

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 (1)

Jean-Marc ELOUARD (2)

Jean-Marie JESTIN (3)

RÉSUMÉ

Les auteurs proposent un indice biocénotique pour surveiller le degré de pollution des rivières traitées au téméphos dans le cadre du Programme de Lutte contre l'Onchocercose humaine en Afrique de l'Ouest. Après une revue critique de différents indices biocénotiques et de diversité proposés dans la littérature, ils déterminent les qualités nécessaires à un indice biocénotique applicable à la surveillance écologique des rivières ouest-africaines. La formule proposée est une combinaison linéaire pondérée des effectifs de certains taxons surveillés. Une vérification de la validité de l'indice proposé et de ses performances est réalisée.

MOTS-CLÉS : Pollution — Téméphos — Invertébrés lotiques — Indice biocénotique — Analyse des correspondances — Onchocercose — Côte d'Ivoire.

SUMMARY

IMPACT OF TEMEPHOS (ABATE) ON THE NON-TARGET INVERTEBRATE FAUNA.

B. A BIOCEBOTIC INDEX TO MONITOR THE IMPACT OF TEMEPHOS ON LOTIC NON-TARGET FAUNA OF TREATED RIVERS IN THE ONCHOCERCIASIS CONTROL PROGRAMME

A biotic index is proposed to monitor the degree of pollution in rivers treated with temephos for blackfly control in West Africa.

After a critical review of the different biotic or diversity index used previously in aquatic monitoring, the authors point out the qualities required by an index which could be useful in the context of a monitoring programme of west african rivers.

The proposed index is a linear combination of the coordinates on the first factorial axe in the reciprocal averaging analyses for the taxa numbers. Examples are given in order to check the validity and the efficiency of the proposed index.

KEY WORDS : Pollution — Temephos — Lotic invertebrates — Biotic index — Reciprocal averaging analyses — Onchocerciasis — Ivory Coast.

(1) Ce travail a été financé par une convention OMS-OCP dans le cadre du Programme régional de Lutte contre l'Onchocercose humaine dans le bassin de la Volta.

(2) *Entomologiste médicale à l'O.R.S.T.O.M., 24, rue Bayard, 75008 Paris.*

(3) *Laboratoire d'écologie hydrobiologique, ENSA, rue Saint-Brieuc, 30042 Rennes Cedex.*

1. INTRODUCTION

L'onchocercose humaine est une filariose endémique de l'Afrique de l'Ouest, sévissant essentiellement en zone tropicale. Outre un certain nombre de lésions bénignes, elle occasionne chez le malade ayant une charge microfilarienne élevée, une cécité irréversible. En plus des problèmes cliniques et humains que cette affection soulève, il faut également considérer l'impact économique qui en résulte ; une partie non négligeable de la population active devient improductive par perte de la vue.

La transmission de cette affection, d'homme à homme, est assurée par un petit Diptère : la Simulie. En Afrique de l'Ouest, seul le complexe d'espèces *Simulium damnosum* est vecteur. Les larves et les nymphes de ces Insectes se développent dans les eaux courantes (milieu lotique).

Pour des raisons stratégiques, la lutte entreprise contre l'onchocercose, se fait par rupture du cycle de transmission en contrôlant par voie chimique les effectifs des populations larvaires de *S. damnosum* s.l., écophase qui est la plus grégaire et la plus localisée, donc la plus accessible.

L'insecticide organophosphoré utilisé est le téméphos (Abate®), présenté en concentré émulsifiable et appliqué par voie aérienne. En raison de la brièveté du cycle de développement de la larve, un épandage hebdomadaire s'avère nécessaire pour contrôler de façon efficace les populations du vecteur.

Aux doses de 0,1 et 0,05 ppm/10 mn employées dans les conditions de programme, le téméphos est totalement efficace contre les larves de *S. damnosum* s.l. Cet insecticide étant cependant assez peu sélectif, une destruction de la faune aquatique non-cible est à craindre.

Nous avons déjà montré que le téméphos était toxique à court terme pour les invertébrés aquatiques (DEJOUX, 1977 a ; DEJOUX, 1977 b ; DEJOUX & ELOUARD, 1977 ; ELOUARD & FORGE, 1977 ; DEJOUX, 1978 a, b ; ELOUARD, 1983). Il est logique de penser que ses effets à court terme ont des répercussions à long terme et modifient notablement et durablement les équilibres des populations en altérant les structures des communautés aquatiques.

Les épandages répétés de téméphos constituent une action polluante telle que l'a définie WASSON (1980) : « la pollution est l'altération d'un écosystème, naturel ou non, ou d'une fraction d'un écosystème, sous l'action d'un ou plusieurs agents polluants de nature variée, produit directement ou indirectement par l'homme ou à la suite de ses activités ».

L'action polluante du téméphos est de courte durée et localisée dans l'espace mais son caractère répétitif et la durée prévue des traitements (20 ans) font que les risques de déséquilibre sont réels.

Les organismes vivants dans un écosystème donné sont normalement, (sauf présence accidentelle) adaptés aux composantes physico-chimiques du milieu, et la présence d'un organisme particulier dans un milieu est la résultante des relations souvent étroites entre ses exigences écologiques et les facteurs mésologiques. Corrélativement, toute modification du milieu a des conséquences sur l'écophysiologie, voire l'existence même de l'organisme considéré. Cependant, tous les organismes peuplant une biocénose ne présentent pas le même degré d'exigence vis-à-vis de certains facteurs du milieu. De même tous ne manifestent pas la même sensibilité écologique vis-à-vis de l'insecticide. Certains vont donc être éliminés du milieu, d'autres verront leur densité simplement réduite, enfin certains seront indirectement favorisés par les épandages, bénéficiant de la réduction du nombre des prédateurs ou d'une moindre compétition spatiale.

L'existence d'une sensibilité différentielle des organismes à la pollution ainsi que de structures bien définies dans les peuplements, ont engendré le concept d'indicateurs écologiques. Un indicateur écologique est une population ou un ensemble de populations en interrelation, qui réagissent sélectivement de façon qualitative ou quantitative à des modifications, parfois minimales, d'un ou plusieurs paramètres de l'écosystème dont ils font partie.

En se basant sur cette notion de structure évolutive, deux voies principales de recherche ont été explorées par les écologues depuis le début du ^{xx}e siècle, pour mettre en évidence l'action d'un agent polluant. Ce sont :

- la recherche d'espèces indicatrices,
- l'étude et la caractérisation des changements de structure biocénotiques que l'on exprime par des indices empiriques ou mathématiques.

Nous rappellerons brièvement ces différentes méthodes, puis formulerons un nouvel indice biocénotique plus spécifique, applicable à la surveillance des rivières traitées au téméphos dans le cadre du Programme de Lutte contre l'Onchocercose.

2. PRINCIPALES MÉTHODES DE MISE EN ÉVIDENCE D'UNE POLLUTION DES EAUX DOUCES

2.1. Méthodes utilisant des espèces indicatrices

La méthode des saprobies de KOLWITZ & MARSON (1908), quoique très ancienne, fut l'une des plus employées. Les auteurs ont classé les animaux aquatiques en fonction de leur tolérance à la pollution organique et ont ainsi défini les associations ou saprobies suivantes :

— polysaprobies : ce sont les associations des eaux très polluées regroupant les animaux saprobiontes (ou espèces saprobies) strictement inféodées à ces milieux ;

— mésosaprobies α et β : associations spécifiques des eaux moins polluées. Les organismes colonisant ces milieux sont dits saprophiles ;

— oligosaprobies : biocénoses d'eau propre, non polluée. Les organismes sont dits saproxènes.

Selon le type de communauté trouvé, on peut donc déterminer grossièrement l'état de pollution d'un cours d'eau. Cette méthode présente cependant plusieurs inconvénients :

— un comptage rigoureux de tous les organismes est nécessaire ;

— la détermination des organismes doit se faire jusqu'au niveau spécifique. En effet, à l'intérieur d'un même genre ou d'une même famille, les sensibilités des espèces vis-à-vis de la pollution peuvent être très différentes ;

— l'écologie de tous les animaux doit être connue, la présence ou l'absence d'une espèce pouvant être fonction de la variation de paramètres autres que la pollution (saison, hydrologie...).

Cette méthode demande donc pour être appliquée avec rigueur, une connaissance approfondie des espèces ; elle est de ce fait difficilement applicable à grande échelle. Pour tourner la difficulté, certains auteurs ont étudié les modifications biocénotiques induites par les pollutions. TUFFERY & VERNEAUX (1967), TUFFERY (1980) construisent empiriquement, après de nombreuses études, un indice biotique caractérisant la qualité de la macrofaune invertébrée en place, ainsi que sa diversité spécifique. Cette méthode simple considère des niveaux d'identification variable selon les groupes, mais fixés quasi définitivement pour toutes les études. Elle est sensible aux variations saisonnières mais présente l'inconvénient de ne prendre en considération que l'épibenthon, et de n'être applicable qu'aux petits cours d'eaux. Enfin, les coefficients appliqués pour chaque groupe sont déterminés empiriquement, ce qui demande une grande connaissance du milieu et des effets de la pollution.

2.2. Méthodes utilisant des indices de diversité

En plus de leur composition taxinomique, les peuplements peuvent être caractérisés par leur *densité* ainsi que leur *richesse* et leur *diversité spécifique*. Ce dernier paramètre pourrait être défini « comme la mesure de la composition en espèces d'un écosystème, en terme de nombre d'espèces, et de leurs abondances relatives » (LEGENDRE

& LEGENDRE, 1979). L'intérêt des indices de diversité est de permettre des comparaisons globales de peuplements différents. D'après PIELOU (1975), la diversité est l'équivalent, pour la variable non ordonnée espèce, de la variance pour les variables continues.

La mesure de la diversité spécifique se fait à l'aide d'indices appartenant à deux catégories distinctes selon qu'ils reposent ou non sur la théorie de l'information. Citons pour mémoire, l'indice de Shannon (1948) et l'équitabilité (MARGALEF, 1958 ; LLYOD & GHELARDI, 1964) pour les indices informatifs. La mesure non informationnelle de la diversité a été étudiée par de très nombreux indices dont ceux de FISHER, CORBET & WILLIAMS (1943), PRESTON (1948), PATRICK (1949), SIMPSON (1949), MARGALEF (1951), ODUM, CANTON & KORNICKER (1960), MENHINICK (1964), MCINTOSH (1967), SANDERS (1968), HURLBERT (1971), PEET (1974)...

De cette longue énumération des principaux indices de diversité, il appert qu'il en existe de nombreux, pas toujours comparables et qui ne mesurent bien souvent pas la même chose. Cela est surtout vrai en ce qui concerne les espèces rares. Elles comptent pour partie négligeable dans certains indices et possèdent par contre des poids considérables dans d'autres. Certains auteurs tel HURLBERT (1971) préfèrent donc le terme de « non-concept of diversity » pour parler de la diversité spécifique.

Chacun de ces indices présente donc des avantages et des inconvénients qui le plus souvent limitent leur application à la mise en évidence d'un problème écologique particulier. Ils semblent cependant mal adaptés aux problèmes posés par les pollutions, l'inconvénient majeur étant toujours qu'ils nécessitent :

— une détermination des organismes au niveau spécifique. ÉCHAUBARD & NEVEU (1974-75) étudient cependant la pollution de la Couze Pavin (ruisseau du Massif Central) à l'aide de l'indice de Shannon. Selon eux, dans ce cas précis, l'indice de Shannon traduirait de façon plus évidente la pollution que l'indice biotique de TUFFERY & VERNEAUX. Il faut cependant garder à l'esprit que dans cette application, l'indice de diversité de Shannon a été calculé sur les familles et de ce fait, il n'est pas sûr que les conclusions tirées soient conformes à la théorie de l'information qui requiert un niveau spécifique d'identification taxinomique. Pourtant HUGHES (1978) travaillant sur les communautés lotiques d'une rivière du sud du Pays de Galles a montré que l'indice de Shannon calculé sur les niveaux taxinomiques du genre, de la famille ou de l'ordre donnait des valeurs proches de celles obtenues au niveau

taxinomique de l'espèce ; résultat qui nous paraît toutefois contestable ;

— un comptage fastidieux.

Il faut en plus retenir que la plupart de ces indices sont fondés sur les fréquences relatives des espèces, ce qui fait que deux structures différentes de communauté peuvent donner des indices semblables. De même à effectifs égaux, les remplacements d'espèces ne peuvent être perçus. Ces indices sont donc aveugles.

En résumé, l'interprétation des valeurs obtenues pour les différents indices pour mesurer des changements survenus dans une biocénose, est délicate et s'avère peu adaptée aux problèmes de surveillance à grande échelle.

3. PROPOSITION D'UN INDICE BIOGÉNOTIQUE APPLICABLE A LA SURVEILLANCE DES RIVIÈRES TRAITÉES AU TÉMÉPHOS

3.1. Caractéristiques requises par un indice de pollution dans ce contexte

Le traitement au téméphos des rivières d'Afrique de l'Ouest, dans le cadre du programme régional de lutte contre l'onchocercose, doit se poursuivre durant 20 années, sur un réseau hydrographique considérablement étendu (plus de 1,5 millions de km²). La surveillance des milieux aquatiques doit donc être la plus aisée possible afin de pouvoir être réalisée sur une grande échelle, par un personnel peu qualifié. Les indices formulés pour suivre l'action du téméphos devront donc tenir compte des impératifs suivants :

- l'identification taxinomique doit être facile ;
- le comptage des organismes doit être rapide ;
- l'indice proposé doit être sensible aux variations d'abondance ainsi qu'aux variations de structure ;
- la formulation de l'indice doit être suffisamment générale pour s'appliquer sans modifications à différentes rivières voire à différents bassins hydrographiques ;
- le calcul doit être simple et ne doit pas nécessiter de moyens sophistiqués ;
- enfin, l'indice obtenu doit être suffisamment sensible pour suivre les variations fines de la pollution et séparer distinctement les périodes traitées à l'insecticide des périodes non-traitées ;

3.2. Choix des données prises en compte dans l'analyse

3.2.1. CHOIX DES STATIONS

Le principal critère retenu pour le choix des

stations a été l'existence, en nombre suffisant, de données recueillies avant et après traitement. Seules deux stations de la Maraoué répondaient pleinement à cette exigence.

Danangoro (DAN), sur la Maraoué, au N.W. de Bouaflé, était sous surveillance depuis 1975. Cependant, seuls les résultats des années 1976 à 1980 ont participé à l'analyse. L'ensemble des prélèvements concerne trois années avant et une année après que ne débutent les traitements qui commencèrent en mars 1979.

Entomokro (EK) sur la Maraoué au S.E. de Bouaflé, est échantillonnée depuis 1978 et sous traitement depuis mars 1979.

Les données provenant de ces deux stations ont été regroupées et ont fait l'objet d'une analyse unique.

3.2.2. CHOIX DES MOIS

La construction de l'indice proposé a été basée sur les analyses des prélèvements réalisés à l'échantillonneur de Surber (faune saxicole). Cette méthode n'est cependant guère applicable durant la crue, les surfaces rocheuses sur lesquelles se pratiquent ces échantillonnages étant profondément immergées. De même, durant certains mois de début ou de fin de crue, les niveaux des fleuves varient très vite d'un jour à l'autre, ce qui perturbe énormément les peuplements en place et rend cette technique peu fiable. A l'opposé, lors de l'étiage, les écosystèmes lotiques présentent une certaine stabilité, l'hydraulicité du milieu étant elle-même peu variable. C'est durant une telle période, allant généralement de décembre à mars, que l'impact d'une pollution sera le plus facilement mise en évidence.

3.2.3. NIVEAU D'IDENTIFICATION ET CHOIX DES TAXONS

D'une manière générale, la systématique des invertébrés aquatiques des rivières africaines, est très mal connue et dans bien des cas il est pratiquement impossible de différencier les jeunes stades larvaires d'espèces ou de genres affins. Tris et comptages ont donc été réalisés à un niveau taxinomique supraspécifique nommé taxon. Le choix a été effectué en fonction des difficultés d'identification ainsi que de l'importance de ce taxon dans la biocénose. Selon les groupes taxinomiques considérés, les taxons choisis sont le genre, la tribu, la famille voire même l'ordre. Seule *Simulium damnosum s.l.* reste identifiée en tant qu'espèce tandis que le taxon « Simulies autres » regroupe le reste des espèces du genre *Simulium*. Dans le tableau I sont répertoriés les 16 taxons retenus qui présentent à la fois la plus grande abondance et une forte occurrence.

TABLEAU I

Analyse factorielle des correspondances (AFC I) des effectifs codés de 16 taxons récoltés à l'échantillonneur de Surber. Coordonnées sur l'axe F1 et contributions absolues en ‰ à l'axe F1

	Coordonnées	Contributions abs. en ‰
Beetidae	- 0,19	39
Caenidae	0,23	22
Tricorythidae	- 0,41	81
Hydropsychidae	0,01	0
Hydroptilidae	0,02	0
Leptoceridae	- 0,58	37
Philopotamidae	0,25	19
Simuliidae	0,01	0
<i>S. Lamproatum</i>	- 0,90	313
Chironomini	0,33	79
Tanytarsini	0,88	323
Orthocladinae	0,16	26
Tanyptodinae	0,22	21
Diptères autres	- 0,17	10
Pyralidae	- 0,13	10
Hydracariens	- 0,34	20

3.2.4. CHOIX DU TYPE DE DONNÉES A ANALYSER

Si l'indice observé doit être sensible aux variations d'abondance des organismes ainsi qu'aux modifications de structure de peuplements, il devra intégrer d'une façon ou d'une autre les effectifs des taxons sensibles, insensibles ou favorisés par l'insecticide. Une étude quantitative était donc nécessaire. Le comptage simple a été réalisé dans un premier temps ; il a cependant l'inconvénient d'être long et fastidieux. En outre, il a souvent été prouvé en écologie qu'une analyse prenant en considération des comptages numériques dégageait moins facilement les tendances générales que le dénombrement utilisant une métrique de type logarithmique. Cette méthode a l'avantage de réduire les grandes différences numériques inhérentes à l'échantillonnage des distributions agrégatives. La codification, 1 + mantisse du logarithme, a été proposée. L'emploi d'une telle cotation d'abondance pour le dénombrement apporte par ailleurs un gain de temps et de moyens considérable permettant ainsi de multiplier si nécessaire, le nombre de sites étudiés et le nombre des relevés.

3.3. Construction de l'indice

L'élaboration d'un indice de pollution a été dicté par trois exigences fondamentales :

— il est nécessaire de tenir compte de l'identité de chaque taxon dans le calcul de l'indice, afin que deux structures de communauté différentes ne donnent pas la même valeur de l'indice ;

— il était également nécessaire de tenir compte

de la structure des communautés lotiques et de l'importance réelle de chaque groupe taxinomique qui les constituent. Pour ce faire, on affecte, à chacun des taxons intervenant dans le calcul de l'indice, un coefficient (ou poids) fonction de leur sensibilité au téméphos, mais qui, contrairement aux indices biotiques proposés par KOLWITZ & MARSON ou TUFFERY & VERNEAUX qui utilisent des poids empiriques, ne nécessitent pas une connaissance importante de la bioécologie et de la biosensibilité des taxons.

— enfin, les coefficients affectés à chacun des taxons, doivent être calculés une fois pour toute sur un grand nombre de données pour l'ensemble de l'aire du programme ou plus modestement pour chaque bassin hydrographique. Les calculs des valeurs de l'indice ne doivent nécessiter que l'application des coefficients aux effectifs codés des taxons récoltés dans chaque prélèvement.

3.3.1. RAPPEL DE LA MÉTHODE

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) appliquée aux effectifs codés permet de dégager les structures des communautés et leurs variations en fonction de l'insecticide (ELOUARD & JESTIN, 1982). Les valeurs transformées ou codées sont consignées dans un tableau de contingence où les variables sont constituées par les taxons et les objets par les prélèvements récoltés aussi bien sur les rivières traitées que sur les rivières non-traitées à l'insecticide. Selon les analyses considérées, les effectifs de différentes stations et de différents mois ont été pris en compte. Dans notre analyse, la typologie établie séparait clairement sur le premier axe factoriel les relevés ayant subi l'insecticide de ceux ne l'ayant pas subi (ELOUARD & JESTIN, 1982). Par ailleurs, les taxons sensibles étaient opposés sur cet axe factoriel aux taxons écologiquement résistants à l'insecticide. Selon cet axe, il est donc possible de construire une échelle de pollution et à partir de celle-ci, un indice de pollution qui soit une combinaison linéaire des effectifs codés des taxons ayant contribué à l'analyse. Les coordonnées sur l'axe F1 ou axe de pollution seront retenues comme poids (a_i) pour chacun des effectifs considérés. Le coefficient sera d'autant plus fort que la position du taxon sera plus excentrée par rapport à l'origine. L'indice proposé est donc de la forme :

$$(1) \text{IND}_{(t)} = \sum_{i=1}^n x_i |a_i| \sum_{i=1}^n x_i$$

où $\sum_{i=1}^n x_i$ représente le total des effectifs codés.

Afin de pouvoir appréhender de façon simple et rapide les variations de la pollution, il est intéressant que les valeurs de l'indice, obtenues pour chacun des prélèvements, varient entre les valeurs 1 et 10. L'indice prendra la valeur 1 lorsqu'aucune pollution n'interviendra et la valeur 10 quand la pollution sera maximale. Nous avons retenu comme plage de variation correspondant à 10 unités de pollutions la distance (d) entre les relevés extrêmes de part et d'autre de l'origine de l'axe 1, distance qui a été observée en 5 années sur une rivière particulièrement bien étudiée avant et après les traitements au téméphos : la Maraoué.

Un coefficient $C = 10/d$ doit donc être introduit dans la formule (1) à laquelle il convient d'ajouter 5 pour que les valeurs de l'indice varient entre 1 et 10 et non entre -5 et +5. La formule finale retenue est de la forme suivante :

$$(2) \text{IND}_{(j)} = \left[\left(\sum_{i=1}^n x_{1i1} / \sum_{i=1}^n x_{1i} \right) \times C \right] + 5$$

Seule la partie entière du résultat est considérée. Si la valeur de l'indice $\text{IND}_{(j)}$ est inférieure à 1 on l'assimilera à 1, de même si la valeur de l'indice est supérieure à 10, on l'assimilera à 10.

4. RÉSULTATS

4.1. Détermination des poids et du coefficient C

La typologie obtenue dans une première analyse factorielle des correspondances appliquée aux données de Danangoro et d'Entomokro (AFC I) oppose sur le premier axe factoriel, l'espèce cible sensible au téméphos : *S. damnosum s.l.*, au taxon Tanytarsini favorisé par l'insecticide (fig. 1). Les contributions absolues de ces deux taxons, à la construction du premier axe factoriel, sont très fortes et respectivement de 313 et 323 ‰. Le premier axe factoriel

TABLEAU II

Analyse factorielle des correspondances (AFC II) des effectifs de 6 taxocènes récoltés à l'échantillonneur de Surber. Coordonnées et contributions absolues sur l'axe factoriel F 1

	Coordonnées	Contributions abs. en ‰
Baetidae	- 0,2	44
Tricorythidae	- 0,5	170
<i>S. damnosum</i>	- 0,6	325
Chironomini	0,3	79
Tanytarsini	0,9	385
Orthocladinae	0,2	47

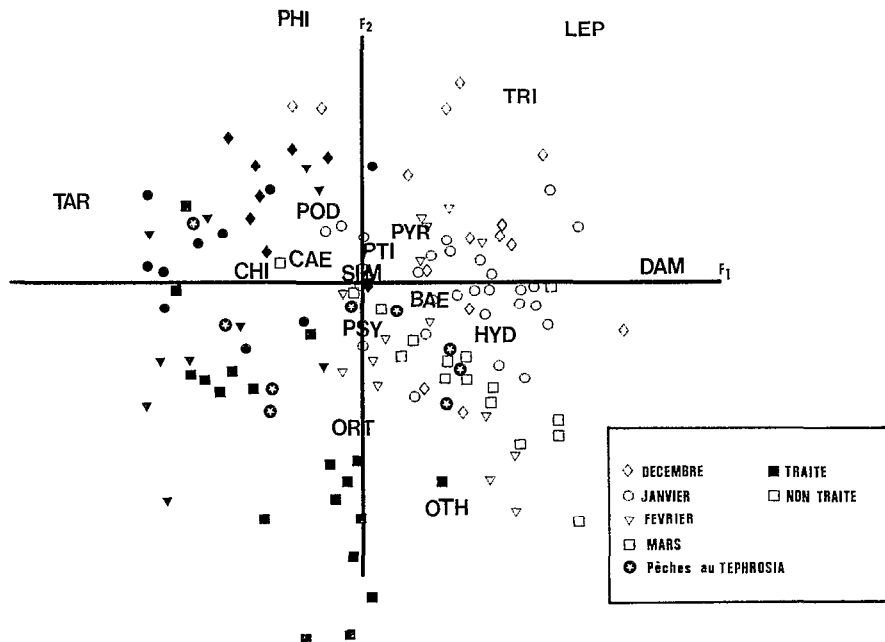


FIG. 1. — Analyse factorielle des correspondances des données codées récoltées sur les stations de Danangoro et d'Entomokro (AFC I). Plan factoriel F 1 x F 2 et 16 variables actives. Le premier axe traduit la pollution par le téméphos.

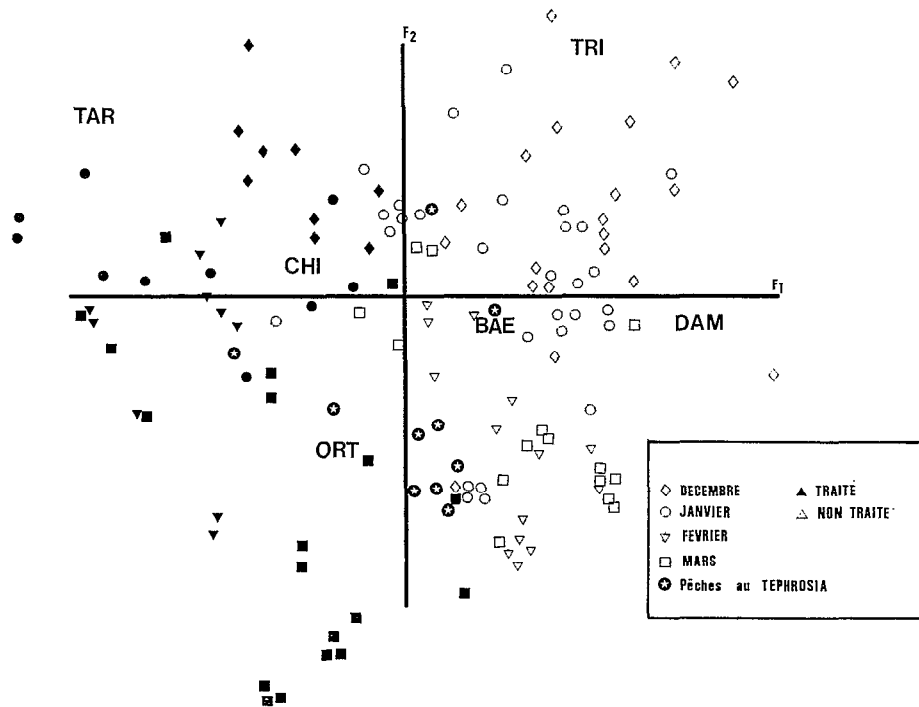


FIG. 2. — Analyse factorielle des correspondances des données codées récoltées sur les stations de Danangoro et d'Entomokro (AFC II). Plan factoriel $F_1 \times F_2$ et 6 variables actives. Le premier axe traduit la pollution par le téméphos.

explique 16 % de l'inertie totale des données (valeur toujours sous estimée dans ce type d'analyse). Les poids affectés aux variables sont consignés dans le tableau I et le coefficient C à appliquer est $C = 60$.

Certains taxons tels que les Hydroptilidae et les Simuliidae autres que *S. damnosum s.l.*, possèdent une contribution nulle dans la construction du premier axe factoriel. Il est inutile de les prendre en compte dans le calcul de l'indice de pollution. De même, les taxons présentant des effectifs faibles ainsi que des contributions peu élevées sont éliminés. Une seconde analyse (AFC II) portant seulement sur les six taxons suivant : Baetidae, *S. damnosum s.l.*, Tanyptodiinae, Tanytarsini et Orthocladiinae a été réalisée (fig. 2). La typologie obtenue est à peu près identique à celle établie lors de la première analyse. Les contributions des différents taxons ainsi que leur coordonnées sur l'axe 1 sont consignés dans le tableau II. Les variables *S. damnosum s.l.* et Tanytarsini ont encore une contribution prépondérante dans la construction du premier axe factoriel qui représente 40 % de l'inertie totale du nuage.

4.2. Performance des indices

Le meilleur indice biocénotique est celui qui présente le plus haut taux de réussite dans la sépara-

tion des mois sans traitement des mois ayant subi des traitements au téméphos. Dans les tableaux III et IV sont reportés les moyennes par échantillon des indices biocénotiques (dans la plupart des cas, un échantillon représente une série de 5 prélèvements réalisés le même jour dans les mêmes conditions). L'astérisque repère les mois avec traitements tandis qu'un point noir signifie que le résultat obtenu n'est pas celui escompté. Le taux de réussite dans le classement est plus élevé lorsque les coefficients et les poids issus de l'AFC II sont utilisés. Ce taux est calculé en faisant le rapport du nombre de mois bien classés au nombre total de mois. Il est de 90 % dans la première analyse et de 95 % dans la seconde qui est donc plus performante puisqu'elle permet de mesurer avec une plus grande certitude l'effet des épandages de téméphos. Il ne nous paraît cependant pas certain que la surveillance d'un si petit nombre de taxons permette de suivre à long terme et sur une grande échelle les variations de structure des communautés de grands bassins souvent très différents les uns des autres. Notre jugement de l'impact du pesticide pourrait être faussé s'il apparaissait des changements notables dans la biosensibilité de certains groupes taxinomiques. Il semble donc prématuré d'opter pour

TABLEAU III

Tableau des indices biotiques moyens calculés à partir des coefficients issus de l'AFC I dans laquelle 16 taxons sont pris en compte (le point signale les individus mal classés ; l'astérisque signale les traitements)

DANANGORO							
	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai
1976	-	-	● 5,8	4,4	1,0	-	-
1976-1977	4,2	1,0	2,0	1,0	1,0	3,4	● 5,6
1977-1978	-	4,2	1,0	-	-	● 6,6	-
1978-1979	-	-	1,0	1,0	* 6,8	* -	* -
1979-1980	* 7,4	* 7,3	* 8,4	* 9,4	* 7,8	* 8,2	* 10,0
ENTOMOKRO							
	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai
1977-1978	-	1,0	1,8	7,6	3,2	● 9,8	4,2
1978-1979	-	1,0	1,0	3,8	* 5,6	* -	* -
1979-1980	* 9,8	* 9,8	* 10,0	* 9,4	* 9,2	* 9,4	* 10,0

TABLEAU IV

Tableau des indices biotiques moyens calculés à partir des coefficients issus de l'AFC II tenant seulement compte de 6 taxons (cf. tabl. III)

DANANGORO							
	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai
1976	-	-	4,8	3,8	1,0	-	-
1976-1977	4,2	1,4	4,4	1,4	1,6	3,6	4,4
1977-1978	-	2,0	1,0	-	-	● 7,4	-
1978-1979	-	-	1,0	1,2	* 6,6	* -	* -
1979-1980	* 7,2	* 6,0	* 7,6	* 8,2	6,6	* 7,8	* 9,8
ENTOMOKRO							
	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai
1977-1978	-	1,0	2,6	7,8	3,8	● 10,0	3,4
1978-1979	-	1,0	1,2	5,0	* 5,8	* -	* -
1979-1980	* 10,0	* 7,8	* 10,0	* 9,6	* 9,0	* 8,6	* 9,4

l'application des coefficients issus de l'AFC II tant que des vérifications plus importantes dans le temps et dans l'espace n'ont pas été réalisées.

4.3. Vérification de la validité de l'indice

Les indices biocénétiques ont été vérifiés sur un ensemble de 327 prélèvements qui n'ont pas participé à l'AFC. Ces prélèvements ont été récoltés sur les stations de Danangoro, Entomokro, Sémien et la Léraba., durant les mois de décembre à juin. Deux calculs différents du taux de réussite ont été effectués selon que l'on considérait l'ensemble des mois ou simplement la période comprenant les mois de décembre à mars. Les résultats permettent de conclure que la formule de l'indice biocénétique de pollution issue de l'analyse à 6 variables (AFC II) est la plus performante et bien que l'écart soit faible, la période intégrant les mois de décembre à mars est mieux classée que l'ensemble des mois (tabl. V).

TABLEAU V

Pourcentage de réussite dans la séparation des mois traités et non traités au Téméphos, au moyen de l'indice biotique.
% I = % de réussite par rapport à l'ensemble des mois.
% II = % de réussite par rapport à la période décembre-mars

	16 variables		6 variables	
	% I	% II	% I	% II
Entomokro	91	98	92	100
Danangoro	87	93	90	98
Sémien	71	74	80	80
Léraba	100	100	98	98

Les stations de Danangoro et d'Entomokro ont un taux égal de réussite voisin de 90 % pour l'ensemble des mois et de 100 % si l'on ne considère que les mois de la période de décembre à mars. Le taux de réussite pour les prélèvements de la

station de Sémien étant plus bas et oscillant entre 70 et 80 %.

Toutefois, l'obtention de valeurs « anormales » de l'indice de pollution pour certains relevés n'est pas nécessairement due à son inaptitude. En effet, durant les périodes avec traitements, il peut arriver qu'un site soit incorrectement traité, auquel cas les peuplements peuvent rapidement en bénéficier et se rapprocher en composition et en structure de ceux existant en milieu vierge. Inversement, des pollutions de diverses origines peuvent affecter un site non traité au téméphos et en modifier les équilibres dans un sens défavorable. Certains sites enfin, peuvent présenter une typologie particulière et naturelle de leurs peuplements saxicoles qui induit alors systématiquement une moindre signification de l'indice. C'est le cas observé sur la station du Sassandra (Sémien) où nous avons pu remarquer l'absence quasi totale et naturelle de *S. damnosum s.l.* sur les faciès rocheux ; le biotope de prédilection étant de cette espèce la végétation aquatique ou semi-aquatique présente dans les rapides.

Pour de tels gîtes, il serait utile d'effectuer une analyse séparée afin de déterminer leurs structures biocénétiques. Une telle analyse n'est cependant possible que si l'on dispose suffisamment de données récoltées avant et après le début des traitements antisimulidiens, ce qui n'est pas le cas pour la station de Sémien. Quoi qu'il en soit, dans de tels cas de configurations biocénétiques différentes, seuls les coefficients pondérant les effectifs sont affectés, la forme générale de l'indice restant inchangée.

4.4. Période à retenir

Les indices biocénétiques calculés pour les périodes de décembre à mars ont un taux de réussite plus élevé que ceux calculés pour les autres mois. Les taux de réussite pour chacun des mois, calculés à partir des coefficients et des poids issus de l'AFC I sont les suivants :

Novembre 94 %	Janvier 93 %	Mars 96 %	Mai 75 %
Décembre 91 %	Février 100 %	Avril 70 %	Juin 90 %

Les mois d'avril et de mai paraissent les moins aptes à traduire une pollution en se fondant sur la structure des communautés. D'autre part, pour des raisons tant d'hydraulicité fluctuante des rivières que de faibles effectifs totaux des peuplements, il semble préférable de ne pas juger l'état de pollution d'une rivière sur les indices biocénétiques obtenus dans les mois de novembre et de mai. La meilleure saison pour surveiller la faune des rochers se situe donc durant les mois de décembre, janvier, février et mars.

4.5. Incidence de l'effectif total du peuplement sur le calcul de l'indice biocénétique

Dans le rapport DEJOUX *et al.* (1980), il était préconisé de ne pas tenir compte des relevés présentant un effectif trop faible. Une vérification *a posteriori* de cette hypothèse montre qu'il existe une liaison assez forte entre la proportion mensuelle des relevés mal classés et le pourcentage de relevés mensuels dont l'effectif total est inférieur à 100 individus. Globalement les chances sont de 51 % d'obtenir un mauvais indice lorsque l'effectif total d'un prélèvement est inférieur à 100 individus contre moins de 10 % lorsque l'effectif total est supérieur à 100. Il faut cependant garder à l'esprit que la réduction extrême des effectifs peut être la conséquence d'une pollution extrême. Les données présentant des effectifs trop faibles devront donc être jugées objectivement avant d'être écartées.

5. CONCLUSION

L'utilisation régulière de l'indice biocénétique de pollution que nous venons de proposer nous semble être un outil fiable et adéquat pour une surveillance extensive et à long terme des effets toxiques du téméphos sur les peuplements d'invertébrés des rivières ouest-africaines. Bien entendu il ne dispense pas d'études ponctuelles approfondies mais permet d'émettre un jugement rapide sur la situation d'un cours d'eau. En effet, son calcul simple ne demande aucun moyen sophistiqué. L'identification des taxons n'exige pas de connaissances approfondies de systématique et le comptage à l'aide de l'échelle de type logarithmique est à la fois rapide et aisé. Nous avons vu qu'il était performant pour les rivières de Côte d'Ivoire, cependant une vérification de son adéquation pour d'autres cours d'eau ouest-africains devrait être entreprise pour qu'il devienne un moyen normalisé pour rechercher rapidement d'éventuels déséquilibres faunistiques.

Toutefois, si ces aspects pratiques ne sont pas contestables, il est cependant évident que le niveau d'identification des taxons adopté n'est pas sans risques. Des substitutions d'espèces peuvent apparaître à l'intérieur d'un taxon. Celles-ci passeront alors inaperçues de l'observateur si le remplacement s'opère à quantité égale. Ainsi, il a été noté que la position centrale du taxon « Simulies autres » observé dans les AFC I et II, correspond au centre de gravité de 3 principales espèces aux comportements très différents vis-à-vis de l'insecticide. *S. adersi* est sensible au téméphos, *S. tridens* insensible et *S. schouledeni* « favorisé » par ce dernier (ELOUARD,

1983). La disparition totale d'une espèce et son remplacement par une autre à l'intérieur d'un même taxon, peuvent donc être totalement masquées. Enfin, il ne faut pas perdre de vue que cet indice tient compte dans sa construction de la sensibilité d'un certain nombre de taxons choisis dans le cadre de l'utilisation d'un insecticide donné : le téméphos. Il n'est donc pas sûr qu'il soit applicable, sans ajustements des coefficients et des pondérations, à d'autres insecticides ou à d'autres pollutions de diverses origines. Seule la structure générale peut en toute sécurité être retenue. Il faut enfin garder à l'esprit que les valeurs obtenues pour l'indice ne constituent que des indications de santé des rivières.

Toute variation importante doit provoquer une enquête approfondie sur le terrain pour infirmer ou confirmer les « anomalies » constatées grâce au système d'alerte que constitue l'indice de pollution.

REMERCIEMENTS

Nous tenons ici à remercier tous ceux qui nous ont aidé dans l'élaboration de ce document ainsi qu'à la récolte des données de surveillance. Que M. MOUSSA BRHOM trouve ici l'expression de notre reconnaissance, pour avoir trié pendant de longues journées les échantillons analysés dans ce travail.

*Manuscrit reçu au Service des Éditions de l'O.R.S.T.O.M.
le 16 novembre 1983*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BENZECRI (J.-P.), 1973. — L'analyse des données, t. 1 : La taxinomie ; t. 2 : L'analyse des correspondances. Dunod ed., p. 615.
- DEJOUX (C.), 1977 a. — Action de l'Abate sur les Invertébrés aquatiques. III. Effets des premiers traitements de la Bagoué. *Rapp. O.R.S.T.O.M.*, Bouaké, 14 : 31 p. *multigr.*
- DEJOUX (C.), 1977 b. — Action de l'Abate sur les Invertébrés aquatiques. IV. Devenir des organismes dérivants à la suite des traitements. *Rapp. O.R.S.T.O.M.*, Bouaké, 15 : 12 p. *multigr.*
- DEJOUX (C.), 1978 a. — Action de l'Abate sur les Invertébrés aquatiques. V. Effets des premiers traitements de la Maraoué. *Rapp. O.R.S.T.O.M.*, Bouaké, 19 : 9 p. *multigr.*
- DEJOUX (C.), 1978 b. — Action de l'Abate sur les Invertébrés aquatiques. VI. Effets des premiers traitements du Sassandra. *Rapp. O.R.S.T.O.M.*, Bouaké, 25 : 21 p. *multigr.*
- DEJOUX (C.), ELOUARD (J.-M.), 1977. — Action de l'Abate sur les Invertébrés aquatiques. Cinétique de décrochement à court et moyen terme. *Cah. O.R.S.T.O.M., ser. Hydrobiol.*, 11(3) : 217-230.
- DEJOUX (C.), ELOUARD (J.-M.), GIBON (F.), TROUBAT (J.-J.), 1980. — Action du téméphos sur les Invertébrés aquatiques. VIII. Mise en évidence d'un impact à long terme après six années de surveillance. *Rapp. O.R.S.T.O.M.*, Bouaké, 36 : 15 p. *multigr.*
- ECHAUBARD (M.), NEVEU (A.), 1974-1975. — Perturbations qualitatives et quantitatives de la faune benthique d'un ruisseau à fruite, la Couze Pavin (Puy-de-Dôme), dues à des pollutions agricoles et urbaines. *Ann. de la station biol. de Besse-en-Chandesse*, 9 : 1-24.
- ELOUARD (J. M.), 1983. — Action d'un insecticide organo-phosphoré (Téméphos) sur les entomocénoses associées aux stades préimaginaux de *Simulium damnosum* s.l. Theobald (Diptera : Simuliidae). Thèse doct. État, Université Paris XI, Centre d'Orsay, 576 p.
- ELOUARD (J. M.), FORGE (P.), 1977. — Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. II. Effets d'un mois de suspension des traitements sur la faune aquatique du gîte Gréchan (Léraba). *Rapp. O.R.S.T.O.M.*, Bouaké, 13, *multigr.*
- ELOUARD (J.-M.), DEJOUX (C.), TROUBAT (J.-J.), FORGE (P.), MASLIN (J.-L.), 1979. — Les peuplements d'invertébrés benthiques de la Maraoué avant son traitement au téméphos. I. Équilibres faunistiques. II. Données brutes. *Rapp. O.R.S.T.O.M.*, Bouaké, 28 : 70 p. *multigr.*
- ELOUARD (J.-M.), JESTIN (J.-M.), 1982. — Impact of Temephos (Abate) on the non-target invertebrate fauna. A. Utilization of correspondence analysis for studying surveillance data collected in the Onchocerciasis control programme. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 15 (1) : 23-31.
- FISCHER (R. A.), CORBET (A. S.), WILLIAMS (C. B.), 1943. — The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. anim. Ecol.*, 12 : 42-58.
- FRONTIER (J.), IBANEZ (F.), 1974. — Utilisation d'une cotation d'abondance fondée sur une progression géométrique pour l'analyse des composantes principales. *J. Exp. mar. Biol. Ecol.*, 14 (3) : 217-224.
- FRONTIER (J.), VIALE (D.), 1977. — Utilisation d'une cotation d'abondance mise au point en planctonologie pour l'évaluation des troupeaux de Cétacés en mer. *J. rech. Océanogr.*, 2 (4) : 217-224.

- HILL (M. O.), 1973. — Reciprocal averaging : an Eigenvector method of ordination. *J. Ecol.*, 61 : 237-251.
- HILL (M. O.), 1974. — Correspondence analysis : a neglected multivariate method. *App. Stat.*, 3 : 340-354.
- HUGHES (B. D.), 1978. — The influences of factors other than pollution on the values of Shannon's diversity index for benthic macro-invertebrates in streams. *Water Research*, 12 : 359-363.
- HURLBERT (S. H.), 1971. — The non-concept of species diversity : a critic and alternative parameters. *Ecology*, 52 : 577-586.
- KOLWITZ (R.), MARSON (R.), 1908. — Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 2 : 126-152.
- LEBART (L.), 1975. — Validité des résultats en analyse des données. *Rapp. CREDOC-DGRST*, 158 p.
- LEBART (L.), MORINEAU (A.), TABARD (N.), 1977. — Technique de la description statistique. Dunod, 351 p.
- LEGENDRE (L.), LEGENDRE (P.), 1979. — Écologie numérique. Tome 1 : Le traitement multiple des données écologiques : 197 p. Tome 2 : La structure des données écologiques. Masson ed., 247 p.
- LLOYD (M.), GHELARDI (R. J.), 1964. — A table for calculating the equitability component of species diversity. *J. anim. Ecol.*, 33 : 217-225.
- MARGALEF (R.), 1951. — Diversidad de especies en la comunidad naturales. *Publ. Inst. Biol. apl.*, Barcelona : 5-27.
- MARGALEF (R.), 1958. — Information theory in ecology. *General systems*, 3 : 36-71.
- MENHINICK (E. F.), 1964. — A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*, 45 : 859-861.
- McINTOSH (R. P.), 1967. — An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, 48 : 392-404.
- ODUM (H. T.), CANTLON (J. E.), KORNICKER (L. S.), 1960. — An organization hierarchy postulate for the interpretation of species-individual distributions, species entropy ecosystem evolution and the meaning of the species diversity index. *Ecology*, 41 : 395-399.
- PATRICK (R.), 1949. — Proposed biological measure of stream conditions based on a survey of the Conestoga basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sc. Philadelphia*, 101 : 277-341.
- PEET (R. K.), 1974. — The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. syst.*, 5 : 285-307.
- PIELOU (E. C.), 1975. — Ecological diversity. John Wiley & Sons, New York, 8, 165 p.
- PRESTON (F. W.), 1948. — The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29 : 254-283.
- SANDERS (H. L.), 1968. — Marine benthic diversity : a comparative study. *Am. nat.*, 102:243-282.
- SHANNON (C. E.), 1948. — A mathematical theory of communication. *Bell. system technical journal*, 27 : 379-423 & 623-656.
- SIMPSON (E. H.), 1949. — Measurement of diversity. *Nature (Lond.)*, 163 : 688.
- TUFFERY (G.), 1980. — Incidences écologiques sur la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de la pollution. In PESSON : La pollution des eaux continentales, Gauthier-Villars : 243-280.
- 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.
- WASSON (J. G.), 1980. — Méthodes biologiques d'appréciation de la qualité des eaux courantes. Journée d'étude de l'association française des ingénieurs écologues. Écologie appliquée. Indicateurs biologiques et techniques d'étude. *Rapp. multigr.* : 92-108.