. Limnol., 66, 2 : 143-172.

PAGES (J.), 1975.- Etude de la pollution bactérienne en lagune Ebrié. Doc. Sci. CRO Abidjan, VI, 1 : 97-101.

PAGES (J.), CITEAU (J.), 1978.- La pollution bactérienne de la lagune et de la mer autour d'Abidjan. Doc. Sci. CRO, Abidjan, IX, 1 : 43-50.

* PAGES (J.), DUFOUR (P.), LEMASSON (L.), 1980.- Pollution de la zone urbaine de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Doc. Sci. CRO Abidjan, XI, 2 : 79-107.

PAPERNA (I.), 1972.- Habitat selection and population changes of bulinid snails in the Volta Lake, Ghana. Bull. IFAN, 34, 4 : 828-852.

PAUGY (D.), BIGORNE (R.), 1978.- Effets d'un traitement au Gramoxone sur quelques espèces de poissons tropicaux. Doc. dactyl.ORSTOM, Bouaké: 3 p.

PAUGY (D.), COULIBALY (B.), 1982 a .- Effets d'un traitement au méthoxychlore sur la dérive des invertébrés benthiques du Mono (Togo), Rapp. OMS, Ouagadougou, multig. : 5 p.

PAUGY (D.), COULIBALY (B.), 1982 b.- Effets d'un traitement au propoxur (0,05 ppm/10 mn.) sur la dérive des invertébrés benthiques de la Wawa. Rapp. OMS, Ouagadadougou, multig. : 5 p.

PAUGY (D.), COULIBALY (B.), 1983.- Effets d'un traitement a l'OMS 3002 (0,005 ppm/10 mn) sur la dérive des invertébrés benthiques de l'Anié (Togo). Rapp. OMS Ouagadougou, multig. : 3 p.

PERFECT (J.), 1972.- Insecticide use in the tropics. Biologist, 19 : 149-151.

PESSON (P.) et Coll., 1976.- La pollution des eaux continentales. Gauthier-Villars: 285 p.

PETR (T.), 1968.- Distribution, abundance and food of commercial fish in the Black Volta and the Volta Man-Made lake in Ghana during its first period of filling (1964-1966). I- Mormyridae. Hydrobiologia, 32, 3-4, : 417-448.

PETR (T.), 1971.- Lake Volta, a progress report. New. Scientist and Science Journal : 178-180.

PETR (T.), 1974.- "A Pre-impoundment limnological study, with special emphasis on fishes of the great Ruaha River (Tanzania) and some of its tributaries (River Yovi and Little Ruaha) in and around the proposed impoundment areas", TANESCO Rep., Uppsala : 104 p.

PETR (T.), 1975.- On some factors associated with the initial high fish catches in new African man-made lakes. Arch. Hydrobiol., 75 : 32-49.

PETR (T.), 1978.- Tropical man-made lakes, their ecological impact. Arch. Hydrobiol., 81 : 368-385.

PHILIPPON (B.), SECHAN (Y.), RIVIERE (F.), KULZER (H.), PAWLICK (O.) & KRUPKE (M.), 1973.- Control of Simulium damnosum, the vector of onchocerciasis in West Africa. VI. Application of new insecticide formulations by helicopter in the wet season in the Guinean savannah region, mimeographed document, WHO/VBC/76.619. Original in French: OCCGE/ORSTOM 452/ONCHO/73.

PHILIPPON (B.), MOUCHET (J.), 1976.- Répercussions des aménagements hydrauliques à usage agricole sur l'épidémiologie des maladies à vecteurs en Afrique intertropicale. In: "cahiers du CENECA", Doc. 3-2, 13, multig. : 14 p.

PHILIPPON (B.), 1978.- L'onchocercose humaine en Afrique de l'Ouest. Vecteur, agent pathogène, épidémiologie, lutte. ORSTOM, initiations et documentations techniques, 37 : 196 p.

PIMENTEL (D.), 1971.- Ecological effects of pesticides on non-target species. Published by the Executive office of the President office of Science and technology, Cornell University : 220 p.

POST (A.), GARMS, 1966.- Die Empfindlichkeit einiger tropisch Süsswasserfische gegenüber DDT und Baytex. Z. Angew. Zool., 53 : 481-494.

POULET (A.R.), 1977.- Recherches écologiques sur une savane sahélienne du Ferlo septentrional, Sénégal : quelques effets de la sécheresse sur le peuplement mammalien. Terre et vie, 28 : 554-578.

POULET (A.R.), POUPON (E.), 1978.- L'invasion d'Arvicanthis niloticus dans le sahel sénégalais en 1975-1976 et ses conséquences pour la strate ligneuse. Terre et vie, 32 : 161-194.

POURRIOT (R.), 1982.- Problemes écologiques posés par la réalisation de grands barrages : l'exemple du barrage d'Assouan. Rev. franc. des Sc. de l'eau, 1 : 297-301.

QUELENNEC (G.), 1962.- Essais de portée de deux insecticides utilisés contre les larves de Simulium damnosum, dans le nord Dahomey. Bull. Wld. Hlth Org., 27 : 615-619.

QUELENNEC (G.), SIMONKOVICH (E.), OVAZZA (M.), 1968.- Recherche d'un type de déversoir de barrage défavorable a l'implantation de Simulium damnosum, (Diptera-Simuliidae). Bull. Org. mond. Santé, 38 : 943-956.

QUELENNEC (G.), 1970.- Essais sur le terrain de nouvelles formulations d'insecticides, OMS-187, OMS-786, OMS-971, contre les larves de Simulies. Bull. OMS, 43 : 313-316.

QUELENNEC (G.), PHILIPPON (B.), CORDELLIER (R.), SIMONKOVICH (E.), 1970.- Essais d'activité d'une poudre insecticide à base de Sévin contre les larves de Simulies (Diptera-Simuliidae). Med. trop., 30, 4 : 526-529.

QUELENNEC (G.), 1972.- Essais sur le terrain de nouvelles formulations d'insecticides, OMS-708, resméthrine et OMS-1155, contre les larves de Simulies. Bull. OMS, 46 : 227-231.

QUELENNEC (G.), MILES (J.W.), DEJOUX (C.), MERONA (B. de), 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, multig. : 6 p.

QUELENNEC (G.), 1978.- Characteristics of blackfly larvicide formulations. WHO/OCP/SWG/75-5, multig. : 4 p.

QUILLEVERE (C.), ESCAFFRE (H.), PENDRIEZ (B.), GREBAUT (S.), DUCHATEAU (B.), LEE (C.W.), MOUCHET (J.), 1976.- Control of Simulium damnosum vector of human onchocerciasis in West Africa. III. Application by aeroplane during the wet season. Methods of application. New formulations. WHO/VBC/76-616, multig. : 8 p.

QUILLEVERE (D.), 1979.- Contribution a l'étude des charactéristiques taxonomiques, bioécologiques et vectrices des membres du complexe Simulium damnosum présents en Côte d'Ivoire. Trav. et Doc. ORSTOM, Nº 109 : 304 p.

RAMADE (F.), 1972.- La pollution de la biosphère par le mercure et ses conséquences écologiques. Sci. Progres. Découverte. Dunod Ed., : 39-47.

RAMADE (F.), 1974.- Eléments d'écologie appliquée. Ed. Ediscience : 522 p.

RAMADE (F.), 1979.- Ecotoxicologie. Masson Ed. Col. d'écologie nº 9 : 228 p.

RAYNAL-ROQUES (A.), 1980.- Les plantes aquatiques (Plantes à fleurs et fougères). In: "Flore et Faune aquatiques de l'Afrique Sahélo-soudanienne". Ed. ORSTOM, Paris, I : 63-152.

RENSBURG (J.F.J.), 1979.- Health aspects of organic substances in south African waters, opinions and realities. Proc. on Health aspects of water supplies. CSIR-Pretoria, multig. : 20 p.

RICHARDS (P.), 1976.- What environmental crisis means in Africa. Nature, : 258-259.

* RICHARDSON (J.), RICHARDSON (A.), 1972.- History of an African rift valley lake and its climatic implications. Ecol. Monog., 42 : 499-534.

RIVIERE (J.), 1976.- Les méthodes générales d'épuration des eaux résiduaires. In Pesson et col. , "la pollution des eaux continentales": 285 p.

ROBARTS (R.D.), 1975.- Water pollution in Rhodesia. Rhod. Sci. News, 9 : 328-332.

ROBARTS (R.D.), ASHTON (P.J.), THORNTON (J.A.), TAUSSIG (H.J.), SEPHTON (L.M.), 1982.- Overturn in a hypertrophic, warm, monomictic impoundment (Hartbeespoort Dam), South Africa, Hydrobiologia, 97 : 209-224.

ROBB (F.), DAVIES (B.R.), CROSS (R.), KENYON (C.), HOWARD-WILLIAMS (C.), 1979.- Cellulotytyc Bacteria as primary colonizers of Potamogeton pectinatus L. (Sago pond weed) from a brackish south-temperate coastal lake. Microbiol. Ecology, 5 : 167-177.

ROGERS (K.H.), 1978.- "Autecological Studies on Potamogeton crispus L. with Special Reference to the Pongola River Floodplain", Working Document XIX, Workshop on Man and the Pongola Floodplain, C.S.I.R., NP/14/106/7C: 11 p.

* ROWE (D.B.), 1982.- Water pollution: perspectives and control. Monogr. Biol., 49 : 195-201.

RUSSEL-SMITH (A.), RUCKERT (E.), 1981.- The effects of aerial spraying of Endosulfan for Tsetse fly control on aquatic invertebrates in the Okavango Swamps, Botswana. Environ. Poll., A, 24 : 57-73.

RZOSKA (J.), 1964.- Mass outbreaks of insects in the Sudanese Nile basin. Verh. Int. Verein. Limnol., 15 : 194-200.

* SAAD (M.A.H.), 1971.- Dissolved oxygen as an indicator of water pollution in Egyptian brackish water lakes. F.A.O. Fish. Rep., 99 : p. 151.

* SAAD (M.A.H.), 1972.- Effect of pollution on the sediments of Lake Mariut, Egypt. Rapp. Comm. Int. Mer. Médit., 21 : 125-127.

* SAAD (M.A.H.), 1973.- Distribution of phosphates in lake Mariut, a heavy polluted lake in Egypt. Water, Air and Soil Pollut., 2 : 515-522.

* SAAD (M.A.H.), EZATT (A.), SHABAN (M.B.), 1973.- Effect of pollution on the blood characteristics of Tilapia Zillii. Water, Air and Soil Pollut., 2 : 171-179.

SAAD (M.A.H.), 1974.- Influence of organic pollution of lake Mariut, a highly eutrophicated lake, south of Alexandria. Rev. Int. Oceanogr. Med. CERBOM, 34 : 23-36.

SAAD (M.A.H.), 1980.- Eutrophication of Lake Mariut. A heavily polluted lake in Egypt. Int.Atomic Energy Agency Vienne : 153-163.

SAAD (M.A.H.), EZZAT (A.A.), EL-RAYIS (O.A.), HAFEZ (H.), 1981.- Occurrence and distribution of chemical pollutants in Lake Mariut, Egypt. II. Heavy metals. Water, Air and Soil Pollution, 16 : 401-407.

SAAD (M.A.H.), ELA MAYEN (M.M.A.), EL SABAE (A.H.), SHARAF (I.F.), 1982.- Occurrence and distribution of chemical pollutants in lake Mariut, Egypt. I. Residues of organochlorine pesticides. Water, Air and Soil pollution, 17 : 245-252.

SAGUA (V.O.), 1978.- The effect of Kainji dam, Nigeria, upon fish production in the River Niger below the dam at Faku. CIFA Tech. Pap./Doc. Tech. CPCA, 5 : 209-24.

* SAGUA (V.O.), 1979.- Some uses and effects of multipurpose large dams in tropical Africa : The Kainji experience. In : "Proceedings of the International Conference on Kainji Lake and river basins development in Africa". New Bussa, Kainji Lake Research Institute, 2 : 44-54.

SAMMAN (J.), PUGH THOMAS (M.), 1978 a .- Changes in zooplankton population in the White Volta with particular reference to the effect of Abate. Intern. J. Environ. Studies, 12 : 207-214.

SAMMAN (J.), PUGH THOMAS (M.), 1978 b.- Effect of an organophosphorus insecticide Abate, used in the control of Simulium damnosum on non-target benthic fauna. Intern. J. Environ. Studies, 12 : 141-144.

SAMMAN (J.), PUGH THOMAS (M.), 1979.- Observations on the effect of the aerial spraying of Abate, used in the Control of Simulium larvae on the drift rates of microcrustacea and Chaoboridae in the River Oti, Ghana. Intern. J. Environ. Studies, 14 : 43-48.

SCHELPE (E.A.), 1961.- The ecology of Salvinia auriculata and associated vegetation on Kariba Lake. J.S. Afr. Bot., 27 : 181-187.

SCHWARTZ (H.I.), PULLEN (R.A.), 1966.- A guide to the estimation of sediment yield in South Africa. Trans. S. Afr. Inst. cir. Engrs , 8 : 343-346.

SCSHWARTZ (H.I.), 1969.- Hydrologic aspect of limnology in South Africa, Hydrobiologia, 34 : 14-28.

SCOTNEY (N.), 1980.- Developing a health education component for the UNICEF water and sanitation programme in Sudan. UNICEF Report, Nairobi, multig. : 25 p.

SCOTT (W.E.), ASHTON (P.J.), WALMSLEY (R.D.), 1981.- Hartbeespoort Dam : a case study of a hypertrophic, warm, monomictic impoundment. Dev. in Hydrobiology, Barica et Mur Eds., Vol. 2 : 317-322.

SELLIN (B.), 1979.- Les mollusques hotes intermédiaires des schistosomes sur les sites des barrages de Buyo et Taabo (Cote d'Ivoire). OCCGE Doc. Tech. 6872 : 17 p.

SERVICE (M.W.), 1976.- Black flies and the environment: A reply to Dr ASIBEY. Environ. Conserv., 3 : 115.

SERVICE (M.W.), ELOUARD (J.M.), 1980.- Serological identification of the predators of the S. damnosum complex in Ivory Coast. Bull. Ent. Research, 70: 657-663.

SHAHEEN (A.H.), YOSEF (S.F.), 1979.- The effect of the cessation of Nile flood on the fishery of Lake Manzala, Egypt. Arch. Hydrobiol., 85, 2 : 168-191.

SHARAF EL DIN (S.H.), 1977.- Effect of the Aswan High Dam on the Nile Flood and on the estuarine and coastal circulation pattern along the mediterranean egyptian coast. Limnol. Oceanogr., 22, 2 : 194-207.

SHIFF (C.J.), 1960.- Essais d'un nouveau molluscicide, le Bayer 73, en Rhodésie du Sud. WHO/Bilharz./29, multig. : 21 p.

SHIFF (C.J.), GARNETT (B.), 1961.- The short term effects of three molluscicides on the microflora and micro-fauna of small biologically, stable ponds in southern Rhodesia. Bull. Org. Mond. Santé, 25 : 453-457.

SHIFF (C.J.), 1966.- Trials with N-tritylmorpholine (Shell WL 8008) as a molluscicide in Southern Rhodesia. Bull. Wld. Hlth Org., 35 : 203-212.

SHIFF (C.J.), CROSSLAND (N.O.), MILLAN (D.R.), 1967.- The susceptibilities of various species of fish to the molluscicide N-Tritylmorpholine. Bull. Org. Mond. Santé, 36 : 500-507.

SHIFF (C.J.), BARNISH (G.), YANNAKIS (C.), VAN EEDE (R.J.), 1970.- Résultats d'essais orientatifs effectués avec le Bayer 6076, une nouvelle formulation liquide du Bayluscide ®. Pflanz. Nach. Bayer, 23, 2 : 103-109.

SIMAIKA (Y.M.), 1940.- The suspended matter in the Nile. Phys. Dept. Pap., Cairo, Nº 40.

SINEGRE (G.), GAVEN (B.), JULLIEN (J.L.), 1979.- Evaluation de l'activité larvicide de Bacillus thuringiensis var. israelensis sur les Culicidés. Performances comparées des formulations commerciales. Impact du produit sur la faune non-cible. Document. EID Montpellier, Nº 40 : 23 p.

* SMIES (M.), 1980.- Environmental impact of TseTse control/erradication operation. Trop. Pest. Manag., 26 : 237-240.

SMIES (M.), EVERTS (R.H.J.), PEIJENBURG (F.H.M.), KOEMAN (J.H.), 1980.- Environmental Aspects of Field Trials with Pyrethroids to Eradicate TseTse Fly in Nigeria. Ecotoxicol. and Environm. Safety, 4 : 114-128.

SMITH (L.S.), 1969.- Public health aspects of water pollution control. Water Pollut. Contr., 68 : 544-549.

SMITH (A.), 1982.- Chemical methods for the control of arthropods vectors and pests of public health importance. WHO/VBC/82.841, multig. : 78 p.

SMITH (A.), LOSSEV (O.), 1981.- Pesticides and equipment requirements for national vector control programmes in developping countries. WHO/VBC/81.4 : 98 p.

SPRAGUE (J.B.), 1971.- Measurement of pollution toxicity to fish, III : Sublethal effects and "safe" concentrations. Wat. Res., 5 : 255-266.

SSENTONGO (G.W.), 1979.- Freshwater fisheries of Africa. FAO/SIDA Workshop on aquatic pollution in relation to protection of living resources. Nairobi and Mombasa, 1978, multig. : 31-39.

SSERUNJOJI (J.M.S.), TJELL (T.C.), 1971.- Insecticide residues following tsetse control in Ouganda. FAO/IAEA pannel, Nº 13, Vienne.

SSERUNJOJI (J.M.S.), 1974.- A study of organochlorine insecticide residues in Uganda with special reference to dieldrine and D.D.T. Proc. Symp. Nucl. Techn. in Comp. Food and Envir. Cont. FAO/IAEA/WHO.; STI/PUB/348 : 43-48.

STAMPER (J.H.), NIGG (H.N.), ALLEN (J.C.), 1979.- Organophosphate insecticide disappearance from leaf surfaces : an alternative to first-order kinetics. Envir. Sci. and Technology, 13 : 1402-1405.

STATZNER (B.), 1979.- The effects of a large field application of chlorphoxim on the benthic invertebrates in the N'zi river (Ivory Coast). Doc. a diffusion restreinte OMS, multig. : 72 p.

STEYN (D.J.), 1975.- Poisonning of animals by algae (scum or water-bloom) in dams and pans. Bull. Dept. Agric. and Forestry, Pretoria.

STEYN (D.J.), TOERIEN (D.F.), VISSER (J.H.), 1976 a .- Eutrophication levels of some South African impoundments, Part 3. Roodeplaat Dam. Water S.A., 2 : 1-6.

STEYN (D.J.), TOERIEN (D.F.), VISSER (J.H.), 1976 b.- Eutrophication levels of some South African impoundments, Part 4. Vaal Dam. Water S.A., 2 : 53-57.

STIRN (J.), 1968.- The pollution of the Tunis Lake. Rev. Int. Oceanogr. Med., 9 : 99-106.

STRUFE (R.), 1963.- Méthode simplifiée pour la détermination du Baylucide® lors des essais de plein champ. Pflanz. Nach. Bayer, 16, 5 : 217-226.

SYMOENS (J.J.), BURGIS (M.), GAUDET (J.), 1981.- The ecology and utilization of African inland waters. UNEP Reports and Proceeding Series 1, Nairobi: 191 p.

TAKKEN (W.), BALK (F.), JANSEN (R.C.), KOEMAN (J.H.), 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.

TALLING (J.F.), 1976.- Chapters on water characteristics, and phytoplankton. In: "The Nile. Biology of an Ancient River", J. Rzóska, ed., Monographiae Biologicae,29, Junk, The Hague: 357-402.

* TALLING (J.F.), 1980.- Some problems of aquatic environments in Egypt from a general viewpoint of Nile ecology. Water Supply Manage., 4 : 13-20.

* TAMIRO (C.S.), PALLOTTI (E.), 1977.- Residues of aerially sprayed DNOC in biological materials. OAU/STRC, 15th meeting ISCTR ; 572-578.

TAUFFLIEB (R.), 1955.- Une campagne de lutte contre Simulium damnosum au Mayo Kebbi. Bull. Soc. Path. exot., 48 : 564-576.

TAYLOR (K.D.), 1968.- East Afr. For. 5, 34, 1 : 66-77.

TAYLOR (E.B.), 1973.- People in a rapidly changing environment: The first six years of Volta Lake. In : "Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects," W.C. Ackermann, G.F. White, and E.B. Worthington, eds. : 99-107.

THORNTON (J.A.), 1980.- The water act, 1976, and its implications for water pollution control: case studies. Trans. Zimbabwe Scient. Assoc., 60, 6 : 32-40.

THORNTON (J.A.), 1980.- A comparison of the summer phosphorus loadings to three Zimbabwean water-supply reservoirs of varying trophic states. Water S.A., 6, 4 : 163-170.

* THORNTON (J.A.), 1981.- Lake McIlwaine: An ecological disaster averted. Zimbabwe Sci. News, 15, 4 : 87-88.

THORNTON (J.A.), NDUKU (W.K.), 1982 a.- Lake McIlwaine: the eutrophication and recovery of a tropical African man-made lake. Monogr. Biol., 49 : 251 p.

THORNTON (J.A.), NDUKU (W.K.), 1982 b.- The aqueous phase: nutrients in run-off from small catchments. Monogr. Biol., 49 : 71-77.

* TIROT (P.), 1961.- Note sur l'épandage d'insecticides dans les plaines d'inondation du Niger et sur les effets sur la faune aquatique. Publ. Cons. Scient. Afr.S. Sahara, 76 : 79-81.

TOERIEN (D.F.), 1975.- South African eutrophication problem. A perspective. Wat. Pollut. Control, 74 : 134-142.

* TOERIEN (D.F.), STEYN (D.J.), 1975.- The eutrophication levels of four South African impoundments. Verh. Int. Verein Limnol., 19 : 1947-1956.

* TOERIEN (D.F.), HYMAN (K.L.), BRUWER (J.), 1975.- A preliminary trophic status classification of some South African impoundments. Water S.A., 1, 1 : 15-23.

* TOERIEN (D.F.), WALMSLEY (R.D.), 1978.- Man-made stress patterns in two impoundments. Verh. Int. Verein. Limnol., 20 : 1690-1694.

TRAORE (K.), 1979.- Caractéristiques limnochimiques du lac de Kossou (Côte d'Ivoire). I. Hydroclimat et aperçu hydrochimique du lac de Kossou. Ann. Univ. Abidjan. Série E (Ecologie), 12 : 29-69.

TROUBAT (J.J.), 1981.- Dispositif a gouttieres multiples destiné à tester in situ la toxicité des insecticides vis-a-vis des invertébrés benthiques. Rev. Hydrobiol. Trop., 14, 2 : 149-152.

TROUBAT (J.J.), LARDEUX (F.), 1982.- Toxicité pour la faune aquatique de quelques larvicides antisimulidiens. I. Le G.H. 74, Rev. Hydrobiol.Trop., 15, 1: 15-21.

TROUBAT (J.J.), GIBON (F.M.), WONGBE (A.I.), BIHOUM (M.), 1982.- Action du Bacillus thuringiensis Berliner H14 sur les invertébrés aquatiques. II. Effets d'un épandage sur le cycle de dérive et les densités d'insectes benthiques. Rapp. ORSTOM Bouaké, multig. : 17 p.

TUCKER (R.K.), CRABTREE (D.G.), 1970.- Handbook of toxicity of pesticides to wildlife. U.S. Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., Resource Publ., 84, 131 p.

TUFFERY (G.), VERNEAUX (J.), 1967.- Une méthode zoologique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Ann. Sci. Uni. Besançon (Zool.), 3 : 79-90.

TSAI (J.), 1978.- Control of chironomids in Milkfish (Chanis chanos) ponds with Abate (téméphos) insecticide. Trans. Am. Fish. Soc., 107, 3 : 493-499.

VAN AS (D.), GOODWIN (B.), 1977.- Environmental radioactivity at the national nuclear research centre. Palindaba 1976. Sth. Afri. PEL. 256, 1 : 1-18.

* VAN DER LINGEN (M.I.), 1981.- Retrospect and prospect: Lake McIlwaine and pollution. Zimbabwe Sci. News, 15, 4 : 86.

* VAN DYK (L.P.), GREEFF (C.G.), BRIN (J.J.), 1975.- Total population density of crustacea and aquatic insecta as an indicator of fenthion pollution of river water. Bull.Environm.Cont. Toxicol., 14 : 426-431.

VAN DYK (L.P.), GREEFF (C.G.), 1977.- Endosulfan pollution of rivers and streams in the Loskop Dam Cottongrowing area. Agrochemophysica (South Africa), 9, 3 : 71-76.

VAN RENSBURG (J.F.J.), 1979.- Health aspects of organic substances in South African Waters. Opinions and réalities. Symp. on "Health aspects of water supplies". CSIR Pretoria. Nov. 1979, 20 p.

* VERES (E.M.), HASTY (R.A.), 1976.- Mercury in cotton sediments of Rietvlei Reservoir. S. Afr. J. Sci. 72, 3 : 86-87.

VERMAAK (J.F.), SWANEPOEL (J.H.), SCHOONBEE (H.J.), 1981.- The phosphorus cycle in Germiston Lake. I. Investigational objectives and aspects of the limnology of the lake. Water S.A. 7, 3 : 52-57.

VERSTER (G.P.), 1969.- Mineral pollution in the river barrage. Water Pollut. Contr., 68 : 499-502.

VILJOEN (F.C.), 1979.- Discussion of SiL Workshop tropic "Pollution" Doc. préparatoire Réunion SiL, Nairobi, 16 - 23- XII.79. multig. : 4 p.

VINER (A.B.), 1970.- Hydrobiology of lake Volta, Ghana. I. Stratification and circulation of water. Hydrobiologia, 35, 2 : 209-229.

WADDY (B.B.), 1975.- Research into the health problems on Man made lakes, with special reference to Africa. Trans. R. Soc. Trop. Med. Hyg. Vol. 69, 1: 39-50.

WAFA (T.A.), and LABIB (A.H.), 1973.- Seepage losses from Lake Nasser, , in: "Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects," W.C. Ackermann, G.V. White, and E.B. Worthington, eds., Am. Geophy. Union, Washington, D.C., p. 287-291.

WAHBY (S.D.) et al., 1978.- Chemical characteristics of Lake Mariut, a polluted lake South of Alexandria, Egypt. Estuarine Coastal Marin. Scienc., 7 : 17-28.

WALDRON (H.A.), 1975.- Health Standards for heavy metals. Chem. Br., 11 : 354-357.

WALMSEY (R.D.), TOERIEN (D.F.), STEYN (D.J.), 1978.- Eutrofication of four Transvaal Dams. Water S.A., 4 : 61-75.

* WALSH (F.), 1973.- Review and assessment of test procedures and effects of pesticides on non target organisms with reference to use of larvicides for control of Simulidium damnosum in W. Africa. WHO. multig. : 28 p.

WALSH (J.F.), 1981.- The untreated component of river systems in the OCP area and its environmental implications. WHO/OCP. Genève, multig. : 25 p.

WASSON (J.G.), 1980.- Méthodes biologiques d'appréciation de la qualité des eaux courantes. Journée d'étude de l'association française des ingénieurs écologues. Ecologie appliquée. Indicateurs biologiques et techniques d'étude. Rapp. multig. : 92-108.

WATERMEYER (C.F.), 1965.- "A General Outline of Engineering Interests Associated with Lake Kariba ". Lake Kariba Fish. Res. Inst. Rep., Cyclostyled, p.24 -32.

WAUTIER (J.), 1974.- Le contrôle des populations de Mollusques, hôtes intermédiaires de Trématodes et l'environnement. Bull. Ecol., 5, 4 : 339-350.

WEBBE (G.), 1957.- The action on fish of several hydrocarbons when used as larvicides. Ann.trop. Med. Parasitol., 51 : 264-270.

WEBBE (G.), SHUTE (G.T.), 1958.- A further note on the action on fish of chlorinated hydrocarbons when used as larvicides. Ann. trop. Med. Parasitol., 43 : 47-50.

WEBBE (G.), 1962.- Essais en champ au moyen du molluscicide Bayer 73, au Tanganyika. Pflanzenschutz-Nachrichten "Bayer", 15, 1 : 86-92.

WEBBE (G.), 1963.- L'application d'un molluscicide dans la riviere Mironga a Mwanza, Tanganyika. Pflanzenschutz-Nachrichten "Bayer", 16, 5 : 240-248.

* WEBBE (G.), 1964.- Control of transmission of Schistosoma mansoni (Sambon) in the mirongo river. East African Medical Journal. 41, 11 : 508-519.

* WELCOMME (R.L.), 1972.- The inland waters of Africa. Les eaux intérieures d'Afrique. CIFA Tech. Pap./Doc. Tech. CPCA, 1 : 117 p.

WELLS (C.G.), 1975.- Water pollution problems in Salisbury, Rhodesia : Present and Future. Water Pollut. Control., 74 : 120-123.

WHITTEMORE (F.W.), 1977.- Technical, economic and legislative factors determining choice of pesticides for use in developping countries. Rapp. FAO, WS/D 8662, multig. : 20 p.

WILD (H.), MITCHELL (D.S.), 1970.- L'influence du Bayluscide sur un ptéridophyte aquatique, Salvinia auriculata et sur d'autres plantes aquatiques. Pflanzenschutz-Nachrichten "Bayer", 23, 2 : 110-115.

WILKINSON (R.C.), 1979.- The effects of artificial enrichment in two impoundments on the benthic invertebrates. Poster présenté à la réunion de Nairobi concernant la limnologie africaine. 16, 23.XII.1979.

WILKINSON (R.C.), SCHOEMAN (F.R.), HALL (C.C.), 1979.- Summary report on the Hydrological, chimical and biological status of the Jukskei - crocodile river system. Concil for scientific and industriel research National institute for water research. Pretoria WS/93/3. multig. : 37 p.

WILLIAMS (T.R.), 1963.- Effects of repeated dosing with DDT on the fauna of a central African river. Trans. Roy. Soc. trop. Med. Hyg. 57, 4.

WILLOMITZER (J.), LUCKY (Z.), 1970.- Die molluskozide Wirkung von Frescon und seine Toxizität auf Fische. Helminthologia XI, 1 - 4 : 285-290.

WILSON (V.J.), 1972.- Observations on the effect of Dieldrin on wildlife during Tse Tse fly Glossina morsitans control operations in Eastern Zambia. Arnoldia (Rhodesia) 10, Vol. 5.

WINNER (R.W.), 1972.- An evaluation of certain indices of eutrophy and matyrity in lakes. Hydrobiologia, 40 : 223-245.

WITTMANN (G.T.W.), FORSTNER (U.), 1975.- Metal enrichment of sediments in inland waters. The Hartbeesport Dam. Water S.A., 1, 2 : 76-82.

WITTMAN (G.T.W.), FORSTNER (U.), 1976.- Heavy enrichment in mine drainage. 2 The Witwatersrand goldfields. S. Afr.J. Sci. 72, 12 : 365-370.

WITTMANN (G.T.W.), FORSTNER (U.), 1976 a.- Heavy metal enrichment in mine drainage. 1. The Rustenburg platinum mining area. S. Afr. J.Sci. 72, 8 : 242-246.

WITTMANN (G.T.W.), FORSTNER (U.), 1976 b.- Metal enrichment of sediments in inland waters. The Jukskei and Hennops River drainage systems. Water S.A. 2, 2: 67-72.

* WONGBE (A.Y.), 1983.- Action du chlorphoxim sur les invertébrés aquatiques. Effets d'un épandage sur le cycle de dérive et les densités d'insectes benthiques. Rapp. I.E.T., multig. : 4 p.

WOOD (A.B.), TURNER (A.), 1976.- Environmental effects of the Endosulfan spraying programme against tsetsé fly in the Okavango region of Botswana. Tropical Products Institute, Ministry of Overseas Development. London, 12 pp.

WU (Y.F.), 1931.- A contribution to the biology of Simulium. Pap. Mich. Acad. Sci., 13 : 543-599.

YAMEOGO (L.), 1980.- Modification des entomocoenoses d'un cours d'eau tropical soumis a un traitement antisimulidien avec Bacillus thuringiensis var. israelensis. Institut Supérieur Polytechnique de Ouagadougou. Mém. fin d'études. Ingénieur du Dév. rural., multig. : 120 p.

YAMEOGO (L.), 1982.- Surveillance du milieu aquatique en connexion avec des tests de nouveaux larvicides antisimulidiens. Rapp. OMS Ouagadougou, multig.: 27 p.

YAMEOGO (L.), 1983.- Effets du chlorphoxim 206 C sur les invertébrés benthiques. Toxicité comparée avec celle du chlorphoxim utilisé en campagne de lutte. Rapp. OMS Ouagadougou, multig. : 7 p.

YASUNO (M.), FUKUSHIMA (S.), HASEGAWA (J.), SHIOYAMA (F.), HATAKEYAMA (S.), 1982.- Changes in the benthic fauna and flora after application of temephos to a stream on Mt TsuKuba. Hydrobiologia, 89 : 205-214.

ZABI (S.G.), 1982.- Les peuplements benthiques lagunaires liés à la pollution en zone urbaine d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Oceanologica acta, N. sp. : 441-455.

ZAOUALI (J.), 1974.- Les peuplements malacologiques dans les biocoenoses lagunaires Tunisiennes. Etude de la biologie de l'espèce pionnière Cerastoderma glaucum Poiret. Thèse de Doctorat (Caen) : 345 p.

* ZERBO (D.G.), HENDERICKX (J.), PIOUDOUGOU (P.), DEJOUX (C.), 1980.- Résultats d'une campagne expérimentale antisimulidienne avec l'Abate Cyanamid 200 CE, lot. 73. Rapp. OMS/OCP Bobo-Dioulasso, multig. : 17 p.

Complément bibliographique


ALABASTER (J.S.),1980. Draft review of the state of aquatic pollution of East African inland waters. CIFA/ 80/ 8 .37p.

CAMBRAY (J.A.) , JUBB (R.A.),1977. Dispersal of fishes via the Orange-Fish tunnel,South Africa. J.Limnol.Soc. S. Afr.,3,1:33-35.

HALL (A.),VALENTE (I.),DAVIES (B.R.),1977. The Zambezi River in Mozambique: the physico-chemical status of the middle and lower Zambezi prior to the closure of the Cabora Bassa dam.Freshwat. Biol.,7:187-206.

KAOMA (C.),SALTER (E.F.),1979.Environmental pollution in Zambia.In Proceedings of the national seminar on environment and development,Luzaka, edited by D.S. Johnson and W. Roder. Occas. Stud.Zambia Geogr.Assoc., 10:181-216.

NGUNYA (E.A.),1975. Some administrative aspects of establishing a pollution control organisation in a developing country.Progress in water technology, 7,2 :83-91.

RIDGERS (H.H.),DAVIES (D.E.), 1972.Nutrient removal by water hyacinth. Weed Sci., 20,5:423-428.

STEYN (D.G.), 1945.Poisoning of animals by algae in dams and pans Bull. Dept.Agric. and Forestry. Pretoria.

THORRINGTON-SMITH et al, 1960. Towards a plan for the Tugela Basin. Natal Town and Regional Planning Reports,5,Pietermaritzburg.

WEBBE (G.),1960. Rep. WHO/CCTA : African Symp.Bilh., WHO/Afr./Bilh.

WESTLAKE (D.F.),1966. The light climate for plants in rivers. In Light as an ecological factor. Edit.R. Brainbridge , C. Clifford Evans and O. Rackham. Brit. Ecol. Soc. Symp. OXFORD : Blackwell.

ORSTOM Editeur
Dépôt légal : avril 1988

ISSN : 0371-6023
ISBN : 2-7099-0896-4
Éditions de l'ORSTOM
70, route d'Aulnay F-93140 BONDY