

Ecotoxicologie du lindane et de la deltaméthrine en milieu aquatique

Ecotoxicology of lindane and deltamethrin in aquatic environments

E. Thybaud

Volume 3, Number 2, 1990

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705071ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705071ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Thybaud, E. (1990). Ecotoxicologie du lindane et de la deltaméthrine en milieu aquatique. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 3(2), 195–209. <https://doi.org/10.7202/705071ar>

Article abstract

The persistence in water (in the presence or in the absence of sediment), the acute toxicity and the bioconcentration capacities of lindane and of deltamethrin were studied under laboratory conditions.

There is a significant decrease in the persistence in water of both insecticides, when there is sediment in water. Nevertheless, deltamethrin is much less persistent in water than lindane, both in the presence and in the absence of sediment.

Studies of acute toxicity showed that the toxicity of deltamethrin is about 100 to 1 000 times greater than that of lindane. The five species studied were similarly sensitive to the two insecticides.

Two methods of contamination were used in the bioconcentration studies (spot and flow through system contamination). Under both conditions and for all the species tested, the concentration factor of lindane was always greater than that of deltamethrin.

Its relatively significant persistence in water, its desorption from sediment, its low acute toxicity and high bioconcentration capacities indicate that the ecotoxicological risk of lindane is mainly due to its chronic toxicity and biocaccumulation through trophic food chains.

On the contrary, the rapid disappearance of deltamethrin from water, its high adsorption on sediment and its low bioconcentration capacities indicate that this molecule will not accumulate through trophic chains. Nevertheless, its extreme toxicity and rapidity of action may cause significant harm to limnic ecosystems alter direct treatment.

Ecotoxicologie du lindane et de la deltaméthrine en milieu aquatique

Ecotoxicology of lindane
and deltamethrin in aquatic environments

Eric THYBAUD¹

RÉSUMÉ

La persistance dans l'eau, en présence ou en absence de sédiment, la toxicité aiguë et les capacités de bioconcentration du lindane et de la deltaméthrine ont été étudiées dans des conditions de laboratoire. Les résultats obtenus, persistance relativement importante dans l'eau, désorption à partir du sédiment, toxicité aiguë modérée et capacités de bioconcentration non négligeable, laissent supposer que le risque écotoxicologique lié au lindane est du domaine de la toxicité chronique et de la bioaccumulation le long des chaînes trophiques.

En revanche, la très rapide disparition de la deltaméthrine introduite dans l'eau, sa très intense adsorption sur le sédiment et ses faibles capacités de bioconcentration laissent à penser que ce composé ne se bioaccumulera pas le long des chaînes alimentaires. Néanmoins, l'extrême toxicité de cette molécule et sa rapidité d'action vis-à-vis des organismes aquatiques, peut causer des dommages importants aux écosystèmes limniques à la suite de traitements directs de ces biotopes.

Mots clés : *écotoxicologie, écosystèmes aquatiques, lindane, deltaméthrine, toxicité aiguë, bioconcentration.*

SUMMARY

The persistence in water (in the presence or in the absence of sediment), the acute toxicity and the bioconcentration capacities of lindane and of deltamethrin were studied under laboratory conditions.

There is a significant decrease in the persistence in water of both insecticides, when there is sediment in water. Nevertheless, deltamethrin is much less persistent in water than lindane, both in the presence and in the absence of sediment.

1. Laboratoire de Zoologie et d'Ecologie (URA 20 du CNRS) Université Paris-Sud - Bâtiment 442, 91 405 Orsay Cedex, France.

Studies of acute toxicity showed that the toxicity of deltamethrin is about 100 to 1 000 times greater than that of lindane. The five species studied were similarly sensitive to the two insecticides.

Two methods of contamination were used in the bioconcentration studies (spot and flow through system contamination). Under both conditions and for all the species tested, the concentration factor of lindane was always greater than that of deltamethrin.

Its relatively significant persistence in water, its desorption from sediment, its low acute toxicity and high bioconcentration capacities indicate that the ecotoxicological risk of lindane is mainly due to its chronic toxicity and bioaccumulation through trophic food chains.

On the contrary, the rapid disappearance of deltamethrin from water, its high adsorption on sediment and its low bioconcentration capacities indicate that this molecule will not accumulate through trophic chains. Nevertheless, its extreme toxicity and rapidity of action may cause significant harm to limnic ecosystems after direct treatment.

Key-words : *ecotoxicology, aquatic ecosystems, lindane, deltamethrin, acute toxicity, bioconcentration.*

INTRODUCTION

L'introduction des pesticides organiques de synthèse en agriculture conduit à une dispersion de ces composés dans l'environnement et en particulier dans les écosystèmes limniques tant lotiques que lentiques. Parvenus dans ces écosystèmes, les pesticides réagissent avec leurs divers constituants que sont l'eau, les sédiments, les particules en suspension, et les organismes vivants tant végétaux qu'animaux (*fig. 1*). L'extrême complexité des relations existantes entre les pesticides et les divers constituants biotiques et abiotiques des écosystèmes aquatiques nous a conduit à étudier le comportement et le devenir de deux de ces molécules, un organochloré : le lindane et un pyrèthriinoïde de synthèse : la deltaméthrine, dans des conditions contrôlées de laboratoire.

Le choix de ces deux molécules tient en ce que le lindane représente un insecticide de toxicité aiguë moyenne pour beaucoup d'organismes aquatiques non cibles, mais en revanche de stabilité donc de rémanence relativement importante dans les biotopes aquatiques, tandis qu'à l'inverse la deltaméthrine présente une toxicité aiguë très élevée pour les invertébrés et pour de nombreux vertébrés poïkilothermes aquatiques et une dégradabilité importante qui fait qu'elle disparaît très rapidement des milieux aquatiques contaminés.

Dans un premier temps, le comportement de ces deux molécules a été étudié dans les composantes abiotiques de l'écosystème que sont l'eau et les sédiments.

Dans un second temps, la toxicité aiguë et les capacités de bioconcentration de ces deux composés ont été étudiées chez divers organismes repré-

sentatifs des écosystèmes limniques, une algue unicellulaire *Chlorella vulgaris* deux crustacés, l'isopode *Asellus aquaticus* et le cladocère *Daphnia pulex* ainsi que deux vertèbres, le têtard de grenouille rousse *Rana temporaria* et le téléostéen *Gambusia affinis*.

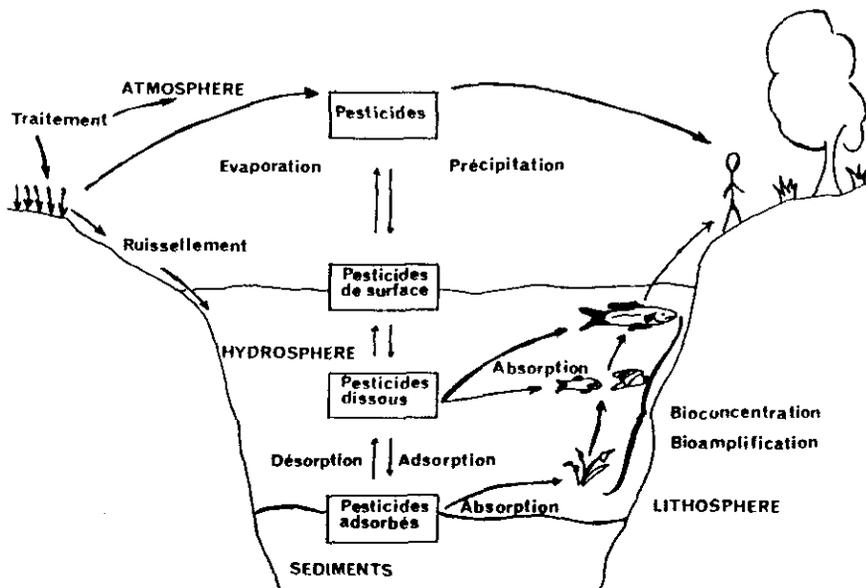


Figure 1 Cycle des pesticides dans les écosystèmes aquatiques.
Pesticide cycle in aquatic ecosystems.

1 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

1.1 Persistance dans l'eau en absence ou en présence de sédiment

La persistance des deux insecticides dans l'eau distillée a été étudiée dans des bocaux de 1 l maintenus à 18 °C et soumis à une photopériode de 16 h d'éclaircment pour 8 h d'obscurité. Pour chaque insecticide les concentrations de 25 et 50 µg.L⁻¹ ont été retenues.

Des prélèvements d'une fraction aliquote de 25 ml sont effectués 1, 2, 3, 4, 14 et 21 jours après le début de l'expérimentation dans le cas du lindane et après 5 min, 1, 2, 4 et 24 h puis 2, 3, 4 et 7 jours dans celui de la deltaméthrine.

Le dosage des résidus insecticides est ensuite réalisé par agitation des extraits aqueux en présence de 1 ml d'hexane (NEWLAND, 1969 ; SLOAN *et al.*, 1983). 5 µl de phase hexanique sont ensuite injectés en chromatographie en phase gazeuse à capture d'électron en vue de la quantification des insecticides.

Les conditions chromatographiques sont résumées dans le tableau 1.

Tableau 1 Conditions chromatographiques pour le dosage des résidus de lindane et de deltaméthrine dans l'eau et les échantillons biologiques.

Table 1 *Chromatographic conditions for desing lindane and deltamethrin in water and organisms.*

	Lindane	Deltaméthrine
Appareil	Chromatographe Girdel	
Decteur	Capture d'électron	
Phase stationnaire	OV 225 à 3 %	OV 1 à 1 %
Support	Chromosorb WHP 100-120 meshes	
Colonne	Colonne de verre longueur : 2,10 m diamètre intérieur : 2 m	
Températures		
Four	220 °C	250 °C
Injecteur	250 °C	270 °C
Décteur	280 °C	300 °C

Pour l'étude de la persistance du lindane et de la deltaméthrine dans l'eau en présence de sédiment, deux types de substrat ont été utilisés, du terreau contenant 13 % de matière organique ou du sable de Fontainebleau, ce dernier étant purement minéral. Dans les deux cas, les expérimentations sont effectuées dans des erlenmeyers de 50 ml contenant 35 ml d'eau et 5 g de substrat (soit 15 %, p/p).

Les conditions d'éclairage et de température sont les mêmes que précédemment. Les dosages des résidus de lindane sont réalisés après 5, 15, 30, 60 min et 1, 2, 3 et 4 jours de contact tandis que ceux concernant la deltaméthrine le sont après 5, 15, 30 et 60 min.

La quantification des résidus insecticides dans la phase aqueuse est réalisée comme précédemment.

1.2 Méthode d'élevage des organismes

La souche de *Chlorella vulgaris* (a) utilisée provient du laboratoire de cytopathologie du Centre National de la Recherche Scientifique. Les cultures sont réalisées de façon non stérile dans le milieu de Leufevre-Czarda modifié par incorporation d'oligoéléments (OCDE 1981). Les cultures sont maintenues à 21 ± 1 °C et soumises à une photopériode circadienne de 16 h d'éclairage (tubes fluorescents 1 500 lux).

Les *Daphnia pulex* sont issues d'un élevage réalisé dans notre laboratoire. Les organismes sont maintenus dans des aquariums de 40 l dont le milieu est renouvelé totalement chaque mois. Celui-ci est constitué d'eau déchlorée provenant du réseau urbain. Les caractéristiques physicochimiques de cette eau sont données dans le tableau 2. La température et la photopériode sont

celles du laboratoire. La nourriture est constituée par un apport hebdomadaire de suspension de chlorelle.

Les *Asellus aquaticus* sont prélevées dans une mare proche du laboratoire. Après récolte, les animaux sont stockés dans des aquariums contenant de l'eau du réseau après déchloration. La température d'élevage est de 20 °C. Le milieu est aéré en permanence et la photopériode naturelle. Les aselles sont nourries à l'aide de feuilles d'érable.

Tableau 2 Caractéristiques physicochimiques de l'eau utilisée pour les élevages (valeurs déterminées à la trousse HACH).

Table 2 *Physicochemical parameters of the water used for breeding the organisms.*

pH	7,1
Azote ammoniacal	100,33 mg/l
Nitrates NO ₃	18,80 mg/l
Nitrates NO ₂	0,12 mg/l
Orthophosphates PO ₄	0,5 mg/l
Sulfates SO ₄	18,00 mg/l
Alcalinité CaCO ₃	100,00 mg/l
CO ₂ libre	nul
Dureté totale CaCO ₃	164,00 mg/l
Dureté calcique CaCO ₃	147,00 mg/l
Chlorures NaCl	41,00 mg/l

Les *Gambusia affinis* proviennent de collectes effectuées dans des fossés de la presqu'île de Bec d'Ambès dans la région bordelaise. Les individus sont maintenus au laboratoire dans des aquariums de 100 l à 20 ± 1 °C. Les poissons sont nourris par apports, 3 fois par semaine, de nourriture reconstituée (TetraMin, Tetra). Une photopériode de 12 h d'éclairage est maintenues.

Les têtards de *Rana temporaria* proviennent de pontes récoltées dans des fossés proches du laboratoire. Après collecte, les pontes sont transférées dans des aquariums et sont fortement aérées. Le milieu est renouvelé quotidiennement au tiers environ. Après éclosion, les têtards sont maintenus dans une eau propre et aérée et leur alimentation est assurée par apports quotidiens de nourriture reconstituée (TetraPhyll, Tetra).

1.3 Détermination de la toxicité aiguë

Les concentrations inhibitrices 50 % du lindane et de la deltaméthrine vis-à-vis de *C. vulgaris* ont été déterminées par le calcul du pourcentage de réduction du taux de croissance des cultures intoxiquées par rapport au témoin selon le protocole de l'OCDE (OCDE 1981).

Dans le cas des daphnies, le protocole utilisé pour la CL 50 % est celui défini par la norme AFNOR (1983a), tandis qu'en ce qui concerne les têtards et les gambusies, nous avons retenu la technique décrite dans la norme AFNOR (1983b).

Les expériences de toxicité aiguë des deux molécules vis-à-vis d'*A. aquaticus* sont conduites comme décrit précédemment (THYBAUD *et al.*, 1987).

Dans tous les cas, les CI ou CL 50 % ont été calculées à l'aide d'un logiciel développé dans notre laboratoire.

1.4 Bioconcentration

Les concentrations en lindane et en deltaméthrine introduites au temps zéro dans les enceintes expérimentales pour les études de bioconcentration en conditions statiques sont rassemblées dans le tableau 3. Dans tous les cas, les insecticides sont additionnés sous forme de solutions acétoniques à raison de 0,1 % d'acétone dans le milieu. Des prélèvements d'eau et d'organismes sont réalisés régulièrement au cours du temps en vue des analyses des résidus insecticides et du calcul du facteur de concentration.

Tableau 3 Concentration de lindane et de deltaméthrine utilisée pour les études de bioconcentration après contamination statique (en $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Table 3 *Lindane and deltamethrin concentrations used for the bioconcentration studies following spot contamination ($\mu\text{g.L}^{-1}$).*

	Lindane	Deltaméthrine
Chlorelles	2 - 20 - 100	25 - 50
Daphnies	5 - 20	0,1
Aselles	1 - 2	
Têtards	100 - 400 - 600	10 - 20
Gambusies	10 - 20	0,5

Le dispositif expérimental de contamination en flux continu utilisé est celui décrit par STORA (1982). La charge biotique dans les enceintes de contamination est de une gambusie par litre ou de deux têtards par litre.

Dans le cas de la deltaméthrine, la même concentration de $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ a été maintenue dans les bacs pour les gambusies et les têtards. La bioconcentration s'est déroulée sur 28 jours pour les poissons et sur 13 jours pour les têtards.

Dans le cas du lindane, les durées de contact sont de 28 jours pour les téléostéens et de 21 jours pour les têtards. Les concentrations utilisées sont de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour les premiers et de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour les seconds.

1.5 Quantification des résidus insecticides

Le dosage des résidus insecticides dans les organismes vivants repose sur une extraction de ces molécules par un solvant organique suivie d'une purification sur colonne de florisol et d'une quantification par chromatographie en phase gazeuse à capture d'électron.

L'extraction est réalisée par homogénéisation (ultraturax) des échantillons biologiques en présence d'hexane, excepté pour le lindane chez les chlorelles où celle-ci est réalisée à l'aide d'acétone (L'HOTELLIER, 1982, PANSU *et al.*, 1981). Dans ce dernier cas, un transfert des résidus de l'acétone vers l'hexane est effectué préalablement à la purification sur colonne de florisil. Pour cela, deux agitations successives de l'extrait acétonique (10 ml) sont réalisées en présence d'hexane (4 ml), d'eau déminéralisée et bidistillée (100 ml) et d'eau déminéralisée et bidistillée saturée de chlorure de sodium (4 ml). Les phases hexaniques sont ensuite regroupées et complétées à 10 ml.

Dans le cas du lindane, la méthode de purification est celle décrite par REYNOLDS (1971), tandis que pour la deltaméthrine nous avons utilisé le protocole décrit par PANSU *et al.* (1981).

Les conditions chromatographiques mises en œuvre pour la quantification de résidus de lindane ou de deltaméthrine sont les mêmes que celles décrites précédemment (*tableau 1*).

2 – RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.1 Comportement dans la composante abiotique de l'écosystème

L'étude du comportement du lindane et de la deltaméthrine dans l'eau a permis de mettre en évidence des différences très nettes dans le devenir de ces deux molécules dans la composante abiotique des écosystèmes aquatiques. Ainsi, alors que pour le lindane, une décroissance lente et régulière de la concentration dans l'eau est observée (concentration résiduelle de 40 à 50 % de la concentration initiale après 21 jours), dans le cas de la deltaméthrine, nous remarquons une décroissance exponentielle de la teneur en insecticide dans l'eau en fonction du temps (60 % de disparition en 5 min) (*fig. 2A et B*). Cette même observation a pu être faite par d'autres auteurs pour la deltaméthrine (MUIR *et al.*, 1985) mais aussi pour d'autres pyréthrinoides telle que la cyperméthrine, la perméthrine, le fenvalérate ou l'alléthrine (ZITKO *et al.*, 1977 et 1979 ; MC LEESE *et al.*, 1980 ; SHAROM et SALOMON, 1981 ; RAWN *et al.*, 1982).

L'introduction de sédiment dans l'eau se traduit, pour les deux insecticides, par une diminution de leur persistance dans l'eau (*fig. 3 et 4*). Ainsi dans le cas de la deltaméthrine, seul 15 à 40 % de la concentration initialement introduite persiste dans l'eau après 5 min dans le cas substrat purement minéral, le sable de Fontainebleau, ce pourcentage n'étant plus que de 5 % dans le cas où le sédiment renferme de la matière organique (terreau à 13 % de M.O.). Le même type de phénomène a pu être observée pour de nombreux pyréthrinoides de synthèse (SHAROM et SOLOMON, 1981 ; RAWN *et al.*, 1982 ; SCHIMMEL *et al.*, 1983 ; CAPLAN *et al.*, 1984 ; MUIR *et al.*, 1985).

Dans le cas du lindane, la présence de matière organique dans le sédiment joue un rôle majeur dans la persistance de la molécule dans l'eau. En

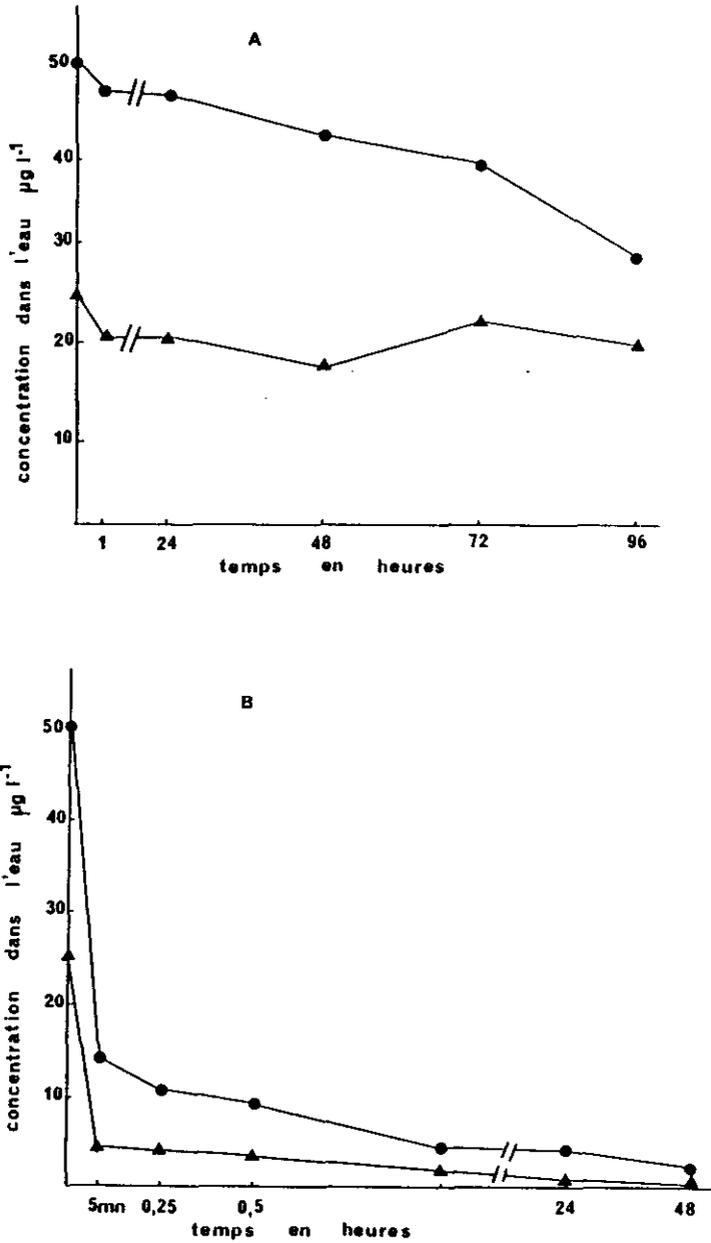


Figure 2 Evolution de la concentration en lindane (A) et en deltaméthrine (B) dans l'eau distillée en fonction du temps. (A : ● 50 µg.L⁻¹, ▲ 25 µg.L⁻¹ ; B : ● 50 µg.L⁻¹, ▲ 25 µg.L⁻¹).

Evolution of lindane (A) and deltamethrin (B) concentration with time in distilled water. (A : ● 50 µg.L⁻¹, ▲ 25 µg.L⁻¹ ; B : ● 50 µg.L⁻¹, ▲ 25 mg.L⁻¹).

effet, alors que 60 à 80 % de la quantité initiale de lindane persiste dans l'eau après 4 jours dans le cas d'un sédiment minéral, ce pourcentage s'abaisse à 5 % après 24 h si le sédiment contient de la matière organique, ceci ayant été observé pour différents insecticides organochlorés (LOTSE *et al.*, 1968 ; NEWLAND, 1969 ; PIERCE *et al.*, 1971). Bien que pour les deux molécules, une diminution importante de leur persistance dans l'eau soit observée lorsque du sédiment est introduit dans celle-ci on constate néanmoins que la deltaméthrine est beaucoup moins rémanente dans l'eau que le lindane.

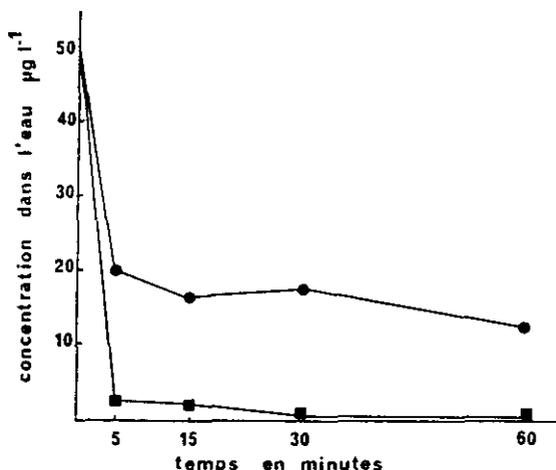


Figure 3 Evolution de la concentration en deltaméthrine dans l'eau distillée additionnée de sable de Fontainebleau (●) ou de terreau (■) en fonction du temps.

Evolution of deltamethrin concentration with time in distilled water with Fontainebleau sand (●) or compost (■).

2.2 Toxicité aiguë

Bien que les instances de standardisation recommandent d'effectuer des tests de toxicité sur 96 h, la très rapide disparition de la deltaméthrine introduite dans l'eau nous a conduit à les réaliser sur 24 h. Une exception a été faite pour les chlorelles, organisme pour lequel le principe même du test implique une phase de croissance donc un temps d'exposition plus long, ici 96 h.

Les résultats de toxicité aiguë indiquent une graduation de la sensibilité identique pour les divers organismes vis-à-vis des deux insecticides (tableau 4). Ainsi, dans les deux cas, aucune perturbation n'a pu être observée dans la croissance des chlorelles, même pour des concentrations égales aux limites supérieures de solubilité de ces deux composés. L'absence de toxicité de la deltaméthrine vis-à-vis des algues vertes est partagée par

l'ensemble des pyréthrinoïdes de synthèse. En effet, GROSSLAN (1982) observe en milieu naturel un développement d'algues après traitement avec de la cyperméthrine tandis que SMITH et STRATTON, (1986) notent une CI 50 % de la perméthrine vis-à-vis de *Chlorella pyrenoidosa* supérieure à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$. En ce qui concerne le lindane, la résistance des algues est confirmée par les travaux de UKELES (1962) concernant la croissance de 5 espèces algales marines.

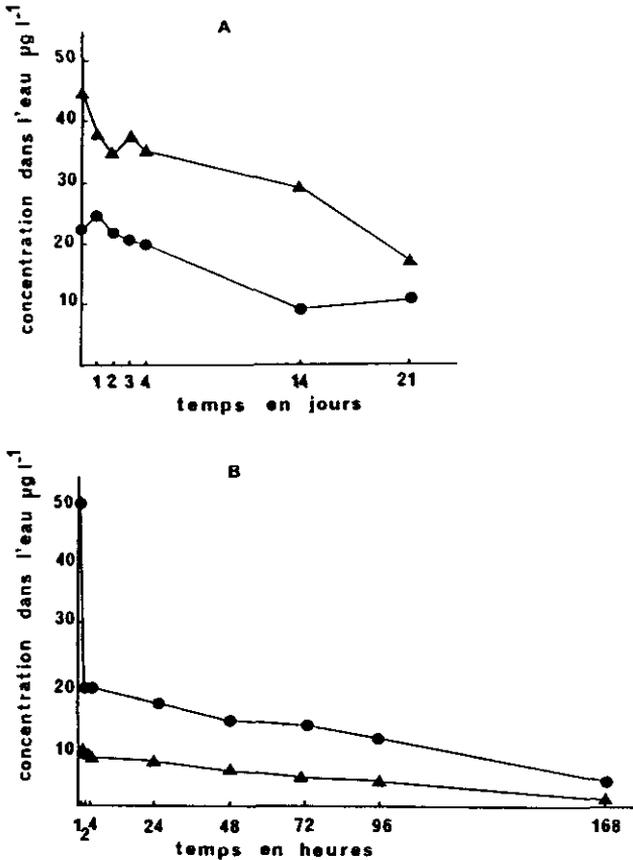


Figure 4 Evolution de la concentration en lindane dans l'eau distillée additionnée de sable de Fontainebleau (A) ou de terreau (B) en fonction du temps (▲ $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, ● $25 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Evolution of lindane concentration with time in distilled water with Fontainebleau sand (A) or compost (B) (▲ $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, ● $25 \mu\text{g.L}^{-1}$).

A l'inverse des chlorelles, le crustacé isopode *A. aquaticus* présente une sensibilité extrême aux deux insecticides puisque les CL 50/24 h du lindane et de la deltaméthrine sont de respectivement $7 \mu\text{g.L}^{-1}$ et 2ng.L^{-1} . Il est à noter un facteur 1 000 entre les niveaux de toxicité des deux insecticides vis-

à-vis de cet organisme. Il est à relever que les têtards de *R. temporaria* sont plus résistants aussi bien au lindane qu'à la deltaméthrine que ceux de *Bufo bufo*, les CL 50 de ces deux molécules vis-à-vis de ces deniers étant de respectivement 0,3 à 0,4 mg.L⁻¹ (MARCHAL-SEGAULT et RAMADE, 1981) et 1 µg.L⁻¹ (LHOSTE et L'HOTELLIER, 1982). Là encore, la deltaméthrine se révèle être la molécule la plus toxique. Cette dernière avec une CL 50/24 h de l'ordre de 1 µg.L⁻¹ vis-à-vis des téléostéens (MULLA *et al.*, 1978) présente une toxicité très supérieure (100 fois environ) à celle observée pour le lindane (PORTAM, 1979).

Tableau 4 Toxicité du lindane et de la deltaméthrine vis-à-vis de quelques organismes aquatiques.

Table 4 *Lindane and deltamethrin toxicity.*

	Lindane	Deltaméthrine
Chlorelles CL 50(96 h)	> 10 mg/l	> 100 mg/l
Daphnies CL 50 (24 h)	0,645 mg/l	
Aselles CL 50 (24 h)	6,8.10 ⁻³ mg/l	1,8.10 ⁻³ mg/l
Têtards CL 50 (24 h)	8,63 mg/l	13,35 mg/l
Gambusies CL 50 (24 h)	0,15 < CL 50 < 0,20 mg/l	1 < CL 50 < 2 mg/l

Pour tous les organismes étudiés, nous observons donc que le lindane se comporte comme une molécule de toxicité moyenne tandis que la deltaméthrine présente une toxicité extrême.

Pour les deux molécules, les études de toxicité aiguë ont été réalisées dans une eau de dureté élevée (164 mg CaCO₃.L⁻¹). Il semble que celle-ci puisse jouer un rôle non négligeable dans la toxicité des composés étudiés. Ainsi, DYER *et al.* (1989) ont mis en évidence une corrélation positive entre la CL 50 du fenvalérate vis-à-vis de la perche et la dureté de l'eau. De même, STEPHENSON (1983) relève une augmentation de la toxicité du lindane vis-à-vis du gammare lorsque la dureté de l'eau s'élève de 100 à 250 mg CaCO₃.L⁻¹.

2.3 Bioconcentration

Les capacités de bioconcentration des molécules exogènes sont couramment définies par le facteur de concentration à l'état d'équilibre (HIYAMA et SHIMUZU, 1964 ; CHAPMAN *et al.*, 1968).

Lorsque celui-ci est déterminé après contamination statique des organismes, nous observons une absence de concentration directe de la deltaméthrine à partir de l'eau, excepté chez les chlorelles et une accumulation de lindane chez tous les organismes étudiés (tableau 5). Les capacités de bioconcentration faibles voire nulles observées pour la deltaméthrine chez les animaux aquatiques sont à mettre en rapport avec la toxicité extrême de cette molécule vis-à-vis de ceux-ci (HASCOET et CAVELIER, 1978 ; COATS et O'DONNELL-JEFFERY, 1979 ; ZITKO *et al.*, 1979 ; Mc LEESE *et al.*, 1980). En

revanche, l'absence de toxicité de ce composé vis-à-vis des algues unicellulaires et sa très faible hydrosolubilité explique le facteur de concentration très élevé chez les chlorelles (LHOSTE et L'HOTELLIER, 1982). De plus, il semble que chez ces organismes il s'agisse plus de phénomènes d'adsorption que de bioconcentration au sens strict. Après contamination en flux continu, les facteurs de concentration obtenus sont de respectivement 7 et 60 chez les têtards de *R. temporaria* et les gambusies. Ceux-ci sont inférieurs à ceux relevés pour d'autres pyréthrinoides de synthèse chez diverses espèces de vertébrés aquatiques (OHKAWA *et al.*, 1980 ; SPEHAR *et al.*, 1982 ; HENSEN *et al.*, 1983).

Tableau 5 Facteurs de concentration du lindane et de la deltaméthrine à l'état d'équilibre (entre parenthèse est donné le temps nécessaire pour atteindre l'état d'équilibre).

Table 5 *Lindane and deltamethrin bioconcentration factors at the steady state.*

		Lindane	Deltaméthrine
S T A T I Q U E	Chlorelles	790 (1 h)	100 000 (1 h)
	Daphnies	52 (1 h)	nd
	Aselles	FC max. 170 après 5 jours	nd
	Têtards	30 (2 jours)	nd
	Gambusies	520 (2 jours)	4,5 (4 jours)
C O N T I N U E	Têtards	32 (6 jours)	7,4 (4 jours)
	Gambusies	420 (6 jours)	59 (5 jours)

En ce qui concerne le lindane, les facteurs de concentrations observés après contamination statique sont voisins de ceux notés par divers auteurs chez d'autres espèces d'invertébrés (HANSEN, 1976 ; STREIT, 1979 ; YAMATO *et al.*, 1983) ou de poissons (SCHIMMEL *et al.*, 1977 ; TOMIZAWA, 1980), facteurs de concentration mettant en évidence des capacités modérées de bioconcentration du lindane par les organismes aquatiques. De même, les facteurs de concentration observés après contamination en flux continu (respectivement 30 et 420 pour les têtards et les gambusies) sont comparables à ceux signalés pour d'autres insecticides organochlorés (YAMATO *et al.*, 1983 ; MARCELLE et THOME, 1983).

Bien que présentant une hydrosolubilité inférieure à celle du lindane, la deltaméthrine se bioconcentre moins que celui-ci. Selon SCHIMMEL *et al.* (1983), les faibles capacités de bioconcentration de cette dernière eu égard à ses propriétés physicochimiques s'expliquent par la très rapide métabolisation de cette molécule par les organismes aquatiques.

CONCLUSION

Les différentes caractéristiques de ces deux molécules, persistance dans l'eau, toxicité aiguë et capacité de bioconcentration révèlent un risque écotoxicologique, lié à leur utilisation, de natures différentes.

En effet, les propriétés physicochimiques et biologiques du lindane laissent supposer que le risque écotoxicologique, lié à sa dispersion dans l'environnement, est du domaine de la toxicité chronique et de la bioaccumulation le long de chaînes trophiques.

En revanche, dans le cas de la deltaméthrine, sa très rapide disparition de l'eau et ses faibles capacités de bioconcentration laissent à penser que cette molécule ne se bioaccumulera pas le long des chaînes alimentaires. Néanmoins, sa persistance dans les écosystèmes aquatiques peut être suffisante pour causer des dommages importants à ces milieux à la suite de traitements directs, voir même de contamination indirectes de ces biotopes, et ce du fait de sa toxicité aiguë extrême et de son extraordinaire rapidité d'action. De telles perturbations ont d'ailleurs pu être observées sur le terrain à la suite de traitements contre les glossines ou les simulies. Ainsi, DEJOUX (1988) indique que la deltaméthrine est le pyréthrianoïde entraînant les effets toxiques les plus marqués vis-à-vis de la faune aquatique. Si l'action sur les poissons n'est pas toujours très importante et durable, à l'inverse, des impacts violents sont relevés chez les invertébrés. Chaque traitement se traduit par des dérives importantes (EVERTS *et al.*, 1983 ; DEJOUX, 1983) et par la disparition totale de certains crustacés tel que *Macrobrachium ravidens* ou *Caridina africana* (SMIE *et al.*, 1980 ; TAKKEN *et al.*, 1978 ; BALK et KOEMAN, 1984), espèces représentant une source importante de nourriture pour les populations locales.

En conclusion, il ne semble pas raisonnable d'envisager l'utilisation répétée de deltaméthrine, même à de faibles doses, aux abords des écosystèmes aquatiques et *a fortiori* en traitements directs de ceux-ci.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1983a. Essai des eaux. Détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna*. N.H.T. 90,301.
- AFNOR, 1983b. Détermination de la toxicité aiguë d'une substance vis-à-vis du *Brachydanio rerio* (essai statique). Norme expérimentale T. 90,303.
- BALK H.F., KOEMAN J.H., 1984. Future hazards from pesticide use. *The environmentalist*, 4 : 1-100.
- CAPLAN J.A., ISENSEE A.R., NELSON J.O., 1984. Fate and effect of (C¹⁴) fenvalerate in a tidal marsh sediment ecosystem model. *J. Agric. Food. Chem.*, 1 : 166-170.
- CHAPMAN W.H., FISHERY H.L., PRATT W.L., 1968. Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms. *Lawrence Radiat. Lab. Rep. UCRL*, 50p.
- COATS J.R., O'DONNELL-JEFFERY N.L., 1979. Toxicity of four synthetic pyrethroid insecticides of rainbow trout. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 23 : 250-255.
- CROSSLAND N.O., 1982. Aquatic toxicology of cypermethrin. 2. Fate and biological effects in pond experiments. *Aquatic toxicol.*, 2 : 205-222.
- DEJOUX C., 1983. Toxicité pour la faune aquatique de quelques nouveaux insecti-

- cides. III. La deltaméthrine. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 16 : 263-275.
- DEJOUX C., 1988. La pollution des eaux continentales africaines. *Trav. et Doc. ORS-TOM*, n° 213 : 213 p.
- DYER S.D., COATS J.R., BRADBURY S.P., ATCHISON G.J., CLARK J.M., 1989. Effects of water hardness and salinity on the acute toxicity and uptake of fenvalerate by bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 42 : 359-366.
- EVERTS J.W., VAN FRANKENHUYZEN K., ROMAN B., KOEMAN, J.M., 1983. Side effects of experimental pyrethroid applications for the control of Tse tse fly in a riverine forest habitat (Africa). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12 : 91-97.
- HANSEN P.D., 1976. Versuche zur experimentellen anreicherung von lindan (HCH) in nahrungskette aus *Chlorella spec. Daphnia magna* (Straus) und *Gasterosteus aculeatus*. Diss. Univ. Hamburg, 1-98.
- HANSEN D.J., GOOMAN L.R., MOORE J.C., HIGDON P.K., (1983). Effects of the synthetic pyrethroids AC 222,705, permethrin and fenvalerate on sheepshead minnows in early life stage toxicity test. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2 : 251-258.
- HASCOET M., CAVELIER M.A., 1978. Les pyréthrinoides de synthèse. *Acad. Agric. France*, 1371-1387.
- HIYAMA Y., SHIMUZU M., 1964. On the concentration factors of radioactive Cs, Sr, Zn and Cd in marine organisms. *Rec. Oceanogr. Wks. Japan*, 7 : 43-77.
- LHOSTE J., L'HOTELLIER M., 1982. Actions secondaires de la deltaméthrine sur l'environnement. In : Roussel Uclaf (Ed.). Deltaméthrine. Monographie, 325-356.
- L'HOTELLIER M., 1982. Les résidus de deltaméthrine dans les végétaux et autres denrées consommables. In : Roussel Uclaf (Ed.). Deltaméthrine. Monographie, 287-324.
- LOTSE E.G., GRAETZ D.A., CHESTERS G., LEE G.B., NEWLAND L.W., 1968. Lindane adsorption by lake sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 2 : 353-357.
- Mc LEESE D.W., METCALFE C.D., ZITKO V., 1980. Lethality of permethrin, cypermethrin and fenvalerate to salmon, lobster and shrimp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 25 : 950-955.
- MARCELLE C., THOME J.P., 1983. Acute toxicity and bioaccumulation of lindane in gudgeon, *Gobio gobio* (L.). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31 : 453-458.
- MARCHAL-SEGAULT D., RAMADE F., 1981. The effects of lindane, an insecticide, on hatching and postembryonic development of *Xenopus laevis* (Daudin) Anuran Amphibian. *Environ. Res.*, 24 : 250-258.
- MUIR D.G.G., RAWN G.P., TOWNSEND B.E., LOCKART W.L., GREENHALGH R., 1985. Bioconcentration of cypermethrin, deltaméthrin, fenvalerate and permethrin by *Chironomus tentans* larvae in sediment and water. *Environ. Toxicol. Chem.*, 4 : 51-61.
- MULLA M.S., NAVVAB H.A., DARWAZEH H.A., 1978. Toxicity of mosquito larvicidal pyrethroids to four species of freshwater fishes. *Environ. Entomol.*, 7 : 428-430.
- NEWLAND L.W., 1969. The adsorption and degradation of insecticides by lake sediments. University of Wisconsin, Ph. D. Agric. Soil. Sci., 92 p.
- OCDE, 1981. Ligne directrice de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. « Algues, Test d'inhibition de croissance. », 201 p.
- OHKAWA H., KIKUCHI R., MIYAMOTO J., 1980. Bioaccumulation and biodegradation of the (S)-acid isomer of fenvalerate (Sumicidin) in an aquatic model ecosystem. *J. Pestic. Sci.*, 5 : 11-22.
- PANSU M., DHOUBI M.H., PINTA M., 1981. Détermination des traces de pyréthrinoides (bioperméthrine et décaméthrine) dans les substrats biologiques par chromatographie et phase gazeuse. *Analysis*, 9 : 55-59.
- PIERCE Jr R.H., OLNEY C.E., FELBECK Jr G.T., 1971. Pesticide adsorption in soils and sediments. *Environ. Letters*, 1 : 157-172.
- PORTMAN, 1979. Evaluation of the impact on the aquatic environment of HCH (HCH isomers), HCB, DDT, (+ DDE and DDD), heptachlor (+ heptachlor epoxide) and chlordane. Commission of the European community, Env/486/79, 337 p.
- RAWN G.P., WEDSTER G.R.B., MUIR D.C.G., 1982. Fate of permethrin in model outdoor ponds. *J. Environ. Sci. Health*, 17 : 463-486.
- REYNOLDS L.M., 1971. Pesticide residue analysis in the presence of polychlorobiphenyls (PCB). *Residue Rev.*, 34 : 27.

- SCHIMMEL S.G., PATRICK J.M., FORESTER J., 1977. Toxicity and bioconcentration of BHC and lindane in selected estuarine animals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 6 : 355-363.
- SCHIMMEL S.G., GARNAS R.L., PATRICK J.M., MOORE J.C., 1983. Acute toxicity, bioconcentration and persistence of AC 222,705, bentiocarb, chlorpyrifos, fenvalerate, methyl parathion and permethrin in the estuarine environment. *J. Agric. Food. Chem.*, 31 : 104-113.
- SHAROM M.S., SOLOMON K.R., 1981. Adsorption-desorption, degradation and distribution of permethrin in aqueous systems. *J. Agric. Food. Chem.*, 29 : 1122-1125.
- SLOAN R.J. SIMPSON K.W., SCHROEDER R.A., BARNES C.R., 1983. Temporal trends toward stability of Hudson River PCB contamination. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31 : 377-385.
- SMIE M., EVERTS R.H.J., PEIJENBURG F.H.M., KOEMAN, J.H., 1980. Environmental aspects of field trials with pyrethroids to eradicate Tse tse fly in Nigeria. *Ecotoxicol. and Environ. Safety*, 4 : 114-128.
- SMITH T.M., STRATTON G.W., 1986. Effects of synthetic pyrethroid insecticides on non-target organisms. *Residue Rev.*, 97 : 93-120.
- SPEHAR R.L., TANNER D.K., GIBSON I.H., 1982. Effects of kelthane and pydrin on early life stages of fathead minnows (*Pimephales promelas*) and amphipods (*Hyalella azteca*). In : Aquatic toxicology and hazard assessment : Fight Conference ASTM STP 766 : 234-244, J.E. Pearson, R.B. Foster, W.E. Bishop (Eds.).
- STEPHENSON R.R., 1983. Effects of water hardness, water temperature, and size of the test organism on the susceptibility of the freshwater shrimp, *Gammarus pulex* (L.), to toxicants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31 : 459-466.
- STORA G., 1982, Recherches de bionomie descriptive et expérimentale (*in vivo* et *in vitro*) dans quelques biotopes littoraux soumis à des variations naturelles ou artificielles des conditions du milieu (notamment dans l'étang de Berre et le golfe de Fos). Thèse d'Etat, Université Aix-Marseille II, 197 p.
- STREIT B., 1979. Uptake, accumulation and release of organic pesticides by benthic invertebrates. 2. Reversible accumulation of lindane, parquat, and 2, 4-D from aqueous solution by invertebrates and detritus. *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, 55 : 349-372.
- TAKKEN W., JANSEN R.C., KEOMAN J.H., 1978. The experimental application of insecticides from helicopter for the control of riverine populations of *Glossina tachinoides* in West Africa. VI. Observations on side effects. *PANS*, 24 : 455-466.
- THYBAUD E., COSSON R.P., LE BRAS S., 1987. Sensibilité d'*Asellus aquaticus* vis-à-vis de polluants de l'environnement. *Acta Oecologica Oecol., Applic.*, 4 : 355-361.
- TOMIZAWA C., 1980. Biological accumulation of pesticides in an ecosystem. Evaluation of biodegradability and ecological magnification of rice pesticides by a model ecosystem. *JARQ*, 14 : 143-149.
- UKELES R., 1962. Growth of pure cultures of marine phytoplankton in the presence of toxicants. *Applied microbiol.*, 10 : 532-537.
- YAMATO Y., KLYONAGA M., WATANABE T., 1983. Comparative bioaccumulation and elimination of HCH isomers in short-necked clam (*Venerupis japonica*) and guppy (*Poecilia reticulata*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31 : 352-359.
- ZITKO V., CARSON W.G., METCALF C.D., 1977. Toxicity of pyrethroids to juvenile atlantic salmon. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 18 : 35-41.
- ZITKO V., Mc LEESE D.W., METCALF C.D., CARSON W.G., 1979. Toxicity of permethrin, decamethrin, and related pyrethroids to salmon and lobster. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 21 : 338-343.