



Jörg Römbke
Johann F. Moltmann

ÉCOTOXICOLOGIE APPLIQUÉE



Dogo SECK
Conseiller Scientifique

Écotoxicologie Appliquée

Jörg Römcke
Johann F. Moltmann



Jörg Römbke
Johann F. Moltmann

Écotoxicologie Appliquée



Margraf Verlag

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme
 Écotoxicologie Appliquée. / Römbke, Jörg ; Mollmann, Johann F.
 GTZ - CERES Locustox / Trad.: Prestige Service, Dakar; Sylvie Duthill,
 Weikersheim ; Margraf, 2000
 Einheitsacht., Ecotoxicologie Appliquée (Franz.)
 ISBN 3-8236-1336-7

Traduction

Prestige Service
 LOCUSTOX
 Sylvie Duthill

Photos

Jörg Römbke
 Johann F. Mollmann
 A. Hof

Production

MorraMusik, Weikersheim

Mise en page, Cover layout

Dirk Hangstem

Impression

Typo-Druck rosadori gmbh
 Rolsdorf, Allemagne

Distribution

Margraf Verlag, B. P. 1205,
 D-97983 Weikersheim, Allemagne

© pour l'édition française :

Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH Eschborn, Allemagne, 2000
 English edition first published 1996 by Lewis Publishers, CRC Press Inc.

© illustrations : Margraf Verlag 2000

ISBN 3-8236-1336-7



Centre de Recherches en Écotoxicologie pour le Sahel

CERES/LOCUSTOX est un centre régional créé en 1989 et spécialisé dans la recherche en écotoxicologie, en toxicologie et en chimie environnemental. Il :

- Etudie les effets des pesticides utilisés en Afrique sur l'environnement, l'homme et le bétail ;
- Dispose de l'information utile aux décideurs et aux utilisateurs pour une autorisation, une acquisition et une utilisation sélective et à moindre risque des pesticides ;
- Assure la diffusion de méthodes et d'outils susceptibles de contribuer à une bonne pratique de lutte phytosanitaire (y inclus la Lutte Intégrée) dans les conditions du milieu sahélien ;
- Travaille dans un environnement qui répond bien aux exigences des Bonnes Pratiques de Laboratoire et de Terrain.

CERES/LOCUSTOX, P.O.Box 3300-Dakar-Senegal. Tél. (221)834-42-94,
 Internet: www.fao.org/News/global/Locusts/Locustox/locusthome.htm
 e-mail: locustox@metissacana.sn



Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH

La Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH est, au niveau international, l'un des plus grands prestataires de services dans le domaine de la Coopération au développement.

Plus de 10 900 collaborateurs et collaboratrices travaillent actuellement au service de la GTZ dans quelque 142 pays du Sud et de l'Est. Environ 8 600 d'entre eux sont d'ailleurs originaires de ces pays mêmes.

La GTZ est une société de droit privé appartenant à l'Etat fédéral allemand. Ses rentrées de commandes atteignent un volume de près de deux milliards de DM par an. La GTZ est une entreprise d'utilité publique. Elle utilise ses excédents pour financer de petits projets qu'elle encourage de sa propre initiative dans les pays partenaires (actions autofinancées).

Le principal commettant de la GTZ est le ministère fédéral de la Coopération économique et du Développement (BMZ), mais d'autres ministères allemands font également appel à ses services.

L'entreprise reçoit, en outre, des commandes émanant d'institutions internationales (telles que la Commission de l'Union Européenne, la Banque Mondiale ou les organisations des Nations Unies) et de gouvernements étrangers. Elle exécute ces commandes contre rémunération (« Coopération technique pour clients étrangers »).

La GTZ soutient des processus de développement et de réforme dans les pays de ses partenaires en apportant son assistance à des projets et à des programmes dont le nombre s'établit à 2 800 actuellement.

L'éventail des nombreux champs d'activité de la GTZ s'étend de la politique agricole aux programmes intersectoriels de développement rural et urbain, en passant par les travaux d'infrastructure, les actions de formation professionnelle et les prestations de conseil au secteur privé et aux entreprises industrielles. Un secteur nouveau s'y est ajouté depuis peu, celui de l'aide aux sinistrés et aux réfugiés. Les priorités de la politique du développement vont à la réduction de la pauvreté, à la protection de l'environnement et des ressources naturelles, à l'éducation et à la formation, ainsi qu'à la promotion des femmes.

Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH
Postfach 51 80, 65726 Eschborn, Allemagne, Téléphone: + 49 6196 - 79-0
Internet: <http://www.gtz.de>

Remerciements

Nous souhaitons remercier les nombreux amis et collègues qui nous ont encouragé et aidé à préparer ce livre. Nous remercions spécialement l'éditeur L.Lewis pour sa patience ses suggestions ; D.L.Jones pour avoir effectué le difficile travail, consistant à traduire la version allemande en anglais ; H.-J.Schallnaß qui a dessiné une bonne partie des figures sur PC ; et aussi T.Knacker, C.Bauer et L.Beck qui nous ont toujours montré leur disponibilité à discuter de ce problème. Nous avons reçu beaucoup de commentaires utiles pour le texte de la version GTZ précédente, spécialement de F.Heimbach, A.Marschner, K.Mathes et W.Mücke. Au nom de l'Office Allemand de la Coopération Technique (GTZ), qui a financé la publication de ce livre, nous remercions les directeurs concernés par le projet, S.Krall et G.Vaagt, pour leurs contributions. Et enfin sans oublier, nos très patientes épouses, Gerti Pfaff-Römbke et Beate Brehmer, ainsi que nos enfants, qui méritent le plus notre reconnaissance, puisqu'ils se sont accommodés à nos préoccupations, les soirs et les week-ends, pendant que nous travaillions sur ce projet.

(Les auteurs pour l'édition anglaise)

Nos vifs remerciements vont également aux cadres et agents de la Fondation CERES/LOCUSTOX, particulièrement à Messieurs James W.Everts, conseiller de la FAO, Djibril Mbaye, Expert Formation-Information et à Oumar Barry, Expert Homologue Formation-Information, dont la contribution à la conception, la mise en forme et la traduction en français du présent ouvrage a été déterminante. Nous remercions également Mme Aminata Guèye Samba et Mlle Adeline Diatta, secrétaires, pour la saisie et la mise en page des illustrations scannées à partir de la version anglaise, qui ont conféré au document une forme définitive et attractive ; sans oublier M. Youssoupha Sadjji, documentaliste, pour sa participation appréciable à la relecture et à la correction du document.

(CERES-LOCUSTOX pour l'édition française)

La GTZ adresse ses chaleureux remerciements à ses collaborateurs et collaboratrices, Mme Beatrice Bournonville, Mme Anja Kühn, Mme Maria-Theresia Magnien et M. Matthias Zweigert, pour la patience dont ils ont fait preuve en coordonnant les travaux d'élaboration de cette édition française entre Dakar et Weikersheim et en motivant tous les intéressés à poursuivre dans leur entreprise.

(GTZ pour l'édition française)

Table des Matières

REMERCIEMENTS VI	CHAPITRE 9	
INTRODUCTION 1	Au Niveau de Sémi-terrain 165
CHAPITRE 2		CHAPITRE 10	
Missions, Objectifs et Définitions 3	Le Niveau du Terrain 179
CHAPITRE 3		CHAPITRE 11	
Les Problèmes Ecologiques Fondamentaux de l'Écotoxicologie 13	Les Bases Juridiques 195
CHAPITRE 4		CHAPITRE 12	
Les Aspects Généraux du Devenir et des Effets 27	Estimation et Evaluation 219
CHAPITRE 5		CHAPITRE 13	
Pesticides et Produits Chimiques Environnementaux 57	L'Écotoxicologie dans les Pays en Voie de Développement 263
CHAPITRE 6		REFERENCES 277
Les Paramètres de Mesure 75	INDEX 317
CHAPITRE 7			
Tests aux Différents Niveaux d'Investigation 109		
CHAPITRE 8			
Au Niveau du Laboratoire 121		

1. INTRODUCTION

L'écotoxicologie est devenue nécessaire lorsque l'homme a commencé à introduire des produits chimiques dans l'environnement. Personne ne s'était préoccupé du devenir de ces produits chimiques jusqu'au moment où ils ont commencé à se manifester dans des endroits inattendus, ou lorsqu'ils ont eu des effets néfastes sur les organismes vivant dans l'environnement. Certaines substances ont des effets immédiats, néfastes, tandis que d'autres peuvent avoir des impacts qui ne se manifestent que plus tard, par exemple lorsque la population animale ou végétale décroît, à la suite d'une baisse de fertilité.

L'écotoxicologie est devenue nécessaire lorsque beaucoup de nouvelles substances qui, à l'origine n'existaient pas dans la nature ont été synthétisées dans les pays industrialisés. La plupart de ces substances artificielles ont des effets notables, même lorsqu'elles sont fortement diluées. Néanmoins, l'écotoxicologie concerne également des substances qui ont toujours existé dans la nature, mais qui sont libérées dans l'environnement pour des besoins spécifiques ou qui sont transportées et concentrées en grande quantité à travers l'activité humaine.

L'écotoxicologie est devenue nécessaire du fait que la société industrielle, et également le monde en développement tirent de gros profits de l'utilisation de toutes sortes de produits chimiques, et ont toujours été conscients des risques potentiels inhérents à l'utilisation de ces substances. Malgré l'utilisation de technologies efficaces et saines pour l'environnement, la croissance globale de la population requiert l'emploi de substances chimiques à une échelle plus large. Jusqu'ici, on ne sait que très peu de choses sur le niveau de stress que peuvent subir les écosystèmes. En résumé, l'écotoxicologie est une excroissance de la nécessité de l'homme de se protéger et de préserver la base de sa survie, – l'équilibre de la nature, contre les effets de ses propres produits. Ceci est d'autant plus vrai, notamment lorsqu'il s'agit des produits de protection des cultures.

2. MISSIONS, OBJECTIFS ET DÉFINITIONS

2.1 L'ÉCOTOXICOLOGIE

La mission de l'écotoxicologie est d'évaluer, de surveiller et de prévoir le devenir et les effets des substances dans l'environnement (MORITARY, 1988). L'objectif de l'écotoxicologie est de fournir une base scientifique pouvant permettre l'estimation de ces substances avec un effort et des coûts raisonnables (Figure 2.1). En retour, ceci fournit une base pour des évaluations en vue de décider des substances qui peuvent être libérées ou tolérées par l'environnement, et dans quelles quantités.

L'objectif de l'écotoxicologie est motivé par le désir de maintenir la structure et la fonction naturelle des écosystèmes (intégrité de l'écosystème ; HARRIS ET AL., 1990). En d'autres termes, la recherche écotoxicologique constitue également la recherche sur l'écosystème (MATHES ET AL., 1991). Néanmoins, il ne faut pas perdre de vue le fait que les écosystèmes sont dynamiques. Préserver un statu quo serait un acte contre nature.

Les trois définitions suivantes démontrent l'étendue actuelle de cette science couramment acceptée :

- L'écotoxicologie se préoccupe des effets toxiques des agents chimiques et physiques sur les organismes vivants, notamment sur les populations et les communautés au sein d'écosystèmes définis : elle inclut les modes de transfert de ces agents et leurs interactions avec l'environnement (TRUHAUT, 1977 ; BUTLER, 1978).
- L'écotoxicologie étudie les effets des substances sur les organismes. Le risque sur les populations d'animaux et de végétaux peut être déterminé en utilisant des données d'études (rétrospective) et en faisant des tests spécifiques (prospective) (définition originale en allemand, RUDOLPH & BOJE, 1986).
- La science qui vise à prévoir les impacts des substances chimiques sur les écosystèmes (LEVIN ET AL., 1989b).

Lorsque l'on recherche les effets d'une substance, il faut également apporter la preuve quantitative de sa survivance. Ceci est la mission de la chimie analytique (analyse des résidus). Néanmoins, la détection d'une substance, n'est pas une indication de ses effets potentiels. Aujourd'hui, les avancées tech-

nologiques, spécialement dans le domaine des équipements de mesure ont permis de détecter des quantités infinitésimales de substances dans l'analyse des résidus. Dans beaucoup de cas, les quantités détectées sont plus petites que les niveaux de l'effet biologique connus. Par conséquent, l'opportunité écotoxicologique des données résiduelles constitue encore un sujet de controverse (KOCI, 1989).

Au cours de ces dernières années, il y a eu une tentative - notamment en Allemagne, en Autriche et en Suisse - d'établir une distinction entre, d'une part, le devenir des substances chimiques y compris leur impact abiotique (chimie environnementale ou écologique), et d'autre part, leurs effets biologiques (l'écotoxicologie dans son sens technique) (p. e. KOCI, 1980, 1987). Ainsi, la chimie environnementale met l'accent sur les substances chimiques elles-mêmes, leur entrée et leur survenance, leur transport, leur devenir et leurs processus de transformation (par ex dans BOLDEAU ET AL., 1989; PAASIRVITA, 1991). La chimico-dynamique met l'accent de façon plus directe sur le devenir des substances à partir de leur application jusqu'au moment où elles atteignent un récepteur (SILJEMANN ET AL., 1990).

Le Conseil des Experts sur les Questions Environnementales en Allemagne (Sachverständigenrat für Umweltfragen, SRU, 1987) établit une distinction similaire en relation avec l'étude du devenir écotoxicologique appelée «écotoxicocinétique», et l'étude de ses effets appelée «écotoxicodynamique».

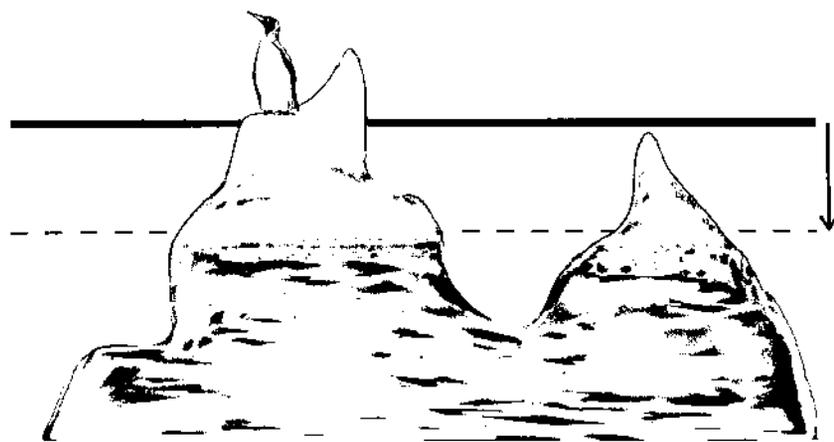


Fig. 2.1 Le syndrome de «La pointe de l'iceberg» (avec l'autorisation de K. van de Guchte, Lelystad, Pays-Bas). On peut utiliser une série limitée de paramètres pour évaluer le risque environnemental potentiel dans son ensemble. La mesure des paramètres complémentaires devrait indiquer si l'évaluation est valable ou non. Sinon, les paramètres complémentaires devraient être incorporés dans le cadre de prises de décisions pour permettre un recours adéquat.

Néanmoins, cette combinaison n'est pas encore tombée dans le domaine public.

Bien que les évaluations de l'impact sur l'environnement (Umweltverträglichkeitsprüfungen) utilisent les méthodes écotoxicologiques dans une certaine mesure, elles constituent essentiellement un outil du processus de planification régionale qui prend en compte les demandes de développement des terres et les tendances socio-économiques ainsi que l'impact écologique (HEINRICH & HERZ, 1990). En conséquence, ces évaluations ne feront plus l'objet de discussions ultérieures.

2.2 LES ORIGINES DE L'ÉCOTOXICOLOGIE

La science de l'écotoxicologie constitue une excroissance du lien qui existe entre la toxicologie et la chimie. Le terme «écotoxicologie» a été inventé par TRUHAUT en 1969 (BUHLER, 1984), lorsque l'étendue de l'investigation des effets néfastes des substances sur un seul organisme (l'être humain) a été augmentée afin d'inclure l'ensemble des écosystèmes. L'objectif fondamental de la toxicologie, qui est de protéger la santé humaine contre les influences nuisibles provenant de l'environnement, a été alors élargi afin d'inclure la préservation de la vie des végétaux et des animaux. Ces ressources naturelles ne sont pas seulement évaluées sous l'angle de leurs valeurs économique, esthétique, éducative, scientifique et récréative pour les êtres humains. Les organismes individuels, ainsi que les écosystèmes dans leur ensemble ont leurs propres valeurs.

En matière de toxicologie, la dose est le critère qui détermine l'effet toxique de la substance sur un individu. En matière d'écotoxicologie, nous parlons de populations différentes (animaux, végétaux, ou microorganismes) qui non seulement, montrent des degrés variés de sensibilité sur une substance, mais y sont également exposées à des degrés très variés. Mais une seule mesure de la concentration de la substance dans l'environnement n'est pas suffisante pour évaluer le stress sur les écosystèmes. La façon dont la substance est libérée dans l'environnement et le pourcentage auquel il se dégrade déterminent s'il est possible qu'il atteigne un organisme ou s'il l'affecte d'une certaine façon - les effets de l'écotoxicologie constituent une fonction de la biodisponibilité. Les effets potentiels et l'exposition doivent être pris en compte afin d'évaluer la pertinence toxicologique de la substance étrangère.

Du point de vue de la toxicologie, l'être humain lui-même est constitué par un système compliqué d'organes, de fonctions et de processus de dévelop-

pement. Lorsqu'il s'agit en outre d'étudier les effets de la substance étrangère sur un groupe plus large d'organismes (aspect quantitatif) et sur les autres compartiments de l'environnement (aspect qualitatif), y compris des processus à long terme sur les écosystèmes, les conséquences deviennent moins transparentes et la recherche devient de plus en plus complexe.

Le souci public pour le grand nombre de produits chimiques synthétiques dans l'environnement a été surtout déclenché par les effets secondaires des pesticides ainsi que les effets des polluants industriels accumulés. Au même moment, on a été moins surpris de voir que ces substances avaient réellement des effets secondaires par rapport aux formes dans lesquelles elles s'étaient manifestées : la voie d'accès et la persistance dans l'environnement, ainsi que la sensibilité des non cibles - qui dans beaucoup de cas étaient vraiment des organismes bénéfiques, n'ont pas été prises en compte (MORIARTY, 1988 ; HOFFMANN ET AL., 1990). Nous donnons ci-après des exemples classiques de ces effets (SCHÜEPP ET AL., 1990) :

- Une quasi-extinction des oiseaux prédateurs due à une accumulation d'organochlorés dans la chaîne alimentaire (par ex le DDT) ;
- Une dispersion à large échelle de l'herbicide Atrazine par évaporation ou écoulement dans la nappe souterraine ;
- Une forte absorption du pesticide Paraquat par les particules du sol, résultant d'un niveau élevé de persistance mais pas nécessairement de la biodisponibilité ;
- Une accumulation de cuivre au niveau de la terre arable des vignobles ;
- L'augmentation aiguë, après application de l'insecticide, du nombre de ravageurs précédemment peu importants au début.

En Angleterre et aux Etats-Unis, le problème de la pollution des eaux de surface par les effluents ménagers et industriels (spécialement des mines) a suscité les premières études appelées aujourd'hui « écotoxicologiques » (p.e. CARPENTER, 1927 ; HART ET AL., 1945). Ce n'est que récemment qu'une discussion a été entamée en Allemagne sur les effets secondaires possibles des pesticides (p.e. RICHTER, 1953 ; BAUER, 1964). Aucune étude comparative sur des produits chimiques environnementaux n'a été menée en grande échelle, jusque dans les années 1970 (KORTE, 1980). Etant donné que ces expériences ont mis l'accent sur les effets aigus, l'impact des produits chimiques sur l'écosystème était souvent sous-estimé. Aussi, il n'y a pas eu de contact entre les biologistes « appliqués » (= écotoxicologues) et les biologistes classiques. Ceci est au moins une des raisons du déficit actuel d'approches écosystémiques pour l'évaluation des substances xénobiotiques.

La science de l'écologie fournit les bases de l'examen de l'effet d'une substance xénobiotique sur la diversité des organismes ainsi que sur les relations possibles entre elle et l'environnement. La nature est extrêmement complexe, mais elle n'est pas chaotique. La nature est régie par une hiérarchie, et c'est la tâche de l'écologie de déchiffrer cette hiérarchie (ODUM, 1971). L'écotoxicologie qui met l'accent spécialement sur les substances xénobiotiques, englobe presque toutes les disciplines, de l'écologie, de la génétique et de l'écophysologie à la simulation mathématique de tous les écosystèmes.

Les méthodes employées par l'écotoxicologie ont été élaborées par les exigences gouvernementales dans les pays industrialisés à une échelle inédite dans l'histoire de la science (CONNELL, 1986 ; CAIRNS, 1989). Tandis que les sanctions et les règlements législatifs ont toujours été en retard par rapport aux avancées technologiques dans d'autres domaines de l'actualité scientifique (ce qui est particulièrement évident dans le cas de la bio-ingénierie par exemple), les écologistes, les toxicologues et les chimistes ont été confrontés à la tâche qui consiste à donner aux législateurs des critères et paramètres juridiquement vérifiables, qui puissent être utilisés pour évaluer les risques et les avantages des substances chimiques avant le fait.

Les valeurs-seuils de toxicité constituent un exemple de ces critères. Néanmoins, les valeurs définies pour les individus ne sont pas nécessairement valables pour toute une population. L'écotoxicologie doit permettre la compréhension des inadéquations et incertitudes de l'écologie en tant que science stochastique et hautement complexe. Par conséquent, les directives de test constituent souvent un reflet de la tentative de simuler ces processus, dans des écosystèmes réels mais non directement accessibles à travers l'utilisation de modèles ou d'organismes modèles, invariablement en vue de minimiser les intrants en termes de temps, d'effort et de frais.

2.3 « POLLUANT » ET « SUBSTANCE XENOBIOTIQUE »

Dans le cadre de cette discussion, les polluants ou substances génératrices de stress sont compris comme étant des substances chimiques qui ont été relâchées dans l'environnement essentiellement par suite de l'activité humaine et qui ont des effets nuisibles et secondaires sur les organismes vivants (MORIARTY, 1988).

Dans ce contexte le mot « dommage » signifie une interaction entre une substance et le système biologique. Le risque potentiel que présente la substance pour causer un dommage est confronté au potentiel de protection inhérent au système biologique (par ex. l'excrétion ou les réactions métaboliques, l'adaptation ou la régénération). Ainsi, l'écotoxicité n'est pas une caractéristique qui est spécifique à la substance de manière intrinsèque. Elle dépend également du système biologique dans lequel la substance intervient, tout comme les influences environnementales sur le système (c'est-à-dire la biodisponibilité, NUSCH, 1991).

MacKay (1988) a proposé que les produits chimiques soient classés selon trois différents modes d'actions sur les systèmes biologiques : « les modes interrompus » possèdent un effet non spécifique qui dépend d'abord de la quantité ou de la concentration. Les « modes distributifs » se rapportent aux substances qui ont un effet extrêmement sélectif ; dans beaucoup de cas, ces substances peuvent s'accumuler dans des organismes ou dans des aliments avec des dommages potentiels à long terme, même en petites concentrations. Le troisième groupe, appelé « modes directs », comprend des substances telles que les radio-isotopes, qui sont dangereuses quel que soit le niveau de concentration.

L'écotoxicologie vise d'abord à étudier les substances qui ont un effet négatif sur l'environnement. Les effets d'un pesticide - un agent qui par définition est introduit dans l'environnement afin de contrôler un organisme nuisible peuvent être considérés comme négatifs ou non, selon le point de vue concerné. Conformément au principe, il faut partir de l'hypothèse selon laquelle il n'existe pas de substance neutre et que chaque substance a un effet quelconque. Néanmoins, étant donné qu'il est impossible d'évaluer l'ensemble des effets potentiels concevables, il est plus sensé de parler en termes de « substances étrangères » (xénobiotiques) que de « polluants » (noxes). *A priori*, il n'est pas pertinent pour l'évaluation de chercher à savoir si les effets observés représentent une déviation positive ou négative à partir d'un niveau de contrôle prescrit. Dans tous les cas, la dynamique temporelle sur l'effet devrait également être prise en compte en évaluant si un « dom-

mage » quelconque est survenu (MATHES ET AL., 1991). La seule preuve de l'existence d'une substance ne signifie pas automatiquement qu'il s'agit d'un polluant. Cette distinction est souvent passée sous silence dans les contextes non scientifiques.

Il est important de garder en tête que l'écotoxicologie est une science spécialisée qui tend à accorder beaucoup trop d'importance à l'objet de son étude - les substances xénobiotiques - dans la dynamique d'ensemble des écosystèmes. Ce fait est en relation avec les autres facteurs naturels et anthropogéniques (par ex la qualité du climat et du sol selon le cas, le développement et le tillage de la terre), le stress qui provient des substances xénobiotiques ne jouant souvent qu'un rôle mineur (HALTRICH, 1991). Dans beaucoup de cas, l'influence du stress découlant des xénobiotiques ne devient visible qu'après élimination des autres influences dans un test de laboratoire normalisé. Néanmoins, l'homme doit encore chercher à minimiser les entrées et les effets des substances étrangères et limiter leur utilisation dans la limite du degré nécessaire. Car, lorsque l'on parle des substances étrangères par opposition aux autres facteurs écologiques, l'homme a réellement un pouvoir de contrôle sur ce qu'il choisit de faire ou de ne pas faire. C'est probablement la raison pour laquelle les questions écotoxicologiques sont devenues l'objet de cette préoccupation publique générale.

Le terme « stress » dans le contexte du stress sur les individus ou les écosystèmes est également difficile à définir dans un sens neutre. Le stress signifie qu'un métabolisme (même à l'échelle de l'écosystème) doit s'atteler à éliminer une substance d'un corps auquel il n'appartient pas. Cela oblige à investir une certaine dose d'énergie. Mais si cette substance n'apparaît que sous forme de traces, et qu'il n'y a pas d'effet reconnaissable sur le bien-être de l'organisme, on pourra difficilement parler de stress dans un sens négatif. Le problème qui se pose est de savoir comment établir un lien entre le processus métabolique microscopique et l'état macroscopique de l'organisme dans son ensemble. Ces questions multidimensionnelles sont typiques de l'écologie et de l'écotoxicologie. Dans ce livre, le mot « stress » est utilisé en grande partie dans le sens neutre de la survenance, contrairement à la « contamination », qui a des connotations négatives inhérentes.

2.4 L'ÉCOLOGIE

On peut dire que l'écotoxicologie constitue l'écologie appliquée dans un objectif spécifique. Ainsi, l'étendue de la recherche est liée au besoin spécifique de générer des résultats non équivoques. L'autre contrainte à laquelle est confrontée l'écotoxicologie est que beaucoup de méthodes écologiques ne permettent pas de tirer des conclusions valables et juridiquement tranchées sur les effets des substances xénobiotiques chez les populations et les écosystèmes. Pour des raisons théoriques et pratiques, elles suscitent un certain nombre d'incertitudes statistiques. Afin de contourner ce dilemme et de limiter le nombre de questions à un degré raisonnable, l'écotoxicologie doit utiliser une approche pragmatique. Il faut utiliser les connaissances écologiques existantes afin de créer les bases qui vont permettre d'évaluer les avantages et les risques d'une substance pour l'homme et pour l'environnement (KEIRUP ET AL., 1991). Ainsi, une compréhension fondamentale de l'écologie elle-même est absolument essentielle afin de procéder au choix de la meilleure méthode ou du meilleur paramètre de mesure en vue de l'évaluation d'une substance xénobiotique.

La tâche de l'écologie consiste à analyser les effets environnementaux sur les individus et rétroactivement, leurs effets contraires sur l'environnement et d'évaluer le cadre de ces effets. KREBS (1985) définit ainsi l'écologie :

L'écologie est l'étude scientifique des interactions qui déterminent la distribution et l'abondance des organismes.

Cette définition globale de l'écologie couvre presque tous les éléments de la biologie. Néanmoins, elle fournit un meilleur point de départ que la « théorie générale de l'équilibre de la nature » de HAECKEL (1866) en posant les questions telles que, où trouve-t-on des organismes, combien d'organismes existe-t-il là-bas, pourquoi existent-ils ou pourquoi sont-ils en mesure de survivre sur un site spécifique. En biologie, l'écologie est étroitement liée à la physiologie, à la recherche sur les comportements ainsi qu'à la génétique et la recherche sur l'évolution. La chimie, l'hydrologie et la science des sols sont les trois principales disciplines annexes en relation avec l'écologie.

La classification et la description des communautés ou la biocénose et leurs biotopes respectifs ont marqué l'origine historique de l'écologie. Ce n'est que plus tard que l'on a tenté d'expliquer la composition des biocénoses en terme d'effets des facteurs environnementaux et des relations entre les espèces dans la communauté. Ceci a ajouté une composante physiolo-

gique et fonctionnelle à l'approche descriptive, systématique-morphologique de l'écologie. Les structures morphologiques, leurs formes et leurs organisations sont avant tout déterminées par les gènes, tandis que les caractéristiques des organismes sont sous l'influence de leur interaction avec les facteurs environnementaux. En plus de ces deux aspects, notamment les facteurs environnementaux externes et la base génétique, le facteur temps est un élément fondamental du processus de vie.

Les termes « structure et fonction » qui vont de pair, constituent les voies d'accès essentielles pour l'évaluation de l'état des unités écologiques. Du point de vue de l'écotoxicologie, il s'agit, en dernière analyse, de préserver et de restaurer certaines fonctions au sein d'un écosystème (p. e. la décomposition, la productivité) qui ont été altérées par une substance xénobiotique d'une façon défavorable du point de vue humain. Dans beaucoup de cas, les structures (p. e. : le comportement spatial, la composition des espèces) ont une certaine fonction qui, en retour, doit être protégée et restaurée, et ainsi servir d'indicateurs de ces fonctions.

3. LES PROBLÈMES ÉCOLOGIQUES FONDAMENTAUX DE L'ÉCOTOXICOLOGIE

3.1 LES NIVEAUX D'ORGANISATION DES SYSTÈMES BIOLOGIQUES

Les objectifs de l'étude écologique visent des organismes dont chacun représente un système complexe de cellules et d'organes. Ces organismes sont en retour, organisés sous forme d'unités plus grandes (populations, communautés, écosystèmes). La division de la nature en différents niveaux d'organisation (Figure 3.1) n'est guère arbitraire, et a des implications sur l'acquisition de connaissances dans tous les domaines de la biologie (O'NEILL ET AL., 1986). Avec chaque niveau d'organisation supérieure (cellule → organisme → population → écosystème), il est de plus en plus difficile d'établir des relations tranchées basées sur des relations de cause à effet, ou de maintenir une vue d'ensemble de l'abondance croissante de ces relations.

Bien que les réactions biochimiques dans les cellules soient variées et complexes, elles peuvent être analysées à ce niveau et sont similaires dans beaucoup de cellules. Les interactions entre organismes peuvent aussi être expliquées au niveau des organismes individuels. Mais tout pronostic sur le développement et le comportement individuel est nécessairement imprécis. Pour des raisons pratiques, les populations ne peuvent être analysées que du point de vue statistique. Au niveau des populations, les paramètres intégratifs (p. e. la fertilité) sont en train d'être observés sous un angle plus large dans les cadres expérimentaux, bien que les changements de ces paramètres ne puissent être expliqués en détail ; il n'est pas nécessaire non plus de le faire. Cette approche ne peut s'appliquer à l'infini au niveau de l'écosystème parce que le nombre d'écosystèmes qui pourraient raisonnablement être comparés sur la base des données statistiques est trop bas. Même s'ils sont classés par type, l'individualité des écosystèmes ne permet que des comparaisons grossières.

Au fur et à mesure que l'échelle d'observation augmente, l'expérimentation génère un nombre croissant d'explications statistiques plutôt que causa-

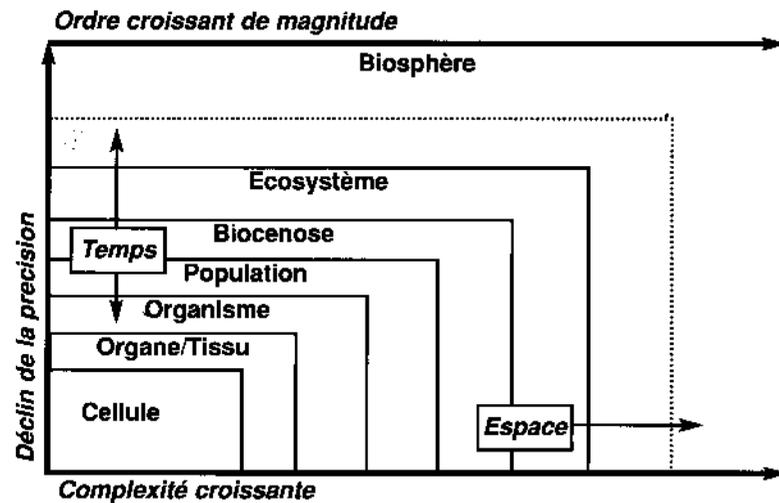


Fig 3.1 Niveaux biologiques d'organisation. Les dimensions de temps et d'espace sont moins importantes pour l'investigation jusqu'au niveau de la population et des biocénoses.

les, avec un déclin correspondant dans la précision et la reproductibilité des expériences.

Ceci est également apparent étant donné que la méthodologie tirée de la biochimie et de la toxicologie, tout comme l'unique origine de l'écotoxicologie, est beaucoup plus avancée que celle de son autre source, l'écologie en général, et la recherche des écosystèmes en particulier.

L'objectif de l'écotoxicologie est d'estimer l'impact des substances étrangères sur des niveaux systémiques supérieurs à celui de l'individu. La résistance est par exemple une caractéristique individuelle génétiquement déterminée. Néanmoins, cette caractéristique ne devient opportune que lorsqu'un nombre relativement important d'individus résistants au sein d'une population augmente après qu'une substance étrangère (p. e. un pesticide) a pris effet. Au niveau de la population, l'effet de la substance étrangère est vérifiable par un changement des fréquences alléomorphes, c'est-à-dire une intervention au niveau des organismes est mesurée en termes de paramètres de population, bien que cela se soit manifesté réellement au niveau moléculaire. Dans tous les cas, il ne semble pas possible de faire des prévisions pour plus de deux niveaux à la fois (cf. Chapitre 3.3).

3.2 INDIVIDUS, POPULATIONS, BIOCÉNOSES, ÉCOSYSTÈMES

Les individus

Les organismes sont en interaction avec leur environnement. En d'autres termes, les facteurs abiotiques de leur environnement (lumière, température, humidité, substances étrangères, etc.) et les facteurs biotiques (membres des espèces, proies, ennemis, compétiteurs) déterminent si un organisme peut survivre sur un site spécifique. En revanche, un organisme influe sur son environnement par exemple en opérant des changements physiques sur la surface du sol ou en absorbant ou en enlevant des substances. Dans une perspective de long terme, les influences géomorphologiques (p. e. isolation à travers la formation d'îles) et les influences climatiques (glaciations) déterminent la distribution d'organismes et d'espèces à côté des facteurs complémentaires d'extinction et de déplacement en tant que résultat de l'intervention humaine.

Les individus d'une espèce expriment certaines demandes auprès des facteurs dans leur environnement. En cas de changement au niveau de ces facteurs, ils ont également une certaine capacité de réaction qui est génétiquement déterminée et qui peut varier d'un membre de l'espèce à un autre. Une sous-discipline de l'écologie, en l'occurrence l'écologie physiologique, examine les réalisations régulatrices des organismes individuels en relation avec les facteurs environnementaux.

Les populations

Les individus d'une même espèce forment les populations. L'interaction entre les conditions internes génétiquement prescrites et les influences extérieures, compte non tenu qu'elles soient induites par leur localité en tant que telle (abiotique) ou par d'autres organismes (biotiques), détermine l'abondance d'individus dans une population dans les limites de sa distribution. La somme de tous les facteurs qui rendent possibles l'existence d'une espèce (ou plus précisément une population) dans un certain habitat est appelée « niche écologique ». Il est pratiquement impossible de définir avec précision la niche écologique d'une espèce. D'abord, l'état optimal de tout facteur donné dépend de l'influence des autres facteurs et d'un autre côté, la constitution génétique d'une population change sous l'influence des facteurs environnementaux sur des périodes longues (pression de la sélection). En

dernier ressort néanmoins, ce n'est pas l'individu qui est important, mais l'espèce ou la population. La tentative de fournir une description mathématique et empirique des fluctuations dans une population ainsi que la génétique de la population dépendent de l'écologie de la population.

Bien que le facteur temps joue un rôle à tous les niveaux d'organisation, il ne devient un aspect important que lorsque l'on met l'accent sur la dynamique de la population. Tous les processus biologiques sont coordonnés les uns aux autres selon le temps, un élément qui est particulièrement clair dans le développement de l'individu. A des niveaux plus élevés, les processus d'organisation se manifestent dans le cours continu du temps (évolution).

Les biocénoses

Les organismes d'une espèce coexistent avec les membres des autres espèces et, sous la pression de facteurs internes et externes, constituent plus ou moins des communautés caractéristiques (biocénoses). La composition correspondante et spéciale des facteurs abiotiques établit l'espace dans lequel vivent les organismes (le biotope d'une communauté, ou l'habitat d'une population particulière).

Les dimensions duales de la structure et de la fonction sont aussi analysées au niveau des biocénoses (communauté), mais dans un sens plus abstrait. A ce niveau, les relations entre les organismes individuels ne constituent plus le facteur important, mais plutôt celles qui existent entre les populations de différentes espèces. Les biocénoses se caractérisent par la composition spécifique des espèces qui les composent ainsi que les tailles relatives des populations. Tandis que les communautés de végétaux (phytocénoses) peuvent souvent être en corrélation avec le climat et le sol régional (KÜCHLER & ZONNEVELD, 1988), les limites de la distribution des animaux s'étendent au-delà de la phytocénose spécifique. Par exemple, les communautés de microorganismes et d'animaux qui se trouvent dans le sol doivent être examinés séparément, mais non indépendamment des communautés d'animaux et de végétaux au-delà de la terre (GRAEFE, 1993).

Les écosystèmes

Les biocénoses et les biotopes constituent tous les deux un écosystème. L'espace et le temps constituent les deux éléments structuraux clés qui entrent en compte au niveau de la transition de l'écologie de la population vers la recherche de l'écosystème. La géoscience étudie les processus de la nature inanimée qui possèdent leur dynamique propre.

Concernant l'interprétation des écosystèmes, les populations individuelles ont des rôles et des stratégies de survie dans la dynamique d'ensemble. Les structures telles que l'hétérogénéité et la stabilité sont utiles pour la classification comparée des écosystèmes (cf. Chapitre 4.2). Ainsi, le concept « d'écosystème » n'est pas seulement utilisé en référence à une section spécifique de la nature mais également dans un sens figuratif pour les modèles qui en sont tirés (STÖCKER, 1979).

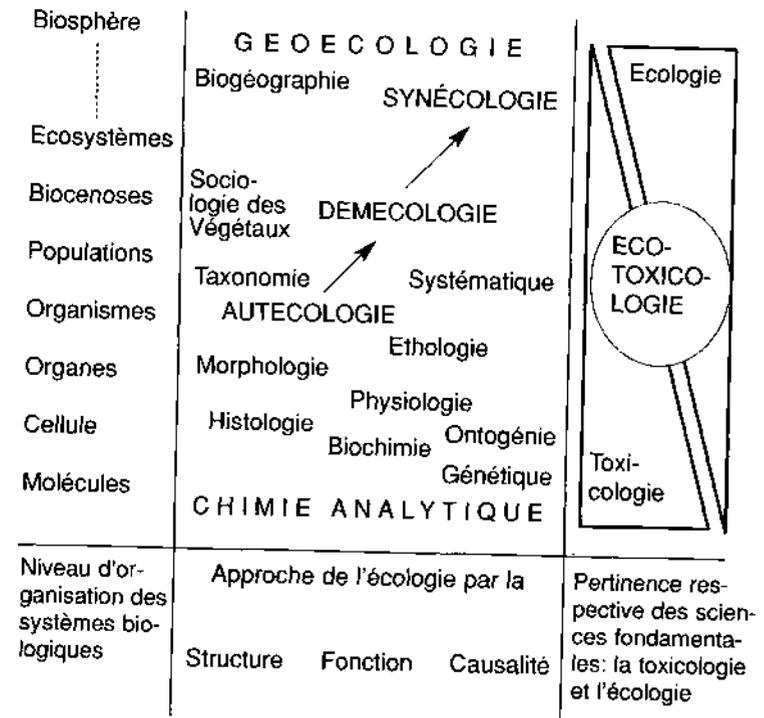


Fig. 3.2 Classification des sous-disciplines biologiques et écologiques selon les niveaux d'organisation des systèmes biologiques, et les trois approches vis à vis de l'écologie. La toxicologie met l'accent sur un phénomène aux niveaux d'organisation plus bas, tandis que l'écologie classique est en relation avec ceux situés sur un niveau plus élevé. L'écotoxicologie se situe entre les deux aspects intégratifs des deux disciplines.

La biosphère

Le niveau global d'organisation qui englobe tous les processus vitaux et qui intègre les lois et propriétés systémiques à tous les niveaux est appelé la biosphère. A cause de la complexité des chaînes individuelles de l'effet, dont les lois ne sont pas encore connues, il n'est pas possible d'étudier ce niveau directement. Même les estimations des processus globaux, tels que les effets des émissions de CO₂ dans l'atmosphère posent de sérieux problèmes. C'est la raison pour laquelle la biosphère ne peut être considérée comme un niveau d'investigation expérimentale.

Mise en relation des niveaux d'organisation

L'écotoxicologie englobe beaucoup de sous-disciplines de la biologie, selon le niveau d'organisation impliquée (Figure 3.2). Ces sous-disciplines, ainsi que les méthodes et questions respectives, correspondent plus ou moins aux niveaux d'organisation des systèmes biologiques, mais avec une approche qui met l'accent à des degrés divers sur les aspects descriptifs (structurel) comparatifs (fonctionnel), ou évolutionnaires (causal). Ces deux sciences qui se chevauchent, l'écologie et la toxicologie sont pertinentes eu égard à l'écotoxicologie, dans des proportions inverses. Une approche toxicologique est d'abord appliquée sur les niveaux d'organisation, à une échelle plus petite, mais dès que l'on se place sur une échelle importante, les problèmes prennent une dimension de plus en plus écologique. L'écotoxicologie n'est pas seulement composée de deux sujets ; elle projette les questions toxicologiques au niveau de l'écosystème. Lorsque les paramètres sont choisis en vue de l'évaluation de l'effet de la substance étrangère, les niveaux d'organisation ne doivent pas être confondus, afin de s'assurer que les données obtenues à chaque niveau pouvaient être correctement estimées et mises en relation avec les autres paramètres.

3.3 EXTRAPOLATION D'UN NIVEAU A UN AUTRE

Dans beaucoup de cas, il est nécessaire d'extrapoler à partir de la connaissance acquise au niveau biochimique ou individuel et de l'appliquer à des niveaux d'organisation plus élevés. Bien qu'une certaine dose de généralisation soit inévitable, il n'est pas possible de tirer des conclusions déterminantes sur les processus de niveaux plus élevés, à partir de la somme de connais-

sances sur les niveaux plus bas. Il existe des raisons biologiques à cela — le nombre de relations complémentaires devient si grand que cela en devient impossible à gérer. Néanmoins, il existe également des raisons théoriques, parce que les événements à probabilité statistique (événements stochastiques) influent sur le cours d'un processus à un niveau plus important. En d'autres termes, l'importance ou la précision des données obtenues à un certain niveau est caractérisée par un facteur croissant d'incertitude au fur et à mesure que l'on avance vers des niveaux supérieurs. Ceci est non seulement le résultat d'inadéquations dans les méthodes employées, mais il s'agit aussi d'un élément immanent au système de chaque niveau d'organisation successif.

Pour cette raison, il y a une contradiction entre le désir d'évaluer les effets des substances xénobiotiques sur le niveau de l'écosystème et les méthodes disponibles pour ces évaluations, étant donné le fait que ces méthodes décrivent les effets sur les individus et tout au plus sur les populations. Cette contradiction est également appelée « Dilemme de l'écotoxicologie » (cf KIMBALL & LEVIN, 1985). Malgré les tentatives initiales de concevoir des tests appropriés sur le terrain, (au niveau de l'écosystème), le test de laboratoire (niveau individuel) demeure encore la base d'évaluation des effets de ces substances. Dans le même ordre d'idée, ces tests, qui sont relativement simples et faciles à exécuter, n'ont pas une quelconque importance pour des conditions de test sur le terrain ; les résultats des tests en laboratoire sont toujours sujets à discussion ou requièrent des vérifications *a posteriori* (CARNS, 1989). Par conséquent, le problème le plus sérieux se pose en ce qui concerne le besoin de développer des méthodes par lesquelles il sera possible de reconnaître les effets de l'écosystème. Notamment, les effets réciproques entre différentes espèces, la continuité des fonctions et l'histoire de l'écosystème respectif doivent également être pris en considération. Cela inclut la question de savoir ce que l'on peut apprendre des simulations de modèles ou des sections de l'écosystème (KÖNIC, 1985 ; HEDDER, 1987).

Le degré auquel les résultats des tests obtenus dans un contexte expérimental plus ou moins global et facilement gérable, est pertinent pour les conditions réelles d'un écosystème demeure le problème central de l'écotoxicologie. Cette question devient claire dans les chapitres 6 à 12 où il s'agit toujours de juger le rôle de certaines méthodes ou de certains paramètres, eu égard à ce qu'ils peuvent nous apprendre sur la distribution et l'effet des substances chimiques dans l'environnement.

3.4 STRUCTURE ET FONCTION

Les effets des substances xénobiotiques sont estimés en analysant la structure et la fonction à divers niveaux écologiques (individus, populations, écosystèmes) dans le temps. Toute distinction catégorielle entre les éléments structurels et fonctionnels est académique, car la structure n'existe pas sans la fonction (conformément à la sélection) et les fonctions sont toujours présentes dans les structures. La structure et la fonction sont caractéristiques de chaque système à un niveau d'organisation donné. On ne peut établir qu'une seule distinction entre les éléments qui se fondent sur l'analyse statique (caractéristiques du système formel) et ceux qui décrivent des processus ou leurs résultats (caractéristiques du système fonctionnel) (cf. SCHUBERT, 1991B). Voir quelques exemples au Tableau 3.1.

En vue de servir de paramètres de mesure (Chapitre 6) qui aideront à atteindre les objectifs de l'écotoxicologie, ces éléments sont sélectionnés à partir des nombreux éléments qui constituent les organismes et les écosystèmes. Certains éléments sont choisis plutôt que d'autres parce qu'ils sont faciles à contrôler pour beaucoup de raisons ou parce qu'ils sont particulièrement pertinents dans le processus d'évaluation du devenir et des effets des substances étrangères en vue de préserver l'intégrité de l'écosystème. Toutes les règles qui avaient été établies sur la base de la recherche et de l'observation empirique sont prises en considération dans la sélection des paramètres. Voici quelques exemples de ces règles :

- Les substances à solvants organiques ont tendance à s'accumuler dans le corps de l'animal ; c'est la raison pour laquelle le coefficient de partition $\log P_{ow}$ est un paramètre important.
- Un facteur de mortalité complémentaire peut s'avérer crucial pour la population affectée. C'est la raison pour laquelle, la toxicité est un paramètre important.
- La diversité des espèces est mise en relation avec la stabilité de l'écosystème. C'est la raison pour laquelle les changements dans la diversité constituent un paramètre important mais pas très facile à gérer.
- L'adsorption des composantes du sol est un des facteurs décisifs de contribution dans la biodisponibilité et la dégradation des produits chimiques ; c'est la raison pour laquelle les sols qui se rapprochent de la réalité sont importants lors de la conduite des expériences.

En conséquence, la recherche écotoxicologique génère automatiquement une grande connaissance de base sur la structure et la fonction des organismes et des écosystèmes. Plus on en sait sur les écosystèmes, mieux on

Tableau 3.1 Exemples de caractéristiques structurelles et fonctionnelles aux divers niveaux des systèmes biologiques

Niveau	Structure	Fonction
	Description des formes à certaines phases temporelles	Estimation sur une période plus longue
Cellule/ Organe	Molécules, membranes, tissus, voies d'accès métaboliques, types de cellules, types d'organes	Croissance, métabolisme, conversion énergétique, détoxification
Organisme	Espèces, forme, âge, sexe	Métabolisme, croissance et développement, reproduction, santé, mort, concentration dans le tissu, comportement
Population	Survivance, nombre d'individus, densité, dispersion, pyramide des âges, pourcentage par sexe	Fertilité, reproduction, rendement/production, métabolisme
Biocénose	Nombre et composition des espèces, pourcentages de dominance, diversité	Régulation, fonction associative
Ecosystème	Climat, situation géographique, type, succession, équilibre	Elasticité, stabilité, dégradation, filtration, production initiale, accumulation, bio-rétention

pourra estimer la tolérance du stress. Par conséquent, la recherche écotoxicologique est toujours et aussi une recherche sur l'écosystème (MATHES ET AL., 1991).

L'écotoxicologie cherche à étudier les caractéristiques du système structurel et fonctionnel à tous les niveaux d'organisation, mais ces caractéristiques sont extrêmement disparates. Le choix des nombreuses caractéristiques qui seront sélectionnées en dernier ressort pour estimer l'impact de la substance étrangère dépend fortement de l'état de la connaissance scientifique et des méthodes disponibles pour mener l'évaluation. Bien que l'écotoxicologie, dans le vrai sens du mot, vise des systèmes hautement plus intégrés, elle

cherche également à identifier et à protéger les cibles individuelles ou habitat (par ex. espèces en danger).

Au niveau des cellules et des organismes, ces unités elles-mêmes représentent les structures sur lesquelles prennent place les fonctions correspondantes dont la plupart a été minutieusement examinée. A ce niveau, la fonction n'est pas perçue comme dépendant de facteurs externes. En revanche, il s'agit plus de définir des fonctions normalisées et de les reproduire pour les besoins de l'expérimentation.

Un organisme est une unité fondamentale sur le fonctionnement harmonieux des organes internes. La mauvaise fonction d'un organe (c'est-à-dire la maladie) a un effet direct sur l'ensemble de l'organisme. Un développement non perturbé aux toutes premières étapes de la vie est vital afin de s'assurer que l'organisme est en mesure de se reproduire, ce qui, biologiquement parlant est l'objectif de son ontogénie. Différentes sous-structures sont importantes et spécialement sensibles aux substances étrangères à divers points au cours du développement de l'individu.

La dynamique de la population essaie d'expliquer les fluctuations du nombre d'individus dans une population, d'abord en termes de statistiques et ensuite en termes de rapport de cause à effet. La composante descriptive (quoi et où ?) et la composante fonctionnelle (comment ?) de l'écologie s'ajoutent à la composante génético-évolutive (causal) (où ou pourquoi à ce moment-là ?) ; Ceci survient lorsque la séquence temporelle des événements est prise en compte. La caractéristique essentielle d'une population est constituée par un pool de gènes, - un terme structurel qui lui-même est hautement immatériel et abstrait dans sa caractéristique. En conséquence, le développement de la population dans le temps et les changements intervenus dans le pool de gènes ont gagné en importance par rapport au devenir de l'individu.

En écotoxicologie, MORIARTY (1988) suggère de mettre l'accent sur le niveau de population parce qu'il devient de plus en plus difficile de surmonter l'élément d'incertitude dans la prévisibilité des réactions, un élément qui est immanent au niveau de l'écosystème. Néanmoins, au-delà de l'argumentation de MORIARTY, l'évaluation de l'impact des substances xénobiotiques sur les écosystèmes est importante parce que les effets sur les niveaux d'organisation inférieurs sont intégrés à ce niveau ; par conséquent, de nouveaux types de réactions qualitatives peuvent survenir (HOPE, 1993). Aussi, on ne peut s'attendre à trouver des indicateurs universels qui puissent être valables dans tous les cas, c'est-à-dire, excepté le type et l'état de l'écosystème impliqué, le produit chimique respectif, sa concentration ou son temps d'exposition. Il est vrai que -comme l'ont souligné MATHES ET AL. (1991) - les écosystèmes réagissent d'une façon non spécifique.

Selon l'approche, - descriptivo-structurelle ou fonctionnelle - qui est utilisée au niveau des biocénoses et des écosystèmes, les paramètres peuvent être choisis pour servir plus ou moins de paramètres structurels (p. e. l'espèce, la composition, l'âge, la structure) ou de paramètres fonctionnels (CAIRNS & PRATT, 1986). Des changements dans le métabolisme et le flux de l'énergie par exemple, pourraient être des exemples de paramètres fonctionnels.

La question de savoir si les paramètres structurels ou fonctionnels sont préférables dans le cadre de l'analyse des effets des xénobiotiques tourne autour de deux problèmes fondamentaux : - la question des priorités - qu'est-ce que nous considérons comme important ? - la question de la prévisibilité - quel est le meilleur chemin pour identifier l'impact ? MORIARTY (1988) - pose un problème en ce sens qu'il est beaucoup plus sensé d'étudier la structure plutôt que d'étudier la fonction aux deux niveaux (la population et l'écosystème). Par conséquent, à son avis, il est plus rentable de contrôler des espèces sélectionnées et bien connues (cf. Chapitre 10.3). Néanmoins, étant donné qu'il peut être très difficile d'attribuer des changements dans la structure d'une biocénose à une valeur systémique en soi (comment est-ce que l'élimination d'une espèce de collembole affecte-t-elle la biocénose du sol dans la forêt), il ne semble pas justifier de limiter l'approche de l'un des deux aspects. En d'autres termes, les paramètres structurels et fonctionnels doivent être utilisés dans l'évaluation du potentiel de danger écotoxicologique. L'utilisation des deux paramètres semblerait également garantie sur la base de considérations théoriques, qui indiquent qu'il n'y a pas de lien direct, généralement valable entre les structures et les fonctions d'un écosystème (FORBES & FORBES, 1993).

Certains paramètres structuraux conçus pour la recherche de l'écosystème sont basés sur l'hypothèse implicite selon laquelle les écosystèmes constituent une sorte de supra-organisme (cf Chapitre 12.1, le concept de « santé écologique », KARR, 1993, SUTER, 1993) avec une séquence de développement définie (succession) commençant à l'étape pionnière avec une communauté de structure déséquilibrée et qui change rapidement. Ceci est suivi par une différenciation qui en dernier ressort fait la transition vers une étape culminante stable (p. e. en Europe Centrale : des zones clairsemées vers les zones de forêt de hêtres) avec une biocénose hautement diversifiée.

Les substances xénobiotiques constituent une intervention qui perturbe directement le processus en éliminant les composantes individuelles de l'écosystème par des moyens non naturels. Le processus de succession est inversé (= rétrogression). Le changement dans les paramètres structuraux (dans la direction du développement, l'état d'équilibre et de stabilité) est utilisé comme un paramètre pour jauger le niveau de tolérance d'un écosystème.

me. L'élasticité de l'écosystème - la capacité et la vitesse avec laquelle elle retourne à son état original après avoir été perturbé - est également considérée comme un important critère de tolérance.

Néanmoins, d'après les récents résultats, il est nécessaire de partir de ces hypothèses de généralisation et de prendre des paramètres locaux ainsi que les processus cycliques dans une large part. Ainsi, la succession ne correspond pas au processus de développement d'un supra-organisme. Plutôt, il est basé sur deux facteurs : la probabilité que des populations pionnières de différentes espèces seront présentes et leurs divers degrés de capacité de survivre à chaque étape de la succession (MORIARTY, 1988).

4. LES ASPECTS GENERAUX DU DEVENIR ET DES EFFETS

4.1 ELEMENTS ET COMPARTIMENTS

L'investigation écotoxicologique des substances xénobiotiques met l'accent sur le devenir d'une substance ainsi que sur ses effets. Il est important de déterminer la quantité d'une substance, ou le niveau d'exposition auxquels les individus peuvent être affectés par cette substance, sur le lieu potentiel de l'effet. C'est la seule façon de juxtaposer les effets observés et leur déclenchement. Il y a un grand nombre de lieux sur lesquels un effet peut survenir. Ils peuvent être classés selon le substrat, par élément ou par compartiment, ainsi que par rapport à leur composition biotique ou abiotique dans les écosystèmes.

La classification abstraite approximative se fait par réduction au niveau des trois éléments que sont l'eau, la terre et l'air. La somme de tous les organismes est aussi donnée en tant que quatrième élément (« biote »). Cette division est spécialement appropriée pour l'application de modèles simples d'exposition, si par exemple l'objectif est d'examiner la distribution relative d'une substance dans l'environnement afin d'obtenir des données de référence pour des tests plus approfondis (cf. Chapitre 8.1). Le devenir d'un produit chimique est lié à la grande variation au niveau de différents éléments, mais aussi, les segments d'un même élément (= compartiments) peuvent être tellement disparates que l'on ne pourra plus prévoir le devenir d'une substance dans une situation de terrain spécifique à partir du type général d'un seul élément.

L'élément terrestre comprend le sol (de l'horizon-C à la couche de débris), avec la végétation (de l'herbacée au niveau de la voûte) et l'air ambiant. Il se distingue de l'élément aquatique par les différentes exigences méthodologiques. Bien que les corps d'eau douce soient très petits (en tout ils ne font que 0,6% du volume total de terre présent dans l'eau), ils forment toujours l'environnement physique et sont indispensables dans le processus vital de la biocénose de la terre. Le milieu marin est presque aussi différent de l'eau fraîche qu'il l'est de l'élément terrestre, à cause de l'effet osmotique du sel.

Tableau 4.1 Classification de l'environnement selon les éléments et le compartiment

Elément	Compartiments
Air	Atmosphère Particules transportées par l'air Nuages Biotes
Eau (élément aquatique)	Eaux de surface Sédiments Solides (organiques) suspendus Nappe souterraine Biote
Terre (élément terrestre)	Sol Eau interstitielle Atmosphère au niveau du sol Couche de végétation et autres biotes

Note : Dans le milieu aquatique on peut faire une distinction entre les compartiments limniques et marins (peut-être saumâtres également).

Les éléments eau et air sont souvent considérés comme étant beaucoup plus homogènes que l'élément terre. Cette hypothèse, qui se justifie au premier coup d'oeil, ne tient pas. Si l'on prend en compte le compartiment des sédiments et de la matière suspendue ou des particules transportées par l'air, les aspects du devenir deviennent plus complexes et ne diffèrent plus essentiellement des processus de l'élément terre.

Il est encore beaucoup plus facile d'appliquer des méthodes biologiques et d'analyse des résidus dans l'eau que dans les éléments les plus complexes. (FRANSSON, 1985 ; CAIRNS, 1989). A cause de cette prédominance de méthodes aquatiques, le corps des résultats des tests qui ont été compilés pour cet élément (par ex PILLI ET AL., 1998) est beaucoup plus important que celui disponible pour les systèmes terrestres (par ex DONKER ET AL., 1994).

Chaque élément est divisé en différents compartiments (tableau 4.1). Le terme compartiment renvoie à un contexte dans lequel une substance donnée montre un devenir environnemental uniforme (SKERF, 1991) — une définition qui ne couvre que partiellement les caractéristiques d'un compartiment.

Certains compartiments ont historiquement fait l'objet d'une plus grande attention que d'autres en écotoxicologie, non seulement parce qu'ils sont plus faciles à tester, ou parce que les tests étaient déjà prêts pour eux, mais

également parce qu'ils étaient directement pertinents pour les êtres humains. La plupart des données proviennent des eaux limniques suivies par les eaux maritimes et les sols (y compris les animaux et les (petits) végétaux qui vivent à la surface du sol). Au fur et à mesure on accorde une plus grande attention aux sédiments, selon leur importance, tandis que les autres compartiments n'ont été guère étudiés.

Comparé aux compartiments les plus importants de l'air et de l'eau (l'atmosphère et les eaux de surface, respectivement), le compartiment terrestre le plus important (le sol) est caractérisé par un degré plus élevé de diversification spatiale et de conditions de production fondamentalement différentes. En outre, les substances xénobiotiques ont des effets différents dans les chaînes alimentaires aquatiques et terrestres. Sur terre, par exemple, des insecticides organochlorés persistants sont d'abord absorbés à travers les aliments, tandis que les organismes aquatiques soulèvent ces produits chimiques directement du corps environnant de l'eau.

4.2 LES TYPES D'ÉCOSYSTÈMES

L'environnement peut aussi être classé selon les écosystèmes qui, en retour, peuvent être groupés selon des types d'écosystèmes spécifiques. Dans beaucoup de cas, ces types d'écosystèmes englobent plus d'un élément ou compartiment. Une approche de l'écosystème est spécialement importante pour des investigations écotoxicologiques pour deux raisons :

- Les écosystèmes, et non les éléments et les compartiments, constituent le véritable niveau cible des questions écotoxicologiques ;
- Etant donné qu'il n'est pas possible d'examiner chaque site ou chaque véritable écosystème, une classification par type d'écosystème fournit une base pour estimer la pertinence des résultats des tests des différents écosystèmes.

Les écosystèmes peuvent être classés soit selon la géographie de la végétation ou selon leurs caractéristiques fonctionnelles. Avec la précédente approche (la plus ancienne), on fait la distinction entre les systèmes terrestre et aquatique (géo- et hydrobiosphère).

4.2.1 Les types d'écosystèmes terrestres

Selon WALTER & BRECKLE (1983 ff.), la géobiosphère est divisée en grandes unités écologiques qui constituent un ensemble d'unités de paysages basées sur les caractéristiques climatiques (p. e. dans les bois feuillus d'Europe Centrale), orographiques (p. e. le massif du Kilimandjaro) ou pédographiques (p. e. la zone de Nullarbor en Australie).

La végétation est beaucoup plus utile pour la définition des unités écologiques plus petites (cf. KÜCHLER & ZONNEVELD, 1988) Il n'y a que de petites différences historiques au sein des communautés de végétation (phytocénose) ; le microclimat est uniforme ; l'exposition, l'inclinaison, la nappe souterraine, etc. en sont les caractéristiques déterminantes ; et la végétation réagit sensiblement à ces facteurs. Les écosystèmes terrestres qui ont été les plus étudiés à ce jour correspondent aux unités écologiques des communautés de végétation qui incluent le monde animal respectif (zoocénose) et le biotope. Néanmoins, on peut voir dans l'inclinaison des facteurs environnementaux qu'il y a des transitions continues d'une communauté à l'autre dans le cas de la végétation. Cela diminue le rôle des espèces indicatrices, dont la survie dépend dans une grande mesure par des relations de concurrence. Les approches qui utilisent des communautés d'animaux dans le sol pour la classification des sites sont relativement rares (VOLZ, 1962 ; GRAEFE, 1993).

Il existe encore un grand vide entre les écosystèmes et les grandes unités écologiques des paysages qui ont réellement été examinées. Il est difficile d'établir un rapprochement du point de vue de la méthodologie. Au cours des recherches ultérieures, il faudra identifier des unités écologiques moyennes - qui forment une certaine séquence écologique dans l'espace et dans le temps (série de succession).

WALTER & BRECKLE (1983 ss) définissent les unités écologiques selon les zones climatiques et les facteurs de site géographiques (orographiques, pédographiques) ou les communautés de végétation. Il existe des inventaires et des descriptions initiales pour un certain nombre d'écosystèmes terrestres (Tableau 4.2).

Tableau 4.2 Classification des types d'écosystèmes terrestres.
(de SCHUBERT, 1991b)*

A. Ecosystèmes de la forêt

- I. Forêt tropicale à humidité persistante
- II. Forêts tropicales à feuilles caduques
- III. Ecosystèmes tropicales épineuses grasses
- IV. Savanes
- V. Forêts de lauriers
- VI. Forêts été sèches sclérophylles
- VII. Forêts tempérées à feuilles caduques
- VIII. Forêts boréales à conifères

B. Arbustes et écosystèmes à arbres nains

- I. Arbustes et arbustes de bruyères nains sous polaires
- II. Arbustes et arbustes de bruyères nains alpins
- III. Ecosystèmes sous tropicaux à arbustes secs
- IV. Ecosystèmes à arbustes et arbustes nains étésiens (Macchien-Garriguen)
- V. Arbustes tempérés et bruyères nains

C. Prairies et écosystèmes à couche d'herbes potagères

- I. Ecosystèmes tropicaux des prairies montagneuses
- II. Prairies alpines
- III. Toundras
- IV. Steppes
- V. Ecosystèmes des prairies tempérées

D. Ecosystèmes des déserts

- I. Déserts
- II. Déserts froids

E. Ecosystèmes des communautés de pionniers

- I. Dunes
- II. Communautés à végétation érodée
- III. Communautés de végétation rocailleuse

F. Ecosystèmes anthropogéniques

- I. Agroécosystèmes de terrain
- II. Ecosystèmes à haute productivité artificielle
- IV. Ecosystèmes urbano-industrielle

* Les principaux types sont classés selon les zones climatiques. Ils sont classés selon les caractéristiques du sol, l'altitude et l'influence anthropogénique.

Tableau 4.3 Division des éléments aquatiques en zones

Zone	Description
Zones Maritimes	
Intertidales	Zone de plage avec de grandes variations sur le contenu en sel
Néritiques	Eau peu profonde dans la zone de la plate-forme continentale
Pélagiques	Haute mer
Bathyales	Domaine abyssale, sans lumière
Abyssales	Niveau du milieu de l'océan
Zones Limniques	
Littorales	Zone côtière trophogénique
Profondeur	Sédiment en zones plus profondes, généralement sans végétation
Pélagiques	Zone de haute mer

Note : La zone de sédiment d'un corps d'eau est aussi appelée benthique.

4.2.2 Types d'écosystème aquatique

Environ deux tiers de la surface de la terre sont recouverts d'eau. Cela constitue l'hydrosphère. Étant donné la mobilité de cet élément, il n'y a pas de frontière claire entre les écosystèmes individuels (excepté pour les petits lacs). C'est pour cette raison que l'élément aquatique ne peut être divisé en types d'écosystèmes, comme on l'a fait pour l'élément terrestre sur la base de la distribution de la végétation.

Néanmoins, les écosystèmes aquatiques peuvent être classés selon les deux principales catégories :

Limniques : ruisseaux et fleuves ; lacs et réservoirs

Maritimes : systèmes intertidaux ; barrières de coraux ; mer épaisse ; plateau continental ; domaine abyssal

À côté de cela, tous les systèmes qui sont sous l'influence de l'activité anthropogénique peuvent être résumés dans un groupe qui leur est propre (cf. RUDOLPH & BOJ, 1986).

À côté de la division approximative en corps d'eau maritime et limnique selon la teneur en sel, l'hydrosphère est communément divisée en biotopes qui sont définis en termes de lacs et d'océans, sans compter l'échelle

observée et la diversité de la population (Tableau 4.3). Au niveau de la zone limnique, elle inclut l'eau courante tels que les ruisseaux et les fleuves qui en retour peuvent être subdivisés en un grand nombre de zones différentes (p. e. selon le flux). Dans ce dernier cas, il est possible d'effectuer une classification basée sur les organismes qui y vivent, le poisson en particulier (p. e. la région de la truite – segments froids de courant rapide en amont).

4.2.3 Classification fonctionnelle des écosystèmes

Parallèlement à la division géographique selon la végétation, les écosystèmes peuvent être concernés comme des unités fonctionnelles d'organismes et leur environnement (ODUM, 1971; BIRCK ET AL., 1984). Les paramètres suivants peuvent être décrits et quantifiés dans le temps : (p. e. Figure 4.1 et chapitre 6.6) :

- Flux de l'énergie
- Cycles bio/géochimiques des éléments, p. e. : substance nutritive
- Spectre des espèces
- Chaînes alimentaires
- Développement et évolution
- Régulation (cybernétique)

Les fonctions des unités individuelles sont les plus importantes, tandis que les espèces respectives ont une « position écologique désignée ». La plupart de la conversion des substances et de l'énergie s'effectue entre les producteurs primaires (la végétation) et les détritus (en majeure partie dans le sol ou les sédiments). Les premiers consommateurs (herbivores) et les autres liens de la chaîne alimentaire ont une fonction régulatrice. Il existe des bases méthodologiques en vue de la recherche fonctionnelle de l'écosystème (p. e. LILJENBERG ET AL. 1986 ; Le Projet Solling), mais l'interprétation des résultats relatifs à la stabilité et à l'auto-régulation des écosystèmes n'a toujours pas beaucoup progressé. Pour le moment, l'étude des effets écologiques des substances xénobiotiques au niveau de l'écosystème n'est considérée comme digne d'intérêt que pour des sites bien définis (p. e. certains sols ou petits lacs). Certains paramètres importants tels que le flux de la substance et de l'énergie peuvent être quantifiés sur ces sites, mais sans déterminer toutes les espèces qui y interviennent. Ces paramètres peuvent être utilisés pour identifier les changements causés par les substances xénobiotiques.

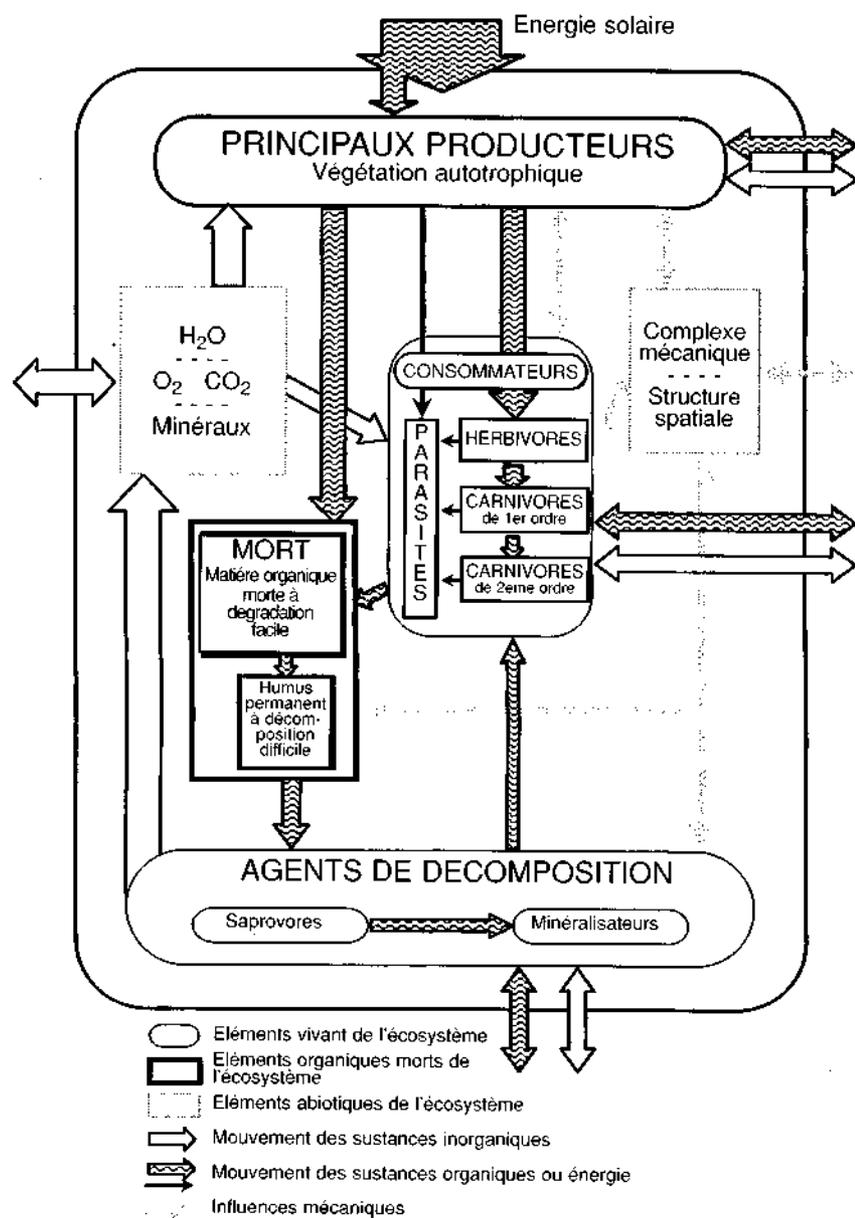


Fig 4.1 Cycles métaboliques et flux de l'énergie dans un écosystème idéal
(de SCHUBERT, 1991b)

4.3 VOIES D'ACCES

Les produits chimiques peuvent pénétrer dans les écosystèmes de différentes façons. Les voies d'accès les plus importantes sont :

- Émissions non désirées mais tolérées (p. e. par les enfouissements ou le séchage), ou émissions involontaires durant la production, l'utilisation ou le traitement de déchets des produits chimiques environnementaux. Les émissions peuvent être diffuses (beaucoup de sources avec de petites quantités, p. e. les dioxines dans l'abrasion des pneus aux abords des routes) ou ponctuelles (des points définis avec souvent de hautes concentrations ; p. e. des hydrocarbures polycycliques dans le sol des sites de production) ;
- Les accidents impliquant des produits chimiques environnementaux ou des pesticides environnementaux constituent des cas spéciaux d'émissions locales, involontaires ;
- Emission ciblée (application) de pesticides dans l'agriculture ou en vue de combattre des vecteurs de maladies. Les producteurs et les agences de régulation recommandent les quantités appropriées (indiquées en g/ha) et un calendrier pour l'application.

À côté des accidents ou des déversements, les produits chimiques environnementaux pénètrent souvent l'environnement à travers des effluents dans l'air (comme le gaz, la poussière, ou un aérosol) ou avec de la boue (HARM & SAUERBECK, 1984). D'un autre côté, les ingrédients actifs présents dans les pesticides sont souvent pulvérisés sous une forme dissoute ou émulsifiée. Dans le chapitre qui suit, nous présentons une discussion détaillée de ces substances.

Les intrants sous forme de pesticides

Le tableau 4.4 montre tout le chemin que suit un pesticide pendant l'application. Les principales composantes utilisées dans la production peuvent déjà être toxiques et les éléments de la formulation peuvent avoir une influence appréciable sur l'efficacité du produit final.

À plusieurs reprises, et sur divers sites, il y a eu des accidents en connexion avec la production (Sévésou, Bhopal, Bâle), dans lesquels de fortes doses de pesticides, ainsi que leurs produits de combustion ou ingrédients principaux sont entrés dans l'environnement et ont causé des dommages importants et sérieux. Les accidents de ce type peuvent également survenir durant

Tableau 4.4 Etapes du cycle de vie d'un pesticide : Etude générale des aspects de la production, risques dans l'application et l'enfouissement des pesticides

Etapes du cycle de vie	Sources possibles de risque pour l'homme et l'environnement
Production	
Ingrédients actifs et éléments de formulation	Accidents, explosions, déversements incendies, etc. Non spécifique à la production de pesticide, mais plutôt une question générale de l'industrie chimique.
Transport	
Exportation et vente au détail	Accidents sur les routes et durant le transport Exportations et importations illégales Mauvais étiquetage Manque de conseil Mauvaise condition de stockage
Application	
Exposition et consommation	Surdosage ou sous dosage Mauvaise utilisation Choix d'un mauvais produit Equipement de pulvérisation inadéquat et mauvais lavage Mauvais choix du moment Ecoulement
Effets et effets secondaires	Effet insuffisant sur l'organisme cible Développement d'une résistance aux produits chimiques Synergies inattendues de plusieurs pesticides Changements et appauvrissement de la biocénose Dommages sur les organismes bénéfiques
Devenir	
Translocation, égouts	Accumulation et remobilisation Effets secondaires par des métabolites et résidus
Evacuation	Emballage dangereux pour l'évacuation Réutilisation des emballages pour stockage des aliments Déposition à long terme et dangereuse de restes non désirés et expirés

le transport, du producteur au vendeur (p. e. : la perte de conteneurs remplis de substances de traitement des graines dans la Mer du Nord).

Sur la base d'une application déterminée, une indication relativement précise de la concentration environnementale d'un pesticide peut être donnée dès lors que l'on connaît la quantité appliquée ainsi que la superficie de la zone traitée. Néanmoins, il y a eu de plus en plus d'exemples dans lesquels on a retrouvé ces substances loin des sites d'application (p. e. le DDT dans

le tissu gras des espèces d'animaux arctiques ou l'atrazine dans l'eau de pluie). Pour ce qui est des produits chimiques environnementaux, une grande variété de concentrations est possible dans pratiquement tous les éléments ou compartiments, d'une manière difficile à prévoir. De plus, la situation de l'environnement se complique par le fait que des dépôts secondaires, des processus métaboliques ou des accumulations peuvent intervenir.

Les études écotoxicologiques sur l'enregistrement des pesticides procèdent à des simulations de conditions basées sur l'hypothèse selon laquelle une substance sera appliquée de façon appropriée et selon les instructions, - c'est-à-dire selon les concentrations permises, au bon moment et sur les cultures indiquées. Enfin, les études servent à évaluer le devenir et les effets secondaires d'une quantité qui est appliquée pour obtenir l'effet désiré et si nécessaire, prescrire des exigences complémentaires. Malgré des instructions précises sur l'utilisation et des contrôles de résidus après les récoltes, on ne peut pas toujours supposer qu'une substance est appliquée selon les doses indiquées dans le processus d'enregistrement, même dans les pays industrialisés (MICKLITZ, 1991 ; TREIDLER & WINTER, 1991). Etant donné ce fait, les états d'exposition critiques sont inévitables dans l'utilisation des pesticides, parce que les erreurs peuvent survenir dans l'utilisation et l'application, ce qui peut provoquer des niveaux élevés de contamination (p. e. au moment de laver les équipements d'application).

Dans une certaine mesure, les agents appliqués dans la protection des cultures et dans la lutte contre les insectes ravageurs, sont aussi utilisés dans d'autres secteurs de l'industrie (HEINISCH & KLEIN, 1989). Ils peuvent entrer dans l'environnement à travers l'enfouissement des déchets, par exemple, augmentant ainsi l'effet des pesticides qui ont été appliqués dans un but spécifique.

L'application des pesticides constitue le lien décisif entre un composé et un organisme cible. La formulation, la technique et le moment de l'application, l'échéance de la pulvérisation (p. e. : en une seule fois à une dose très élevée ou en plusieurs petites quantités, RUNCE ET AL., 1989) et les conditions environnementales (p. e. le climat, la couverture végétale) sont les paramètres qui déterminent en grande partie l'étendue des véritables effets et des effets indésirables possibles. Les surdosages peuvent apporter un stress disproportionné sur l'environnement, tandis que les sous-dosages peuvent entraîner une pulvérisation complémentaire ainsi qu'une résistance. Les zones non traitées par des pesticides peuvent néanmoins souffrir de stress par des écoulements, par exemple lorsqu'il y a irrigation avec de l'eau contaminée (EAGLE, 1990).

Sous les latitudes tempérées, les pesticides sont rarement appliqués sur les écosystèmes aquatiques (à l'exception d'additifs anti-fouling dans les produits utilisés pour la peinture des navires. Néanmoins, l'application des pesticides en milieu aquatique est plus courante dans les tropiques par exemple dans la lutte contre les moustiques et les jacinthes d'eau). A l'exception d'une exécution effectuée par manque d'attention due à une mauvaise utilisation et à des accidents, les pesticides pénètrent encore la surface de l'eau, même avec une application adéquate, suite à un écoulement lors de la pulvérisation. Selon les caractéristiques de la substance, les équipements de la pulvérisation et les conditions météorologiques, (même si on observe de bonnes pratiques agricoles!), plus de 10 % de la quantité appliquée peuvent s'écouler sur les plans d'eau qui se situent à 10 m de la culture traitée (GANZLMEIER, 1986). Les pertes lors de l'écoulement peuvent aller jusqu'à 5 % de la quantité appliquée, selon la pente, le type de sol et les conditions météorologiques. Les eaux de drainage ainsi que la nappe souterraine sont d'autres voies de pénétration.

La volatilité des pesticides du sol et des surfaces des végétations a fait l'objet d'une attention accrue durant ces dernières années, depuis que l'on a été en mesure de déterminer que dans les conditions de terrain, entre 10 % et 90 % du volume appliqué s'évaporent dans l'air même dans le cas d'une substance à basse volatilité (BOJINKI ET AL. 1989). Une fois qu'elle pénètre dans l'atmosphère, cette substance peut être transportée sous forme de gaz (comme les aérosols) ou se fixer sur les particules de poussière sur de longues distances. En plus de la structure chimique d'une substance, la pression de la vapeur et le pourcentage de conversion dans l'air ambiant jouent un rôle critique dans la volatilité. Les conditions climatiques qui prévalent sont moins importantes. Le fait est qu'un état de saturation n'est pratiquement jamais atteint dans l'atmosphère à cause de son volume élevé. Néanmoins, dans le cas de données quantitatives, il est important de garder à l'esprit que dans beaucoup de cas, les pourcentages de volatilité sont indirectement déterminés (c'est-à-dire sans prendre en compte les processus de dégradation).

Tandis que relativement peu de données seraient disponibles sur la volatilité au niveau de la surface des plantes, on peut tirer des conclusions générales sur la base des tests effectués sur le sol en raison de la meilleure qualité des données (BOJINKI ET AL. 1989) :

- Les taux d'évaporation augmentent proportionnellement au contenu du sol en sable (c'est-à-dire avec un coefficient d'absorption décroissant) ;
- Plus il y a d'eau dans le sol, plus la volatilité est importante.

Il est donné que le sol a une plus grande capacité d'absorption, l'évaporation à partir de la surface de la végétation est toujours plus élevée que celle à partir du sol. La variabilité des surfaces naturelles est si grande que l'on ne peut faire des simulations sur une surface artificielle. Pour la même raison, les indicateurs tels que le log Pow ou Koc ne sont pas adaptés pour un pronostic de volatilité et sont plutôt adéquats pour une évaluation initiale.

4.4 EXPOSITION

4.4.1 Le devenir environnemental

L'exposition se comprend comme étant la concentration de substance xénobiotique à laquelle sont exposés hommes, animaux, végétaux ou écosystèmes à un moment donné (KORHJ, 1987). Pour les besoins de l'investigation, on fait une distinction entre éléments et entre compartiments (figures 4.2 et 4.3). La concentration par élément peut être évaluée en utilisant les modèles de devenir (cf Chapitre 8.1), mais elle peut également être déterminée (ce qui est moins fréquent) par des données de suivi (analyses des résidus sur les sites respectifs).

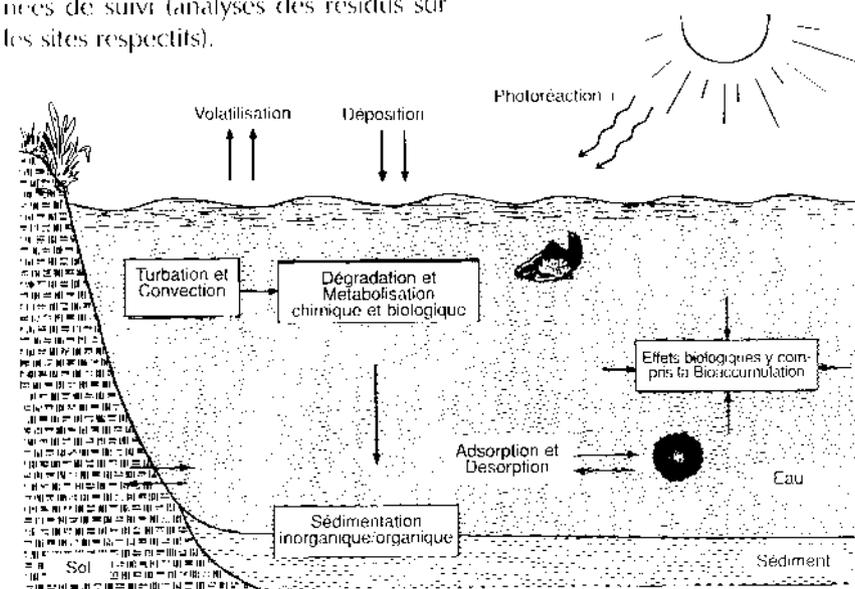


Fig 4.2 Le devenir et la dispersion possible d'un produit chimique dans l'élément aquatique

L'exposition d'une substance xénobiotique dépend d'abord de son devenir dans l'environnement. On peut établir une distinction entre les trois principaux processus partiels qui, néanmoins, sont souvent difficiles à distinguer clairement dans la réalité :

- Transport/translocation (= mobilité)
- Métabolisme (= transformation)
- Minéralisation (= dégradation)

Dans le cas de transport ou de translocation, les substances s'écoulent à partir du site par lequel elles sont entrées dans l'environnement vers les autres endroits à travers une division ou pénètrent dans une autre division, où elles peuvent continuer à avoir un effet. De nouvelles substances (métabolites) sont créées par un processus de transformation - soit par photolyse, dans le corps d'un animal ou d'un élément végétal, soit à travers des microorganismes. Leur devenir et leurs effets sont souvent très différents de ceux de la substance initiale (= composé mère).

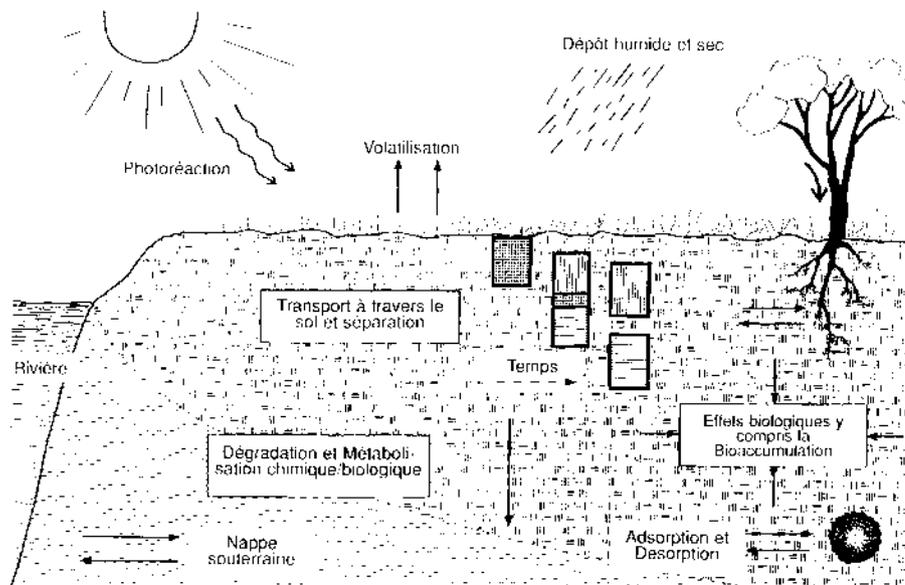


Fig 4.3 Le devenir et la dispersion possible d'un produit dans le milieu terrestre.

En d'autres termes, les métabolites peuvent être plus toxiques que le produit chimique original ; mais leur effet nuisible peut aussi être neutralisé (p. e. la méthylation des métaux lourds). Les métaux lourds fonctionnent comme des atomes. Par conséquent, une fois qu'ils sont dans l'environnement, ils ne sont pas dégradables comme les pesticides d'aujourd'hui, dont les molécules se cassent complètement dans l'eau, le CO_2 ou d'autres petites molécules. Néanmoins, les métaux lourds et certains pesticides peuvent être liés presque irréversiblement dans les sols ou les sédiments (« résidus liés », HLETTEFUSS, 1987), éliminant ainsi leur biodisponibilité.

Les égouts

Les égouts constituent des compartiments ou une partie de compartiments dans lesquels une substance perd temporairement ou en permanence la capacité de pénétrer à nouveau dans un compartiment différent (SIEBER, 1991). Cela peut survenir par l'adsorption (p. e. dans les sédiments d'un lac) ou le dépôt (par exemple dans le tissu adipeux ou dans la matière de l'os d'un organisme). Des processus de dégradation peuvent également survenir - souvent lentement dans les égouts. L'égout final est le sédiment de l'océan, mais plusieurs substances étrangères se cassent avant d'y arriver (KÖPNER, 1989).

Le sol constitue l'égout critique de l'élément terrestre. Néanmoins, on n'accorde pas encore assez de considération à son rôle. (VON TERSENER, 1982; DÜNGER & FIEDLER, 1989). Contrairement à d'autres compartiments de l'eau et de l'air, les sols qui ont été contaminés ne pourront jamais être complètement décontaminés. Ceci est également vrai pour des sols situés sous l'eau (= sédiments) (CLAPMAN, 1989).

4.4.2 Le compartiment des eaux de surface

A cause de la mobilité de l'eau et des bonnes conditions de l'eau, les facteurs naturels ainsi que les facteurs de stress contenus dans les corps de l'eau sont relativement uniformes sur d'assez grandes distances (par rapport à la taille du corps respectif de l'eau). Cela est spécialement vrai dans une direction horizontale, mais moins pour des stratifications verticales (p. e., couche discontinue dans les lacs). Dans le cadre de cette caractéristique, les tests ecotoxicologiques partent souvent d'un substrat de test très simple : on emploie un corps d'eau sans sédiment ou sans particule suspendue avec une distribution homogène de la substance test. En comparaison avec cette situation test, le « micro-milieu » d'un corps d'eau dans les zones transitionnelles,

et plus encore le sédiment, sont particulièrement importants pour la dégradation et le métabolisme, à cause de leurs caractéristiques spéciales (c'est-à-dire une grande surface d'eau, un bon apport en oxygène).

Les chances de survie d'un organisme dans l'eau dépendent d'un côté des facteurs chimiques (p. e. la concentration de substances dissoutes tels que l'oxygène, les sels nutritifs, ou les molécules organiques), et d'un autre côté, de facteurs physiques (p. e. la température, le mouvement de l'eau et la pénétration de la lumière). Le nombre d'espèces vivant dans le milieu aquatique est très élevé, mais le nombre de « types fondamentaux » (classes taxonomiques) est également plus élevé que dans l'élément terrestre. En ce qui concerne les organismes à étudier (qu'ils soient limniques ou maritimes, il y a un consensus quant au programme minimal suivant :

- Détritus, p. e. les bactéries
- Premiers producteurs, p. e. les algues unicellulaires
- Premiers consommateurs, p. e. les mouches d'eau (*Daphnia*)
- Consommateurs secondaires, p. e. le poisson

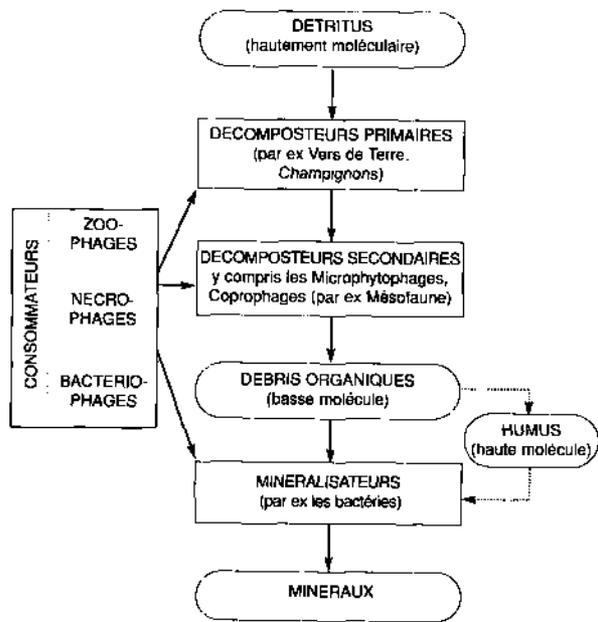


Fig 4.4 Schéma de la dégradation des débris et le rôle des organismes du sol (adapté de BECK, 1993)

La situation d'exposition d'un produit chimique dans le milieu aquatique est d'abord déterminée par les facteurs suivants :

- La présence de groupes réactifs de produits chimiques (par ex : un agent complexant) ;
- Le type et la quantité de matière suspendue (spécialement, les particules organiques) ;
- Distribution de substances solides de la taille d'un grain
- Activité microbiale
- Température et pH ;
- Facteurs hydrologiques tels que la quantité de l'eau et le pourcentage du flux.

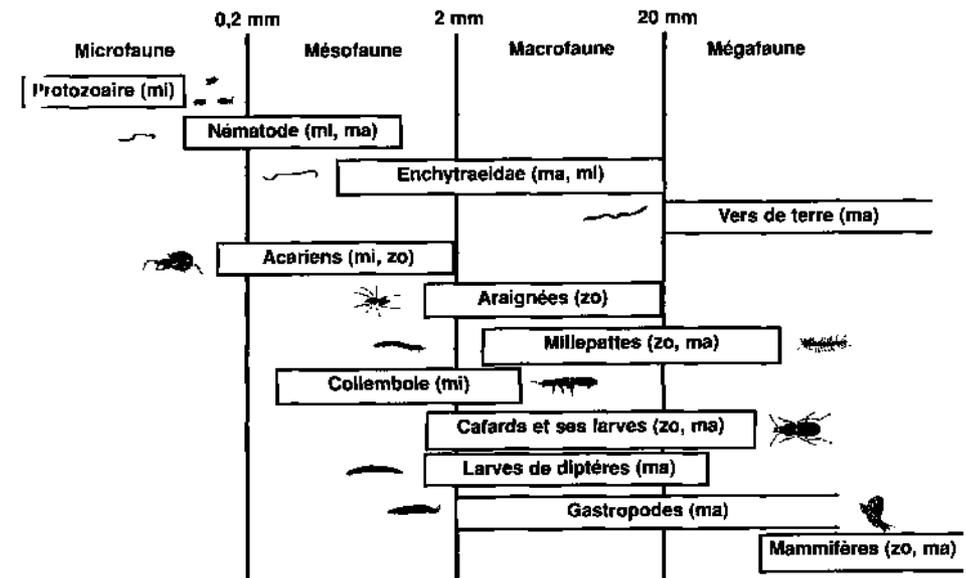


Fig 4.5 Longueur moyenne des animaux individuels des groupes d'animaux des différents sols, appartenant à trois groupes trophiques : ma = macrosapro- et macrophytote, mi = microphytote (y compris nécrophage) (BECK 1993).

4.4.3 Le compartiment du sol

Les sols constituent une partie de l'élément terre. L'assise rocheuse, les conditions climatiques régionales, et l'influence des facteurs biologiques déterminent si et quel type de sol évolue. Par conséquent, il y a une variété extrêmement large de types de sols avec des différences significatives dans la composition et les caractéristiques, qui sont en changements constants, même sans influence humaine (LUDIG, 1990).

Les cycles les plus importants de l'écosystème terrestre convergent vers le sol notamment, la production de biomasse par la végétation ainsi que la décomposition et la minéralisation de cette matière organique (BUCK, 1993). Des dizaines ou des milliers d'espèces d'animaux et de microbes sont impliqués dans ce processus (Figures 4.4 et 4.5).

Les microbes ont une réaction plus flexible que les animaux dans les situations de stress. Cette capacité d'adaptation se manifeste également par le fait qu'ils peuvent dégrader et minéraliser un grand nombre de produits chimiques, y compris, des substances produites par l'homme telles que les pesticides. Néanmoins, on ne sait toujours pas jusqu'à quel point le même résultat fonctionnel peut être obtenu par les différentes structures dans une composition d'espèces, c'est à dire quelle est l'importance de la redondance fonctionnelle (BROTH & BARR, 1993). Jusqu'à présent, il y a eu peu de preuves que les espèces animales présentes dans le sol pouvaient être totalement éliminées par les produits chimiques ; ils ont beaucoup de moyens pour se cacher et les cas de grande exposition sont rares (KILB, 1991).

Fautes de données des études écotoxicologiques conduites sur les systèmes aquatiques depuis quelques dizaines d'années, on dispose d'une base de données relativement importante sur eux.

La situation dans l'élément terre est significativement pire. De plus, il y a un nombre de plus en plus grand d'indications d'une augmentation extraordinaire du niveau de stress causé par les produits chimiques et les nucléides radio sur les sols ainsi que d'autres facteurs de stress anthropogéniques spécialement le plombage du sol avec le développement des terres (WINTERINGHAM, 1988).

Les sols diffèrent au niveau des eaux de surface surtout à cause des aspects suivants :

- Les sols sont plus complexes et moins homogènes que les corps d'eau, c'est-à-dire que l'exposition est beaucoup plus difficile à prévoir.
- Le compartiment du sol est extrêmement difficile à distinguer des autres compartiments tels les atmosphères du sol ou l'eau absorbée par le sol. Selon

les espèces, l'âge, la saison etc.. beaucoup d'organismes sont en contact avec ces différents compartiments avec des degrés d'intensité variés.

- Les réactions chimiques qui s'opèrent dans le sol sont différentes, et dépendent du type de sol et de ses caractéristiques.

Cet élément de complexité donne un pronostic selon lequel le devenir des produits chimiques présents dans le sol est plus difficile que dans les eaux de surface, spécialement dans le temps. En général, une inclinaison de stress est néanmoins observable, avec la concentration de produits chimiques qui décroît de haut en bas (c'est-à-dire qu'il y a une accumulation dans les centimètres supérieurs). La situation se complique par l'adsorption, la liaison ou l'incorporation de la substance dans les composantes du sol ainsi que par les influences climatiques (Figure 4.6).

Les produits chimiques organiques peuvent être liés aux substances humiques ainsi qu'aux minéraux argileux.

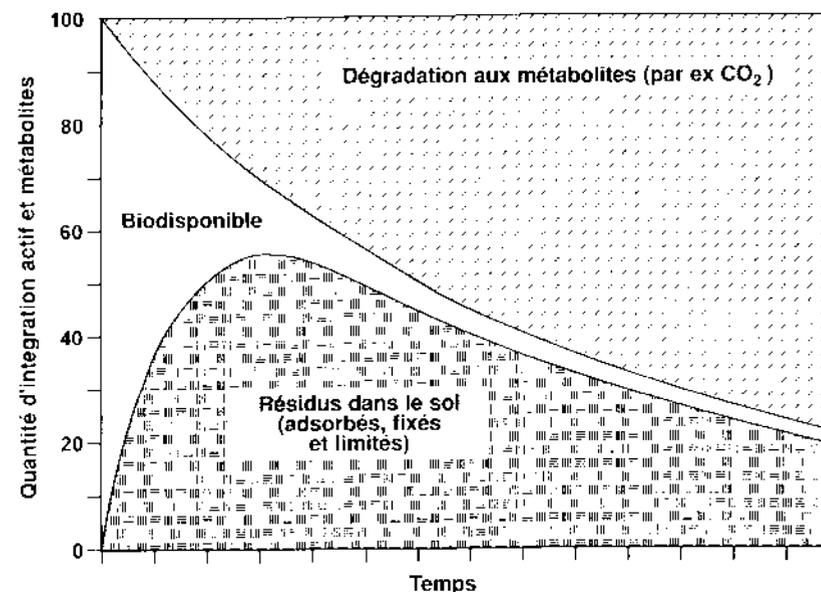


Fig 4.6 Biodisponibilité d'un pesticide dans le sol

(de KLOSOWSKI & FUHR, 1988)

Les processus de liaison sont déterminés par un nombre de caractéristiques de sol et de substances, dont les plus importantes sont (GDCH, 1993) :

- Type et quantité relative du contenu en argile,
- Taille de la particule et porosité du sol,
- Capacité d'échange en ions,
- Valeur du pH et conductivité dans la solution du sol,
- Potentiel de redox,
- Composition et quantité de la matière organique.

Une connaissance précise de ces facteurs peut servir à évaluer le potentiel de géoaccumulation, c'est-à-dire, la tendance d'une substance à persister sur le sol à long terme, simultanément avec une légère biodisponibilité. Ce potentiel peut être déterminé plus directement en mesurant le comportement en cas d'adsorption.

Les résidus liés de produits chimiques

Néanmoins, les tests sur le comportement en cas d'adsorption n'offrent aucune indication sur une possible remobilisation des résidus liés. De plus, KUBIAK ET AL., (1990) ont pu montrer qu'à petite échelle, les tests en laboratoire ne sont pas adéquats pour arriver à une prédiction de leur formation dans les conditions de terrain. Le risque potentiel de ces résidus non extratibles peut être élevé tel que le montre par exemple, la libération des ions d'aluminium lorsque les sols ou l'eau sont acidifiés, ce qui a un effet sur les poissons (FÖRSTNER, 1990). D'un autre côté, CALDERBANK (1989) met le risque potentiel des résidus liés de pesticides à un niveau inférieur tel qu'il le montre dans l'argumentation qui suit.

L'utilisation des substances radio-étiquetées dans les études sur le devenir a montré qu'une portion considérable des substances de toutes les classes de produits chimiques est si étroitement liée aux particules du sol (souvent substance humide ou particules d'argile) qu'elle ne peut pas être extraite avec des solvants organiques. En ce qui concerne les pesticides, cette portion non extratible peut s'élever à 90 % (la moyenne se situe entre 20 et 70 %) de la quantité appliquée selon la substance et le type de sol (CALDERBANK, 1989). Avec le temps, ces résidus subissent une dégradation microbienne ou abiotique, bien qu'avec des processus très bas, (KLOSOWSKI & FÜHR, 1988), mais les quantités minimales de métabolites produites doivent avoir peu d'effets écotoxicologiques. Ceci est vrai dans les cas où la matière active pourra être lentement libérée comme pour les âges organiques du sol. Les libérations sou-

laines de grandes quantités constituent une chose différente si, comme pour le cas de l'aluminium, elles conduisent à un changement important des conditions environnementales. Néanmoins, il n'y a presque pas de preuve de ces cas avec les pesticides.

4.4.4 Le compartiment des sédiments

La formation des sédiments est aussi complexe que celle des sols. Ils sont aussi importants que les égouts, c'est-à-dire le lieu où sont déposés un grand nombre de produits chimiques (LUOMA & HO, 1993). Malgré la possibilité de remobilisation, les sédiments peuvent « renseigner » sur les états de stress qui durent de très longtemps, à partir des accumulations dans certaines strates.

La plupart des informations déjà disponibles sur les sols sont également valables pour les sédiments, ce que l'on appelle souvent « sols sous-marins ». Ainsi, là aussi, le contenu et la composition de la matière organique sont probablement le facteur unique le plus important sur le devenir d'un produit chimique et en particulier pour la liaison. Pour ce qui est de l'exposition, néanmoins, il faut garder à l'esprit les spécificités suivantes :

- Il y a un changement constant de matière entre le sédiment et l'eau superposée, bien que les substances aillent de l'eau vers les sédiments en plus grandes quantités que dans le cas inverse. En conséquence, le stress croissant dans le sédiment va souvent du haut vers le bas.
- A cause de l'activité des animaux (p. e. l'activité alimentaire des tubicifides), d'assez importantes quantités de produits chimiques qui auraient dû se trouver dans le sédiment pénètrent de nouveau dans l'eau (remobilisation, KARICKHOFF & MORRIS, 1985). Les processus abiotiques tels que la valeur en pH peuvent également déclencher la remobilisation.
- Les sédiments peuvent avoir de grandes différences dans l'épaisseur. Dans beaucoup de cas, il peut y avoir un manque d'oxygène, même à quelques centimètres de profondeur, c'est-à-dire qu'il y a des conditions anaérobiques (dans certains endroits, jusqu'à la surface des sédiments, p. e. en Mer du Nord). Ceci a une influence considérable sur le métabolisme et la dégradation des produits chimiques, étant donné que ces processus prennent un cours complètement différent, qualitativement et quantitativement, en l'absence d'oxygène.

4.5 LA BIODISPONIBILITÉ

Il est beaucoup plus important de savoir quel pourcentage de concentration chimique dans l'élément ou le compartiment atteint les organismes qui y vivent (directement et à travers les éléments nutritifs) que de savoir la concentration absolue d'un produit chimique, étant donné que cette somme disponible détermine les effets toxiques de ce composé. La littérature donne différentes définitions de la biodisponibilité :

- La fraction de produit chimique totale qui est disponible pour être consommée par un biote à partir de l'ensemble de l'environnement tel que l'eau, les sédiments, le sol, les solides suspendus (RAMAMOORTHY & BADDALOO, 1991)
 - Le pourcentage d'exposition externe (absorbé ou résorbé par l'organisme) qui pénètre le métabolisme et qui est ainsi disponible sur un site possible d'effet. (KETRUP ET AL., 1991)
- La biodisponibilité dépend d'un certain nombre de facteurs (GDCH, 1993)

- Les caractéristiques physico-chimiques de la substance
- la composition ou les caractéristiques de l'élément environnant
- la quantité absolue de produits chimiques dans l'élément
- l'état physiologique de l'organisme

Cette liste montre clairement que la biodisponibilité n'est pas une substance à paramètre spécifique qui pourrait être définie après un seul test. En revanche, la concentration chimique sur l'ensemble d'un site cible (p. e. sur un substrat test) peut être mesurée par analyse de résidu. Néanmoins, il n'y a pas de distinction entre les quantités liées et les quantités disponibles d'une substance. A ce jour, il n'existe pas de procédure qui puisse être utilisée pour évaluer la portion basée sur la concentration absolue mesurée. Pour cette raison, la concentration mesurée dans le corps d'eau ouvert, c'est-à-dire sans solides suspendus ou sédiments) est assimilée à la quantité disponible dans une forte simplification dans l'élément aquatique. Néanmoins, cette approche ne peut s'appliquer au sol, à cause de la haute hétérogénéité de ce compartiment et souvent à cause du grand pourcentage de résidus liés. Par conséquent, on se dispense de faire une analyse complémentaire des résidus. Il y a une exception pour ce qui concerne les métaux lourds, car la corrélation entre l'efficacité de l'extraction de certains solvants ainsi que la bioaccumulation chez les végétaux ou les vers de terre peut être déterminée pour certains types de sols (P. E. SHEPPARD & EVENDEN, 1992).

4.6 LES EFFETS

L'effet des substances xénobiotiques peut être observé sur des niveaux très différents d'organisation de systèmes biologiques. La transition de l'individu (l'objectif de la toxicologie classique) à la population ouvre de nouvelles perspectives d'interprétation (MORIARTY, 1988) :

- Les effets non mortels qui baissent la natalité à long terme par exemple peuvent avoir une influence plus forte sur le développement de la population que la mortalité aiguë, même d'un grand nombre d'individus au sein de la population existante. Dans le cas des espèces à forte mortalité naturelle, la substance xénobiotique n'est qu'un facteur de mortalité complémentaire ; dans certains cas, il peut prendre la place des autres. Néanmoins, quant aux espèces à croissance lente, les faibles taux de natalité constituent une menace plus grande. Une mortalité élevée d'un autre côté peut augmenter les chances de reproduction des individus restants en réduisant la compétition intra-spécifique (HARWELL & HARWELL 1989).
- Les substances xénobiotiques ont un effet sur les organismes individuels, quel que soit leur nombre. En d'autres termes, tout comme la plupart des facteurs physico-chimiques, elles constituent un facteur environnemental qui ne dépend pas de la densité des individus affectés par celles-ci. Néanmoins, un impact indirect - p. e. une altération dans les relations de compétition ou de nutrition - pourrait vraiment dépendre de la densité.
- Les conditions environnementales influent sur les effets des substances xénobiotiques. Par exemple, les facteurs climatiques altèrent la disponibilité des substances xénobiotiques pour une population ou une partie de celle-ci.
- De la même manière que les individus d'une espèce réagissent de différentes façons, les populations d'une même espèce réagissent également différemment à une substance xénobiotique (ce qui est une conséquence de la variabilité). Ceci rend les résultats expérimentaux difficiles à répliquer.

Il faut toujours garder à l'esprit que les effets des substances étrangères sur une population sont induits par leurs effets directs ou indirects sur les individus de la population. Néanmoins, les populations et les écosystèmes sont les niveaux cibles de l'écotoxicologie. L'étude de l'effet des pesticides et des produits chimiques à divers niveaux est décrite dans les chapitres 7 à 10.

4.6.1 La consommation

Une substance est absorbée soit directement (c'est-à-dire oralement, par inhalation ou par contact dermique), soit indirectement à partir des aliments ou de l'eau potable. Les substances xénobiotiques doivent être absorbées pour qu'il puisse y avoir un effet. Chez les animaux, cela survient par la peau (tégument), l'estomac ou l'appareil respiratoire. Beaucoup d'agents destinés à la végétation sont élaborés pour se coller sur la surface de la feuille, mais les agents appelés systémiques sont soulevés à partir des racines et transportés sur les feuilles.

Les pesticides ne sont pas très spécifiques dans la plupart des cas. Les insecticides par exemple ont souvent des effets contraires sur les végétaux et les fongicides peuvent être extrêmement toxiques pour les organismes des sols. Même les compartiments abiotiques peuvent être altérés directement par les pénétrations de substances xénobiotiques (p. e. la libération d'aluminium à travers les pluies acides), mais la couche de débris dans les forêts peut devenir plus épaisse si les organismes qui dégradent les débris sont éliminés à cause de l'impact des produits chimiques (BICK ET AL., 1988) ou des métaux lourds (COUCHRIEY ET AL., 1979).

Les organismes peuvent accumuler des substances xénobiotiques dans leur corps jusqu'au niveau auquel on peut observer un effet. Les accumulations surviennent par exemple par la consommation de grandes quantités de proie contaminée. Bien qu'il y ait eu plusieurs cas, notamment dans les années 1950 et 1960, dans lesquels des pesticides (spécialement le DDT) persistants s'accumulaient dans les chaînes alimentaires, on n'a pas observé d'augmentation constante d'un niveau trophique à un autre. La raison en est que beaucoup d'organismes occupent plusieurs niveaux trophiques et que le métabolisme spécifique et les taux d'élimination ont un effet significatif sur les quantités dans le corps (MORIARTY, 1988 ; HOFFMAN ET AL., 1990). Les facteurs d'accumulation (c'est à dire le rapport entre la concentration dans l'élément environnant et le tissu du corps) peuvent s'élever à des dizaines de milliers (p. e. dans les moules ou le poisson ; PHILLIPS, 1993).

4.6.2 Les types d'effets

L'application de pesticides vise plusieurs objectifs. Néanmoins, étant donné que la plupart des pesticides n'ont pas d'action spécifique, ils n'affectent pas seulement les organismes cibles, mais également un certain nombre d'autres espèces bénéfiques ou neutres (non cibles). Dans des centaines de cas, un nombre important de morts chez les oiseaux ou les mammifères était impu-

table aux pesticides ; néanmoins, on ne sait pas combien de ces cas de décès étaient dus à la négligence brute (HOFFMAN ET AL., 1990). Effectivement, l'utilisation délibérée s'accompagne souvent de pesticides organophosphorés extrêmement toxiques pour détruire des soit-disant consommateurs de grains (HUBIG ET AL., 1994).

L'effet le plus direct et le plus évident sur les organismes est l'empoisonnement aigu des individus affectés, et après un certain temps, une baisse de la reproduction due aux effets non mortels. Le pronostic ou l'interprétation des effets biologiques directs est difficile à cause entre autres, des effets suivants (HARWELL & HARWELL, 1989) :

- Des différences dans la sensibilité des organismes cibles aux produits chimiques (inter-et intra-spécifique) ;
- La relative signification des espèces affectées directement eu égard à leur rôle écologique dans l'écosystème ou leur valeur esthétique, économique ou autre pour l'être humain ;
- L'influence de conditions environnementales physico-chimiques sur les relations directes dose-réponse ;
- Les interactions avec d'autres stressors chimiques dans l'organisme cible, y compris la possibilité de réactions complémentaires, synergiques ou antagonistes.

Il y a peu de données disponibles sur les effets simultanés de plusieurs pesticides ou produits chimiques avec d'autres facteurs de stress (synergismes). Les résultats des tests aigus avec les oiseaux ont confirmé la présence d'effets synergiques dans les pesticides (p. e. DDE et Parathion) ainsi que dans les produits chimiques environnementaux (HOFFMAN ET AL., 1990). Dans les tests de terrain avec les oiseaux, il a été démontré que les facteurs naturels (p. e. les températures froides) ainsi que le mode d'application (p. e. granulés) peuvent avoir une influence considérable sur l'effet. L'effet concurrent de divers métaux lourds sur les mouches d'eau s'est avéré plus élevé que l'effet des métaux individuels seuls (ENSERINK ET AL., 1991). Cet aspect est particulièrement pertinent parce que les concentrations qui ne sont pas considérées comme dangereuses dans le cadre de l'évaluation du risque (cf. Chapitre 12) concernent un seul métal et ne prennent pas en considération l'effet des composés ou des combinaisons de métaux.

Les effets directs au niveau individuel peuvent avoir une gamme variée d'effets sur les populations, les biocénoses et les écosystèmes tels que (HARWELL & HARWELL, 1989) :

- Les effets trophiques, c'est-à-dire les changements ou les interventions dans les chaînes alimentaires et les changements résultant de la composition des espèces;
- L'impact destructeur sur l'habitat, résultant souvent de la réduction de l'hétérogénéité et du nombre des niches écologiques ;
- Les changements dans les relations compétitives, telle que la baisse dans la pression compétitive causée par un déclin dans une espèce qui a partagé une ressource avec une autre ; au niveau des écosystèmes, ce mécanisme est un moyen de compenser les effets au niveau de la population ;
- Les effets sur les populations qui jouent un rôle dans les relations entre deux espèces, c'est-à-dire en tant que parasites, symbiotes, pollinisateurs, etc.
- La formation d'une résistance comme conséquence souvent observable de la sélection par le pesticide comme facteur environnemental. La variabilité génétique naturelle ouvre une perspective pour une adaptation évolutive à continuer l'exposition chronique aux produits chimiques spécialement chez les espèces qui ont une courte succession de générations.

Pour aller plus loin dans ce dernier point, les individus qui sont alors naturellement résistants bénéficient de la mort des autres membres des espèces. Les résistances naturelles interviennent spontanément à travers la mutation. Si l'effet toxique d'un pesticide est basé sur une simple réaction biochimique qui, par exemple, est reliée à la structure de la membrane, les résistances sont relativement faciles à générer avec une légère mutation du récepteur. Les principales mutations résultent généralement de la mort de la cellule, mais la formation d'une résistance face à des mécanismes actifs compliqués provoqués souvent par les insecticides naturels, survient beaucoup moins fréquemment.

Tout autant que les effets biologiques directs, les effets indirects peuvent être influencés à un degré critique par la présence de plusieurs produits chimiques et des interactions avec les conditions environnementales physico-chimiques. En outre, les interactions biologiques indirectes, et les processus de l'écosystème peuvent être soumis à des décalages considérables entre l'exposition, la réaction biologique directe ou primaire et enfin, l'effet indirect.

Les réactions biologiques directes et indirectes à un produit chimique sont intégrées au niveau de l'écosystème. Cette combinaison de mécanismes entraîne de nouvelles réactions qualitatives au stress chimique :

- Les effets directs ou indirects sur les espèces clés : ceux qui jouent un rôle décisif dans la structure ou la fonction de l'écosystème ;
- Les changements dans la structure de la communauté : ceux-ci sont produits par le changement intervenu dans l'abondance des espèces concernées et les changements dans les liens inter spécifiques ;
- L'impact sur les processus de l'écosystème : spécialement les effets sur la production initiale, la décomposition et le cycle nutritif. Ces effets relatifs au processus sont souvent caractérisés par des changements dans le taux de photosynthèse des végétaux dominants ou par les changements dans l'activité microbienne qui contrôle la décomposition. Les effets sur le niveau de l'écosystème sont fortement influencés par le type de cycle nutritif et les conditions environnementales physico-chimiques.

4.6.3 La variabilité génétique de l'effet

Du point de vue de l'évolution, la vie des individus est très courte ; seules les espèces existent pour des durées de vie plus longues (SCHUBERT, 1991b). Cette continuité est le résultat de mécanismes génétiques qui transmettent le programme spécifique des espèces d'une génération à l'autre. La totalité des facteurs héréditaires de tous les individus d'une espèce constituent le pool des gènes de l'espèce. Ces caractéristiques déterminent enfin la sensibilité aux substances xénobiotiques dans l'environnement. Chacune des diverses populations d'une espèce constitue une communauté reproductive au sein d'elle-même, et contient ainsi son pool génétique, ce qui représente un segment du pool génétique de l'espèce. Chaque population d'une espèce peut ainsi avoir un degré différent de sensibilité vis à vis des substances xénobiotiques. L'isolement des populations est une condition préalable à la formation des espèces.

Les catégories taxonomiques qui se situent au-dessus des espèces (genre, famille, ordre, classe) sont artificielles et ont été révisées à plusieurs reprises au cours de l'histoire. Les espèces ne peuvent également être établies dans la section croisée temporelle, étant donné que les caractéristiques d'une espèce sont de toute évidence soumises à des changements dans le temps.

Les gènes qui sont responsables d'une certaine caractéristique peuvent exister dans différents états (allèle). Par conséquent, la caractéristique (taille de la couvée) peut intervenir sous une ou deux formes (polymorphisme).

Cette variabilité génétique, ainsi que des modifications conditionnées par l'environnement, expliquent pourquoi, de façon générale, deux individus d'une même population ne sont pas exactement les mêmes. La variabilité est exprimée à travers la fréquence relative des allèles d'un gène dans la population (fréquence de l'allèle). Toutes les formes de variabilité génétique proviennent des mutations qui interviennent comme le résultat des défauts durant la réplication des chromosomes. La variabilité génétique est préservée à travers la recombinaison continue des gènes durant la reproduction sexuelle, les processus précédents de division des chromosomes, de nouvelles mutations et la migration des individus de la même espèce sur les autres populations.

Les caractéristiques spécifiques à une espèce d'individus (le phénotype) sont l'expression de son génotype. Néanmoins, étant donné le grand nombre d'organismes possédant deux séries de chromosomes (diploïdes), les gènes d'une série de chromosomes peuvent dominer sur l'autre (gène dominant). Le phénotype d'un individu en tant qu'unité est affectée par des facteurs environnementaux qui déterminent une capacité plus élevée ou plus basse pour la survie et la reproduction d'un organisme relativement aux autres membres de l'espèce. Par conséquent, la génération suivante aura une progéniture plus grande et qui sera mieux adaptée. Il y aura également un changement dans la fréquence des allèles au sein d'une population, mais seulement s'il y a une grande variabilité génétique et une pression de la sélection à partir d'un facteur environnemental. L'examen de cet effet des facteurs environnementaux constitue l'écologie dans le sens ci-dessus et représente le lien causal entre la physiologie et la génétique.

La sélection naturelle constitue l'écologie en action (KRIBS, 1985). Ce processus de l'évolution continue est modelé par l'environnement biologique et spatial dans lequel vit un organisme. La distribution et la fréquence actuelles des animaux et des végétaux ont été déterminées par des processus de l'évolution du passé, qui continuent à avoir un effet sur l'environnement actuel. Le pool génétique actuel est le résultat de l'adaptation qui a eu lieu dans le passé. L'adaptation peut survenir chez les individus qui montrent une capacité de réaction flexible (physiologique ou éthologie), ou au sein de la population, à travers la plasticité du pool génétique dans son ensemble. Par exemple, le développement d'une résistance aux insecticides est la principale forme d'adaptation aux effets des substances xénobiotiques dans le sens évolutif et ayant une forme qui a fait l'objet d'investigations extensives.

5. PESTICIDES ET PRODUITS CHIMIQUES ENVIRONNEMENTAUX

5.1 LES PESTICIDES

5.1.1 La classification

Définition et description

Les pesticides - également connus comme des agents de protection des végétaux ou produits de protection des cultures sont (d'abord) des substances chimiques élaborées en vue de combattre et de lutter contre les insectes ravageurs qui vivent sur les végétaux cultivés ou les insectes porteurs de maladies virales ou bactériennes. Ils englobent également des substances destinées à combattre les compétiteurs de la végétation (adventices) ainsi que les maladies fongiques des plantes. Les « régulateurs de croissance¹ » constituent un type spécial d'agent. En influant sur la croissance végétative des végétaux, ils soutiennent la stabilité des pédoncules ou ils simplifient la récolte en entraînant la scission simultanée des olives mûres. Les produits chimiques sont aussi utilisés pour combattre les vecteurs de maladies, qui mettent en danger la vie des hommes et des animaux domestiques, aussi bien à l'extérieur qu'à l'intérieur des maisons. On les appelle également les biocides.

Les « agrochimiques », qui est le terme courant utilisé dans les pays anglophones, désignent également toutes les substances synthétiques - y compris les engrais minéraux - qui sont appliquées dans l'agriculture. Outre la matière active, beaucoup de pesticides sont en grande partie constitués de liquide de formulation qui jouent le rôle de colloïdes de protection, par exemple, ou pour aider à améliorer les caractéristiques d'application. A part les engrais, les agents de traitement des cultures et de lutte contre les vecteurs de maladies ne sont pas les seuls produits chimiques qui sont volontairement introduits dans l'environnement. C'est la raison pour laquelle, contrairement aux autres produits chimiques environnementaux, ils étaient parmi les seuls à avoir fait l'objet de tests minutieux pour leur devenir et leur effet.

L'Agence Allemande de Coopération Technique (GTZ) a tenté de suivre et d'évaluer les différentes étapes de la « vie » d'un pesticide dans un pays en voie de développement donné, sous la forme d'un système d'information

¹ à distinguer des régulateurs de croissance ou IGR (Insect Growth Regulator) (Trad.)

Tableau 5.1 Classification des pesticides par organisme cible

Classes de pesticides	Organismes cibles
Acaricides	Acariens
Algicides	Algues
Avicides*	Oiseaux*
Bactéricides	Bactéries
Fongicides	Champignons
Herbicides	Végétaux, souvent mauvaises herbes
Insecticides	Insectes
Molluscicides	Mollusques, spécialement, escargot et limace
Nématocides	Nématodes
Rodenticides	Rongeurs spécialement, rats et souris
Termiticides	Termites

Note : Les classes complémentaires (par ex les piscicides contre les poissons) sont rarement utilisés de nos jours.

Adapté de WAHL, 1986

écologique (KNIRSCH, 1993). Cette approche vise le cadre normatif de la législation sur les pesticides locaux dans le pays respectif, le Code de la FAO et les Directives de l'Association Internationale des Producteurs de Pesticides, (CIFAP). Cela consiste essentiellement en une approche écotoxicologique. A ce jour, néanmoins, seuls des aspects partiels de l'analyse de ce soi-disant cycle de vie ont été réalisés. Comme son nom l'indique, cela servira à décrire et à évaluer le devenir et l'effet d'un pesticide de la « naissance » (site de production) à la « mort » (dégradation et traitement des déchets).

SCHÜRPP ET AL., (1990) donnent une étude historique du développement des pesticides dans les pays industrialisés. WAHL (1986) donne un résumé des termes clé dans le domaine des pesticides ; ils sont divisés en deux catégories basées sur l'organisme cible et le mode d'action. SCHÄFFER & TISCHLER, 1983 mettent l'accent sur les applications.

Les groupes de matières actives

Les pesticides peuvent être classés de différentes façons - par exemple selon l'organisme cible, le mode d'action, le type d'application ou la classe chimique tel que le montrent les tableaux 5.1 à 5.4. Ici, notre format ne permet pas un traitement détaillé des matières actives individuelles.

Tableau 5.2 Classification des pesticides selon le mode d'action et le type d'effet

Produits toxiques contre la cellule	Inhibent des étapes importantes du métabolisme de la cellule ; c'est-à-dire la photosynthèse dans le cas des herbicides ou la phosphorylation de ADP à ATP chez certains Acaricides
Substances neurotoxiques	Affectent la fonction de la perméabilité de la membrane des neurones, spécialement dans le cas des insectes.
Régulateurs de croissance	Ce sont des hormones artificielles ou naturelles utilisées contre les végétaux indésirables et les insectes en accélérant ou en inhibant la croissance de façon non naturelle.
Défoliants	Enlèvent les feuilles des végétaux.
Attirants et phéromones	Attirent les animaux, dans des pièges spécialement les insectes, même sur de grandes distances. Il s'agit très souvent de phéromones sexuelles.
Répulsifs	Il s'agit souvent de substances gazeuses qui empêchent les insectes ou les autres organismes de s'alimenter, mais qui ne les tuent pas nécessairement.
Chimio-stérilisants	Stérilisent les mâles des insectes ou des invertébrés ravageurs; méthode classique de lutte biologique contre les ravageurs.
Désinfectants	Détruisent ou inactivent les microorganismes dangereux.
Effets au contact	Absorption de matière active sur le site d'application par contact direct ; substances qui causent des lésions sur les tissus du végétal ou de l'animal par contact.
Effets systémiques	Composés qui sont adsorbés par la plante et qui se transportent plus à l'intérieur de la tige et des feuilles, où ils sont en contact avec les organismes cibles.
Sélectivité	Tandis que les insecticides sont plus ou moins sélectifs, les herbicides sont élaborés pour leur non sélectivité pour des applications avant plantation, ou sélectif seulement contre les herbes ou les dicotylédones.
Application avant le semis, avant l'émergence ou après l'émergence	Le programme d'application d'un herbicide détermine les effets secondaires possibles sur la culture : application prophylactique (et peut-être non nécessaire) contre les mauvaises herbes avant le semis ou l'émergence de la culture contrairement à une application après émergence selon un niveau plancher sur une culture qui tolère un herbicide.
Application en vue de protéger ou d'éradiquer	Concerne spécialement les fongicides, les bactéricides : protection prophylactique contre les microorganismes respectifs ou traitement post-infection.

Note : Les régulateurs de croissance sont également utilisés pour raccourcir les pédoncules, notamment pour les céréales. Cela réduit également le danger du nichage.

Adapté de WAHL, 1986

² Importants dans les pays tropicaux, surtout en Afrique. (Trad.)

Le statut des homologations

Environ 700 matières actives chez les pesticides sont actuellement homologuées pour distribution et utilisation sur le marché mondial (WORTHING & WALKER, 1987 ; PERKO, 1989 ; LE MANUEL DES PRODUITS AGRICHIMIQUES, 1992). Le nombre de produits homologués tourne autour de dix mille. Après une période de développement effréné dans les années 1970 et 1980, durant laquelle la découverte de nouvelles classes de substances a entraîné la production d'un grand nombre de matières actives, les homologations connaissent à présent un déclin.

Une des raisons en est qu'une grande série de matières actives est en train d'être retirée du marché pour des raisons toxicologiques et écotoxicologiques. Une autre raison est qu'il est très coûteux de développer de nouvelles substances (environ, 75 à 125 millions de \$ US selon les chiffres fournis par les industriels. (ZURHAKE, 1989). Pour le moment, la probabilité d'avoir de nouveaux composés nouvellement synthétisés, entre le criblage et la mise sur le marché est de 40.000 contre 1 (IVA, 1993).

Tableau 5.3 Classification des pesticides selon le type de formulation

Liquides à pulvériser	Insecticides, herbicides, ou fongicides comme les concentrés émulsifiables liquides à mélanger à l'eau, poudre à dissoudre dans l'eau, solutions huileuses, etc...
Poudres	Agents toxiques non dissous, poudre aérosol, etc., principalement insecticides et fongicides.
Granulés	Insecticides, herbicides et Algicides sous forme de transporteur inerte imprégné de pesticide.
Revêtements	Insecticides et fongicides pour le traitement des graines.
Aérosols	Application de l'insecticide à l'intérieur, insecticides et désinfectants sous forme de liquide à pulvériser.
Fumigants	Liquides ou gaz vaporeux pour le traitement des sols avec principalement un effet nématicide et insecticide, également utilisés dans la lutte contre les ravageurs des stocks.
Appâts	Pratiquement pas d'utilisation de matière active dans l'environnement, la substance toxique est avalée par les animaux cibles (insectes, mollusques, ou rongeurs) après avoir été attirés par l'appât.
Formulation à libération lente	Composée d'insecticide sous forme de micro capsule, laques à utiliser sous forme de peinture ou de bandes de résine à utiliser à l'intérieur.

Note : Cette liste contient les formulations les plus courantes pour les pesticides. Il existe plusieurs autres types spécialisés.

Adapté de WASEL, 1986

La figure 5.1 donne l'état des homologations en Allemagne à ce jour (IVA, 1993). Seuls 200 matières actives sur plus de 700 sont homologuées à ce jour. Le nombre décroissant de matières actives et de composés présents sur le marché a à la fois des implications positives et négatives. Il n'y a certainement aucun problème à éliminer ou exclure les substances à problème, c'est à dire les substances qui ont un comportement indésirable ou des effets néfastes sur l'environnement. D'un autre côté, il est bon d'avoir une grande variété de matière active afin d'éviter le développement de résistance et de répondre aux besoins spécifiques de certaines applications. En fait, les problèmes écotoxicologiques sont plus susceptibles de survenir lorsqu'un petit nombre de matières actives pas chères est appliqué en grande quantité pour plusieurs indications différentes.

Tableau 5.4 Classification des principales classes chimiques de pesticides

Insecticides	Herbicides	Fongicides
Organochlorés (=Hydrocarbones chlorés)	Critères souvent utilisés pour la classification : • selon la date des semences ou de plantations des cultures à protéger	Fongicides inorganiques (à base de soufre, de cuivre ou de mercure)
Organophosphorés (=éther d'acide phosphorique)	• selon le mode d'exposition (par ex comme herbicide de contact)	Fongicides organiques (par ex les dithiocarbamates)
Carbamates	• selon le mode d'action (par ex dérégulateur de croissance)	Fongicides systémiques (par ex les benzimidazoles)
Pyréthrine des naturels et - synthétiques	Acides Phénylxylyliques	Antibiotiques (produits par des microorganismes)
Dinitrophénols	Amides de substitution	L'hétérogénéité chimique des fongicides est beaucoup plus grande que celle des herbicides. Outre les substances appliquées dans les serres et sur les pelouses, les traitements des graines par fongicides sont très importants.
Organo-étains	Nitroanilines	
Microbiens (microorganismes des maladies et leurs produits métaboliques)	Urées de substitution	
Botaniques	Carbamates et thiocarbamates	
	Nitrogènes hétérocycliques (=triazines)	
	Dinitrophénols et dérivés de phénols	

Adapté de WASEL, 1986

Un peu moins de 6% des pesticides qui ont été homologués en Allemagne en 1992 sont classés toxiques ou très toxiques et environ 23% sont classés moins toxiques ou irritants. Environ 20% de tous les composés doivent être conservés dans l'eau. Quelques 10% sont dangereux contre les abeilles (les informations sur les matières actives et les formulations sont publiées régulièrement sur disquette par la BBA).

5.1.2 Le marché des pesticides et quantités à appliquer

Les ventes mondiales de pesticides en 1992 étaient estimées à 18 milliards de \$US (IVA, 1993). Les volumes sont demeurés plus ou moins inchangés depuis le milieu des années 1980, mais avec une tendance à la baisse. La plupart des agents sont utilisés dans les pays industrialisés. L'Afrique, l'Amérique Latine et l'Asie (sauf Japon) représentent environ seulement 30 % du marché mondial. Le tableau 5.5 donne un classement des groupes de produit individuel dans les différentes régions (en pourcentage du marché mondial). Il y a une prédominance marquée des herbicides en Europe Occidentale et en Amérique du Nord, tandis qu'en Afrique et en Asie, les insecticides jouent un rôle important dans la protection des végétaux (FONDS, 1992). Les climats les plus chauds d'Asie et d'Afrique favorisent le développement d'insectes ravageurs à un degré plus élevé que dans les climats plus froids d'Europe Occidentale et d'Amérique du Nord.

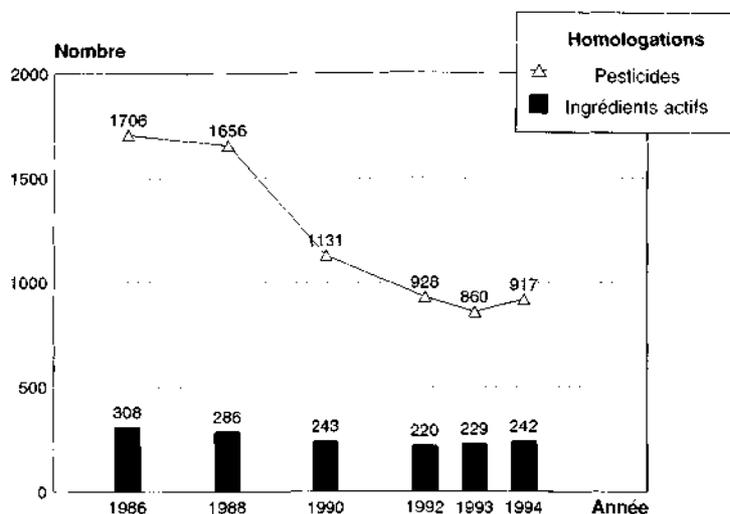


Fig 5.1 Etat des homologations en Allemagne au début 1993 (Courbes BBA)

Tableau 5.5 Marché mondial de la protection des cultures (en pourcentage de 36.5 milliards DM), par région et par catégorie de produit

Régions	Insecticides	Fongicides	Herbicides	Autres	Part de marché mondial
Europe de l'Ouest	5,58	9,92	13,95	1,55	31
Europe de l'Est	0,80	1,84	1,36	0,00	4
Amérique du Nord	5,46	1,56	18,98	0,00	26
Amérique Latine	4,29	1,98	4,62	0,11	11
Afrique	2,08	0,76	1,04	0,12	4
Asie + Japon	11,04	1,08	7,92	0,24	24
Total Monde	29,25	17,14	47,87	2,02	100

FONDS, 1993

Tableau 5.6 Niveau d'utilisation des pesticides pour le 10 cultures les plus importantes en 1990 (%)

Cultures	Part dans le marché mondial de protection des cultures	Type de produit utilisé (%)			
		Insecticides	Fongicides	Herbicides	Autres
Céréales	17,0%	6	38	56	-
Riz	9,6%	34	22	44	-
Blé	9,3%	26	1	73	-
Soja	8,7%	10	1	89	-
Légumes	6,8%	52	27	22	1
Coton	6,0%	72	2	26	-
Pamplemousse	4,3%	17	63	18	2
Fruits à pépins	3,7%	48	39	11	2
Agrumes	3,5%	62	16	19	3
Betterave	3,3%	23	9	68	-
TOTAL	72,2%	29	22	49	-

FONDS, 1993

Le tableau 5.6 donne le classement des 10 cultures les plus importantes en termes de production totale ainsi que les coûts de protection nécessaire de ces cultures, selon leur part dans le marché mondial. Elles sont suivies par le café, les pommes de terre, le tabac, la banane et les arachides (FONDS, 1992).

L'industrie allemande des pesticides exporte quelque 80 % de sa production domestique. Ces disparités existent au niveau du monde entier. En Allemagne par exemple, les prix sont élevés, mais la quantité totale est relativement basse parce que beaucoup d'insecticides modernes sont utilisés avec de faibles quantités d'application (environ 100g/ha). Dans les pays en voie de développement, on utilise toujours beaucoup d'agents anciens et peu chers avoisinant plusieurs kg de matière active/ha par application. Ceci rend très difficile la juxtaposition des ventes au niveau du marché mondial avec le tonnage exporté.

La comparaison des données sur les quantités de pesticides appliquées en Allemagne de 1977 à 1979 avec celles de 1987 indique les résultats ci-après (HILDEBRANDT ET AL., 1991), ce qui correspond également plus ou moins à la réalité pour les autres pays industrialisés :

- La fréquence du traitement par unité de surface a augmenté de 2 à 3,6 applications par année.
- La quantité totale d'application a accru de 4,8 à 6,3 kg de formulation/ha, tandis que celle d'une application unique a baissé de 2,4 à 1,8 kg/ha (en comparaison, les cultures de coton en Egypte ont reçu environ 30 kg/ha par an (1990 ; GHARBOUR, communication personnelle).
- La distribution du coût total le plus élevé sur de plus petits traitements est une des raisons pour lesquelles les applications de pesticides étaient plus ciblées en 1987 qu'elles ne l'étaient à la fin des années 1970.
- Au total, les ventes intérieures depuis 1975 ont augmenté de 24 %, mais sont restées plus ou moins constantes à 30.000 tonnes métriques depuis le milieu des années 1980. Récemment, les ventes n'ont baissé qu'à 25.000 tonnes métriques (IVA, 1993.)

D'un point de vue général, il y a eu une réduction notable de l'utilisation des pesticides en Europe. Il y a différentes raisons à cela :

- Le retrait graduel de la production agricole pour les surplus ;
- Le résultat en est la réduction des terres arables (programmes de jachère) ;
- Les changements structurels en cours dans l'agriculture européenne avec une tendance pour des opérations plus rares mais plus importantes, ce qui entraîne comme toujours une utilisation plus rationnelle des pesticides ;

- Les programmes de réduction initiés par le gouvernement, et la vulgarisation à grande échelle des Procédures Intégrées de Production des Cultures ;
- L'augmentation des stratégies de lutttes biologiques contre les insectes (FRANZ & KRIEC, 1982) ;
- Les changements dans la variété des produits en faveur de nouveaux agents avec des quantités d'application plus petites (p. e. en séparant les isomères ; CARL, 1985).

5.1.3 L'utilisation des pesticides et les pertes de rendement dans beaucoup de cultures

En vue d'évaluer le rôle des pesticides tout en assurant la sécurité des aliments et des matières premières, et ainsi apporter une base d'estimation pour une réduction des profits, nous donnons ci-dessous un bref aperçu des pertes dans le rendement pour plusieurs cultures.

CRAMER (1967) a préparé une première évaluation des pertes de cultures dues aux insectes ravageurs, aux maladies et aux mauvaises herbes, ces données ont été révisées et mises à jour par OERKE ET AL., (1994) qui présentent le schéma suivant :

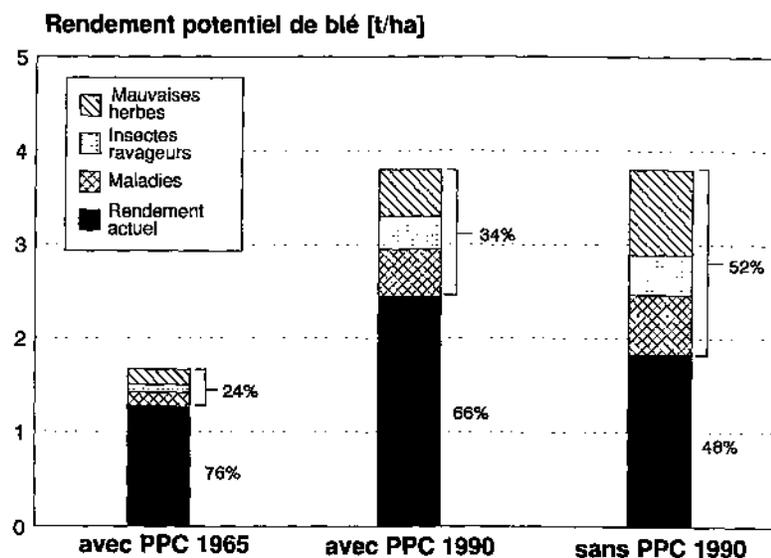


Fig 5.2 Rendement et pertes dans le blé à une échelle globale (PPC = Produits de Protection des Cultures) (source OERKE et al., 1994)

Le blé - La première culture

Le blé est la céréale la plus cultivée. Les principales zones de production de blé sont situées dans l'ancienne Union Soviétique et en Amérique du Nord. Les rendements ont doublé en moyenne depuis 1965, avec une croissance moyenne dans le taux de perte de 24 % à 34 % (Figure 5.2) Sans les agents de protection des cultures, les pertes globales avoisineraient aujourd'hui les 50 %, avec de grandes différences régionales.

Grâce au climat, à la fertilisation et à la sélection des variétés, le rendement potentiel de blé - en d'autres termes, les niveaux maximums de production qui peuvent théoriquement être atteints - est environ deux fois et demi plus important en Europe occidentale et du Nord qu'en Amérique du Nord et dans l'ancienne Union Soviétique (Figure 5.3) ; à plus de 6t/ha, le rendement réel en Europe est en fait trois fois plus élevé. Le risque d'avaries dues à des maladies et des insectes ainsi qu'à la pression des mauvaises herbes est également plus élevé à cause d'une agriculture intensive, mais cette situation est combattue avec succès par les stratégies de protection des cultures. En conséquence, les pertes de cultures sont limitées à 20 % du rendement potentiel.

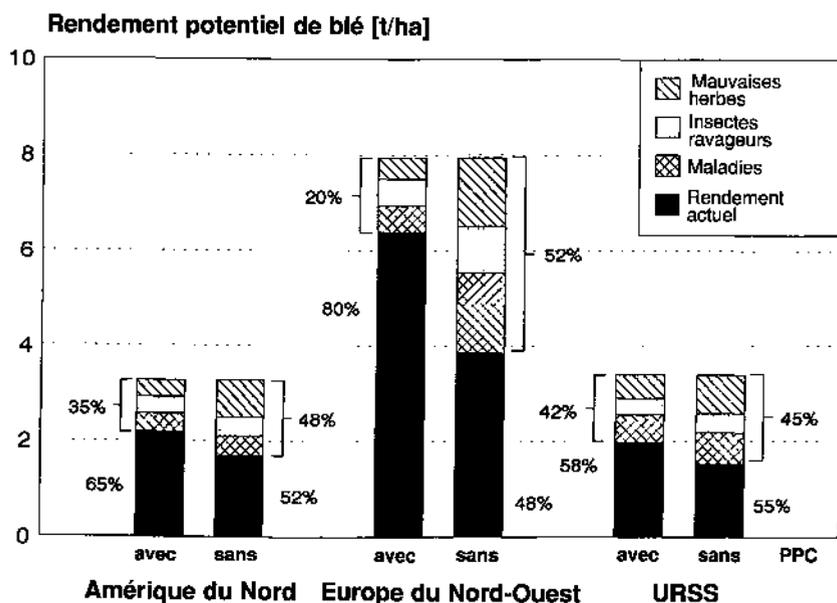


Fig 5.3 Rendement et pertes dans la production de blé au niveau régional (PPC = Produits de Protection des Cultures) (source OERKE et al., 1994)

D'un autre côté, en Amérique du Nord, où le rendement réel est de 2,2 t/ha, les pertes sont de l'ordre de 35 % et dans l'ancienne Union Soviétique, elles s'élèvent à 40 % avec un rendement potentiel légèrement égal à celui de l'Europe du Nord (Figure 5.3). La protection des cultures dans ces deux régions est généralement limitée à la lutte contre les mauvaises herbes.

Le riz - La culture vivrière de l'Asie

Le riz représente la seule culture vivrière pour près de la moitié de la population du monde. Plus de 90 % du riz récolté dans le monde est cultivé en Asie ; l'Inde et la Chine sont les premiers pays producteurs de riz au monde. Le rendement par unité de surface sur la moyenne mondiale est aujourd'hui de 3,6 t/ha (Figure 5.4) Cela correspond à environ 46 % du rendement ; 1,9 t/ha ont été récoltés en 1965 : 53 % du rendement potentiel à cette époque.

En ce qui concerne le riz, tout comme pour le blé, l'effet de la protection des cultures ne devient évident que lorsque les différences régionales, spécialement l'état de développement technologique dans les secteurs individuels de l'agriculture, sont prises en compte. Le riz est exposé à un risque plus grand que le blé dans toutes les catégories de dommage potentiel. En Inde et au Japon, environ 85 % du rendement auraient pu être perdus à

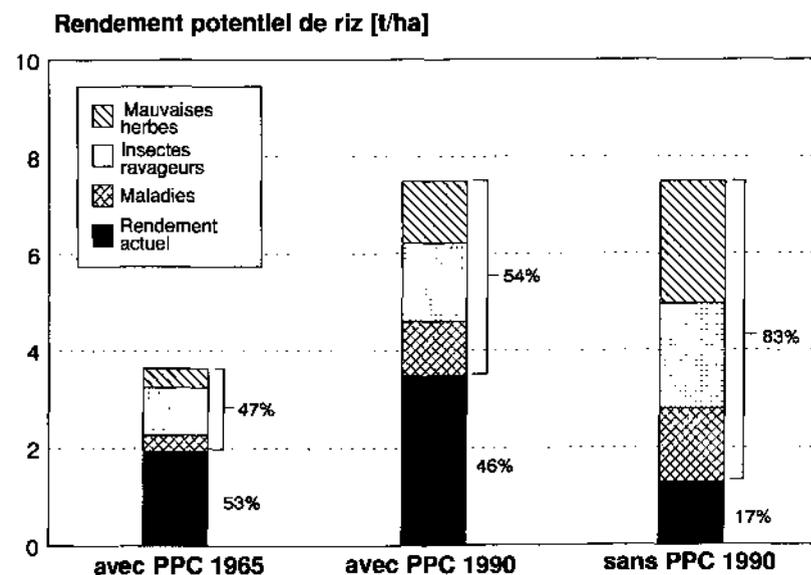


Fig 5.4 Rendement et pertes dans la production de riz au niveau mondial (PPC = Produits de Protection des Cultures) (source OERKE ET AL., 1994)

cause d'organismes nocifs, si aucune forme de protection des cultures n'avait été appliquée (Figure 5.5).

Au Japon par exemple, les pertes de cultures sont en train d'être réduites de 23 % grâce à une protection très intensive des cultures, ce qui a entraîné aujourd'hui des rendements de 6t/ha. D'un autre côté, les paysans indiens ne peuvent pas toujours se permettre d'acheter et d'appliquer des agents chimiques pour combattre les maladies et les insectes ravageurs.

Dans ce pays, la protection des cultures signifie essentiellement une lutte manuelle contre les mauvaises herbes. Par conséquent, les rendements en Inde ne sont pas plus élevés que 2,6 t/ha, avec une perte de 60 % sur le rendement possible.

L'Australie constitue un cas particulier dans le domaine de la culture du riz, qui a été initiée dans ce pays très récemment. C'est la raison pour laquelle il n'y a pas beaucoup de pertes dues à des maladies ou des insectes. L'approche extrêmement efficace de la lutte contre les mauvaises herbes contribue à réduire les grosses pertes potentielles à 23 %. Par conséquent, les rendements de riz s'élèvent à environ 7 t/ha.

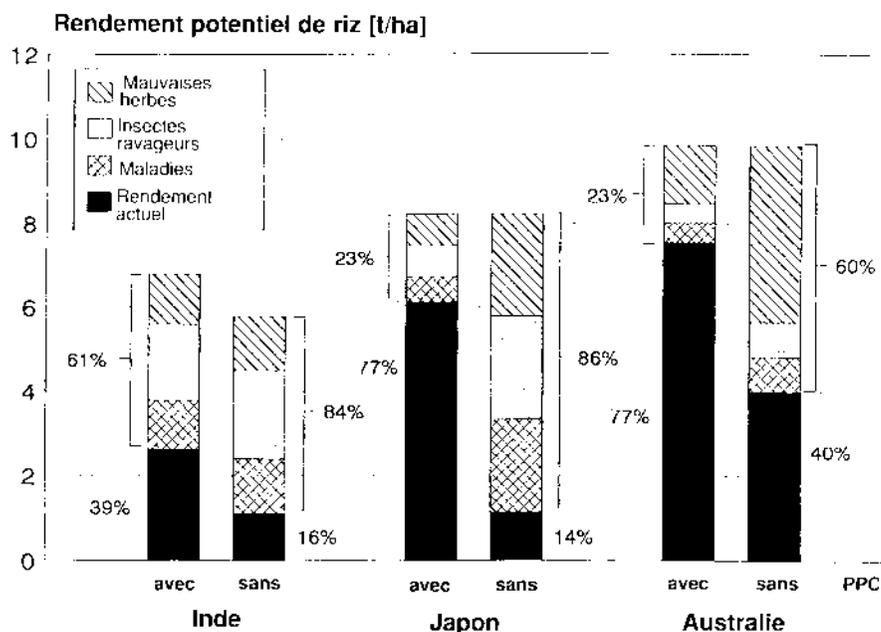


Fig 5.5 Rendement et pertes dans la production de riz au niveau régional (PPC - Produits de Protection des Cultures) (source OFRRI ET AL., 1994)

5.1.4 Les techniques non chimiques et les procédures semi-naturelles

L'utilisation de techniques et de procédures non chimiques qui imitent la nature constitue une alternative possible aux pesticides chimiques pour la protection et la lutte contre les insectes ravageurs (FRANZ & KRIG, 1982 ; ELINGAUI, 1987). Celles-ci sont souvent réunies sous les catégories des agents de luttés biologiques contre les insectes ravageurs dans le sens le plus large du terme (D. L. CROEL, 1990). Les agents et procédures alternatives, comme les protecteurs chimiques de végétaux représentent une intervention sur les processus naturels. Par conséquent, ils sont également soumis à une évaluation des dangers et des risques conformément aux normes de l'UE, de la FAO, de l'OCDE, et de l'IPA (Voir Chapitre 11). A cause de la nature largement hétérogène de ces alternatives, les paramètres et les critères d'évaluation peuvent différer de ceux des produits chimiques dans beaucoup de cas. Notamment, l'utilisation d'ingrédients bactériens actifs peut entraîner la formation de résistances qui en retour peuvent causer des problèmes de santé aux hommes ou aux animaux (SCHÜPP et al., 1990).

Presque toutes les approches alternatives à l'utilisation des pesticides chimiques sont caractéristiquement difficiles sinon impossibles pour l'évaluation de leurs effets écotoxicologiques. L'efficacité et les effets secondaires de ces méthodes ne se manifestent qu'au niveau des populations et des écosystèmes. De plus, dans la plupart des cas, elles ne visent pas complètement à éradiquer un insecte particulier dans une zone donnée. Ceci est en contradiction avec le mode d'action qui dépend de la densité à beaucoup d'égards. La cible est atteinte si l'insecte est tenu en dessous du niveau du seuil économique. Par conséquent, les approches biologiques ne peuvent prétendre avoir l'effet de « k.o. » des pesticides chimiques (MOLIMANN, 1989).

Le niveau du seuil économique est la densité de l'insecte, auquel les mesures de lutte contre les insectes devraient être initiées pour prévenir toute augmentation ultérieure dans les populations d'insectes, ce qui pourrait résulter en des pertes en cultures qui ne pourraient plus être prévenues (STERS, 1973). Le calcul du niveau du seuil économique est basé sur les coûts de la lutte, l'efficacité de cette lutte, le rendement et les procédés à partir de la récolte, le pourcentage de réduction par rapport au rendement par insecte, le taux de survie de la population au début de la lutte, jusqu'à la densité du dommage, et un facteur qui prend en compte les coûts socio-économiques à long terme de la stratégie de lutte contre les insectes (exploitation des matières premières, la pollution environnementale, le dommage subi par les prédateurs, etc.) (CHIANG, 1982). Le dernier paramètre mentionné n'est pas le seul

à être difficile à évaluer ; les autres paramètres peuvent dépendre des changements climatiques, des coûts du marché mondial, de la tolérance des consommateurs, etc.

Néanmoins, une prévision de précaution sur les effets néfastes ainsi que le suivi pour une détection rapide des catastrophes constituent des problèmes qui requièrent une évaluation intensive. A cet égard, les stratégies de lutte chimique et non chimique contre les insectes se ressemblent. Elles requièrent également une prévision sur les microbes pathogènes, dont on peut difficilement empêcher la propagation aux non cibles si ces derniers sont sensibles à ces agents-là.

5.2 LES PRODUITS CHIMIQUES ENVIRONNEMENTAUX

Les produits chimiques environnementaux sont les « produits chimiques dans l'environnement » (HUTZINGER, 1991), qu'ils soient naturels ou fabriqués par l'homme. Le fait est que nous vivons dans un environnement chimique. Les produits chimiques environnementaux ne sont qu'un des facteurs environnementaux (température, humidité, compétiteurs, etc) contre lesquels doivent se battre les organismes.

En écotoxicologie, les produits chimiques environnementaux sont considérés comme étant les substances qui, soit, pénètrent l'environnement à la suite de l'activité humaine ; qui surviennent dans l'environnement en conséquence de l'activité humaine ; ou qui surviennent dans des concentrations beaucoup plus élevées qu'ils ne l'auraient été dans la nature (p. e. les métaux lourds). Le nombre de produits chimiques environnementaux est estimé à 100.000 ingrédients actifs et ou dans beaucoup de composés ou formulations différents (environ 1.000.000) (CONNELL, 1986 ; KOCH & WAGNER, 1989 ; STREIT, 1991). Près de 2.000 à 3.000 produits chimiques sont produits tous les ans pour plus de 1.000 tonnes métriques par an, et 8.000 autres pour plus de 10 tonnes métriques par an (MURPHY, communication personnelle, 1994).

Dans le passé, on faisait communément une distinction entre les substances naturelles et étrangères (xénobiotiques). Il s'agit de substances qui sont étrangères à la biosphère par rapport à leur structure et à leurs propriétés en d'autres termes, elles sont strictement synthétiques. Néanmoins, cette distinction n'est pas très révélatrice eu égard au danger de la substance, notamment compte tenu du fait que les substances naturelles peuvent également s'accumuler par suite de l'activité humaine (p. e. le nitrate).

Indépendamment de ces définitions, on a établi une distinction dans l'usage courant entre les substances qui pénètrent l'environnement par accident (produits chimiques environnementaux au sens littéral du terme) et les substances qui sont volontairement appliquées (c'est-à-dire les pesticides et les engrais). Des données quantitativement fiables sur les concentrations environnementales ne sont disponibles que pour les substances de cette seconde catégorie. Il résulte de ces études menées durant la recherche et la phase de développement, que des données extensives sont également disponibles sur le devenir environnemental, et spécialement l'efficacité biologique de ces produits chimiques.

Dans le cas de toutes les autres substances, les estimations sur le devenir environnemental (exposition) doivent être faites selon des mesures incomplètes, au hasard. Ces projections se fondent sur la quantité de substance produite ainsi que le mode d'application (les sources locales telles les usines ou l'entrée diffuse comme dans le cas de l'abrasion d'un pneu). Néanmoins, à cause des différences régionales et temporelles (p. e. après les accidents), l'exposition réelle n'est pas quantifiable en quantité absolue pour le très grand nombre de substances pertinentes (KOCH, 1989). Seule la dispersion relative entre plusieurs divisions peut être décrite relativement bien à l'aide des modèles mathématiques (cf. Chapitre 8.1).

Dans le cadre de la loi allemande sur les Produits Chimiques, (ChemG, 1990), les produits chimiques environnementaux au sens littéral du terme sont définis en des termes négatifs - c'est-à-dire à l'exclusion de certaines catégories de substances (aliments, fourrages, engrais, cosmétiques, produits pharmaceutiques, divers déchets et explosifs) ; il existe des lois spéciales qui s'appliquent à chacune de ces substances. L'autre groupe qui est extrêmement hétérogène est décrit avec un total de 16 propriétés qui vont de « explosif » à « cancérogène » et « dangereux pour l'environnement ». En revanche, ce dernier groupe est défini dans la Loi sur les Produits Chimiques comme suit :

Substances ou composés ou leurs dérivés qui ont tendance à altérer la qualité de l'équilibre naturel de l'eau, du sol ou de l'air, du climat, des animaux, des végétaux ou des microorganismes d'une manière pouvant causer des risques pour l'environnement, soit immédiatement, soit plus tard.

Dans cette définition, l'expression « équilibre naturel » qui peut être décrit comme le « noeud des relations entre les écosystèmes et leur environnement » (HUBER, 1987), est particulièrement problématique. Dans le cadre de la Loi Allemande sur la Protection des Végétaux, elle est ainsi définie :

« Le sol, l'eau, l'air, les espèces animales ou végétales ainsi que leurs interactions ». L'expression ne peut être clairement définie du point de vue scientifique (ROHRE ET AL., 1990). Le terme « environnement » d'un autre côté regroupe l'ensemble des facteurs (abiotiques ou biotiques) qui ont un effet direct actif sur le monde extérieur (BICK, ET AL., 1984).

En vue de marquer sur des étiquettes les substances « dangereuses pour l'environnement », l'UE a publié en 1991 des descriptions normatives des dangers spéciaux (y compris les critères de sélection pour le milieu aquatique et non pour la terre), ainsi que des recommandations de sécurité (p. e. « Ne pas verser dans l'équipement de labourage ») (AHLERS, 1991 ; voir également Chapitre 11.2).

Dans la discussion sur le potentiel du risque écotoxicologique, il faudrait garder à l'esprit que beaucoup de produits chimiques entraînent la production de métabolites (p. e. les anilines ou les phénols substitués au chlore) qui sont beaucoup plus stables que la substance originale (Orlov, 1985) et dont le devenir et l'effet peuvent être distinctement différents de ceux des substances originales.

Il n'y a pas beaucoup de connaissances nouvelles disponibles sur l'impact des substances pour les applications spéciales, qui ont une toxicité potentielle très élevée, tels que les composés organiques à l'étain. Ils sont employés en peinture pour les navires qui sillonnent les océans pour éviter les colonisateurs sur les coques. Avec le temps, ils se décollent avec la peinture et peuvent entraîner des accumulations d'étain dans le bassin du port. Les grandes caractéristiques de persistance favorisent les imprégnations de la coque ce qui les rend ainsi différents des biocides utilisés dans l'agriculture (HEINISCH & KEHN, 1989).

L'impact des substances ou molécules appelées polluants de masse tels que les SO_2 , CO_2 ou l'ozone qui peuvent avoir un effet écotoxicologique sévère sur les végétaux, ne fera plus l'objet de discussion ici. En principe, il importe aussi d'exiger une évaluation écotoxicologique pour les déchets (mélanges des substances les plus diverses en concentrations et compositions qui sont extrêmement disparates d'un lieu à l'autre ; BAHADIR & FRIHAG, 1989). Néanmoins, à ce jour il n'y a pas d'approche uniforme disponible pour appréhender ce problème.

6. LES PARAMÈTRES DE MESURE

6.1 LES CARACTÉRISTIQUES DU PARAMÈTRE

In vue d'évaluer le risque écotoxicologique potentiel d'une substance xéno-biotique, il faut déterminer les principales caractéristiques de la substance, si possible sur le plan quantitatif, mais aussi déterminer son devenir environnemental, et son effet possible. On emploie divers paramètres de mesure à cet effet qui sont définis comme suit :

- Les paramètres physico-chimiques décrivent les caractéristiques de la substance elle-même, selon les conditions environnementales du moment, et déterminent largement le devenir et l'effet.
- Les paramètres du devenir décrivent l'occurrence d'une substance dans les divers comportements environnementaux ; la transition vers ou à partir des paramètres physico-chimiques est flexible.
- Les paramètres de l'effet sont des variables de mesures biologiques qui décrivent les effets sur les organismes. Ces effets peuvent se manifester directement ou indirectement aux différents niveaux d'organisation des systèmes biologiques.

Dans le cadre de notre discussion ici et dans les chapitres qui suivent, nous faisons une distinction entre les paramètres de test et les procédures de test, d'abord pour des raisons pratiques. La plupart des tests généralement utilisés aujourd'hui ne sont basés que sur un petit nombre de variables de mesure qui sont sélectionnés surtout parce qu'ils sont faciles à mesurer. Par conséquent, les paramètres de mesure soulignés dans la suite de la discussion représentent plus ou moins une sélection maximale de tous ces paramètres.

Les valeurs identifiées pour un paramètre donné forment une base initiale pour l'évaluation d'une substance au niveau d'organisation à partir duquel est dérivé le paramètre. Les résultats obtenus à ce niveau doivent être extrapolés afin de prédire les effets aux autres niveaux, ce qui entraîne inévitablement des incertitudes. Les paramètres du devenir sont soumis au même principe que les paramètres d'effet. À cet égard, nécessitant ainsi l'organisation des procédures de tests écotoxicologiques sous la forme d'un programme de test gradué (voir Chapitre 7.1).

D'un point de vue général, il n'est pas nécessaire de faire une distinction entre les pesticides et les produits chimiques environnementaux dans le

cadre de notre discussion sur les paramètres de mesure, bien que la question des pesticides ait souvent entraîné des efforts pour définir et mettre en oeuvre des variables et des méthodes de mesures.

Il y a une nouvelle approche qui établit la distinction entre les points de mesure et les points d'évaluation en connexion avec les procédures d'évaluation du danger et des risques (Tableau 6.1; SUTER, 1989). Les points de mesure se réfèrent aux paramètres de mesure dans les tests de laboratoire ou les études de suivi sur le terrain (p. e. l'abondance). D'un autre côté, les points d'évaluation sont des paramètres d'écosystèmes, tels que la disparition de populations ou les changements négatifs dans le spectre des espèces, qui sont souvent extrêmement difficiles à mesurer. Il n'y a pas de distinction entre le point de mesure et un point d'évaluation si ce dernier peut être mesuré directement (SUTER, 1989). On peut établir un lien entre les niveaux de point par l'utilisation de modèles (BARNTHOUSE, 1992). Néanmoins, la différenciation entre ces deux points ne peut encore être définitive en soi. En plus des paramètres qui ont été clairement définis en termes scientifiques, les points d'évaluation telle que «l'équitabilité», qui sont difficiles à définir avec précision ont entre-temps été proposés. En outre, d'autres auteurs utilisent les mêmes termes avec des connotations différentes : les paramètres sont des variables à mesurer, telles que la mortalité ou la croissance tandis que le point signifie une valeur numérique dérivée des données de mesure (p. e. : CL_{50}) ou une évaluation qualitative (OCDE, 1989a).

Les chapitres suivants donnent une définition des paramètres les plus importants nécessaires à l'évaluation du risque écotoxicologique potentiel des produits chimiques (RIPPEN, 1987). Généralement les paramètres qui sont mesurés en laboratoire, p. e. pour déterminer l'effet aigu, sont plus faciles à quantifier que les paramètres de terrain. Parmi ceux qui sont classés dans la catégorie tests de laboratoire, les paramètres physico-chimiques normalisés peuvent en retour être définis beaucoup plus précisément que les paramètres biologiques. Il faut faire la différence entre les paramètres biologiques selon qu'il s'agit de paramètres toxicologiques aux niveaux des individus ou des paramètres de systèmes à des niveaux d'organisation plus élevés (populations, écosystèmes). Les paramètres toxicologiques sont souvent utilisés pour évaluer les effets sur l'homme, bien que beaucoup de tests réels soient menés sur des animaux de laboratoire. Le degré auquel un paramètre se prête à une interprétation immédiate baisse au fur et à mesure que la complexité du niveau d'organisation augmente, rendant nécessaire l'introduction de critères complémentaires, p. e., des critères socio-économiques, pour évaluer le risque environnemental.

Tableau 6.1 Liste de points d'évaluation et de mesure potentiels utilisés en écotoxicologie

Point d'évaluation	Point de mesure
	Individuel
(Généralement non utilisé en écotoxicologie, excepté pour des cas limités, par ex : avec des espèces rares ou en danger).	Mort Croissance Fécondité Symptomatologie déclarée Biomarqueurs Concentrations dans les tissus
	Population
Extinction Abondance Rendement/Production Structures classe Age/Taille Mortalité Massive	Occurrence Abondance Rendement/Production Structure Classe Age/taille Fréquence de la mortalité massive Fréquence de la morbidité massive Reproduction
	Communauté
Valeur sur le marché Qualité douceur récréationnelle Utilité /Type désiré	Nombre d'espèces Régularité de l'espèce/dominance Diversité de l'espèce Indices de pollution Indices de la qualité de la Communauté Type de Communauté
	Ecosystème
Qualité de la Production Productivité	Biomasse Dynamique nutritionnelle

Sources : SUTER (1989) et KAPUTSKA & REPORTER (1993).

6.2 LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Actuellement, il n'existe pas de consensus général sur les paramètres physico-chimiques nécessaires dans l'évaluation écotoxicologique d'une substance. Un des modèles préconisés par l'EPA, par exemple recommande la liste suivante de 13 points de mesure, qui peuvent être classés en divers groupes selon l'élément environnemental chimique impliqué (DONALDSON, 1992) :

- Ionisation (pK_a)
- Loi constante d'Henry (H_c)
- Pression de la vapeur (P_v)

- Solubilité de l'eau (S_w)
- Coefficient de partition sol/eau (K_p)
- Coefficient de partition sol/eau carbone organique normalisé (K_{oc})
- Coefficient octanol/eau (P_{ow})
- Taux d'oxydation (k_{ox})
- Taux de photolyse directe (aqueuse) (k_d)
- Absorptivité molaire (ϵ)
- Taux d'hydrolyse (k_h)
- Taux de biotransformation (k_{bio})

Des normes similaires sont également requises pour la notification ou l'enregistrement des produits chimiques et des pesticides en Europe, souvent basés sur les directives de l'OCDE (1984). Comme on peut le voir sur cette liste, la transition vers les paramètres du devenir est flexible, p. e. dans le cas de la pression de vapeur et le coefficient de partition (adsorption) (K_{oc}).

La solubilité de l'eau, l'hydrolyse, la pression de la vapeur (volatilité), la loi constante d'Henry, les coefficients octanol/eau et d'hydrolyse (voir chapitre 8.1) sont les paramètres les plus utilisés pour prédire le devenir environnemental. Ces paramètres seront maintenant examinés un peu plus étroitement.

Concernant la solubilité de l'eau, qui est donnée en g/l, le plus grand problème est que dans les conditions artificielles du test physico-chimique, la valeur mesurée s'avère souvent plus différente de celles qui surviennent durant les tests de laboratoire sur les effets, ou même sur le terrain. Normalement, les formulations de pesticides sont hautement solubles, tandis que les matières actives et les produits environnementaux chimiques peuvent être soit hautement, soit extrêmement peu solubles ($< 1 \text{ g/l}$).

L'hydrolyse constitue la division de la molécule chimique par l'absorption d'eau. Selon la polarité d'un produit chimique lié, l'hydrolyse requiert une température élevée et l'interaction des protons. Elle peut être catalysée par les enzymes. L'hydrolyse est caractérisée par un taux de réaction rapide (s^{-1}).

Il n'est pas non plus aussi simple de déterminer de manière concluante la pression de la vapeur (mesurée en Pa), c'est-à-dire la tendance d'une substance à s'évaporer. Malgré l'utilisation de méthodes normalisées, les données rapportées dans la littérature peuvent diverger sur au moins un facteur de deux pour le même pesticide (BOJENKI ET AL., 1989). Ceci est une raison qui explique pourquoi il est obligatoire de conduire, en Allemagne depuis maintenant plusieurs années, des tests de volatilité dans des conditions plus réalises-

les pour les pesticides. Bien que les données citées dans la littérature ne constituent pas une conclusion, une valeur de $> 0,1 \text{ Pa}$ est une indication raisonnable d'une volatilité qui ne peut être négligée.

Le coefficient d'Henry H_c a une importance critique dans l'évaluation du taux à partir duquel une substance passe de l'eau à l'air. Ce coefficient est défini comme le rapport entre les concentrations d'une substance dans la phase gazeuse et la phase liquide. Il est souvent donné comme le rapport entre la pression de la vapeur en saturation dans l'air et la solubilité maximale dans l'eau [$\text{kPa} \times \text{m}^3 \text{mol}^{-1}$]. La valeur H est mesurée sur la base de la structure moléculaire du produit chimique utilisant l'indice de connectivité moléculaire ($-MCI$; SABIC & PEIER, 1992). Les substances volatiles ont des valeurs H dans un rayon de $> 0,1 - 1$.

Le coefficient de partition octanol/eau est le ratio des concentrations d'une substance dans le système à deux phases : n octanol et eau. C'est une indication de sa polarité. Plus la valeur numérique est élevée, ce qui est souvent donné comme un logarithme, plus le produit chimique aura tendance à s'accumuler dans le tissu gras des organismes. Dans les différentes directives, un $\log P_{ow}$ d'environ 2,7 à 3 est considéré comme la valeur seuil pour cette tendance.

Le coefficient d'adsorption décrit la partition de la substance entre le sol et la phase aqueuse, normalisée au contenu de carbone organique du sol (C_{oc}). La valeur K_{oc} est mesurée en termes pratiques, p. e. selon la directive 106 de l'OCDE (OCDE, 1981b). Cependant, il peut également être estimé sur un ordre de magnitude à partir du coefficient de partition $\log P_{ow}$ ainsi que la solubilité de l'eau (LYMAN, 1982; VON OLFEN, 1990). Les substances à basse absorptivité ont des valeurs K_{oc} très basses, tandis que les produits chimiques hautement liés tels que les pyrèthrinoides et les dioxines atteignent des valeurs de plusieurs centaines de milliers. Les valeurs K_{oc} de plus de 10.000 suggèrent une mobilité basse anticipée dans le sol, auquel cas, il y a peu ou pas de probabilité de danger pour l'eau du sol (ESSER ET AL., 1988).

Il faut garder à l'esprit que les données physico-chimiques sont invariablement basées sur les mesures prises dans des conditions artificielles. Une substance peut se comporter de façon tout à fait différente dans des conditions de test sur le devenir et les effets menés en laboratoire (et à un degré plus élevé, bien sûr, dans des conditions de terrain), et par conséquent, montrer également des valeurs qui sont différentes des valeurs physico-chimiques.

6.3 LES PARAMETRES DU DEVENIR

La transition entre les paramètres physico-chimiques et les paramètres du devenir est flexible étant donné que les caractéristiques physico-chimiques de la substance déterminent leur devenir dans l'environnement, selon les conditions environnementales du moment. Dans les chapitres suivants, nous discuterons plus en détail de la persistance et de la mobilité. La volatilité sera abordée dans le chapitre 8.1.

6.3.1 La persistance

La persistance constitue le degré auquel une substance, dans un élément environnemental donné, reste dans sa forme originale. Ce facteur dépend de la mobilité ainsi que du degré des processus possibles de transformation. Par exemple, moins un produit filtre, plus il y a une dégradation microbienne. Concernant la dégradation, il y a une distinction entre la dégradation initiale, dans laquelle la substance est chimiquement altérée, et la minéralisation, au cours de laquelle la substance est complètement cassée en petites molécules, telle que l'eau ou le dioxyde de carbone. Le seul processus le plus important est la dégradation aérobie (oxydation biochimique). Il faut également établir une différence entre la persistance de l'activité biologique et la persistance de tous les résidus. L'herbicide Paraquat, par exemple peut être biologiquement actif pendant un jour ou moins, tandis que ses résidus ont une persistance virtuellement illimitée, à cause de sa sorption irréversible (HEITFUSS, 1987). L'effet résiduel des pesticides sur les organismes cibles est également appelé *rémanence*.

La persistance peut être quantifiée de plusieurs façons. Le temps de dégradation est la quantification la plus répandue de la persistance dans l'élément terre ; il s'agit du temps qu'il met pour 50 % (DT_{50}) ou 90 % (DT_{90}) de la concentration appliquée (jour 0 = 100 %) de la substance pour se casser (Figure 6.1). Les valeurs DT sont calculées à partir des mesures de l'analyse des résidus en utilisant des fonctions empiriquement déterminées de premier ou de second ordre. La référence aux fonctions telles que les « ordres » sert à établir un lien formel aux lois de la réaction cinétique. Le taux de décélération relative n'est constant que dans le cas des réactions de premier ordre, où les valeurs DT ne dépendent pas de la concentration originale d'une substance. Dans le cas des autres fonctions, la courbe de décélération s'estompe au cours du processus de dégradation. Les vraies fonctions dans lesquelles la décélération baisse sont spécialement bien adaptées pour les courbes de dégradation « inclinées », c'est-à-dire les processus de dégrada-

tion dans lesquelles plus d'un facteur (p. e. la dégradation abiotique ou microbienne ou deux groupes physiologiques différents des microorganismes) a probablement une influence. Les expériences avec les pesticides ont montré que la valeur DT_{50} est atteinte rapidement dans le cas de beaucoup d'agents, mais la dégradation ralentit considérablement (courbes inclinées) tout de suite après. Il y a quatre raisons à cela :

- des processus de dégradation abiotique ou microbienne simultanée ou successive ;
- l'abondance de baisses des microorganismes durant le test à cause d'un manque d'éléments nutritifs ;
- la substance test est de plus en plus liée aux composants organiques du sol et n'est plus disponible pour la microflore ;
- selon la concentration, la substance test est plus ou moins attractive pour différentes populations de microbes.

A cause de cette grande complexité des facteurs qui ont une influence sur la dégradation, la question de la dégradation cinétique et sa condition mathématique ne peuvent être considérées comme clarifiées.

Particulièrement si la dégradation ne suit pas la fonction de premier ordre, la valeur DT_{50} est légèrement surestimée, c'est-à-dire que la dégradation apparaît plus rapide qu'elle ne l'est réellement. Pour cette raison, le BBA (1986a) a également demandé que la valeur DT_{90} soit déterminée pour l'évaluation de la dégradabilité. Ce paramètre, bien que pertinent, est très peu

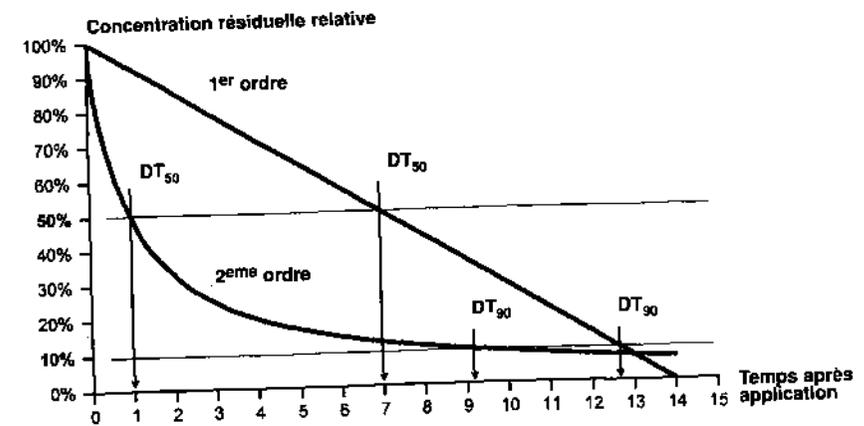


Fig 6.1 Schéma des courbes de dégradation. Le temps qu'il faut pour la métabolisation de 50% ou 90% de matière active est souvent utilisé comme un paramètre de mesure (DT_{50} et DT_{90}). Une courbe « plus réaliste » de la dégradation de 2ème ordre entraîne différents points DT_{50} et DT_{90} dans le temps.

présent dans la littérature, qui en revanche contient des estimations de la demie-vie (=DT₅₀) ou la dégradation totale (diversement définie autour de 75% et 100% de volume appliquée).

OTTOW (1985) a proposé une division en quatre groupes comme une base approximative d'orientation pour l'évaluation des temps de dégradation. Dans ce modèle, une substance possédant un temps de dégradation de 12 semaines ou moins n'est pas persistante ; si la valeur pour cette période dépasse un an, la substance est considérée comme étant hautement persistante.

D'un autre côté, SCHINKEL (1985) a développé un système de classification des pesticides basé sur la DT₅₀ : pas très persistante (DT₅₀ < 20 jours), modérément persistante (DT₅₀ 21-90 jours) et très persistante (DT₅₀ > 90 jours). Néanmoins, la valeur DT requise dans le cadre de la directive de la BBA allemande (1986) est encore considérée comme le critère de persistance le plus utile pour une évaluation du danger : sur cette échelle, les substances ayant une valeur DT₉₀ > 100 jours sont persistantes. Cette valeur est considérée comme une norme préventive pour préserver les cultures suivantes (BBA, 1988).

En ce qui concerne ces données, il faudrait noter qu'une baisse dans la concentration d'un produit chimique n'est pas la même pour la dégradation complète (=minéralisation ; BBA, 1986a). Même de légers changements dans la molécule peuvent le rendre inaccessible pour la méthode analytique employée. Les résultats des tests peuvent également être dénaturés ou entraîner des conclusions erronées à cause de la volatilité ou une liaison forte de la substance test aux composants du sol (résidus liés), spécialement les substances humiques ou leurs autres composés organiques (FÜHR ET AL., 1985). Ceci donne une fausse impression de dégradation. Les études sur le métabolisme offrent les moyens uniques de déterminer si la dégradation est impliquée ou non, spécialement si des substances étiquetées sont utilisées ; l'utilisation de substances non étiquetées serait extrêmement coûteuse. (SCHINKEL, 1985 ; FÜHR ET AL., 1991). En principe, il est plus important de clarifier la question de la biodisponibilité dans ces résidus liés que d'établir son identité chimique (ROBERTS, 1984).

Peu d'auteurs, comme KLÖPFER (1989) considèrent le paramètre de persistance comme étant le critère (négatif) clé pour évaluer le devenir environnemental des produits chimiques (ou exprimé positivement, leur dégradation). Cela prouve qu'une combinaison de la persistance et de l'activité d'accumulation peut entraîner des concentrations élevées dans l'environnement ou dans certains organes des organismes (par exemple dans le cas des biphenyles polychlorés). Même lorsque l'on ne trouve aucun effet toxique aigu, il n'est pas garanti que les substances persistantes ne causeront pas de dom-

mage global à l'environnement sur une échelle plus large (p. e. les chlorofluorocarbones de la couche d'ozone).

6.3.2 La mobilité

La mobilité est le comportement migratoire d'une substance dans ou entre les éléments sol, eau et air et les compartiments respectifs, d'abord par filtration d'un produit chimique de la surface du sol à l'eau du sous-sol. Une estimation de la mobilité peut également être faite à l'aide des paramètres physico-chimiques, qui, dans le cadre des analyses de sol peuvent également inclure la solubilité de l'eau ($S_w < 30 \text{ mg/l}$) le coefficient d'adsorption ($K_{oc} < 300-500$) et la durée de la dégradation $DT_{90} > 100$ jours) dans le sol (BBA, 1990A ; RÖMBKE ET AL., 1993). Sous une forme plus simple, ces valeurs peuvent également être calculées dans un « indice du danger » (p. e. l'indice GUS, GUSTAFSSON, 1989) ou dans les modèles de complexité variée.

Etant donné qu'il n'y a pas de paramètre de mesure unique pour la mobilité dans le sol, dans des tests pratiques (test en laboratoire et en semi-terrain, p. e. les lysimètres), le pourcentage du volume appliqué collecté dans le filtre est utilisé pour les besoins de l'évaluation. Dans tous les cas, il n'y a pas d'approche scientifiquement saine dans un test de filtrage qui permette de dire qu'un certain pourcentage de produit chimique trouvé dans le filtre peut être défini comme une valeur seuil. Par conséquent, les résultats de ces tests ne permettent que des classifications approximatives (HERZEL, 1987). Les grandes avancées dans l'analyse des résidus ont permis de détecter partout jusqu'aux traces les plus infimes. Par conséquent, on ne peut automatiquement supposer que la plus petite preuve d'une substance garantit une évaluation non favorable ; sinon, beaucoup de substances ayant une fausse évaluation positive seraient testées inutilement au cours d'une étape ultérieure. A cause de l'importance vitale des ressources d'eau potable, l'UE a établi une valeur seuil de 0,1g/l par substance et 0,5g/l pour l'ensemble de tous les pesticides. Dans le cadre des mesures de prudence en matière de santé, les valeurs doivent être considérées comme des valeurs proches de zéro (= proche de la limite de détection). Des problèmes surviennent lorsque ces valeurs sont utilisées comme « critère d'arrêt » dans le processus d'enregistrement pour les substances détectées dans l'eau de sous-sol ou de surface qui est utilisée dans la production d'eau potable. En d'autres termes, lorsqu'une telle petite valeur est prescrite pour les eaux de surface, cela rendrait presque impossible l'utilisation ordinaire des pesticides dans l'agriculture, étant donné qu'il n'y a aucun moyen d'empêcher les substances de pénétrer dans l'élément aquatique.

6.4 LES PARAMÈTRES DE L'EFFET AUX DIVERS NIVEAUX D'ORGANISATION

Les substances xénobiotiques ont un effet direct sur les organismes individuels, ou les affectent indirectement à travers des changements dans l'environnement immédiat. Les effets directs sont étudiés par l'écotoxicologie. Bien que l'organisme individuel puisse être une cible dans la conservation et le contrôle de la nature, les activités écotoxicologiques mettent l'accent sur des niveaux d'organisation plus élevés tels que les populations et les écosystèmes. La présence ou l'absence d'individus ou le changement dans leur comportement (dans la structure ou la fonction au niveau de l'organisme) entraîne un changement dans les paramètres structurels ou fonctionnels qui sont caractéristiques des niveaux d'organisation plus élevés. Le degré auquel les résultats des tests d'effet sur un niveau d'organisation sont pertinents pour des niveaux plus élevés fait l'objet d'une discussion au chapitre 7.

Les chapitres suivants mettent l'accent sur les paramètres de mesures qui sont le plus souvent utilisés dans les tests menés aux niveaux des individus, des populations et écosystèmes, respectivement. Dans le cadre des études normalisées d'écotoxicologie, spécialement en laboratoire, les animaux sont utilisés beaucoup plus fréquemment que les végétaux. Pour des raisons méthodologiques, les animaux sont plus faciles à élever et à gérer, et ils semblent beaucoup plus sensibles aux substances xénobiotiques. L'utilisation d'algues dans les tests de laboratoire aquatique (MADSEN, 1984), la composition de communautés de végétaux sur le terrain (SORTKJÆR, 1984) ou l'utilisation d'indicateurs d'accumulation pour les polluants atmosphériques (WEIGEL & JÄGER, 1988) sont plutôt des exceptions. Nous donnons des exemples de tests pour chaque niveau aux chapitres 8 à 10.

Tableau 6.2 Définition des tests d'effets utilisés en laboratoire

Type de test	Principal paramètre de mesure	Durée
Aigu	Mortalité	Court-terme (de quelques jours à environ 2 semaines) ; souvent sans alimentation
Chronique	Paramètres non mortels (par ex reproduction, croissance)	Long ; chez certains organismes, la plupart du cycle de vie individuel ; chez les animaux plus gros, jusqu'à un tiers du cycle de vie mature ; chez les mammifères, 1,5 à 2 ans

Quant à la durée, les procédures des tests, ainsi que les paramètres de mesure qui sont utilisés dans ces tests, sont généralement subdivisées en « aigu » et « chronique » (Tableau 6.2). Des subdivisions plus affinées (p. e. « sous-chroniques », étant une étape intermédiaire ; SOLBE, 1993) ont été envisagées, mais n'ont jamais été établies dans la pratique, parce que les méthodes de définition sont si différentes, et dépendent de la procédure utilisée.

Les deux termes « aigu » et « mortalité » sont utilisés comme des synonymes pour désigner un effet mortel. D'un autre côté, dans les tests chroniques, on peut employer divers types de paramètres de mesure non mortels. En fin de compte, il y a un certain nombre de chevauchements ou transitions entre les deux types de test. Par exemple, des changements morphologiques peuvent être mesurés aussi bien dans les tests aigus que dans les tests chroniques. En outre, les deux groupes de tests diffèrent également sur le plan de leur orientation : les tests aigus sont souvent employés comme « outil de criblage » avec de hautes concentrations sur une grande variété, tandis que les procédures chroniques ont tendance à s'appliquer pour des investigations plus approfondies, c'est-à-dire que les concentrations qui sont utilisées n'ont jamais eu d'effets aigus ou seulement une mortalité basse dans le test de toxicité aiguë (HAMBURGER, 1983).

6.5 LES PARAMÈTRES BIOLOGIQUES AU NIVEAU DES INDIVIDUS (= PARAMÈTRES TOXICOLOGIQUES)

Dans le cas des paramètres toxicologiques, on fait une distinction entre ceux qui ont un effet direct endommageant (aigu ou chronique) (chapitre 6.5.1) et ceux utilisés pour confirmer l'accumulation (Chapitre 6.5.2). Un chapitre séparé sera consacré aux quelques problèmes statistiques en rapport avec l'évaluation des données. Les données sur la concentration d'une substance xénobiotique dans le tissu font l'objet d'une discussion en connexion avec la bioaccumulation (Chapitre 6.5.3), bien que ces mesures puissent aussi être utilisées dans d'autres tests. Les effets toxiques sont, soit réversibles (c'est-à-dire qu'ils disparaissent dès que la substance xénobiotique cesse d'être active) soit irréversibles (causant des dommages permanents ou la mort). A ce niveau, il n'y a aucune distinction entre les effets sur les animaux et les végétaux, même si les méthodes utilisées pour mesurer le paramètre diffèrent largement d'un cas à l'autre.

6.5.1 Les paramètres pour un effet nuisible direct

(Tableau 6.3)

La mortalité ou la toxicité aiguë chez les individus est un paramètre normalisé dans l'évaluation d'une substance xénobiotique. Chez les mammifères (y compris chez l'homme), on établit une distinction entre l'application orale et dermique d'un côté, (concentration indiquée en mg/kg de poids du corps) et l'application par inhalation d'un autre côté, (concentration indiquée en mg/l d'air inhalé). En revanche, dans les tests chez les autres animaux ou végétaux, l'exposition intervient d'abord à travers le substrat environnant (eau ou sol). Dans le cas des tests aigus, on sélectionne cinq concentrations après un test préliminaire (« recherche de classification ») afin de déterminer un pourcentage de ratio de mortalité dose réponse sur plusieurs niveaux de concentration. Les résultats sont généralement indiqués LD₅₀ (dose mortelle) ou LC₅₀ (concentration mortelle). Ces ratios de réponse-dose quantitatifs sont définis comme le volume mortel moyen ou la concentration d'une substance ou sa formulation qui provoque la mort chez la moitié des animaux du test après une exposition au niveau de l'estomac, de la peau ou de l'appareil respiratoire en un temps spécifié.

Jusqu'à récemment, les effets non mortels n'étaient pas inclus dans les tests normalisés à cause de la plus grande complexité des procédures requises pour les mesurer et de la grande difficulté de l'interprétation (PERKINS, 1979). Dans certains de ces tests, (p. e. le test de croissance des végétaux), les effets non mortels tels que le développement du poids sont déterminés pour confirmer les concentrations auxquelles un effet survient chez 50% des individus du test (LC₅₀).

Tant donné que l'on peut s'attendre à un stress plus faible, mais d'une durée plus longue dans les conditions d'exposition de terrain que dans le laboratoire, la longueur de l'exposition et de l'analyse des paramètres de mesure non mortels se voit attribuer une plus grande importance relativement aux données obtenues dans les tests de toxicité aiguë (p. e. VAN STRAALEN & DENNEMAN, 1989). Les niveaux de concentration devraient être sélectionnés par un test préliminaire, par exemple, pour déterminer la concentration à laquelle on n'observe aucun effet (NOEC) comparé à la valeur de contrôle. La plus basse concentration à laquelle on observe des effets est indiquée par le LOEC.

Théoriquement, les modes de comportement, (courir et respirer) la productivité, (p. e. la taille de la couvée et le taux d'éclosion ; McARTHUR ET AL., 1986), les caractéristiques morphologiques, (l'épaisseur de la coquille ; RAICHERT, 1980) ou les processus physiologiques (p. e. la perméabilité des

membranes des lysosomes ; BAYNE ET AL., 1985), l'activité cholinestérasique ou les effets neurotoxiques (HAQUE & PILLIG-MACHER, 1985) sont adaptés à l'analyse de la toxicité non mortelle. Dans les recherches fondamentales sur les relations quantitatives entre la structure et l'activité (QSAR ; KÖNEMANN, 1986 ; HERMENS, 1989), des paramètres similaires, notamment les fonctions physiologiques ou biochimiques, sont choisis comme indicateurs pour l'étendue de l'effet. D'un point de vue général, les tests qui incluent des paramètres biochimiques ont peu de valeur pratique parce qu'ils sont plus élaborés et aussi plus difficiles à interpréter. C'est la raison pour laquelle ils ne constituent pas une routine dans le processus d'enregistrement des pesticides. Ils ont plutôt une fonction de diagnostic dans la détermination des effets nuisibles.

Tableau 6.3 Paramètres clé de mesure dans les tests de laboratoire sur les effets

Condition	Description
Paramètre aigu mortalité	Nombre d'individus morts. Correspond à l'immobilité chez certains invertébrés et à l'inhibition de la croissance chez les végétaux. Indiqués en CL ₅₀ ou CF ₅₀ .
Paramètres chroniques croissance	Changement dans la biomasse ou la longueur du corps durant le test, mesuré en relation avec la valeur de contrôle ou de début. Souvent donné en NOEC, et beaucoup moins en CE ₅₀ .
Reproduction	Indiquée différemment, selon le type, c'est-à-dire le nombre d'oeufs ou de jeunes animaux, la taille de la couvée, ou le taux de l'éclosion. Souvent exprimée en NOEC.
Développement juvénile	Inclus dans certains tests de reproduction, sinon comme mesure séparée ; toujours en relation avec le contrôle.
Effets morphologiques *	Changements externes tels que lésions chez les animaux ou chloroses chez les végétaux ; difficile à quantifier.
Effets biochimiques ou physiologiques *	Par ex : changements dans la synthèse des enzymes, l'activité ou la respiration. Indiqués en NOEC si quantifiables.
Changements dans le comportement *	Observation de comportement non typique ; par ex nage non coordonnée des mouches d'eau ou des poissons.
Téralogénéité	Entraîne des défauts dans les embryons
Mutagénéité	Changements irréversibles dans le génome
Carcinogénéité	Formation de tumeurs au cours de la transformation d'une cellule du corps différenciée en une cellule cancéreuse qui se multiplie de façon incontrôlable.

* Ces effets peuvent survenir aussi bien dans les tests aigus que dans les tests chroniques. Ils sont généralement difficiles à quantifier ou évaluer statistiquement.

La croissance se mesure par le changement en terme de poids de début et de poids de contrôle. Il est important de garder à l'esprit, néanmoins que les changements positifs et négatifs peuvent avoir des causes et des significations très différentes. La perte en poids, par exemple peut être le signe d'un effet toxique et de dissuasion de la substance test, mais elle peut également avoir été causée par les processus de reproduction (p. e. ponte d'oeufs). Les conclusions que l'on pourrait tirer de la mesure de la perte de poids dans ces deux cas pourraient être diamétralement opposées.

Selon l'organisme impliqué, la reproduction peut être mesurée de différentes façons, c'est-à-dire par le nombre d'oeufs, la taille de la couvée ou la taille moyenne des oeufs pondus. Etant donné que le seul fait important est de savoir si la reproduction est en sécurité pour la prochaine génération, mais non de savoir quand et comment elle pourrait être cassée, la reproduction peut être mieux indiquée, tout comme le succès de cette reproduction, -ce qui veut dire, le nombre de survivants qui peuvent se reproduire de nouveau. C'est cette même raison qui explique pourquoi les tests effectués au début de cycle de vie d'un organisme qui servent de paramètre de sensibilité (p. e. le test de début de vie chez le poisson) devraient être remplacés par des tests de vie entière.

Jusqu'à une époque récente, les paramètres de Tératogénéité, de Carcinogénéité et de Mutagénéité étaient appréhendés du point de vue de l'évaluation des risques sur l'homme. Les bactéries (p. e. les tests d'Ames ; RINKUS & LEGATOR, 1979) ou les invertébrés tels que les rats sont souvent employés dans les procédures normalisées. Les mécanismes impliqués dans le développement d'un cancer, dont quelques-uns sont très compliqués, n'ont pas été clarifiés de manière adéquate. Pour cette raison et à cause du fait que ces effets ont été observés chez les organismes qui sont sur le terrain, de nombreux animaux plus grands, tels que les oursins, les poissons ou les amphibiens, ont été utilisés avec succès pour leur adaptabilité en tant qu'organismes test (DUMPERT & ZIETZ, 1984 ; NACCI ET AL., 1986 ; HAWKINS ET AL., 1988 ; FRANCIS & HABER, 1990).

Ces procédures tests sont basées sur la variabilité génétique des individus qui peut se manifester à différents niveaux d'organisation (p. e. physiologique, morphologique et comportemental). Les dommages signifient une perturbation dans l'interaction des mécanismes nerveux et d'immunité qui gênent les processus biochimiques et physiologiques dans l'organisation (homéostasie ; MORIARTY, 1988). Compte tenu des différents degrés de sensibilité à la substance xénobiotique, certains de ces organismes tests survivent, grandissent ou se reproduisent, etc. durant un certain temps. Néanmoins, cela restreint implicitement la pertinence des résultats en dehors

du laboratoire. Les sensibilités à une substance xénobiotique varient non seulement d'un individu à un autre, mais, également d'un stade de développement à un autre, en fonction des conditions internes et externes et bien sûr et également, d'une espèce à une autre.

6.5.2 Discussion détaillée sur l'évaluation statistique des tests

Les tests qui sont menés en vue d'évaluer le risque potentiel écotoxicologique donnent des résultats de qualités diverses. La valeur des données dépend de la représentativité de l'espèce testée pour des organismes exposés à la substance sur le terrain, avec son mode de vie, ses caractéristiques physiologiques et morphologiques, des organismes exposés à la substance sur le terrain. La qualité des résultats des tests individuels est également déterminée par les caractéristiques de la procédure de test elle-même, tout comme le nombre de réplifications et des organismes, et spécialement les méthodes statistiques utilisées pour évaluer les données brutes.

Les procédures de tests biologiques produisent les types de données suivantes :

- **Données sur la mortalité** (souvent à partir des tests aigus) :
Données discrètes, avec des valeurs pouvant se situer entre 0% et 100%.
- **Données sur le poids** (souvent à partir des tests chroniques) :
Données continues dans une variété spécifique aux espèces dans chaque cas. Une perte de poids excessive entraîne la mort. Une stimulation du développement du poids est souvent observée avec une concentration chimique basse.
- **Données sur la reproduction** (souvent à partir des tests chroniques) :
Données discrètes avec une variété qui est spécifique aux espèces dans chaque cas. Encore une fois, une stimulation de la reproduction relative au contrôle pour des concentrations chimiques basses ne peut être exclue.

Afin de calculer les valeurs CL (= concentration mortelle), CE (= concentration de l'effet), NOEC (= pas de concentration de l'effet observée) et LOEC (= plus petite concentration de l'effet observée) à partir des données brutes obtenues durant les expériences, soit la déviation à partir du contrôle est vérifiée pour signification (p. e. l'ANOVA), soit les relations dose-réponse peuvent être décrites et utilisées en vue d'extrapoler les concentrations aux-

quelles un certain effet survient (p. e. l'analyse de la régression). Non seulement des valeurs telles que CL_{50} ou NOEC, mais aussi la forme de la courbe dose-réponse peuvent donner des informations valables sur les effets de la substance test.

Détermination des valeurs CL ou CE

La détermination des valeurs CL ou CE est très souvent suivie d'une analyse de probité, dans laquelle des exigences strictes doivent être remplies ; p. e. une dose-réponse linéaire doit exister dans le réseau de probabilité de probité après transformation (FINNEY, 1971). Pour cette raison, une analyse de probité ne peut être entreprise qu'après une vérification minutieuse, et si nécessaire, une pré-sélection de données brutes. Dans les tests aigus, avec souvent cinq concentrations différentes et souvent légèrement graduées, les exigences en vue de conduire une analyse de probité pour déterminer la CL_{50} ne sont pas toujours remplies. Dans ce cas, les données peuvent être transformées en probits et la ligne de régression peut être calculée (la soi-disant transformation de probité), ce qui résulte en une estimation de la CL_{50} .

Si deux concentrations immédiatement consécutives montrent un effet à 0 % ou 100 %, le moyen géométrique des deux concentrations peut être utilisé pour déterminer la CL_{50} . Dans une procédure suivante, on effectue une transformation en arcsinus au lieu d'une transformation de probité des données (cf. STEPHAN, 1977). S'il n'y a pas de relation dose-réponse linéaire, des procédures différentes sont indiquées pour déterminer les valeurs CE et CL (p. e. KOOMAN ET AL., 1983) qui ne sont pas expliquées ici dans le détail.

Un problème spécial impliqué dans la détermination des valeurs CE se pose par la stimulation souvent observée dans les paramètres de croissance (p. e. dans les tests sur les végétaux et sur le ver de terre) à basses concentrations, ce qui influence les résultats de l'analyse de probité. D'un autre côté, un modèle de régression peut montrer une augmentation de la réaction lors des basses concentrations (BRIAN & COUSENC, 1989).

Dans beaucoup de cas, il faut effectuer des tests aigus pour indiquer la concentration à laquelle on n'observe pas d'effet (NOEC) ou la plus basse concentration à laquelle un effet peut être mesuré (LOEC). A cause des limites inhérentes aux tests aigus (p. e. une durée courte), ces NOEC ou LOEC ne sont pas réellement «mesurées» mais estimées.

Détermination des valeurs NOEC ou LOEC

Dans le cas des paramètres non mortels, on utilise souvent l'analyse simple de variance (ANOVA) pour déterminer les valeurs LOEC et NOEC. Cette méthode constitue une des procédures normalisées utilisées pour examiner ce genre de problème, et elle a fait l'objet d'un grand consensus pour l'évaluation des tests d'écotoxicité (LÖKKE & VAN GESTEL, 1993). Dans l'ANOVA, la variance des valeurs mesurées au sein d'un groupe d'individus (concentration) est comparée avec la variance entre les groupes. L'ANOVA ne donne que des informations pour savoir s'il y a des différences significatives entre les groupes individuels. Afin d'analyser les points de différences entre ces groupes, on conduit les soi-disant tests de comparaison multiple tels que les tests Bonferroni, et ensuite le test Scheffe, ou le test Duncan. La plus haute concentration sans différence significative est définie comme la NOEC et la plus basse concentration avec différence significative est pour sa part définie comme la LOEC (dans chaque cas, séparément pour chaque paramètre).

Si les conditions préalables de la conduite d'une ANOVA ne sont pas explicitées, on peut en revanche appliquer les procédures sans paramètre tel que le test H selon Kruskal-Wallis, avec un test de contraste ultérieur (p. e. les comparaisons de Nemenyi). Néanmoins, ces tests ne sont pas aussi affinés que l'ANOVA. C'est la raison pour laquelle les différences qui existent réellement peuvent ne pas être reconnues, et les valeurs NOEC estimées sont trop élevées.

La valeur déterminée par une analyse de variance peut varier selon les données techniques du test, telles que les concentrations testées, le nombre de répétitions (PESTERER & GÜNTHER, 1989) et la variabilité au sein du contrôle. Dans le cadre du processus, les expériences les plus petites et les moins précises peuvent entraîner des valeurs NOEC ; en d'autres termes, les effets possibles d'une substance sont sous-estimés (HOEKSTRA & VAN EWIJK, 1993). Une autre critique est que le niveau de la valeur NOEC détectée dépend des graduations employées pour la concentration. Enfin et pas le moindre, il n'est possible d'indiquer un intervalle de confiance pour les valeurs LOEC ou NOEC.

Dans ces circonstances, une évaluation des valeurs NOEC avec des données empiriques biologiques pourrait s'avérer acceptable si par exemple, une inhibition du développement du poids de 10% en comparaison au poids de contrôle est considérée comme une valeur seuil pour une estimation de la valeur NOEC. Il est important de noter que la valeur empirique employée n'est pas dérivée du test respectif (p. e. à partir de la déviation normalisée du poids de contrôle), mais est basée sur un grand nombre de tests qui ont

été effectués auparavant. Les exigences pour des tests avec des composés de référence (contrôles négatifs) dans le cadre des tests BBA/IOBC sur les arthropodes sont basées sur des considérations similaires (p. e. BBA, 1991A).

Afin d'éviter des généralisations inacceptables, les résultats d'une ANOVA devraient toujours être indiqués avec le paramètre de mesure auquel ils font référence (NOEC_{Biomasse}, NOEC_{Reproduction}, etc.). Cet élément ne sert qu'à les distinguer des valeurs NOEC qui intègrent plusieurs paramètres de mesure, tels que ceux qui sont intervenus à la fin des études chroniques sur l'écotoxicologie. Cela leur évite d'être confondus avec les estimations générées par les tests aigus avec des périodes de tests relativement courtes, ce qui n'ont pas pour objet d'analyser les paramètres de mesure non mortels, mais plutôt de déterminer une mortalité moyenne (LC₅₀).

Etant donné les déficiences décrites des méthodes utilisées pour déterminer la NOEC, un nombre de suggestions pour des améliorations ont fait l'objet de discussions dans les toutes dernières publications. En plus de tirer les NOEC directement « observés » des tests, une telle valeur peut être également statistiquement déterminée. Etant donné qu'à l'avenir, une grande priorité sera accordée aux valeurs NOEC et à la durée de l'exposition, PESTEMER & AUSPURC (1986) et PESTEMER & GÜNTHER (1989) suggèrent de déterminer une concentration seuil (CE₁₀, CE₅ ou CE₁) pour les tests sur les végétaux qui peuvent être déterminés à l'aide d'une analyse de régression. D'un autre côté, HOEKSTRA & VAN EWIK (1993) préfèrent calculer une soi-disant concentration de sécurité, dont l'effet est d'environ 25 %. Cette valeur est utilisée pour exécuter une extrapolation linéaire à une concentration qui « entraîne une petite déviation acceptable au contrôle ».

Dans beaucoup de cas, l'élaboration des tests écotoxicologiques n'est pas optimale pour l'évaluation statistique qui suit (p. e. en relation avec le nombre d'étapes ou de répliques de concentration employée). En outre, les limites de la variabilité des organismes tests sont souvent mal définies. En conséquence, il faut accorder une attention spéciale précisément à cet aspect de la stratégie du test, étant donné une grande variance dans le contrôle et / ou un petit n, seules de profondes divergences seront reconnues comme étant statistiquement significatives. Pour cette raison, il est conseillé de mener des évaluations de routine de la sensibilité des organismes tests avec une substance de référence, un standard interne de laboratoire, ou un standard général pour la variabilité des résultats du contrôle. D'un point de vue général, néanmoins, il faut dire que l'interprétation des résultats obtenus par des méthodes statistiques doit toujours être basée sur une compréhension biologique du sujet et si nécessaire, révisée.

6.5.3 Les paramètres sur l'accumulation

La bioaccumulation fait référence aux dépôts d'une substance xénobiotique dans l'organisme (spécialement dans les tissus gras) dans une concentration qui excède celle retrouvée dans l'environnement de l'organisme. Il faut établir une distinction entre la Bioconcentration (consommation à partir de l'élément ambiant) et la Biomagnification (intransit à travers l'apport en nourriture). L'importance de cet intrant dépend fortement des processus biochimiques qui diffèrent d'une espèce à l'autre, ainsi que de la biotransformation (=métabolisme) et des processus d'élimination.

Il est extrêmement difficile de mesurer la quantité de substance xénobiotique avalée par le corps de l'organisme ainsi que les taux de partition, le métabolisme et l'élimination (Tableau 6.4). Notamment, l'analyse des résidus qui accompagne cette évaluation doit être hautement sophistiquée à cause des concentrations souvent extrêmement basses ; par conséquent, il est recommandé d'utiliser des substances étiquetées. Les caractéristiques des substances, telles que la solubilité de l'eau ou la taille de la molécule, peuvent avoir une telle influence décisive sur les processus d'accumulation qu'elles peuvent être estimées avec les QSARs (STREIT, 1992).

Le facteur de bioconcentration (BCF) est la norme de mesure de l'accumulation. Durant les expérimentations, il est souvent déterminé pour les organismes aquatiques (p. e. les poissons et les moules) ; les procédures standardisées n'existent pas pour les organismes terrestres (cf. Chapitres 8). Les valeurs BCF qui sont supérieures à 100 sont considérées comme une problématique sur le plan écotoxicologique, spécialement si les autres facteurs

Tableau 6.4 Définition des paramètres de bioaccumulation

Condition	Description
Poids moléculaire	Caractéristique de la substance ; Substances <700 ont une tendance à l'accumulation.
Coefficient de partition log P _{ow}	Relations de concentration dans les deux éléments n-octanol et eau ; plus la valeur est élevée (spécialement env 2,7 à 3,0), plus la tendance à l'accumulation est grande. La valeur peut être évaluée sur la base de la solubilité de l'eau.
Facteur de Bioconcentration (BCF)	La valeur pour la relation de la concentration d'une substance dans un organisme avec la concentration dans le milieu ambiant à l'état stable. Elle peut être estimée environ à partir du P _{ow} .

de risques sont également impliqués (GDCh, 1993). Dans tous les cas, le degré d'accumulation dépend fortement des conditions d'exposition, en plus des caractéristiques de l'organisme (p. e. le volume du tissu gras). D'après les différentes autorités chargées de l'homologation, si la valeur du $\log P_{ow}$ est plus élevée que 2,7 à 3, il s'agit d'une forte indication d'un potentiel de bioaccumulation plus élevée. Dans le cas des pesticides et des produits chimiques environnementaux, cela signifie que les tests de laboratoire, p. e. avec les poissons (OCDE, 1981c), peuvent être obligatoires pour l'homologation. Il est important de garder à l'esprit que l'accumulation commencera également à baisser si les valeurs $\log P_{ow}$ sont extrêmement élevées (>6).

Le concept mathématique des modèles de compartiments a été développé pour de telles substances persistantes. Dans le sens strict du terme, les compartiments dans ce contexte se réfèrent aux structures biologiques, dans lesquelles les substances étrangères montrent une transformation uniforme et un transport cinétique. Le compartiment clé chez les animaux par exemple est le sang, l'hémolymphe, le fluide extra cellulaire, ou un autre système de transport. Les compartiments environnementaux peuvent être définis d'une manière analogue, (par exemple, dans les eaux, le biote, et la matière suspendue, comme compartiment de l'élément aquatique). Ainsi par exemple, la biomasse végétale est proposée comme un autre compartiment pour les modèles de « monde réel » (MCKAY, 1991) à cause de sa capacité pour la bioaccumulation de produits chimiques (CALAMARI, ET AL., 1991).

Les changements dans la fonction métabolique typique, mesurés et expliqués avec l'aide des modèles de compartiments, peuvent servir de paramètres pour déterminer les effets des substances xénobiotiques. D'un autre côté, ils peuvent également être responsables de masquer les relations simples de dose-réponse (MORIMERY, 1988). Les tests de laboratoire de ce type sont menés sur des individus ou des petits groupes en vue de proposer une extrapolation des résultats vers les autres populations de la même espèce ou sur les autres espèces. Dans le même temps, la pertinence de ces résultats est conjointement limitée par de grandes différences relatives aux espèces, dans la consommation, l'accumulation, le devenir et l'élimination de substances xénobiotiques.

6.6 LES PARAMÈTRES BIOLOGIQUES AU NIVEAU DU SYSTÈME

Avant de discuter les paramètres individuels aux trois niveaux d'organisation - population, biocénose et écosystème - nous parlerons d'abord de quelques problèmes relatifs aux paramètres utilisés dans cette connection. Le principal problème est la contradiction entre le nombre d'exemples ou de répliques nécessaires pour une évaluation statistique de la variabilité naturelle et le coût méthodologique élevé de la détermination des espèces. Plus de 1.000 espèces d'invertébrés ont été retrouvées dans le sol d'une forêt de bois de hêtres très simple dans le sud de l'Allemagne, par exemple, et aucune n'était connue de la science (BECK ET AL., 1988). Comme nous le discuterons eu égard à l'exemple de l'indice de diversité (Chapitre 6.6.2), la base de données qui est déjà étroite dans ce cas ne devrait plus être réduite par des procédures mathématico-statistiques. En d'autres termes, si le nombre de répliques n'est pas assez élevé pour une évaluation pour des raisons méthodologiques, les données brutes devraient par contre être employées pour des valeurs moyennes. Du fait de la grande variabilité des données de mesure écologiques, seules les déviations principales ou durables peuvent être statistiquement assurées (MATHIS ET AL., 1991).

6.6.1 Les paramètres au niveau de la population

A un degré supérieur à celui des individus, le problème qui survient au niveau des populations est comment la concentration d'une substance xénobiotique est juxtaposée avec l'effet sur le paramètre de population. Les paramètres deviennent plus abstraits en relation avec ceux mesurés au niveau des individus. Cela est beaucoup plus vrai à un degré plus élevé de la transition des populations à la biocénose (communauté), et enfin avec les facteurs environnementaux ambiants, à l'écosystème.

Les paramètres au niveau des populations proviennent des caractéristiques de la dynamique de la population (CALAMARI & PACCHIELLI, 1987). La dynamique de la population est sous l'influence de la variabilité génétique des organismes. Par conséquent, un changement dans la fréquence des gènes pourrait servir de paramètre pour l'effet des facteurs environnementaux, y compris les substances xénobiotiques, et non à l'exclusion des autres facteurs. Toutefois, à cause de la difficulté de mesurer directement la composition génétique d'une population, il faut prendre d'abord les mesures suivantes pour décrire une population :

- Nombre ou biomasse
- Taux de croissance
- Structure de l'âge
- Distribution de la taille des classes

Autrement dit, on utilise relativement peu les paramètres qui décrivent l'état de santé général d'une population, tel que le degré de parasitisme ou la proportion des déformations. En général, les études qui se sont limitées purement au niveau de la population sont rares ; ces mesures sont souvent prises dans le cadre des études de l'écosystème.

Dans tous les cas, la période maximale de stress doit être déterminée en plus de la durée maximale de l'effet, car c'est la seule manière de juger du rétablissement d'une population. Il est spécialement important de déterminer si oui ou non il y a des réactions compensatoires (réactions complémentaires) après que le facteur de stress a cessé d'avoir une influence (Figure 6.2; OTTOW, 1985 ; BECK ET AL., 1988).

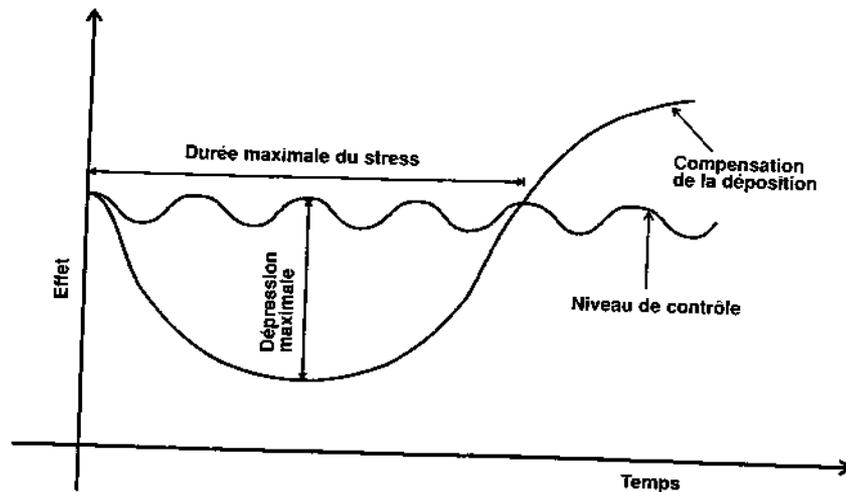


Fig 6.2 Graphique schématique de la flore du sol qui réagit à l'arrivée d'un pesticide. En évaluant la dépression de la capacité de production et le niveau de la population, il faut garder à l'esprit que la durée de l'impact du stress est plus importante que l'intensité maximale. (OTTOW, 1985)

6.6.2 Les paramètres au niveau de la biocénose

Le nombre d'espèces ainsi que les changements au niveau de la structure dominante sont les exemples de paramètres applicables à la biocénose (des niveaux supérieurs ; MATHES ET AL., 1991). Compte tenu du fait que les données sont faciles à quantifier ou à calculer, on a déjà tenté depuis longtemps de puiser les indicateurs de pollution biotiques à partir de la structure de dominance ou de la distribution des organismes et espèces (SHEENAN, 1984A ; MALBY & CALOW, 1989). Dans les années 1970, et dans une moindre mesure dans les années 1980, on a tenté de quantifier les résultats qui ont été obtenus par l'utilisation de bioindicateurs afin de comparer l'effet des substances étrangères dans divers écosystèmes (CAIRNS & PRATT, 1987). Cela a soulevé la grande question de savoir s'il y a des règles qui déterminent la structure de la biocénose (ARNDT ET AL., 1987).

L'exemple le plus simple en est la donnée purement basée sur les relations entre certaines espèces (p. e. les chironomides en relations avec les insectes) à qui on peut assigner une certaine sensibilité ou tolérance (WINNER ET AL., 1980). Ces données ont été développées plus tard dans un grand nombre d'indices biotiques qualitatifs ou semi-quantitatifs. Les relations qui ont été empiriquement identifiées eu égard à la composition de la faune micro-invertébrée dans le benthos d'un fleuve pollué, par exemple n'ont jamais été accréditées parce qu'elles étaient largement dépendantes de la situation locale et n'ont pas produit d'informations complémentaires. Les indices de diversité peuvent être considérés comme le point culminant de cette approche dans son ensemble (études des systèmes limniques: MALTBY & CALOW, 1989).

Il existe un grand nombre d'indices et de formules de diversité dérivés de ceux-ci (p. e. l'équitabilité) qui sont basés sur les nombreuses distributions théoriques et dans lesquels les espèces sont pesées différemment selon leur nombre et leur fréquence relative (OWENSEN, 1976). L'indice Shannon-Wiener est de loin le plus répandu. Les indices de diversité tels que les indices biotiques présentent un nombre d'inconvénients, excepté les erreurs statistiques dans le traitement des données (MORIARTY, 1988) :

Les indices de diversité ne changent pas si une espèce est remplacée par une autre et pour toutes les raisons pratiques, ils ne sont pas affectés si seulement peu d'espèces, celles qui sont particulièrement rares disparaissent.

- Les indices de diversité ne changent pas si une espèce est remplacée par une autre et pour toutes les raisons pratiques, ils ne sont pas affectés si seulement peu d'espèces, celles qui sont particulièrement rares disparaissent.

- Les indices biotiques ne peuvent être compilés que si on en sait plus sur l'écosystème et la substance xénobiotique.
- Les indices biotiques ainsi que les indices de diversité requièrent une détermination des espèces individuelles. Les espèces y afférentes peuvent réagir de façon très différente aux changements environnementaux et une spécification qui ne va pas plus loin que le genre ou la famille invalide les indices de diversité.
- La communauté sur laquelle est basé tout indice ne prend qu'une variété limitée d'espèces.
- Les biocénoses ne sont pas des supra organismes, ce qui fait qu'il est difficile de donner une quelconque signification biologique à l'indice de diversité de prime abord.
- Chaque changement dans l'index doit d'abord être expliquée en terme de dynamique des populations individuelles avant de lui attribuer un effet de la substance xénobiotique.

Un index de diversité en tant que tel donne toutes les informations sur la condition ou le danger sur un site donné, que l'on ne peut juger qu'en termes relatifs en surveillant les changements intervenus dans le temps et en comparant le site avec les sites non pollués (KSHUZ, 1983). En résumé, l'utilisation d'indices ne pouvait être recommandée à cause des limites ci-dessus énoncées, vu qu'une valeur élevée peut être une indication que l'écosystème est en « bonne » condition, mais il peut également être un signe de perturbation (NAHRIG, 1991). GOODMAN (1975) donne à l'index une note catégoriquement négative : « l'index Shannon-Weaver est un index douteux. La signification biologique de ce qu'il représente n'est pas claire, il n'y a pas de critère disponible pour mesurer de façon précise la diversité de la communauté dans des conditions naturelles. »

Des coefficients de similarité (p. e. l'Index Jaccard ou Renkonen), qui décrivent la similarité entre les deux communautés d'organismes basée sur une comparaison de l'inventaire des espèces et leur relative domination par paires, sont plus adaptés que les index de diversité (LAMONT & GRANT, 1979). Ces valeurs comparatives relativement simples sont répandues dans la recherche écologique, mais elles sont rarement utilisées dans les études écotoxicologiques.

Dans le cadre des projets relatifs à la conservation et à la préservation de la vie sauvage, l'utilisation comparative des valeurs qui sont calculées de façon très similaire est en train d'être discutée de plus en plus afin de déterminer les sites sur une échelle dite « écologiquement précieuse » par rapport à une échelle dite « écologiquement moins précieuse » (PLACHUR, 1991). Les

modèles mathématiques sont utilisés pour équilibrer les erreurs qui interviennent dans le calcul des espèces (ACVIZCAR ET AL, 1992).

Outre les paramètres systématique-taxonomiquement orientés au niveau de la biocénose, l'état de la connaissance est si bon pour un petit nombre d'organismes qu'il est possible de comparer des unités définies sur le plan fonctionnel (p. e. pour les espèces qui ont la même stratégie trophique telles que les macrophytophages). Les espèces qui ne sont pas reliées les unes aux autres sur la plan taxonomique sont ainsi regroupées sous forme de « guildes » (HAWRINS & MACMILLON, 1989), qui en retour sont plus ou moins finement différenciées, selon l'état des connaissances que l'on a sur leur biologie. Les guildes peuvent être étendues en « ligues » en ajoutant un autre critère (p. e. le micro habitat, ou diverses autres strates de sol dans le cas des organismes du sol (FABER, 1991 ; BIRLOTTI, 1993)). Néanmoins, l'analyse de la microflore autrement qu'en termes de groupes est possible, mais difficile (p. e. les éléments nutritifs, le décomposeur de cellulose) à cause du grand nombre d'espèces et des difficultés à les déterminer. Le raisonnement qui se trouve derrière cette approche est que les changements absolus et relatifs qui peuvent intervenir dans la biocénose sous observation sont plus faciles à extrapoler pour le niveau de l'écosystème.



Fig 6.3 Trois espèces de vers de terre, exemples de trois principaux groupes écologiques (*Lumbricus terrestris* - anécique, *Aporrectodea longa* - endogée, *Eisenia fetida* - épigée).

Un exemple constitue la classification des vers de terre (annélides) dans les trois groupes principaux (Figure 6.3) comme le proposent BOUCHE (1977) et LEE (1959 ; cité dans LEE, 1985) dans leurs modèles respectifs :

- **Habitants des niveaux minéraux** (=endogées) : habitent dans des terriers horizontaux dans le sol, se nourrissent de la terre et vivent de son contenu organique ; non pigmentés ; faiblesse dans la musculature.
- **Habitants de galeries verticales** (=anéciques) : creusent des galeries verticales (jusqu'à 3 mètres de profondeur) avec une ouverture à la surface, prennent les feuilles au niveau du sol et les consomment en profondeur ; pigmentation rouge clair, au moins sur le dos, musculature très forte.
- **Habitants de la surface du sol** (=épigées) : ne creusent pas de galeries dans le sol ; se trouvent parfois sur la végétation de surface ; consomment les débris et la microflore qui y vivent ; de couleur claire, souvent sous forme de camouflage, musculature très forte pour des mouvements rapides, ne creusent pas de galeries.

Entre temps, cette classification a été affinée plusieurs fois, d'abord grâce à des données empiriques sur les vers tropicaux (LAVIE, 1984). Les groupes mentionnés peuvent inclure entre 1 et 10 espèces différentes par site qui manifestent un comportement écologique relativement similaire et ainsi une exposition similaire. A cause du rôle dominant de ces espèces dans beaucoup de systèmes holarctiques, on peut s'attendre à ce qu'un effet toxique sur eux ait un effet direct sur l'ensemble de l'écosystème.

6.6.3 Les paramètres au niveau de l'écosystème

Généralement, les paramètres suivants sont souvent suggérés pour l'investigation de ce niveau d'organisation (cf. Tableau 3.1 et Tableau 6.1) :

- **Les paramètres structuraux** : Abondance et dynamique, spectre des espèces et structure de domination, diversité ainsi que distribution spatiale.
- **Les paramètres fonctionnels** : Dégradation de la substance organique, cycle nutritif (p.e. de nitrogène) et la biomasse ou la productivité ainsi que les relations altérées de la chaîne alimentaire.

SHEENAN (1984a, 1984a) donne un profil détaillé initial des mesures structurales et fonctionnelles qui doivent faire l'objet d'une distinction dans le cadre de cette recherche. RAPPORT ET AL. (1985) fournit une discussion des réactions générales des écosystèmes aux facteurs de stress naturels et anthropogéniques.

Dans la Figure 6.4, les relations structurales et fonctionnelles d'un écosystème terrestre qui peuvent être utilisées pour étudier les effets des produits chimiques sont illustrées par un diagramme hautement simplifié (MATHIS ET AL., 1985).

Les paramètres structurels et fonctionnels sélectionnés doivent répondre répondre aux critères suivants (MATHIS ET AL., 1985) :

- Pertinence définitive pour le site en investigation
- Simple à analyser
- La différenciation qualitative est possible (p.e. détermination au niveau des espèces)
- Haute densité et petite agrégation des individus
- Comparabilité des périodes longues

Dans tous les cas, les études écotoxicologiques devraient inclure un champ témoin non pollué ainsi qu'une connaissance sur le développement du site qui pourrait être soumis au stress avant application de la substance test.

SCHÜPP ET AL (1990) demandent la prise en compte des mesures suivantes comme étant une approche pratique à l'évaluation des effets de la substance étrangère sur la microflore du sol :

- Changements dans la biomasse microbiale
- Effets sur les cycles métaboliques, notamment du nitrogène
- Dégradation inhibée des substances organiques
- Investigation des mycorhizes vésiculo-arbusculaires
- Clarification des interactions de la microflore avec la méso- ou macrofaune.

toutes les investigations devraient inclure la dimension temporelle, spécialement, en tant que fonction de la période et de la fréquence d'application. L'évaluation de ces mesures de productivité de la microflore dans le sol n'est pas uniforme à ce jour. Les mesures fonctionnelles employées représentent la somme des paramètres dont les réactions au stress consistent en des effets directs et indirects qui peuvent s'annuler les uns les autres. De plus, la cénose de la microflore en cours d'étude doit démontrer une activité en vue d'é-

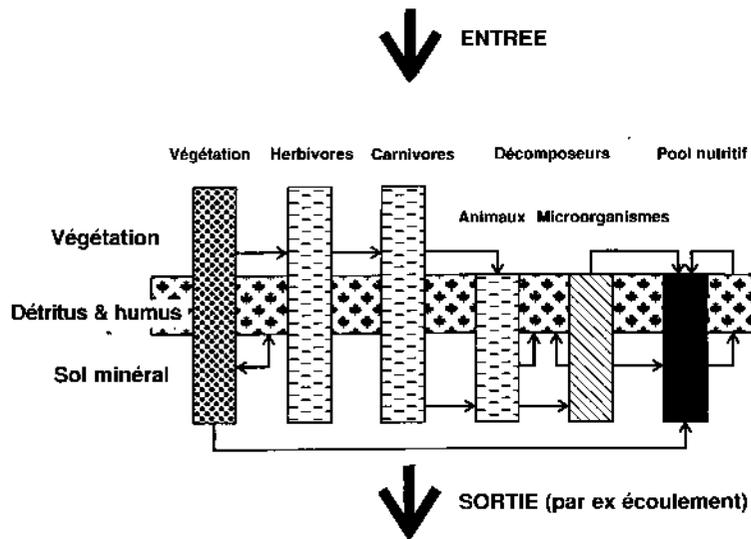


Fig 6.4 Relations simplifiées structurelles et fonctionnelles d'un écosystème terrestre (adaption de MATHES ET AL., 1991). Les décomposeurs sont typiquement restreints à l'humus et à la couche de sol minéral ainsi que du pool nutritif.

tre analysée en premier lieu, p. e. à travers la respiration ou l'activité déhydrogénasique.

Dans certains cas, p. e. dans les sols et les sédiments, les paramètres fonctionnels pour l'évaluation de l'effet d'une substance xénobiotique ont été employés et exprimés en termes mathématiques (TOSTENSSON, 1988 ; NEBELUNG & BODE, 1988). La production primaire, les conversions métaboliques et énergétiques, la dégradation, la minéralisation et la biorétention devraient être incluses comme fonctions et capacités intégratives de la biocénose au niveau de l'écosystème (WEIDEMANN ET AL., 1988). Plus spécifiquement, les méthodes d'analyse de la respiration du sol, le cycle nutritif et la dégradation de la substance xénobiotique sont par exemple disponibles à présent pour une utilisation dans les écosystèmes du sol.

Dans le cadre d'un projet de recherche à grande échelle sur huit sites terrestres différents, la décomposition des débris (p. e. mesurée à l'aide de sacs de débris) et le niveau de nitrogène se sont avérés être des paramètres plus adaptés, fonctionnels et hautement intégratifs. Dans le même temps, il faut noter qu'à cause du degré élevé d'intégration, les changements structurels qui ne deviennent apparents qu'au niveau fonctionnel, peuvent être

négligés à long terme à moins que les deux groupes de paramètres soient étudiés simultanément (MATHES ET AL., 1991).

Il a été démontré que les espèces et leurs rôles fonctionnels ne sont pas interchangeable au hasard (FABER & VERHOEF, 1991). Cependant, des redondances fonctionnelles peuvent intervenir dans les écosystèmes, auquel cas, les paramètres structurels peuvent demeurer inchangés bien que des dommages sérieux aient été infligés aux organismes (BELOTTI & BABEL, 1993). Néanmoins, ce jour dans beaucoup d'écosystèmes, il est apparu difficile d'arriver à une description précise de l'état ou du cours du développement à l'aide du flux d'énergie et des cycles métaboliques au sein de la chaîne alimentaire. Fondamentalement, de longues périodes d'investigation sont nécessaires pour s'assurer des changements structurels et fonctionnels dans l'ensemble du système. Cela rend possible la distinction entre les fluctuations naturelles et les fluctuations provoquées.

Les paramètres de système tels que l'identification et la dynamique des espèces qui sont importantes pour la fonction d'un écosystème (espèces clé), ne deviennent importants que lorsqu'ils sont considérés dans le contexte de programmes de recherche à grande échelle (ELLENBERG ET AL., 1986). A cause des coûts relativement élevés, ces études ne sont pas faisables partout, et il n'y a pas non plus de base de données adéquate qui pourrait être utilisée pour s'appliquer plus que les connaissances actuelles aux autres écosystèmes similaires (KIMBALL & LEVIN, 1985).

Etant donné qu'il ne serait pas possible d'aller aussi loin dans les investigations dans tous les cas, le concept de l'écosystème de référence (cf. Chapitre 10) a été développé comme une norme de comparaison (MATHES ET AL., 1991). Dans une autre approche de la solution de ce problème, il y a eu une tentative de changement des systèmes de classification par des écosystèmes types (voir par SCHUBERT, 1991b) afin que chaque catégorie englobe les écosystèmes qui réagissent à un stress particulier de la même manière et suivant les voies de régénération (KIMBALL & LEVIN, 1985 ; HARWELL & HARWELL, 1989). Dans les approches initiales, les paramètres structurels (p. e. le nombre d'individus, le nombre d'espèces et la relation de domination) sont liés aux paramètres fonctionnels (p. e. production nette et stress) ainsi que les facteurs abiotiques dans un tissu de relations. Cela entraîne une caractérisation distincte des types d'écosystèmes (BUSCH ET AL., 1989). Si un écosystème concret dévie de la norme pour ces paramètres, il s'agit d'un signe de perturbation. Le problème soulevé ici est que ces paramètres sont examinés à divers degrés de minutie au niveau des types d'écosystèmes individuels.

6.6.4 Le suivi

Dans le cadre des programmes de suivi, (cf. Chapitre 10.3), les organismes peuvent fonctionner comme des indicateurs pour l'occurrence et les effets des substances xénobiotiques (SCIUBERT, 1991A ; ARNDT ET AL., 1987 ; STREIT, 1989). Les bioindicateurs sont généralement compris comme des organismes ou groupes d'espèces dont l'occurrence, le comportement, l'habitude, etc. sont en corrélation si étroite avec des facteurs écologiques définis, qu'ils peuvent jouer le rôle d'indicateurs directs sur l'état d'un écosystème, le stress de l'écosystème ou les changements dans l'écosystème. En écotoxicologie, les bioindicateurs dans le sens strict du terme, (organismes de suivi) se réfèrent aux organismes ou communautés d'organismes qui, (nécessairement) répondent au stress infligé par des substances xénobiotiques avec des changements caractéristiques dans leurs fonctions de vie (indicateurs de réaction), ou qui accumulent la substance xénobiotique (indicateurs d'accumulation). Les organismes de suivi sont soit, délibérément introduits dans un écosystème (=suivi de l'exposition) ou, s'ils existent réellement dans le système, spécifiquement sélectionnés (suivi passif). Les organismes hautement normalisés pour les tests écotoxicologiques en laboratoire peuvent aussi être considérés comme des bioindicateurs. Le besoin de déterminer précisément les organismes à utiliser demeure un grand problème (CRANSTON, 1990).

Les paramètres suivants sont souvent employés pour l'analyse des bioindicateurs dans les programmes de suivi (CULLEN, 1990 ; PAOLETTI ET AL., 1991) :

- Changement dans la composition des espèces
- Présence ou absence d'espèces clés
- Biomasse (subdivisée au moins par compartiment de l'écosystème)
- Indicateurs de stress biochimique
- Pathologie ou parasitisme des populations
- Évaluation analytique de la bioaccumulation

Les indicateurs de réaction

Les indicateurs de réaction peuvent fournir des informations sur l'état général du stress sur un site, et non sur les substances qui ont été trouvées là-bas sur la base de l'analyse chimique. Les effets aigus et chroniques sont contrôlés, selon l'espèce ou le paramètre. L'espèce sélectionnée devrait avoir les caractéristiques suivantes :

- Sensibilité aux facteurs de stress
- Haute densité des individus
- Facile à analyser/contrôler
- Succession rapide des générations
- Différenciation selon les formes de vie ou le type de consommateur
- Confinement dans une certaine région géographique
- Si possible, rôle fonctionnel clé
- Aucun conflit avec les considérations de conservation de la vie sauvage.

Les larves de phryganes, les poissons dans les systèmes aquatiques, les lichens, ou les gamasides dans les systèmes terrestres (cf Chapitre 10.3) constituent des exemples d'indicateurs de réaction. Le suivi de l'exposition, ou au moins des organismes partiellement normalisés sont activement libérés dans l'environnement, utilise exclusivement des végétaux (p. e. les clones d'épicéas génétiquement uniformes ; ZIMMERMANN & RUDOLPH, 1986).

Les indicateurs d'accumulation

Les indicateurs d'accumulation doivent remplir les conditions suivantes :

- Absorption de substance xénobiotique et concentration de la substance en relation avec le milieu ambiant à temps ;
- Tolérance de la substance xénobiotique pour permettre l'absorption ;
- Pas de problème avec l'analyse des résidus ;
- Possibilité de les garder et de les élever en laboratoire.

Les végétaux, les moules ou les vers de terre sont des indicateurs d'accumulation bien connus, mais on peut également utiliser la plupart des organismes supérieurs (p. e. le tissu adipeux des dauphins ou les plumes des oiseaux de proie).

A un degré plus élevé, les échantillons qui proviennent des banques de spécimens environnementaux sont utilisés comme référence pour la substance xénobiotique courante trouvée dans les programmes de contrôle (STOEPLER, 1984 ; LEWIS, 1985 ; LEWIS & KLEIN, 1990). D'un point de vue général, l'utilisation des indicateurs d'accumulation a montré que, contrairement à ce que l'on a toujours pensé auparavant (p. e. dans le cas du DDT) l'accumulation est moins en mesure de survenir le long d'une simple chaîne alimentaire. Il y a à présent une forte tendance à considérer les accumulations comme le résultat de chaînes alimentaires complexes qui sont extrêmement variables (MORIATRY & WALKER, 1987 ; STREIT, 1992).

Comparés à l'analyse chimique du compartiment abiotique, les indicateurs d'accumulation biologique tels que les mammifères de mer (VETTER & LUCKAS, 1991) possèdent en particulier trois avantages :

- Quelques substances xénobiotiques, spécialement les métaux lourds et les hydrocarbures chlorés surviennent dans des concentrations significativement plus élevées que dans la zone environnante et permettent ainsi une analyse chimique plus facile.
- Lorsque les organismes sont analysés, la biodisponibilité de la substance xénobiotique est mesurée, ce qui est plus important pour les effets biologiques que la quantité totale.
- Les organismes intègrent le volume de la substance xénobiotique dans le temps et dans l'espace.

Néanmoins quelques problèmes surviennent en connection avec l'utilisation des indicateurs d'accumulation qui restreint leur utilité, spécialement compte tenu du fait que les organismes normalisés devraient être disponibles (NEUMANN, 1982 ; MORLAIRY, 1988) :

- A côté de la nécessité de rendre les indicateurs d'accumulation plus faciles à analyser, il faut remplir deux conditions : d'abord, la concentration de la substance xénobiotique dans l'organisme doit être une fonction de la concentration existant dans l'environnement. Cela est seulement assuré si on sait déjà quelque chose sur la substance xénobiotique, l'espèce, et l'habitat impliqué. De plus, les résultats obtenus pour une espèce ne sont pas nécessairement pertinents pour d'autres espèces. Ensuite, les individus prélevés pour servir d'échantillons doivent être représentatifs de l'ensemble des espèces – en d'autres termes, les individus qui sont morts de toxicité aiguë ne devraient pas figurer dans l'échantillon. Probablement, il vaut mieux examiner le devenir de la substance xénobiotique dans les échantillons avec les espèces qui présentent un intérêt économique immédiat pour l'homme.
- A cause de la haute spécificité de la manière dont les organismes se comportent avec la substance xénobiotique, il n'existe pas d'indicateur universel de la pollution de l'environnement. Par conséquent, il faudrait analyser les différentes espèces qui diffèrent sur le plan de leur exposition.
- Dans certaines situations, une valeur intégrée est moins importante que le mode de fluctuation pour comprendre la cinétique et le devenir d'une substance xénobiotique dans l'environnement ainsi que ses effets biologiques.

Néanmoins, les avantages l'emportent sur les limites à tel point que l'utilisation des bioindicateurs a été recommandée afin de contrôler les situations de désastre (spécialement causées par l'activité humaine, JEFFREY, 1990). Néanmoins, dans tous les cas, les méthodes utilisées à cet effet devraient être normalisées de la même manière que les procédures de tests, c'est-à-dire sous forme de directives.

Les biomarqueurs et les bioessais

Les changements morphologiques, biochimiques et autres, qui s'accompagnent d'une variabilité normale mesurable et qui sont étudiés chez les espèces cibles spécifiques (p. e. les perturbations du développement des oiseaux), dans le cadre des programmes de suivi sont appelés « biomarqueurs » (CARRIS & MOON, 1990 ; HOELMAN ET AL., 1990). Il y a une utilisation de plus en plus grande de ces paramètres, particulièrement aux Etats-Unis. Néanmoins, le terme « biomarqueur » doit être évité parce qu'on lui donne souvent une connotation plus large « de réponses biologiques ou de changements biologiques » en relation avec l'effet sur les niveaux d'organisation biologiques, de la cellule à l'écosystème. Les bioessais constituent une autre approche que l'on a utilisée spécialement pour éviter le coût élevé de l'analyse des résidus. Le matériel qui se trouve sur les sites, et qui pourrait être contaminé par plusieurs substances xénobiotiques inconnues, sera examiné dans la procédure de criblage qui constitue une part des systèmes de test biologique normalisé. Cette procédure est régulièrement appliquée pour les cultures vivrières comme le maïs (SUNDERLAND ET AL., 1991), notamment pour étudier les risques sur les prochaines cultures. Une analyse chimique du suivi n'est conduite que si on a retrouvé des effets toxiques dans le bioessai. L'utilisation des immunoessais (tests ELISA) est particulièrement digne d'intérêt dans ce cadre. Ils ont été développés à un degré supérieur spécifiquement pour certains produits chimiques et pesticides (p. e. pour l'atrazine (GOULE ET AL., 1991) ou pour les PCP (MARRIS ET AL., 1992). Par conséquent, l'utilisation de ce kit de tests peut permettre une grande économie sur le coût analytique.

7. TESTS AUX DIFFÉRENTS NIVEAUX D'INVESTIGATION

7.1 LE PROGRAMME DE TEST GRADUÉ

Aujourd'hui, beaucoup de pays ont mis en place des règlements qui régissent l'homologation des pesticides ou la notification des produits chimiques environnementaux. La solidité écotoxicologique est un des nombreux critères, y compris ceux qui proviennent de la toxicologie humaine, qui doivent être remplis par ces substances pour être éligibles pour l'homologation. Ces évaluations, qui suivent une procédure codifiée sous formes de directives qui spécifient les limites sur le niveau ou la durée de l'exposition à une substance et à ses effets, sont souvent effectuées sur une échelle croissante de la complexité, partant des tests de terrain ou des tests de semi-laboratoire aux études sur le terrain (B. E. KIMBALL & LEVIN, 1985 ; SCHINKEL, 1985 ; CAIRNS, 1989 ; BOELLER ET AL., 1989 ; JARDINE, 1992). SILENAN ET AL. (1984) ont fourni un premier plan détaillé de cette approche.

Le programme de test gradué est élaboré afin de minimiser la somme totale de temps et de dépenses à investir dans les tests. Les tests de semi-terrain et les tests de terrain sont beaucoup plus élaborés et plus coûteux que les tests de laboratoire. Si un test simple d'évaluation du devenir et de l'effet est suffisant pour dire qu'une substance présente un risque environnemental relativement bas, alors il n'est pas nécessaire de mener d'autres tests. Les autorités respectives chargées de l'homologation ont établi des valeurs de déclenchement spécifiques au test, marquant ainsi la transition d'une étape à une autre plus élevée de la procédure. Concernant le test de laboratoire de toxicité aiguë sur le poisson par exemple, on peut supposer qu'en règle générale, la CI_{50} de 10mg de matière active par litre d'eau n'est pas atteint dans la pratique agricole, même dans des conditions défavorables (HOLLIS ET AL., 1991). Cette approche, dans laquelle les étapes individuelles de la procédure de test ne peuvent guère être attribuées à des niveaux différents d'organisation de systèmes biologiques (tableau 7.1), avait d'abord été défini comme la procédure standard générale par l'Académie Nationale des Sciences (NAS, 1981). Presqu'au même moment, les premiers tests avaient été adaptés dans le cadre du programme de test gradué sous la forme de directives, c'est-à-dire, les effets des pesticides sur les abeilles (MAIL, 1979 ; BBA, 1980).

Etape du Test	Niveau de l'organisation biologique
Laboratoire	Individu, population
Semi-terrain	Population, biocénose
Terrain	Population, biocénose, écosystème

Aujourd'hui les directives de test de l'OCDE (p. e. 1984) constituent probablement les procédures les plus connues dans le monde. Elles sont acceptées, soit partiellement ou entièrement, même dans beaucoup de pays qui ont leurs propres procédures standardisées (p. e. en Allemagne, aux Pays-Bas, aux Etats Unis ; OCDE, 1989a). Des efforts intensifs sont entrain d'être déployés au sein de l'OCDE afin de remplir les vides qui existent encore (p. e. dans le milieu terrestre) soit en examinant les directives existantes ou en promulguant de nouvelles.

Le tableau 7.2 donne une vue d'ensemble du type de modèle gradué qui peut être prescrit dans une procédure d'homologation afin de tester la mobilité (écoulement) et les effets sur un animal du sol (ver de terre).

Tableau 7.2 Exemples de procédure graduée pour un test de devenir (écoulement) et un test d'effet (toxicité chez les lombrics)

Etape du Test	Description de la Capsule du Test	Exemples des Valeurs de Déclenchement
Comportement au moment de l'écoulement		
Laboratoire	Petites fioles en verre remplies des sols standard	Quantité totale appliquée retrouvée dans le réceptacle
Semi-terrain	Etudes du lysimètre avec de gros grains de sols intacts	Quantité totale retrouvée dans le réceptacle
Terrain	Contrôle sur le terrain (par ex eau de puits et de la nappe phréatique)	Quantité de substance détectée
Toxicité chez les lombrics		
Laboratoire	Mortalité aiguë chez les vers du compost sur le sol artificiel	CL ₅₀ > 100mg/kg ratio PNEC/CL ₅₀
Semi-terrain *	Test de Reproduction chronique avec les vers de compost du sol artificiel	Reproduction NOEC par concentration de sol
Terrain	Echantillonnage pendant 1 an des populations naturelles après application	Contradiction dans le spectre de l'abondance et de la dominance comparée avec la zone témoin

* A cause de la petite taille des vaisseaux et de la composition artificielle, il s'agit plus d'un test de laboratoire prolongé que d'un vrai test de semi-terrain.

Plus on progresse dans ces niveaux, plus on se rapproche de la réalité écologique sur le terrain, mais la dépense augmente à un taux élevé non proportionnel (Figure 7.1 ; NUSCH, 1991). Une procédure graduée de ce type est non seulement utilisée pour tester le spectre des effets contraires mais également, pour estimer l'efficacité des pesticides sur les organismes cibles (ROBERTSON & WORNER, 1990). Dans le cas de certains tests, p. e. pour évaluer le risque potentiel au niveau de la nappe souterraine (ECETOC, 1992), les modèles mathématiques de compartiments peuvent être substitués pour des expériences pratiques dans une certaine mesure. Mais ces modèles doivent aussi être validés, de manière optimale, à travers des expériences pratiques sur le terrain.

Les paramètres (p. e. la mortalité) qui sont employés dans beaucoup de tests de laboratoire ne sont pas très affinés (IGLISCH, 1985, 1986). Par conséquent, pour des raisons scientifiques et éthiques (afin de minimiser la « consommation » des animaux), les paramètres non mortels sont jugés préférables et ont été incorporés dans les directives depuis les années 1980 (HAMBURGER, 1983). La CL₅₀, une valeur test qui a servi de point de fin dans ces expériences, a été remplacée par exemple par la NOEC reproduction des tests chroniques. Il faudrait souligner que les tests de laboratoire ne peuvent prédire la variété d'effets écologiques sur le terrain (CAIRNS, 1986A ; PERSOONE, ET AL., 1989) ; cela est également vrai pour ce qui est des tests de devenir, tels que ceux qui ont été utilisés pour analyser la dégradation du sol (KÖRDEL, 1992).

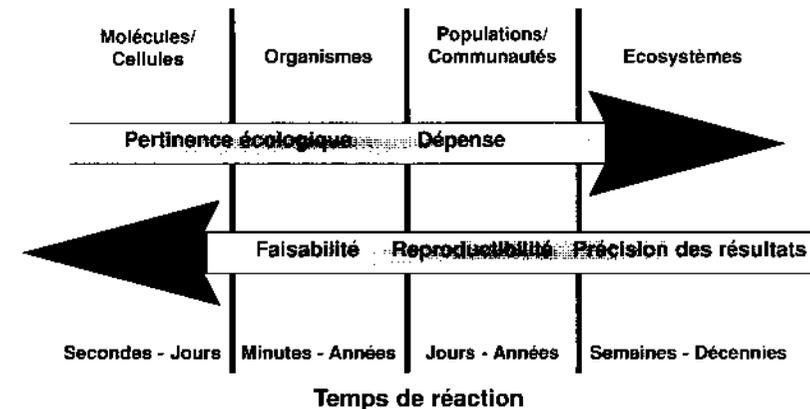


Fig 7.1 Relations générales entre les niveaux biologiques, la pertinence de l'écosystème, les aspects méthodologiques et le temps de réaction.

Un autre fait qui peut rendre difficile l'application des résultats des données sur les conditions de terrain est que la plupart des études écotoxicologiques mettent l'accent sur la réaction moyenne des membres individuels d'une espèce. Étant donné le fait que la variabilité parmi les membres d'une même espèce n'est pas prise en compte, il est difficile de prévoir la variété des réactions possibles dans une population naturelle avec ses différences physiologiques (DEPLEDGE, 1990 ; cf. aussi les chapitres 2.4 et 6.6). Les effets des changements de comportement (réactions d'évitements) peuvent également ne pas être représentés dans le laboratoire. De plus, aucune des réactions entre les diverses espèces dans le système n'est incluse dans la figure. On ne sait toujours pas comment éliminer cette déficience dans les méthodes de laboratoire actuellement disponibles. CAIRNS (1984) a résumé le dilemme comme suit : « Il n'existe aucune preuve scientifiquement justifiable qui indique la fiabilité avec laquelle on peut utiliser un test à espèce unique pour prédire les réponses à des niveaux d'organisation supérieurs. »

Ce dilemme n'est également pas résolu par le fait que, dans certains cas qui impliquent les végétaux (PESTER, 1988) ou les algues par exemple (LEWIS, 1986), les tests de laboratoire ont révélé une toxicité plus élevée que les études sur le terrain. La divergence aiguë dans la toxicité des pyrèthrinoides en est une preuve. Ces substances sont hautement toxiques dans les tests de laboratoires aquatiques avec *Daphnia* et le poisson, mais dans les conditions de terrain (p. e. dans les études des étangs), ils ne montrent que des effets minimes à cause de leur taux élevé d'adsorption des particules dans l'eau ou les sédiments, réduisant ainsi leur biodisponibilité (HILL, 1989). Dans une étude menée jusqu'en 1987 sur le degré auquel les résultats de laboratoire peuvent être appliqués sur le terrain ou si les résultats des tests d'espèce unique sont valables pour des systèmes pluri-espèces, MALTBY & CALOW (1989) ont découvert que des exemples de chaque constellation peuvent être trouvés dans les publications. En d'autres termes, les tests de laboratoire s'avèrent parfois plus sensibles et d'autres fois, c'est l'étude de terrain qui l'est.

Sous certaines conditions préalables, l'échelle des effets directs de substances telles que le cuivre ou le Cyperméthrine dans le sol peut être prédite par le biais des expériences aiguës de laboratoire. Néanmoins, les effets indirects de ces substances, avaient été largement sous-estimés, même dans le cas de tests de laboratoire chroniques (KIMBALL & LEVIN, 1985). Les herbicides, dont la toxicité aiguë et non mortelle sur les effets est souvent inférieure à celle des insecticides, constituent un autre exemple sur la manière dont cet effet peut être sous-estimé. Ces substances entraînent un changement (ou plutôt l'épuisement) de la phytocénose qui en retour altère l'apport en nourriture d'une manière telle que des effets indirects clairs surviennent éga-

lement chez des animaux tels que les lombrics (HEINISCH & KLEIN, 1989). De plus, le manque de couverture du sol et la faible densité de la racine du sol entraînent une baisse de la matière organique, une réduction dans l'activité biologique et la détérioration de la structure du sol et la stabilité (SCHUEPP ET AL., 1990). Des exemples similaires des effets indirects sont également connus dans les pays tropicaux, p. e. lorsque le DDT a été appliqué dans la lutte contre les moustiques à Bornéo et les effets indirects chez les prédateurs ont entraîné une émergence de maladies qui auparavant étaient négligeables pour l'homme (KIMBALL & LEVIN, 1985). Néanmoins, il est remarquable, que malgré ces exemples, et les nombreux appels pour entreprendre des études sur les niveaux plus élevés d'organisation, le nombre actuel de directives de tests pour ces niveaux est extrêmement faible (CALOW, 1993).

Malgré ces limites, les tests de laboratoire présentent des avantages pratiques évidents, particulièrement eu égard au grand nombre de substances qui doivent être étudiées. Ne serait-ce que pour leur simplicité, les tests de laboratoire sont indispensables, au moins pour l'étape de criblage (KLEIN ET AL., 1992). Même dans ce cas, les procédures de tests de laboratoire doivent remplir les critères minimaux suivants :

- La procédure utilisée dans le test doit en grande partie être normalisée ;
- Les résultats des tests doivent être répliqués et reproductibles ;
- Les résultats des tests sont faciles à gérer pour l'évaluation des résultats des tests ;
- Le test est praticable (p.e. ne pas prendre trop de temps ou être trop coûteux).

Les principaux tests de laboratoire normalisés du monde sont énumérés dans les chapitres suivants et organisés dans chaque cas selon qu'il s'agisse de tests d'évaluation du devenir et de l'effet. L'étude inclut également une liste d'ébauches de tests prometteurs, mais vu le développement rapide dans cette zone, cette liste est évidemment incomplète.

À des niveaux supérieurs, les propriétés physico-chimiques et, à un niveau plus complexe le devenir d'une substance sont testés séparément de son effet biologique. Les procédures de terrain ou de semi-terrain (par ex les sections de l'écosystème) mettent l'accent directement sur la manière dont une substance affecte le système. Néanmoins, si l'exposition potentielle et l'effet de la substance sont testés individuellement, les résultats ne fournissent pas une base adéquate pour l'évaluation du danger et du risque. Ces évaluations doivent être basées sur une évaluation des deux aspects et si possible, devaient inclure le contrôle et les données générales de terrain (à partir des analyses de résidu ainsi que des études écologiques ; voir Chapitre 12).

7.2 LES ORIGINES DE L'INCERTITUDE EN ÉCOLOGIE

Le problème que rencontrent ceux qui doivent convertir les connaissances en écotoxicologie sous forme de décisions politiques ou législatives est que l'écotoxicologie peut fournir une indication relativement précise de l'effet toxique au niveau des individus (p. e. le test à espèce unique en laboratoire), mais la pertinence pratique de ces données est plutôt limitée ou il qu'il peut générer plus généralement des évaluations valides (souvent basées sur les tests de terrain), qui néanmoins comportent un grand nombre d'incertitudes. Comme on peut le voir à partir de l'analyse critique des données d'évaluation écotoxicologique, le nombre et la variété des incertitudes augmentent proportionnellement au niveau de l'organisation. Une des raisons est une méthodologie inadéquate, mais un autre facteur est la complexité croissante des systèmes écologiques. Il se trouve que les incertitudes écologiques sont immanentes aux systèmes et ne peuvent pas être complètement éliminées. D'un point de vue général, elles sont dues aux causes suivantes :

- Des données incomplètes et une compréhension inadéquate des processus et des systèmes écologiques à cause des méthodes déficientes ;
- Les nombreux effets indirects potentiels dans les écosystèmes qui entraînent un événement imprévisible (systèmes entrelacés) ;
- La stochastique environnementale inhérente au système, une combinaison de chance et d'une grande variété de variabilité ;
- Le besoin d'extrapoler à partir des conditions spéciales dans l'écosystème respectif (= transférabilité).

Les trois premières catégories d'incertitude (données insuffisantes, effets indirects, stochastiques) ne requièrent aucune autre explication, mais le besoin d'extrapolation doit être étudié de plus près (Tableau 7.3). Mais à présent, il est devenu évident que nous ne sommes pas en mesure de prévoir les effets des polluants dans les moindres détails.

Compte tenu du fait que les paramètres d'évaluation des tests de laboratoire ont des comportements qui présentent des avantages sur la prévisibilité et la précision, ces tests sont considérés comme étant préférables dans la pratique par rapport aux autres approches de test chez les microcosmes de séquence → sections de l'écosystème → modèles mathématiques → manipulations des écosystèmes. Par conséquent, on effectue souvent des extrapolations à partir des niveaux inférieurs. Le degré auquel les résultats d'un test de laboratoire peuvent être appliqués aux conditions de terrain fera l'objet

Tableau 7.3 Extrapolation des résultats des tests : incertitudes inhérentes à divers niveaux d'investigation

Type de test/ Source des données	Exemples des raisons de l'incertitude dans l'extrapolation
Tests de laboratoire sur des espèces uniques	<p>L'influence des conditions environnementales physiques sur la relation entre la dose et l'effet et le régime d'exposition ne sont pas pris en compte.</p> <p>Une étape particulière du cycle de vie est choisie comme représentatif de l'ensemble du cycle de vie.</p> <p>Quelques espèces qui sont faciles à élever et à contrôler sont choisies pour représenter un grand nombre d'espèces dans l'environnement.</p> <p>L'interaction avec les autres espèces n'est pas prise en compte.</p> <p>Les effets au niveau individuel sont appliqués prendre en compte les mécanismes compensatoires ou ajustements comportementaux.</p>
Procédures de semi-terrain	<p>Il se crée des relations artificielles entre espèces.</p> <p>Exclusion de relations trophiques importantes, entre autres.</p> <p>Les effets sont déterminés sur la base de divergences dans l'échelle entre le microcosmes et le vrai environnement.</p> <p>Les effets limites peuvent causer des perturbations.</p> <p>L'hétérogénéité spatiale des écosystèmes naturels d'où sont prélevés les échantillons.</p> <p>L'approche est guidée plus par la précision et la replicabilité que vers une description fiable des vrais effets.</p> <p>Exclusion des facteurs naturels, climatiques dans tous les cas.</p>
Manipulation des écosystèmes intacts	<p>Un écosystème spécifique est supposé représenter le type général de l'écosystème</p> <p>Le stress déclenché par le produit chimique testé est supposé être représentatif du stress déclenché par les produits chimiques non testés.</p> <p>Les effets des conditions spécifiques climatiques et physiques environnementales ainsi que les événements historiques sur le comportement de l'écosystème.</p> <p>Replicabilité insuffisante</p> <p>Difficultés de rassembler des données pertinentes générées par la relation dose-effet sur l'écosystème.</p> <p>Durée de l'expérience eu égard au temps requis pour que l'écosystème manifeste une réaction adéquate et se rétablir après l'intervention.</p>
Modèles	<p>Formulations mathématiques imprécises ou incorrectes</p> <p>Effets basés sur une distribution inégale des organismes (aggrégation) sur le terrain.</p> <p>Base de données insuffisante pour la vérification du modèle.</p> <p>Le modèle est appliqué au niveau qui dépasse l'étendue de sa capacité à donner une évaluation pertinente.</p> <p>La sensibilité des résultats aux changements dans les paramètres ou au niveau de l'élaboration du modèle.</p>

d'une discussion détaillée au chapitre 12. Généralement, cela dépend de (1) la différence entre certaines espèces tests et les autres espèces ; (2) la différence entre l'exposition aiguë et l'exposition chronique ; et (3) l'augmentation de la complexité du laboratoire au terrain.

7.3 LES ASPECTS TECHNIQUES IMPLIQUÉS DANS LA CONDUITE DES TESTS

Afin de préserver les bénéfices des tests normalisés (spécialement au laboratoire), tous les effets écotoxicologiques sur les pesticides ou les produits chimiques environnementaux dans les pays industrialisés doivent être conduits conformément aux « Directives pour une Bonne Pratique de Laboratoire » (BPL). Ce système élaboré des tests normalisés, la documentation et le contrôle, est élaboré afin de faire en sorte que les résultats des tests de laboratoire puissent être reproduits et ainsi assurer que les tests de laboratoire atteignent une qualité normalisée minimale. Les règles de BPL se sont avérées nécessaires vers la fin des années 1970, lorsqu'il n'était plus possible pour les autorités nationales respectives ou pour les producteurs de conduire de plus en plus de tests. Le test BPL a finalement été promulgué sous forme de loi, après qu'on a découvert qu'un institut de recherche aux États-Unis avait fabriqué une série de résultats de tests.

Étant donné que la signification des conditions de tests (facteurs abiotiques ou la variabilité biologique des organismes tests) qui ont influencé les résultats des expériences écotoxicologiques n'a pas été justifiée à ce moment-là, beaucoup d'études anciennes ne sont utiles que dans un cadre limité (KOLLIC & KITCHIN, 1990). Compte tenu du fait que la validité des résultats de tests est à présent basée sur une acceptation bilatérale et est appuyée par un cadre d'institutions internationales, il n'est pas nécessaire qu'un test donné soit reproduit dans chaque pays. Ceci a contribué à réduire de façon significative le nombre de tests sur les animaux et l'ensemble des coûts.

Tandis que la plupart des tests biologiques ci-dessus sont élaborés dans le but d'analyser la toxicité absolue d'un pesticide ou d'un produit chimique environnemental (indépendamment de la concentration anticipée dans l'environnement en termes de CI_{50} ou de paramètres NOEC), les tests sur le devenir environnemental, ainsi ceux qui sont utilisés dans l'évaluation des effets des pesticides sur les organismes bénéfiques sont basés sur une philosophie différente : seule « l'application normale recommandée la plus élevée » d'un pesticide est testée, parfois avec une marge de sécurité incluse. Ce premier type de procédure est élaborée d'abord pour tester les produits chimiques environnementaux, dans lequel l'exposition prend la forme d'un élément transporté par l'air en petite concentration pendant un certain temps. Seuls les niveaux supérieurs d'entrées locales peuvent être étudiés lors d'accidents. D'un autre côté, la seconde approche est plus orientée vers les pesticides qui sont appliqués délibérément dans des quantités clairement

définies. Cette approche ne prend pas en compte le fait que, dans la pratique, il n'est pas exclu que les pesticides soient appliqués dans des concentrations plus élevées que celles recommandées par le fabricant (MICKLITZ, 1991; FRUDDER & WISNER, 1991). Cette stratégie de test empêche également de ne pas inclure une possible accumulation dans les égouts.

Il fut un moment où on ne testait que les matières actives d'un pesticide. Néanmoins, aujourd'hui, on examine également la formulation elle-même parce qu'elle a réellement une influence sur la toxicité de la matière active ; de plus, les matières actives ne peuvent même pas pénétrer dans l'environnement sans les substances de transport auxiliaires. Concernant les tests aquatiques qui impliquent environ 3.000 pesticides différents, par exemple, la formulation est responsable de l'augmentation de la toxicité de la matière active dans 32 % des cas et de sa réduction dans 11 % des cas (MAYR & FLJERSIK, 1988).

Dans le même temps, un élément extrêmement important constitue la forme dans laquelle la substance est appliquée, étant donné que ce facteur détermine largement le niveau d'exposition pour les organismes sur le terrain. Dans le cas des pesticides, on tente d'appliquer la substance dans le laboratoire (p. e. en employant des équipements de pulvérisation ayant la même tuyère que ceux utilisés dans l'agriculture). D'autres produits chimiques peuvent être appliqués directement (exposition topicale), sous forme de gaz ou à travers des concentrations de substrat (p. e. mélangé avec le sol). On discute actuellement de l'exemple qui est de savoir si le sol artificiel employé dans certains tests aigus, qui ont un contenu plus élevé de matière organique (env. 10% comparé aux 2 ou 3 % de moyenne dans les sols de l'Europe centrale) adsorbe les substances test à un taux beaucoup plus élevé sur le substrat que sur les sols naturels (RÖSNER, ET AL., 1992). La biodisponibilité réduite qui en résulte peut entraîner une toxicité significativement plus basse, une hypothèse qui a été confirmée dans les tests sur les enchytraeidés et les collembolés (RÖSNER, 1991).

Depuis plusieurs années, on a noté des différences considérables dans le temps et l'effort (et également les coûts) obligatoires pour appliquer les tests biologiques dans les milieux aquatiques et terrestres. Les tests avec les pesticides dans le milieu aquatique, ne sont, pour des raisons pratiques, reconnus par les autorités dans les pays industrialisés que s'ils sont accompagnés par des analyses de résidus. Ce qui fait qu'il est possible de juxtaposer les effets observés avec les valeurs réelles (contrairement aux valeurs nominales appliquées) des concentrations chimiques. Dans le cas de substances volatiles ou légèrement dégradables, il est nécessaire d'appliquer des procédures à l'écoulement qui sont coûteuses du point de vue technique. Dans l'élément

terrestre, en revanche, il est peu possible de séparer la portion biodisponible de la portion qui est liée au sol. Par conséquent, ces tests requièrent rarement d'être accompagnés par une analyse de résidu parallèle sauf pour les Etats Unis (p. e. dans les tests chroniques des lombrics obligatoires pour la FDA, (1988)).

Pour l'ensemble de la normalisation dans la procédure ainsi que la documentation de plus en plus élaborée (BPL), les résultats varient en moyenne d'un laboratoire à un autre par un facteur de 10 ou moins dans les cas les plus extrêmes, par près de 250, si cela est dû seulement à la variabilité biologique des organismes tests (REIDORFF & BOH, 1986). Dans le même temps, il y a beaucoup de données disponibles pour peu de systèmes de laboratoire, p. e. les tests aigus sur les oiseaux (résultats de 75 espèces et plus de 1000 substances ; HOFFMAN ET AL., 1990) ou des tests sur les poissons et les vers de terre (BAIER ET AL., 1985 ; MAYR & FLJERSIK, 1988 ; ODOM ET AL., 1991 ; EDWARDS & BOHLEN, 1992), que la toxicité relative d'une substance peut être évaluée avec assez de précision. A cause de la quantité de matériel disponible pour la comparaison des résultats de ces tests, peu de procédures, tel que le test de vers de terre, sont encore employées du moins en tant qu'instrument de criblage, malgré les déficiences bien connues.

Dans le cas des études de laboratoire, on suppose toujours que les substances individuelles ont des effets isolés, étant donné qu'il est pratiquement impossible de tester toutes les combinaisons possibles, beaucoup moins dans des conditions environnementales variables. Les approches pratiques initiales pour le test des effets combinés sont disponibles pour les effluents, p. e. pour des mélanges inconnus de produits chimiques avec des bactéries (MICROTOX), les algues ou *Daphnia* (VOUK ET AL., 1987 ; VASSER ET AL., 1991). Des investigations exemplaires de pesticides et de microorganismes de sol (AUSPURG, 1985) ont montré que toute interaction théoriquement concevable entre plusieurs produits chimiques dans les sens d'une influence positive et négative réciproque, peut survenir réellement. Les mêmes études ont également démontré la présence d'effets indirects sur la dégradation et ainsi la persistance d'une substance, par exemple en plus des effets directs des produits chimiques.

8. AU NIVEAU DU LABORATOIRE

8.1 LES MÉTHODES DE TEST SUR LE DEVENIR ENVIRONNEMENTAL

Les méthodes de test décrites dans ce chapitre peuvent être subdivisées en deux groupes :

- Les méthodes de test « classiques » sur la dégradation, le métabolisme et la mobilité dans le sol, et dans les sédiments ainsi que la volatilité sur le sol et les surfaces des végétaux, y compris le compartiment mathématique et les modèles de dégradation;
- Les méthodes biologiques sur la biodégradation dans le milieu aquatique (y compris dans la boue).

Les méthodes de test les plus importantes pour le devenir environnemental sont données dans le tableau 8.1.

De nouvelles méthodes de test pour le devenir environnemental des pesticides n'ont pas été réellement développées au cours de ces dernières années. Contrairement aux nouveaux tests en cours de développement, le travail se fait d'abord sur la normalisation des conditions de test notamment en ce qui concerne les caractéristiques du substrat, dans le cadre des directives existantes (HAIDER, 1985 ; SEBASTON, 1986).

Concernant les tests terrestres avec les pesticides, la BBA allemande demande que des sols normalisés soient prélevés sur un lieu défini (SCHINKU,

Tableau 8.1 Exemples de méthodes de test sur le devenir environnemental

Condition	Breve description	Exemple de directive
Adsorption/désorption	Distribution d'une substance entre la phase solide et liquide (K_{oc})	OCDE 106
Dégradation du sol	Dégradation et métabolisme d'une substance (DT_{50} , DT_{90})	BBA IV, 4 1
Dégradation du sédiment	Dégradation et métabolisme d'une substance (DT_{50} , DT_{90})	BBA IV, 5 1
Ecoulement	Mobilité de la substance dans des colonnes de sol avec ou sans vieillissement	EPA N 163§
Volatilité	Dissipation d'une substance du sol ou de la surface des végétaux	BBA IV, 6 1

1985). À l'avenir, l'UE demandera également l'utilisation dans les tests de cinq sols « régionaux » qui sont plus ou moins représentatifs de la variété des types de sol que l'on trouve en Europe (KUBISA & MUSTAJA, 1992). Les autres autorités telles que l'EPA aux États-Unis ne donnent que des spécifications approximatives (p. e. le type de sol), mais celles-ci exigent une caractérisation très précise du sol utilisé (EPA, 1982a). Dans tous les cas, il faut prélever et stocker un échantillon approprié qui préserve la microflore naturelle du sol (ISO, 1992a). Pour les tests de sédiments, il convient d'utiliser des substrats caractéristiques très précis prélevés sur le terrain (BBA, 1990; EPA, 1982a). Les sols artificiels employés dans les quelques tests d'évaluation ne sont pas utilisés dans ces expériences parce qu'il est difficile de transférer les résultats sur les conditions de terrain.

L'adsorption / La désorption

En regard aux procédures de test de devenir environnemental, la transition de l'analyse physico-chimique aux tests réels de distribution est flexible. Ce fait est particulièrement clair en regard aux tests d'adsorption, qui sont souvent classés dans un groupe, et d'autres fois dans un autre groupe. Dans les tests pratiques d'adsorption/désorption, le devenir d'un produit chimique est confirmé entre la phase aqueuse et la phase solide d'un système eau-sol (p. e. OCIDE, 1981b; EPA, 1982b), pour lesquels au moins trois sols différents (standard) devraient être utilisés. L'objectif de ces tests est de déterminer le coefficient d'adsorption (K_{oc}) qui est normalisé au contenu carbonique du sol respectif.

La valeur K_{oc} est une variable importante dans l'évaluation du devenir d'un produit chimique, spécialement sa mobilité (VON OUBIN, 1990). Pour ce qui est de ce paramètre, en plus d'indiquer la teneur organique d'un sol, il faudrait également garder à l'esprit qu'il peut être influencé par d'autres caractéristiques, notamment la valeur pH ainsi que la composition en minéraux d'argile (HERMOSIN & CORNIO, 1989). En plus de l'utilisation des tests pratiques, ce coefficient peut être empiriquement dérivé par les paramètres physico-chimiques (notamment la solubilité dans l'eau et le coefficient de partition octanol-eau) au quel cas, il faudrait employer des formules à substances spécifiques (KINAGA & GORING, 1980; BRIGGS, 1981; LAMANI, 1982; KANAZAWA, 1989; DI TORO ET AL., 1991).

La dégradation

La dégradation est la variable clé dans l'évaluation de la distribution environnementale d'un produit chimique : une persistance élevée est considérée comme indésirable par toutes les normes (KROPPER, 1989). L'analyse de la dégradation prend la forme d'expériences de laboratoire qui sont codifiées dans plusieurs directives (p. e. OCIDE, 1981a; EPA, 1982; BBA, 1986a; ISO, 1992b). Il n'y a qu'aux États-Unis où les tests sur les processus de dégradation sont obligatoires dans des conditions anaérobiques de temps en temps (EPA, 1982b). Etant donné que l'objectif est d'examiner le devenir des métabolites qui peuvent être produits en plus de la dégradation de la substance qui est entrain d'être testée, il est conseillé d'utiliser des substances radio-étiquetées ainsi que plusieurs types de sol, si possible (OCIDE, 1981a).

Les tests sur la dégradation des pesticides dans le sol ont des taux indiqués de dégradation qui varient au plus à un facteur de 80 (<20 dans la plupart des cas), selon la substance et le type de sol (LASKOWSKI ET AL., 1983). On a même trouvé de grandes différences – plus d'un facteur de 100 – qui existaient dans des valeurs de demi-vie pour la substance volatile méthylchlorure, si on inclut des couches plus épaisses de sol dans l'analyse (DAVIS & MADSEN, 1991). Cette variation dans des conditions de tests de laboratoire suggère qu'il soit extrêmement difficile de prévoir les taux de dégradation dans le « monde réel » (SCHLUNERT, 1991; HOWARD, 1993). Il en est de même pour la prédiction de la formation de résidus liés (KUBISA ET AL., 1990).

En plus des caractéristiques du sol, (p. e. la teneur organique, le pH) la quantité (la biomasse devrait être d'au moins >10mg Bio-C/100g de poids sec du sol) et la composition de la microflore du sol, qui est soumise à de fortes fluctuations dans des conditions naturelles, sont d'abord responsables de cette variabilité potentielle (COOK & GIBBALS, 1987). La concentration de la substance test doit être assez élevée (ce n'est généralement pas le cas dans la gamme ppb) pour déclencher l'induction d'enzymes décomposeurs dans les microbes. Si elle est trop élevée, néanmoins, les microorganismes seront également endommagés. En d'autres termes, un taux optimal de dégradation n'est donné que dans la variété qui se situe entre « la concentration de l'induction » et la « matière active » qui varie d'un produit chimique à un autre. DOMSCH (1992) fournit une étude générale de la dégradation d'un pesticide, et notamment l'influence de microorganismes sur ces processus. Néanmoins, il faut garder à l'esprit que les tests de laboratoire limités aux cultures microbiennes ne sont pas très valables pour l'évaluation de la dégradation dans le sol dans des conditions réelles (FELIQC, 1990).

Du point de vue de l'approche méthodologique, tout comme pour les études aérobies de dégradation du sol, les tests sur la dégradation et la métabolisation des pesticides sont conduits sur des échantillons de sol anaérobies et sur les systèmes eau-sédiments (p. e. BBA, 1990b ; HARLAND ET AL., 1990). Cette approche pourrait être plus développée par l'utilisation de ce que l'on appelle « écocores » à la place d'échantillons composés d'eau et de sédiments. Les écocores sont des petites éprouvettes en verre utilisées pour prélever des échantillons de terrain de sédiment et d'eau (y compris de petits invertébrés) ; elles sont également appelées microcosmes simples (HOUS & DEKKER, 1987).

Les tests ont montré de façon répétée que les xénobiotiques dans les systèmes de sédiment se cassent à un taux plus rapide que dans l'eau pure (WALKER ET AL., 1988). Il y a deux raisons plausibles pour expliquer cela (PRUD'HOME, 1987) :

- La biomasse microbienne est plus élevée dans les sédiments que dans l'eau, notamment dans la couche supérieure ;
- Les organismes situés sur la surface des particules suspendues et des sédiments sont plus actifs que les microbes qui vivent dans l'eau.

L'écoulement

Les tests d'écoulement, dont le but est d'évaluer le risque sur la nappe phréatique causé par les produits chimiques, constituent un bon exemple des limites inhérentes aux expériences de laboratoire. Dans un test d'écoulement, la substance test est appliquée en gouttelettes sur le bord supérieur des colonnes en verre, remplies à ras bord de sol tamisé (figure 8.1 BBA, 1986b ; EPA, 1982b). L'eau est versée sur ces colonnes pendant une durée variable (p. e. BBA, 48 heures ; EPA, 45 jours). L'élément qui est collecté en bas de la colonne est ensuite analysé pour la substance test et tout métabolite qui a pu être produit. Même si cela n'est pas obligatoire dans toutes les directives, la concentration de la substance test doit également être analysée aux divers niveaux de la colonne elle-même, afin d'identifier les dépôts qui ne se sont pas manifestés dans le réceptacle (EPA, 1982b ; FSSFR, ET AL., 1988). Néanmoins, il est également nécessaire d'examiner jusqu'où on pourrait inclure les processus de dégradation en tant que partie obligatoire des tests pour ce qui est du sol (PIARI ET AL., 1990). L'ensemble du test peut également être mené avec des substances tests « anciennes », c'est-à-dire après que le produit chimique a incubé (30 jours) dans le sol et a été transféré par la suite dans la colonne notamment afin de mieux prendre en compte la formation de métabolites (HERZEL & SCHMIDT, 1991).

Bien que ce test constitue une partie normalisée du processus d'enregistrement, les pesticides, notamment les herbicides persistants ou solubles dans l'eau tels que l'atrazine et ses métabolites, sont cependant détectés dans la nappe souterraine (LUCI ET AL., 1988 ; HALBERG, 1989). Environ un septième de toutes les matières actives a déjà été retrouvé là-bas (SCHWIZ, 1991). Cela est plus probablement dû aux facteurs « spécifiques au site » tels que les systèmes macropores. Ces systèmes ne peuvent être simulés en laboratoire avec des tests de routine qui emploient de petites colonnes de sol, mais il est possible de faire une proche approximation, si on extrait du sol des noyaux intacts (lysimètres), représentant la transition vers le microcosme (KRUGER ET AL., 1993). Une autre difficulté est le fait que des méthodes d'analyse des produits chimiques pour la détection de substances dans la nappe souterraine n'ont été disponibles que pendant quelques années.

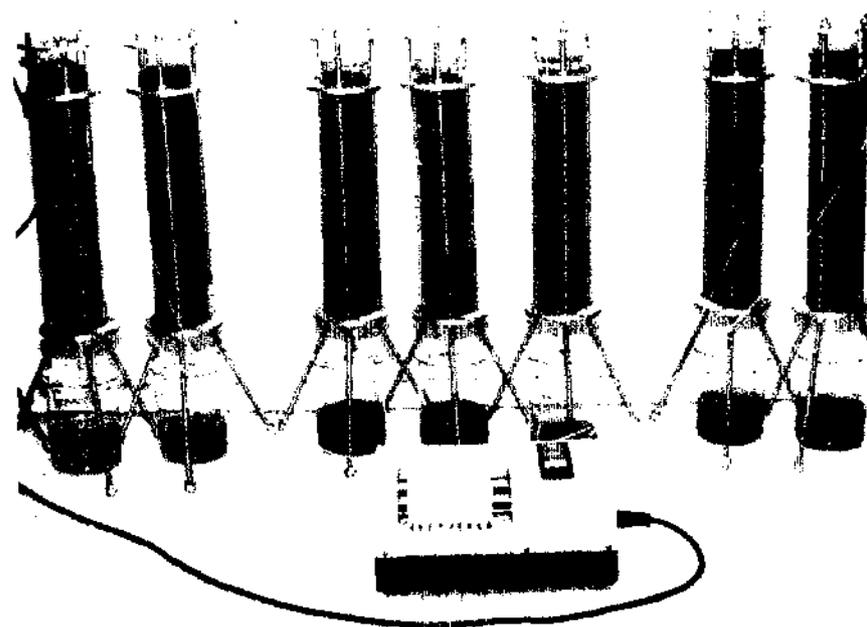


Fig 8.1 Rangée de colonnes de sol en verre pour les tests d'écoulement en laboratoire

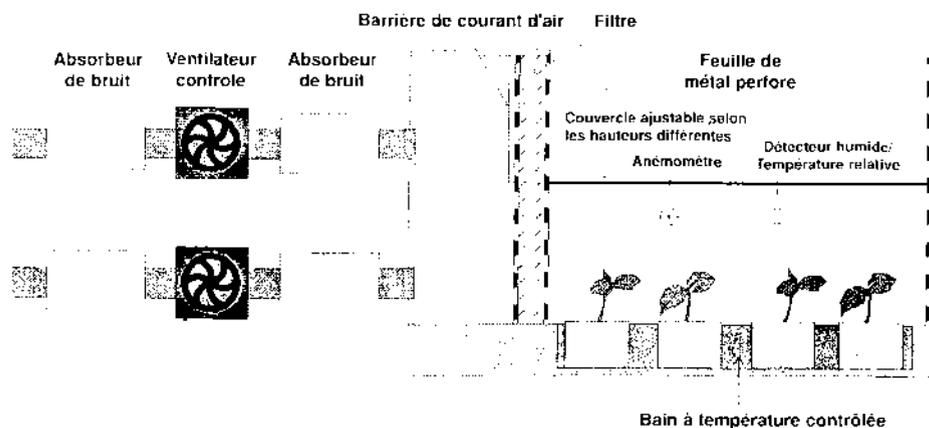


Fig 8.2 Diagramme schématique d'une chambre de volatilité

La volatilité

Depuis plusieurs années maintenant, on a lancé un appel pour des tests sur la volatilité du pesticide sur les surfaces du sol et des végétaux, depuis que les études de contrôle ont montré que les tests de laboratoire physico-chimiques n'ont pas pu produire les résultats appropriés (p. e. une petite pression de la vapeur), même si certaines de ces substances, d'un point de vue général, ont pénétré l'atmosphère (SPENCER, ET AL., 1984). Le problème est que la plupart des tests conduits à ce jour, ne sont pas comparables les uns aux autres, notamment lorsqu'il s'agit de comparer les résultats obtenus sur les surfaces artificielles telles que les plateaux en verre avec ceux obtenus des substrats plus réalistes tels que les sols (BOINKEL ET AL., 1989). Ceci est en relation avec la difficulté d'appliquer les résultats de test aux conditions de terrain ; dans les chambres test ci-inclus (Figure 8.2) dans des conditions de contrôle, on peut mesurer le taux de volatilité directement avec des substances radio étiquetées (KRASH ET AL., 1992), tandis que la volatilité dans les tests de terrain est déterminée indirectement selon la différence entre la quantité appliquée et son dépôt sur le sol et sur les végétaux, sans prendre en compte la dégradation (p. e. MALIWSKI ET AL., 1990). Comme pour le cas de la dégradation, les données sur la volatilité peuvent être présentées en utilisant des modèles mathématiques simples (fonctions de premier ordre ou fonctions radicales).

Les systèmes de modélisation

Tous les tests sur le devenir environnemental qui nous ont été présentés jus qu'ici prévoient une étude de semi-terrain ou de terrain des produits chimiques si les niveaux seuil, qui varient selon les lois en vigueur, sont dépassés (Chapitres 9 et 10). Pour éviter les dépenses élevées dans le cadre de ces tests, entre autres, on utilise des modèles de calcul pour évaluer la distribution environnementale des produits chimiques, notamment des pesticides (CYDISEN, 1984 ; FIGGETT ET AL., 1986 ; SAMULIANI, 1990). Afin d'effectuer ce calcul, il faut d'abord quantifier l'influence des conditions de test (p. e. le substrat, la température) (LASHOWSKI ET AL., 1983). Ainsi, on peut prévoir le devenir environnemental de ces substances à un certain degré sur la base des données physico-chimiques pour le produit chimique. Des calculs simples sont disponibles sous la forme d'un index du danger (p. e. « l'index GUS » pour évaluer la mobilité d'une substance ; GUSTAFSSON, 1989), tandis que les modèles spécifiques au site, qui sont élaborés en vue de prévoir le devenir dans des conditions réelles en proportions absolues (différencié par le milieu environnemental), sont très compliqués et requièrent beaucoup de données sur les conditions environnementales respectives et les quantités d'application (BACCI, 1992).

L'ICI IOC (1992) fournit une étude globale des modèles qui sont couramment vulgarisés. Les médiums sont classés selon l'élément, c'est-à-dire, comme l'air (ADMS = Système de Modélisation de la Dispersion Atmosphérique ou ISC = Modèle de Dispersion Complexe de Source Industrielle), l'eau de surface (EXAMS = Système de Modélisation de l'Analyse de l'Exposition ou WASP4 = Programmes de Simulation de l'Analyse de l'Air) et des modèles de sol ou de nappe phréatique (p. e. PRZM = Modèle de Pesticide dans la Zone de la Racine ou SESOIL). Il existe beaucoup d'exemples de chacun de ces groupes. Le principal problème ici est de sélectionner le modèle qui sera le plus adapté pour examiner la question.

Bien qu'il y ait de plus en plus d'exemples dans lesquels les calculs de modèles ont été vérifiés et prouvés sur le terrain (p. e. CARAMARI & BACCI, 1987 ; SMITH, 1990 ; BROCKIE & MAHLISEN, 1991), il faut garder à l'esprit que les modèles produisent invariablement des estimations. Ainsi par exemple, la prévision du comportement de l'écoulement (un aspect important de l'évaluation du risque sur la nappe phréatique et en fin de compte, sur les sources d'eau potable), dans lequel l'utilisation des modèles est une pratique courante dans le cadre du processus d'homologation du pesticide, peut entraîner des surestimations ainsi que des sous-estimations du vrai devenir, notamment sur de longues périodes d'observation (MULLER ET AL., 1992).

Il est important d'établir une distinction claire entre les modèles décrits ci-dessus, dont l'objectif est d'analyser le devenir d'un produit chimique dans les écosystèmes actuels en termes absolus, et les modèles qui sont élaborés pour déterminer la distribution en pourcentage des substances dans les divers éléments environnementaux. Ces modèles – l'approche de la fugacité étant probablement la plus connue (MacKay, 1991) – sont utilisés pour estimer les niveaux d'exposition (pour spécifier la « Concentration Environnementale Prévue » – CEP) lors de l'évaluation du danger écotoxicologique potentiel (cf Chapitre 12).

La biodégradation

Les études sur la détermination indirecte de la dégradation des substances organiques dans l'eau et les sédiments constituent la transition vers des systèmes de test purement biologiques (Pavia, 1984). La biodégradation, c'est-à-dire d'abord la décomposition par les microorganismes est de loin le mécanisme le plus important de l'élimination irréversible dans la nature. C'est ce qui empêche les substances dégradables de s'accumuler dans l'environnement. Il y a une distinction entre la première dégradation, dans laquelle la substance test est chimiquement altérée (p. e. par la modification ou la perte

Tableau 8.2 Etude des plus importants tests de biodégradation

Procédure du test	Paramètre de mesure	Exemple de Directive
Etape de base = Biodégradabilité prête		
Test de diminution du COD	Déclin du COD	OCDE 301 A
Emission de CO ₂ (Test modifié de Sturm)	Production de CO ₂	OCDE 301 B
Test de MITI I	Consommation d'Oxygène	OCDE 301 C
Test de la bouteille fermée	Consommation d'Oxygène	OCDE 301 D
Test de criblage modifié de l'OCDE	Déclin du COD	OCDE 301 E
Test de Respirométrie manométrique	Déclin du COD	OCDE 301 F
Etape I = Biodégradabilité inhérente		
Test de SCAS	Déclin du COD	OCDE 302 A
Test de Zahn-Wellens	Déclin du COD	OCDE 302 B
Test de MITI II	Déclin du COD	OCDE 302 C
Etape II = Tests de simulation		
Test d'unité couplée	Analyse chimique	OCDE 303 A

Note: COD = Carbone Organique Dissous

de sa configuration chimique originelle) et la minéralisation, dans laquelle la substance est complètement cassée en de petites molécules inorganiques comme l'eau ou le dioxyde de carbone. Le processus le plus important constitue la dégradation aérobie (oxydation biochimique), qui est testée en laboratoire avec des cultures mélangées de microorganismes (Figure 8.3). Il existe un grand nombre de méthodes qui varient selon le coût, qui peuvent être utilisées dans le cadre d'un programme de test gradué (Nicolis, 1991 ; BIAS, 1993) ; elles sont présentées au Tableau 8.2. Il faut noter que la plupart des directives de l'OCDE mentionnées ont également été publiées par l'UE (notamment, CE, 1984) ou selon les normes ISO (voir HENRI, 1993).

Les produits chimiques environnementaux qui sont dégradables à 60-70 % dans un milieu aquatique au bout d'une certaine période au cours d'un test de filtrage, par exemple, sont classés comme « facilement biodégradables » au niveau zéro selon la loi allemande sur les produits chimiques. Si cette condition n'est pas remplie, la biodégradabilité potentielle ou inhérente d'une substance fait l'objet d'une investigation à l'Etape I avec par exemple, le Test Zahn-Wellens. Un taux extrêmement bas de dégradation à cette étape

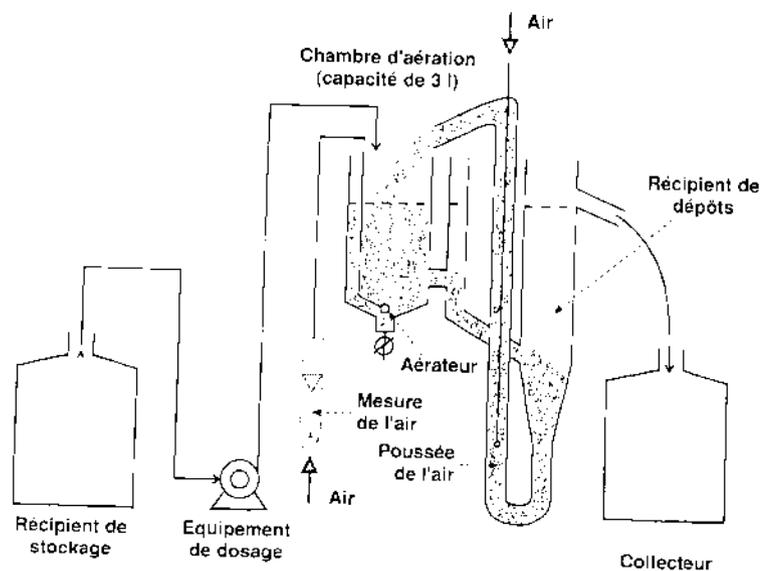


Fig 8.3 Diagramme schématisé des procédures de test de biodégradation

du test indique une grande probabilité que la substance persistera dans l'environnement. Dans la dernière étape (II, Tests de Simulation), la biodégradabilité est analysée sous les conditions réalistes (p. e. le modèle de laboratoire de traitement des vidanges) ; néanmoins, jusqu'à présent, très peu de méthodes acceptées sont disponibles (à l'exception du test de Traitement des Egouts de l'OCDE). De la même manière que pour le test de dégradation des sédiments, les approches du test avec les écocores, qui constituent la transition vers les microcosmes, ont également été décrites pour la biodégradation (JENSEN, ET AL., 1988 ; CARSON ET AL., 1990 ; voir Chapitre 9.2).

Le problème qui se pose avec toutes ces méthodes qui sont actuellement employées dans les deux premières étapes (Étape de Base ou Étape I) est qu'elles ne permettent pas d'établir une distinction entre la dégradation partielle et la minéralisation complète de la substance. De surcroît, elles ne sont pas accompagnées d'analyse chimique ; par conséquent, tout ce que l'on sait, c'est la concentration nominale appliquée au point de départ (NYHOLM, 1991). Récemment, l'ECEIOC (1991) a étudié les publications sur la détermination des taux de biodégradation et leur utilisation dans la prévision des concentrations environnementales des produits chimiques dans l'eau fraîche aérobie. Elle est arrivée à la conclusion qu'aucune procédure de test unique ne peut prévoir avec précision le taux de dégradation dans la variété des environnements aquatiques. Par conséquent, on suggère de façon très pragmatique de baser ces prévisions sur une cinétique de premier ordre (demi-vie) pour les eaux de surface. Cette approche n'empêche pas le besoin d'affinement des procédures de test existantes, notamment, l'élaboration de l'influence des conditions de test respectives (p. e. illumination, plantation, etc.) sur le résultat de test ainsi que l'utilisation des radio traceurs). En outre, les valeurs provenant des tests de biodégradation aquatiques ne sont pas transférables pour les compartiments terrestres environnementaux. Par conséquent, ces tests ne peuvent pas prendre la place des tests de dégradation du sol.

8.2 LES MÉTHODES DE TEST DES EFFETS SUR LES ORGANISMES

L'effet d'une substance sur les différents organismes est examiné en parallèle avec l'investigation de son devenir environnemental. Les systèmes de tests biologiques doivent remplir les critères suivants, en plus des normes générales qui sont déjà soulignées dans le chapitre 7 (p. e. la praticabilité, l'approche graduée, la documentation BPL, la prise en compte de l'incertitude) :

- Les organismes sont sensibles aux produits chimiques ;
- Les espèces sont représentatives de la biocénose des écosystèmes spécifiques ;
- Les organismes test sont facilement disponibles (p. e. facile à élever) ;
- Les organismes test ont un cycle de génération rapide (pour les tests chroniques).

Durant les premières années de l'écotoxicologie, la sélection d'organismes test avec le plus haut degré possible de sensibilité avait été un critère majeur en plus de celui de la praticabilité, ce qui est encore aujourd'hui un élément important à prendre en compte dans un test. L'explication qui sous-tend cette approche était que si on pouvait déterminer dans les conditions de laboratoire le seuil actif pour les espèces les plus sensibles d'un écosystème, alors tout l'écosystème serait automatiquement protégé par l'application de ce seuil. Cette hypothèse n'a pas été appuyée pour deux raisons (CAIRNS, 1986a ; RUDOLPH & BOIL, 1986) :

Tout d'abord, selon la substance xénobiotique dont il s'agit, l'écosystème en observation, les conditions environnementales ou les conditions d'application, toute espèce peut démontrer la réaction la plus sensible ; par conséquent, cela n'a pas de sens de rechercher l'espèce la plus sensible (« Le mythe de l'espèce la plus sensible », CAIRNS, 1986a). Les espèces individuelles peuvent différer selon leurs réactions aux produits chimiques par un facteur pouvant aller jusqu'à 100.000 (MAYER & LILJENSIEK, 1988). Notamment, les caractéristiques du compartiment environnemental respectif (telles que la quantité de matière suspendue dans un corps d'eau ou la valeur pH d'un sol) ont une influence extrême sur l'exposition et donc sur le type d'effet (HERMOSIN & CORNIO, 1989). Deuxièmement, si une espèce test ne montre pas d'effet nuisible, cette conclusion ne sera pas nécessairement valable pour tous les paramètres test possibles ou pour des niveaux supérieurs de l'écosystème.

Aujourd'hui, le critère le plus important est le degré auquel une espèce peut être considérée comme représentative de la biocénose d'un écosystème spé-

cifique (CAIRNS & MOUNT, 1990 ; VAN STRAALIN & VAN GESTEL, 1993a) - « représentative » aussi bien eu égard aux deux fonctions de l'espèce sur le terrain (p. e. peut-elle être considérée pour un niveau trophique spécifique ?), qu'à sa réaction à une substance test (c'est-à-dire : est-ce que la population testée montre des effets similaires à ceux des autres populations ou espèces et peut-on considérer sa réaction en laboratoire comme valable dans des conditions de terrain). En d'autres termes, est-ce que l'espèce (ou plus précisément la population) utilisée dans l'évaluation d'un effet peut servir de substitut « pour le grand corps des organismes qui constituent les environnements naturels » (CAIRNS & PRATT, 1989) ? On comprend que cela inclut les conditions d'exposition (p. e. à travers le substrat environnant ou la nourriture) qui sont très proches de celles qui surviennent dans des conditions naturelles. Il est optimal si l'organisme employé dans le test de laboratoire peut également être testé dans un écosystème modèle (micro-ou mésocosme), auquel cas les résultats de laboratoire des tests d'évaluation de l'effet peuvent être validés (CAIRNS, 1988 ; KNACKER ET AL., 1989).

Les procédures de test individuel ont été soumises à l'examen critique à la lumière du critère présenté dans l'introduction, mais les conclusions ont eu en général peu d'effet sur la formulation des directives à cause du processus trop complexe et ennuyeux de la coordination internationale (p. e. MAIKOMIS & WÖHNER, 1983 ; HUMBACH, 1984 ; SCHAEFER ET AL., 1987 ; GERSICH ET AL., 1986 ; MAURY & CALOW, 1989). On sait qu'il faut regarder d'un oeil critique la « croissance » des paramètres de test non mortels dans le test aigu du ver de terre, étant donné ses interactions avec les processus de reproduction, parce qu'un gain de poids par les animaux sera négativement juxtaposé avec le cocon de production. Jusqu'à présent, néanmoins, cette observation n'a pas entraîné une révision de la directive 207 de l'OCDE y afférente (BAUER, 1991 ; VAN GESTEL ET AL., 1991 ; KOKTA, 1992). Il y a un autre problème qui s'ajoute à l'évaluation des procédures de test existantes, il s'agit du fait que le volume de ces données a été généré en conjonction avec le processus de notification ou d'homologation des produits chimiques et des pesticides et n'a pas été publié à cause de leur nature confidentielle.

Par la suite, les études dans lesquelles la toxicité d'une substance est déterminée par l'application directe, p. e. par exposition topicale, ne feront pas l'objet de discussion détaillée puisque la voie de cette exposition est considérée comme étant artificielle. Toutefois, ce genre d'expérience pourrait se justifier si elles sont utilisées dans le cadre de la recherche de base, par exemple, pour rechercher les raisons des différences dans les effets chez différentes espèces (SILVERI, 1993).

8.2.1 Le milieu aquatique (Le compartiment limnique)

Les procédures de test en milieu aquatique qui feront ici l'objet de discussions seront réparties dans les groupes suivants, qui ont été définis plus en fonction des exigences historiques (p. e. stipulé dans certaines lois), que des considérations techniques :

- des tests simples rapides avec des microorganismes ou des protozoaires (souvent plusieurs espèces) ; disponibles dans certains cas sous forme de kit de test ;
- des tests limniques « classiques » avec des végétaux, des invertébrés et du poisson ;
- des tests de sédiments avec des organismes limniques ;
- des tests de bioaccumulation

Les tests effectués dans le milieu maritime seront présentés dans le chapitre 8.2.2.

MALBY & CALOW (1989) donnent une étude générale des procédures de tests limniques qui pour la plupart est toujours d'actualité, même aujourd'hui. Eu égard à la prédominance rapportée des tests de mortalité (environ 80% de toutes les études), la part des tests de suborganisme (p. e. les tests effectués sur les cellules de foie de poisson) a augmenté durant ces dernières années, surtout pour des raisons de protection animale (KERUP ET AL., 1991 ; CALOW, 1993). Généralement, l'inconvénient de ces procédures souvent rapides et simples demeure dans le fait qu'il est difficile d'appliquer les résultats à des niveaux biologiques supérieurs. Il y a un risque que l'effet sur l'ensemble de l'organisme soit sous-estimé puisque le test est restreint à l'examen de l'effet sur un seul site (p. e. les cellules du foie).

Les tests de microbes, les microbioessais, et les kits de test

Dans le milieu aquatique notamment, il y a une tendance à utiliser les tests de microorganismes et de protozoaires, qui sont non seulement simples, peu chers et faciles à reproduire, mais également pertinents sur le plan écologique, si on utilise des cénoses unicellulaires (tests à espèces multiples ; CAIRNS, 1984 ; CAIRNS, 1985 ; BLAIS ET AL., 1988 ; MAYFIELD, 1993). En outre, les « microbioessais » (parfois appelés également biocapteurs ; PEICHI ET AL., 1987) sont entrain de devenir aussi connus que les tests de criblage, notamment pour l'examen de routine d'un grand nombre d'échantillons : ils sont rentables, ne requièrent pas beaucoup de travail, peuvent être automatisés ou

transportés dans beaucoup de cas, ne demandent que de petites quantités de substrat comme échantillons et donnent rapidement des résultats qui se prêtent à des interprétations statistiques à cause du grand nombre de répétitions (BITTON & KOOPMAN, 1992).

Concernant les tests d'enzymes, la synthèse des enzymes clé (notamment des déshydrogénases) est généralement un paramètre plus sensible que l'activité des enzymes elles-mêmes (MAYFIELD, 1993). Dans les tests de bactéries, les caractéristiques telles que la bioluminescence, la croissance, l'absorption d'oxygène ou la production de chaleur sont considérées comme des paramètres tests. Quelques-uns de ces tests sont disponibles dans le commerce, et l'utilisation de matériel de bactéries surgelées assure une normalisation des cultures. Le test Microtox est probablement le plus répandu ; la bioluminescence est utilisée comme paramètre test pour une analyse des échantillons d'eau et de sédiments (BUCHTE, 1979 ; HERMENS ET AL., 1985 ; KANMI, 1991).

En évaluant les résultats des tests de toxicité bactérienne, il est important de garder à l'esprit que ces organismes relativement simples possèdent une adaptabilité très élevée aux différentes conditions environnementales ainsi qu'aux produits chimiques. Pour cette raison, les toxicités bactériennes sont pour la plupart utilisées dans le cadre des activités spécifiques telles que le contrôle des végétaux de traitements des égouts (p. e. les tests de respiration à court-terme avec les espèces *Pseudomonas putida* ou les effluents avec la bactérie lumineuse *Photobacterium phosphoreum*; DIN, 1991). Néanmoins,

Tableau 8.3 Tests d'effet principal pour le Compartiment Limnique

Procédure du test	Paramètre de mesure	Exemple de Directive
Tests aigus		
Test <i>Daphnia</i>	Immobilisation (CE ₅₀)	OCDE 202 I
Test sur le poisson	Mortalité (CL ₅₀)	OCDE 203
Tests chroniques		
Test sur les algues	Croissance (CE ₅₀ NOEC)	OCDE 201
Test sur <i>Daphnia</i>	Reproduction (NOEC)	OCDE 202 II
Test prolongé sur le poisson	Mortalité, comportement, croissance possible (NOEC)	OCDE 204
Poisson, début étape de vie	Développement embryonnaire/larvaire (NOEC)	OCDE 210
Poisson, cycle de vie	Toutes les étapes de la vie pour la génération F1 et développement embryonnaire/larvaire de la génération F2 (NOEC)	par ex BRESCH et al., 1990

Note : Les tests aquatiques peuvent être conduits dans des conditions statiques ou semi-statiques (=application unique ou multiple) ainsi que dans les systèmes d'écoulement (entrée continue du test chimique).

à égalité, aucune des méthodes décrites n'est adaptée pour tous les produits chimiques. Par conséquent, il est recommandé de choisir les techniques appropriées à partir d'une grande batterie de tests, selon le problème en question (BITTON & KOOPMAN, 1992). RAWSON (1993) donne une étude générale du spectre des méthodes de biocapteur.

Tout comme pour les bioessais microbiologiques, les kits de tests avec *Artemia* et les rotifères, qui, entre-temps ont été validés dans les ring tests, ont été mis dans le commerce depuis plusieurs années maintenant. Ils peuvent être utilisés comme instrument de criblage rapide pour les biotopes aquatiques (p. e. SNELL & PERSOONE, 1989).

Les tests limniques « classiques »

Le tableau 8.3 donne une étude générale des plus importants tests de toxicité limnique. A côté de ces exemples, on y a également tiré un grand nombre de directives (p. e. Normes DIN en Allemagne ou directives de UE (CE, 1979) qui ne diffèrent pas beaucoup des recommandations originales du test. La plupart de ces tests est effectuée à l'aide d'un substrat de test normalisé (« eau reconstituée »).

Les tests avec les algues vertes, les mouches d'eau et le poisson sont de loin les plus usités dans le milieu aquatique. À l'avenir, ils continueront à constituer la base des stratégies de test aquatiques écotoxicologiques, avec une tendance à l'augmentation du nombre d'espèces testées. En vue d'établir le « Critère de Qualité de l'Eau » aux Etats-Unis, par exemple, il est recom-

Tableau 8.4 Procédures de test recommandées pour l'établissement des critères de qualité de l'eau aux Etats-Unis

Critère de Sélection	Exemple
Une espèce de salmonidés (poisson de type saumon)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> = <i>Salmo gairdneri</i> (truite arc-en-ciel)
Une espèce de poisson tropical	<i>Lepomis macrochirus</i> (poisson bleu)
Une troisième espèce de vertébré	<i>Pimephales promelas</i> (menu fretin)
Une espèce de plancton des crustacés	<i>Daphnia magna</i> (mouche d'eau)
Une espèce de crustacé benthique	<i>Orconectes immunitis</i> (écrevisse)
Une espèce d'insecte	<i>Tanytarsus dissimilis</i> (moucheron)
Une espèce qui n'appartient ni aux chordata (vertébrés) ni aux arthropodes (annélidés, rotifères)	<i>Aplexa hypnorum</i> (escargot)
Espèce d'un ordre qui n'est pas encore représenté	<i>Nepheleopsis obscura</i> (sangsue)

De Stephan et al., 1985

mandé d'utiliser les données tirées des tests avec huit familles d'animaux (Tableau 8.4, STEPHAN ET AL., 1985). Afin de minimiser les coûts de ce grand nombre de procédures de test et également de rendre les conditions de test plus comparables les unes et les autres (notamment le même type d'exposition), il est également recommandé de conduire plusieurs tests en parallèle, dans un grand réservoir compartimenté (LWILL ET AL., 1986; HOLCOMBE ET AL., 1987).

Les tests sur les végétaux

Depuis les années 1970, les espèces d'algues ont été régulièrement obligatoires dans le compartiment limnique pour l'homologation et la notification des pesticides et des produits chimiques, tandis que les espèces végétales supérieures sont rarement utilisées à des fins de test, contrairement aux études de suivi sur le terrain. Mais depuis le milieu des années 1980, l'idée dominante (p. e. KENAGA & MODIENAAR, 1979) selon laquelle les végétaux sont généralement moins sensibles que les animaux vis à vis des produits chimiques, n'est plus défendable. On peut trouver des exemples de réactions végétales hautement sensibles pour toutes les catégories pertinentes de produits (LWILL, 1993).

Les tests sur les algues qui sont aujourd'hui couramment employées aux Etats Unis et en Europe (p. e. OCDE, 1984; ASTM, 1990a), qui sont similaires dans la plupart des aspects de leur application telle que la durée (souvent 3-4 semaines quelques fois jusqu'à 21 jours) ou bien les espèces employées (souvent *Selenastrum capricornutum*, moins souvent *Scenedesmus subspicatus* ou *Chlorella vulgaris*) sont utilisées pour examiner pesticides, produits chimiques environnementaux, produits pharmaceutiques ou effluents (NATHAN & KATTOUST, 1989). Si une expérience préalable est disponible, la reproductibilité de ces tests est très bonne, ce qui constitue une des raisons pour lesquelles elles sont si répandues. Selon le produit chimique et l'espèce d'algue employée, la sensibilité peut varier au plus à un facteur de 2.000 (LWILL, 1993). C'est la raison pour laquelle il est recommandé de tester plus d'une espèce si possible (« batterie de tests »). De plus, les tests sur les algues devraient toujours être conduits avec une analyse de résidu, vu que la concentration de la substance test pourrait être altérée par les algues elles-mêmes (les chélatés extra cellulaires), ainsi que ses propres caractéristiques ou celles du substrat (SPENCER & GRIS, 1981).

En plus du paramètre d'inhibition employé dans les tests qui sont largement connus, la photosynthèse est également utilisée comme variable de mesure dans les tests à court terme sur les algues, dans lesquels on utilise des mélanges naturels de plusieurs espèces contrairement aux cultures élevées

en laboratoire. Néanmoins, étant donné que la sensibilité est plus basse que dans les tests de biomasse, quel que soit le produit chimique qui est en train d'être testé, cette approche n'a jamais été utilisée (TURBAK, ET AL., 1986). Bien que l'on dispose d'expérience pratique qui justifie que l'on continue, les tests sur les espèces de végétaux supérieurs ne constituent pas une exigence normalisée ; la seule exception est la lentille d'eau (*Lemna minor* ou *Lemna gibba*), ce qui est obligatoire aux Etats Unis (notamment pour les effluents, et rarement seuls, même là-bas ; ASTM, 1990b). Les tests avec les algues qui ont été modifiés pour être plus proches de la réalité écologique approximative (p. e. en diluant l'élément avec l'eau du fleuve ou à l'aide des cénoses d'algues naturelles) sont conduits beaucoup moins souvent.

Les invertébrés

On a développé tellement de tests de laboratoire différents avec des invertébrés limniques qu'il est difficile de les suivre tous (ALPHA, 1989; PERSOON & JANSSEN, 1993). Mais jusqu'ici, seules quelques méthodes aiguës et chroniques avec des espèces de petites mouches d'eau *Daphnia* (excepté *D. magna* ou *D. Pulex* ainsi que *Ceriodaphnia*, Figure 8.4) ont été affirmées dans la pratique de test normalisé. Ces espèces sont préférables pour les raisons suivantes (LPS, 1990):

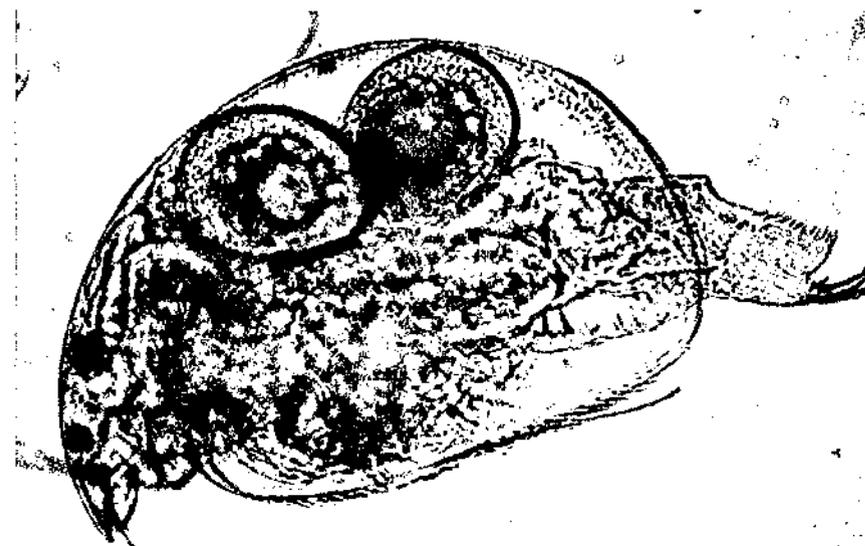


Fig 8.4 La mouche d'eau *Daphnia* est l'organisme de test le plus commun pour les tests limniques.

- *Daphnia* se retrouvent en général dans les grands biotopes limniques.
- *Daphnia* jouent un rôle clé dans la chaîne alimentaire (ils se nourrissent d'algues et sont eux-mêmes une grande source de nourriture pour beaucoup d'espèces de poissons).
- *Daphnia* ont montré une grande sensibilité à une grande variété de produits chimiques.
- *Daphnia* ont un cycle de génération court, et sont relativement faciles à élever.
- A cause de leur petite taille, le test est simple et peu coûteux à conduire.

Les paramètres de test sont l'immobilité (la mortalité est difficile à déterminer dans le cas de ces petits animaux) et la reproduction (jeunes par parents).

Des efforts sont entrain d'être déployés en vue d'améliorer les tests de *Daphnia* actuels. Les ring tests sont utilisés pour mettre l'accent sur les sources de variation (c'est-à-dire le milieu du test, l'influence de la qualité de la nourriture (algues) dans les tests écotoxicologiques avec *Daphnia magna*, afin de réduire la variabilité des conclusions. Il est maintenant clair par exemple qu'à l'avenir, il faudra employer un milieu de test synthétique. Néanmoins, il faut noter que même avec ce système de test, qui a été utilisé pendant au moins 30 ans, souvent qualifié de test aquatique le plus standardisé, on sait qu'il y a encore de grands problèmes d'élevage.

En plus de la procédure de test avec *Daphnia*, il y a un beaucoup d'autres procédures décrites dans la littérature qui n'ont pas été normalisées, ou seulement en partie :

- Les tests aigus avec diptères (par ex chironomides), éphémères, crustacés, (par ex gammarides) ou annelides (par ex enchytraeidae) ;
- Les tests chroniques avec les protozoaires (par ex *Colpidium campylum*) les larves d'éphémères (par ex *Stenonema modestum*), diptères (par ex chironomides), crustacés (par ex gammarides) ou mollusques.

Au début de ce chapitre, nous avons déjà mentionné la possibilité d'utiliser des toxkits (par ex avec l'espèce *Brachionus calyciflorus*). Il faut toujours conduire différents tests avec le toxkit en parallèle, vu qu'une seule espèce n'est pas la plus sensible à tous les produits chimiques dans un cas donné (BUKEMA & CAIRNS, 1980). Il y a de plus en plus d'indications qui font supposer que ces « toxkits » très simples peuvent être utilisés pour obtenir des résultats qui correspondent largement aux données tirées des tests plus élaborés sur les invertébrés (par ex EC_{50} sur la même échelle ; JASSIS & PERSOONI, 1992).

Néanmoins, ces procédures de tests complémentaires comportent toujours des réserves (transférabilité limitée ; manque de connaissance précise sur le rôle écologique des organismes employés, ce qui n'est pas complètement clair, et la validation encore inadéquate), ce qui fait qu'il n'est pas très probable qu'il y aura une vulgarisation dans l'utilisation des processus d'homologation des produits chimiques. Les principaux inconvénients de ces types de test (excepté pour les toxkits) demeurent les difficultés rencontrées dans l'élevage ainsi que le manque de base de données. Le test de croissance des protozoaires est probablement le plus adapté pour la pratique de routine (DIVI ET AL., 1991). D'un autre côté, il n'y a probablement pas de procédure de test qui ait fourni tant de données pour les produits chimiques pour toutes les classes telles que les tests de mortalité ou de reproduction avec *Daphnia* (BURKMAN ET AL., 1980 ; BALDO, 1987).

Les poissons

Les poissons constituent les premiers organismes à être utilisés pour examiner les produits chimiques en laboratoire (CARPENTER, 1927). Les tests sur les poissons sont encore utilisés aujourd'hui pour des raisons diverses - par exemple, eu égard aux processus respectifs de notification et d'homologation pour les produits chimiques dans l'environnement et les pesticides, ainsi que le contrôle des effluents. Les poissons constituent des sujets de tests de haute valeur en raison de leur rôle écologique et économique dans les écosystèmes limniques. Aucune espèce n'est aussi représentative de l'ensemble de la classe des Pisces étant donné que les poissons sont très hétérogènes eu égard à leur taxonomie, leur nutrition, et leur comportement.

SOLBE (1993) établit une différence entre cinq catégories de test avec les poissons (test de criblage, test d'établissement des Critères de Qualité de l'Eau ; test de contrôle des effluents ; tests juridiques et tests de suivi des fleuves). Dans le cadre des tests de criblage, il est possible d'établir une distinction entre les tests aigus de mortalité d'un côté, et les tests chroniques non mortels (comportement, croissance, développement), d'un autre côté, pour lesquels il existe un grand nombre de directives similaires.

Les priorités reflétées dans les exigences imposées par les autorités ont changé entre autres, pour des raisons de préservation des animaux : au lieu des tests de mortalité aiguë, le minimum exigé est le test de poisson prolongé. Pour l'instant, nous recommandons les tests chroniques tels que le Test au Stade Larvaire, ou mieux le Test de Cycle de Vie Totale qui sont sans aucun doute plus rentables en tant qu'indicateurs, que les méthodes qui sont employées jusqu'ici (NICH, 1994). Ces bioessais largement normalisés avec

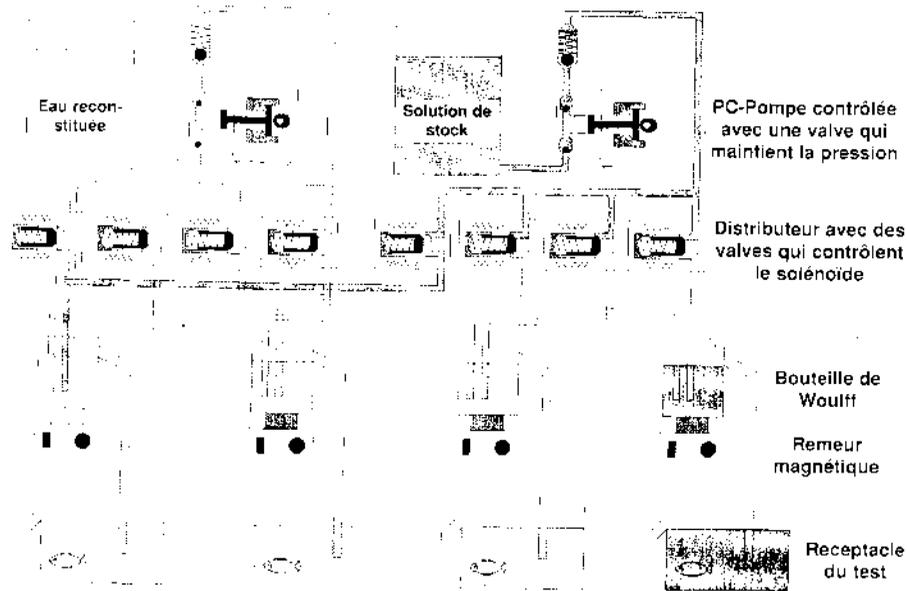


Fig 8.5 Schéma d'une chambre de test à flux avec du poisson



Fig 8.6 Stationnement de truite arc en ciel

les embryons ou l'étape larvaire sont de plus utilisés pour tester les produits chimiques et les composés complexes tels que les effluents utilisés pour la tératogénéité. Le crapaud à griffes de l'Afrique du Sud *Xenopus laevis* est également utilisé pour ces tests (DUMPER & ZITZ, 1984), en plus des diverses espèces de poissons telles que le poisson lune *Lepomis macrochirus* (BIGNARD, 1985).

Les tests sur les poissons sont entrepris dans de l'eau composée artificiellement (= eau reconstituée) sous trois différentes formes : dans le test *statique*, le substrat (eau) n'est pas rafraîchi durant le test, tandis que dans le test *semi-statique*, il est changé à des intervalles réguliers (souvent toutes les 24 heures).

Dans le très complexe test de flux continu (figure 8.5), la substance test est continuellement ajoutée à l'eau afin que la concentration nominale chimique soit maintenue en grande partie à un niveau constant pendant la durée du test (qui devrait être accompagné avec l'analyse de résidu correspondante). Les espèces de test les plus couramment utilisées sont la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* = *Salmo gairdneri* ; Figure 8.6) ou la carpe (*Cyprinus carpio*) tout comme le poisson des eaux tempérées et *Lepomis macrochirus* ou le petit poisson chat (*Pimephales promelas*) comme poisson d'eau douce.

Les tests de sédiments sur les organismes limniques

Les sédiments jouent un rôle important dans les systèmes aquatiques ; surtout comme les égouts (plus ou moins définitifs), pour beaucoup de substances que l'on peut y trouver dans des concentrations qui sont significativement plus élevées que dans les corps de l'eau qui se trouvent au-dessus d'eux. Les activités physiques (p. e. les mouvements des vagues) et biologiques (p. e. le creusement des galeries par les vers) peuvent faire en sorte que ces substances rentrent de nouveau dans l'eau (ECLIOG, 1990). Les activités anthropogéniques, telles que l'excavation des voies d'eau peuvent entraîner une nouvelle exposition aux produits chimiques (RYSOUDOS & DY, 1993). Malgré ce fait et un grand nombre d'études sur le suivi, notamment aux Etats-Unis, il n'existe pas de test sur le compartiment du sédiment qui soit accepté au niveau international. Les directives recommandées (RYSOUDOS & NERSON, 1990) n'existent que pour quelques procédures de sédiment telles que le test sur le chironomide et l'amphipode. Une des raisons est que ces tests ne sont obligatoires que sur le plan législatif (sauf pour les Etats Unis, où on indique un risque spécifique). Dans tous les cas, il y a un consensus quant au fait qu'il faut plus d'un test pour évaluer le risque potentiel (AMUNDY, 1989 ; BROWN, 1991).

En outre, les recommandations existantes sur la stratégie de test qui s'applique aux sédiments limniques, suggèrent que les tests soient conduits avec des organismes qui sont dans le corps de l'eau (p. e. la mouche d'eau *D. magna* ou un autre poisson tel que *P. promelas* ; NEBEKER ET AL., 1984 ; GIESY & HOKE, 1990). Bien qu'il y ait des exemples qui démontreraient une bonne corrélation entre les résultats des tests en eau poreuse, des éluats de sédiments ou de l'eau reconstituée et des données provenant de l'ensemble des échantillons de sédiments (P. E. WIEDERHOLM & DAVE, 1989) la plupart des preuves montrent que, les éluats de sédiments au moins ne sont pas adaptés pour prédire la toxicité des échantillons de sédiments (ANKLEY, ET AL., 1991).

À l'appui des précédentes recommandations, REYNOLDSON & DAY (1993) ont par conséquent suggéré l'utilisation d'une variété de tests avec des animaux de sédiments et d'organismes en mer libre pour évaluer les effets des produits chimiques, profitant ainsi des critères écologiques (p. e. pour couvrir les divers niveaux trophiques) et de l'expérience du passé. Il s'agit plus spécifiquement des procédures suivantes, auxquelles on peut ajouter un autre test (avec *Tubifex tubifex*) :

- un test aigu avec les chironomides (mortalité, croissance) avec les espèces *Chironomus tentans* ou *C. riparius* (Diptera) qui habitent actuellement les sédiments (HAMER ET AL., 1992) ; il s'agit actuellement du test de sédiment le plus répandu ;
- un test amphipode (mortalité, croissance) avec les espèces *Hyaella azteca* comme représentant des habitants de la surface des sédiments (tests de reproduction chroniques également possibles avec ces espèces ; BORGMANN ET AL., 1989) ;
- un test tubificide chronique (REYNOLDSON ET AL., 1991) avec *Tubifex tubifex* ; un organisme qui vit à moitié dans les sédiments, à moitié dans le corps de l'eau, bien que ces oligochaetes surviennent encore dans les biotopes lourdement pollués, le test est recommandé parce qu'il existe un grand nombre de données (de même qu'un test aigu ; AMMON, 1985) et parce qu'on peut le développer sous forme de test de bioaccumulation (EGELER, 1993) ;
- un test de croissance avec des algues comme représentants les producteurs primaires (par ex MUNAWAR & MUNAWAR, 1987) ;
- un test de bactéries bioluminescentes (par ex le test Microtox) ;
- un test aigu de poisson, par ex, avec le poisson chat (*P. Promelas*).

En outre, il existe beaucoup de projets de test (notamment avec des oligochaetes et des insectes) qui néanmoins, n'existent pas couramment en tant que propositions de directives normalisées (REYNOLDSON & DAY, 1993). Les suggestions qui utilisent des paramètres non mortels tels que le comportement des oligochaetes sont particulièrement prometteuses (P. E. WHITE & KELLY, 1988 ; COLER ET AL., 1988). Les tests dont nous avons parlé ci-dessus, ainsi que les données physiques et chimiques et les résultats du contrôle sur le terrain (CHAPMAN, 1990A, 1991B) devraient suffire pour évaluer les sédiments contaminés. BAUDO ET AL., (1990) et BURTON (1992) donnent une étude générale de la situation actuelle eu égard aux études écotoxicologiques sur les sédiments.

La bioaccumulation dans les systèmes limniques

À ce jour, il n'existe que des tests avec le poisson pour l'investigation de la bioaccumulation dans le milieu aquatique, et qui ont été normalisés par l'OCDE déjà en 1981 dans diverses versions modifiées (NAGEI & LOSKILL, 1991). L'objectif de ces expériences est la spécification du facteur de bioconcentration (c'est-à-dire la relation entre la concentration chimique chez le poisson comparée à la concentration dans l'eau), en tant qu'indication de la bioaccumulation (PHILLIPS, 1993). Actuellement, la version la plus complète (OCDE 305E), dans laquelle on examine l'adsorption ou la désorption d'une substance dans un système de flux, est en cours de révision (OCDE, 1981c, 1988). Aux Etats-Unis, on a également lancé un appel pour des tests très similaires (étude générale dans SOLBE, 1993). La bioaccumulation des produits chimiques dans les autres organismes aquatiques, notamment les invertébrés tels que *Daphnia*, a fait l'objet d'études de cas individuels, mais, le développement de procédures standardisées est maintenant en cours (par ex avec les chironomides et les tubificides).

8.2.2 Le milieu aquatique (Le compartiment maritime)

En dehors des Etats-Unis, il y a relativement peu d'exigences de routine pour la notification des produits chimiques et l'homologation des pesticides dans le compartiment maritime de l'environnement (y compris les eaux saumâtres et les estuaires). Plutôt, ces tests sont encore obligatoires pour le problème des eaux usées ainsi que l'évaluation des activités industrielles telles que les forages pétroliers (p. e. les Règlements sur le Déversement dans les Océans qui ont été votés aux Etats-Unis en 1977), tandis que les pesticides sont rarement l'objet de test à cause de la petite probabilité d'exposition (BURTON, 1992). Néanmoins, le nombre de procédures de test standardisées est relativement élevé, bien qu'étant exclusivement constitué d'espèces provenant des Eaux d'Amérique du Nord (d'abord des espèces saumâtres ou au moins néritiques).

Les végétaux

A ce jour, plus de 50 espèces d'algues maritimes ont été employées dans les tests de laboratoire (étude générale dans WAISCH, 1993). Le premier test d'algue normalisé remonte au début des années 1970 (STRAND ET AL., 1971). En outre, il y a quatre directives ou propositions de test qui en sont à une étape de développement avancée (EPA, 1974 ou WAISCH, 1988 ; PAYNE & HALL, 1970 ; ISO, 1988 ; KUSK & NYHOLM, 1991). Tout comme pour les tests limniques, les paramètres de mesure sont constitués de l'inhibition de croissance, moins souvent la photosynthèse, la respiration ou la concentration de certains pigments. Des clones de la même espèce (p. e. des diatomes *Skeletonema costatum*) qui ont été prélevés en haute mer ou au niveau des estuaires) peuvent avoir des sensibilités variables (MURPHY & BLASTOCK, 1980). Il y a un nouveau développement qui affecte l'utilisation de micro-algue (« Batterie de microtests avec l'algue » ; BLANCK & BJØRNSAETER, 1988), dont la petite taille simplifie dans la pratique la procédure de test, tout comme les kits de test (voir Chapitre 8.2.1). D'un autre côté, jusqu'ici, on a peu utilisé des végétaux maritimes supérieurs, parce qu'il a été possible de démontrer dans le cas de l'algue rouge et marron, une sensibilité similaire à celle des algues ou des animaux unicellulaires (THURSBY ET AL., 1993).

Les invertébrés

Comme pour le cas des végétaux maritimes, beaucoup de végétaux différents de la catégorie des invertébrés maritimes ont été exposés aux produits

chimiques (LENS, 1984 ; RUSH, 1988 ; WINDOWS, 1993). Les techniques aiguës qui sont ci-dessous mentionnées ont été développées pour tester les produits chimiques et des effluents, principalement aux Etats Unis. Les « toxkits » dont on a déjà parlé avec les rotifères *Brachionis plicatilis*, ou la crevette des mer *Artemia salina* sont attrayants pour leur simplicité et leur rapidité. (VANHALBEK & PERSOON, 1984 ; SNEH & PERSOON, 1989). Néanmoins, les deux approches ont été critiquées pour la sensibilité relativement basse du paramètre de mortalité et la faible pertinence écologique de l'organisme test (WINDOWS, 1993). Le test avec le copépode *Acartia tonsa*, qui est relativement moins cher, a obtenu une évaluation similaire (EPA, 1976) ; il est en cours d'évaluation pour l'ISO dans un ring test. Compte tenu des modifications possibles pour les besoins du test, il faudra mentionner les biocapteurs du contrôle continu des eaux, dans lequel on utilise le comportement (l'ouverture de la coquille) des moules comme paramètre de mesure enregistré (« suivi de la moule »). La sensibilité de cette procédure commercialisée est si élevée qu'il n'est pas nécessaire d'entreprendre des analyses chimiques coûteuses (Delta Consult, Capelle, Pays-Bas).

Un test aigu avec des bivalves (souvent l'huître *Crassostrea gigas*, moins souvent *C. virginica*, *Mytilus edulis* ou *Mercenaria mercenaria*), qui sont disponibles depuis la fin des années 1960, est beaucoup plus répandu et également plus normalisé. Comme paramètre de test, il utilise le développement de l'embryon sans coquille comparé à la larve avec coquille comme paramètre de test (WOLKE, 1972 ; ASTM, 1990 ; TELMIS, 1990). L'utilisation de la croissance de la coquille en tant que paramètre de test chronique a également été proposé à une étape précoce (par ex pour les pesticides : DAVIS & HIDE, 1969). Néanmoins, ce test, qui a d'abord été développé pour des produits chimiques industriels ainsi que divers niveaux de pollution a fait l'objet de critique puisque le taux de mortalité est souvent très élevé durant les contrôles.

Concernant des tests maritimes chroniques, le test de génération avec les crustacés mysides *Mysidopsis bahia*, dans lequel on mesure le poids du corps des petits animaux et la mortalité en plus de la reproduction est de loin le plus répandu. Le test est souvent conduit comme une procédure de flux et est considéré comme très sensible par exemple aux métaux lourds (LIESSER ET AL., 1985) ou aux pesticides (CLARK ET AL., 1989). Jusqu'à aujourd'hui, il n'est toujours pas possible d'évaluer si le test de la moule « SFG » (par exemple avec *M. edulis*) sera établi en tant que prochaine procédure de test chronique qui met l'accent sur la croissance ou les autres paramètres physiologiques (WINDOWS, 1993). Ceci est également vrai pour le test de reproduction avec les copépodes (BENGLISSON & BERGSTRÖM, 1987).

Les poissons

A côté des types d'espèces employés, les tests avec les poissons dans le compartiment maritime diffèrent très peu de ceux pratiqués dans les biotopes limniques (ASTM, 1988A ; EPA, 1988). Par conséquent, les tests aigus peuvent être conduits selon les mêmes directives et avec les modifications appropriées (par exemple, OCDE, 1984). Etant donné que ces tests, comme les autres tests maritimes, sont obligatoires, notamment aux Etats-Unis (REISCH, 1988), on dispose d'expériences faites en particulier sur les espèces de l'Atlantique du Nord ou du Pacifique du Nord (p. e. le vairon *Cyprinodon variegatus*, l'éperlan *Atherinops affinis*, ou les espèces de carpe argentée *Menidia menidia* et *M. beryllina*). Néanmoins, on a mis l'accent de manière répétée sur la nécessité d'utiliser des espèces régionalement pertinentes (p. e. BELLAN, 1981 ; MIDDLEDAUGH ET AL., 1993).

Compte tenu de l'hypothèse selon laquelle, dans le cas du poisson-chat également, les jeunes vont montrer une plus grande sensibilité aux produits chimiques, il existe une forte demande (au moins aux Etats-Unis) de tests embryolaires des poissons similaires aux tests limniques (ASTM, 1988B). Ces tests ont été déjà développés au début des années 1970 pour le vairon *C. variegatus* (SCHIMMEL ET AL., 1974), qui est demeuré à ce jour l'espèce de test la plus employée. Dans le même temps, les étapes embryonnaires et de vie précoce de nombreuses espèces sont très similaires pour tous. Le principal problème que l'on rencontre dans la conduite de ces tests est que, dans certains cas, il est très coûteux de maintenir les organismes de tests d'une manière appropriée pour les espèces (notamment en ce qui concerne la nourriture). Les tests durent environ 28-35 jours et utilisent la mortalité, la croissance, et dans certains cas, la concentration de la substance dans le tissu comme paramètres de test (MIDDLEDAUGH ET AL., 1993).

Les tests de sédiments avec les organismes maritimes

LUOMA & HO (1993) fournissent une très bonne étude générale des procédures de test qui peuvent être utilisées dans les sédiments maritimes. Cette étude résume non seulement les avantages et les inconvénients de chaque test, mais elle donne également une évaluation générale des bénéfices des tests biologiques. Généralement, on peut établir une distinction entre l'ensemble des bioessais et tests de sédiments, avec différents extraits de sédiments. Dans le premier groupe, les organismes tels que les amphipodes sont exposés directement aux échantillons de sédiments mélangés dans différentes concentrations avec un substrat non pollué, p. e. après la pollution par la boue (SWARTZ ET AL., 1990). Tour à tour, le sédiment naturel, et moins souvent

le sédiment artificiel, est testé après adjonction du produit chimique à tester. L'extraction, le stockage et la composition du substrat (p. e. la saturation de l'oxygène, les caractéristiques géochimiques) ont une influence significative sur les résultats des tests (LUOMA & HO, 1993).

Dans le second groupe, on conduit des tests avec l'eau interstitielle des sédiments ou des extraits de sédiments (organiques) qui ne sont pas très différents des procédures aquatiques « normales ». Les larves d'huîtres (CIAPMAN & MORGAN, 1993) ou les embryons d'oursins de mer, notamment les oursins plats comme *Dendraster excentricus*, (NACCI ET AL., 1986 ; CASILLAS ET AL., 1992) sont utilisés en plus d'espèces limniques ou maritimes déjà connues. Etant donné que les résultats de ces tests sont difficiles à interpréter pour le compartiment complexe des sédiments, les méthodes ne seront plus discutées en détail. Les tests microbiologiques tels que les procédures Microtox, qui ne sont pas très différentes de celles appliquées dans le système limnique, ont été effectués plusieurs fois avec des extraits de sédiments maritimes, mais les analyses sont extrêmement variables, selon le type de la méthode d'extraction employée. Par conséquent, ce test ne peut être recommandé actuellement (DUTKA ET AL., 1990).

En principe, on a tenté d'avoir autant de batteries variées de méthodes de tests que possible pour l'ensemble des bioessais de sédiments (DUTKA & KWAN, 1988). Par exemple, les hydrophiles saumâtres tels que *Spartina alterniflora* ont été testés avec succès, même dans les sédiments artificiels (WALSH ET AL., 1990). Comme nous l'avons déjà mentionné dans les tests sur les algues, ces méthodes sont utilisées plus souvent pour évaluer les sites contaminés ou les eaux usées qu'en conjonction avec la procédure d'homologation du pesticide (WALSH, 1993).

Lorsque les tests de sédiments sont devenus de plus en plus obligatoires aux Etats-Unis durant les années 1970, l'accent a été mis sur les tests aigus avec les bivalves adultes, les polychaetes et les poissons (SWARTZ, 1987). Etant donné que ces tests se sont avérés relativement insensibles, on a développé de plus en plus de procédures avec des étapes plus sensibles de la même espèce et des paramètres de mesure chroniques (comportement ou reproduction). Aux Etats-Unis, les directives ont récemment utilisé des méthodes établies, qui utilisent des entomotraccés tels que les amphipodes (p. e. *Rhepoxynius abronius* (MEARNS ET AL., 1986) ou *Corophium volutator* (ASTM, 1991)). Les tests sur le polychaete tels que *Ophryotrocha diadema* ou *Neanthes arenaceodentata* (HOOFMAN & VINK, 1980 ; REISCH, 1985) sont également largement utilisés.

En résumé, il est recommandé, comme le propose REISCH (1988), la conception d'une batterie de tests pour le compartiment maritime de l'environnement. Ces tests avec la sélection des espèces suivantes pourraient alors être considérés comme une exigence minimale pour évaluer le risque potentiel écotoxicologique :

- une espèce qui vit dans les sédiments, p. e. le polychaete *Neanthes arenaceodentata* ;
- une espèce bivalve en raison de son importance économique ainsi que de sa capacité de bioaccumulation, p. e. l'huître *Crassostrea gigas* ;
- une espèce de crustacé, en raison de sa haute pertinence écologique et de la possibilité d'effectuer un test chronique, p. e. le myside *Mysidopsis bahia* ;
- au moins, ou de préférence deux espèces comme représentant les étapes trophiques supérieures et en raison de leur rôle économique majeur, p. e. *Cyprinodon variegatus* ou *Menidia menidia* ;
- une espèce végétale en tant que représentant des producteurs primaires, p. e. *Skeletonema costatum*, ou *Spartina alterniflora*.

La sélection des espèces adaptées ne devra pas être modifiée selon la région et le milieu ou l'objet de l'investigation (p. e. eau saumâtre ; haute mer ; homologation de pesticides et suivi des eaux usées).

La bioaccumulation dans le milieu maritime

En dépit des nombreuses études sur la bioaccumulation des produits chimiques, notamment sur les métaux lourds, dans les organismes maritimes, il n'existe qu'une seule directive de test dans laquelle on étudie les huîtres (*Crassostrea virginica*) dans un système de flux. A un niveau de plus en plus élevé, on utilise également les petites espèces *Macoma nasuta* du Pacifique (BOESE ET AL., 1990). En raison de leur fonction vitale de criblage, les bivalves sont très adaptés pour les études sur la bioaccumulation avec une grande variété de produits chimiques, telle que le montre leur utilisation fréquente dans les études de suivi (p. e. BERGEN ET AL., 1993).

8.2.3 L'élément terrestre

Dans le cadre d'une étude préliminaire, les tests d'évaluation de l'effet dans le milieu terrestre peuvent être classés comme suit, bien qu'il y ait de nombreux chevauchements entre les différentes catégories :

- Les tests avec les microorganismes du sol, souvent pratiqués pour tester les pesticides ;
- Les tests sur les végétaux ;
- Les tests avec les microorganismes du sol (en particulier les invertébrés saprophages);
- Les tests de l'effet néfaste des pesticides, en employant les arthropodes utiles y compris des pollinisateurs tels que les abeilles ;
- Les tests avec les vertébrés supérieurs (oiseaux, mammifères) ;
- Les tests sur la bioaccumulation (avec les végétaux et les mammifères).

Tableau 8.5 Principaux tests d'effet pour le milieu terrestre

Procédure du test	Paramètre de mesure	Exemple de Directive
Algu		
Test sur le ver de terre	Mortalité (CL ₅₀)	OCDE 207
Test sur les végétaux	Inhibition de l'émergence (CE ₅₀)	OCDE 208
Test sur le carabide*	Mortalité, pourcentage de nourriture	BBA IV, 23-2.1.8
Test unidose sur les oiseaux	Mortalité, poids du corps, changements du comportement, nourriture	EPA E §71-2
Test de l'absorption de l'oiseau	Mortalité, poids du corps, changements du comportement	BBA IV, 1-1
Chronique		
Test sur la microflore	Activité déhydrogénasique, respiration à court terme, cycle nitrogénique	BBA VI, 1-1
Test du ver de terre	Reproduction (NOEC)	ISO, 1993
Test du collembole	Reproduction NOEC)	RIEPERT, 1991
Test de staphylinide*	Pourcentage de couvée, nombre d'oeufs	MORETH & NATON, 1992
Test de reproduction des oiseaux	Mortalité, nombre d'oeufs, changements morphologiques des oeufs, effets sur les jeunes oiseaux	OCDE 206 EPA E §71-4

* Les tests sur les arthropodes utiles sont obligatoires dans le processus d'homologation d'un pesticide.

Le nombre de procédures de test normalisé disponibles pour le milieu terrestre (Tableau 8.5) est significativement inférieur à celui qui existe pour le milieu aquatique (BECKER, 1991 ; VAN STRAALEN & VAN GESTEL, 1993A). Néanmoins, il existe peu d'idées nouvelles pour ces tests. Les procédures biologiques (telles que celle de LPPC) qui analysent l'efficacité des pesticides sur des organismes cibles désignés (p. e. PEDERSEN, 1984) ne sont pas incluses dans ce contexte. Les méthodes ou approches de tests qui sont en relation avec les organismes dans la végétation ou dans l'atmosphère ne font plus l'objet de discussion détaillée (presque exclusivement les procédures avec les « arthropodes utiles » ; HASSAN, 1985, 1992 ; SAMSOI-PEDERSEN, 1990). En d'autres

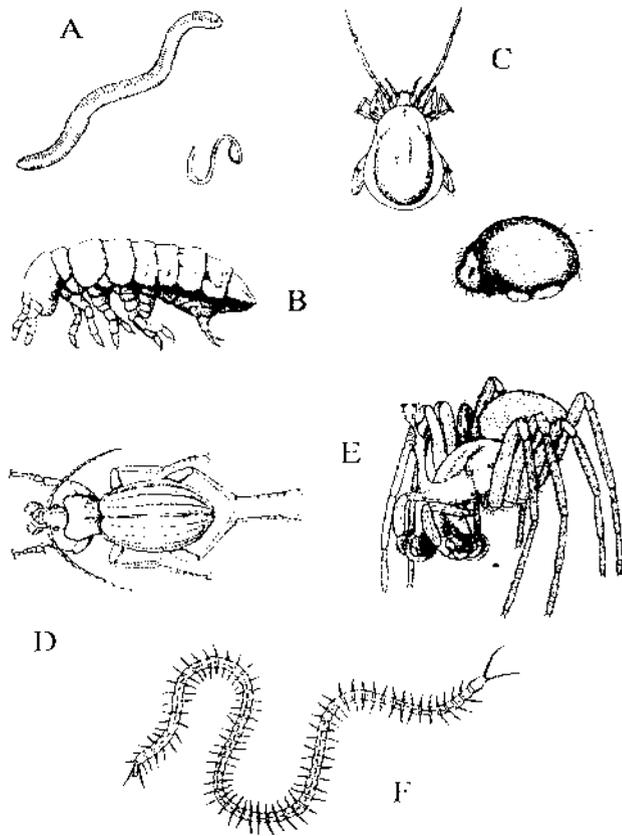


Fig 8.7 Les représentants des importants groupes d'animaux du sol : Vers de terre et Vers enchytraeides (A); Gamasides et Mites Oribatides(B); Collembole(C); Coléoptère Carabide(D); Araignée(E); Millepattes (Chilopoda)(F)

termes, les procédures de test dont on vient de parler mettent l'accent sur les organismes présents dans les sols (définis comme sols minéraux y compris la surface du sol, p. e. la couche de débris y compris les végétaux ; Figure 8.7), tandis qu'on ne parle que brièvement des vertébrés (oiseaux, petits mammifères).

Jusqu'à une époque très récente, seules deux séries de tests de sol étaient disponibles en Allemagne (le test aigu sur le ver de terre et le test de la microflore pour ce qui est des pesticides, le test aigu sur le ver de terre et le test aigu sur les végétaux pour les produits chimiques environnementaux). Dans d'autres pays tels que les Etats-Unis, on a prêté encore moins d'attention au milieu terrestre. Dans le même temps, la situation s'est quelque peu améliorée grâce au développement de tests chroniques sur des animaux vivant dans le sol (les vers de terre et les collemboles), ainsi que l'inclusion de tests sur les arthropodes dits utiles (voir ci-dessus). Néanmoins, en raison du manque de directives relatives aux tests terrestres (VAN HEWLEN, 1990), différents tests de sol sont en cours de développement, notamment avec les arthropodes (RÖMBKE ET AL., 1993; VAN STRAALEN & VAN GESTEL, 1993B). Malgré quelques expériences initiales avec un système champignons collemboles-carabides (GIRLIK ET AL., 1988), p. e. ou un système collemboles / enchytraeides-gamasides (SCHLOSSER ET REPERL 1992), il n'existe à ce jour aucun test de laboratoire sur les multi-espèces utiles, à l'exception des méthodes microbiologiques.

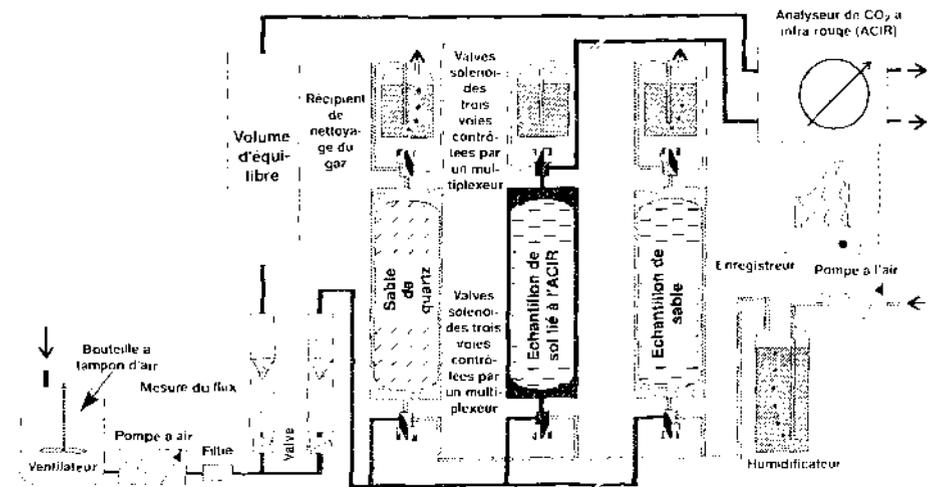


Fig 8.8 Schéma d'un appareil de mesure de la respiration du sol

Les microorganismes

Il existe un déficit notoire de tests de sol avec les microorganismes, (ACKNOW, 1984 ; BBA, 1990c ; ROSSI & TARRADILLAS, 1991), dont on peut difficilement sur-estimer l'importance pour les écosystèmes terrestres (p. e. pour la décomposition du matériel organique et du cycle nitrogénique). D'abord, ceci est en relation avec le fait que le grand nombre d'espèces de ces groupes taxonomiquement difficiles (p. e. 5.000 à 10.000 espèces de microorganismes sont supposées vivre dans le sol ; MAAS, 1987) restreint sévèrement leur utilisation. Il en est de même pour les protozoaires (SCHUBER & BRINK, 1989) et les nématodes (OHBA & ISHIBASHI, 1984 ; VAN KISSEL ET AL., 1989) qui sont toujours proposés comme organismes tests en raison de leur rôle majeur dans l'écosystème du sol (LOKKI & VAN GESTEL, 1993). Le principal problème est lié à la transférabilité des résultats, ces tests étant souvent conduits dans les milieux artificiels (p. e. les solutions nutritives ou agar).

De plus, les organismes supérieurs sont généralement considérés comme étant plus sensibles aux pesticides que les microbes, caractérisés par leur grande variété physiologique de réactions, la succession rapide de générations et ainsi leur potentiel favorable de rétablissement (OHLOW, 1985 ; GLEDEHILL, 1987). Malgré ces difficultés, les populations de microbes naturels ou les groupes physiologiques ont tendance à être privilégiés pour les tests. Les paramètres de mesure utilisés dans ces tests sont la respiration à court terme, (Figure 8.8), l'activité déhydrogénasique ainsi que la nitrification, qui néanmoins, est plus coûteuse et plus difficile à interpréter (ANDERSON & DOMSCH, 1978 ; SOMERVILLE & GRELAVS, 1987). En comparant les deux premiers tests mentionnés ci-dessus, MALKOMES (1987) conclut que l'activité déhydrogénasique montre une sensibilité aux pesticides qui est analogue, sinon meilleure, à celle de la respiration à court terme. Néanmoins, BEYER ET AL., (1993) viennent de parvenir à la conclusion contraire, eu égard au fait que l'activité déhydrogénasique est influencée par beaucoup trop de facteurs écologiques, en grande partie inconnus.

Les résultats des tests d'enzymes sont généralement difficiles à évaluer pour deux raisons : (1) beaucoup de ces enzymes peuvent encore être actives en dehors de la cellule, même après la mort des microbes qui les ont produites ; (2) les enzymes sont très sensibles aux conditions environnementales (SOMERVILLE & GRELAVS, 1987). De plus, il y a une référence au fait que de petits groupes spécifiques, p. e. les nitrificateurs (comme base, NELN, 1988b ; BBA, 1990c) montrent souvent une plus grande sensibilité aux pesticides, étant donné que leur fonction ne peut être prise en compte en dehors des autres groupes. C'est la raison pour laquelle il faudrait également plus d'une méthode de test pour les microorganismes - en d'autres termes une batterie de tests (DOMSCH, 1992).

Les tests sur l'effet des pesticides sur les mycorhizes symbiotiques vésiculobusculaires (MSVA ; une symbiose entre les champignons et les racines des végétaux supérieurs) sont actuellement en cours de développement (SCHUBER ET AL., 1990). Ils sont pertinents grâce à leur rôle clé dans l'écosystème du sol, mais moins pertinents à cause de leur grande sensibilité. D'autres procédures telles que les techniques de colorisation (PAUL & CLARK, 1988), la méthode ATP (JENKINSON & OATES, 1979), la méthode de réduction FE(III) (WILP & BRUWIMER, 1985) ou la technique d'hybridation basée sur l'ADN (BROCK & MADIGAN, 1991) sont moins adaptées au test en raison de leur degré élevé de spécificité.

Des difficultés techniques considérables n'ont pas permis à ce jour de développer l'importante fonction microbienne de la dégradation du matériel organique (test du sac de litière) en tant que test de laboratoire (SIEDENOR, 1993). Les résultats sur le métabolisme des microbes proviennent souvent des tests avec les cultures isolées dans des milieux artificiels, souvent riches sur le plan nutritif, et n'ont par conséquent qu'une pertinence limitée pour la situation réelle dans le milieu terrestre (ECETOC, 1990).

Les végétaux

Malgré leur importance primordiale en tant que producteurs, les végétaux ne sont soumis qu'à un nombre relativement limité de directives de tests (HOLST & EHWANGER, 1982 ; GÜNTHER & PESTNER, 1990 ; KAPUTSKA & REPORTER, 1993). Les mécanismes physiologiques actifs de nombre de produits chimiques sur les végétaux sont bien connus (HOCK & EISENER, 1988), p. e. à partir des études d'efficacité qui sont partie intégrante du développement des herbicides (KENAGA, 1981). On ne peut recommander le plus ancien test de végétaux sur les effets aigus sur la croissance (OCDE, 1984 ; RIEPPEL, 1984 ; ADEMA & HENZEN, 1989). Bien que les plants d'avoine (*Avena sativa*) ou de betterave (*Brassica rapa*) employés dans les tests montrent une sensibilité relative aux produits chimiques, le test, dans sa forme actuelle, ressemble plus à un test préliminaire (RÖMBKE ET AL., 1993) à cause de sa gradation extensive par concentration.

De plus, il fait souvent l'objet de critiques, le nombre d'espèces par test étant jugé trop restreint en raison de l'effet très spécifique des produits chimiques sur les végétaux (PRICE & HIRINO, 1984) ; et les végétaux sauvages en particulier ne sont pas étudiés (MARSCHNER, 1992). Il est remarquable qu'aucune espèce végétale jusqu'ici proposée pour des tests standard ne soit une espèce ligneuse, bien que - dans le cadre du problème de la dégradation des forêts, (*Waldsterben*), par exemple - ces études soient nécessaires (KAPUTSKA & REPORTER, 1993). Une analyse des tests conduits avec 151 espèces différentes indique que la sensibilité au niveau des seules plantes vasculaires varie en

moyenne par un facteur de 10,5 et pour les cas individuels par un facteur de plus de 100 (FELCHER ET AL., 1990). Il existe une autre difficulté qui est en connexion avec l'interprétation de ces tests, eu égard notamment à l'incidence souvent observée des effets de stimulation, sur la croissance par exemple, pour des concentrations basses de produits chimiques (WIEDMAN & APPELBY, 1972).

Dans de nombreux cas, un test de germination très simple avec des plants de cresson est employé pour l'investigation du substrat contaminé (MOLWUS, 1949 ; NEURUR, 1975 ; EPA, 1985). D'un autre côté, un test d'allongement de la racine avec des graines d'orge (ISO, 1992c) et un test de mutagénéité avec des graines de pois pour déterminer la toxicité relative des pesticides sont encore en cours de développement (SARBILOV, ET AL., 1991). Il est actuellement difficile d'évaluer les bénéfices des tests d'enzymes, notamment avec les haricots, qui ont d'abord été élaborés pour l'étude des sols contenant des métaux lourds (p. e. VAN ASSCHL & CLUSTERS, 1990). Les procédures de test basées sur les réactions physiologiques telles que la photosynthèse et la transparence ont été proposées, mais n'ont toujours pas été suffisamment normalisées à ce jour (cf. RÖMBKE ET AL., 1993).

KAPUISKA & REPORTER (1993) soulignent que les tests sur les végétaux étaient auparavant limités à deux paramètres relativement sensibles (la germination des graines et l'allongement de la racine) et en concluent que ces tests ont une pertinence limitée pour l'écologie. Néanmoins, ils ne justifient pas leurs conclusions. En vue de compenser le manque général de tests sur des végétaux pertinents, des tests de génération (ou tests du cycle de vie) ont été récemment développés pour deux espèces végétales (*Arabidopsis thaliana* et *Brassica rapa*). Ils ont permis d'étudier les effets non mortels des produits chimiques durant une génération entière. Concernant les deux espèces, les tests ne couvrent qu'une courte durée (seulement quelques semaines jusqu'à la maturité des graines pour *Arabidopsis*), ce qui veut dire que l'on peut étudier jusqu'à 10 générations par an (KAPUISKA & REPORTER, 1993).

Les tests sur les végétaux peuvent également être utilisés pour détecter la présence d'herbicides dans le sol, et l'on peut atteindre le même degré de sensibilité avec ce biotest comme dans les procédures de détection des produits chimiques (GOH ET AL., 1991 ; GARCIA ET AL., 1992). Lors des tests pour lesquels des solutions nutritives présentant une biodisponibilité lourdement modifiée ont été utilisées comme substrat à la place du sol, les plantes étudiées ont été plus sensibles que dans les sols (ADIMA & HENZEN, 1989 ; HULZEBUS ET AL., 1993) ; ainsi, la procédure présente des inconvénients implicites : le manque de méthode généralement valable pour la conversion des substances test de la solution nutritive à la solution de sol, le potentiel pour des métabolismes différents ainsi qu'une valeur de sensibilité supérieure à la sensibilité représentative.

Les invertébrés

Les tests aigus sur le ver de terre, déjà mentionnés à plusieurs reprises, peuvent être considérés comme les plus répandus sur les animaux vivant dans le sol. (OCDE, 1984 ; NEN, 1988a). Non seulement parce que les vers de terre jouent un rôle important dans l'écosystème du sol (PETERSEN & LUTJON, 1982 ; LIL, 1985), mais également parce que le test est facile à exécuter. Le ver de compost *Eisenia fetida* est exposé au produit chimique du test pendant deux semaines. La mortalité ainsi que les effets sur le comportement et la biomasse des animaux sont les paramètres de mesure. Néanmoins, à cause de la corrélation négative du développement du poids avec la production du cocon (= reproduction), l'utilisation du paramètre de la biomasse est très limitée (VAN GESTEL ET AL., 1991). Une version prolongée de ce test est maintenant obligatoire pour les produits environnementaux aux Etats-Unis (FDA, 1988), où il doit être accompagné d'une analyse de résidu, ce qui est également prescrit pour les tests aquatiques.

Néanmoins, le test aigu sur le ver de terre a fait l'objet de critiques virulentes, ses détracteurs arguant que *E. fetida* n'est pas l'animal de sol typique, et n'a été choisi comme organisme de test que parce qu'il est facile à élever et à gérer. L'utilisation de sol artificiel, qui réduit sérieusement la biodisponibilité des produits chimiques en relation avec le sol naturel en raison de sa haute teneur en matière organique, pose également un problème (CABRIDESC ET AL., 1984 ; RÖMBKE ET AL., 1992). C'est la raison pour laquelle on ne peut recommander l'utilisation de substrat encore plus artificiel comme le gel de silice (FERRIERI, ET AL., 1981 ; AFNOR, 1984), bien que l'on ait trouvé des corrélations positives entre les tests de silice et ceux conduits sur des sols artificiels, dans le cas de certains pesticides (HEIMBACH, 1984). On a également déclaré que *E. fetida* réagissait généralement moins sensiblement aux produits chimiques que les autres vers de terre (VAN GESTEL, 1991), mais cette critique n'est pas justifiée. Il est plus probable que des espèces différentes ne seront pas les espèces les plus sensibles, selon le produit chimique, le paramètre de mesure et les conditions de test (VAN STRAELEN & VAN GESTEL, 1993a).

Dans le même temps, on a développé un test chronique sur le ver de terre (BBA, 1994a, 1994b). Comme dans le test aigu, on emploie les vers de compost et le sol artificiel, parce qu'ils sont faciles à entretenir et à comparer. Néanmoins, le risque potentiel peut être évalué avec beaucoup plus de précision parce que la reproduction (= le nombre de jeunes animaux) sert de paramètre de mesure, en plus de la mortalité et de la biomasse, et grâce à une durée plus courte (VAN GESTEL ET AL., 1992). L'utilisation des autres vers de terre (tels que *Lumbricus terrestris* ou *Aporrectodea caliginosa*) qui sont plus

typiques des conditions de terrain holarctiques n'a rien donné à cause du cycle de génération plus long et des conditions d'entretien plus difficiles. Un test combiné aigu/reproduction avec une seconde famille d'oligochaètes, les enchytraeides (Figure 8.9) qui sont répandus particulièrement dans les sols acides (RÖMBKE 1989, 1991) est très similaire au test de reproduction du ver de terre. Dans tous les cas, ce test, qui utilise la terre, est préférable aux procédures dans lesquelles les animaux sont gardés en gélose (WELSHIDE ET AL., 1991), où la situation de l'exposition est différente, avec une mauvaise transférabilité des résultats.

À côté des tests avec les oligochaètes que nous avons décrits jusqu'ici, ces animaux ont également été utilisés dans des procédures avec des paramètres suborganismiques, p. e. des tests enzymatiques avec des vers de terre (CHEN ET AL., 1991) ou l'expression de protéines de stress avec divers inverté-

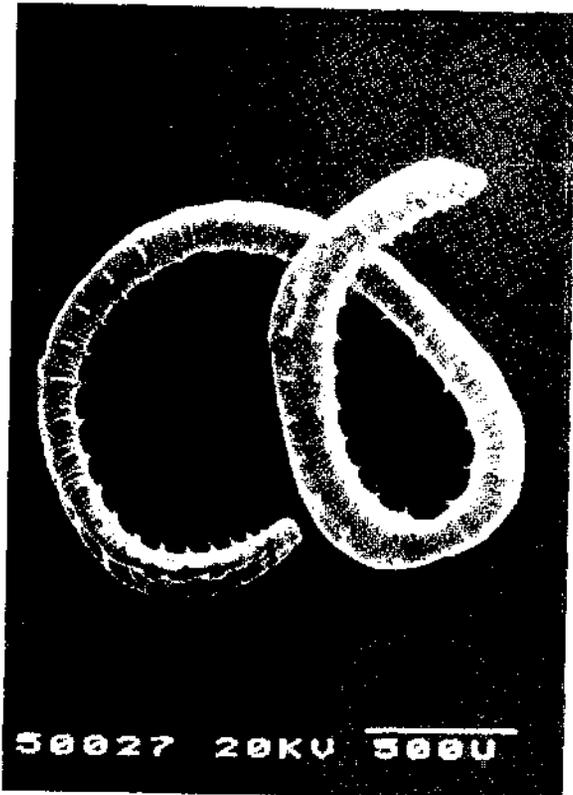


Fig 8.9 *Cognettia spagnetorum* représentant des Enchytraeidae

brés (KÖHLER ET AL., 1992) ainsi que les effets ultrastructuraux sur les cellules coliques et chloragiques des enchytraeides (EJAGENS & WELSHIDE, 1987). Il y a encore de grands problèmes lorsqu'il s'agit d'extrapoler à partir des changements observés et de les distinguer des fluctuations naturelles.

Les collemboles sont considérés comme l'un des plus importants groupes de la mésofaune du sol. Ils ont été sélectionnés pour les besoins d'un test en raison de la grande variété de preuves attestant qu'ils ont des réactions différenciées vis-à-vis des pesticides sur le terrain (p. e. BECK ET AL., 1988). Depuis le milieu des années 1970, on a suggéré des tests aigus et chroniques avec des collemboles (p. e. THOMPSON & GORE, 1972 ; EISACKERS, 1978 ; JANCKL, 1989). L'espèce du collembole *Folsomia candida* est utilisée dans un test de reproduction qui sera publié bientôt sous la forme d'une directive ISO (RUIPÉRI, 1991). Tout comme *E. fetida*, *F. candida* est une espèce synanthropique ; elle peut également survenir dans les habitats cultivés, où elle joue un rôle dans la régulation des microorganismes à travers un pâturage sélectif (HASSON & ANDERSON, 1979). Le test a été notamment développé pour les produits chimiques environnementaux, mais il peut tout autant être utilisé pour les pesticides, bien qu'il faille améliorer son application (p. e. introduction d'un test préliminaire ; RÖMBKE ET AL., 1993) tout comme pour les tests sur les vers de terre, il importe de reconsidérer l'utilisation de sol artificiel, bien que *F. candida*, contrairement à *E. fetida* puisse être gardée et élevée sans aucun problème, même dans les sols sablonneux. Les tests avec les espèces provenant d'autres groupes (p. e. isopodes, mites, myriapodes) sont actuellement en cours d'élaboration (vue d'ensemble dans VAN SIRAALLEN & VAN GESTEL, 1993b).

Les tests sur les organismes utiles

Le terme « organismes utiles » que l'on a emprunté au domaine de la lutte contre les parasites se réfère aux organismes tels que les araignées ou les coccinelles qui constituent les ennemis directs des organismes dangereux (HASSAN, 1985 ; BICLER, 1989). Le terme est souvent limité aux arthropodes, le groupe qui comprend le plus d'espèces, ainsi que les espèces utiles et dangereuses les plus connues (VAN SIRAALLEN & VAN GESTEL, 1993b). Le terme « organismes utiles » a été employé plus récemment pour inclure tous les organismes non-cibles qui sont considérés comme ayant une fonction écologique positive (p. e. les vers de terre, les collemboles) et présentent ainsi un certain avantage pour les cultures (HÖGGER ET AL., 1992 ; HUANG, 1992).

Les tests utilisant l'abeille (*Apis mellifica*), qui ont été développés durant les années 1970, sont, avec les tests sur les arthropodes utiles, les précurseurs de

tous les autres tests. Dans nombre de pays industrialisés tels que les Etats-Unis ou l'Allemagne, les tests sur les abeilles sont obligatoires pour l'homologation du pesticide (BBA, 1980, 1991b; LPA, 1985). La raison de cette considération précoce est la grande importance économique des abeilles en tant que pollinisateurs de beaucoup de cultures vivrières: En outre, beaucoup de découvertes sur l'élevage et la manière d'entretenir ces animaux ont été faites, ce qui est le résultat de leur utilisation en tant que producteurs de miel. Il existe quatre tests différents qui peuvent être conduits avec les abeilles. Ces tests varient en fonction des modes d'exposition :

- par l'inhalation, d'abord pour des agents injectés, pulvérisés ou de saupoudrage ;
- par le contact ;
- par la nidation ou le saupoudrage ;
- par l'ingestion.

La sélection des tests de laboratoire appropriés ainsi que les tests ultérieurs de semi-terrain et de terrain sont spécifiés dans un schéma de procédure très complexe (ILLION ET AL., 1986)

Dans le même temps, le groupe de travail sur « Les pesticides et les arthropodes utiles » initié en 1974 par l'Organisation Internationale pour la Lutte Biologique et Intégrée des Animaux et des Plantes Nuisibles (IOBC) a prépa-



Fig 8.10 L'araignée loup (*Pardosa* sp.) en tant représentant des organismes utiles (avec la collaboration gracieuse de A. Hof)

ré environ 30 méthodes de laboratoire dans lesquelles on étudie, en plus de la mortalité, la baisse des caractéristiques « bénéfiques » telles que l'activité d'élevage et parasitaire. Toutes les procédures de l'IOBC sont explicitement incluses dans un schéma de test à trois niveaux comprenant les différentes étapes qui sont abordées en des termes différents des définitions usuelles (les procédures que l'IOBC appelle « méthodes de semi-terrain » sont en fait en quelque sorte des tests de laboratoire plus élaborés). Dans le même temps, quelques-unes de ces méthodes développées par l'IOBC ont été publiées sous forme de directives dans des domaines nationaux ou internationaux (IPPC).

A l'exception des études sur l'abeille, plusieurs autres tests conduits avec des organismes utiles vont être exigés pour l'homologation d'un pesticide dans de nombreux pays (BRASSE & ROUILLI, 1992). L'autorité chargée de l'homologation sélectionne des méthodes individuelles dans sa batterie de tests, selon le pesticide à homologuer, la culture, la quantité à appliquer et l'indication sur le risque (BRASSE, 1990). Parmi ces tests, plusieurs sont en cours de normalisation, au même titre que les autres directives émises par divers groupes ou institutions.

Le but est de spécifier un nombre de tests gérables qui sera indépendant de l'application respective des cultures, ce qui les rendra plus faciles à comparer. Les critères de sélection des espèces soumises aux tests seraient l'élevage/la gestion, la diversité de la taxonomie, le type de consommateur (p. e. la proie, le parasite, etc.) et l'estimation du degré de sensibilité sur la base de

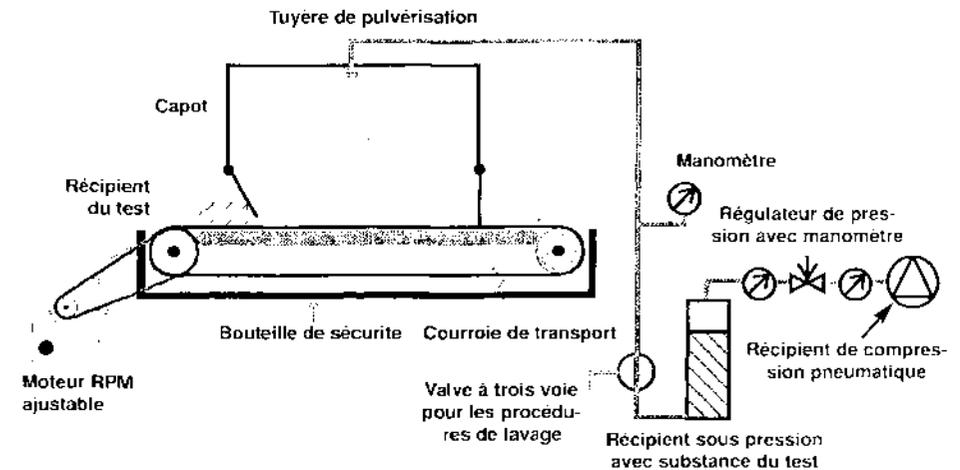


Fig 8.11 Schéma d'un appareil d'application de test

l'expérience du passé. BARRETT (1992) et JEPSON (1993) ont recommandé respectivement quatre et sept espèces, dont le coléoptère carabide *Poecilus cupreus* comme habitant de la surface du sol et l'araignée-loup *Pardosa* sp. (Figure 8.10). Les gamasides (plusieurs espèces surviennent dans les strates spécifiques du sol ou dans la végétation) ont également été mentionnés en raison de l'effet « utile » élevé, p. e., sur les mites araignées, ainsi que de leur haute sensibilité aux pesticides (KARC, 1993).

Le test sur le carabide constitue l'exemple le plus connu des tests avec les arthropodes utiles qui impliquent les organismes prédateurs du sol (BBA, 1991A ; HEMBRICH, 1992). Les carabides adultes de l'espèce *Poecilus cupreus* (il existe des recommandations de tests très similaires pour *Pterostichus melanarius* et *Bombidion lampros*, p. e. EDWARDS ET AL., 1984) sur du sable de quartz sont pulvérisés avec le pesticide (Figure 8.11), après quoi les animaux sont contrôlés pendant deux semaines sur le plan de leur mortalité ainsi que des changements dans leur comportement et de leur capacité à se nourrir. Etant donné que les larves de coléoptères qui vivent dans le sol sont probablement plus susceptibles d'être en contact avec la substance test, KEGG (1989) a développé un test pour ce stade de développement, mais il est toujours en cours de validation. Un test sur le copépode pour la nappe souterraine est en cours de développement (NOTENBOOM & BOESSENKOLL, 1993).

Un test de reproduction avec les coléoptères, qui, comme le coléoptère vagabond *Aleochara bilineata* (Staphylinidae), vivent pour la plupart dans le sol à l'étape de larve et d'adulte, donne plus d'informations transférables que la procédure décrite pour les carabides. Les propositions de directives de tests sur l'espèce de *A. bilineata* en sont au stade final depuis deux ans maintenant ; comme paramètres, on utilise la mortalité, la production d'œufs et le pourcentage de la couvée (SAMSOI-PIERSEN, 1987) ou l'ensemble du cycle de génération (NALON, 1989).

NOUS ne nous étendrons pas davantage sur les méthodes de test qui impliquent des organismes vivant dans la haute canopée et la couche d'arbustes, ou les espèces employées comme agents de contrôle biologiques dans les serres, par exemple (voir JEPSON, 1993). On a déjà proposé des méthodes qui impliquent les grands arthropodes tels que les sautériaux ou les perce-oreilles, mais elles n'ont pas encore été acceptées (SCHMIDT, 1986 ; WATSON, 1989 ; SAUBHANOR ET AL., 1992). FÜLLING & CROFT (1988) donnent un inventaire des résultats des tests sur les arthropodes utiles.

Les tests avec les vertébrés supérieurs (oiseaux, mammifères)

Les vertébrés ne sont employés dans les tests que pour évaluer le risque potentiel écotoxicologique des produits chimiques dans le milieu terrestre. Lorsque les produits chimiques environnementaux sont homologués (UL, 1979), ou lorsque l'on cherche à homologuer des pesticides (selon les directives de l'OCDE ; BBA, 1990D), les résultats des expériences toxicologiques de laboratoire avec des rats et d'autres mammifères (souris, lapins, cobayes) sont considérés comme des modèles pour tout danger possible pour l'homme (SMITH, 1993). Ceci est vrai eu égard aux effets aigus et chroniques, mais aussi aux effets mutagènes, tératogènes ou carcinogènes. Aux Etats-Unis, on peut exiger des tests complémentaires avec des mammifères sauvages (tests aigus DL₅₀ dans la majeure partie des cas ; SMITH, 1993) si les expériences de laboratoire ont indiqué la nécessité d'une recherche plus poussée, bien que ces tests soient soumis à des restrictions sévères dues aux lois sur la protection des animaux et à la préservation de la vie sauvage. Il a déjà été recommandé d'utiliser les données obtenues à partir des expériences sur les rats pour évaluer le risque sur les grands animaux terrestres (FRIELAG ET AL., 1985), mais ceci n'a jamais été une pratique établie. Par conséquent, les tests de laboratoire sur les mammifères ne feront plus l'objet de discussions dans le cadre de l'écotoxicologie.

Les tests sur les oiseaux, notamment les différentes espèces de cailles (telles que *Coturnix coturnix japonica*) ainsi que les canards (p. e. *Anas platyrhynchos*) sont obligatoires conformément aux diverses directives de l'OCDE, de la BBA et de l'EPA. Aux Etats-Unis, en particulier, plusieurs tests aigus (orale et d'ingestion unidose) et chroniques (reproduction) sur les oiseaux peuvent être obligatoires dans le cadre de la loi sur les pesticides (FIFRA ; EPA, 1982C), tandis qu'en Allemagne seuls les tests aigus de toxicité (OCDE, 1984) et dans le cas des granulés et des attireurs d'insectes, les tests d'absorption, sont nécessaires (GRAF ET AL., 1992 ; BBA, 1993). Les tests aigus et chroniques sur les oiseaux sont également obligatoires pour la notification des produits chimiques au sein de l'UE (RUBOUPH, 1987) ; néanmoins dans les faits, ceci a rarement été le cas.

L'effet répulsif des produits chimiques peut généralement être utilisé comme la base d'un test de comportement avec un objectif similaire à celui du test d'absorption (KOSONIN ET AL., 1986 ; BENNETT & SCHAFER, 1988). Etant donné que la performance des tests de mortalité fait l'objet d'une critique croissante pour des raisons de protection (spécialement si les concentrations qui sont employées dépassent de loin l'exposition que l'on peut réellement anticiper), les échantillons de sang et de tissus des animaux morts peuvent au

moins être utilisés pour déterminer tout changement pathologique. C'est la raison pour laquelle on a tendance à utiliser des paramètres non mortels dans les tests standards (WALKER, 1993). Ceux-ci peuvent prendre la forme de méthodes biochimiques telles que l'inhibition de l'enzyme cholinestérasique (MINEAU, 1991) ou des changements dans la teneur en vitamine A dans le sang (BROUWER ET AL., 1990).

Généralement, aucun des tests sur les oiseaux conduits en grand nombre et dans le même temps, (SCHAFER, ET AL., 1983) n'accorde assez d'importance à l'effet des produits chimiques sur l'écosystème. Ces tests sont entrepris plus pour protéger les espèces (animales) menacées, notamment dans le cadre des effets extraordinaires qu'ont les insecticides sur les oiseaux prédateurs (WALKER, 1993) et la possible accumulation de substances chez les animaux utilisés ou consommés par l'homme.

Le test de bioaccumulation

Malgré leur valeur élevée dans tous les écosystèmes ainsi que leurs effets de grande portée sur les chaînes alimentaires, il n'y a à ce jour aucune directive sur l'accumulation des produits chimiques dans les plantes (OCDE, 1989A ; PHILLIPS, 1993). Bien que la littérature recèle beaucoup de données individuelles, la plupart d'entre elles ne sont pas adaptées à la comparaison, et mettent l'accent sur les pesticides en ignorant largement d'autres produits chimiques environnementaux (NELLESSEN & FLETCHER, 1993). Ces données indiquent sans aucun doute que les pesticides peuvent être absorbés par les plantes et dans des cas isolés, fournissent la preuve pour la mobilisation des résidus liés (p. e. EBING ET AL., 1984). Les directives pour l'évaluation du comportement des résidus des pesticides dans les cultures suivantes peuvent servir de point de départ pour le développement de ces tests normalisés (BBA, 1988). Dans le même temps, les taux d'absorption, les tissus d'accumulation dans les plantes ainsi que les effets qui en résultent peuvent varier considérablement d'une espèce à l'autre (SALIERBECK, 1983).

Contrairement au milieu aquatique, il n'y a pas de directive sur la bioaccumulation des pesticides ou des produits chimiques dans les organismes terrestres. Ils entrent d'abord dans les organismes à travers la nourriture et non à travers le milieu ambiant (STREIT, 1992). Sur la base des expériences provenant de l'établissement de banques de spécimens environnementaux ainsi que des études individuelles avec les pesticides, les vers de terre sont probablement les animaux les plus adaptés pour un test standard en raison de leur taille, de leur distribution étendue et de leur manipulation aisée (EDWARDS, 1984 ; EBING ET AL., 1984 ; CONNELL & MARKWELL, 1990). Cependant, à

côté du règlement général, la bioaccumulation des oligochaetes à peau douce peut dépendre en grande partie de la concentration de la substance chimique dans l'eau interstitielle (VAN GESTEL & MA, 1988). Dans ce cas, on pourrait s'attendre à trouver des facteurs de bioaccumulation analogues à ceux qui ont été déterminés dans les tests sur les poissons. Aussi néanmoins, une valeur seuil de 10, admise actuellement dans certains pays pour l'évaluation du risque potentiel pour les vertébrés se nourrissant de vers, semble trop basse. De plus, les arthropodes tels que les isopodes seraient adaptés pour ces tests, compte tenu notamment du fait que ces animaux peuvent concentrer de grandes quantités de métaux lourds dans leurs tissus (HOPKIN, 1989 ; DONKER, 1992).

9. LE NIVEAU DE SEMI-TERRAIN

9.1 LA CLASSIFICATION

Les tests de semi-terrain couvrent un grand nombre d'approches méthodologiques (Voir Tableau 9.1) qui combinent les avantages des tests de laboratoire (étendue de la normalisation et de la reproduction) et des tests sur le terrain (conditions réelles) sous une forme ou une autre (MERCAL, 1977 ; LEVY ET AL., 1986B ; HOFFMAN ET AL., 1990). Outre le petit nombre de méthodes élaborées spécifiquement aux fins de test, il existe beaucoup d'études de semi-terrain différentes qui mettent l'accent sur les questions isolées (MORGAN & KNACKER, 1994). Un problème principal qui concerne les approches de semi-terrain est que les résultats des évaluations de pesticide sont difficiles à généraliser si l'élaboration du test est justement définie par des facteurs locaux. Il y a un autre problème - plus fréquent survenu à ce jour - qui est de savoir si par exemple le test avait été élaboré pour l'évaluation du site pour déterminer si et jusqu'où on devrait protéger le site. Par opposition au chapitre 8, où les tests de devenir sont classés selon les paramètres, et où les effets des tests sont divisés selon le milieu et le groupe d'organismes, les tests dans ce chapitre sont soulignés dans l'ordre du niveau cible en question.

La classification proposée au Tableau 9.1 établit une distinction, d'abord sans prendre en compte la taille, entre les tests qui sont conduits dans des conditions environnementales sous contrôle (p. e. sous serre) et les tests qui sont menés sur le terrain, mais dans des zones délimitées. Les procédures employées dans le premier groupe que l'on appelle souvent microcosmes, ont tendance à ressembler à des tests de laboratoire. Les procédures du second groupe sont en retour compensées par le premier groupe par leur taille ou leur échelle. On les appelle alors mésocosmes, et ils représentent la transition vers des études de terrain pures (OUDIN, 1984). Chacun des deux groupes est ensuite subdivisé en techniques spécialisées (c'est-à-dire qui mettent l'accent sur un paramètre de mesure, qu'il soit pour le devenir ou l'effet) et en techniques intégrées, dans lesquelles on étudie les paramètres de devenir ainsi que de l'effet. On peut établir une autre distinction entre les systèmes fermés (sans interaction avec un possible milieu ambiant) et les systèmes ouverts (exposés aux conditions environnementales).

Les tests conduits sous contrôle peuvent être effectués avec des segments d'écosystèmes qui sont, soit tirés directement du terrain (= non perturbé) ou

Tableau 9.1 Classification des divers tests de semi-terrain

1. Segments de modèles d'écosystèmes (=«microcosmes»)	
<i>Unités naturelles ou assemblées artificiellement; taille : de quelques centimètres à env 1m³ (contenu : jusqu'à quelques centaines de litres); possibles pour les systèmes ouverts et fermés.</i>	
Techniques spécialisées :	par ex la boîte de métabolisme de la végétation de la NATEC (FIGGE, 1992) ou petits ruisseaux artificiels (CLEMENTS <i>et al.</i> , 1989)
Techniques intégrées :	par ex Modèle d'écosystème terrestre (MET) (VAN VORIS <i>et al.</i> , 1984; KNACKER <i>et al.</i> , 1990, 1991) ou le Microcosme Aquatique Standardisé (MAS) (TAUB <i>et al.</i> , 1986; EPA, 1987).
2. Segments d'écosystèmes sur le terrain (=«mésocosmes»)	
<i>Segments de terrain qui restent exposés aux conditions normales de l'environnement; diverses tailles qui varient entre 1m³ et plusieurs centaines de m².</i>	
Techniques spécialisées :	Clôtures partielles dans les lacs ou les fleuves, par ex des sacs en plastique contenant des cénoses d'algues (EIDE <i>et al.</i> , 1979). Lysimètre (souvent avec une taille de 1m ³ env) par ex tests sur la mobilité des pesticides sur les noyaux de sol naturel (par ex BBA, 1990a) Tests de semi-terrain (souvent des tests avec des organismes utiles par ex effets des pesticides sur les coléoptères du sol (carabides) dans les segments de système de sol cultivés (ABEL & HEIMBACH, 1992).
Techniques intégrées (très rarement dans le milieu terrestre)	Systèmes de test artificiels, par ex «ruisseaux artificiels» - reconstruction de vrais ruisseaux y compris de sédiment (EATON <i>et al.</i> , 1985). Clôtures Naturelles, par ex «Caissons de Bremerhaven» en mer des wadden (FARKE <i>et al.</i> , 1984).

créés artificiellement (= gnotobiotiques). Sur la base des études sur les végétaux dans les systèmes à espèces multiples, ELLENBERG (1984) a demandé, pour le cas des tests de semi-terrain, notamment les microcosmes, de ne pas les mettre ensemble artificiellement, mais au contraire de les prélever intacts dans la nature. D'un autre côté, NIEFERLEHNER *et al.*, (1990) ont trouvé une corrélation positive entre un microcosme aquatique construit artificiellement et un test sur le terrain. En d'autres termes, le type de test qui sera recommandé dans un cas donné sera plus probablement et largement fonction du problème à rechercher.

En plus de l'approche présentée ici, qui est basée sur les paramètres de mesure, il y a beaucoup d'études sur le milieu aquatique qui peuvent être classées selon la taille (SETAC, 1992).

Microcosmes externes :

Citernes ou mares remplies d'un volume d'eau de < de 15 m³ ou ruisseaux artificiels < 15 mètres de long, par ex grands sacs en plastique qui séparent le corps de l'eau avec ses sédiments de son environnement dans le corps naturel de l'eau (SOLOMON *ET AL.*, 1986; BRAZNER *ET AL.*, 1989).

Mésocosmes

Citernes ou mares avec > de 15 m³ de volume d'eau ou des ruisseaux artificiels de > 15 m³ de long, par ex tous les ruisseaux qui sont dirigés vers le bâtiment du laboratoire ou qui sont « reconstruits » sur ce site (par ex PRITCHARD, 1982 ; WEVERS *ET AL.*, 1988).

HILL *et al.* (1993) donnent une présentation détaillée de cette classification et une discussion en profondeur des aspects méthodologiques impliqués dans ces tests, ainsi que l'interprétation des tests de semi-terrain aquatiques.

On a pu montrer que les données provenant des divers systèmes de semi-terrain aquatiques sont comparables aux données provenant des corps d'eau sur le terrain (PAR LX GUEIL, 1991). Plus récemment, on a trouvé des exemples qui indiquent que les segments d'écosystème terrestre produisent également des données qui peuvent être directement appliquées sur le terrain (RÖMBKE *ET AL.*, 1994).

9.2 SEGMENTS DE MODELES D'ÉCOSYSTÈMES

(=MICROCOSMES)

Les segments de modèles d'écosystèmes ou microcosmes désignent des systèmes qui peuvent être contrôlés et reproduits (en laboratoire, sous serre ou même dans des chambres de climat) pour simuler les processus et les interactions du segment d'environnement choisi (GIESY, 1980 ; MORGAN & KNACKER, 1994). Durant ces récentes années, l'intérêt s'est déporté de l'aspect du devenir vers celui de l'effet (par ex HAMILTON & DINDAL, 1989 ; MORGAN & KNACKER, 1994). L'analyse des deux niveaux biologiques d'organisation, ainsi que la présence de fonctions écosystémiques sont considérées comme un critère pour ces modèles d'écosystèmes (ouverts ou fermés). On peut rechercher les approches dans lesquelles plusieurs paramètres d'évaluation de l'effet (si possible des paramètres structuraux et fonctionnels) en parallèle, par ex les paramètres biologiques, ainsi que zoologiques sont notamment intéressants à cet effet (HENSCHKE ET AL., 1989 ; VAN WENSEM ET AL., 1991). Malheureusement, les résultats de la plupart des méthodes employées jusqu'ici sont difficiles à comparer à cause des différences dans l'élaboration, le mode d'application et la question concernée. Il existe des directives ou des propositions qui sont largement acceptées pour des procédures qui s'appliquent au milieu aquatique (SETAC, 1991) et terrestre (par ex ASTM, 1987).

Les techniques spécialisées

Depuis les années 1970, on a tenté de développer des modèles d'écosystèmes qui peuvent être utilisés pour étudier les processus de dispersion dans des conditions normalisées, notamment la dégradation, la métabolisation et (dans le milieu terrestre), le lessivage (p. e. DRACAN, 1976 ; AUSMUS ET AL., 1978 ; GILLET & WITL, 1980 ; RODGERS ET AL., 1980 ; LEFLER, 1981 ; SCHUPHAN, 1985). Depuis le début des années 1980, beaucoup de tests ont été orientés vers le compartiment maritime de l'environnement (CLARK & CRIPE, 1993) ; certains d'entre eux contenaient des éléments biologiques (p. e. concernant l'influence des vers maritimes de l'espèce *Clymenella torquata* sur la dégradation de l'huile ; (KOETERING-WALKER & BUCK, 1989). Néanmoins, la plupart de ces petits systèmes de tests (« écocores ») sont plus des réminiscences de la dégradation de laboratoire ou des tests de biodégradation que des microcosmes.

Un seul système de test maritime sous la forme d'un aquarium rempli de sable est strictement orienté sur les paramètres d'effet. Dans ce système, la sensibilité des diverses espèces animales était généralement au moins aussi élevée que dans les tests aigus à espèce unique (HANSEN & TAGATZ, 1980) Les

espèces sensibles dans les tests de laboratoire et les espèces sensibles dans les tests sur le microcosme viennent souvent du même groupe taxonomique (HANSEN, 1989). Lorsqu'on a comparé le système avec le développement de la cénose benthique sur le terrain, on a trouvé de moins en moins d'espèces, mais de plus en plus d'individus dans le microcosme (TAGATZ & DEANS, 1983).

Dans le cadre des approches plus récentes, telles que l'élaboration de systèmes fermés, la volatilité des pesticides est mieux prise en compte pour l'investigation du milieu terrestre (NASH, 1983 ; BÖHNKE ET AL., 1989). Cette technique rend possible la détermination du bilan de masse de la substance à travers l'analyse des résidus (FIGGE ET AL., 1985 ; SCHUPHAN, 1985 ; GILLET, 1989), notamment, si on emploie des substances radio étiquetées (FÖHR ET AL., 1991). Les segments d'écosystèmes sont particulièrement adaptés si, comme la terre agricole, ils présentent une structure comparativement simple (NASH, 1983). Les données provenant des ces « écosystèmes » montrent une corrélation particulièrement adéquate avec les données sur la dégradation dans les tests sur le terrain.

Les techniques intégrées (Le milieu aquatique)

On a développé un grand nombre de tests de microcosme dans le milieu aquatique. Trois d'entre eux (le MAN, le MEM et le PFU) méritent notamment d'être mentionnés. Le MAN (Microcosme Aquatique Normalisé) qui a été développé dans les années 1970 est souvent employé et une directive a été formulée en même temps (TAUB, 1976 ; EPA, 1987). Malgré la petite taille, (3 litres) on a trouvé de bonnes corrélations entre les paramètres étudiés (p. e. l'abondance et la structure des algues et des populations d'invertébrés ; la dynamique nutritionnelle et le devenir du produit chimique) et les études de la mare et de terrain (CAIRNS & CHERRY, 1993). La même performance a été atteinte avec un système MEM (Microcosme à Eprovette Mélangée) plus petit (1 litre) et plus simple, que certains auteurs préfèrent au système MAN à cause de sa simplicité et sa facilité d'interprétation (SHANNON ET AL., 1986). Un degré similaire avait été atteint avec un test PFU d'une échelle plus grande (7 litres) ou test de « communauté de substrat artificiel » (CAIRNS ET AL., 1985). Ce test permet de mesurer beaucoup de paramètres, y compris des paramètres d'écosystème hautement intégratifs, fonctionnels, en plus du devenir du produit chimique. Les effets sur le terrain ont été prévus avec cette procédure de test (p. e. l'effet des effluents sur les organismes de ruisseau ; (PONTASCH ET AL., 1989) dans certaines études, mais pas dans d'autres (PRAFF ET AL., 1989). Sur la base de l'expérience accumulée à ce jour, le nombre d'espèces de protozoaires s'est révélé le paramètre le plus sensible ou

égard au stress chimique, ce qui serait la seule explication pour la mauvaise vulgarisation du test : les spécialistes de la taxonomie des protozoaires sont rares et habitent loin les uns des autres. Très petits, les systèmes à 2 espèces simples qui examinent d'abord les interactions entre les prédateurs, les proies ou les compétiteurs sous stress n'ont pas eu de succès (p. e. HANSEN, 1981).

KERSING (1984) a développé une autre approche à l'étude des pesticides dans les microcosmes : le « micro-écosystème » (un total de 7,5 litres) est constitué de 3 conteneurs qui sont reliés les uns aux autres et remplis respectivement, d'algues (sous-système autotrophique), de *Daphnia* (sous-système herbivores) et d'un mélange de sable et de bactéries (sous-système de décomposeur). Les paramètres de mesure étaient la croissance des algues, l'abondance de *Daphnia*, la concentration de produits chimiques ainsi que la valeur du pH et la teneur en oxygène. Outre les effets qui pouvaient être prévus avec les expériences de laboratoire aiguës et chroniques, cette approche a permis d'observer les changements dans les écosystèmes (p. e. dans la teneur en oxygène, ce qu'aucun test de laboratoire n'avait pu prédire (KERSING & VAN WIJNGAARDEN, 1992). D'un point de vue général, néanmoins, il faut noter que malgré beaucoup d'années d'expérience, aucune méthode de microcosme normalisé n'a été établie à ce jour aux fins d'homologation.

Dans le compartiment maritime, il y a également beaucoup de recommandations de test, dont la plupart simulent les zones néritiques sur les côtes et ainsi utilisent d'abord le développement de la faune benthique comme paramètre de test (CLARK & CRIPE, 1993). Actuellement, les microcosmes maritimes ne sont obligatoires qu'aux États Unis, pour évaluer l'efficacité et le risque écotoxicologique des produits de biorémediation après les déversements d'huile (NLIAC, 1991).

Il existe un système intéressant et très complexe qui utilise l'algue *Thalassia* y compris ses épiphytes dans des conteneurs de 7 litres, dans lesquels on peut étudier le développement de la faune, ainsi que la dégradation de la matière organique, en plus des différents paramètres physiologiques (p. e. la teneur en chlorophylle dans la plante). En d'autres termes, les paramètres structuraux et fonctionnels sont employés sur une base parallèle (MORTON ET AL., 1986). Les comparaisons des différents paramètres avec les mesures prises sur le terrain ont révélé des différences dans la cénose des macro-invertébrés, mais pas d'effets contraires sur les plantes, au moins pendant une période de six semaines (CLARK & MACALY, 1990). Dans le même système, le devenir des substances tests radio-étiquetées telles que le tributylétain a été étudié en plus des paramètres biologiques (IVINI ET AL., 1990). Il y a un autre exemple qui est lié au devenir du parathion de méthyle et de trois produits chimiques et leurs effets sur les populations de microbes et des enzymes

microbiennes dans des petits conteneurs (2-3 litres) (PORTER, 1985). Une approche intégrative de ce type est plus rare dans les microcosmes maritimes que dans les systèmes de tests limniques.

Bien que des unités plus grandes (env. 0,1-13 m³) soient considérées comme des mésocosmes dans le résumé compilé par CLARK & CRIPE (1993), elles sont incluses ici parce que ce sont des systèmes reconstruits sur la terre avec un degré relativement élevé de contrôle sur les conditions environnementales (par ex la lumière artificielle). Dans la plupart de ces études, le système MERL étant celui qui est employé le plus souvent (GARING, 1989), le devenir et l'effet des produits chimiques environnementaux (notamment les produits pétroliers) sur les organismes benthiques et le plancton ont été examinés en parallèle (CLARK & CRIPE, 1993). La validation de ce système MERL a été un succès, notamment dans le cadre de la comparaison du devenir et de l'effet sur les phyto- et les zooplanctons après exposition à des résidus de pétrole dans le microcosme et sur le terrain (Mer Baltique, ELMGREN & FRILISEN, 1982). Il y a également un autre test qui mérite d'être mentionné, c'est celui dans lequel on a étudié le devenir et les effets de l'atrazine (par exemple sur les plantes aquatiques) dans une série hiérarchisée de micro- et mésocosmes (0,07-500 m³) (KEMP ET AL., 1980, 1982).

Les techniques intégrées (Le milieu terrestre)

Les approches intégratives dans lesquelles on étudie les paramètres du devenir et de l'effet sont rares dans le milieu terrestre (par ex BENJISSON ET AL., 1988; VAN WENSEM, 1989). Les paramètres d'effet peuvent également être examinés dans quelques systèmes fermés qui ont été élaborés à l'origine pour des tests de devenir y compris les études sur la bioaccumulation (par ex HUSE ET AL., 1988). Une directive de l'ASTM et de l'EPA qui met l'accent sur le devenir environnemental des produits chimiques dans les colonnes de sol intactes (VAN VOIRIS ET AL., 1984) existe depuis 1987. Néanmoins, elle a été rarement appliquée, malgré des avancées considérables liées aux paramètres d'effet et à leur validation par le biais des tests sur le terrain (KNACKER ET AL., 1990; KNACKER ET AL., 1991).

Dans un système plus petit qui a été utilisé pour évaluer l'impact d'un fongicide l'hydroxyde de triphénylétain, VAN WENSEM ET AL. (1991) ont démontré que lorsque les isopodes étaient ajoutés à ce système artificiel sable/détritus d'arbre), les effets du produit chimique sur la décomposition du détritus et sur le cycle du nitrogène devenaient reconnaissables, alors qu'ils n'ont pas été notables dans les tests à espèce unique avec les isopodes seuls ou les tests de dégradation directe.

9.3 LES SEGMENTS D'ÉCOSYSTÈME SUR LE TERRAIN

En vue d'améliorer l'interprétation des résultats des tests de laboratoire, on a tenté d'étudier le devenir et les effets des produits chimiques dans les conditions similaires à celles de terrain, dès le début de l'écotoxicologie. Cet intérêt visait, notamment dans le processus d'homologation, les tests sur la dégradation et sur les systèmes terrestres, sur la mobilité des pesticides, étant donné l'évidence de la grande influence des conditions environnementales et du substrat. Le principal avantage de cette méthode est que l'on peut tester les substances potentiellement dangereuses sans aucun risque de contamination environnementale, dans des conditions climatiques réelles, un fait particulièrement pertinent pour tester les organismes produits génétiquement (GEMS; FREDERICKSON ET AL., 1990).

Les techniques spécialisées

Il y a une telle floraison de procédures de test dans le milieu aquatique qu'il est difficile de les couvrir tous dans une étude générale (SOLOMON & LIEBER, 1988; CAIRNS & CHERRY, 1993). Dans le cas le plus simple, les animaux ou les algues non stressés provenant des cultures de laboratoire peuvent être exposés à l'eau examinée sur le terrain dans de petites cages ou des sacs troués dans les fleuves ou les lacs (EIDE ET AL., 1979; SOLBE, 1993). Des tests similaires ont été conduits dans le compartiment maritime dans un cadre pollué avec un pesticide et extrapolé pour les conditions de terrains ciblées pour une colonisation par la plus grande variété d'invertébrés (TAGATZ ET AL., 1987).

Dans le milieu terrestre, on utilise des techniques spéciales pour l'investigation de la mobilité qu'on appelle souvent lysimètres (LEAKE, 1991). Depuis le début des années 1980 si ce n'est avant, il existe des directives (EPA, 1982B; BBA, 1990A) pour ces tests, ainsi que des spécifications techniques plus précises (JANCZYK, 1983). Pratiquement, tous les tests de mobilité connus qui utilisent les colonnes du sol (même à la très petite échelle de laboratoire) pour évaluer les produits chimiques peuvent être appelés des lysimètres. Dans ce contexte plus précisément, les lysimètres sont définis comme étant de grands noyaux (souvent environ 1 m³) de sol naturel, qui sont installés sur le terrain, et qui peuvent être utilisés pour examiner le déversement d'une substance et ses métabolites dans des conditions réalistes, même pendant plusieurs années (Figure 9.1; HERZEL & SCHMIDT, 1979; FÜHR ET AL., 1991; LEAKE, 1991). Le fait que certains de ces noyaux du sol soient imperméabilisés ou transportés sur des lieux spéciaux pour solutionner le problème de l'écoulement n'est pas pertinent dans ce contexte.

Les tests de lysimètres jouent un rôle important dans la validation des modèles, notamment sur l'écoulement (BERGSTROM, 1990; KLEIN, 1991; KÖRDEL ET AL., 1991). En revanche, les modèles complexes ont également été consultés avec succès pour l'interprétation des résultats du lysimètre (ECETOC, 1992). Il est important de garder à l'esprit que, comparées à la situation réelle sur le terrain, ces études ne peuvent être considérées comme représentatives que dans une certaine limite, étant donné la portée restreinte (coûts élevés) pour le test. En Angleterre, par exemple, les sols utilisés dans les études de lysimètres sans couches imperméables (c'est-à-dire sans prendre en compte un flux latéral) ne couvrent que 30-40 % de la terre utilisée à des fins agricoles (HOLLIS & CARTER, 1990).

Bien qu'ils soient parfaitement comparables aux lysimètres en termes de surface (pas de volume!), les 10 différents tests de semi-terrain conduits avec

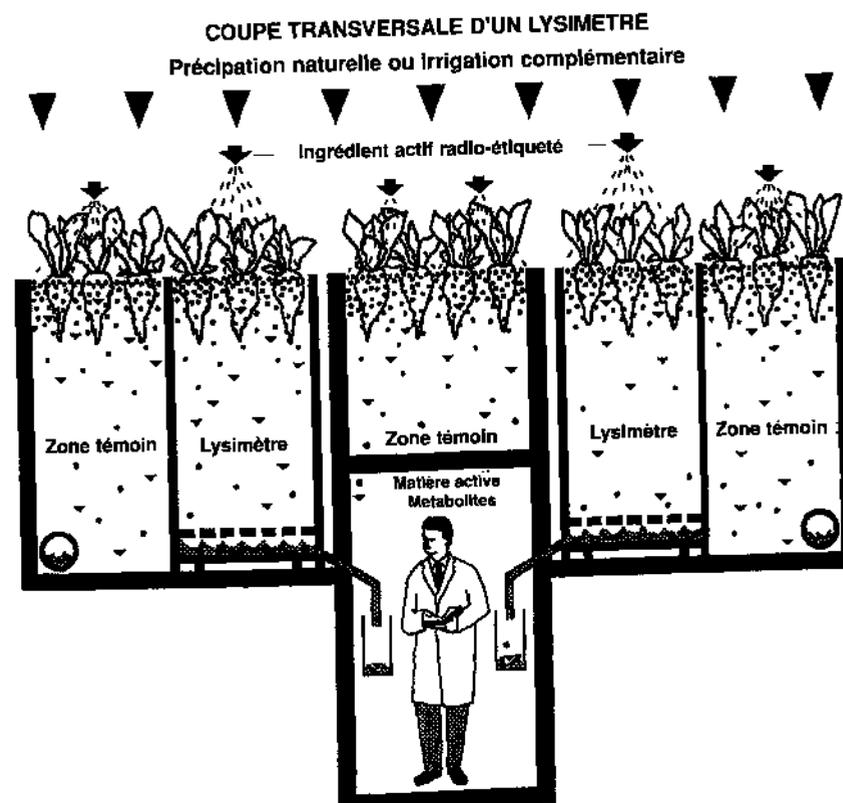


Fig 9.1 Diagramme schématique d'un champ lysimètre

des organismes bénéfiques sont beaucoup plus hétérogènes (HASSAN, 1985, 1992). Les dix tests avec les abeilles les plus connus sont probablement ceux dans lesquels des filets de gaze métallique de 3 x 4 x 2 sont étendus au-dessus des plantes en fleur qui ont été traitées avec la substance test. Les paramètres de mesure sont la mortalité, l'analyse de l'activité de vol, le comportement des abeilles ainsi que le développement de la progéniture (BBA, 1991c ; FAIXON *et al.*, 1986).

Dans tous ces tests, les paramètres varient significativement selon la durée et la proximité du terrain, selon la biologie des espèces à tester (DIXON & MILD BECKS, 1922a). Le test sur le carabide (figure 9.2), qui à l'avenir doit être défini comme une directive du BBA, est présenté ici comme un bon exemple de test à court terme avec des organismes exposés dans des conditions réalistes (ABEL & HEINRICH, 1992). Dans ce test, 6 à 10 coléoptères du sol dans un champ de blé sont exposés dans des conditions environnementales normales pendant deux semaines. Le produit chimique à tester est appliqué conformément à la pratique agricole. EVERTS *et al.* (1989) utilisent diverses

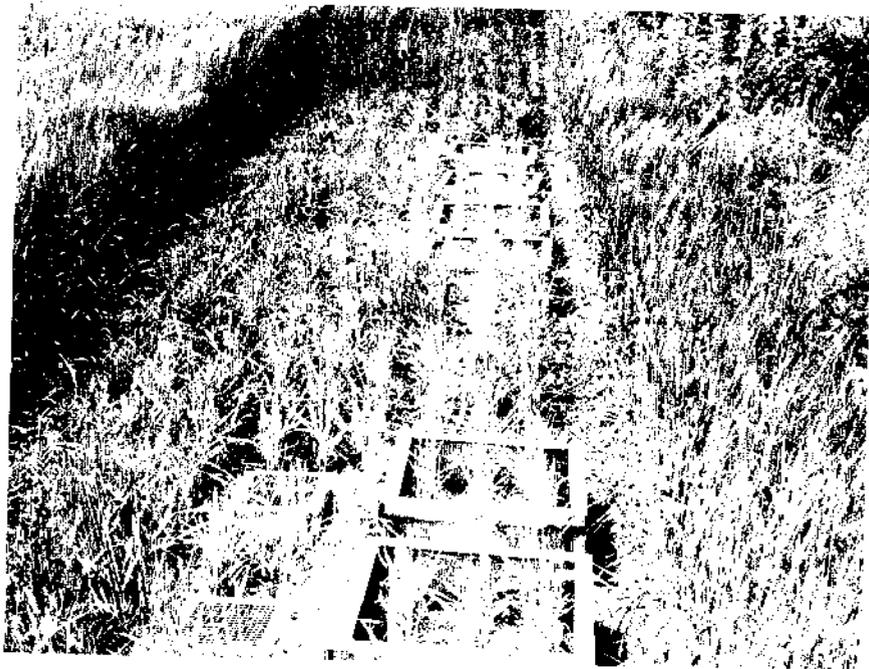


Fig 9.2 Cages de carabides de semi-terrain

espèces d'araignées dans des cages de semi terrain, dans le cadre d'une approche similaire.

Bien que l'auteur parle de la procédure comme d'un test de terrain, les portions de terrain restreintes d'environ 100 m² dans lesquelles on doit analyser autant d'espèces que possible, avec différentes méthodes pour les effets des pesticides sur les arthropodes utiles, pourraient être classées dans la catégorie de « mésocosmes spéciaux » comme nous l'avons défini ici (DIXON, 1993).

Les tests sur les vers de terre offrent une autre possibilité pour l'étude des sites contaminés dans le cadre du programme américain SUPERFUND, dans lequel les individus de l'espèce *Lumbricus terrestris* sont exposés aux conditions de terrain dans des contenants restreints, relativement petits (CARTMILL, *et al.*, 1991). Dans ces tests, les vers sont utilisés comme indicateurs combinés de la réaction et de l'accumulation.

Les techniques intégrées

En tant que précurseurs des techniques d'aujourd'hui, le devenir et l'effet des métaux lourds et des produits pétroliers ont été étudiés dans les années 1970 avec des colonnes d'eau (y compris les sédiments pour certaines d'entre elles) placées dans des sacs en plastique (BIRN *et al.*, 1977). Généralement, les approches bien connues peuvent être divisées en trois groupes:

- Les « ruisseaux artificiels » (par ex FAIXON *et al.*, 1985)
- Les « mares artificielles » (par ex CROSSLAND & WOLF, 1985)
- Les « clôtures de systèmes naturels » divisés en lacs naturels ou en mers stationnaires (Caissons « Bremerhaven », FARKI *et al.*, 1984; SOLOMONS *et al.*, 1986; BRAZNER *et al.*, 1989).

Dans le cadre des études sur l'influence des concentrations réalistes d'herbicide sur les cénozes de plancton dans un lac canadien, on a utilisé des sacs en plastique de 5 x 5 x 5m pour montrer que la substance peut avoir des effets à la fois directs et indirects sur le zooplancton (HUOXINSON *et al.*, 1993). Il existe des propositions de directive ainsi qu'un grand nombre de résultats de test (souvent sur les pesticides) notamment pour les mares artificielles (HOGART, 1988). A cause de la taille de ces systèmes de test (environ 10.000 à 900.000 litres), ils ont tous été menés avec relativement peu de répliques (2 à 4), et la période de test allait de quatre à cinq mois. La plupart des études mettaient l'accent sur l'analyse des cénozes d'invertébrés, et à un moindre niveau, sur les cénozes d'algues.

Dans le milieu aquatique, et non seulement dans les vrais mésocosmes, on étudie différents paramètres, c'est-à-dire que les études sur le devenir et l'effet sont intégrées. Beaucoup d'études sur les mésocosmes ont été conduites en connection avec l'homologation des pesticides aux Etats-Unis dans les années 1980, notamment à la demande de l'EPA (souvent dans de grandes mares de plus de 400m² de surface). Néanmoins, actuellement, la discussion porte sur les systèmes plus petits avec répliques multiples afin d'améliorer le rapport coût-bénéfice. Dans d'autres pays, les études de ce type ne sont obligatoires que dans des cas exceptionnels.

Il n'existe pas d'exemple connu de cette catégorie de tests de semi-terrain (mésocosmes intégrés) pour le milieu terrestre.

10. LE NIVEAU DU TERRAIN

10.1 OBSERVATIONS GENERALES

Dans son contexte naturel, l'écosystème constitue le niveau le plus important pour les questions écotoxicologiques (KIMBALL & LIVEN, 1985), bien qu'au niveau de la population, les tests soient plus faciles à conduire (MORIARTY, 1988). Le problème est que chaque écosystème est extrêmement complexe, avec des relations réciproques diverses, qui ne peuvent être comprises totalement, même en l'absence de pollution. Il n'est pas non plus possible de prévoir exactement le comportement d'un écosystème (MORIARTY, 1988; CAIRNS & PRATT, 1989). Ceci fait qu'il est d'autant plus impossible d'établir des valeurs seuil pour la pollution dans les écosystèmes, étant donné que la sensibilité d'un écosystème vis à vis des produits chimiques peut changer radicalement avec le temps. Pour les mêmes raisons, le nombre de procédures de tests couramment requises pour les écosystèmes, notamment selon les directives, est demeuré extrêmement bas à ce jour. En revanche, le nombre d'études de terrain axé sur l'examen du devenir et de l'effet des différents produits chimiques sur des sites variés, avec respectivement des méthodes et des priorités individuelles, est tellement grand qu'il en est devenu presque impossible à gérer.

En outre, le manque de base de données écotoxicologiques constitue une autre contrainte majeure au test sur le terrain. On ne sait pas à quoi ressemble beaucoup d'écosystèmes à l'état normal (standard), ce qui rend difficile la détermination de la variation naturelle (FORSSNER, 1988) ou des critères de qualité (FORSSNER ET AL., 1987). Étant donné qu'il n'est possible d'analyser les écosystèmes dans leur ensemble, certaines structures physiologiques, chimiques et biotiques et les interactions y afférentes doivent être sélectionnées à partir de la grande variété de tous ceux qui existent et qui doivent être définies (= exploitées) afin de décrire l'état normal d'un écosystème et toutes déviations potentielles qui en découlent (FRANZLI, 1983). Le segment d'un écosystème qui est sélectionné et quantifiable de cette façon s'appelle alors « écosystème de référence » (MATHIS ET AL., 1991), qui peut servir de norme de comparaison en situation de pollution sur d'autres sites avec le même type d'écosystème. Seuls les effets chimiques qui démontrent des variations distinctes eu égard à leur intensité ou à la durée de la variation naturelle (p. e. en relation avec une surface contrôle non polluée ou une valeur moyenne

sur plusieurs années) peuvent également être reconnus en tant que tel, et en retour, être évalués (SCHAEFER ET AL., 1990). Cela est particulièrement vrai dans le cas des *microorganismes*, dont la densité peut fluctuer d'environ 90% à cause des seuls facteurs de stress naturels (DOMISCI ET AL., 1983).

Les difficultés qui viennent d'être mentionnées sont liées au fait qu'il n'existe que peu de projets de terrain dans lesquels on étudie l'ensemble des écosystèmes en termes quantitatifs et sur des périodes plus longues (p. e. ELLISBERG ET AL., 1986). De surcroît, la plupart des écosystèmes a été fortement influencée sur le plan anthropogénique au cours des dernières dizaines d'années ou simplement, n'a pas été examinée. Il en est ainsi spécialement des habitats tropicaux, où à ce jour, on a décrit approximativement 1 million d'espèces, mais où pourraient vivre environ 20 millions d'espèces (ADIS, 1989; GROOMBRIDGE, 1992). On déplore notamment le manque général de recherche dans le domaine de la taxonomie fondamentale (BERMAN & HUBB, 1988). Il est également difficile de gérer l'interaction d'autant de types d'influences anthropogéniques. La raréfaction des espèces dans les régions agricoles de l'Europe Centrale est un cas en soi, où les effets des pesticides sont dilués avec d'autres facteurs (la pollution de l'air, le plan d'occupation des terres, la rotation des terres cultivables ; (KÖNIC, 1985).

Selon toute probabilité, la normalisation des tests de terrain est soumise à des contraintes tellement sévères que, pour des raisons pratiques, les études ne peuvent être conduites que sur la base du cas par cas; en d'autres termes, le producteur respectif et l'autorité environnementale doivent convenir de l'étendue de l'examen (KLEIN ET AL., 1988). Néanmoins, malgré toutes les difficultés en question, les études d'écosystèmes continueront à jouer un rôle dans la validation des résultats de tests de laboratoire et de semi-terrain, étant donné que la complexité d'un écosystème ne peut être adéquatement simulée dans d'autres niveaux (PERRY & TROSTLER, 1988).

10.2 EXEMPLES D'ÉTUDES DE TERRAIN

Il y a seulement quelques années, les tests de terrain avec les pesticides étaient conduits en appliquant une substance et en comptant les signes évidents de dommages tels que le poisson mort qui flotte à la surface de l'eau des ruisseaux, ou des oiseaux morts dans les vergers (HARDY, 1987). En utilisant les différentes études sur les effets d'un pesticide sur la faune du sol par exemple, BOSTROM & LOES-HOLMIN (1987) ont pu montrer de quelle manière les études précédentes se sont intéressées aux lois fondamentales de la recherche, comme la reproductibilité, par exemple. Comme on l'a déjà souligné au début du chapitre 9, il y a un grand nombre de méthodes de tests de terrain. Néanmoins, les études de terrain ne sont pas toujours similaires aux « études d'écosystèmes ».

Même aujourd'hui, l'incidence des dommages drastiques sur les animaux supérieurs est encore une raison pour une planification précise des études sur le terrain (p. e. pour la localisation d'une source d'émission, (SOBEL, 1993). En Angleterre, par exemple, les cadavres de vertébrés qui sont retrouvés par hasard subissent une analyse pathologique ou une analyse des résidus. Il est possible d'estimer la taille de la population des vertébrés sauvages qui vivent

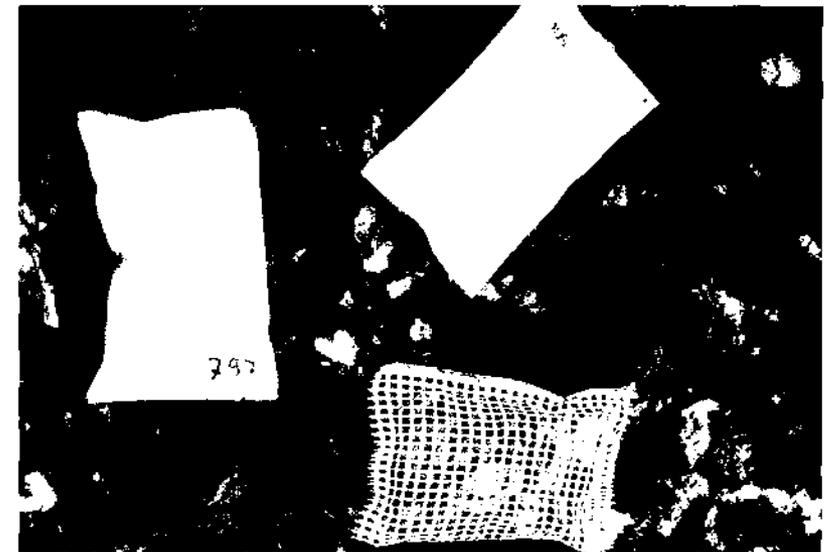


Fig 10.1 Test préliminaire d'un pesticide

dans les régions polluées et non polluées (p. e. BUSYAK ET AL., 1984). Cette méthode a été modifiée entre temps à tel point que les captures sauvages effectuées dans les régions polluées (par exemple les souris des champs) sont ramenées en laboratoire afin de comparer leurs réactions avec les organismes tests qui sont élevés en laboratoire (y compris les méthodes biochimiques : p. e. WALKER, 1988).

Généralement, cependant, il est difficile d'analyser la dynamique de la population des vertébrés sauvages, notamment les petits mammifères (COX & SMITH, 1990). C'est pourquoi MISLAL & PLAKAT (1987) ont suggéré qu'il n'était pas nécessaire de conduire des procédures enzymatiques qui utilisent relativement peu d'animaux pour l'analyse des effets sur les oiseaux après l'application de l'insecticide dans les forêts. En revanche, il faudrait conduire des procédures coûteuses, et qui à long terme emploient des techniques de marquage et de recapture ou la mesure des paramètres de reproduction, pour évaluer l'effet des substances sur le niveau de population. Les deux approches ont beaucoup d'éléments en commun dans les programmes de suivi (voir Chapitre 10.3). L'analyse des résidus et les méthodes statistiques sont également appropriées dans le cadre de ces programmes grâce à la quantité appliquée connue et la longue période de test.



Fig 10.2 Site d'expérimentation dans une forêt de bois de hêtre

Quelques-unes des procédures avec les vertébrés ont été codifiées dans le cadre des directives de l'UE (CEA, 1982c). Néanmoins, à cause des nombreux sites et de zones vastes qui sont nécessaires pour la précision statistique de ces tests, sans oublier les difficultés d'interprétation, l'UE elle-même a récemment remis en cause la nécessité des ces tests. SOMMERLIT & WALKER ont proposé une alternative qui consiste en des tests plus approfondis sur moins de sites, prenant en compte autant d'espèces que possible. GRIFFITH (1990b) donne une description détaillée des deux approches, dont celle de l'expérience pratique avec les méthodes « intensives ».

Sinon, compte tenu de la complexité du sujet d'investigation, et des dépenses qui en découlent (en temps et en coûts), seuls très peu de tests sont régulièrement obligatoires dans le cadre des procédures d'homologation, et encore moins ont été normalisés (CURRIS, 1989). En Allemagne, en Angleterre et aux Etats-Unis, les tests sur le devenir environnemental (dégradation, métabolisme, et également mobilité pour les E-U) des pesticides (pas des produits chimiques environnementaux!) sont obligatoires sur le terrain, souvent sur différents sites, si un risque potentiel est indiqué par les résultats des tests de laboratoire (BBA, 1986v; SMITH ET AL., 1990).

A ce jour, les tests d'effet biologiques sur le terrain ne sont obligatoires que dans le cas d'un risque présumé sur les abeilles (BBA, 1991c). Dans le même temps, on a développé un test comparable sur les vers de terre (BBA, 1994v, 1994bl). Concernant les tests sur les abeilles qui sont devenus obligatoires depuis la fin des années 1970, la mortalité, les observations du comportement (butiner sur les cultures) et la reproduction (estimations du statut de la progéniture sur des planches) sont évaluées pendant une période de quatre semaines après l'application d'un pesticide (FRIBUS ET AL., 1986). Il existe beaucoup de tests recommandés, dans le domaine des tests sur les arthropodes bénéfiques, dont la plupart sont toujours en cours de validation (GAWES, 1988; SMITH ET AL., 1989). En Angleterre, dans le même temps, une méthode de terrain a été développée dans le cadre des directives de l'UE comme directive pour l'étude des effets secondaires des pesticides sur les prédateurs importants, tels que les araignées, les carabides, les coléoptères épigés, et les coccinelles sur les cultures à grain (notamment le blé) (VD7/7C, Ministère de l'Agriculture, des Forêts et Pêches; HUSON & MILVO-BRECCIA, 1992b). Dans ce test, on emploie des techniques de terrain écologiques et communes, telles que les pièges enterrés. On accorde une attention spéciale sur la taille des surfaces tests (on recommande plus d'1 ha), étant donné que les effets déterminés pour les organismes mobiles pourraient bientôt être compensés par une recolonisation si la zone de test est trop petite.

Dans beaucoup de cas, la classification taxonomique de la faune ne va pas au-delà du niveau de la famille, notamment concernant le grand nombre de prises et la difficulté de les identifier. La macrofaune constitue une exception. Il est souvent relativement facile d'identifier les espèces de coléoptères épi-gés, par exemple.

Dans le cadre des récentes approches intégrées, les effets des pesticides sur les organismes utiles sont étudiés parallèlement aux tests de laboratoire à travers le suivi et les études de terrain (LIFE ET AL., 1990), notamment pour comparer les techniques d'agrogestion conventionnelles et écologiques (SILVÉNSON & WALTERS, 1983 ; CROFT, 1990). Le projet anglais Boxworth en constitue un exemple. Dans ce projet, les effets de plusieurs pesticides sur des terres qui sont régies par la gestion conventionnelle et intégrée ont été étudiés avec une variété de paramètres biologiques sur une période de cinq ans (HARDY, 1986 ; GREG-SMITH, 1990A).

Concernant le compartiment des sédiments aquatiques, CHAPMAN (1989, 1990a,b) a notamment mis l'accent sur la nécessité d'intégrer les données biologiques (laboratoire/terrain) et physico-chimiques.

Parallèlement aux tests dans les mésocosmes, (spécifiquement les mares artificielles) qui ont été de plus en plus utilisés durant les années 1980, on a conduit peu d'études à long terme dans lesquelles on manipule l'ensemble

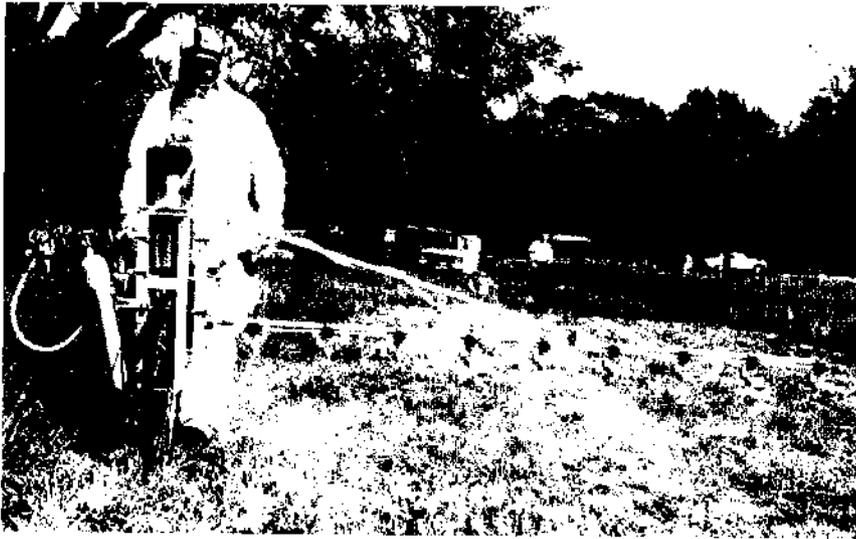


Fig 10.3 Méthode de sachet litière utilisée pour étudier la décomposition de la matière organique

d'un lac, par exemple pour ce qui est de la valeur du pH (par exemple BRIZONIK ET AL., 1987 ; SCHINDLER ET AL., 1985). Une de ces expériences a supposé que les paramètres fonctionnels hautement intégratifs, tels que la décomposition ou les cycles nutritifs, sont moins adaptés en tant qu'indicateurs de stress sur le système, que la structure de la biocénose des petits organismes qui ont un taux de reproduction plus rapide (SCHINDLER ET AL., 1985).

Dans les tests de laboratoire qui ont été élaborés de la même manière, il y a eu en Allemagne une tentative pour trouver des indicateurs (= paramètres) pour une évaluation prospective de la tolérance de l'écosystème vis-à-vis du stress (MATHIS ET AL., 1991). Divers écosystèmes terrestres (p. e. le sol des forêts de hêtres, le site rude urbain) ont été traités avec des produits chimiques et la réaction du système a été analysée le plus globalement possible (zoologiquement, botaniquement, microbiologiquement, chimiquement) en comparaison avec les autres sites témoins (BECK ET AL. 1988 ; MATHIS ET AL., 1991 ; Figure 10.1 et 10.2). On peut spécialement recommander la décomposition des débris (p. e. avec les sacs de débris ; Figure 10.3) ou l'activité alimentaire de l'ensemble de la biocénose du sol (p. e. avec des tests d'appâts à feuille (VON JÖRNE, 1990) comme méthodes de fonctionnement au niveau de l'écosystème. Pour la plupart des écosystèmes étudiés dans le processus, il fallait d'abord définir un état normal (standard) (= écosystème de référence). Comme on pouvait s'y attendre, étant donné la grande hétérogénéité des écosystèmes étudiés (y compris les dommages pré-existants) et les situations de stress en question (chimique, fréquence de l'application), il n'a pas été possible d'identifier des indicateurs systémiques « universels » de stress chimique qui soient indépendants du site respectif (SCHLOSSER, 1988). D'un autre côté, la recherche a démontré que les études de terrain sont généralement soumises aux conditions suivantes (MATHIS ET AL., 1991) :

- La variabilité spatiale et temporelle des réactions des écosystèmes est très élevée (= légère reproductibilité) ; donc, les effets chimiques dépendent extrêmement des conditions climatiques respectives, p. e. à cause de la situation d'exposition différente.
- A cause de cette variabilité et des effets qui ne se manifestent pas avant une longue période, les études sur les écosystèmes doivent être élaborées dans une perspective à long terme.
- Les résultats d'un type d'écosystème sont difficiles à transférer vers d'autres écosystèmes, même si les écosystèmes peuvent sembler avoir certains aspects en commun.

- Il est possible de mener une analyse conjointe des effets des polluants sur les espèces en terme de changements structurels dans les communautés d'organismes (p. e. le changement de la dominance ; GRAEFE, 1993) et les paramètres fonctionnels (p. e. les changements dans la décomposition des détritus). Néanmoins, les transitions entre ces deux dimensions sont flexibles, notamment, si les microorganismes sont entrain d'être étudiés.
- Il y a un grand besoin de recherche eu égard à l'analyse de l'état normal des écosystèmes ainsi que l'identification des paramètres de mesure complémentaires (« la recherche écotoxicologique signifie également recherche des écosystèmes » ; MATHES ET AL., 1991).

Ayant le même objectif, HECK ET AL., (1992) et RÖMBKE ET AL., (1994) ont étudié l'adaptabilité de la faune du sol comme indicateurs et les paramètres fonctionnels dans les forêts et les biotopes des prairies qui sont soumis à un stress anthropogénique. Ces études accordent une priorité spéciale de premier ordre à l'application simultanée des programmes de suivi sur le terrain, des tests causals et analytiques dans des conditions de semi-terrain (p. e. les microcosmes), et en laboratoire. Pour des raisons évidentes, les études de cette échelle ne sont pas faisables, ne serait-ce que pour des raisons éthiques, et certainement pas dans le cadre des expériences chimiques de routine.

10.3 LES ETUDES DE SUIVI

10.3.1 Définition et problèmes

A côté des tests (analyse, évaluations et pronostics qui en découlent) des substances xénobiotiques individuelles, la tâche de l'écotoxicologie est de procéder au suivi du devenir et de l'effet de ces substances directement sur l'environnement, en plus de déterminer « l'état normal », l'objectif de cette observation ou de l'activité de contrôle est de vérifier la précision des différentes prévisions et de donner une base pour des mesures de précautions afin de se prémunir contre les catastrophes. Sur la terre, il n'existe pas de lieu où l'on peut dire que l'environnement est influencé par ce que l'on peut souvent appeler activités humaines à grande échelle. Ce qui fait qu'il est difficile de distinguer l'effet des sources additionnelles de stress sur l'environnement à partir d'autres changements dans l'environnement.

Il existe trois façons différentes de procéder au suivi du devenir et de l'effet des polluants (MORIATRY, 1988) :

- Des études, c'est-à-dire une mesure qui est prise afin d'enregistrer des données seulement sur un état actuel, à un point donné dans le temps ;
- La surveillance, c'est-à-dire des mesures répétées prises pour enregistrer les changements sur des périodes ;
- Des suivis (le suivi en soi), c'est-à-dire des mesures suivies pour des comparaisons entre l'état actuel et une norme précédemment déterminée.

Tandis que dans les années 1970, l'attention portait sur la détection des produits chimiques sur les organismes, la question a changé au cours des récentes années, avec la discussion qui tournait autour des tests de laboratoire. Aujourd'hui, on a tendance à demander si et comment les produits chimiques ont un impact sur l'environnement et comment on pourrait enregistrer et analyser cet impact. En d'autres termes, l'accent qui avait été mis sur l'identification des indicateurs d'accumulation s'est déplacé en 1980 sur les indicateurs de réaction. Un effort croissant est entrain d'être déployé pour fusionner les deux aspects dans le cadre d'évaluation holistique du risque écotoxicologique potentiel.

Actuellement, la question d'intérêt est de savoir si on peut obtenir la même nature d'informations générées par les programmes de suivi, p. e. sur la concentration d'un pesticide dans un organisme, en évaluant les valeurs d'accumulation basées sur les analyses des échantillons prélevés dans le compartiment environnemental respectif (HOPKIN, 1993A). Dans une appro-

che relativement nouvelle, des efforts sont déployés pour déterminer si les programmes de suivi peuvent être utilisés pour identifier les populations qui ont développé une résistance vis-à-vis de certains produits chimiques pour des raisons génétiques - un aspect extrêmement important pour les pesticides (p. e. sur la sensibilité variable des moustiques sur les insecticides organophosphorés, DEVONSHIRE & FIELD, 1992).

Avec des ressources suffisantes, les programmes de suivi peuvent, non seulement identifier les niveaux des polluants qui pénètrent dans l'environnement, mais également déterminer leur devenir et les changements qui s'opèrent dans le temps ainsi que leurs effets biologiques. Mais seulement, à cause du grand nombre de polluants potentiels et les effets possibles, sans compter le coût du processus et le temps consacré à leur analyse, il est rarement possible d'obtenir ou de maintenir un état de connaissance idéale sur l'un d'entre eux. En comparaison avec les autres produits chimiques environnementaux (à l'exception des polluants de masse qui sont dans l'air tels que les SO_2) ou les pesticides, les métaux lourds ont été le principal sujet d'investigation.

Dans le cadre de la planification, de l'application et de l'évaluation des programmes de contrôle, il est extrêmement important de prendre en compte les autres facteurs environnementaux tels que l'humidité, le pH, la salinité, etc. étant donné qu'ils sont souvent beaucoup plus importants pour la survenance, le comportement ou la consommation des produits chimiques que les propriétés de la substance xénobiotique elle-même (par conséquent, la toxicité est une fonction de la biodisponibilité). La sélection des organismes employés comme bioindicateurs a une influence majeure sur les résultats des études de contrôle, comme on peut le voir dans les exemples suivants :

- Les espèces taxonomiques étroitement liées peuvent être extrêmement différentes en termes de leur réaction ou de leur bioaccumulation (p. e. divers espèces d'isopodes vis-à-vis des métaux lourds ; HOPKIN, 1990) ;
- L'état physiologique d'un individu, son âge ou son expérience peut par faitement influencer sur l'absorption des substances (DUFFIELD, 1990) ;
- Dans le cas des invertébrés notamment, souvent, on ne sait pas de quoi ils se nourrissent ce qui rend les études sur l'accumulation difficile à interpréter. Par exemple, la preuve de la présence d'un produit chimique dans les tissus d'un animal n'est pas en soi suffisante pour localiser la source de l'émission à moins de savoir au moins les préférences alimentaires et la mobilité de l'organisme.

A côté de ces facteurs, dont les effets sont prévisibles, au moins jusqu'à un certain niveau, l'expérience a montré que les individus d'une même espèce peuvent différer sur le terrain eu égard aux caractéristiques des indicateurs, sans explication possible. Par conséquent, il n'est presque pas possible d'estimer les concentrations des produits chimiques dans les organismes sur la base des mesures du compartiment abiotique (HOPKIN, 1993A). D'un autre côté, cela signifie qu'outre le degré moyen de stress, il faut également connaître le spectre des réactions ou des accumulations afin d'évaluer le risque potentiel du produit chimique en question.

Les méthodes qui enregistrent directement l'effet chronique des substances xénobiotiques dans le cadre des programmes de contrôle deviennent de plus en plus prédominantes (telle que la méthode dite des « moyens de croissance » avec les moules, cf. Chapitre 8.2.2), par lequel la transition entre les tests de semi-terrain et de terrain est flexible. La méthode la plus répandue est l'exposition des animaux dans de petites cages sur le terrain, bien que les animaux proviennent du laboratoire ou des sites où le niveau d'exposition est connu. Un des exemples est la collecte de données sur le taux de croissance chez les petits crustacés (MAHBY ET AL., 1990) ; un autre changement est le flux de respiration chez la truite (SLATER & MAHBY, 1989). Le problème est de savoir comment prévoir l'impact à long terme des changements mesurés pour l'ensemble de la population.

Dans le même temps, les poissons (et les mouches d'eau) notamment sont entrain d'être utilisés dans le suivi continu des effluents, dans des installations de traitement largement automatisé, où par exemple, la capacité de nage des animaux sert de paramètre de mesure (PUZICHA & KNIL, 1994). Les méthodes dans lesquelles on peut mesurer les paramètres physiologiques des poissons grâce à la micro-électronique qui ne cause aucune gêne à l'animal (télé-détection; DEPLEDGE & ANDERSEN, 1990) sont beaucoup plus orientées vers le futur. Ces méthodes permettent d'utiliser directement les paramètres non mortels pour le contrôle environnemental.

10.3.2 Exemples d'études de suivi

Les études de suivi ne peuvent être systématisées de la même manière que les tests. Du point de vue de l'élaboration et de l'application, les tests sont soumis à des contrôles sur le tas plus serrés que pour les études de contrôle. Par conséquent, une variété d'études de contrôle est décrite dans les sous paragraphes suivants selon le milieu environnemental dans lequel ils sont conduits.

Le milieu aquatique

On emploie tellement de groupes d'animaux différents dans les programmes de contrôle dans le milieu aquatique qu'on peut difficilement les compter. Dans le compartiment limnique, les organismes de plancton (p. e. les protozoaires et les petits crustacés), les larves d'insectes (p. e. les diptères), les annélides (p. e. les tubificides ou les sangsues) et le poisson notamment, sont les plus employés. L'accumulation des produits chimiques est difficile à prévoir étant donné qu'il est souvent difficile de savoir si l'exposition intervient à travers l'apport en nourriture ou directement par l'eau (par les organes respiratoires ou la surface du corps, VAN HATTUM ET AL., 1991).

Les effets des substances xénobiotiques, notamment en connection avec le déversement des ordures ou le forage pétrolier, ont également été examinés dans le compartiment marin, en mettant l'accent sur les cénozes du sous littoral et benthique (p. e. CLARK, 1989). L'exemple le plus connu est sans doute l'investigation des effets de l'agent anti-encrassement extrêmement toxique le tributylétain (HOPKIN, 1993A). Outre les macrobenthiques, on a également utilisé des petits habitants des sédiments, tels que les nématodes ou les annélides, comme organismes de suivi (BILYARD, 1987; GRAY ET AL., 1988; BELLAN ET AL., 1988). Les mollusques sont devenus les organismes indicateurs les plus souvent employés - un testkit (« contrôle de la moule ») a même été développé pour elle et non parce qu'elle est consommée par l'homme. Dans le même temps, on a compilé tellement de données sur la moule *Mytilus edulis* (p. e. BERGEN, 1993), que l'on peut trouver partout dans le monde (mais dont on dit qu'il s'agit d'un complexe de trois espèces; LOBEL ET AL., 1990), que des «schémas de surveillance globale de la moule » ont été mis en place depuis plusieurs années (BAYNE, 1989). Les vertébrés maritimes ont également été utilisés comme indicateurs de bioaccumulation pendant longtemps. Beaucoup de substances xénobiotiques s'accumulent dans les dépôts gras des pingouins ou des dauphins, même après la fin de la source de contamination à cause de l'absence d'enzymes de dégradation (HOPKIN, 1993A).

Concernant l'utilisation de la méiofaune dans les études de contrôle maritime, on discute encore de la question de savoir s'il est nécessaire d'établir une spécification jusqu'au niveau des espèces (CRANSTON, 1990). L'exemple qui suit montre toute la difficulté de répondre à cette question : diverses études qui ont pris le même groupe d'organismes au niveau de l'espèce (nématodes), et qui les ont regroupés dans des unités taxonomiques supérieures (niveau de la famille), ont débouché soit sur une perte importante d'information ce faisant, (WARWICK ET AL., 1990), soit sur aucun changement à partir des conclusions sur le niveau de l'espèce originale (HERMAN & HEIF, 1988). Etant donné que, comme on l'a déjà mentionné, même les espèces étroitement liées peuvent démontrer un comportement d'accumulation nettement variable, par exemple, on parle de retenir le niveau d'espèces dans les études de suivi.

L'utilisation de tout un groupe d'espèces comme indicateurs de réaction a été formalisée pour les compartiments limniques et maritimes (RAMADE, 1987A). L'index de saprobe développé il y a environ 100 ans, et les index y afférents constituent des exemples de systèmes d'indicateurs de réaction pour déterminer le niveau de qualité des corps de l'eau dans laquelle la survenance de la plus grande variété de végétaux (notamment les algues unicellulaires) et d'animaux (notamment, les invertébrés tels que les protozoaires, les tubificides ou les larves d'insectes) sont mis en relation face à un niveau particulier de pollution (BAUER, 1987; METCALFE, 1989). Cette approche a sans doute une valeur pratique, mais la validité des index individuels est souvent limitée à la région examinée. En outre, il est rarement possible de juxtaposer directement les effets biologiques et les résultats des analyses chimiques.

Aujourd'hui, les index de diversité, tels que celui de Shannon-Wiener, qui sont également souvent employés dans le milieu aquatique dans le cadre des programmes de suivi ne sont pas considérés comme étant d'une grande utilité pour les raisons ci-dessus mentionnées (voir le chapitre 6.6.2). On ne peut non plus recommander aucun des index biotiques qui utilisent les différences de sensibilité chez diverses espèces, différences dont l'existence a été mesurée ou présumée en laboratoire (p. e. les relations entre *Assellus* sp. et *Gammarus* sp.; WHITEHURST, 1991) ou la composition de la cénoze des annélides (BELLAN ET AL., 1988) On ne peut supposer que les espèces indicatrices sont sensibles de manière égale à toutes substances xénobiotiques et à leurs interactions.

Le milieu terrestre

L'utilisation des végétaux, p. e. les plantes herbacées, les mousses, les champignons (notamment comme indicateurs de substances radioactives) ou les lichens (ARNOLD ET AL., 1987; BURTON, 1990) comme indicateurs actifs ou passifs de polluants est répandue. L'indication du lichen sera discutée dans le détail ici, étant donné qu'il constitue l'exemple parfait qui illustre les avantages et les inconvénients impliqués dans l'utilisation des bioindicateurs. La preuve d'un dommage survenu chez les lichens à cause des produits chimiques (p. e. les gaz des conduites de cheminées), un fait connu depuis le milieu du 19^e siècle (NYLANDER, 1866), a été utilisée comme un indicateur dans un grand nombre d'études, notamment dans le scénario urbain, dans lesquelles les cartographies des effets des lichens ont été juxtaposées avec la teneur des polluants de l'air (SCHÖLLER, 1993). En outre, vers les années 1970, une approche contraire a été utilisée pour jauger la situation de stress sur le site cible sur la base de la survenance des lichens. Dans une modification de cette approche, des lichens (apparemment) sains avaient été transplantés d'une région à air pur vers des sites dont les niveaux de stress devaient être évalués sur la base des réactions des lichens qui y sont exposés (BRIDO, 1961). Au même moment, les tests de laboratoire ont déterminé que les lichens ont révélé une sensibilité élevée mais spécifique à l'espèce vis à vis des polluants de l'air, notamment le dioxyde de soufre (TÜRK ET AL., 1974). Par conséquent, les effets observés sur les lichens ont été quantifiés à l'aide de l'index, le plus connu étant probablement l'IPA (= Index de Pureté Atmosphérique), qui a été modifié plusieurs fois (LE BLANC & DI STOOVER, 1970).

Les anomalies de croissance chez les lichens comme indicateurs précoces des dommages des forêts constituent un exemple des nombreuses utilisations à succès des lichens aux Etats-Unis (SCOTT & HULTENSON, 1990). Néanmoins, il y a un aspect problématique qui est que la survenance a souvent été mise en corrélation de manière monocausale avec la concentration ou la composition des polluants de l'air, sans prendre en compte les autres facteurs écologiques (p. e. le microclimat) (SCHÖLLER, 1993). Il y a une autre complication compte tenu du fait que les lichens sont des organismes très complexes (étant une symbiose entre les champignons et les algues, qui sont très différents eu égard à leur physiologie nutritive), dont la biologie et la taxonomie entraînent beaucoup de problèmes (JAHNS, 1989). Bien que la corrélation déterminée de certaines espèces de lichen avec le stress atmosphérique dans différentes régions soit hautement contradictoire dans certains cas, la cartographie des lichens a continué à servir de procédure normalisée jusqu'à aujourd'hui, parce qu'elle est simple à appliquer. Etant donné les

problèmes ci-dessus mentionnés, il est recommandé de ne pas tenir compte du modèle monocausal de distribution du lichen (exclusivement comme une fonction de la qualité de l'air, notamment la concentration de SO₂) et ainsi également, la quantification. En revanche, il faut rechercher la diversité des facteurs d'influence parallèlement avec la cartographie continue à long terme du lichen, et les relations de cause à effet entre la survenance de ces organismes et ces facteurs (SCHÖLLER, 1993).

Les conclusions tirées de l'exemple de l'utilisation du lichen sont pertinentes pour beaucoup de systèmes d'indicateurs. Néanmoins, cela ne veut pas dire qu'il faille remettre en cause l'ensemble du suivi sur le terrain. Il s'agit d'assurer que son application et son interprétation soient effectuées avec circonspection. L'importance critique des programmes de contrôle pour appuyer les résultats des autres tests est mise en évidence par le fait que ces programmes deviennent de plus en plus obligatoires pour les pesticides (et il faudrait noter pour les produits chimiques environnementaux) même après qu'ils ont été enregistrés (ou homologués selon le cas). Ces programmes sont ainsi appliqués à grande échelle (MATHIS ET AL., 1991).

On peut utiliser des espèces d'animaux très différentes pour faire le suivi, selon la région, la substance xénobiotique et le problème en question. Dans le milieu terrestre par exemple, les ciliates, les vers de terres, les escargots, les isopodes, les gamasides, les collemboles, les carabides, les papillons et les petits animaux, mais également de grandes parties d'animaux plus grands (des oeufs, des cerfs, des plumes d'oiseaux) sont adaptés (HOPKIN, 1993a). Dans le même temps, il a été possible dans beaucoup de cas (notamment avec les métaux lourds) de juxtaposer les effets sur la faune du sol (également de petits mammifères) avec une certaine source d'émission. Néanmoins, il existe une grande base de données disponible qui provient des études à long terme sur les effets contraires des pesticides sur les systèmes agricoles, notamment avec les organismes utiles (KÖNIC, 1985; JESON, 1993).

L'utilisation des vers de terre comme indicateurs de réaction et d'accumulation combinées pour contrôler les déchets constitue une autre approche intéressante. Les études de ce domaine de l'activité de suivi se sont basées soit sur les populations indigènes qui surviennent (encore) soit sur les animaux élevés en laboratoire et exposés dans des containers (CALLAHAN ET AL., 1991). A cause de l'extrême complexité du sol, il est difficile de comparer la composition des espèces sur un site donné avec celle d'une norme donnée. La seule solution à ce problème consiste en un suivi à long terme des organismes simultanément avec des facteurs abiotiques spécifiques, notamment le climat.

11. LES BASES JURIDIQUES

11.1 ÉTUDE HISTORIQUE

Dans les Chapitres 6 à 10, nous avons décrit les moyens par lesquels les propriétés écotoxicologiques des pesticides peuvent être enregistrées et contrôlées, ainsi que les limites des nouvelles approches employées. On suppose de manière implicite que les législateurs sont conscients des problèmes qu'on rencontre dans l'application des tests à partir des niveaux inférieurs vers les niveaux supérieurs des systèmes biologiques. En outre, ils ont reconnu que l'écotoxicologie comporte un élément d'incertitude dans l'évaluation du niveau de l'écosystème, et que par conséquent, elle doit reposer sur les principes des sciences naturelles. Cela a placé les législateurs dans une position extrêmement difficile étant donné qu'il n'est pas aisé de définir la structure et la fonction des écosystèmes en termes juridiques. Comme nous l'avons déjà souligné à divers endroits de cette étude, la méthodologie écotoxicologique a évolué partir des questions que les législateurs ont abordées, vers le domaine de l'écologie pour une recherche de réponse. Dans le même temps, l'écotoxicologie a développé sa propre dynamique et a généré une mine d'informations et de connaissances utile pour les agences régulatrices. Cela veut dire que non seulement, on accorde une plus grande considération aux questions écotoxicologiques, dans tous les domaines de la société et dans le cadre de la législation, ceci a notamment entraîné la formulation de critères spécifiques que les nouveaux produits chimiques ainsi que les soi-disant produits existants doivent remplir avant d'être mis sur le marché ou d'avoir l'autorisation d'y rester.

Les pesticides ont été soumis à des règlements juridiques pendant un temps relativement long, comme on peut le voir dans l'étude historique de la politique aux États-Unis dans le Tableau 11.1 (COSTA, 1987 ; HARVELL, 1989 ; CROSBY & MINYARD, 1991 ; KOHLS, 1991, JELINEK & GRAY, 1992) :

Cette étude montre que les législateurs américains ont défini des normes durant les années 1970 - surtout en réponse à la pression du public- ce qui plus tard, a formé la base de la législation en Europe Occidentale (UE, Scandinavie, Suisse, voir SCHULPP ET AL., 1990, par exemple) et plus récemment pour une partie de la législation en Europe de l'Est également (DANSON, 1990). Les États-Unis, notamment l'EPA, ont continué à jouer un rôle de précurseur dans l'élaboration des directives. Dans ce contexte, notre discussion

Tableau 11.1 Etude historique de la politique des Etats-Unis en matière de pesticides

1910	Vote de la <i>Loi Fédérale</i> sur les Insecticides pour prévenir les risques sur la santé humaine.
1938	Vote d'un additif à la Loi sur les Aliments Purs de 1906 pour la prévention de la contamination des aliments par les résidus de pesticides.
1947	Révision de la loi de 1910 qui devient Loi Fédérale sur les Insecticides, les Fongicides et les Rodenticides (FIFRA); le Département Américain de l'Agriculture (USDA) est chargé de son application; le problème des résidus dans les aliments est abordé dans le cadre d'une autre loi (Loi Fédérale sur les aliments les Médicaments et les Cosmétiques (FFDCA).
1959	Extension du cadre de la FIFRA vers les autres pesticides, tels que les nématicides.
1962	Publication du «Silent Spring» (Printemps silencieux) de Rachel Carson, qui a suscité une discussion publique sur les problèmes environnementaux.
1969	Premier moratoire sur l'utilisation d'un pesticide (DDT).
1970	Etablissement de l'Agence de Protection Environnementale (EPA), qui devient responsable des homologations de pesticides entre autres. (contrairement à l'USDA); et pour la stipulation des niveaux de tolérance dans les aliments : peu après, interdiction des composés d'alkylmercure dans le traitement des semences.
1973	Interdiction du DDT ; par la suite, de plus en plus de restrictions ou d'interdictions sur certains pesticides.
1975	Interdiction de l'Aldrine et du Dieldrine; publication des directives de l'APE pour l'homologation des pesticides aux Etats Unis. Mise en place de la Présomption Refutable contre l'Homologation, qui est une procédure qui requiert la présentation de preuves afin de dissiper tous les doutes raisonnables préalablement à l'homologation d'un pesticide.
1977	Vote de la Loi sur le Contrôle des Substances Toxiques (TSCA) pour les produits chimiques environnementaux; pas d'application de traitement des semences contenant du mercure; le concept de Lutte Intégrée contre les Ravageurs est établi.
1978	Vote des lois pour la révision du FIFRA pour l'homologation des pesticides et la publication d'une liste de pesticides pour une application limitée seulement.
1982	Publication de Directives de l'EPA en complément au FIFRA (par ex Subdivision E : Directives pour l'Evaluation des Pesticides: Evaluation du Risque: Organismes Sauvages et Aquatiques).
1985-88	L'EPA publie les décrets d'application du TSCA.
1988	Le FIFRA est complété par un agenda pour l'homologation des pesticides, qui doit être complété en 1997, il touche un total de 1.300 matières actives (LENG, 1991).
1992	L'EPA adopte de nouveaux critères pour l'acceptabilité des données pour accélérer le processus de réhomologation, ce qui est loins d'être dans le temps imparti (nouvelle date limite finale: 2002).
1988-93	Tendance croissante pour l'adoption d'exigences complémentaires au niveau de l'Etat (par ex Le Plan Vert de la Californie).

sur la législation relative à l'écotoxicologie se limitera à un profil périphérique de la situation aux Etats-Unis, avec un accent principal sur des parties spécifiques de la législation allemande caractérisée notamment par une forte densité de règlements (Figure 11.1). Néanmoins, il faut noter que la fixation américaine sur le milieu aquatique est entrain de devenir de plus en plus problématique. En outre, comparativement aux règlements européens, le processus d'homologation américain est très coûteux en termes de bureaucratie et de paperasse (WALKER, 1990) Aujourd'hui, les activités américaines ne mettent pas beaucoup l'accent sur l'élaboration des directives, mais plutôt sur l'interprétation des données jusqu'à l'évaluation du risque (NORTON ET AL., 1992).

Exigences en matière d'homologation écotoxicologique

Effets écotoxicologiques sur :

Microorganismes du sol
Organismes des sédiments
Différents arthropodes bénéfiques
Abeilles
Vers de terre

Tests chroniques écotoxicologiques sur :

Oiseaux, *Daphnia*, Poissons
Tests écotoxicologiques étendus

Analyse des résidus et métabolisme chez les animaux et les végétaux

Tests aigus toxicologiques avec :

- Oiseaux (caille, colvert)
- Aliment de poisson (*Daphnia*)
- Poisson (carpe, truite)

Résumé de l'évaluation :

Dégradation et métabolisme au sol et dans les sédiments
Absorption/Désorption au sol et dans les sédiments
Biodégradation dans l'eau
Photolyse
- dans le sol
- dans l'air et dans l'eau
Bioaccumulation dans les poissons
Métabolisme chez les végétaux
Volatilité
Mobilité (lysimètre)
Analyse des résidus

Propositions :

Etudes du microcosme et du mésocosme
Tests de terrain sur les vers de terre
Bioaccumulation dans les organismes des sédiments



Fig 11.1 Extension de l'étendue des exigences en vue d'une homologation écotoxicologique en Allemagne de 1950 à 1990

Les organisations non-gouvernementales

Il existe des organisations non-gouvernementales qui travaillent en étroite coopération avec les autorités gouvernementales internationales, telles que l'OMS, l'OCDE pour porter les questions écotoxicologiques sur la place publique, dans le domaine de la recherche et en vue d'améliorer la coopération internationale (KAPPELER, 1979). Le Comité Scientifique sur les Problèmes d'Environnement (SCOPE) constitue un exemple. En tant que membre des Conseils Internationaux de l'Environnement des Syndicats Scientifiques, il organise des conférences et a publié beaucoup de travaux fondamentaux sur les bases scientifiques des évaluations écotoxicologiques (p. e. BUTLER, 1978, 1984 ; SHEENAN ET AL., 1985 ; TARDIFF, 1992). En outre, la Société de Toxicologie et de Chimie Environnementales (SETAC) a travaillé à la sensibilisation écotoxicologique depuis le début des années 1980. Néanmoins, les liens avec le secteur de la recherche tel que le secteur de la chimie des pesticides de la Société Américaine de Chimie (ACS) a eu une influence décisive sur l'élaboration des procédures de tests et des critères à cause de leurs contacts personnels et scientifiques avec l'EPA (KEARNEY, 1991).

Il existe également des formes similaires de coopération entre les organisations internationales et l'industrie. Le Centre Européen d'Ecologie et de Toxicologie Chimique et Industrielle (ECETOC) (fondé en 1978) constitue un exemple, qui parle au nom de l'ensemble de l'industrie européenne sur les questions relatives au danger environnemental des produits chimiques. L'ECETOC a publié des méthodes écotoxicologiques, y compris les résultats de la validation des ring test, dans une série de Rapports Techniques. Le Groupement International des Associations Nationales de Fabricants de Produits Agrochimiques (GCPE) a été fondé dès 1960 pour représenter les intérêts de 90 % des producteurs de pesticides au niveau mondial (Section Européenne: ACPA = Association Européenne pour la Protection des Cultures).

Ces deux institutions qui sont proches de l'industrie travaillent activement dans le domaine du développement de la méthodologie, de la normalisation des tests, de la formation, etc. Les Groupes de Travail Spécialisés étudient les questions relatives à l'étiquetage ou à la formation de résistance. Le GIFAP a également publié un grand nombre de directives préparées spécialement en vue des conditions sous les tropiques et les sous-tropiques. Elles couvrent pratiquement tous les aspects de l'utilisation d'un pesticide (p. e. le transport, le contrôle de la qualité, la protection de l'utilisateur), mais les aspects écotoxicologiques n'y sont abordés que brièvement (« Directives pour une Utilisation Sure et Efficace des Pesticides » - GCPF, 1989).

Certains trouvent que les lois et directives sur l'écotoxicologie qui ont été votées dans les différents pays ou par des organisations internationales ont beaucoup de choses en commun. Elles ont un point de départ commun : comment reconnaître, évaluer et prédire l'impact nuisible possible du dommage causé par les pesticides ou autres produits chimiques dans l'environnement. Comme on l'a dit dans le chapitre précédent sur les écosystèmes, cet objectif ne peut être atteint – si possible – qu'à un coût très élevé, un coût trop élevé pour une pratique de routine. Ce concours de circonstances a entraîné le développement d'un programme de test gradué pour les études écotoxicologiques, d'abord dans les pays industrialisés individuels et plus tard en coordination avec les institutions internationales. Ces programmes étaient très similaires eu égard à leurs fondements de base. Le chapitre 12 donne une description de l'approche de l'ensemble du programme d'évaluation du danger et du risque (FAVA ET AL., 1987).

11.2 LA LÉGISLATION SUR LES PRODUITS CHIMIQUES

Il y eut une époque où chaque pays avait sa propre législation nationale sur les produits chimiques. Cependant, dans le même temps, ces législations se sont de plus en plus harmonisées dans le cadre de comités internationaux, au cours des récentes années. Aux Etats-Unis, par exemple (la Loi sur le Contrôle des Substances Toxiques- TSCA), il y a eu une tentative pour développer un schéma de test spécial pour chaque substance individuelle. L'industrie s'est opposée à cette approche, étant donné que les coûts de l'homologation d'un produit chimique seraient impossibles à estimer. En Europe, d'un autre côté, les efforts déployés par les pays au niveau individuel ainsi qu'au niveau de l'UE étaient orientés vers le développement d'un programme de test gradué qui serait le même pour toutes les substances, au moins pour les niveaux inférieurs, sans avoir besoin de norme de test spécial, sauf en cas de doute sur une cause spécifique. Néanmoins, le Japon a adopté une approche complètement différente: la persistance d'une substance dans le sol ainsi que la bioaccumulation d'une substance dans le poisson étaient considérées comme paramètres clé pour la classification d'un produit chimique (KITANO, 1990).

L'Europe

La Directive de l'Union Européenne 92/32/EEC pour la mise en conformité des lois, règlements et dispositions administratives relatifs à la classification, à l'emballage, et à l'étiquetage des substances dangereuses constitue la principale directive en matière de législation sur les produits chimiques en Europe. Il s'agit de la septième révision votée le 30 avril 1979, de la directive 67/548/EEC. Les différentes composantes de la directive 92/32 sont :

- la notification obligatoire, qui requiert une évaluation de la toxicité et de l'écotoxicité d'une substance, en corrélation avec le tonnage produit ;
- les règlements en matière d'étiquetage ;
- les autorisations pour imposer des interdictions et des restrictions ;
- les méthodes de test normalisées et les règles pour l'application de ces tests, conformément aux principes de la «Bonne Pratique en Laboratoire» (BPL).

Les lois appliquées aux produits chimiques sont apparues durant les 20 dernières années dans un processus d'étroite interaction entre les directives des institutions internationales. Les plus importantes d'entre elles sont les «Directives pour le Test des Produits Chimiques» de l'OCDE, qui incluent les règles sur la «Bonne Pratique en Laboratoire». Cette série de règles et de

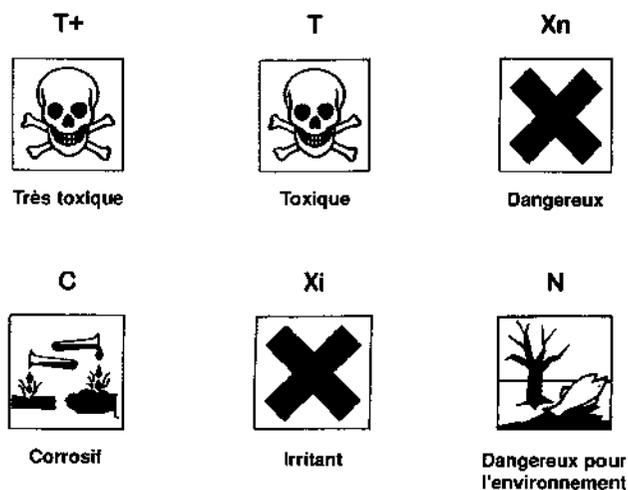


Fig 11.2 Symboles du danger. Le «N» de «dangereux pour l'environnement» n'avait pas été introduit jusqu'à la promulgation de la directive de l'UE 92/32.

directives s'est étendue et affinée au fur et à mesure depuis 1984, et aujourd'hui, elles sont reconnues presque à travers tout le monde. Les directives 88/320/EEC et 92/69/EEC réglementent la reconnaissance mutuelle des certifications de la BPL.

Les méthodes écotoxicologiques publiées dans l'Annexe V Partie C de la Directive de l'UE 84/449/EEC sont plus ou moins similaires aux directives de l'OCDE en terme de statut pour les régions de la Communauté Européenne. Après avoir rencontré un certain nombre de problèmes de coordination, la plupart des règles de l'OCDE et de l'UE ont à présent été harmonisées.

La Directive 92/32 EEC (septième amendement à la Directive 67/548/EEC) étend le catalogue des méthodes dans la directive 84/449/EEC avec d'importantes améliorations sur l'utilité. D'autres changements ont été effectués eu égard au traitement des produits chimiques qui ne sont produits qu'en petite quantité, à des tentatives pour éviter la multiplication des tests (p. e. pour le bien-être des animaux) et à l'introduction d'un symbole pour identifier le danger environnemental (Figure 11.2). Comme nous l'avons déjà mentionné, les affinements et les extensions de cette série de règles durant les années 1990 seront axés sur l'évaluation du risque, c'est-à-dire l'évaluation des données de test.

En outre, les directives de test normalisées ainsi que les suggestions pour des définitions obligatoires de la terminologie d'un point de vue général sont présentées par l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO) (p. e. ISO, 1989 ; CAIRNS, 1989) Ces systèmes normalisés existent en Allemagne (Deutsche Industrienorm; DIN) et aux EU (Société Américaine de Tests et d'Équipement, ASTM).

Les Etats-Unis d'Amérique

Les lois américaines comparables établies par l'Agence pour la Protection Environnementale (US. EPA) et qui incluent les aspects écotoxicologiques sont les suivantes : la Loi sur la Lutte contre les Substances Toxiques (TSCA) qui réglemente la vente des produits chimiques, la Loi Fédérale sur les Insecticides, les Fongicides et les Rodenticides (FIFRA), qui réglemente la vente et l'utilisation des pesticides; la Loi sur l'Eau Propre, (CWA) qui réglemente l'évacuation des eaux usées et des eaux de pluies vers les eaux navigables; la Loi sur l'Air Pur (CAA) ; la Loi sur la Préservation et le Restauration des Ressources (RCRA), la Loi sur l'Eau Potable (SDWA) et la Loi sur la Réponse Globale Environnementale sur la Compensation et la Fiabilité (CERCLA). Basé sur la CERCLA, le Bureau de l'APE sur les Déchets Solides et l'Urgence (OSWER) travaille également sur les prévisions en matière d'impact écologique des déchets notamment au niveau des décharges.

La FIFRA a été mise en place par le Bureau des Programmes des Pesticides (OPP) de l'EPA et exige une évaluation des impacts écologiques pour toutes les décisions relevant des pesticides applicables. Les études sur le devenir et l'impact environnemental figurent parmi les exigences à remplir par les sociétés désirent homologuer un pesticide. L'OPP a établi et continue à actualiser au fur et à mesure que la science évolue, une série de directives pour la conduite de tests sur le devenir écologique et les effets aussi bien en laboratoire que sur le terrain. L'OPP a établi des procédures et des formats de fonctionnement normalisés pour la conduite des évaluations du risque écologique, en utilisant ces données ainsi que des incidents documentés sur les effets néfastes sur la vie sauvage et les ressources aquatiques. Le processus d'évaluation du risque écologique est basé sur une approche graduée qui tout d'abord prend en compte les évaluations du criblage pour un nombre limité de points d'évaluation basés sur les données de laboratoire et un modèle d'exposition. La graduation de l'évaluation du risque suit alors une progression travers des efforts de modélisation plus globale pour évoluer vers les vraies mesures des effets potentiels sur le terrain dans le cadre des conditions proposées pour l'utilisation des pesticides. L'EPA est également obligée de s'assurer que l'homologation des pesticides et leur utilisation ne soient pas susceptibles de mettre en danger les espèces sauvages dans le cadre de la Loi sur les Espèces en Danger, votée par l'Agence Américaine sur les Poissons et la Vie Sauvage. Quelques exemples des documents pertinents de l'EPA sont : l'Évaluation du Risque Ecologique (EPA-540/9-85-001), et le Risque Ecologique : l'Abécédaire des Gestionnaires du Risque (EPA-734-R-95-001).

La CWA a été mise en place par le Bureau de l'Eau (OW) de l'EPA, qui est responsable de la définition de critères de qualité de l'eau ambiante basés sur 1) des données scientifiques sur les effets des polluants sur la santé et le bien-être publique, la vie aquatique, et la récréation ; et 2) les évaluations quantitatives ou qualitatives sur les niveaux des polluants dans l'eau qui, s'ils n'ont pas dépassé la limite, vont généralement assurer une qualité adéquate de l'eau pour une utilisation spécifique. Ayant réalisé que les objectifs de la CWA ne pourraient pas être atteints en abordant seulement la pollution chimique spécifique, l'EPA a développé une variété d'outils pour mettre en place une approche plus holistique à la protection des ressources aquatiques, tel que tout le test de toxicité des effluents, quelques critères sur la vie sauvage et des critères sur les sédiments nationaux pour la protection des organismes benthiques. Depuis le début du programme de bioévaluation et de biocritère en 1988, les protocoles développés et publiés par l'OW (Protocoles de Bioévaluation Rapide pour utilisation dans les Ruisseaux et les

Fleuves EPA : 440/4-89/001)) sont devenus des méthodes de suivi largement acceptées et utilisées pour évaluer la santé biologique des courants et des petits fleuves. Les données de bioévaluation (mesures directes de l'ensemble des conditions d'une communauté aquatique) et les biocritères (descriptions narratives ou valeurs numériques utilisées pour décrire une bonne condition existante pour la vie aquatique dans les eaux avec une utilisation stipulée) sont utilisés pour caractériser les corps d'eau américains, et en fin de compte pour restaurer et maintenir leur intégrité biologique*.

* Pour plus d'information et des titres de documents (sur les ressources) voir la page web de l'EPA (www.epa.gov)

Le Guide de la Gestion des Pesticides et des Ressources (PMReG), un guide sur les ressources et l'information sur les pesticides, est disponible sur la page web de l'EPA et ailleurs spécialement ; il a été élaboré pour aider les autorités nationales partout dans le monde qui travaillent sur les pesticides à trouver des informations qu'elles peuvent utiliser dans la prise de décision en matière de gestion des pesticides.

Des copies sur disquettes des documents peuvent être obtenues au niveau des sources suivantes.

Des copies uniques complémentaires sont distribués aux services nationaux et internationaux auprès du NCEPI. Des documents sont disponibles sur Internet sur la page web et peuvent être facilement identifiés en cherchant ceux qui ont le terme "écological" dans le titre.

US EPA
National Center for Environmental Publications and Information
Attn: Publication Orders
P.O. Box 42419
Cincinnati, OH 45242
tel : 513 891 6661
Fax: 513 891 6685
Website : www.epa.gov/ncepi/hom/

Les documents multiples ou objets qui sont indisponibles pour cause d'épuisement des stocks à NCEPI peuvent être achetés au niveau du NTIC ou du GPO :

National Technical Information Center
U.S Department of Commerce
5285 Port Royal Road
Springfield, VA 22161
Tel : 703 487 4650
Fax : 703 321 8547
Website : www.ntis.gov

Government Printing Office
Superintendent of Documents
P.O. Box 371954
Pittsburgh, PA 15250-3238
Tel : 202 783 3238
Fax: 202 512 2250
Website : www.gpo.gov

Les produits chimiques existants

Pour beaucoup de pays, la législation sur les produits chimiques établit une distinction entre les nouveaux produits chimiques qui arrivent sur le marché pour la première fois et les soit-disant substances chimiques qui existaient auparavant. Dans l'UE, il y a environ 100.000 produits chimiques (définis dans la Directive de l'UE 79/831/EEC comme étant ceux qui étaient en circulation avant le 18 septembre 1981), qui sont consignés dans un registre séparé (EINECS = Inventaire Européen des Substances Chimiques Existantes). Le problème de ces substances est qu'il y en a beaucoup, et pas assez d'information (OCDE, 1986). Par le passé, des études de suivi sur les substances individuelles existantes ont été conduites sur la base d'une observation au hasard. Actuellement, l'UE en relation avec la coopération internationale déploie des efforts en vue d'une compilation systématique des informations sur ces substances qui sont produites ou introduites dans des quantités qui dépassent 1.000 tonnes par an.

Ailleurs, des comités spéciaux ont été créés, au moins aux Etats-Unis, (Comité Inter Agence de Test, CIT), au Canada (le Programme Prioritaire de l'EPA du Canada) et au niveau européen, des comités qui sont mis en place pour sélectionner parmi les nombreuses substances qui sont déjà sur le marché, celles qui doivent faire l'objet de tests intensifs à cause de doutes sérieux. Les produits chimiques régis par des règlements séparés (par ex les pesticides) les substances naturelles (par ex les amino-acides) ou les composés inorganiques (par ex les métaux lourds) ne seraient pas pris en compte, car il existe déjà une base de données extensives pour eux.

Par exemple, à l'origine, le BUA allemand a sélectionné 60 substances sur un total de 4.554 considérées comme pertinentes pour un examen de priorité pour l'environnement. Le but était d'obtenir au moins une base de données sur ces substances comme base d'évaluation. Dans le même temps, l'Agence Fédérale Allemande a conduit une évaluation préliminaire pour environ 400 substances (UBA, 1992); des rapports détaillés sont disponibles pour environ 100 substances. Des données sur l'exposition (survenance dans l'eau, le sol et l'air, ainsi que la dégradation dans l'eau et dans l'air) et sur l'effet (potentiel de bioaccumulation, toxicité aquatique algue (*Daphnia*, poisson) et la toxicité des mammifères ainsi que des indicateurs des effets mutagènes ou carcinogènes) ont été pris comme critères de sélection. Au même moment, les principes d'évaluation pour ce domaine ont été établis par le BUA (1992). Jusqu'en 1990, l'ITC aux Etats-Unis avait sélectionné 151 substances sur 386 candidates possibles pour des tests complémentaires (au Canada, il y en a 44). L'industrie américaine a manifesté son désaccord pour

supporter les coûts de ces tests complémentaires, étant donné que ces produits chimiques sont souvent utilisés à grande échelle de manière globale. Pour cette raison, des efforts ont été déployés pour coordonner les activités de l'EPA et du CEPA dans le cadre des activités correspondantes en Europe (Kurtz, 1990).

11.3 LES REGLEMENTS INTERNATIONAUX EN MATIÈRE DE PESTICIDES

En principe, les pesticides sont souvent régis par la législation sur les produits chimiques, notamment eu égard à la production, au transport et au stockage. En outre, ils sont l'objet d'un nombre de lois spéciales et ainsi appartiennent au groupe des produits chimiques en plus des produits pharmaceutiques dont l'homologation, la distribution et l'application sont intensivement réglementées par la loi. Etant donné que les produits de protection des végétaux sont vendus au niveau international, et que les résidus sur ou dans les aliments sont pertinents pour les consommateurs du monde entier, les organisations et les accords internationaux jouent un rôle de plus en plus important. Néanmoins, une législation nationale ne serait pas de trop, compte tenu du fait que la protection de la santé et de l'environnement est placée sous la supervision des états souverains, même au niveau des confédérations telles que l'Union Européenne. KIDD ET AL., (1989) donnent une étude générale des agences de régulation dans les différents pays.

11.3.1 L'Union Européenne

Comme nous l'avons déjà vu dans le cas de la législation sur les produits chimiques, les règlements au sein de l'Union Européenne sont basés sur un nombre de directives de base qui ont été complétées par des directives complémentaires des Conseils ou des Commissions. Les principales directives qui s'appliquent aux pesticides datent de 1976, lorsque la Commission de CE a présenté trois projets (PEZZOLI, 1990, 1991, en donne une étude) :

- la Directive sur l'approximation des lois sur les Etats Membres relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des préparations dangereuses (78/631/CEE).
- la Directive pour la restriction ou l'interdiction des matières actives des pesticides (79/414/CLE).
- la Directive relative à la mise sur le marché des produits de protection des végétaux. (Directive d'homologation : 91/414/EC).

La directive sur les biocides 78/631/CEE est en étroite relation avec la directive sur l'étiquetage des produits chimiques (67/548/CEE) et a été amendée plusieurs fois et complétée (Directive 98/8/EC).

Au cours des années, le nombre de matières actives affectés par la Directive 79/117/CEE (qui interdit la vente, l'utilisation des produits de protection des végétaux qui contiennent certaines substances actives) a considérablement augmenté. Des traces de β -HCH, trouvées dans le Lindane (γ -HCH) par exemple, ont été prohibées dans la directive 86/280/CEE. La dernière révision de la Directive 79/117 est contenue dans la Directive 91/188/CEE.

Presque au même moment où ces deux directives ont été élaborées en 1976, la Commission a présenté une proposition officielle pour une directive qui s'appliquerait aux ventes de pesticides, en vue d'établir les mêmes critères pour l'évaluation dans les pays de l'UE. L'objectif était également d'assurer que les mêmes tests soient reconnus dans tous les pays membres. Cela a entraîné des économies considérables pour les producteurs; cela a également aidé à réduire de manière significative le nombre d'expériences sur les animaux. L'autre objectif était d'abaisser tous les obstacles commerciaux au sein de l'Europe.

Malgré des avantages certains, il a fallu 15 ans pour que la proposition devienne une Directive (91/414/CEE). Pendant ce temps, les exigences et les critères d'homologation élaborés dans le plan original ont été étendus et sont devenus plus stricts (KAUS, 1993). Ce développement s'est accompagné d'une plus grande prise de conscience de la part des autorités, des producteurs et du public, notamment eu égard aux questions écotoxicologiques. Néanmoins, seule la directive a pris effet en 1991, sans les six annexes qui contiennent des règlements importants sous la forme de directives séparées. Ce sont, plus spécifiquement :

- Annexe I :* Les substances actives qui sont autorisées à être incorporées dans les produits de protection des végétaux (la soit disant liste positive des matières actives).
- Annexe II :* Exigences à remplir pour l'inclusion d'une substance active dans l'Annexe I.
- Annexe III :* Exigences à remplir pour l'autorisation d'un produit destiné à la protection des végétaux (préparations).
- Annexe IV :* Termes utilisés pour la norme de risque.
- Annexe V :* Termes utilisés pour la norme de sécurité
- Annexe VI :* Principes uniformes pour l'évaluation des produits destinés à la protection des végétaux.

La formulation de l'Annexe I a été un point litigieux parce que l'on croyait que si des ingrédients actifs ou des produits sont interdits dans un seul pays (p. e. l'Atrazine en Allemagne), ils pourraient être introduits dans les autres pays s'ils étaient enregistrés au niveau de l'UE. En fait, néanmoins, les autorités nationales, qui à la fin ont le dernier mot sur l'homologation, ont toujours la possibilité d'exclure une matière active pour des raisons climatiques, pédologiques, ou des raisons liées à l'application.

Fondamentalement, il y a un consensus au sein des parties concernées, dans la mesure où elles acceptent l'utilisation des pesticides, mais selon les normes suivantes (KAUS, 1993) :

- Les résidus de matières actives dans les fruits comestibles, les produits comestibles d'origine animale ou environnementale, ne doivent pas avoir d'impact nuisible sur la santé des hommes ou des animaux ou sur l'environnement. Il doit être possible de mesurer ce facteur à l'aide des méthodes ordinaires s'ils présentent un danger possible.
- Sur la base de données scientifiques et techniques, il doit être possible d'envisager que les pesticides produits par ces matières actives n'auront aucun impact nuisible sur la santé des hommes ou des animaux, ou aucune influence contraire inacceptable sur l'environnement.

Néanmoins, il existe des différences, eu égard à l'interprétation précise de ce qu'est un « impact nuisible » ou une « influence contraire inacceptable ».

Les Annexes II et III de la directive 91/414/CEE contiennent un grand nombre d'exigences pour le test qui peuvent être utilisées pour arriver à une évaluation différenciée du comportement et de l'effet écotoxicologique. Par conséquent, il ne serait que logique pour les Principes Uniformes de permettre une décision au cas par cas dans laquelle on dresse le bilan des propriétés dans un domaine (p. e. la protection des arthropodes bénéficiaires) contre un certain désavantage dans d'autres (p. e. le comportement d'écoulement). Ceci peut être lié à des applications restreintes dans les zones de réservoirs d'eau, par exemple.

La norme des données écotoxicologiques obligatoires dans le cadre de la Directive 91/414 pour les pesticides est exemplaire à travers le monde entier. Le tableau 11.2 donne la liste de ces critères (Annexe II pour les matières actives). Il importe de garder à l'esprit qu'aucune méthode normalisée n'est encore disponible pour certains de ces critères. Ceci est particulièrement vrai eu égard aux études requises pour les microorganismes, ainsi que pour les études de terrain en général. Il faut également noter que l'importance relative des procédures aquatiques est diminuée dans le cadre de cette directive.

Tableau 11.2 Exigences écotoxicologiques de la directive 91/414/CEE de l'UE sur l'homologation des pesticides, notamment Annexe II Partie A (7 et 8) (légèrement abrégé).

Etudes sur la matière active :

- Toxicité aiguë orale sur les oiseaux et effets sur la reproduction
- Toxicité aiguë sur le poisson et chez *Daphnia magna*
- Toxicité chronique sur le poisson
- Effets sur la reproduction du poisson et le taux de croissance ainsi que chez *Daphnia magna*
- Effets sur la croissance des algues
- Toxicité aiguë sur les abeilles et autres arthropodes bénéfiques (par ex les prédateurs)
- Toxicité sur les vers de terre et sur les autres micro ou macroorganismes du sol non cibles
- Effets sur les organismes non cibles (flore et faune) supposés courir un risque
- Effets sur les systèmes biologiques de traitements des égouts
- Essais sur le terrain avec la formulation (par ex études sur l'acceptation des appâts, des granulés, ou de graines traitées contre les oiseaux ou toxicité sur les abeilles butineuses)

Devenir et Comportement dans l'environnement :

- Taux et voie de dégradation (dégradation à 90%) y compris l'identification du processus impliqué et identification des métabolites et répartition des produits dans au moins trois types de sol, dans des conditions appropriées.
- Adsorption et désorption, ainsi que la mobilité dans au moins trois types de sol et si pertinent, l'adsorption, la désorption, la mobilité et la répartition des produits
- Etendue et nature des résidus limités
- Taux et voie de dégradation des systèmes aquatiques -biodégradation, hydrolyse, photolyse, y compris l'identification des métabolites et répartition des produits
- Adsorption et désorption dans l'eau (sédimentation) et si pertinent, l'adsorption et la désorption des métabolites et répartition des produits
- Taux et voie de dégradation dans l'air (pour les fumigants, et autres substances volatiles)
- Distribution et dissipation de la préparation dans l'eau, le sol et l'air

Critères applicables aux microorganismes et virus¹ :

- Toxicité orale aiguë et/ou pathogénicité et infectivité pour les oiseaux, le poisson, *Daphnia magna* et les microorganismes aquatiques (si approprié), abeilles, vers de terre micro faune et flore du sol en général, ainsi que d'autres organismes non-cibles supposés courir un risque, tels que les parasites et prédateurs importants des espèces cibles
- Etendue de la contamination indirecte sur les cultures adjacentes non-cibles, végétaux sauvages, sol et eau
- Effets sur les autres flores et faunes, ainsi que les effets sur la croissance des algues
- Propagation, mobilité, multiplication et persistance dans l'air l'eau et le sol
- Information concernant le devenir possible dans la chaîne alimentaire.
- En cas de production de toxines, les données telles que soulignées ci-dessus pour les produits chimiques si pertinents

^{1) Note:} Cette partie ne s'applique pas aux organismes génétiquement modifiés couverts dans le cadre de la Directive 90/220/CEE.

Tableau 11.3 Nécessité d'une recherche écotoxicologique plus poussée dans le processus d'homologation des pesticides

Devenir environnemental et exposition :

- Biodisponibilité et accumulation des produits chimiques dans les sédiments
- Biodisponibilité comme fonction des propriétés du sol
- Rôle des substances volatiles dans les systèmes aquatiques (biotiques et abiotiques)
- Processus de transport dans les écosystèmes aquatiques tels que les mers ouvertes et en haute mer
- Transport et comportement des métabolites
- En général, influence des facteurs environnementaux sur l'exposition

Effet :

- Dépendance de l'effet sur le modèle de temps d'exposition
- Identification et mesure du stress au niveau de l'écosystème
- Développement des systèmes de tests non mortels
- Influence des différents facteurs externes tels que le climat sur la probabilité des effets

Modélisation :

- Modélisation des processus d'accumulation
- Validation sur le terrain des modèles d'exposition
- Directives pour les micro- et mésocosmes (définition de ces termes), notamment l'analyse simultanée de l'effet et du devenir environnemental

Bases écologiques :

- Ecologie des microorganismes dans l'eau et le sol
- Identification d'autres sentinelles et d'espèces clé
- Similarités et différences entre les différents types d'écosystème

Concernant les produits biologiques tels que les virus et les microorganismes, les exigences de données diffèrent de celles des produits chimiques (Tableau 11.2). Les pesticides contenant ou composés d'organismes altérés par la bio-ingénierie sont également couverts par la Directive 91/414/CEE. Néanmoins, dans le cas d'une décision sur l'homologation d'un agent, une évaluation du risque comparable à celle contenue dans la Directive sur la libération délibérée d'organismes génétiquement modifiés dans l'environnement (90/220/CEE) constitue une condition préalable.

Cependant, il importe de conduire une recherche plus poussée, notamment dans les domaines cités dans le Tableau 11.3. A côté de ces objectifs de recherche spécifique, il est nécessaire de compiler et d'évaluer de manière critique la littérature existante, p. e. sur les études d'écosystèmes.

11.3.2 Le Conseil de l'Europe / EPPO/OPPE

Le Conseil de l'Europe a publié des critères pour l'homologation des pesticides à intervalles réguliers, p. e. en 1984, et plus récemment, en 1992. Ils fournissent la base pour des schémas de prise de décision dans les pays en voie de développement, notamment au Proche Orient et en Afrique du Nord (CONSEIL DE L'EUROPE, 1984). Dans le Chapitre V du « Guide du Phénomène Environnemental et des Données sur la Faune et la Flore Sauvage », publié en 1984, les aspects écotoxicologiques sont abordés dans le détail, notamment pour les tests de terrain. Les méthodes proviennent des législations des pays membres ou correspondent aux directives de l'EPA et de l'OCDE. Dans l'ensemble, le document présente une collection qui constitue en gros un résumé des méthodes de l'OCDE.

La coopération qui a débuté dans les années 1980 entre le Conseil de l'Europe et l'Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Végétaux (OPPE/EPPO, une des Organisations Régionales pour la Protection des Végétaux (RPPO) de la FAO) a suscité la publication en 1993 d'un « Schéma de Prise de Décision pour l'Evaluation du Risque Environnemental des Produits destinés à la Protection des Végétaux ». L'objectif était d'harmoniser les critères et les schémas de tests eu égard au danger environnemental des pesticides à l'échelle internationale. Ces efforts visaient les directives de tests spécifiques, qui comme ci-dessus mentionnées, provenaient des directives normalisées comme celles de l'OCDE. Plutôt, l'intérêt ici portait sur l'évaluation des problèmes spécifiques liés à une substance (SMITH, 1990).

11.3.3 L'OCDE

Depuis 1971, le Groupe des Produits Chimiques de l'OCDE (Organisation pour la Coopération et le Développement Economique) travaille avec un « Programme de Tests des Produits Chimiques » qui sert surtout à développer et à normaliser une méthodologie (UBA, 1984). L'une des premières recommandations faites par ce groupe visait la « Série de Données Minimums préalables à la Mise sur le Marché (DMP) » nécessaire pour vendre une substance. Outre les propriétés physico-chimiques d'une substance, l'intérêt a d'abord porté sur les effets écotoxicologiques (effets biologiques et aussi devenir). Au même moment, l'OCDE a déployé des efforts visant l'amélioration de l'échange de données et l'introduction d'un système BPL obligatoire (KAPPELER, 1979). Ce dernier a été finalement voté en 1982 et a constitué la base pour une reconnaissance mutuelle des tests depuis ce temps. Les tests

pour l'analyse des tendances à long-terme dans le devenir des produits chimiques environnementaux (notamment, les métaux lourds et les composés organochlorés) à travers un programme de contrôle (poisson, oiseaux) datent de plus longtemps (1972).

Les activités de l'OCDE visent d'abord les produits chimiques en général. Jusqu'au début des années 1990, les pesticides n'ont pas fait l'objet d'un intérêt particulier. Le Forum sur les Pesticides travaille avec le Groupe des Produits Chimiques. Outre les délégations nationales (représentants des ministres et sociétés responsables), d'autres institutions telles que la Commission de l'UE, le Fonds des Nations Unies pour la Nature, le GIFAP/ECPA sont représentées au sein du Forum sur les Pesticides.

Les principaux points sur l'agenda du programme de l'OCDE concernant les pesticides sont, dans l'ordre décroissant de priorité :

- les directives de test
- les exigences de données
- l'évaluation du danger/risque
- la réhomologation
- la réduction du risque

Les procédures écotoxicologiques sont décrites dans les sections 2 (Effets sur les Systèmes Biotiques) et 3 (Dégradation et Accumulation) des Directives de l'OCDE pour le Test des Produits Chimiques. Une commission de mise à jour de l'OCDE est chargée du développement et de l'affinement de cette série de directives, qui constitue également la base de la plupart des directives de l'UE.

11.3.4 Les Nations-Unies et la FAO

Le Comité Scientifique des Nations Unies sur les Effets de la Radiation Atomique (UNSCEAR), qui a publié un certain nombre de travaux de base sur les impacts anthropogéniques sur l'environnement (KAPPELER, 1979), a également publié des contributions initiales intermittentes sur l'écotoxicologie. En 1976, le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement) a jeté les bases pour un Registre International des Produits Chimiques Potentiellement Toxiques (IRPTCI/RICPT), dont le siège se trouve à Genève. Sa fonction est d'agir comme une sorte de chambre de compensation pour les différentes collectes de données (HUISMANS, 1980). Outre les informations relatives à la substance, (physico-chimie, toxicologie, et également écotoxicologie, bien que n'étant pas sous ce nom), les données sur la production,

les directives, les désignations, etc. sont collectées. Toutes les activités des Nations Unies reliées à ce pool de données sont coordonnées par le PNUE dans le cadre du Système de Contrôle Global de l'Environnement (GEMS).

L'UNESCO a abordé les questions écotoxicologiques dans au moins deux parties de ses projets « l'Homme et la Biosphère » (MAB) :

Projet 9 : Evaluation Ecologique de la Gestion des Ravageurs et de l'Utilisation des Engrais dans les Ecosystèmes Terrestres et Aquatiques.

Projet 14 : Recherche sur la Pollution Environnementale et ses Effets sur la Biosphère

Les données écologiques de base sur beaucoup de pays en voie de développement, ne sont disponibles que sous la forme de résultat de la promotion de ces projets de terrain. Le Programme MAB a également servi à promouvoir les activités telles que la conférence tenue à Alexandrie en Egypte en 1983 sur les « Dangers Environnementaux des Produits Agrochimiques dans les Pays en Voie de Développement ».

Depuis le début des années 1950, de nombreux comités du Fonds des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) travaillent sur les effets contraires des pesticides, souvent en collaboration avec les experts de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Jusqu'au début des années 1970, néanmoins, ces activités de recherche visaient presque exclusivement le risque direct sur la santé humaine des résidus dans les aliments (PIETERS, 1977).

En 1985, près de 100 états membres de la FAO ont voté une résolution (Résolution 10/85) qui établit un « Code de Conduite International sur la Distribution et l'Utilisation des Pesticides » comme une orientation pour les gouvernements qui ont une législation insuffisante sur les pesticides, des consultations et un contrôle gouvernementaux insuffisants, ainsi qu'un niveau de formation très faible pour des utilisateurs. Ce code volontaire contient un catalogue des recommandations détaillées (de l'application au commerce international) qui seront adressées aux exportateurs et aux importateurs, aux producteurs et aux utilisateurs de pesticides. Ils définissent ainsi des domaines de responsabilité (LEBER, 1987). L'idée de base est que les pesticides seront nécessaires pendant une période prévisible (PAN, 1989 ; LEISINGER, 1989). Le code a été officiellement reconnu par 25 organisations non-gouvernementales, ainsi que par les représentants nationaux de l'industrie (VON LOEPER, 1986).

La section 4 stipule que les producteurs doivent conduire toutes les études sur l'efficacité et la persistance d'une substance selon « des procédures établies et prouvées scientifiquement et selon la BPL ». Les résultats doivent être remis aux autorités des pays importateurs. En outre, ces derniers doivent être appuyés par l'industrie pour la conduite des autres études pour l'homologation, par les investigations sur le terrain. Les gouvernements des pays importateurs étaient en retour, obligés d'établir leur propre système de contrôle. Cela inclut la création de bases juridiques pour l'homologation et le développement des organisations d'exécution.

En 1987, deux ans après le vote de la résolution, l'application du Code de la FAO a été réexaminé, entre autres par le Réseau Actif du Pesticide (PAN, 1987), un groupe environnemental non gouvernemental, prenant comme exemples quatre pays Latino-Américains, trois pays africains, et six pays asiatiques. Le résultat était que les termes du code n'étaient pas encore très bien connus. Même dans les pays où on a mis en place une législation ou des directives nationales, il n'était pas possible de les appliquer ou de les contrôler. Dans beaucoup de cas, les pesticides hautement toxiques pour l'homme (Ia et Ib selon la classification de l'OMS) pourraient être vendus sur le marché international. En outre, les succursales des grandes firmes internationales n'étaient pas habituées à mener des campagnes de publicité imprécises et déroutantes, souvent contre les souhaits de la maison mère. Dans le même moment, on peut supposer que les sociétés internationales se conforment pour la plupart d'entre elles au Code de la FAO. Les sociétés considèrent cela comme une partie de la gestion de leur produit.

En 1990, l'échange d'information entre le fournisseur et le pays récepteur dans le cadre des procédures dites de PIC a été établie comme un nouvel arrangement. Le PIC - « Consentement Préalable » - signifie que, si un produit chimique quelconque est soumis à de sévères restrictions ou est interdit pour des raisons liées à la santé de l'homme ou à la protection de l'environnement dans un des pays participants (dans le cas des substances plus anciennes, dans au moins trois pays), le pays récepteur doit être notifié de ce fait. La présence d'un produit chimique sur la liste du PIC ne signifie pas automatiquement que ce produit est exclu du commerce. Cela est déterminé sur la base du cas par cas et dépendra largement de l'évaluation à laquelle est arrivée le pays importateur comme résultat de l'évaluation du rapport risque-bénéfice (HCN, 1992). Le DDT par exemple est toujours sur le marché dans certains pays en voie de développement, bien qu'étant interdit dans les pays industrialisés depuis longtemps. Même dans les pays en voie de développement, néanmoins, il est peu utilisé dans l'agriculture. En revanche,

il est utilisé dans des applications recommandées par l'OMS, dans lesquelles la persistance est souhaitée, notamment pour l'hygiène de la maison.

En mars 1985, la FAO a également publié sa propre série de Directives - «Directives sur les Critères Environnementaux pour l'Homologation des Pesticides»- qui doivent être complétées par les exigences régionales respectives. Elles visent deux aspects :

- I. Critères écologiques pour l'homologation des pesticides
- II. Directives pour les méthodes de tests adaptées

La 1ère partie donne les paramètres physico-chimiques habituels comme base de données pour un pesticide donné. La section sur le «Devenir Environnemental» mentionne la dégradation, le métabolisme et l'écoulement, y compris les méthodes analytiques spécifiques au substrat comme facteurs décisifs. Il faut noter qu'en plus du sol et de l'eau, les végétaux sont aussi obligatoires en tant que substrat dans les tests de dégradation et de métabolisme. Les tests aigus avec *Daphnia* et le poisson ainsi qu'avec les oiseaux et les abeilles sont mentionnés pour les tests biologiques similaires à ceux de l'UE. Contrairement aux études physico-chimiques très détaillées, l'aspect biologique est clairement sous représenté. Les méthodes énumérées dans la 11ème partie correspondent essentiellement aux méthodes de l'EPA et de l'OCDE couramment employées, qui incluent en partie les méthodes allemandes et hollandaises. Malgré le manque de normalisation, les études sur le terrain sont considérées comme nécessaires et faisables.

Ces données, accompagnées des informations sur les conditions d'application, visent à permettre un pronostic du devenir environnemental et de tout effet potentiel. S'il y a une indication d'accumulation potentielle, des tests complémentaires peuvent être demandés, car ayant une pertinence écologique plus élevée, tels les tests chroniques avec *Daphnia* dans le milieu aquatique ou la microflore et des tests sur les vers de terre. Contrairement aux autres recommandations de directive, (excepté les nouveaux règlements de l'UE), un test de fonction (taux de dégradation du matériel organique dans les sacs de débris) est explicitement mentionné ici comme une expansion possible du spectre du test. Le procédé est fondamentalement très proche des plus récentes exigences de l'UE (cf Tableau 11.1).

Dans le cadre du profil de la FAO, les résultats de ces tests pourraient fournir une base pour une évaluation, c'est-à-dire une prévision sur comment éviter les impacts négatifs observés en changeant le schéma d'application. L'objectif est d'établir un équilibre entre les aspects environnementaux et les autres aspects impliqués dans l'utilisation de cette substance. Le principe de « l'analyse du rapport coût-bénéfice » est explicitement mentionné. En cas

de doute, notamment en cas d'effets à long-terme possibles, il est recommandé que la substance soit admise pour une durée limitée, selon les résultats de l'expérience sur le terrain. Des données de ce type pourraient être obtenues sous la forme d'études, entres autres, dont les résultats pourraient en retour être utilisés comme base des programmes de suivi. Dans beaucoup de cas, il sera probablement nécessaire d'étudier l'écologie du système respectif, tout d'abord afin d'avoir une norme de mesure comparative pour tout effet biologique potentiel.

La FAO a été la première à réaliser qu'en plus des pesticides chimiques, les méthodes biochimiques (et les prédateurs, les pathogènes et les parasites, notamment) ont des impacts écotoxicologiques qui peuvent aller au-delà de l'organisme cible. Une directive pour l'homologation des méthodes de lutte biologique contre les ravageurs a été publiée par la FAO en 1988, et la FAO travaille actuellement sur un code de conduite correspondant sur l'importation et la libération des organismes de lutte contre les ravageurs (FAO, 1992).

11.3.5 Les Etats-Unis d'Amérique

Aux Etats-Unis, l'utilisation des pesticides est régie par la Loi Fédérale sur les Insecticides, les Fongicides et les Rodenticides (FIFRA) ; les ventes de pesticides sont soumises à la Loi sur le Contrôle des Substances Toxiques (TSCA). Ces deux lois requièrent des données écotoxicologiques, avec beaucoup de paperasserie (MARCO et al., 1991). Outre un grand nombre de tests de laboratoire, les tests de semi-terrain et de terrain sont plus souvent obligatoires aux Etats-Unis que dans les autres pays. Concernant les exportations de pesticides, les deux chambres du Congrès ont voté un arsenal législatif qui interdit l'exportation des substances non enregistrées aux Etats-Unis (AGROW, 17 Août 1990).

L'intérêt accordé aux procédures aquatiques (cf. FIFRA : Directives pour l'Evaluation des Pesticides : Subdivision E : Faune et Flore et Organismes Aquatiques) est notable. Depuis peu, l'Agence pour la Protection Environnementale (EPA), qui est chargée de son application, a même publié une directive pour l'application des tests dans les mésocosmes, c'est-à-dire les tests effectués dans des conditions similaires à celles de terrain dans des lacs naturels ou artificiels (CAIRNS & MOUNI, 1990). Le rôle des sédiments devient également l'objet des prochaines activités de l'EPA dans le domaine de la normalisation des tests à un degré de plus en plus élevé.

Jusqu'à très récemment, seuls les oiseaux et les mammifères étaient pris en compte dans le milieu terrestre (HOJMAN ET AL., 1990). Dans le groupe des mammifères, on inclut les rongeurs, notamment pour des élevages de labo-

ratoire à long terme, mais l'adaptabilité du vison dans les tests normalisés est en cours d'étude. Il y a eu un changement à cause du problème des déchets, c'est-à-dire les effets des composés de polluants dans les décharges. Etant donné que l'EPA n'a pas publié de directive pour couvrir cela, les méthodes de l'OCDE ont été utilisées, et des méthodes propres ont été développées dans une certaine mesure (par les tests sur les végétaux ; p. e. MILLER ET AL., 1985). Les tests avec les autres non cibles, p. e. les arthropodes bénéfiques ne sont obligatoires que pour les tests des agents biologiques. Il existe des exigences en matière de tests écotoxicologiques pour ces derniers; néanmoins, à quelques exceptions près, ils ne sont pas différents des tests pour les produits chimiques (cf. Directives pour l'Evaluation des Pesticides: Subdiv. N : Microbiens).

Etant donné que les homologations de pesticides sont accordées pour une durée illimitée, il faut soumettre à l'EPA (Office du Programme des Pesticides/OPP) un grand nombre de données (stipulées dans le document 40CFR Partie 158). Les directives individuelles (naturellement avec la BPL) ressemblent généralement aux règles européennes ou à celle de l'OCDE, mais ne sont pas souvent compatibles. Depuis 1981, l'EPA a publié les règles sous une forme dénommée «Directives pour l'Evaluation du Pesticide», mais la loi ne spécifie que les normes de qualité et le format externe du rapport à soumettre.

Une grande partie de la préoccupation du public en matière de pesticide provient du fait que les populations ont réalisé que certains pesticides actuellement en circulation ont d'abord été enregistrés depuis longtemps et n'ont jamais été soumis à une évaluation moderne. C'est ce qui a entraîné les amendements de la FIFRA, plus connus sous le terme « processus de réhomologation ». Cette procédure est basée sur les idées fondamentales suivantes (GRAY, 1991) :

- Les informations existantes sur un pesticide enregistré devraient être actualisées en définissant les exigences actuelles et en assurant que les données correspondantes soient disponibles afin de remplir ces critères.
- Ces données doivent être réévaluées conformément aux critères d'homologation actuels afin de décider si un changement dans le statut de l'homologation est nécessaire.
- Les changements pourraient être introduits dans les instructions sur l'utilisation ou les conseils et précautions à prendre qui apparaissent sur l'étiquette, ou même dans le statut de l'homologation lui-même.

Dès le début, on a mis en place la possibilité d'une réévaluation dans un intervalle de cinq ans dans le cadre de la FIFRA, en d'autres termes depuis 1947. Néanmoins, elle n'a jamais été reconnue par l'USDA comme un instrument dans la prise en compte des nouveaux critères d'évaluation. Finalement en 1972, l'EPA a été sommée d'examiner tous les 30.000 à 40.000 pesticides depuis 1976. Néanmoins, ce n'est qu'en 1988 que l'EPA a soumis la dernière version de directives de réhomologation. Le Congrès les a alors amendés en posant des limites de temps pour compléter le processus de révision. Les producteurs ont alors présenté des dizaines de milliers de pesticides qui n'étaient pas susceptibles d'être réhomologués, afin d'épargner des droits et des coûts pour les études obligatoires. La variété des matières actives est alors devenue plus petite et le nombre des écarts d'indication a augmenté - une tendance qui s'est accélérée par des conditions de modèles courts et des coûts de tests élevés. Pour beaucoup de petits producteurs, et les demandeurs d'une deuxième homologation, cela signifiait une cessation de production (LESC, 1991).

La procédure de réhomologation pour tous les pesticides homologués avant novembre 1984 est devenue extrêmement compliquée, et il y a eu beaucoup de réclamation à cause des pertes de temps inutiles et l'exclusion de produits efficaces. D'un autre côté, on a tiré beaucoup d'enseignement sur l'efficacité, les effets contraires, le devenir environnemental, les impacts à long-terme et les risques sur la santé (GRAY, 1991). Tandis que le programme de réhomologation était en cours d'élaboration, les producteurs ont invariablement été confrontés au problème de normes en changement constant (cibles mobiles), sans aucune perspective pour la fin. Par exemple, la dernière version des directives sur la BPL n'a pas été publiée avant le 17 août 1989 (LESC, 1991). Par conséquent, l'ensemble du processus de réhomologation dont on avait prévu la fin en 1997, ira au moins jusqu'en l'an 2002.

12. ESTIMATION ET ÉVALUATION

12.1 LES DIVERSES APPROCHES

Outre l'identification et le suivi du devenir et des effets des substances xénobiotiques, l'écotoxicologie doit estimer le risque potentiel de ces substances sur l'environnement sur la base de critères scientifiques. L'évaluation va plus loin que l'estimation dans le fait qu'elle prend en compte des critères complémentaires - p. e. économiques - (WILDEMAIN, 1990). Si l'estimation et l'évaluation constituent une partie du processus d'homologation, il faut également introduire l'expertise juridique (RUDOLPH & BOFF, 1986). Il est difficile pour l'écotoxicologie de définir des critères qui soient suffisamment univoques pour servir de base pour des décisions juridiques, si ce n'est pour ces raisons (MORIARTY, 1988) :

- Le comportement des substances xénobiotiques peut varier selon les conditions environnementales qui prévalent, et selon leurs propriétés physico-chimiques inhérentes ; en d'autres termes, la biodisponibilité est soumise à de grandes variations, selon le compartiment de l'environnement concerné.
- Selon le degré d'exposition et la forme génétique, les individus et les populations réagissent de façons différentes face aux substances xénobiotiques.
- La complexité des effets réciproques et des synergismes ainsi que d'autres facteurs de stress sur des centaines d'espèces et leur habitat sont extrêmement importants.

Par conséquent, lors de l'estimation du danger écotoxicologique potentiel, il faut tenter de peser beaucoup de données différentes pour générer un résultat global qui permettra au produit chimique d'être classé de manière compréhensible. Le noeud du problème réside ici dans le fait que pour de raisons inhérentes à la théorie scientifique, il n'est pas possible de prouver qu'une substance n'est pas dangereuse. Il n'est pas non plus possible d'éliminer cette contradiction à travers l'utilisation croissante des modèles, qui, malgré ou même à cause de leur complexité dans le processus itératif d'approximation des conditions réelles, se basent sur des suppositions et conditions préalables qui ne sont pas souvent exposées.

Pour être tout à fait complet sur le sujet, les procédures de classification qui ne sont pas utilisées à grande échelle seront présentées avant de continuer vers la méthodologie la plus acceptée actuellement (Estimation du Danger et du Risque).

(1) Des méthodes extrêmement simples qui sont habituellement employées pour le « criblage » des produits chimiques environnementaux dans la procédure de notification des EU (estimation des propriétés individuelles, isolées, chimiques tel que le volume produit ou les données de concentration absolue ; p. e. plus de 100mg/l ou 1.000 mg/kg) ne seront plus prises en compte dans le cadre de cette discussion.

(2) En Allemagne, l'« Approche du Profil du Danger Environnemental » a été développé pour une classification relative des risques causés par des produits chimiques organiques (KORTE ET AL., 1978). Les résultats sont incorporés dans ce « profil » spécifique à la substance :

- Le métabolisme chez l'organisme du mammifère (rat)
- La bioaccumulation chez le poisson ou l'algue
- La biodégradation dans la boue
- La dégradation abiotique dans l'atmosphère

Lorsque cette approche est choisie, on accorde pas assez d'importance aux études sur l'effet. Malgré la référence explicite au potentiel de danger *écotoxicologique*, l'investigation du devenir environnemental et indirectement à travers les études sur la bioaccumulation, l'homme en tant qu'objet de protection sont largement prédominants. L'adjonction du test de *Daphnia* ainsi que l'introduction du schéma de classification à trois paliers (danger potentiel bas, non clarifié, ou élevé) a eu peu d'effet pour l'élimination de cette déficience (KLEIN, ET AL., 1984). Néanmoins, à cause du grand nombre de produits chimiques environnementaux qui ont été étudiés de cette manière, les facteurs de corrélation, p. e. entre le $\log P_{ow}$ et le taux de dégradation, étaient définis et se sont avérés utiles pour le développement des modèles de QSAR (FREITAG ET AL., 1985). Récemment, PARLAR & ANGERHÖFER (1991) ont effectué une étude sur ces modèles et sur les schémas de classification y afférents.

(3) Une autre approche qui n'est pas souvent employée est l'utilisation des tests de toxicité aigüe *écotoxicologique* ainsi que des données toxicologiques dans l'automatisation des estimations (PAASIVIRTA, 1988). Néanmoins, le problème avec ces approches n'est pas la préparation des programmes informatiques correspondants, mais les conditions généralement mauvaises des données (notamment la quantité et la qualité), ainsi que la classification des

données existantes dans un schéma d'estimation. ZITKO (1990) qui a comparé les différentes possibilités pour l'estimation relative du potentiel de danger environnemental et sur la base des différences déterminées, a conclu que les listes de classification ne peuvent pas prendre la place des décisions des experts dans les cas individuels.

(4) Le concept de «santé écologique» est une approche relativement nouvelle, et préventive à la protection environnementale contre les impacts des produits chimiques environnementaux. Il révèle un certain nombre d'analogies par rapport au diagnostic de la santé humaine et non seulement dans la terminologie utilisée (KARR, 1993). Au lieu de tester les espèces uniques ou le devenir d'un produit chimique dans les concentrations spécifiques en laboratoire, l'idée est de se baser sur les études de suivi, étant donné qu'il s'agit là des seuls moyens de collecte de données sur l'ensemble de l'écosystème. Concrètement, cela requiert la collecte de données sur les cinq aspects (exemple: le milieu aquatique) : qualité de l'eau, la structure de l'habitat, le régime du flux, le flux de l'énergie et les interactions biotiques. Les informations obtenues de cette façon sont ainsi formalisées dans le cadre d'un index (p. e. l'index de l'intégrité biotique = IBI ; KARR, 1991), qui peut être utilisé pour estimer l'état du site spécifique. Dans le même temps, la méthode a été appliquée à plusieurs reprises aux Etats-Unis, notamment en connexion avec le problème des eaux usées (KARR ET AL., 1985), bien que l'on ne puisse pas encore parler d'acceptation générale pour cette méthode.

Cette approche de la définition de la «santé écologique» est fortement critiquée par SUTER (1993) pour les raisons déclarées suivantes :

- « Les écosystèmes ne sont pas des organismes; donc ils ne se comportent pas comme tels et n'ont pas les propriétés des organismes telles que la santé ».
- « Les tentatives de définir de manière opérationnelle la santé de l'écosystème entraîne la création d'index de variables hétérogènes. Ces index ne signifient rien; ils ne peuvent être prévus, dont ils ne sont pas applicables à la plupart des problèmes de règlements ; ils n'ont pas de pouvoir de diagnostic; les effets sur une composante sont éclipsés par les réponses des autres composantes ; et la raison d'une petite ou d'une grande valeur d'index est inconnue ».

Les mêmes critiques ont déjà été discutées en connexion avec l'utilisation des indices en général (voir Chapitre 6.6.2). Il importe de souligner ici que ce genre de critique ne discrédite pas l'utilisation des données de suivi. Leur utilisation est essentielle pour chaque estimation du potentiel de danger *écotoxicologique*.

12.2 LES SYSTÈMES DE CLASSIFICATION DE L'EFFET SIMPLE

Il est obligatoire d'effectuer une classification du danger écotoxicologique potentiel, notamment pour l'homologation ou la notification des pesticides ou des produits chimiques environnementaux, respectivement. Ce chapitre donne des exemples de quelques systèmes de classification plus anciens, qui sont limités aux comparaisons de l'effet. Néanmoins, toutes ces procédures peuvent être totalement adéquates pour estimer les aspects individuels du potentiel de danger écotoxicologique (étude générale dans VAN STRAALLEN ET AL., 1994). Aucun de ces aspects ne peut être utilisé pour arriver à une estimation totale du produit chimique.

Les nombres de qualité de l'eau

Dans l'Ordonnance sur l'Eau Potable de l'Allemagne, il y a un exemple de classification stricte des effets. Les tests écotoxicologiques simples tels que la biodégradation ou les bactéries aigües et la toxicité du poisson sont utilisés avec des données toxicologiques pour répartir les produits chimiques dans une des quatre classes de danger de l'eau. Les taux sont donnés sur la base des résultats des tests et sont calculés sous forme de moyenne ; le valeur moyenne qui en résulte, identifie la classe de danger de l'eau. Dans les cas non clairs, - p. e. sur la toxicité chronique ou sur la bioaccumulation, - on peut demander d'autres tests. Une procédure similaire est également employée aux Etats-Unis (Critères de Qualité de l'Eau) ; cf RIPPEN, 1987). Dans l'une de ces approches qui sont proposées pour l'Etat de Floride, le potentiel de l'écoulement d'un pesticide est comparé à ses valeurs de toxicité aigüe (p. e. la carcinogénéité). Les résultats sont alors incorporés dans un système de valeurs relatives qui est utilisé pour arriver à une décision (BRITT ET AL., 1992).

Les arthropodes utiles

Les systèmes de classification basés sur les méthodes de l'IOBC (deux, trois ou quatre étapes selon le pays) pour l'évaluation des effets contraires des pesticides sur les arthropodes utiles constituent un bon exemple de classification des données sur l'effet écotoxicologique (BOLLER, 1989 ; HASSAN, 1992). L'évaluation du danger est relativement simple avec ces approches, étant donné que l'exposition est supposée être équivalente à la quantité d'application recommandée la plus élevée. Sur la base de l'effet observé, (habituellement la mortalité) sur les organismes dans les tests de laboratoire nor-

Tableau 12.1 Classes d'estimation des résultats des tests avec les organismes utiles (données comparées à un organisme contrôle non-traité)

Tests de Laboratoire (taux de mortalité ou baisse de la capacité de l'organisme bénéfique) :

Pas dangereux	Moins de 50%
Légèrement dangereux	50-79%
Modérément dangereux	80-99%
Sérieusement dangereux	Plus de 99%

Tests de Semi-Terrain et de Terrain (taux de mortalité ou baisse de la capacité de l'organisme utile) :

Pas dangereux	Moins de 25%
Légèrement dangereux	25-49%
Modérément dangereux	50-75%
Sérieusement dangereux	Plus de 75%

malisés, la première décision est de savoir si les tests ultérieurs doivent être conduits dans le cadre d'un programme de test gradué (laboratoire → semi-terrain → terrain).

Finalement, la substance est répartie dans une des quatre classes de danger écologique (Tableau 12.1) : si le produit chimique a été testé dans des conditions de semi-terrain ou de terrain, les valeurs provenant de ces tests seront plus fiables que les données de laboratoire, étant donné qu'on peut souvent supposer qu'elles sont plus pertinentes pour des situations d'application réelles. L'utilisation des pesticides testés est plus ou moins restrictives, selon les effets contraires observés dans ces tests. Dans tous les-cas, l'homologation ne peut être refusée seulement sur la base des tests avec les arthropodes utiles; en d'autres termes, ils ne servent pas de « critères limites ». Si des données sont disponibles sur l'exposition et le comportement des organismes utiles ainsi que des tests de laboratoire avec les mêmes espèces, il devrait être possible de générer des soit-disant « index de danger », c'est-à-dire des estimations simples du potentiel de danger (JEPSON ET AL., 1990).

Il est urgent d'introduire des modifications dans ce schéma de classification :

- Il faudrait réduire le nombre de classes, étant donné que l'expérience a montré que la variabilité des résultats obtenus avec les tests sur les carabides rend impraticable l'utilisation de beaucoup de classes (RÖMBKE & HEIMBACH, 1994).

- La définition des classes individuelles doit être changée étant donné que des effets sérieusement dangereux peuvent vraiment exister en dessous d'un effet de 100%. Cette valeur a été établie contre l'historique de l'utilisation du pesticide qui est limitée en termes de temps et d'espace, c'est-à-dire une recolonisation rapide est supposée dans le cas des organismes mobiles. Néanmoins, cette condition préalable ne s'applique pas aux produits chimiques environnementaux.
- De surcroît, il faudrait souligner que cette classification n'offre aucune indication sur la relation dose-réponse, étant donné que comme on l'a déjà mentionné, seule une concentration (la plus haute quantité d'application recommandée) est testée.

Les microorganismes

DOMSCH ET AL., (1983) ont développé un schéma pour classer les résultats des tests de laboratoire avec les microorganismes du sol, et qui a été adopté en Allemagne comme une base pour évaluer les effets contraires des pesticides. Ce schéma est basé sur un modèle dans lequel la liaison entre le pesticide et les effets induits est décrite en relation avec les changements naturels dans la microflore du sol (p. e. les paramètres de respiration et l'activité déhydrogénasique, Figure 12.1). Sur ce graphique, on postule un temps de recouvrement

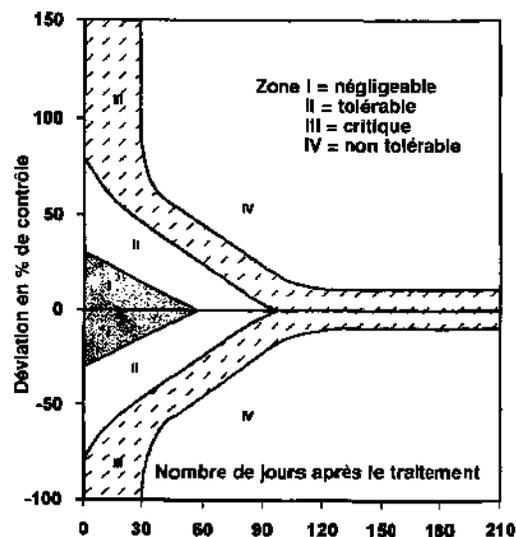


Fig 12.1 Modèle de classification des effets écotoxicologiques des pesticides sur les microorganismes du sol. (DOMSCH *et al.*, 1987 ; HEITFLUSS, 1987)

Tandis qu'il n'y a aucune raison de remettre en question les localités de base de ce modèle simple, il ne prend pas assez en considération la survenance des effets combinés ou les modifications qui résultent des conditions des sites (spécialement la quantité existante de microbes ou la composition des microfloracénoses ; MALKOMES, 1985 ; SCHUSTER & SCHRÖDER, 1990). La question de l'échelle (Quelle déviation à partir de la valeur de contrôle est encore tolérable) est un sujet de controverse, vu qu'il y a peu ou pas de preuves d'effets « non tolérables ». Pour cette raison, il importe de tenter d'intégrer les résultats de la discussion sur cette question dans le processus pratique d'homologation.

de 30 jours, supposant un double-temps de 10 jours pour la microflore du sol et une période moyenne de 18 jours de rétablissement de stress. En d'autres termes un retard sur la période de rétablissement allant jusqu'à 60 jours serait tolérable, tandis que les retards allant jusqu'à 90 jours seraient considérés comme critiques. Ce n'est que si les effets durent plus de 90 jours que ce fait pourrait avoir des conséquences sur l'homologation des substances.

12.3 « ÉSTIMATION DU DANGER ET DU RISQUE » - ETUDE

En plus des procédures ci-dessus mentionnées, la comparaison quantifiée de l'exposition et des concentrations de l'effet est l'approche la plus adaptée pour l'estimation d'un potentiel de danger écotoxicologique.

La procédure largement acceptée aujourd'hui pour l'estimation du potentiel de danger environnemental (y compris les pesticides) est celle de «L'estimation du Danger et du Risque », qui a été développée vers la fin des années 1970 (FAVA ET AL., 1987). Cette procédure est « simplement un moyen systématique pour le développement d'une base pour la prise de décision réglementaire (BARNHOUSE, 1972). Le processus prend en compte toutes les trois tâches partielles « classiques » de l'écotoxicologie; l'identification, la prévision, et le suivi des effets indésirables des produits chimiques.

D'un point de vue général, cette approche est adaptée pour les pesticides et les produits chimiques environnementaux bien qu'il y ait des différences notables entre les deux groupes lorsqu'on en vient à déterminer les concentrations environnementales (UBA, 1972). Dans une version plus générale, notamment, l'« Estimation du Risque Ecologique » qui a également été développée par l'EPA, les produits chimiques ne constituent guère qu'un des nombreux dangers potentiels (EPA, 1993). En d'autres termes, fondamentalement toutes les activités humaines qui peuvent subir des effets écologiques (de la mortalité des individus aux changements dans les fonctions de l'écosystème) sont estimées. Cela n'est pas restreint aux produits chimiques. La construction de routes ou les aires de pâturage peuvent également être considérées comme des facteurs de stress (NORTON ET AL., 1992). Dans le même ordre d'idée, cette approche peut également être utilisée pour estimer le danger pour l'homme (p. e. ECETOX, 1990).

Les bases théoriques de l'« Estimation du Danger et du Risque » ont pour la plupart été corroborées dans la pratique réelle, mais il y a un grand besoin de recherche (HIDLER, 1987; BUSCH ET AL., 1989; OCDE, 1989A) :

- Le développement de modèles pour l'exposition et l'effet néfaste,
- L'identification des paramètres « écosystémiques »,
- L'estimation des facteurs de sécurité pour l'estimation du risque,
- La validation des procédures d'estimation du risque existantes.

Les étapes individuelles dans le processus d'estimation du danger et du risque sont classées et définies de différentes manières, selon l'auteur. Le modèle qui a été sélectionné pour être présenté ici (Figure 12.2) est basé sur

des polices de l'EPA et de l'UE (EPA, 1992 ; CE 1993). Il est constitué de quatre étapes dans lesquelles les trois premières visent l'estimation du danger potentiel d'un produit chimique et la quatrième, l'évaluation.

1ère étape : Identification du danger

La première étape du processus d'estimation est axée sur la formulation du problème, en d'autres termes sur l'« identification du danger ». L'identification signifie la détermination des moyens ou des compartiments environnementaux que le produit chimique a pénétré ou pourrait pénétrer, et quels organismes montrent des effets (p. e. sur la base d'une application ciblée).

2ème étape : Estimation du danger (exposition et effet)

Dans la deuxième étape, deux facteurs sont examinés séparément, mais on les appelle tous les deux « estimation du danger » (UBA, 1984 ; WEBER & BARREN, 1984 ; VAN LEEUVEN, 1990) :

- la mesure ou l'estimation du danger d'une substance dans les différents milieux ou compartiments auxquels les organismes sont potentiellement exposés (estimation de l'exposition) ;
- la mesure ou l'estimation de la concentration à laquelle une substance, soit toute seule ou avec d'autres peut avoir un effet sur les organismes ou les écosystèmes (estimation de l'effet).

Cette étape devrait être répétée consécutivement plusieurs fois, selon la qualité des données obtenues (données aiguës, chroniques ou de terrain), prenant les meilleures informations générées dans chaque cas pour les deux sous-domaines. Ce processus itératif de l'approximation pour obtenir la meilleure information possible doit être basé sur une étroite collaboration entre les deux parties de l'estimation du danger (NORTON ET AL., 1992). Les étapes individuelles, avec des données de meilleure qualité à chaque étape successive ont des homologues pratiques dans le programme de test gradué décrit dans le Chapitre 7 ; beaucoup d'auteurs en parlent comme la phase de criblage, intermédiaire et globale (OCDE, 1989A). Non seulement les valeurs individuelles, mais également l'ensemble des séries de données peuvent être comparés les uns aux autres grâce à ces modèles. Comme on l'a déjà mentionné dans la présentation des différents systèmes de tests, il y a beaucoup plus d'exemples pour les systèmes limniques que pour les systèmes de sédiments maritimes ou terrestres.

3ème étape : Caractérisation du risque

Dans le cadre du processus de caractérisation du risque, les données d'exposition (p. e. la concentration d'un produit chimique dans l'eau) sont comparées avec les données d'effet -spécifiques à l'espèce - (p. e. CL_{50} ou $NOEC_{Reproduction}$) - pour chaque compartiment de l'environnement (Figure 12.2). L'EPA (1992) définit cette étape comme suit : « Une phase de l'estimation du risque écologique qui intègre les résultats de l'exposition et les analyses des effets écologiques, pour évaluer la probabilité des effets néfastes écologiques avec l'exposition à un agent stressant. La signification écologique des effets néfastes est l'objet de discussion, y compris la prise en compte des types et des magnitudes des effets, leurs modèles spatiaux et temporels et la probabilité d'un rétablissement. »

Par conséquent, la troisième étape est axée sur la probabilité d'estimer que les effets possibles surviennent dans des conditions réelles. Néanmoins, compte tenu du fait que les études de terrain directs ne sont disponibles que dans des cas rares, les extrapolations nécessaires à l'estimation sont couvertes par des facteurs de sécurité ou des hypothèses de modèles. Plus spécifiquement, une concentration environnementale mesurée ou estimée (PEC = Predicted Effect Concentration) est comparée avec la concentration environnementale mesurée ou estimée pour laquelle il n'y a pas d'effet sur les organismes dans les écosystèmes (PNEC = Predicted No Effect Concentration) ; Si la comparaison des valeurs PEC/PNEC < 1, on peut supposer que la substance affectée ne présente pas un faible danger écotoxicologique potentiel; si >1, d'autres études ou mesures sont nécessaires.

Dans cette comparaison, il est important de garder à l'esprit que la toxicité d'un produit chimique - étant donné les mêmes conditions de test, avec des organismes de test qui se ressemblent le plus possible (p. e. l'état physiologique ou l'âge) - ne devrait pas beaucoup fluctuer d'un test à l'autre. D'un autre côté, l'exposition d'un organisme sur le terrain peut varier nettement, selon les conditions environnementales, les caractéristiques de la substance ou l'état biologique de la cénose qui sont composés de différentes façons dans chaque cas. (RAND & PETROCELLI, 1985). En d'autres termes, la biodisponibilité de la substance dans des conditions réelles est l'unique facteur important dans la détermination du potentiel de danger écotoxicologique d'un produit chimique sur le terrain. Bien sûr, chaque espèce possède sa propre variété de mécanismes de contrôle ou de sécurité en relation avec les produits chimiques (en partie au niveau individuel, et au niveau de la population) (KETRUP ET AL., 1991).

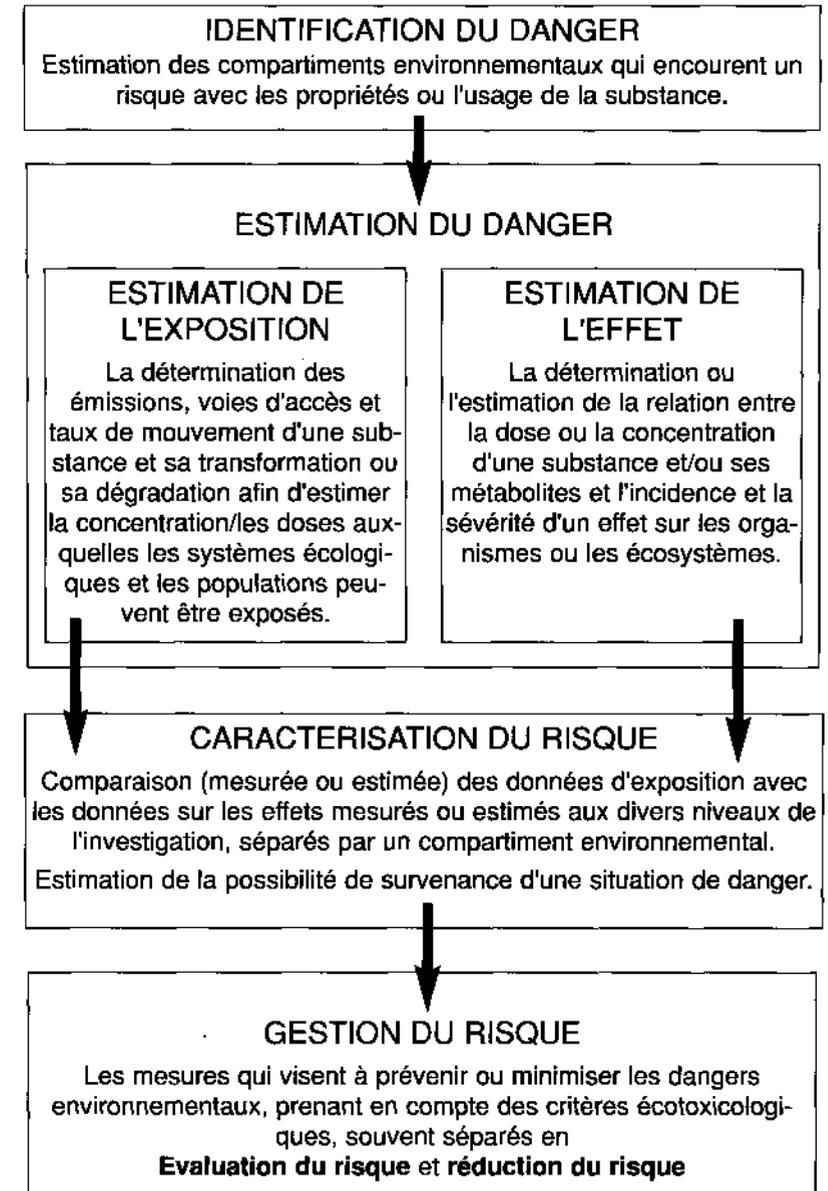


Fig 12.2 Étude du processus d'estimation du danger et du risque (modifiée à partir de l'APE, 1992)

Bien qu'il faille garder à l'esprit les limites sur l'extrapolation, cette étape accorde peu d'attention aux paramètres écologiques étant donné que seules les données spécifiques sur l'exposition et l'effet sont comparées. Les paramètres qui pourraient être appropriés pour une estimation plus en profondeur sont :

- La diversité des structures de l'écosystème
- Le degré de la « proximité de la nature »
- La préservation des fonctions de l'écosystème
- La capacité de l'écosystème à se régénérer

Notamment, on n'accorde pas assez d'intérêt à certains aspects - tels que l'analyse conjointe de plusieurs milieux, la période de l'exposition et la persistance de l'effet sur l'écosystème - (FAVA ET AL., 1987). Ce n'est que maintenant que la discussion a commencé à aborder l'aspect des différents modèles de temps aux divers niveaux d'investigation (allant de plusieurs jours de tests de laboratoire directement à des années ou des siècles, nécessaires à la régénération d'un écosystème, BURGER & GOCHFIELD, 1992).

4ème étape : La gestion du risque

Dans la dernière étape, la gestion du risque (qui est souvent subdivisée en évaluation du risque, la prise de décision ou la réduction du risque), les mesures appropriées indiquées par les résultats obtenus aux étapes précédentes doivent être définies et appliquées afin de prévenir ou au moins minimiser le risque jugé probable par l'estimation du risque. Les critères non scientifiques tels que les considérations coûts-bénéfices sont inclus dans cette étape d'évaluation. Cette évaluation supplante l'estimation parce qu'elle prend en compte les critères politiques, juridiques et économiques, ainsi que les paramètres écotoxicologiques.

Chacune de ces quatre étapes est discutée dans les chapitres suivants. Néanmoins, l'accent est mis sur la discussion des différentes méthodes pour l'estimation de l'effet.

12.4 L'IDENTIFICATION DU DANGER

Dans l'étape d'identification du danger, des données très fondamentales sont compilées afin de déterminer s'il y a une chance qu'un produit chimique entre dans un compartiment spécifique de l'environnement et, si oui, dans quels compartiments. Notamment, cette étape repose sur les données relatives à l'objet pour lequel cette substance doit être utilisée (p. e. un produit intermédiaire dans la synthèse chimique ou un pesticide) ainsi que les techniques de production. Les deux aspects doivent être décrits et examinés le plus précisément possible selon le lieu et la région. Une identification des écosystèmes ou des types d'écosystèmes à risque offre la meilleure base pour une future estimation, étant donné qu'on pourrait bien élaborer des programmes de tests.

C'est aussi à cette étape que l'on doit prendre une décision sur les tests pratiques à conduire pour générer l'information désirée. Avant de pouvoir procéder à cette opération, il importe de clarifier les points cibles d'évaluation; en d'autres termes, il est essentiel de savoir quels types de changements peuvent survenir dans l'écosystème ou quel que soit le cas, lequel d'entre eux peut être enregistré ou suivi. Cela permet de sélectionner les tests d'effet de laboratoire pour le compartiment environnemental à observer. Les études de QSAR ou les considérations initiales eu égard aux approches de modèle adapté constituent souvent une partie de cette étape dans l'estimation du danger et du risque.

D'un point de vue général, l'étape sert à identifier et à sélectionner de manière rationnelle des tests qui sont nécessaires et valables mais aussi bien gérés. Ces options peuvent être rétrécies, parce qu'il serait impossible de conduire chaque test concevable pour un grand nombre de produits chimiques à classer dans tous les compartiments.

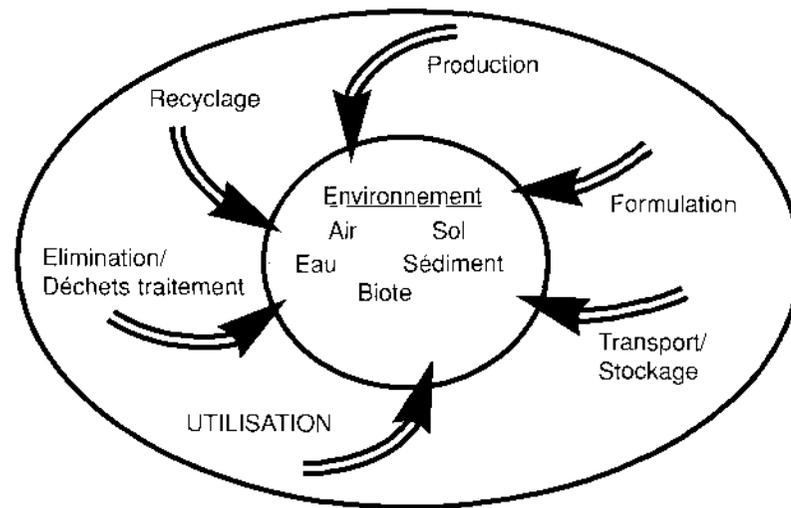


Fig 12.3 Emissions d'une substance dans l'environnement (modifié par ECETOC, 1993)

12.5 L'ESTIMATION DU DANGER - L'EXPOSITION

12.5.1 Les principes de détermination

Selon MAIHIS (1991), l'objectif global qui vise à déterminer l'exposition environnementale peut être résumé comme suit :

- la détermination de la concentration dans les compartiments environnementaux abiotiques et biotiques ;
- l'amélioration de la compréhension du processus qui détermine l'exposition ;
- l'identification du niveau de stress des écosystèmes.

L'exposition aux produits chimiques environnementaux peut être déterminée selon différentes façons. Les données de suivi sur le terrain (par ex les concentrations dans les eaux de surface) sont plus adaptées pour cet objectif, mais elles ne sont disponibles ni pour les produits chimiques qui doivent être nouvellement homologués ni pour la grande majorité des substances qui existent déjà (jusqu'à 100.000 substances dans la seule UE). La seule alternative est d'estimer le niveau de concentration dans les différents compartiments environnementaux (Predicted Environmental Concentration ; «PEC») en utilisant des modèles. Ces modèles utilisent notamment des données de

tests de laboratoire sur le devenir environnemental (SCHUSLER & KEIN, 1985 ; SAMULLAH, 1990). Par le passé, ils avaient mis l'accent sur la persistance dans le milieu aquatique (biodégradation et bioaccumulation ; WEBER & BARREN, 1984 ; KLÖPFER, 1989).

Afin d'estimer la concentration d'un produit chimique dans les différents compartiments de l'environnement (PEC), la première question est de savoir quelle quantité de la substance atteint le terrain (p. e. le volume de production par an). Ce chiffre est utilisé pour différencier si l'entrée d'un produit chimique dans l'environnement à des lieux spécifiques (p. e. sites de production, usines de vidange) est diffuse ou ponctuelle (c'est-à-dire strictement localisée). Les pesticides appartiennent au second groupe parce que les quantités et les conditions de leur application sont prescrites pour la plupart et peuvent alors être prises telles quelles pour servir de « PEC ». Une certaine dose d'hypothèse est inévitable néanmoins (p. e. sur la profondeur de la pénétration d'un pesticide dans le sol). En théorie, à l'exception des accidents et des applications inadéquates, la concentration des pesticides sur le terrain est relativement facile à estimer à cause des recommandations des producteurs. Dans la pratique, néanmoins, l'estimation est rendue difficile par le fait que différents types d'émissions peuvent survenir dans l'environnement à différents points durant le cycle de vie d'un produit chimique (y compris le traitement et l'élimination des déchets ainsi que le recyclage) (Figure 12.3).

Selon les mêmes considérations, en Allemagne la concentration des pesticides sur le sol est estimée comme la PIEC (=Predicted Initial Environmental Concentration) selon les hypothèses suivantes :

- distribution régulière dans les 2,5 cm supérieurs du sol ;
- sur les cultures à couverture basse: l'ensemble du volume appliqué atteint la surface du sol ; il est nécessaire de couper si la couverture est élevée ;
- dans les cultures sous serres, on suppose que 50 % de la quantité appliquée atteint le sol.

12.5.2 L'utilisation des modèles

D'un point de vue général, on établit une distinction entre les modèles d'exposition locale, régionale et globale. Les modèles locaux décrivent le comportement ou le devenir des produits chimiques dans la zone qui se situe immédiatement à côté du point d'entrée dans l'environnement, qui est supposée être homogène. La zone intermédiaire est actuellement le plus difficile par rapport au modèle, étant donné que l'hétérogénéité environnementale ainsi que la variabilité temporelle ont ici la plus grande influence (GDCh, 1993). Les modèles globaux s'adressent habituellement aux transports aériens des substances persistantes sur une échelle continentale. On ne peut effectuer que des observations générales à ce niveau.

Dans le même temps, des exemples de validations réussies avec des tests au lysimètre sont maintenant disponibles pour les modèles locaux sur le devenir environnemental d'une substance (p. e. SISOII ou PRZM pour l'écoulement). Il faudrait collecter des données aussi précises que possibles

pour les propriétés chimiques et les variables environnementales ; sinon, même de petites différences peuvent s'y ajouter et enfin entraîner une mauvaise interprétation (Krus, 1991). Dans le cadre de la vérification des pronostics faits avec les modèles tels que le PRZM ou le GIIAMS sur le comportement d'écoulement de divers herbicides, par exemple, qui sont basés sur des données de très bonne qualité, les valeurs pour la première semaine ou les trois premières semaines après application étaient précises pour des conditions de terrain mais divergeaient de plus en plus de

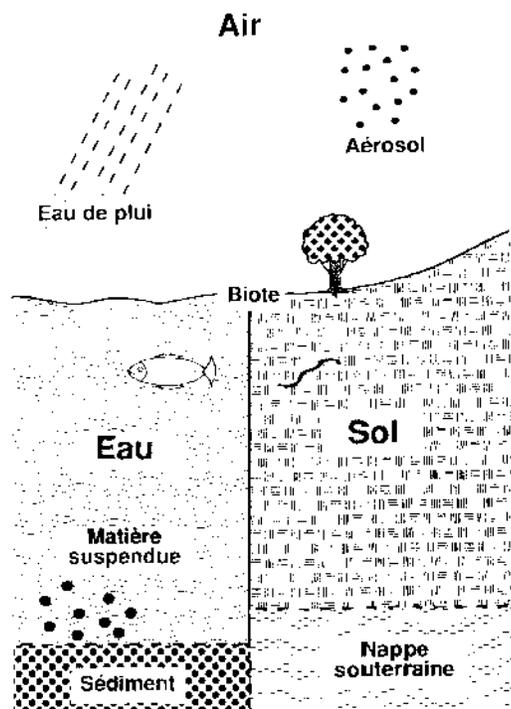


Fig 12.4 «Monde Unitaire» (adapté de MacKAY, 1991)

la réalité au niveau des derniers points dans le temps (MUTTER, ET AL., 1992 ; cf. Chapitre 8.1).

Sur une échelle plus large, le niveau de l'exposition est estimé selon des quantités qui entrent dans l'environnement, le type de source ainsi que les propriétés physico-chimiques (p. e. le $\log P_{ow}$ ou la constante d'Henry) d'une substance (CALAMARI & BACCI, 1987 ; DVVVK, 1989 ; BEUMI, 1990). Dans l'ECITOC (1993), on établit une distinction entre les phases de criblage, de confirmation et d'investigation avec des degrés variés de complexité, selon la qualité des données (données sur l'émission et données physico-chimiques ou données sur le devenir).

L'« approche de la fugacité » est l'outil le plus répandu parmi les modèles d'exposition communément employés (figure 12.4). Elle a été différenciée selon les divers niveaux de complexité (Niveau I, II, III) ainsi qu'en termes de scénari spéciaux (MacKAY, 1991). Le seul résultat généré initialement par les niveaux inférieurs de complexité est la distribution entre le milieu ou les compartiments de l'eau, du sol, des sédiments, de l'air et de la biote après avoir atteint un état supposé de l'équilibre (p. e. Niveau I, MacKAY, 1991). Pour cette estimation de l'exposition, les données généralement disponibles sur les paramètres suivants sont obligatoires comme données d'entrée :

- La masse moléculaire,
- La solubilité dans l'eau,
- La pression de la vapeur,
- Le coefficient de partition n-octanol/eau.

La distribution relative fournit également une indication du compartiment environnemental dans lequel les tests d'effet devraient être conduits. En Allemagne, on suppose qu'un compartiment environnemental devrait être examiné pour une exposition si l'estimation calculée est supérieure à 20 % (dans l'air) ou 10 % dans l'eau ou le sol) des quantités de produit chimiques concentrées dans ce compartiment (UBA, 1992). Si un compartiment est décrit comme tel, des estimations en profondeur devraient être conduites là-bas avec des modèles locaux. Si rien n'indique que la proportion excessive de la quantité produite est persistante, un facteur de sécurité (1 à 10) peut déjà être utilisé à ce stade.

Pour le calcul différencié des concentrations absolues des substances xénobiotiques dans différents compartiments, il est obligatoire d'obtenir des informations complémentaires qui sont souvent difficiles à obtenir, p. e. sur l'entrée d'une substance dans l'environnement par unité de temps (WIBER & BARBIS, 1984) ou sur les taux de dégradation et de volatilité. En outre, les don

nées spécifiques au site sur les sols respectifs régionaux ou locaux et les conditions environnementales sont également nécessaires dans ces modèles, étant donné qu'elles peuvent avoir une influence critique sur la persistance ou la mobilité d'une substance (JURY ET AL., 1987). En outre, le devenir d'une substance peut fortement dépendre du milieu environnemental par lequel elle est entrée en premier.

Il faut garder à l'esprit que même ces modèles d'exposition doivent être validés, par exemple en utilisant des données de suivi (étude générale dans OCDE, 1989b ; ECHIOC, 1992). Le problème avec ces modèles est que le milieu environnemental (air, eau, sol) est différent selon le temps durant lequel il est observé (allant des secondes aux années) ainsi qu'en degré d'hétérogénéité (p. e. conformément au processus chimique, physique ou biologique qui influence le comportement chimique). D'un point de vue général, il y a des corrélations positives entre les estimations obtenues à travers l'utilisation des modèles d'exposition avec des valeurs mesurées dans le milieu aquatique, mais des déviations nettes dans les systèmes terrestres (MATIUS, 1991).

Si possible, les valeurs estimées (PEC) devraient être corroborées par des données de suivi obtenues sur le terrain, en supposant qu'il y ait une corrélation positive, si la différence entre la concentration estimée et mesurée n'est pas plus grande qu'un facteur de 10 (UBA, 1992). Dans le cas de beaucoup de produits chimiques, néanmoins, il n'est pas surprenant de trouver que cette divergence est plus grande compte tenu du fait qu'il est extrêmement difficile d'estimer correctement des processus qui dépendent du temps tels que la dégradation ou le métabolisme à partir de ce qui constitue normalement une base de données très étroite.

12.6 L'ESTIMATION DU DANGER - LES EFFETS

12.6.1 Considérations de base

L'estimation de l'effet d'un produit chimique est basée sur la détermination d'une relation dose-réponse. Il est préférable d'effectuer une mesure concrète plutôt qu'une estimation dans tous les cas. La détermination est généralement basée sur des tests de laboratoire normalisés qui prennent en compte des caractéristiques physico-chimiques relatives à la substance. Bien que les résultats de ces tests puissent être à peine appliqués aux conditions de terrain, (même la question des critères à appliquer pour une validation est l'objet d'une controverse, LIVINGSTONE & MEYER, 1985), une estimation relative des effets des substances xénobiotiques peut être faite s'il y a un nombre suffisant de résultats de test. Ils peuvent également servir de base pour des extrapolations vers d'autres espèces, de paramètres ou le prochain niveau d'investigation. En revanche, cela signifie que la sécurité écotoxicologique d'une substance ne peut être jugée sur la base de ces seuls tests (RUDOLPH & BOEL, 1986 ; HENTRICH, 1991).

Historiquement, on a établi une pratique pour employer les tests de toxicité aquatique pour estimer le danger environnemental d'une substance. Cette approche comporte des limites évidentes, sachant que toutes les espèces des écosystèmes aquatiques sont protégées sur la base de trois tests seulement (avec les algues, *Daphnia*, et avec le poisson). Cette situation est similaire, eu égard à la pertinence des procédures de test pour les sédiments (p. e. VAN DER KOOIJ ET AL., 1991), dont l'importance pour tout le milieu aquatique (spécialement relativement à la biodisponibilité des produits chimiques) a été sous-estimée par le passé (MARI ET AL., 1987).

Comparé au milieu de l'eau, le milieu du sol pose un certain nombre de problèmes. En 1990, VAN LEEUWEN a conclu qu'il n'était pas possible de faire une estimation écotoxicologique des effets pour le sol à cause du manque de méthodes de tests adaptés. Comme nous le montrons aux Chapitres 8 à 10, il existe des idées de tests pour le milieu du sol, mais qui n'ont guère été obligatoires de manière régulière et n'ont pas encore été validés. Pour cette raison, il faut améliorer rapidement les données disponibles pour ce milieu. L'utilisation de données aquatiques pour estimer les concentrations actives dans le sol, comme le décrit LÖRKE (1994), n'est pas considérée comme valable à cause des nombreuses hypothèses différentes nécessaires pour cette approche.

Malgré toutes ces difficultés, il y a un consensus en grande partie dans la discussion au niveau international eu égard au fait que, pour estimer les effets d'un produit chimique, il est impératif de déterminer la concentration

d'exposition précise à laquelle il n'y a pas d'effet sur les organismes individuels (NOEC = No Observed Effect Concentration). En théorie, cette valeur est valable pour tout le compartiment ; néanmoins, dans la pratique, elle est basée sur 3 à 5 espèces de tests par compartiment, tout au plus. Théoriquement, la valeur NOEC représente les concentrations maximales auxquelles les mécanismes de contrôle face au produit chimique affectent les fonctions à divers niveaux d'organisation. Dans la pratique, la spécification NOEC est soumise à des limites méthodologiquement déterminées (cf. Chapitre 6.5.2). La valeur NOEC la plus basse pour chaque espèce, paramètre et voie d'accès observés, est sélectionnée et va servir de base d'évaluation de la substance (MORIARTY, 1988). Ces valeurs NOEC ne peuvent être directement mesurées que dans des tests relativement élaborés, chroniques avec des paramètres non mortels (p. e. la croissance, la reproduction). Bien que ces tests soient théoriquement possibles sur tous les trois niveaux d'investigation (laboratoire, semi-terrain, terrain), presque toutes les données disponibles sont tirées des tests de laboratoire. Si des données tirées des études aux niveaux supérieurs sont disponibles, elles seront certainement plus pertinentes que les résultats des tests de laboratoire. Dans cette estimation, il faut être attentif au fait que les effets peuvent survenir dans des écosystèmes différents, mais plus ou moins liés (p. e. l'écoulement du à la pulvérisation ou le ruissellement dans les systèmes aquatiques, estimation du risque écologique à l'échelle régionale, cf. GRAHAM ET AL., 1991).

Les études dans lesquelles seule la concentration (tirée du volume d'application le plus élevé permis comme dans le cas des pesticides) est recherchée, ne sont pas adaptées pour la détermination de la valeur NOEC. En revanche, la relation dose-réponse doit être déterminée pour au moins cinq concentrations. On a suggéré de remplacer ces tests par des études au niveau moléculaire, étant donné que ces dernières sont réputées simples et sensibles (p. e. KLEKUP ET AL., 1991). A cause des difficultés rencontrées dans l'interprétation des changements qui surviennent au niveau moléculaire, ceci n'est pas considéré comme une alternative significative. Il faudrait également souligner qu'il y a certaines concentrations plafond généralement reconnues comme étant spécifiques au compartiment pour les concentrations d'effet (OCIDI, 1989a). Aucune autre évaluation n'est jugée nécessaire pour des concentrations qui excèdent 100mg/l d'eau ou 1000 mg/kg de sol.

Étant donné qu'aucune donnée de test de laboratoire, mais beaucoup moins de données de terrain, n'est disponible pour la plupart des produits chimiques, on suggère dans la littérature différentes méthodes pour juger la concentration sans effet dans la littérature (cf. VAN STRALEN ET AL., 1994). Néanmoins, étant donné la rapidité des développements, il n'est pas possible d'en fournir une étude générale.

12.6.2 Les problèmes rencontrés dans la prédiction des concentrations sans effet

Précisément dans le cadre du grand nombre de produits chimiques à étudier, il y a eu de plus en plus de tentatives, malgré les difficultés évidentes, pour prédire les concentrations d'effet (par analogie aux valeurs NOEC), que l'on a appelé PNIC (= Predicted No Effect Concentration). On établit une distinction entre les trois différentes séries de questions lors de cette prévision (Figure 12.5) :

- L'extrapolation des tests de laboratoire aigus vers des tests de laboratoire chroniques ;
- L'extrapolation d'une espèce vers d'autres espèces ;
- L'extrapolation des tests de laboratoire vers les conditions de terrain.

Si une étude de terrain est disponible, on peut supposer qu'une quatrième étape d'extrapolation (d'un type d'écosystème à l'autre) serait superflue, étant donné qu'il serait impossible de couvrir toutes les situations de terrain possibles même dans des conditions de tests optimales.

Dans les pages suivantes nous discuterons en détail des trois niveaux d'extrapolation.

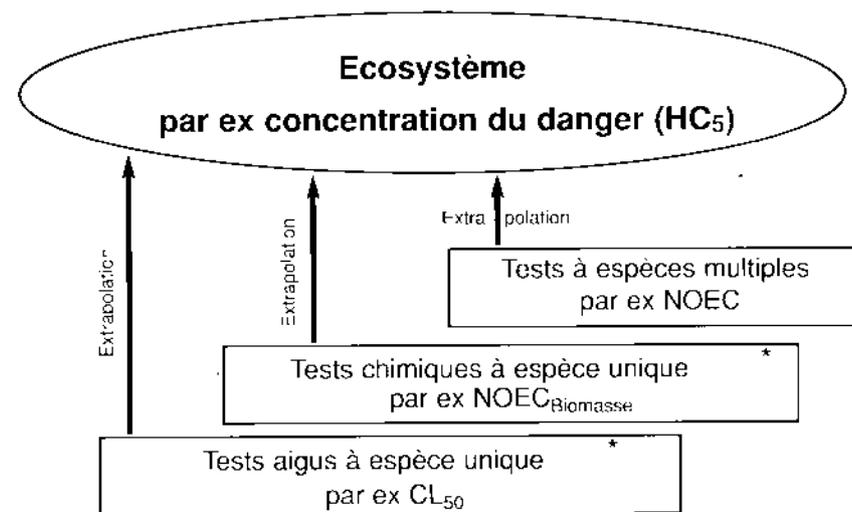


Fig 12.5 Etapes d'extrapolation dans l'Estimation du Danger du Risque (* compris les estimation de QSAR)

Extrapolation des résultats des tests aigus (par ex CL_{50}) vers les effets chroniques (par ex $NOEC_{Reproduction}$)

Théoriquement, il y a différentes manières d'extrapoler des effets aigus vers les effets chroniques (GIESY & GRANEY, 1989). Dans tous les cas, il est nécessaire de travailler avec des marges de sécurité ou des méthodes statistiques. Malgré quelques exemples dans lesquels ces approches ont été employées avec succès, il est conseillé d'être prudent, étant donné qu'il n'existe aucune base scientifique « qui permette de conclure par une extrapolation des effets aigus vers les effets chroniques au sein de la même espèce ou d'une autre » (BIAS, 1993).

Sur la base des expériences pratiques, (presque exclusivement des tests aquatiques), on peut supposer que les valeurs ne devraient pas diverger très souvent par plus d'un ordre de magnitude (SLOOFF ET AL., 1992). VAN LEEUWEN ET AL., (1992) par exemple n'ont trouvé que des facteurs qui vont de 2 à 11 pour sept espèces aquatiques en comparaison à la $NOEC$ sur la CL_{50} . VAN GESTEL ET AL., (1992), qui ont trouvé des ratios entre 5 et < 100 dans les tests avec les vers de terre avec des métaux lourds et des pesticides donnent une description assez différente. RUDOLPH & BOJE (1986) ont comparé les résultats des tests avec le poisson, avec *Daphnia* et avec les algues pour 20 produits chimiques environnementaux et ils ont trouvé que les seuils d'effets aigus et chroniques peuvent même différer par un facteur de 100.000 ! BARNTHOUSE ET AL., (1987) considèrent également l'extrapolation des valeurs aiguës vers les données chroniques (la CL_{25} dans leur cas) comme étant l'étape qui comporte le degré d'incertitude le plus élevé dans la prédiction de l'effet toxique des produits chimiques sur le poisson.

Extrapolation des résultats des tests avec une espèce vers d'autres espèces (par ex de *Daphnia* vers tous les invertébrés dans les corps limniques de l'eau)

Les différences spécifiques de l'espèce peuvent (mais n'ont pas besoin de) diverger de manière importante. A la suite des résultats tirés des études plus anciennes sur le milieu aquatique avec des substances relativement toxiques, on a conclu qu'un test aigu avec une espèce était suffisante pour prédire cet effet sur les autres espèces (KENAGA & MOOLENAAR, 1979). Les tests de croissance des végétaux ont également démontré que les effets toxiques de 16 herbicides sur 151 espèces de dicotylédones ne différaient que par un facteur de 10 (FLETCHER ET AL., 1990). Dans une comparaison des effets aigus de 410 produits chimiques sur 66 espèces animales, néanmoins, MAYER & ELLERSIECK

(1986) ont trouvé qu'il n'y avait pas d'espèce, de famille ou de classe qui ait la réaction la plus sensible dans tous les cas (cf. également CAIRNS, 1986A) Les différences entre les espèces se sont élevées à un facteur de 100 en moyenne et, dans des cas individuels, étaient aussi élevées qu'un facteur de 100.000. RUDOLPH & BOJE (1986) ont donné des résultats similaires tout comme SLOOFF ET AL., (1986) - bien que n'étant pas aussi extrémiste - lorsqu'ils ont interprété les tests aquatiques aigus avec respectivement, 25 et 15 produits environnementaux.

Néanmoins, on ne sait pas avec précision combien d'espèces différentes possibles devraient être testées par compartiment environnemental afin de couvrir un spectre de sensibilité suffisamment large. Il faudrait garder à l'esprit que les tests de laboratoire représentent bien sur des scénarii du pire à beaucoup d'égards : l'exposition est constante durant le test, et les organismes n'ont aucun moyen de se retirer. Sur la base de ces considérations, certains auteurs considèrent le choix des trois espèces très différentes (algues, eau, poisson) comme étant adéquat pour le compartiment limnique de l'environnement (FISCHER & HEIMBACH, 1991), tandis que d'autres (y compris parfois dans le compartiment des sédiments) invitent à d'autres tests avec jusqu'à huit espèces (STEPHAN, ET AL., 1985 cf. Chapitre 8.2.1). Concernant les produits chimiques environnementaux dans le milieu terrestre, on a proposé un schéma gradué qui utilise cinq espèces y compris les végétaux, les microorganismes, les vers de terre et deux espèces de coléoptères (RÖMBKE ET AL., 1993). Pour les autres compartiments de l'environnement, néanmoins, on ne sait toujours pas clairement combien ou quels types d'espèces devraient être testés.

Extrapolation du laboratoire aux conditions de terrain

FLETCHER ET AL. (1990), qui ont évalué les études avec 13 espèces végétales et 17 produits chimiques, ont également trouvé que les concentrations d'effet déterminées variaient par moins qu'un facteur de 2 entre le niveau de laboratoire et de terrain. SLOOFF ET AL., (1986) sont arrivés à la même conclusion après avoir examiné la littérature qui a été publiée sur le milieu aquatique pour les effets (donnés comme $NOEC$) de 38 produits chimiques environnementaux et pesticides dans des tests aigus et des tests au niveau de l'écosystème (p. e. dans les microcosmes). Il y a beaucoup moins d'exemples disponibles, pour le milieu terrestre, mais dans le cas des pesticides sur le terrain, par exemple les vers de terre n'ont pas montré d'effet qui n'ait pas été détecté dans un test de laboratoire à la même concentration (HEIMBACH, 1992). La remarque relative à la situation du pire dans le test de laboratoire est fonda-

mentalement valable pour cette étape d'extrapolation. Cela est démontré par le fait que par exemple la toxicité des pyréthriinoïdes pour les organismes aquatiques est très élevée en laboratoire et basse sur le terrain - à cause de la haute adsorption des particules de sédiments (HILL, 1989).

Bien que les différences révélées dans les exemples mentionnés fussent petites, malgré toutes les questions ouvertes (p. e. eu égard aux paramètres mis en comparaison, la prédiction des valeurs NOEC dans les tests d'écosystèmes ou la différence avec les vraies situations de terrain), il y a eu d'autres exemples (d'abord dans le milieu aquatique) dans lesquels il n'était pas possible de prédire quel niveau de test réagirait plus sensiblement (MALTBY & CALOW, 1989).

Conclusions

Dans l'ensemble, l'expérience passée a montré qu'il n'y avait pas de base scientifique appropriée pour les étapes d'extrapolation individuelle (OCDE, 1989A), bien que les extrapolations de NOEC (p. e. sur la base des tests aigus) soient possibles pour beaucoup de produits chimiques, mais pas tous. Dans tous les cas, les résultats de ces prédictions ne doivent pas être pris au pied de la lettre, étant donné que la valeur prévue et les effets réels peuvent dévier de manière significative dans un nombre appréciable de cas. La raison la plus importante de ces déviations est probablement les effets indirects du produit chimique, qui en retour se manifestent souvent dans divers types de situations d'exposition. Les faux pronostics dans les extrapolations, étant donné la même situation d'exposition sont selon toute probabilité, une fonction du mécanisme actif (plus ils sont spécifiques, plus les différences anticipées sont grandes, p. e., dans la comparaison avec les différentes espèces).

Dans la discussion sur les incertitudes, il ne faudrait pas perdre de vue le fait que, même si le système de test et le produit chimique sont les mêmes, les tests conduits dans les différents laboratoires peuvent résulter en des bandes de fluctuations d'environ < 10 à 250 dans les cas extrêmes (RUDOLPH & BOJE, 1986). Pour cette raison, néanmoins, au moins 10 devrait figurer dans tous les calculs comme un facteur d'incertitude spécifique à la méthode. D'un autre côté, il est beaucoup plus difficile de quantifier l'influence combinée des trois autres extrapolations, comme on l'a déjà souligné. De ce point de vue, l'estimation positive accordée à l'utilité des données CL_{50} à partir des tests aigus par SLOOFF ET AL., (1986) doit également être baissée, étant donné qu'ils ont comparé la série de données collectées dans le milieu aquatique. Selon eux, le nombre de tests aigus avec des espèces taxonomiquement et physiologiquement différentes devrait être augmenté au lieu

d'augmenter le nombre de tests chroniques ou pour ce cas les tests d'écosystèmes.

A cause de toutes les difficultés impliquées dans l'évaluation de la concentration d'effet, les méthodes de pronostic constituent la seule option faisable, pratique et disponible pour que les autorités puissent évaluer le potentiel de danger écotoxicologique, notamment eu égard au grand nombre de produits chimiques qui doivent être évalués et la complexité des écosystèmes à protéger.

12.6.3 Prédiction des concentrations d'effet sur la base des propriétés chimiques

Il existe une autre approche pour prédire des NOEC qui consiste à mettre en corrélation les effets écotoxicologiques bien connus (p. e. les tests des bactéries) avec certaines propriétés physico-chimiques (spécialement le coefficient de partition n-octanol-eau) de la substance étrangère respective (p. e. HAWKER & CONNELL, 1985; DEVILLIERS ET AL., 1987). D'un point de vue plus général, les QSAR (relations quantitatives structure-activité, Figure 12.6) sont considérées comme une méthode utilisée pour déterminer une certaine propriété chimique, par un paramètre facile à mesurer ou à calculer à partir de la structure moléculaire (HERMENS, 1989).

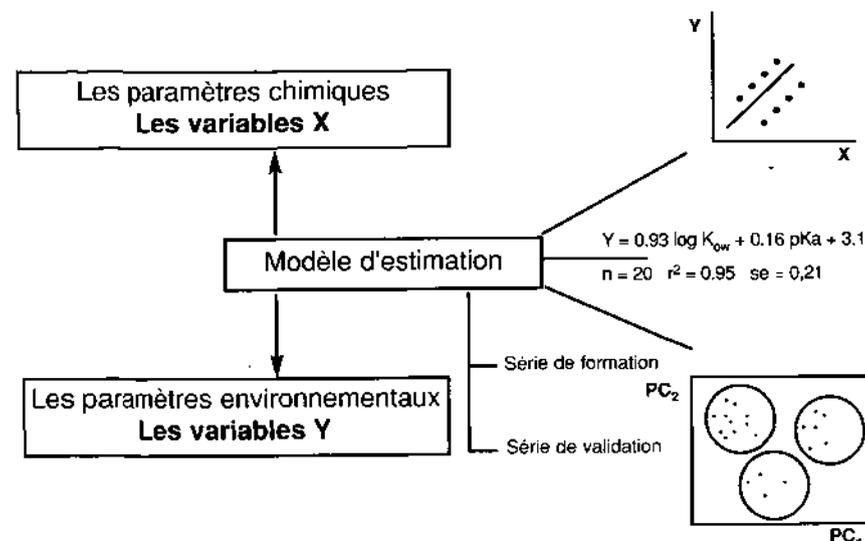


Fig 12.6 Explication schématique des QSAR

(adaptée de HERMENS, 1989)

On a trouvé qu'il y avait des corrélations positives pour les produits chimiques environnementaux tels que le phénol dans l'eau (p. e. entre une activité croissante et une lipophilie croissante, (NENDZA & SFIDEL, 1988). Les QSAR spécifiques du produit chimique étaient dérivées sur la base de ces relations qui ont rendu possible la prédiction de leur bioaccumulation, par exemple. La QSAR s'est révélée spécialement fiable pour les produits chimiques environnementaux qui ont un mode d'action narcotique (VAN LIEFLAND ET AL., 1992). La toxicité pour *Daphnia* a également été prévue sur la base de quelques résultats de tests pour beaucoup de substances (pas toutes) de la même classe que les produits chimiques (FOSATO ET AL., 1991). Néanmoins, il est beaucoup plus difficile de procéder ainsi avec des organophosphorés. Ces substances sont métabolisées dans l'organisme et on ne connaît toujours pas les systèmes d'enzymes concernés ainsi que les sites d'effet (DE BRUIJN & HERMENS, 1991).

Généralement, ces QSAR ne peuvent prendre la place des tests sur les pesticides, bien qu'il y ait eu beaucoup de tentatives pour les utiliser de cette façon (KOCH & NAGEL, 1988 ; CALAMARI & VIGIL, 1990). BIAS (1993) attribue ces moindres difficultés aux divergences qui subsistent dans la distribution de la sensibilité des organismes, à cause des événements stochastiques. Bien que la dérivation des concentrations d'effet à partir des structures moléculaires ne soit pas (encore) adaptée pour une application de routine, elle pourrait être utilisée pour fixer des priorités pour des investigations ultérieures (p. e. parmi le grand nombre de produits chimiques existants, KILIN ET AL., 1988).

12.6.4 Deux concepts pour l'extrapolation des concentrations d'effet

Dans le cadre des problèmes survenus dans la prédiction des concentrations d'effet, deux stratégies différentes d'extrapolation ont été développées pour le processus de notification ou d'homologation des produits chimiques et des pesticides, tous les deux (ou en combinaison, comme en Hollande) étant en cours de discussion par diverses autorités. Le « concept de facteur de sécurité » ainsi que la « méthode du modèle de distribution » sont utilisés pour déterminer la concentration d'un produit chimique dans laquelle aucun effet ou seuls quelques effets négligeables sont observés dans des conditions de terrain. Peu de comparaisons directes des deux approches basées sur la même série de données ont été conduites à ce jour. Dans un test qui implique des produits chimiques environnementaux ou des pesticides plus ou moins choisis au hasard dans le milieu aquatique, OKKERMANN ET AL., (1993) ont conclu que l'expérience acquise depuis lors, n'est pas adéquate

pour garantir une préférence générale à l'une ou l'autre méthode. Pour des raisons théoriques, néanmoins, ces auteurs ont tendance à préférer le modèle de distribution pour utiliser des facteurs de sécurité largement fixés. D'un autre côté, FORBIS & FORBES (1993) recommandent le « concept de facteur de sécurité » à cause de sa simplicité.

Le concept de acteur de sécurité (Facteurs d'estimation ou d'application)

Dans le cadre du concept de facteur de sécurité, la variété de concentration qui dans tous les cas doit être atteinte dans l'environnement est déterminée sur la base des données de tests existantes, en employant des facteurs « de (non) sécurité » (qui vont de 1 à 10.000). L'échelle de ces facteurs est dérivée d'un pronostic séparé des différentes incertitudes (extrapolation d'une espèce à une autre, du test aigu au test chronique, du laboratoire au terrain) ainsi que leur multiplication ultérieure (RUDOLPH & BOIL, 1986).

D'un point de vue général, moins la qualité de données est bonne (p. e. plus la pertinence écologique d'un résultat de test est moindre), plus les facteurs de sécurité doivent être élevés. Cela signifie que les données des tests aigus doivent recevoir des facteurs plus élevés que ceux des études sur les microcosmes. En termes hyperboliques, on pourrait dire que les facteurs de

Tableau 12.2 Etude des divers facteurs de sécurité selon l'origine et la qualité des données (selon différentes sources)¹

Source des Données	APE (1984)	OCDE (1989a)	ECETOC ² (1993)
Moins de 3 valeurs de tests aigus	1.000	1.000 ³	200
Au moins 3 valeurs de tests aigus	100	--	--
moins de 3 valeurs de test chroniques	10	100	5
Au moins 3 valeurs de test chroniques	10	10	--
Existence de tests de terrain	1	1	1

1 Les prévisions avec QSAR pourraient être employées à tous les niveaux excepté pour le terrain, en plus des données de test.

2 Voir Tableau 12.3 pour le calcul.

3 S'il est garanti, le facteur recommandé par l'OCDE (1989a) pourrait être augmenté à 10.000 ; néanmoins, il pourrait parfaitement s'agir d'une exception. Avant d'appliquer ces facteurs élevés, la qualité des données devrait être améliorée par des tests complémentaires.

Tableau 12.3 Facteurs de sécurité basés sur la base de données AHA (ECETOC, 1993)

Transition de	Sources	Variété	Facteur
Aigu à chronique (CL ₅₀ à NOEC)	5-58	0,1-668	40
Chronique à écosystémique (NOEC à NOEC)	13*	0,1-6,3	5
Ecosystémique à terrain	-	-	1

* Y compris 10 pesticides

sécurité deviennent des « suppositions éduquées », c'est-à-dire qu'elles sont à une échelle jugée acceptable par les experts pour des raisons de bonne conscience. De plus, il faudrait conduire au moins trois tests avec des organismes tirés de deux groupes taxonomiquement différents pour chaque niveau, tandis qu'une étude de terrain par niveau pourrait être suffisante (ECETOC, 1993). Les détails de ces spécifications ne peuvent être décidés sur aucune base scientifique; en revanche, tout comme l'échelle des facteurs de sécurité, ils sont le résultat de considérations empiriques telles que les relations entre les tests aigus et les tests chroniques pour autant d'espèces que possible (BIAS, 1993). En d'autres termes, il s'agit de décisions prises par des comités d'experts.

Différentes progressions de ce concept font actuellement l'objet de discussions dans divers pays (Tableau 12.2). Au niveau de l'OCDE, par exemple, on suggère un facteur de 1.000 pour les produits chimiques environnementaux si seules quelques données CL₅₀ sont disponibles, et s'il existe des valeurs chroniques NOEC, on recommande un facteur de 10. Une évaluation individuelle (au cas par cas) doit être effectuée si des données de terrain sont disponibles (OCDE, 1989A). Cette approche peut être affinée (p. e. par l'APE ou l'OCDE) pour le milieu aquatique à cause de la qualité relativement bonne des données. Ces organisations suggèrent un facteur de 1 pour les données des études de terrain.

L'ECETOC a modifié cette approche en quantifiant les facteurs de sécurité sur la base d'une étude de recherche de la littérature disponible (base de données sur l'estimation du danger aquatique (AHA)) sur les produits chimiques (sans matière inorganique et métaux). Concernant ce point, les facteurs d'estimation n'étaient plus entièrement basés sur des prédictions (Tableau 12.3) Les disparités inter-espèces ne sont plus considérées comme un facteur d'incertitude étant donné que l'échelle de ces déviations est supposée être couverte par le spectre des espèces standard aquatiques employées (algues, *Daphnia* et poisson). En revanche, on estime la relation

entre aigu et chronique, chronique et écosystémique ainsi qu'entre écosystémique et NEC réelle sur le terrain (qui ne peut être déterminée). Le facteur recommandé est orienté vers les valeurs de 90 % de la série respective de données. Sur la base de ces données, qui semblent basses en comparaison avec les autres recommandations, la PNEC ou la CL₅₀ la plus basse devrait être divisé par 200, la NOEC la plus basse devrait être divisée par 5 et une NOEC d'étude de terrain devrait être divisée par un (Tableau 12.3).

A cause de toutes les réserves sur l'utilisation de ces facteurs, ils peuvent néanmoins indiquer l'échelle au-dessus de laquelle il faut anticiper les effets chimiques (RIPPEN, 1987 ; DÜRRSCHMIDT, 1987). Dans tous les cas, il faudrait inclure les résultats des études de contrôle (comme les concentrations dans différents compartiments environnementaux) le plus loin possible. FORBES & FORBES (1993) suggèrent également l'utilisation d'une médiane ou d'une moyenne géométrique d'une série de base de données au lieu de la plus basse valeur NOEC comme base de calcul à laquelle le facteur de sécurité sera appliqué, afin d'éviter les résultats hasardeux qui surviennent avec des valeurs NOEC qui fluctuent nettement.

Comme on l'a déjà mentionné, cette approche peut fondamentalement être utilisée aussi bien pour les produits chimiques que pour les pesticides. Néanmoins, la question est de savoir si les facteurs de sécurité peuvent être plus bas que ceux des produits chimiques environnementaux :

- La zone sous stress est plus petite, et malgré l'écoulement de la pulvérisation, etc., plus facile à étudier.
- Une recolonisation est plus probable à cause des intervalles de temps entre les applications.
- En raison du fait que les pesticides sont normalement élaborés pour avoir un effet sélectif, et que le niveau de connaissance sur eux est comparativement bon, les effets des pesticides sont plus faciles à estimer.

Dans tous les cas, il importe d'accorder une attention accrue à la durée du stress dans le cas d'un groupe de produits chimiques. Là où les pesticides sont impliqués, on suppose que le site et les populations se rétabliront avant la prochaine application (ROTHERT ET AL., 1990). Néanmoins, cette hypothèse - qui est douteuse en monoculture - est clairement invalide pour les produits chimiques environnementaux.

Le modèle de distribution

L'idée de base de cette approche renvoie à KOOIJMAN (1987), qui néanmoins a utilisé les valeurs CL50. Cette approche cherche à protéger une partie précédemment définie de la biocénose grâce à un modèle pour la distribution de la sensibilité de toutes les espèces dans un écosystème basé sur plusieurs valeurs NOEC (VAN STRAALLEN & DENNEMAN, 1989 ; WAGNER & LÖKKE, 1991 ; ALDENBERG & SLOB, 1991). En d'autres termes, on tente d'extrapoler des tests avec les données chroniques vers les situations de terrain (Figure 12.7). L'objectif est de déterminer la « concentration de danger de 5 % » (HC_5), à laquelle la NOEC est dépassée de 5 % maximum pour toutes les espèces de la biocénose. Plus ce chiffre est élevé, plus le danger écotoxicologique potentiel présumé du produit chimique respectif est bas.

Cette approche est basée sur les considérations suivantes :

- Les écosystèmes sont exposés au «stress» même sans intervention humaine, c'est-à-dire qu'il n'est ni possible ni souhaitable d'obtenir un statut de préservation de 100 %.
- Si la structure (=l'inventaire des espèces) de l'écosystème est protégée, les fonctions le seront également.

Plus spécifiquement, cette approche suppose que la variabilité de la sensibilité entre différentes espèces (inter-espèce) et au sein d'une même espèce (intra-espèce) est distribuée de manière symétrique. L'hypothèse de cette distribution est réaliste selon les considérations de KOOIJMAN (1987), qui utilise les données de SLOOFF & CANTON (1983). Tout comme les valeurs de CE_{50} dans les tests de laboratoire, la HC_5 est dérivée de ces courbes de distribution (Figure 12.8). Selon l'auteur, la distribution est décrite comme « log-logistique » (pas très différent de la distribution normale, mais plus facile à calculer ; VAN STRAALLEN & DENNEMAN, 1989 ; ALDENBERG & SLOB, 1991), « log-normal » (WAGNER & LÖKKE, 1991) ou « log-triangulaire » (EPA, 1984 ; STEPIAN ET AL., 1984). Etant donné que la dernière approche mentionnée implique une indication des concentrations plancher (les points d'intersection avec l'axe X) auxquelles les effets n'apparaissent pas encore ou plus du tout, et la ligne d'argumentation est basée sur un niveau de famille plutôt que sur un niveau d'espèces, elle ne sera plus prise en compte dans les discussions suivantes.

Dans une comparaison de diverses méthodes, et en utilisant une série de données aquatiques (SLOOFF & CANTON, 1983), WAGNER & LÖKKE (1991) ont trouvé que leur propre méthode ainsi que celle de ALDENBERG & SLOB (1991) ont produit des concentrations de danger pratiquement identiques (HC), tandis que la méthode de VAN STRAALLEN & DENNEMAN a régulièrement donné des valeurs plus élevées, c'est-à-dire que le danger potentiel a été sous-esti-

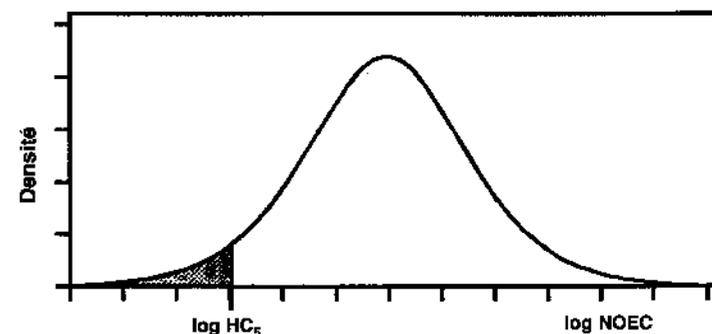


Fig 12.7 Représentation graphique du modèle de distribution avec définitions (d'après VAN STRAALLEN & DENNEMANN, 1989)

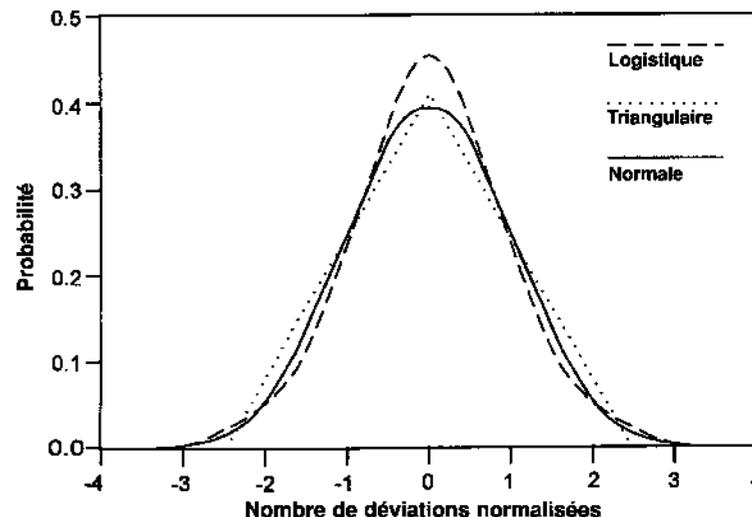


Fig 12.8 La probabilité des fonctions de densité avec une déviation moyenne et normalisée de 0 à 1 respectivement (VAN LEEUWEN, 1990 ; HCN, 1989)

mé dans ce cas. Dans une comparaison des estimations de toxicité de QSAR ainsi que des calculs de HC_5 pour environ 100 produits chimiques avec un mode d'action narcotique dans le milieu aquatique, VAN LEEUWEN ET AL., (1992) n'ont pu déterminer aucune différence entre les méthodes de calcul utilisées (log-logistique contre log-normal). OKKERMAN ET AL., (1993) ont obtenu le même résultat en utilisant les données rapportées dans la littérature sur l'effet des produits chimiques environnementaux et des pesticides dans le

milieu aquatique. Généralement, les différences entre les différentes méthodes de calcul du modèle de distribution devraient être relativement mineures, c'est-à-dire que selon l'état actuel de la connaissance, les valeurs HC, calculées sont dans la même variété (OCDE, 1992). L'approche de VAN STRAALIN & DENNIMAN (1989) qui fait l'objet d'une attention spéciale pour son utilisation dans le milieu terrestre, doit être considérée comme légèrement moins adaptée que les deux autres méthodes.

Le problème pratique impliqué dans toutes les modifications de cette approche est que les facteurs de sécurité complémentaires doivent également être incorporés. Afin d'éviter un degré élevé d'incertitude, les valeurs de 5 à 8 NOEC doivent être disponibles à partir des différentes espèces. Ce nombre a été calculé par STEPHAN ET AL., (1985) et VAN LILUWEN (1990) sur la base d'une série de données tirées de SLOOF & CANTON (1983), dans laquelle il fallait couvrir autant d'unités taxonomiques, d'étapes trophiques et de voies d'exposition différentes que possible. OKKERMAN ET AL., (1993) ont souligné que si possible, sept séries de données doivent être disponibles afin de réduire autant que possible la variabilité, et que cinq tests seraient également acceptables comme un minimum absolu pour des raisons éthiques et économiques. Néanmoins, certains auteurs considèrent quatre NOEC comme adéquates (SLOOF & VAN DE MEULEN, 1990). Ni quatre ni cinq ne semblent suffisantes parce que la variabilité dans les concentrations calculées pourrait augmenter nettement. Ceci est spécialement problématique si, de surcroît, ces NOEC ont déjà été estimées à partir des valeurs CE ou CL à partir des tests aigus, ce qui est particulièrement le cas dans le milieu terrestre.

Actuellement, la discussion porte sur la question de savoir quelle courbe de distribution est plus critique, étant donné le petit nombre d'espèces, et ensuite quelles concentrations seuils surprotectives sont susceptibles d'avoir tendance à discréditer cette approche (WAGNER & LÖKKE, 1991). A cause des difficultés inhérentes qui sont en jeu dans l'utilisation des facteurs d'extrapolation, néanmoins, les données tirées des niveaux supérieurs d'investigation devraient être consultées pour l'estimation, comme suggérées dans le programme de test gradué (SMITH & CAIRNS, 1993). Les microcosmes sont adaptés à cet effet, ainsi que les données dérivées des produits chimiques dans la même classe. Il y a un autre problème qui intervient lorsqu'il s'agit d'estimer les produits chimiques qui surviennent naturellement dans l'environnement, et qui dans certains cas sont essentiels. Avec ce modèle, la différence entre les niveaux naturels du contexte et des concentrations qui obtiennent une estimation «non dangereuse» peut être minime (SLOOF & VAN DE MEULEN, 1990 ; HOPKINS, 1993).

A côté des hautes attentes, la méthode du « modèle de distribution » possède les inconvénients suivants (cf. BIAS, 1993 ; FORBES & FORBES, 1993; HOPKINS, 1993b ; SMITH & CAIRNS, 1993) :

- Il importe d'avoir d'autres preuves pour soutenir l'hypothèse d'une distribution normale de la sensibilité de tous les organismes dans un écosystème, quelle que soient leurs différences taxonomiques ;
- la sélection des espèces de tests à partir de l'ensemble des espèces d'une biocénose ne se fait pas au hasard ;
- les différents rôles fonctionnels et les possibles voies d'accès sont rarement couverts par cette sélection ;
- le seuil de 5 % est artificiel (les espèces clé pourraient ne pas être prises en compte) ;
- les interactions avec les diverses espèces ne sont pas prises en compte ;
- les tests de laboratoire servent de base de données unique ;
- la plupart des utilisations rapportées des modèles de distribution (y compris les études comparatives avec l'utilisation des facteurs de sécurité) sont basées sur la même série de données employées par SLOOF et CANTON (1983) ; en d'autres termes, il est important de conduire des études de validation ;
- la NOEC respective dépend fortement des paramètres de mesure employés.

Etant donné que d'autres formes d'extrapolation sont au moins également soumises à ces défauts (y compris les estimations de QSAR), la méthode du « Modèle de Distribution » doit actuellement être considérée comme la meilleure approche. Elle est également préférable au Concept de Facteur de Sécurité (VAN LILUWEN, 1990 ; UBA, 1992), bien que la base de données sous-jacente soit extrêmement insatisfaisante. En outre, il n'est pas sûr qu'un dommage de plus de 5% soit acceptable sur les plans écologique et éthique pour la plupart des espèces importantes (FORBES & FORBES, 1993). De même, comme l'a souligné VAN STRAALIN (1993), à juste titre, ces 5% de « dommages » ne signifient pas automatiquement «tués» et le niveau de protection peut encore être ajusté si les espèces clés sont affectées. D'un point de vue général, c'est la raison pour laquelle il n'y a toujours pas de consensus eu égard à l'adaptabilité des modèles de distribution. En plus des vues positives de cette approche (par ex VAN LILUWEN, 1990), il y a eu de plus en plus d'appels pour des études de validation ultérieures (par ex SMITH & CAIRNS, 1993).

Dans une inversion de la procédure décrite ci-dessus jusqu'ici, la méthode de «Modèle Distribution» peut également être utilisée pour établir le taux de dégradation des pesticides obligatoire pour être sûr (par ex les valeurs DT_{50}). A cet effet, une formule a été développée qui inclut une dégradation exponentielle du produit chimique et la distribution de la sensibilité du log-logistique des espèces d'un écosystème observé (VAN STRAALLEN ET AL., 1992). Dans ce cas, le danger écotoxicologique potentiel est ramené au minimum si la concentration de la substance dans le sol est tombée en deçà de la HC_5 respective, avant qu'elle ne soit appliquée de nouveau. Cela pourrait assurer que les valeurs NOEC ne soient pas dépassées dans plus de 95% des espèces qui vivent dans les écosystèmes pertinents.

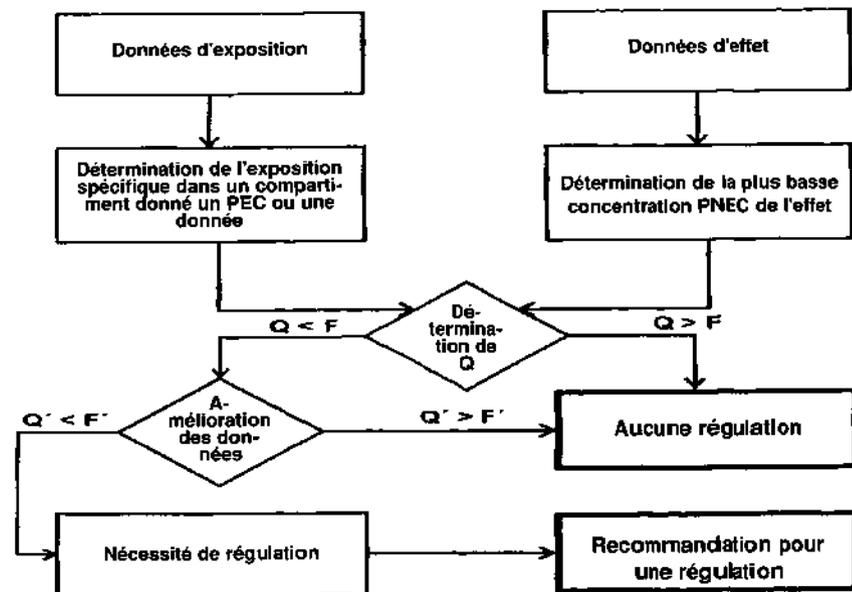


Fig 12.9 Evaluation et estimation du danger environnemental des déchets par l'Agence Fédérale Allemande pour l'Environnement (selon UBA, 1992)

12.7 LA CARACTERISATION DU RISQUE

Dans différents pays (p. e. les Etats-Unis, l'Allemagne, les Pays Bas) ainsi qu'au niveau des organisations internationales (OCDE, 1989a ; UE, 1993), des directives sont actuellement en cours de préparation pour une procédure d'« estimation du danger et du risque ». Aucun des plans ne peut être considéré comme complet. Par exemple, il n'y a pas toujours de moyens pour couvrir les conditions d'exposition intermittente. Bien que toutes les propositions de directives soient plus ou moins fondées sur la même approche, elles diffèrent selon les cas où elles s'appliquent, le but et la variété des facteurs de sécurité ainsi que les données de base requises. L'ECETOC (1993) donne un résumé actualisé de la plupart des approches courantes. Il est difficile de comparer les différents modèles parce que les mêmes conditions sont utilisées avec différentes définitions ou vice-versa. Par exemple, souvent le rapport PEC/PNEC est utilisé dans l'étape de caractérisation du risque (ECETOC, 1993), tandis que l'UBA allemande utilise le Q (=NOEC / concentration environnementale ; cf. Figure 12.9) pour son évaluation (UBA, 1992). Il faut garder à l'esprit que l'estimation du danger doit être menée dans des compartiments spécifiques. Les estimations ou évaluations supra-compartimentales sont conduites à des étapes ultérieures dans l'ensemble du processus.

Dans le cas des pesticides, on a récemment présenté un « schéma d'estimation du risque » très détaillé basé sur la coopération entre l'EPPO et le Conseil de l'Europe (CE, 1993). Bien que l'ensemble de l'approche utilisée dans cette procédure soit similaire aux autres méthodes pour l'évaluation du danger écotoxicologique potentiel, elle diffère eu égard aux noms et aux définitions des étapes individuelles (GREIG-SMITH, 1992). On distingue le devenir environnemental de la substance selon qu'il survient dans le sol, dans la nappe souterraine ou sur les eaux de surface ainsi que par ces effets sur les organismes aquatiques, la microflore du sol, les vers de terre, les arthropodes bénéfiques, les abeilles et les vertébrés terrestres. D'un autre côté, le compartiment atmosphérique est laissé de côté, tout comme les végétaux, au moins jusqu'à l'apparition de signes concrets. Cette comparaison détaillée est adaptée pour indiquer le risque relatif pour les espèces individuelles et peut ainsi être utile pour la définition de recommandations relatives à l'application des pesticides en vue de protéger les organismes utiles (WILES ET AL., 1991). Il n'est pas possible de transférer les données ou les résultats de l'estimation du risque d'un milieu à un autre, bien que ceci ait été suggéré dans le cadre d'un effort qui tend à simplifier le processus d'estimation (p. e. les taux de dégradation dans le sol à partir des tests de biodé-

gradation, KLEIN, 1991). Il est encore trop tôt pour dire si la procédure de l'EPPO a une chance de devenir une pratique normalisée.

Au sein de l'UE, la concentration à laquelle il n'y a plus d'effet observable au niveau de l'écosystème est estimée sur la base de plusieurs données spécifiques NOEC (mesurées ou estimées à partir de données aiguës) telles que définies par la « Directive sur l'estimation du risque » de l'UE (1993). Selon la qualité du résultat de test, on utilise un facteur qui se situe entre 1.000 (selon une CL_{50}) et 10 ou 50 (selon les NOEC) pour calculer la « Predicted No effect Concentration » (= PNEC) à partir de la valeur mesurée. Si ou bien, au fur et à mesure que des données sont disponibles, ce facteur peut changer sur la base du cas par cas. Cette PNEC est alors comparée avec la valeur d'exposition estimée (Predicted Environmental Concentration = PEC). Le rapport PEC/PNEC indique alors si un danger potentiel existe (>1) ou non (<1). Si un danger potentiel a été trouvé et si une substance est classée comme « substance qui suscite une inquiétude », l'autorité chargée de l'homologation doit décider si d'autres tests devraient être conduits, (p. e. des tests approfondis, des études de suivi) pour elle. Le rapport de ces deux valeurs (la PEC et la PNEC) détermine les étapes à suivre par la suite dans le processus d'estimation. Dans tous les cas, la partie exposition devrait être analysée de manière aussi précise que possible avant d'entamer d'autres tests d'effet.

Dans la plupart des procédures ci-dessus mentionnées, les aides à la prise de décision pour la comparaison PEC/PNEC dans tous les compartiments environnementaux étudiés sont présentés sous la forme d'arbre de prise de décision (« cartes de processus »), qui souvent font la distinction entre les produits chimiques environnementaux et les pesticides existants et nouveaux (p. e., OCDE, 1989A). Ces cartes de processus sont utilisées d'abord pour déterminer les tests qui devraient être conduits selon quels critères dans le cadre d'un programme de test gradué. Un exemple de cette procédure (EPPO, 1993) est fourni pour le devenir et le compartiment du sol ainsi que l'effet sur les organismes aquatiques (Figures 12.11 et 12.12). Deuxièmement, les cartes aident à indiquer si le potentiel de danger écotoxicologique peut être considéré comme négligeable ou s'il est garanti, pour procéder à la gestion du risque. Ces arbres de prise de décision doivent être élaborés pour chaque compartiment environnemental ou chaque groupe d'organismes exposés à un produit chimique de la même manière. Le principe général du processus basé sur une suggestion de l'ECETOC (1993) est illustré dans la Figure 12.10. La publication de l'ECETOC comporte également quelques études de cas sur les produits chimiques environnementaux dans le milieu aquatique.

Comparativement aux approches mentionnées jusqu'ici, l'estimation du risque écologique de l'EPA est appelée « méthode de rapport par quotient »: une valeur d'exposition mesurée est comparée directement avec un résultat de test (p. e. une concentration donnée dans l'eau avec la CL_{50} avec le test sur le poisson). Plus cette valeur est proche de 1 (ou même plus grande), plus la probabilité de survenance d'effets nuisibles est grande (BASCITTO ET AL., 1990). Afin d'égaliser les différences entre différentes espèces et également entre les niveaux de laboratoire et de terrain, un facteur de sécurité est introduit avant l'étape de l'estimation finale. Cette méthode est utilisée d'abord pour les produits chimiques environnementaux. Concernant les pesticides, une concentration environnementale est comparée avec les données de toxicité. La principale critique faite à cette approche, même par le « Conseil Consultatif des Sciences » de l'EPA, est que dans l'ensemble, elle n'est pas suffisamment pertinente pour le terrain. (BASCITTO ET AL., 1990). Pour cette raison, il est nécessaire d'améliorer la base de données (p. e. à travers les études de microcosmes), ainsi que l'introduction d'études de suivi dans le cadre de la gestion du risque (SMITH & CAIRNS, 1993). En d'autres termes, il est conseillé de mener une étude du niveau de l'écosystème en effectuant l'estimation du risque. Cette approche comporte un autre problème qui n'a pas été pris en compte jusqu'ici, il s'agit de la transférabilité des résultats, qui tout au plus, sont spécifiques au comportement, d'un type d'écosystème à un autre.

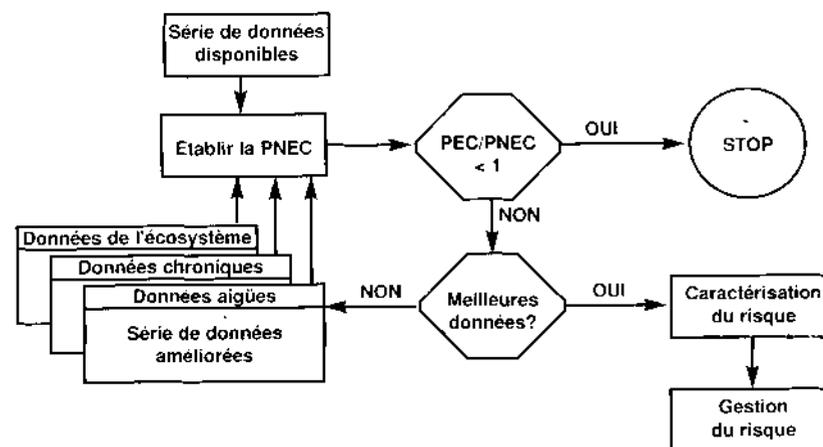


Fig 12.10 Schéma condensé du processus d'évaluation des effets (établissement et affinement de la PNEC, ECETOC, 1993)

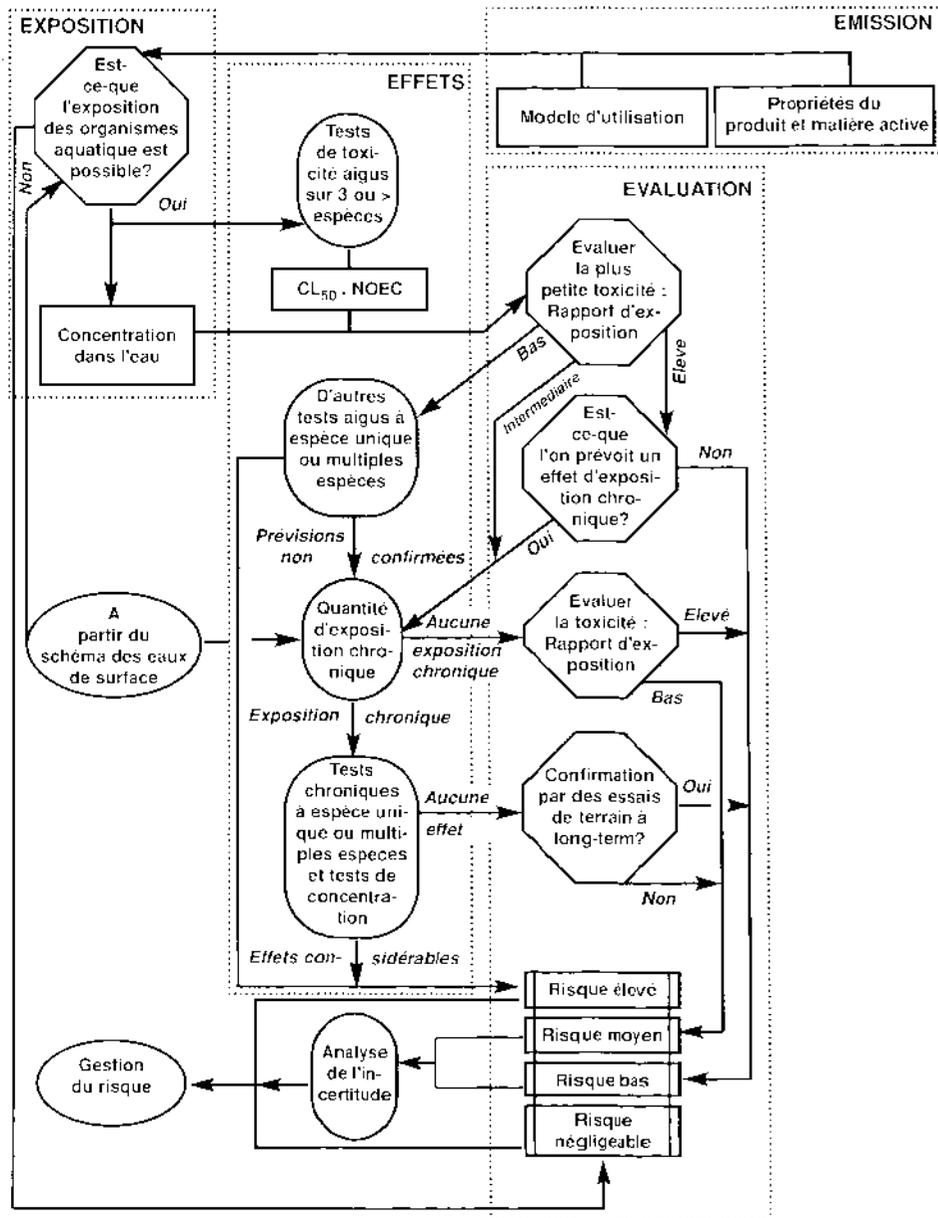


Fig 12.11 Evaluation du danger d'un pesticide dans le sol (EPPO, 1993)

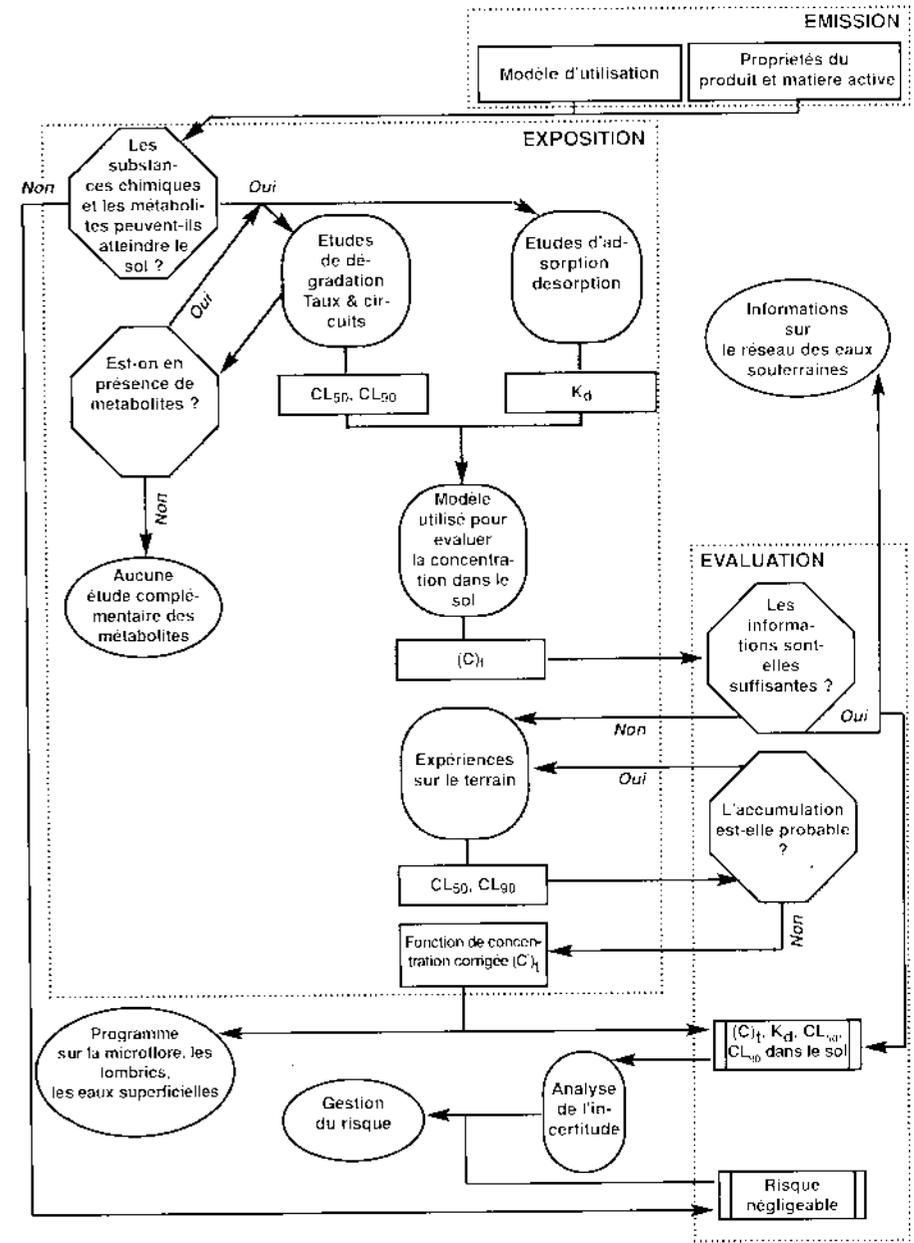


Fig 12.12 Evaluation du danger d'un pesticide pour les organismes aquatiques (EPPO, 1993)

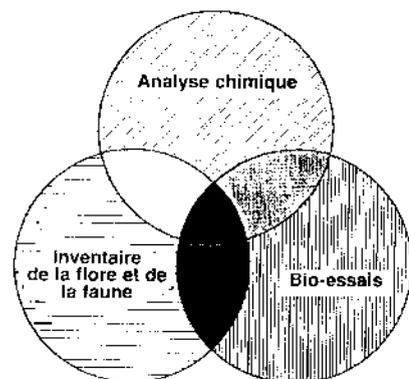


Fig 12.13 Essai sur la qualité du sédiment : modèle de l'approche du TRIADE (selon CHAPMAN, 1991b)

C'est la raison pour laquelle plus récemment, l'EPA a envisagé une « triade d'estimation du risque écologique » (WARREN-HICKS et al., 1989), dans laquelle les données d'exposition spécifiques au site et à l'écosystème tiré des compartiments respectifs sont comparées avec les données collectées dans les études de suivi sur le terrain. Si cette dernière donne des effets négatifs, les tests (souvent en laboratoire) servent à déterminer la causalité entre les deux observations. En d'autres termes, l'approche de la triade consiste plus spécifiquement en une utilisation des

données de contrôle dans le cadre des estimations du danger et du risque. Il existe des exemples d'applications réussies pour les sédiments (Figure 12.13 ; CHAPMAN ET AL., 1991) ou les zones humides (PASCOI, 1993), entre autres. S'il existe des données pour tous les trois secteurs (données d'exposition, tests de laboratoire, programmes de suivi), l'estimation du risque écotoxicologique potentiel qui en résulte sera évidemment plus précise qu'elle ne l'aurait été sur la base des seuls tests de laboratoire. Néanmoins, dans plusieurs cas, il n'y a probablement pas assez d'informations pour différencier les effets des produits chimiques de la variabilité naturelle à un degré statistiquement significatif.

Dans ce contexte, il s'est posé aux Etats-Unis la question de savoir quelles étaient les méthodes susceptibles de donner les critères de qualité les plus stricts pour l'évaluation de l'effet de certains produits chimiques ; soit la concentration à laquelle aucun effet direct sur les organismes ne peut être anticipé, sont prévus dans le cadre de « l'Evaluation du Danger » ou la santé de l'homme est établie comme cible à protéger. Dans ce cas, la concentration environnementale qui ne devrait pas être dépassée est établie en estimant les facteurs de bioaccumulation.

Dans le cas des produits chimiques organiques non ioniques dans les sédiments limniques, par exemple, PARKERTON ET AL., (1993) ont trouvé que la procédure toxicologique humaine indirecte pourrait provoquer des restrictions plus sévères. Par conséquent, les auteurs recommandent qu'à l'avenir il faudrait inclure ces effets « indirects » dans l'estimation du risque potentiel.

12.8 GESTION DU RISQUE (= EVALUATION)

Souvent, malgré la qualité peu satisfaisante et le manque de données, il revient à l'autorité chargée de l'homologation, d'évaluer les bases de données écotoxicologiques, y compris le rapport entre l'exposition et les concentrations d'effet : en résumé, elle doit déterminer si la substance est « dangereuse ou non pour l'environnement ». Si possible, il faudrait inclure des informations complémentaires telle que la durée d'un effet - ce qui signifie souvent « connaissance de l'expert » - dans le processus d'évaluation (NORTON ET AL., 1992). Si l'évaluation du risque confirme un risque écotoxicologique potentiel, il faut faire des recommandations en vue de réduire le danger potentiel dans le cadre de la gestion du risque. Cela peut être fait par exemple en classant la substance comme « dangereuse pour l'environnement » ce qui, en retour, peut entraîner différents types de restrictions (par exemple sur l'utilisation d'un pesticide une certaine distance de la source d'eau la plus proche ou de certains types de dépôts de déchets). Dans les cas extrêmes, cela peut entraîner une interdiction totale de son application. Les restrictions peuvent également prendre la forme d'un suivi obligatoire pour une durée spécifique dans le cadre des programmes de suivi avec des méthodes appropriées pour déterminer les effets possibles d'une utilisation de routine (WIEDMANN & MAHES, 1991).

Dans les pays industrialisés, les homologations de pesticides sont généralement valables pour une durée maximale de 10 ans, mais elles peuvent être révoquées à tout moment si nécessaire. Les autorités chargées d'appliquer les règlements et les producteurs eux-mêmes contrôlent les effets des pesticides sur la base des rapports des utilisateurs (p. e. la survenance de résistance), et dans plusieurs pays, il s'agit d'ailleurs d'une pratique juridiquement prescrite. A ce jour, néanmoins, on ne peut dire qu'il y ait aucun programme de contrôle en cours d'application de manière régulière ou coordonnée.

Les implications que pourraient finalement avoir une évaluation pour l'homologation ou la notification d'un produit chimique peuvent très bien dépendre d'autres critères (d'ordre juridique, économique ou social). Par exemple, y a-t-il d'autres raisons pour permettre l'utilisation d'un pesticide malgré le danger environnemental que l'on suspecte ? Si oui, les bénéfices de l'utilisation du produit chimique (dans le cas d'un pesticide, son efficacité) devraient également être pris en compte dans le cadre d'une analyse du rapport risque-bénéfice de cette étape.

Les discussions actuelles sur la valeur seuil totale de l'eau potable qui devrait s'appliquer aux pesticides au sein de l'UE démontre le degré auquel

les facteurs externes et politiques interviennent dans le processus de prise de décision. Contrairement au principe réglementaire qui s'applique aux valeurs seuil pour d'autres substances, les valeurs seuils des pesticides n'étaient pas définies sur la base d'une évaluation scientifique différenciée. Une valeur seuil uniforme de $0,1 \mu\text{g/l}$ est applicable pour chaque matière active et $0,5 \mu\text{g/l}$ pour toutes les matières actives présentes dans l'eau potable. Ces valeurs reposent sur la limite de détection pour les pesticides. En tant que telles, elles reflètent la conviction sous-jacente selon laquelle ces substances ne devraient fondamentalement plus être tolérées dans l'eau potable, qu'elles aient ou non un effet toxicologique prouvé. La valeur seuil de $0,1 \mu\text{g/l}$ pour les pesticides dans l'eau potable est basée sur l'intérêt qui réside dans la protection des consommateurs. Un appel a été lancé pour que la même valeur seuil soit appliquée à la nappe phréatique et aux eaux de surface en tant que sources d'approvisionnement d'eau potable. Cela signifierait l'extension des mesures de protection du consommateur vers les stations hydrauliques, qui pourraient ainsi préparer largement le traitement des eaux pour produire de l'eau potable. Bien qu'il soit improbable de trouver des valeurs toxicologiquement pertinentes, étant donné le niveau et les types d'application de pesticides aujourd'hui, une entrée à court terme dans les eaux de surface est inévitable durant la phase d'application à cause des écoulements de pulvérisation. Une application stricte de la valeur seuil de l'eau potable pourrait donc entraîner une interdiction sur tous les pesticides - une conclusion qui pourrait ne pas être garantie selon la connaissance écotoxicologique ou les considérations économiques.

Les produits chimiques environnementaux constituent en quelque sorte un cas différent. Les substances qui se sont avérées dangereuses dans le cadre de la législation de l'UE (UBA, 1992, ECETOC 1993) :

- pourraient être interdites jusqu'à présentation d'autres informations pour une évaluation définitive ;
- pourraient être distribuées seulement selon certains préalables ou seulement à certaines personnes ;
- pourraient ne pas être produites ou utilisées seulement dans une certaine composition ou seulement pour certains objectifs.

En outre, les producteurs, distributeurs, ou utilisateurs pourraient être dans l'obligation d'avoir certaines qualifications (p. e. faire preuve d'une connaissance technique). Dans certains cas, toutes les procédures de production dans lesquelles des substances dangereuses interviennent peuvent être prohibées. L'objectif de ces mesures est d'exclure la possibilité du danger environnemental en réduisant l'exposition, dans certains cas, jusqu'à un niveau

d'émission zéro, si, comme dans le cas des substances cancérigènes, on ne peut indiquer une concentration d'effet sous laquelle on peut écarter un risque (UBA, 1992). Néanmoins, la simple appellation de la substance « dangereuse pour l'environnement » sera probablement beaucoup plus courante.

Dans cette connexion, le problème réside dans la « valeur » assignée aux populations individuelles ou aux fonctions de systèmes au-delà de la valeur utile pour l'homme, qui est relativement facile à estimer (BALK & KOEMAN, 1984). A cause de la complexité des écosystèmes naturels, il est pratiquement impossible de juger si par exemple, la disparition d'une espèce de collembole (sur 60 qui surviennent) après que les produits chimiques ont eu de l'effet sur le sol de la forêt aura une effet négatif sur la fonction de la biocénose (p. e. en ralentissant la dégradation des détritux ; BECK ET AL., 1988). Alors, est-ce que cela signifie que des parties de l'écosystème comme l'espèce de collembole sont négligeables ? En d'autres termes, est-ce que chaque espèce possède sa propre valeur indépendamment de son « objectif » ? Ce sont là les questions auxquelles on ne peut plus répondre seulement sur la base de la recherche scientifique ; plutôt, les critères personnels et éthiques jouent également un rôle (WEIDEMANN ET AL., 1987; MAHLS ET AL., 1991). Dans tous les cas, il n'est pas permis de n'appliquer que des critères purement économiques, scientifiques ou esthétiques (MORIATRY, 1988). Aussi, il est impossible de fixer des cibles de protection qui sont dérivées d'une image statique de la nature. Les activités humaines doivent être évaluées dans le cadre d'un processus naturel. Dans ce sens, le développement continu de l'écotoxicologie et l'application de cette connaissance sous forme de lois et de directives notamment, dépendent également des normes éthiques sur lesquelles se basent ces activités (CAIRNS & PRATT, 1989).

13. L'ÉCOTOXICOLOGIE DANS LES PAYS EN VOIE DE DEVELOPPEMENT

13.1 SITUATION GENERALE

Depuis 1972, (La Conférence des Nations Unies sur les Problèmes de l'Environnement de Stockholm) sinon avant, beaucoup d'efforts ont été déployés pour prévoir les effets environnementaux des pesticides et des produits chimiques environnementaux dans les pays en voie de développement (TURTLE, 1977). Dans le milieu des années 1970, des experts appartenant à des organisations internationales (FAO, PNUE, OMS, UNESCO, Programme MAB) et à des organisations nationales (par ex USAID, GTZ) ainsi que le GCFP ont convenu d'un programme de suivi pour étudier le devenir et les effets des pesticides dans des conditions d'application normales.

Dans le cadre de ce projet, TURTLE (1977) a formulé quelques conditions de base pour l'estimation du danger écotoxicologique potentiel dans les pays en voie de développement. Ces conditions qui correspondent à la procédure graduée présentée au chapitre 7 sont, pour des raisons pratiques, toujours valables à ce jour :

- Les données sur le devenir environnemental et les effets sur les organismes collectés des tests de laboratoire normalisés dans des conditions tropicales.
- Les tests d'effet doivent être complétés et accompagnés des données sur l'analyse des résidus chimiques ; si possible ces études devraient être conduites dans les pays du Tiers Monde.
- Les données fournies par la littérature et les expériences en laboratoire ne sont pas suffisantes pour établir des pronostics sur le danger environnemental potentiel, qui ne peut être validé que grâce aux études de terrain.
- Chaque écosystème doit être étudié séparément.

En 1977, KOELMAN a également demandé aux écologistes (écotoxicologistes selon la terminologie actuelle) de s'impliquer dans tous les processus de prise de décision relative à l'utilisation des pesticides. Les domaines d'application qui posaient problème en ce moment là sont toujours d'actualité (EDWARDS,

13. L'ÉCOTOXICOLOGIE DANS LES PAYS EN VOIE DE DEVELOPPEMENT

13.1 SITUATION GENERALE

Depuis 1972, (La Conférence des Nations Unies sur les Problèmes de l'Environnement de Stockholm) sinon avant, beaucoup d'efforts ont été déployés pour prévoir les effets environnementaux des pesticides et des produits chimiques environnementaux dans les pays en voie de développement (TURTLE, 1977). Dans le milieu des années 1970, des experts appartenant à des organisations internationales (FAO, PNUE, OMS, UNESCO, Programme MAB) et à des organisations nationales (par ex USAID, GTZ) ainsi que le GCFP ont convenu d'un programme de suivi pour étudier le devenir et les effets des pesticides dans des conditions d'application normales.

Dans le cadre de ce projet, TURTLE (1977) a formulé quelques conditions de base pour l'estimation du danger écotoxicologique potentiel dans les pays en voie de développement. Ces conditions qui correspondent à la procédure graduée présentée au chapitre 7 sont, pour des raisons pratiques, toujours valables à ce jour :

- Les données sur le devenir environnemental et les effets sur les organismes collectés des tests de laboratoire normalisés dans des conditions tropicales.
- Les tests d'effet doivent être complétés et accompagnés des données sur l'analyse des résidus chimiques ; si possible ces études devraient être conduites dans les pays du Tiers Monde.
- Les données fournies par la littérature et les expériences en laboratoire ne sont pas suffisantes pour établir des pronostics sur le danger environnemental potentiel, qui ne peut être validé que grâce aux études de terrain.
- Chaque écosystème doit être étudié séparément.

En 1977, KOFMAN a également demandé aux écologistes (écotoxicologistes selon la terminologie actuelle) de s'impliquer dans tous les processus de prise de décision relative à l'utilisation des pesticides. Les domaines d'application qui posaient problème en ce moment là sont toujours d'actualité (EDWARDS),

1977 ; MÜLLER ET AL., 1981 ; BALK & KOEMANN, 1984 ; DEJOUX, 1988 ; FAO, 1990b ; HCN, 1992 ; NAGEL, 1995 ; EVERTS & BA, 1997):

- La culture du riz et du coton ;
- La lutte contre les sauteriaux (figure 13.1), les moustiques et les mouches tsé-tsé.

Le conflit entre l'utilisation des pesticides et les effets néfastes qui résultent de leur utilisation est parfaitement clair dans le cas de la lutte anti-acridienne : jusqu'en 1988, on combattait ces insectes à l'aide d'organochlorés qui posent un problème écotoxicologique, notamment le dieldrine (BRADER, 1987 ; PASTRE ET AL., 1989), bien que l'on sache depuis très longtemps que cette substance, interdite aux Etats-Unis depuis le début des années 1970, peut avoir des effets à long terme sur les non-cibles.

Les réserves émises sur les problèmes relatifs à l'utilisation du dieldrine ont obligé les pays d'origine ainsi que les organisations de financement, telles que la FAO, à le remplacer en grande partie par d'autres agents tels que les pyréthrinoides (p. e. en Jordanie ; ALAWI ET AL., 1990). Néanmoins, beaucoup de pesticides doivent être appliqués plus souvent ou dans des concentrations plus élevées afin d'obtenir les mêmes effets (MÜLLER, 1988). En outre, dans



Fig 13.1 Lutte contre les sauteriaux au Burkina-Faso avec un pulvérisateur monté sur une camionnette (Source : L. MOSICH, GTZ)

beaucoup de cas, les substances utilisées étaient douteuses du point de vue écotoxicologique. Depuis 1989, la FAO, le PRIFAS et le GTZ mènent des études systématiques sur le devenir et l'effet de ces substances (KRALL ET AL., 1997 ; EVERTS, 1990 ; EVERTS ET AL., 1997, 1998 ; BALANÇA ET DE VISSCHER, 1995, 1996).

Les critiques sur les applications de pesticides à grande échelle (p. e. le fénitrothion et le malathion sur 15 millions d'ha en Afrique du Nord en 1987/88) deviennent de plus en plus sévères dans le Tiers Monde également pour deux raisons :

- Le rapport entre les bénéfices de la lutte contre les ravageurs et les effets néfastes anticipés devient excessivement défavorable.
- Les effets contraires humains et écotoxicologiques ne font pas l'objet d'une attention suffisante (AGROW DU 17 AOÛT 1990).

Or les résultats des études de la FAO de PRIFAS et de la GTZ permettent aux autorités de sélectionner les pesticides les moins dangereux pour des applications dans les conditions locales (FAO, 1998).

Les gouvernements des pays en voie de développement, les organisations d'assistance au développement dans les pays industrialisés qui font la promotion des projets agricoles, les groupes de protection environnementale et les producteurs de pesticides ont reconnu qu'une utilisation inadéquate de ces produits chimiques constituait un problème d'infrastructure. Il existe différentes mesures qui mettent en place des services pour le stockage et la sécurité de l'utilisateur, l'extension (Projets d'Utilisation Saine du GCPF) ainsi que des contrôles de résidus qui permettent aux agriculteurs des pays en voie de développement de bénéficier des avantages de la protection des cultures basée sur les produits chimiques à des niveaux de production moyens et élevés. Néanmoins, il faut encore entreprendre des améliorations considérables afin de pallier les problèmes relatifs à l'utilisation en termes de normes de sécurité plus élevées et de qualité d'application, ainsi que la prise de conscience des effets néfastes possibles. Il n'existe aucun mode d'application économiquement viable qui soit sûr du point de vue de la santé humaine et de l'écotoxicologie, pour les cultures de subsistance du petit cultivateur (HCN, 1992).

L'utilisation des méthodes biologiques pourrait être une solution du dilemme, mais cette approche en est actuellement à l'étape du développement (KOCH ET AL., 1990). Bien qu'il ne soit pas encore possible d'arriver à une conclusion sur leur efficacité et les effets néfastes (KRALL & NASSEH, 1990), elles seront de plus en plus utilisées dans les années à venir. Par conséquent, à l'initiative de la FAO et avec la coopération de l'IOBC, des directives en vue de l'importation et de l'utilisation des agents de lutte biologique ont été

développées (FAO, 1992), comme le Code de Conduite sur la Distribution et l'Utilisation des Pesticides (FAO, 1990A). Cet ensemble de règles et de règlements visent à assurer que, tout comme pour les produits chimiques, les ennemis naturels des ravageurs vivants (virus, bactéries, champignons, invertébrés, et vertébrés) n'entraînent aucun effet écotoxicologique négatif.

Le Code de la FAO ci-dessus mentionné qui a été promulgué en 1986, constitue une responsabilité conjointe de la part des gouvernements, des autorités, des producteurs et des distributeurs ainsi que des utilisateurs. Les grands producteurs internationaux de pesticides ont affirmé leur engagement exprès à se conformer à ce Code. Pour beaucoup de pays en voie de développement, le Code offre le premier cadre de base pour aller vers l'élaboration de leur propre législation. En 1990, le Code de la FAO a été complété par la soi-disant procédure dite du PIC (Consentement Préalable), qui donne aux pays en voie de développement un accès aux données de toxicité et d'écotoxicité disponibles sur les substances qu'ils envisagent d'importer. Bien que la Procédure du PIC s'applique à tous les produits chimiques qui sont soumis à des restrictions dans le pays d'origine, il n'est pas suffisant de se prémunir contre les situations dangereuses (HCN, 1992).

Généralement, la probabilité de l'exposition est sûrement plus élevée dans les pays en voie de développement que dans les pays industrialisés. D'abord, le devenir des pesticides (et probablement celui de beaucoup de produits chimiques environnementaux) sous les tropiques est différent de celui des mêmes produits sous les latitudes tempérées (BALK & KOEMAN, 1984 ; GUPTA & DURVE, 1987; EL-SEBAE, 1989). Par exemple, le devenir du DDT dans des conditions abiotiques avec des climats tropicaux est complètement différent du devenir prévu sur la base des études effectuées dans les pays industrialisés (MATTHIEN, 1985). Notamment, la persistance du DDT ou du lindane, par exemple est beaucoup plus basse à cause du taux de métabolisme plus rapide des microorganismes dans des températures plus élevées (EDWARDS, 1977 ; KAUSHIK, 1991). A cause des taux de volatilité plus élevés des corps de l'eau, le pourcentage d'accumulation dans les sédiments semble être plus bas que dans les climats tempérés (RAMESH ET AL., 1991). En outre, la conversion photochimique (photolyse) joue un rôle plus important dans les tropiques à cause de l'effet de la lumière qui y est plus fort que dans les latitudes plus élevées. Bien que la basse persistance dans les écosystèmes tropicaux, précisément dans le cas des composés organochlorés soit considérée comme un fait positif, les effets négatifs peuvent survenir même sur des sites qui sont loin du site d'application, comme le montre l'accumulation de ces substances dans les organismes des régions polaires (TANABE, 1991).

Cependant, le suivi n'a pas révélé une dégradation plus rapide à des températures plus élevées, mais souvent, également une toxicité plus élevée: dès 1958, IYATOMA ET AL., ont montré que les effets de l'endrine sur la carpe (*Cyprinus carpio*) étaient plusieurs centaines de fois plus sévères à 27°C qu'à 7°C.

De surcroît, l'exposition est fortement influencée par les formulations et les techniques d'application dans les tropiques (p. e. la prolongation de la durée de l'exposition des insecticides non persistants dans la lutte contre la mouche tsé-tsé ; VOLLNER & GHUDD-ESPAHANI, 1988). Les applications à grande échelle par hélicoptère ou avion (Figure 13.2) pour lutter contre les porteurs de maladies ou les sauteriaux sont particulièrement problématiques, étant donné que l'entrée dans les écosystèmes naturels ou quasi-naturels entraîne souvent une contamination des fleuves et des lacs, avec des effets parfois sévères sur les insectes aquatiques et les poissons. De surcroît, on a rapporté dans certains cas des baisses très importantes chez les oiseaux, comparativement aux formes d'application à petite échelle (KOEMAN ET AL., 1978). La qualité souvent très mauvaise de l'application, due en grande partie à un niveau de formation inadéquat de l'utilisateur, combinée à l'analphabétisme

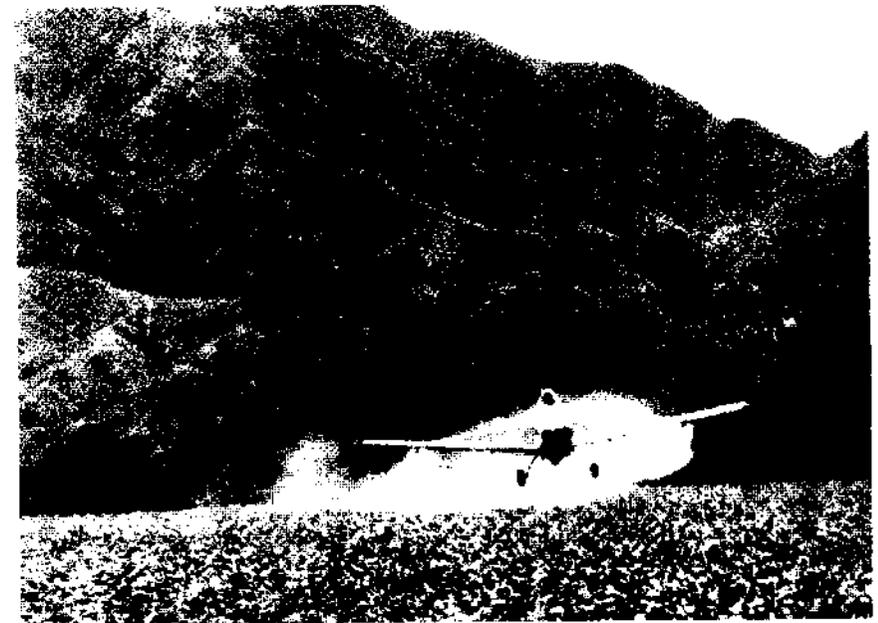


Fig 13.2 Application aérienne de pesticides (Source : GTZ)

et au faible niveau de prise de conscience en matière de sécurité constitue un facteur complémentaire (MÜLLER, 1988). Dans ces circonstances, les effets écotoxicologiques peuvent être beaucoup plus grands que ceux qui avaient été prévus dans le laboratoire ou dans les conditions de terrain des climats tempérés.

En outre, les substances sont souvent appliquées de manière tout à fait différente que dans le scénario d'application établi par les producteurs - dans des quantités plus importantes, par exemple (GONZALEZ, 1976) ou au mauvais moment (HCN, 1992). Etant donné que les données écotoxicologiques sous-jacentes sur les pesticides ne sont collectées que pour la quantité d'application la plus élevée (en laboratoire et sur le terrain), il n'est pas possible de couvrir des éventualités de ce type dans la pratique, même avec les directives les plus contraignantes. On ne peut remédier à cette situation qu'en établissant des institutions d'extension et de contrôle avec la technique et les installations adéquates dans les régions respectives (IGBEDIOH, 1991). Le laboratoire écotoxicologique à la Direction de la Protection des Végétaux de Dakar, Sénégal, Projet FAO « Locustox », le programme de coopération financé par la Suisse qui existe depuis 1989 entre le Groupe d'Ecotoxicologie de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne et le Centro de Estudios y de Control de Contaminantes in Tegucigalpa, Honduras, constituent des exemples de ce qui peut être fait pour établir des institutions de contrôle local de ce type.

Il s'y ajoute que les écosystèmes tropicaux sont considérés comme étant plus susceptibles de recevoir des influences anthropogéniques que les systèmes qui existent sous les latitudes tempérées. (WEISCHET, 1977 ; ALLEN, 1985). Comme exemple, le nombre d'espèces - au moins dans les écosystèmes humides - est plus élevé, avec en général, une abondance et une reproduction plus faible des espèces individuelles ; par conséquent, les espèces qui ont été affectées se rétablissent plus lentement (MACARTHUR, 1969). Beaucoup de groupes d'organismes potentiellement affectés surviennent d'abord dans les pays en voie de développement, (p. e. les reptiles), où on sait peu ou pas de choses sur leur exposition au danger à cause du manque d'études. Le manque de synchronisation saisonnière de la reproduction constitue un autre exemple du risque plus élevé vis à vis des espèces vivant dans les habitats tropicaux. Ceci peut constituer un effet nuisible pour les étapes juvéniles plus sensibles. En Europe, par exemple, l'application de certains insecticides est restreinte durant la période de reproduction des arthropodes utiles (printemps/été) tels que les abeilles, tandis que dans les pays en voie de développement, les espèces potentiellement utiles peuvent se reproduire toute l'année.

De plus, les facteurs soumis aux influences anthropogéniques, tels que le rapport des surfaces traitées sur les surfaces non traitées ou la température au moment de l'application jouent également un rôle. Cette série de facteurs complexes peut également être estimée par rapport à la situation spécifique, c'est-à-dire l'interaction des propriétés de la substance elle-même avec l'écosystème tropical spécifique.

Malgré toutes les différences qui existent entre la situation dans les climats tempérés et tropicaux, il y a à présent peu de méthodes écotoxicologiques qui soient spécialement élaborées pour l'estimation du risque en milieu tropical. Comme résultat des différents projets de recherche en Afrique Australe, GRANT (1988) a publié une collection de méthodes pour des études sur le terrain. Dans toute l'Afrique, il n'existe que deux laboratoires (PPRI, à Prétoria, Afrique du Sud et à Dakar, Sénégal) où sont développées des méthodes représentatives pour les écosystèmes locaux. La plupart des données disponibles pour les processus obligatoires s'appliquent au milieu aquatique (p. e. LAHR, 1997).

Un autre problème sérieux se pose en ce qui concerne la comparaison avec la situation dans les pays industrialisés, (EDWARDS, 1986) : compte tenu du manque ou de l'inadéquation de la formation et de l'expérience dans l'utilisation ou l'étiquetage, les pesticides peuvent causer de sérieux dommages sur la santé, beaucoup plus fréquemment dans les pays en voie de développement (estimations : 3.000 à 4.000 décès par an ; 700.000 problèmes de santé, DÖNHARDT, 1987 ; HART, 1987 ; PAN, 1989). Outre les nombreuses substances telles que les organophosphorés, dont la toxicité pour l'homme est connue depuis longtemps, d'autres substances comme les pyréthriinoïdes sont accusées d'avoir causé des centaines de cas d'empoisonnement (FORGET, 1991). Il est possible d'obtenir une étude des données sur le devenir écotoxicologique dans la base de données en Langue anglaise ENVIRON (disponible auprès de l'Institut des Ressources Naturelles (NRI), Chatham Maritime, RU).

La disponibilité et la qualité des données sur les produits chimiques environnementaux est encore moins possible que pour les pesticides. Néanmoins, à cause du manque de règlement en matière de sécurité ainsi que des nombreux petits sites de production qui ne possèdent pas beaucoup de connaissances sur les substances dangereuses, on peut supposer qu'il existe un danger potentiel considérable (HCN, 1992). Bien que l'état de la connaissance sur les risques écotoxicologiques des produits chimiques soit minimale, l'utilisation des jacinthes d'eau comme indicateur de stress par les métaux lourds constitue un exemple (GONZALEZ ET AL., 1989). Plus récemment,

en outre, on a rapporté des cas dans lesquels les pays industrialisés ont tenté de se débarrasser de leurs déchets dangereux pour l'environnement en les exportant vers les pays en voie de développement, ce qui peut également causer des sérieux dommages dans l'environnement.

13.2 ETUDES DE CAS

A ce jour, on n'a rassemblé que peu de données écotoxicologiques dans les pays en voie de développement. GONZALEZ (1976), par exemple énumère pas moins de trois études pour l'Amérique Latine pour la première moitié de 1970. En 1991, pas moins de 437 publications étaient déjà disponibles pour la même région (MILLER, 1991).

Il n'existe presque pas de tests de terrain ou de semi-terrain sur le devenir environnemental ou les effets néfastes des produits chimiques pour les tropiques. Les études de suivi sont conduites un peu plus fréquemment, p. e. sur l'effet du mercure (PILLER, ET AL., 1989) ou des pesticides (CALLEGARI LOPES ET AL., 1992) dans les fleuves brésiliens ou dans le cadre du « Plan d'Action pour le Gange » en Inde. Le développement, la validation ou l'utilisation des végétaux comme bioindicateurs dans des conditions tropicales (p. e. au Brésil) ont été proposés par ARNOLD ET AL. (1991). Ils soulignent qu'ils sont faciles à utiliser, peu chers, et moins vulnérables vis à vis du vandalisme que les équipements de mesure.

Les tests d'effets des pesticides sur les non-cibles sont souvent entrepris en parallèle avec les tests d'effets dans le cadre des projets de suivi (qui pourraient être appelés études, si seulement ce n'étaient pour la plupart de très courtes périodes d'observations, par exemple en connexion avec la lutte contre les sauteriaux (MÜLLER, 1987, 1988) ou contre les mouches tsé-tsé (MILLER ET AL., 1981 ; LVERIS ET AL., 1985). Dans la dernière étude conduite sur la Côte d'Ivoire, l'espèce d'araignées *Aporoptychus lamottei*, qui avait été sévèrement inhibée par divers pyrèthroïdes, a été identifiée comme espèce indicatrice potentielle. Conformément aux règles de tests sur les arthropodes utiles, cette espèce doit être testée en laboratoire afin de vérifier son adaptabilité comme organisme test.

Un autre exemple est l'étude des effets néfastes des pesticides dans le cadre du programme de lutte contre l'onchocercose (LAUR & DE JOSSÉ, 1990 ; YAMOGO ET AL., 1993). Pendant longtemps, les études sur les effets des pesticides dans les pays en voie de développement étaient virtuellement limitées aux espèces économiquement importantes telles que les abeilles (ADEY ET AL.,

1986). Actuellement, on tente de compiler systématiquement les données sur les effets néfastes possibles avec l'utilisation des organismes utiles (certains insectes, tels que les espèces de diptères et d'hyménoptères) qui consomment les sauteriaux ou s'y développent comme parasites (LVERIS, 1990 ; VAN DER VALK ET AL., sous presse). Généralement, les effets néfastes possibles ont été plus souvent étudiés dans la lutte contre les porteurs de maladies que ceux, par exemple, des herbicides dans l'agriculture (ICN, 1992). Il est beaucoup plus probable de trouver des données sur l'utilisation des pesticides sur les cultures de riz (p. e. ARUNACHALAM & LAKSHMANAN, 1990 ; MULLER ET AL., 1991).

En outre, les vers de terre qui sont importants pour les fonctions du sol, ont été étudiés avec une fréquence relative: des résultats sont disponibles pour l'Inde (p. e. BHARATI & SUBA RAO, 1984), d'Égypte (GHARBOR & IMAM, 1967) et d'Afrique du Sud (p. e. VENTER & REINEKE, 1985) entre autres. Les effets contraires sur les autres groupes d'organismes du sol tels que les collemboles ont déjà fait l'objet d'une investigation (p. e. VENTER & REINEKE, 1985). Virtuellement, il n'existe presque pas d'études sur la réaction des termites, qui sont importantes dans l'écosystème du sol dans les zones tropicales de la même manière que le sont les vers de terre dans le holarctique. Les études telles que celles conduites au Nigéria, dans lesquelles les effets à long terme (p. e. un processus lent de décomposition des débris) du DDT dans les fonctions du sol sont examinés, sont rares. La coopération entre les organisations locales et les institutions de recherche internationales est très utile pour les études de ce genre (p. e. l'Institut International d'Agriculture Tropicale, Ibadan, Nigéria, ou la Division conjointe des Techniques Nucléaires pour l'Alimentation et l'Agriculture FAO/ IAEA, Vienne, Autriche). Il importe de noter un développement positif récent qui est l'effort déployé par l'Institut des Ressources Nationales de l'Angleterre, pour rassembler les données d'échantillon sur les fonctions clés de l'écosystème avec des paramètres telles que la respiration du sol, la fixation du nitrogène ou la dégradation des substances organiques (GRANT, 1989).

Comme précédemment mentionné, les études de terrain impliquent des comparaisons à court-terme entre des zones traitées et des zones contrôle non traité (MILLER, 1988 ; INGHESILLI, 1989). Ces études comportent une pertinence limitée pour les raisons suivantes :

- il n'existe pas de base de données sur l'écologie des zones traitées (p. e. sur les fluctuations normales de populations) ;
- la période d'étude est souvent trop courte ;

- les méthodes employées ne sont pas déterminées par le problème en question, mais plutôt par leur praticabilité dans des conditions spéciales (utilisation de procédures semi-quantitatives) ;
- l'étendue des premières études notamment était limitée aux mammifères et aux oiseaux, c'est-à-dire qu'il n'y pas d'approche d'écosystème ;
- pour des raisons historiques et méthodologiques, (tout comme dans les pays industrialisés) les études aquatiques sont plus fréquentes que les études terrestres.

Bien qu'il y ait au moins un exemple dans lequel la différence de résistance aux pesticides a entraîné des effets sur les mammifères (changements dominants chez deux espèces de rats ; WOOD & CHUNG, 1990), l'utilisation fréquente des vertébrés dans ces projets à court terme n'est pas conseillée comme le montre le cas des oiseaux :

- Il est rarement possible d'établir une connexion entre l'exposition (type et durée) et l'effet dû à la mobilité des vertébrés.
- Une validation statistique n'est pas possible à cause du petit nombre d'espèces de tests ; l'augmentation du nombre d'animaux de tests capturés va bientôt accroître les problèmes de bien-être des espèces et des animaux.
- Les problèmes qui datent des premiers jours de l'écotoxicologie (accumulation de la chaîne alimentaire à cause de la persistance élevée des pesticides utilisés à ce moment-là) sont devenus moins importants dans le même temps ou sont regardés d'une manière différente (il s'agit plus d'une toile alimentaire que d'une chaîne).

C'est pour cette raison que le laboratoire de la FAO à Dakar (LOCUSTOX) a mené des études à long terme (jusqu'à trois ans) afin de procéder à un suivi des effets néfastes des traitements antiacridiens.

Les tentatives de la FAO d'estimer le potentiel de danger écotoxicologique ne sont très utiles que si elles ne visent pas à établir une annexe pour classer les tests d'efficacité dans le cas de la lutte anti-acridienne.

13.3 RECOMMANDATIONS

Le rapport final du Projet MAB 9 sur la consultation des experts (UNESCO) en 1975 a déjà fourni - mais sous un autre nom - une liste de priorités écotoxicologiques dont la plupart sont toujours valables aujourd'hui. Ce document met l'accent sur la priorité qu'il faut accorder aux études écotoxicologiques, prenant en compte ces sources ainsi que ses propres évaluations (Tableau 13.1). Elles peuvent être classées en termes de domaines de recherche ou d'études de base écologiques dans le cadre du processus d'homologation (y compris les critères d'estimation et les programmes de suivi). Il faudrait noter que des parties de ce catalogue peuvent être utilisées, selon la situation régionale, à la voie d'accès du stress, avant la connaissance et les produits chimiques employés. GRANT (1989b) par exemple, a présenté un plan de procédure détaillé basé sur des considérations très similaires pour des études auxiliaires en connexion avec la lutte anti-acridienne.

En résumé, on peut dire ici que les pays en voie de développement souffrent d'un déficit de connaissances de base, de méthodes écotoxicologiques appropriées et de critères d'estimation correspondants. Comme pour les pays industrialisés, un programme de test gradué, allant des tests de laboratoire de préhomologation directement vers le suivi de terrain de l'utilisation, devraient constituer une base pour la définition de mesures écotoxicologiques. Il faudrait prendre une décision - sur la base du cas par cas pour le moment et plus tard sur la base d'une plus grande expérience et de critères qui doivent encore être formulés - sur les tests obligatoires dans le pays du producteur qui devraient être répétés pour une estimation relative dans des conditions régionales. Cela devrait entraîner par exemple l'introduction de test sur la termite (développée par LOCUSTOX) pour une estimation obligatoire de l'effet sur les organismes du sol dans les pays en voie de développement, contrairement au test sur le vers de terre qui est applicable dans les pays industrialisés (HCN, 1992).

Contrairement aux critères d'estimation, qui diffèrent selon le système de test et les paramètres (p. e. quelle valeur ne doit pas être dépassée par la mortalité d'une population de microorganismes si elle doit se rétablir entre deux applications ?), il n'y a pas de critères d'évaluation pour les écosystèmes tropicaux et sous-tropicaux : la revendication pour la protection de la structure et de la fonction des écosystèmes (intégrité de l'écosystème) contre les effets nuisibles des produits chimiques est réelle pour tous les systèmes et de la même manière.

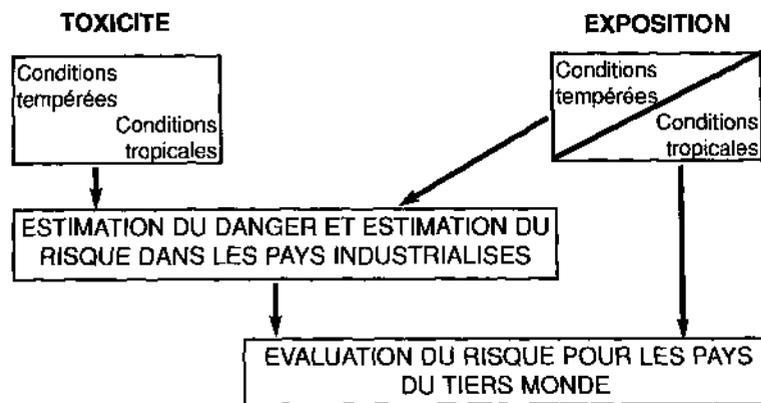


Fig 13.3 L'Évaluation des risques posés par les substances dangereuses dans les pays du Tiers Monde prend en compte les conditions d'exposition spécifiques (modifiée d'après HCN, 1992)

Tel qu'il a été présenté dans un rapport du Conseil Hollandais de la Santé (HCN, 1992) publié récemment, l'accent doit être mis sur l'évaluation d'une situation de changement d'exposition (Figure 13.3). Cela ne signifie pas que, comme le montre le tableau 13.1, d'autres études sur l'effet des produits chimiques sur les organismes doivent être négligées. En d'autres termes, l'objectif doit être d'adapter les méthodes et les concepts des pays industrialisés aux conditions spéciales dans les pays en voie de développement, telles que la mauvaise qualité des modes d'application due aux ressources financières et humaines limitées. Les principales différences selon le pays, la région climatique, ou l'écosystème, doivent être prises en compte dans chaque situation (PELFRENE, 1987).

Tableau 13.1 Recommandations pour des recherches écotoxicologiques dans les tropiques

- Estimer l'influence des facteurs tropicaux environnementaux sur le devenir (par ex la dégradation et le métabolisme) des espèces.
- Développer des modèles mathématiques pour estimer le devenir des pesticides dans les organismes ainsi que dans ou entre les compartiments d'écosystème.
- Collecter les données de base sur les microorganismes, la flore et la faune sur des sites qui sont représentatifs de zones plus étendues (écosystèmes de référence), le plus loin possible au niveau des espèces.
- Sélectionner les espèces tropicales sur la base des critères qui sont valables pour des organismes de test et développement de tests de laboratoire avec ces espèces.
- Adapter les méthodes de semi-terrain pour les études sur le devenir et l'effet.
- Étudier les effets des pesticides sur les non-cibles sur le terrain (suivi des systèmes terrestres et limniques ; avec une attention spéciale sur le rôle des organismes utiles tropicaux).
- Évaluer les effets à long terme des pesticides sur les importantes structures et fonctions d'écosystème (par ex la productivité biologique), si possible sur les mêmes sites.
- Déterminer l'interaction des effets des substances xénobiotiques dans les contextes locaux et régionaux, par ex l'influence des systèmes aquatiques à cause des intrants qui proviennent des systèmes terrestres.
- Conduire des études spéciales sur les égouts des écosystèmes (par ex sédiments limniques).
- Préparer l'estimation écotoxicologique et les critères d'évaluation adaptés spécialement aux conditions tropicales.
- Évaluer les effets des pesticides en relation avec les autres formes d'influences environnementales anthropogéniques.

REFERENCES

- Abel, C. & Heimbach, U. (1992) : Testing effects of pesticides on *Pocillus cupreus* (Coleoptera, Curculionidae) in a standardized semi-field test. In: Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms: Description of test methods. IOBC/WPRS Bull. XVII: 171-175.
- Achtziger, R., Niggmann, U. & Zwölfer, H. (1992) : Rarefaction Methoden bei der Zoökologischen Zustandsanalyse und Bewertung. Z. Ökol. Natursch. 2: 89-105.
- Adema, D.M.M. & Henzen, L. (1989) : A comparison of plant toxicities of some industrial chemicals in soil culture and soilless culture. Ecotox. Environ. Safety 18: 219-229.
- Adey, M., Walker, P. & Walker, P.T. (1986) : Pest Control Sate for Bees. A manual and directory for the tropics and subtropics. London: Intern. Bee Res. Assoc., 224 pp.
- Adis, J. (1989) : Thirty million arthropod species - too many or too few ?. Trop. Ecol. 6: 115-118.
- AFNOR (Association Française de Normalisation) (1984) : Détermination de la toxicité d'une substance vis-à-vis des lombriciens (espèce *Eisenia fetida*). Méthode «Artisols». N. X 31-250. Paris.
- Ahlers, J. (1991) : Einstufung von Stoffen als «Umweltgefährlich» - EG Richtlinie. UMWST / Umwelchem. Ökotox. 3: 350.
- Ahlf, W., Calmano, W., Erhard, J. & Förstner, U. (1989) : Comparison of five bioassays techniques for assessing sediment-bound contaminants. Hydrobiologia 188/189: 285-289.
- Alawi, M.A., Gharaibeh, S. & Al-Shureiki, Y. (1990) : Rückstandsuntersuchungen auf Fenitrothion und Pyrethroide in Wasser, Boden und Pflanzen nach der Heuschreckenbekämpfung in Jordanien 1989. Chemosphere 20: 443-447.
- Aldenberg, T. & Slob, W. (1991) : Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. In: National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). Report n° 719102002.
- Allen, J.C. (1985) : Soil response to forest clearing in the United States and the tropics: geological and biological factors. Biotropica 17: 15-27.
- Armon, H.U. (1985) : Worm toxicity test using *Tubifex tubifex*. In: IACO Workshop, Versailles. Les Colloques de l'INRA 31: 303-317.
- Anderson, J.P.E. & Domsch, K.H. (1978) : A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. Soil Biol. Chem. 10:215-221.
- Ankley, G.T., Schubauer-Berigan, M.K. & Dierkes, J.R. (1991) : Predicting the toxicity of bulk sediments to aquatic organisms with aqueous test fractions: Pore water vs. Eluate. Environ. Toxicol. Chem. 10: 1359-1365.
- APHA (American Public Health Association) (1989) : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th edition. (eds. Clesceri, L.S. et al.). APHA, Washington, D.C., 8-818-85 pp.
- Arndt, U., Nobel, W. & Schweizer, B. (1987) : Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Stuttgart: Ulmer Verlag, 388 S.
- Arndt, U., Franz-Gerstein, C., Hinger, D., Schachner, J., Scherrieble, I., Flores, F., Strehl, I. (1991) : Untersuchung zur Eignung subtropischer Pflanzen als Bioindikatoren in Entwicklungsländern. VDI Berichte 901: 559-575.
- Arunachalam, K.D. & Lakshmanan, M. (1990) : Decomposition of ¹⁴C-labelled Carbofuran in a Black tropical Soil under laboratory Conditions. Soil Biol. Biochem. 22: 407-412.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) (1987) : Standard guide for conducting a terrestrial soil-core microcosm test. E1197-87. Annual Book of ASTM 1104, 743-755.

- ASTM (American Society for Testing and Materials) (1988a)** : Standard practices for conducting acute toxicity tests with fish, macroinvertebrates, and amphibians. E729-88. ASTM, Philadelphia.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) (1988b)** : Standard guide for conducting early life-stage toxicity tests with fish. E1241-88. ASTM, Philadelphia.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) (1990a)**: Standard guide for conducting static 96 h toxicity tests with microalgae. Standard E1218-90. ASTM, Philadelphia.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) (1990b)**: Standard guide for conducting static toxicity tests with *Lemna gibba*. Standard E1415-91. ASTM, Philadelphia.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) (1990c)**: Standard guide for conducting static toxicity tests starting with embryos of four species of saltwater bivalve molluscs. Standard E724. ASTM, Philadelphia.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) (1991)**: Standard guide for conducting 10-day static sediment toxicity tests with marine and estuarine amphipods. Standard E1367-90. ASTM, Philadelphia.
- Ausmus, B.S., Dodson, G.J. & Jackson, D.R. (1978)**: Behaviour of heavy metals in forest microcosms. III. Effects on litter-soil carbon metabolism. *Water, Air and Soil Poll.* 10: 19-26.
- Auspurg, B. (1985)**: Kombinationseffekte von Pflanzenschutzmitteln im Boden. *Ber. Landwirtschaft* 198: 92-105.
- Bacci, E. (1992)**: Value and limitations of evaluative models in field situations. In: EERO Course on Environmental Chemistry of Organic Pollutants, Sicca 1992.
- Bahadir, M. & Freitag, D. (1989)**: Zur ökotoxikologischen Bewertung kontaminierter Standorte. *Forum Städte-Hygiene* 40: 245-248.
- Baier, C., Hurle, K. & Kirchhoff, J. (1985)**: Datensammlung zur Abschätzung des Gefährdungspotentials von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen für Gewässer. Hamburg: Pary, 294 S.
- Balança, G. & Visscher, M-N de (1995)**: Effets des traitements chimiques antiacridiens sur les coléoptères terrestres au nord du Burkina Faso. *Ecologie* 26(2): 115-126.
- Balança, G. & Visscher, M-N de (1996)**: Les effets de très faibles doses de fipronil sur diverses espèces de sauteriaux et d'insectes non-cibles. D. 539, CIRAD-GERDAT-PRIFAS, Montpellier, 71 pp.
- Balk, I.R. & Koeman, J.H. (1984)**: Future hazards from pesticide use. *The Environmentalist* 4 (Suppl. 6): 1-100.
- Barnthouse, L.W. (1992)**: The Role of Models in Ecological Risk Assessment: A 1990's Perspective. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1751-1760.
- Barnthouse, L.W., Suter, G.W., Rosen, A.E. & Beauchamp, J.J. (1987)**: Estimating Responses of Fish Populations to Toxic Contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 6/ 811- 824.
- Barrett, K. (1992)**: The BART Group approach to regulatory testing. *Asp. Appl. Biol.* 31: 165-170.
- Bascietto, J., Hincley, D. & Plafkin, J. (1990)**: Ecotoxicity and ecological risk assessment. Regulatory applications at EPA. *Environ. Sci. Technol.* 24: 10-15.
- Baudo, R., Giesy, J. & Muntau, H. (1990)**: Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants. Lewis Publ. Inc. Ann Arbor. 405 pp.
- Bauer, C. (1991)**: Untersuchungen zur Wirkung zweier Agrochemikalien auf Regenwürmer (*Oligochaeta*; *Lumbricidae*). Diploma Thesis University of Frankfurt, 124 S.
- Bauer, K. (1964)**: Studien über Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Bodenfauna. *Mittl. Biol. Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* 112: 1-12.
- Baur, W.H. (1987)**: Gewässergüte bestimmen und beurteilen. Paul Parey Verlag, Hamburg. 141 S.
- Bayne, B.L. (1989)**: Measuring the biological effects of pollution: the mussel watch approach. *Water Sci. Technol.* 21: 1089-1100.

- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1980)**: Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil 23-1: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenbehandlungsmitteln auf Bienengefährlichkeit. Erlassen im Dezember 1980.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1986a)**: Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil IV, 4-1: Bestimmung des Verbleibs von Pflanzenschutzmitteln im Boden. Erlassen im Dezember 1986.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1986b)**: Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil IV, 4-2: Versickerungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln. Erlassen im Dezember 1986.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1988)**: Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln (Nr. IV, 3-10): Prüfung des Rückstandsverhaltens Pflanzenschutzmitteln in Nachbarkulturen (Nachbarrichtlinie). Erlassen im Mai 1988.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1990a)**: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil IV, 4-3: Lysimeteruntersuchungen zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in den Untergrund. Erlassen im Februar 1990.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1990b)**: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil IV, 5-1: Abbaubarkeit und Verbleib von Pflanzenschutzmitteln im Wasser/Sediment-System. Erlassen im Dezember 1990.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1990c)**: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil VI, 1-1 (2. Auflage). Auswirkungen auf die Bodenmikroflora. Erlassen im März 1990.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1990d)**: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil I, 1 2 (2. Auflage). Anträge auf erstmalige/erneute Zulassung eines Pflanzenschutzmittels - Anleitung zum Ausfüllen. Erlassen im November 1990.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1991a)**: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil VI, 23 - 2.1.8.: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Imagines von *Pocillus cupreus* als Vertreter der Familie Carabidae (= Laulikäfer) im Laboratorium. Erlassen im Juni 1991.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1991b)**: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil VI, 23-1: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Honigbiene. Erlassen im Juni 1991.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1993)**: Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil VI, 25-1: Prüfung von Ködermitteln, Granulaten und behandeltem Saatgut auf Vogelfährdung - Annahmeveruche.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1994a)**: Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln (Nr. VI, 2-2): Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Reproduktion und das Wachstum von *Eisenia fetida/Eisenia andrei*. Erlassen im Januar 1994.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft) (1994b)**: Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln (Nr. VI, 2-3): Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Regenwürmer im Freiland. Erlassen im Januar 1994.
- Beck, L. (1993)**: Zur Bedeutung der Bodentiere für den Stoffkreislauf in Wäldern. *Biologie in unserer Zeit* 23: 286-294.
- Beck, L., Dumpert, K., Franke, U., Römbke, J., Mittmann, H.W. & Schönborn, W. (1988)**: Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. *Jül-Spez.* 439: 548-701.
- Becker, H. (1991)**: Bodenorganismen - Prüfungskategorien der Forschung. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 3: 19-24.

- Beers, J.R., Reeve, M.R. & Grice, R.D. (1977): Controlled ecosystem pollution experiment: effect of mercury on enclosed water columns. *Mar. Sci. Comm.* 3: 335-394.
- Beyer, L., Wachendorf, C., Elsner, D.C. & Knabe, R. (1993): Suitability of dehydrogenase activity assay as an index of soil biological variability. *Biol. Fert. Soils* 16: 52-56.
- Bellan, G. (1981): Manual of methods in aquatic environment research. Part 7. Selected bioassays for the Mediterranean. FAO Fish. Tech. Paper N° 208. 37 pp.
- Bellan, G., Desrosiers, G. & Willisie, A. (1988): Use of an Annelid Pollution Index for Monitoring a Moderately Polluted Littoral Zone. *Marine Poll. Bull.* 19: 662-665.
- Bellotti, E. (1993): Ein generalisiertes Konzept der Lebenstypen wirbelloser Bodentiere als Hilfsmittel für den Bodenschutz. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 72: 491-494.
- Befotti, E. & Babel, U. (1993): Variability in space and time and redundancy as stabilizing principles of forest humus profiles. *Europ. J. Soil Biol.* 29: 17-27.
- Bengtsson, B.-E. & Bergström, L. (1987): A flowthrough fecundity test with *Nitocra spinipes* (Harporhioidea Crustacea) for Aquatic Toxicity. *Ecotox. Environ. Safety* 14: 260-268.
- Bengtsson, G., Berden, M. & Rundgren S. (1988): Influence of Soil Animals and Metals on Decomposition Processes: A Microcosm Experiment. *J. Environ. Qual.* 17: 113-119.
- Bennett, R.S. & Schafer, D.W. (1988): Procedure for evaluating the potential ability of birds to avoid chemically contaminated food. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 359-362.
- Bergen, B.J., Nelson, W.G. & Pruell, R.J. (1993): Bioaccumulation of PCB Congeners by Blue Mussels (*Mytilus edulis*) Deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1671-1681.
- Bergstrom, L. (1990): Use of lysimeters to estimate leaching of pesticides in agricultural soils. *Environ. Poll.* 67: 325-348.
- Bharathi, C. & Subba Rao, B. (1984): Toxicity of Phosphamidon to the common south Indian earthworm *Lampeto mauritii*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 295-300.
- Bias, R. (1993): Biologische Testverfahren - Risikoanalyse und -bewertung. *UWSTL - Z. Umweltchem. Ökotox.* 5: 91-96.
- Bick, H., Hansmeyer, K.H., Olschowy, G. & Schmoock, P. (Hrsg.) (1984): *Angewandte Ökologie - Mensch und Umwelt*. Band I: Einführung, Räumliche Strukturen, Wasser, Lärm, Luft, Abfall. Stuttgart (et c.) G. Fischer, XIII+531 S...
- Bigler, F. (1989): Gedanken zum nützlingsschonenden Einsatz von Pestiziden im integrierten Pflanzenschutz. *Schweiz. Landw. For.* 28: 49-55.
- Bilyard, C.R. (1987): The Value of Benthic Infauna in Marine Pollution Monitoring Studies. *Marine Poll. Bull.* 18:581-581.
- Birge, W.J., Black, J.A. & Westerman, A.G. (1985): Short term fish and amphibian embryolarval tests for determining the effects of toxicant stress on early life stages and estimating chronic values for single compounds and complex effluents. *Environ. Toxicol. Chem.* 4: 807-821.
- Bifton, G. & Koopman, B. (1992): Bacterial and enzymatic bioassays for toxicity testing in the environment. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 125: 1-19.
- Blaise, C., Sergy, G., Wells, P., Bermingham, N. & Van Coillie, R. (1988): Biological testing: Development, application, and trends in Canadian Environmental Protection Laboratories. *Toxicity Assessment* 3: 385-406.
- Blanck, H. & Björnsäter, B. (1988): The Algal Microtest Battery. Swedish National Chemicals Inspectorate. Solna, Sweden. 27 pp.
- Blume, H.-P. (1990): *Handbuch des Bodenschutzes*. ecomed Verlag, Landsberg. 686 S.
- Boese, B.L., Lee, H., Specht, D.E., Randall, R.L. & Winsor, M.H. (1990): Comparison of aqueous and solid-phase uptake for the hexachlorobenzene in the tellinid clam *Macoma nasuta*: A mass balance approach. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 221-231.
- Böhnke, A., Siehers, J. & Nolling, H.-G. (1989): Verbleib von Pflanzenschutzmitteln in der

- Umwelt - Exposition, Bioakkumulation, Abbau - Teil B. *BMU Forschungsber.Nr 05 008/02*, 179 S.
- Boller, E. (1989): Überlegungen zur Anwendung ökologischer Gesichtspunkte bei der Auswahl von Pestiziden in den Spezialkulturen. *Schweiz. Landw. For.* 28: 41-47.
- Boller, F., Bigler, F., Bieri, M., Häni, F. & Stäubli, A. (1989): Nebenwirkungen von Pestiziden auf die Nützlingsfauna landwirtschaftlicher Kulturen. *Schweiz. Landw. For.* 28: 3-40.
- Borgmann, U., Ralph, K.M. & Norwood, W.P. (1989): Toxicity test procedures for *Hyalella azteca*, and chronic toxicity of cadmium and pentachlorophenol to *H. azteca*, *Cantharus fasciatus* and *Daphnia magna*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 558-564.
- Bostrom, U. & Lofs-Holmin, A. (1982): Testing side-effects of pesticides on soil fauna: A critical literature review. *Sveriges Landbrukniv. Rapp.* 12: 1-70.
- Bouche, M.B. (1977): Strategies lombriciennes. *Ecol. Bull.* 25: 122-132.
- Bourdeau, P., Haines, J.A., Klein, W. & Krishna Murli, C.R. (eds.) (1989): *Ecotoxicology and Climate with Special Reference to Hot and Cold Climates*. SCOPE Report 39. J. Wiley & Sons, New York, 392 pp.
- Brader, I. (1987): Aspects of pesticide use in developing countries. In: *Möglichkeiten, Grenzen und Alternativen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in Entwicklungsländern* (Hrsg. DSL/AISAF). Teldating: DSL/AISAF, S. 36-44.
- Brasse, D. (1990): Einführung der obligatorischen Prüfung der Auswirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Nutzorganismen in das Zulassungsverfahren. *Nachrichtentbl. Deut. Pflanzenschutzkd.* 42: 81-86.
- Brasse, D. & Rotherl, H. (1992): Auswirkungen auf Nutzorganismen. *Mitt. Biol. Bundesanstalt. Land- und Forstwirtschaft, Berlin* 284: 113-118.
- Brazner, J.C., Heinis, I.J. & Jensen, D.A. (1989): A littoral enclosure for replicated field experiments. *Environ. Contam. Toxicol.* 8: 1209-1216.
- Bresch, H., Beck, H., Ehlermann, D., Schlaszus, H. & Urbanek, M. (1990): A long term toxicity test comprising reproduction and growth of zebrafish with 4-Chloroaniline. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 419-427.
- Brezonik, P.L., Baker, L.A., Eaton, J.R., Frost, T.M., Garrison, P., Kratz, T.K., Magnuson, J.J., Perry, J.A., Rose, W.J., Shephard, B.K., Swenson, W.A., Watras, C.J. & Webster, K.W. (1987): Artificial acidification of Little Rock Lake, Wisconsin. *Water, Air, Soil Pollut.* 31: 115-122.
- Brian, P. & Cousens, R. (1989): An equation to describe dose response at low concentration, where there is stimulation of growth at low doses. *Water Res.* 29: 93-96.
- Briggs, G.C. (1981): Theoretical and experimental relationship between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors and the Parachlor. *J. Agric. Food Chem.* 29: 1050-1059.
- Britt, J.K., Dwinell, S.F. & McDowel, T.C. (1992): Matrix decision procedure to assess new pesticides based on relative ground water leaching potential and chronic toxicity. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 721-728.
- Brock, I.D. & Madigan, M.T. (1991): *Biology of Microorganisms*. 6. Edition, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Brodo, I.M. (1961): Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. *Ecology* 42: 838-841.
- Brooke, D. & Mathiessen, P. (1991): Development and validation of a modified fugacity model of pesticide leaching from farmland. *Pest. Sci.* 31: 349-361.
- Brouwer, A., Murk, A.J. & Koeman, J.B. (1990): Biochemical and physiological approaches in ecotoxicology. *Funct. Ecol.* 4: 275-283.
- Brown, C. (1992): Changing Times in the Notification Business. *Chimica Oggi* 7/92: 29-31.
- Brown, R.A., McMullin, L.C., Jackson, D., Ryan, J. & Coulson, J.M. (1990): Beneficial arthropod toxicity assessments with three insecticides in laboratory, semi-field and field studies. *Brighton Crop Protection Conference*, 527-534.

- Buikema, A.L. & Cairns, J. (1980):** Aquatic Invertebrate Bioassays. ASTM Special Technical Publ. 715. ASTM, Philadelphia. 209 pp.
- Buikema, A.L., Geiger, J.G. & Lee, D.R. (1980):** *Daphnia* Toxicity Tests. In: Aquatic Invertebrate Bioassays. ASTM Special Technical Publ. 715. ASTM, Philadelphia. 209 pp.
- Bulich, A.A. (1979):** Use of luminescent bacteria for determining toxicity in aquatic environments. In: Aquatic Toxicology, Second Conference. ASTM STP 667 (Eds. Marking, L.L. & Kimerle, R.A.), American Society for Testing and Materials, Philadelphia. 98-106.
- Bunyan, P.J., Van den Heuvel, M.J., Stanley, P.I. & Wright, F.N. (1981):** An intensive field trial and a multisite surveillance exercise on the use of Aldicarb to investigate methods for the assessment of possible environmental hazards presented by new pesticides. *Agroecosystems* 7: 239-262.
- Burger, J. & Göchfeld, M. (1992):** Temporal scales in ecological risk assessment. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 484-488.
- Burhenne, W.E. (1989):** Umwelttest. Systematische Sammlung der Rechtsvorschriften des Bundes und der Länder. Berlin: E. Schmidt, 8432 S. (Stand 1989), ergänzbare Ausgabe, hrsg. im Auftrag der Interparlamentarischen Arbeitsgemeinschaft.
- Burton, G.A. (1991):** Assessing the toxicity of freshwater sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1585-1627.
- Burton, G.A. (ed.) (1992):** Sediment Toxicity Assessment. Lewis Publ. Boca Raton. 457 pp.
- Burton, M.A.S. (1990):** Terrestrial and aquatic bryophytes as monitors of environmental contaminants in urban and industrial habitats. *Biol. J. Linn. Soc.* 104: 267-280.
- Busch, K.-F., Uhlmann, D. & Weise, G. (Hrsg.) (1989):** Ingenieurökologie. Jena: VEB G. Fischer, 2. erw. Aufl., 488 S.
- Butler, G.C. (ed.) (1978):** Principles of Ecotoxicology. Chichester: Wiley, SCOPE Report 12. 350 pp.
- Butler, G.C. (1984):** Developments in ecotoxicology. *Environ. Bull.* 36: 9-12.
- Cabridenc, R., Chambon, M., Ducros, M. & Lepailleur, H. (1984):** Influence du substrat sur la toxicité des substances chimiques vis à vis des vers de terres. In: Actes. Symp. Int. "Ecotoxicologie Terrestre". 285-308.
- Cairns, J. (1984):** Are single-species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? - *Environ. Monitoring Assess.* 4: 259-273.
- Cairns, J. (ed.) (1985):** Multispecies Toxicity Testing. New York: Pergamon.
- Cairns, J. (1986a):** The myth of the most sensitive species. *BioScience* 36: 670-672.
- Cairns, J. (1986b):** What is meant by validation of predictions based on laboratory toxicity tests? - *Hydrobiologia* 137: 271-278.
- Cairns, J. (1988):** Putting the eco in ecotoxicology. *Reg. Toxicol. Pharm.* 8: 226-238.
- Cairns, J. (1989):** Where is the ecology in toxicology? - In: Current Practices in Environmental Science and Engineering (ed. A. Singh & D.S. Sharma). Jodhpur: Divyajyoti Prakashan, pp. 21-40.
- Cairns, J. & Cherry, D.S. (1993):** Freshwater Multi-species Test Systems. - In: Handbook of Ecotoxicology. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ., Oxford. 101-117.
- Cairns, J. & Mount, D.L. (1990):** Aquatic toxicology. *Environ. Sci. Technol.* 24: 154-160.
- Cairns, J. & Pratt, J.R. (1986):** On the relation between structural and functional analysis of ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 785-786.
- Cairns, J. & Pratt, J.R. (1987):** Ecotoxicological effect indices: A rapidly evolving system. *Wat Sci. Technol.* 11: 1-12.
- Cairns, J. & Pratt, J.R. (1989):** The scientific basis of bioassays. *Hydrobiologia* 188/89: 5-20.
- Cairns, J., Pratt, J.R. & Niederlehner, B.R. (1985):** A provisional multispecies toxicity test using indigenous organisms. *J. Testing Eval.* 13: 316-319.
- Calamari, D. & Bacci, E. (1987):** Environmental distribution and fate of pesticides. A predictive approach. In: Toxicology of pesticides: Experimental, Clinical and Regulatory

- Perspectives (ed. L.G. Costa et al.). Berlin [etc.]: Springer, pp. 171-184, NATO ASI Ser. II, N° 13.
- Calamari, D. & Pacchetti, G. (1987):** Population parameters as indices of effects of mixtures of chemicals on aquatic populations: the need for methods. In: Methods for Assessing the Effects of Mixtures of Chemicals (ed. V.V. Vouk, A.C. Upton, D.V. Parke & S.C. Asher). Chichester: Wiley, SCOPE 30, SCOMSEC 3, pp 301-318.
- Calamari, D. & Vighi, M. (1990):** Quantitative structure-activity relationships in ecotoxicology: value and limitations. *Reviews Environ. Toxicol.* 4: 1-112.
- Calamari, D., Bacci, E., Focardi, S., Gaggi, C., Morosini, M. & Vighi, M. (1991):** Role of plant biomass in the global environmental partitioning of chlorinated hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 25: 1489-1495.
- Calderbank, A. (1989):** The occurrence and significance of bound pesticide residues in soil. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 108: 71-103.
- Callahan, C.A., Menzie, C.A., Burmaster, D.E., Wilborn, D.C. & Ernst, T. (1991):** On site methods for assessing chemical impact on the soil environment using earthworms: A case study at the Raid and McGuire Superfund Site, Hollbrook, Massachusetts. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 817-826.
- Callegari Lopes, J.L., Casanova, I.C., Garcia de Figueireido, M.C., Nather, F.C. & Paiva Arlar, W.E. (1992):** *Anodonta* trapesialis: A Biological Monitor of Organochlorine Pesticides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 351-354.
- Calow, P. (1993):** Handbook of Ecotoxicology. Blackwell Scientific Publ., Oxford. 478 pp.
- Carl, K.P. (1985):** Erfolge der biologischen Bekämpfung in den Tropen. *Giessener Beitr. Entwicklungstorsch.* 4: 12: 19-35.
- Carpenter, K.E. (1927):** The lethal action of soluble metallic salts on fishes. *J. Exp. Biol.* 4: 378-390.
- Carson, D.B., Saeger, V.W. & Gledhill, W.E. (1990):** Use of microcosms versus conventional biodegradation testing for estimating chemical persistence. *ASTM Spec. Publ.* 1096 (Aquat. Toxicol. Risk Assess. 13th Vol.): 48-59. ASTM Philadelphia.
- Casillas, E., Weber, D., Haley, C. & Sol, S. (1992):** Comparison of growth and mortality in juvenile sand dollars (*Dendraster excentricus*) as indicators of contaminated marine sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 559-570.
- Chapman, P.M. (1989):** Current approaches to developing sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 589-599.
- Chapman, P.M. (1990a):** Current approaches to developing sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 589-599.
- Chapman, P.M. (1990b):** The sediment quality triad approach to determining pollution induced degradation. *Sci. Tot. Environ.* 97/98: 815-825.
- Chapman, P.M. & Morgan, J.D. (1983):** Sediment Bioassays with Oyster Larvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 11: 438-444.
- Chapman, P.M., Power, E.A., Dexter, R.N. & Andersen, H.B. (1991):** Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad. *Environ. Contam. Toxicol.* 10: 407-424.
- ChemG (Chemikaliengesetz) (1990):** Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz - ChemG). *Bundesgesetzblatt* 13. 1: 521-547.
- Chen, S.C., Fitzpatrick, I.C., Goven, A.J., Venables, B.J. & Cooper, A.J. (1991):** Nitroblue Tetrazolium Dye Reduction by Earthworm (*Lumbricus terrestris*) Coelomocytes: An Enzyme Assay for Nonspecific Immunotoxicity of Xenobiotics. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1037-1043.
- Chiang, H.L. (1982):** Factors to be considered in refining a general model of economic threshold. *Entomophaga* 27 (special issue): 99-103.

- Clark, J.R. (1989):** Field studies in estuarine ecosystems: A review of approaches for assessing contaminant effects. In: *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment* (eds. Cowgill, U.M. & Williams, I.R.) STP 1027, ASTM, Philadelphia, 120-133.
- Clark, J.R. & Cripe, C.R. (1993):** Marine and Estuarine Multi-species Test Systems. In: *Handbook of Ecotoxicology*, (ed. Calow, P.), Blackwell Scientific Publ., Oxford, 227-247.
- Clark, J.R., Goodman, L.R., Borthwick, P.W., Patrick, J.M., Cripe, G.M., Moody, P.M., Moore, J.C. & Lores, J.M. (1989):** Toxicity of pyrethroids to marine invertebrates and fish: A literature review and test results with sediment-sorbed chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 393-401.
- Clark, J.R. & Macauley, J.M. (1990):** Comparison of the seagrass *Thalassia testudinum* and its epiphytes in the field and in laboratory test systems. In: *Plants for Toxicity Assessment*, (eds.: Wang, W., Gorsuch, J.W. & Lower, W.R.), STP 1091, ASTM, Philadelphia.
- Clements, W.H., Farris, J.L., Cherry, D.S. & Cairns, J. (1989):** The influence of water quality on macroinvertebrate community responses to copper in outdoor experimental streams. *Aquat. Toxicol.* 14: 249-262.
- Coler, R.A., Coler, M.S. & Kosteck, P.T. (1988):** Tubificid behavior as a stress indicator. *Wat. Res.* 22: 263-267.
- Connell, D.W. (1986):** Ecotoxicology - A new approach to understanding hazardous chemicals in the environment. *Search* 17: 27-31.
- Connell, D.W. & Markwell, R.D. (1990):** Bioaccumulation in the Soil to Earthworm System. *Chemosphere* 20: 91-100.
- Cook, K.A. & Greaves, M.P. (1987):** Natural Variability in Microbial Activities. In: *Pesticides Effects on Soil Microflora*, (Somerville, I. & Greaves, M.P. eds.). Taylor & Francis, London, 15-44.
- Costa, L.G. (1987):** Toxicology of pesticides: A brief history. In: *Toxicology of Pesticides: Experimental, Clinical and Regulatory Perspectives* (ed. L.G. Costa et al.). Berlin (etc.): Springer, pp. 3-10, NATO ASI Ser II, N^o. 13.
- Coughrey, P.J., Jones, C.H., Martin, M.H. & Shales, S.W. (1979):** Litter accumulation in Woodlands Contaminated by Pb, Zn, Cd and Cu. *Oecologia* (Berlin) 39: 51-60.
- Council of Europe (1984):** Pesticides. Strassbourg (6th edn.). 100p.
- Cox, P.R. & Smith, R.H. (1990):** Rodenticide ecotoxicology: assessing non-target population effects. *Funct. Ecol.* 4: 315-320.
- Cramer, H.H. (1967):** Pflanzenschutz und Wäldernte. *Pflanzenschutznachrichten Bayer* 20: 524 S.
- Cranston, P.S. (1990):** Biomonitoring and Invertebrate Taxonomy. *Environ. Monit. Assessment* 14: 265-274.
- Crof, B.A. (1990):** Arthropod Biological Control Agents and Pesticides. Wiley Interscience, New York.
- Crosby, D.C. & Minyard, J.P. (1991):** The Persistent Seventies. In: *Regulation of Agrochemicals - A Driving Force in Their Evolution*, (eds.: Marco, G.J., Hollingworth, R.M. & Plimmer, J.R.). American Chemical Society, Washington, DC, 9-18.
- Crossland, N.O. & Wolff, C.J.M. (1985):** Fate and biological effects of pentachlorophenol in outdoor ponds. *Environ. Contam. Toxicol.* 4: 73-86.
- Cullen, P. (1990):** Biomonitoring and Environmental Management. *Environ. Monit. Assessment* 14: 107-114.
- Davis, H.C. & Hidu, H. (1969):** Effects of turbidity producing substances in seawater on eggs and larvae of three genera of bivalve molluscs *Veliger* 11: 316-323.
- Davis, J.W. & Madsen, S.S. (1991):** The biodegradation of Methylene Chloride in soils. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 463-474.
- Dawson, J. (1990):** Crop protection in eastern Europe. *Residue Review* 86: 65-105.
- De Bruijn, J. & Hermens, J.L.M. (1991):** Qualitative and quantitative modelling of toxic effects of organophosphorous compounds to fish. *The Science of the Total Environment* 109/110: 441 - 455.

- De Henau, H. (1993):** Biodegradation. In: *Handbook of Ecotoxicology*, (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ., Oxford, 355 - 377.
- Dejoux, C. (1988):** La pollution des eaux continentales africaines. ORSTOM T. & D. n^o 213, Paris: Bondy, 513 pp.
- Depledge, M. (1990):** New approaches in ecotoxicology: Can inter-individual physiological variability be used as a tool to investigate pollution effects? - *Ambio* 19: 251-252.
- Depledge, M.H. & Andersen, B.B. (1990):** A computer-aided physiological monitoring system for continuous, long-term recording of cardiac activity in selected invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol.* 96A: 473 - 477.
- Devillers, J., Chambon, P., Zakarya, D., Chastrette, M. & Chambon, R. (1987):** A predictive structure-toxicity model with *D. magna*. *Chemosphere* 16: 1149-1163.
- Devonshire, A.L. & Field, L.M. (1991):** Gene amplification and insecticide resistance. *Ann. Rev. Entomol.* 36: 1-23.
- DIN (Deutsche Industrie Norm) (1991):** Nr. 38412 Teil 34. Bestimmung der Hemmwirkung von Abwasser auf die Lichtemission von *Photobacterium phosphoreum*. Deutsche Erhebungsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen; Verlag Chemie, Weinheim, 25. Lieferung.
- Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A. & Paquin, P.R. (1991):** Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541-1583.
- Dive, D., Blaise, C. & Le Du, A. (1991):** Standard protocol proposal for undertaking the *Colpidium campylum* ciliate protozoan growth inhibition test. *Z. Angew. Zool.* 78: 323-336.
- Domsch, K.H. (1992):** Pestizide im Boden. Mikrobieller Abbau und Nebenwirkungen auf Mikroorganismen. Verlag Chemie, Weinheim, 175 S.
- Domsch, K.H., Jagnow, G. & Anderson, T.M. (1983):** An ecological concept for the assessment of side effects of agro-chemicals on soil micro-organisms. *Residue Review* 86: 65-105.
- Donaldson, W.T. (1992):** The role of property-reactivity relationships in meeting the EPA's needs for environmental fate constants. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 887-891.
- Dönhardt, A. (1987):** Gefährdung des Menschen durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in den Entwicklungsländern. In: *Möglichkeiten, Grenzen und Alternativen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in Entwicklungsländern* (Hrsg. DSE/ATSAF). Feldafing: DSE/ATSAF, S. 128-134.
- Donker, M. (1992):** Physiology of metal adaptation in the isopod *Porcellio scaber*. Dissertation Vrije Universiteit Amsterdam, 117 S.
- Donker, M., Eijsackers, H. & Heimbach, F. (1994):** *Ecotoxicology of Soil Organisms*. Lewis Publ., Boca Raton, FL, 470 pp.
- Draggan, S. (1976):** The microcosm as a tool for estimation of environmental transport of toxic materials. *Intern. J. Environ. Studies* 10: 65-70.
- DSE/ATSAF (Hrsg.) (1987):** *Möglichkeiten, Grenzen und Alternativen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in Entwicklungsländern. Bericht der Tagung vom 9. - 11.7.1987 in der ZEL in Feldafing*. Feldafing: DSE/ATSAF, 241 S. (Leitung: J. Kranz; Berichterstattung: F. Rangkuty; Redaktion: K. Klennert).
- Dumpert, K. & Zietz, E. (1984):** *Platanna (Xenopus laevis) as a test organism for determining the embryotoxic effects of environmental chemicals*. *Ecotox. Environ. Safety* 8: 55-74.
- Dunger, W. & Fiedler, H.J. (Hrsg.) (1989):** *Methoden der Bodenbiologie*. Stuttgart: G. Fischer, 432 S.
- Dürschmidt, W. (1987):** Das Doppelgesicht der Grenzwerte und Höchstmengen. *Ökologische Konzepte* 26: 19-33.

- Dutka, B.J. & Kwan, K.K. (1988): Battery of screening tests approach applied to sediment extracts. *Toxicity Assessment* 3: 303-314.
- Dutka, B.J., Seidl, P. & Munro, D. (1990): Using microbial and toxicant screening-test data to prioritize water-bodies. Surface and ground water flow phenomena. Gulf Publishing, Houston.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (1989): Merkblätter zur Wasserwirtschaft: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. II. Abschätzen des Verhaltens organischer Chemikalien im Boden. Bonn, 31 S.
- Eagle, D.J. (1990): Agrochemical damage to U.K. crops. *Pesticide Outlook* 1: 14-16.
- Eaton, J., Arthur, J., Hermanutz, R., Kiefer, R., Mueller, L., Anderson, R., Erickson, R., Nordling, B., Rogers, J. & Pritchard, H. (1985): Biological effects of continuous and intermittent dosing of outdoor experimental streams with chlorpyrifos. In: *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Eighth Symposium*, eds. Bahner, R.C., Hansen, D.J., SIP 891, ASTM, Philadelphia, 85-118.
- Ebing, W., Pilgumacher, J. & Haque, A. (1984): Der Regenwurm als Schlüsselorganismus zur Messung der Bodenbelastung mit organischen Fremdelementen. *Ber. Landwirtschaft.* 62: 222-255.
- EC (European Community) (1979): Council Directive 79/331: Amending for the sixth time Directive 67/548/EEC on the approximation of the laws, regulations and administrative provisions relating to the classification, packaging and labelling of dangerous substances. *Official Journal of the European Communities*, L 259.
- EC (European Community) (1984): Directive 79/331 Annex V, Part C: Methods for determination of ecotoxicity - level 1. Commission of the European Communities, L 230.
- EC (European Community) (1993): Directive 93/67: Principles for assessment of risks to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC. Commission of the European Communities, L 227.
- European Commission (1996): Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances. Office for Official Publications of the EC, Luxembourg; Part I - Part IV, v + 739 p; ISBN 92-827 8012-0.
- ECETOX (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) (1990): Hazard Assessment of Chemical Contaminants in Soil. ECETOC Technical Rep. N° 40, 124 pp.
- ECETOX (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) (1991): Biodegradation Kinetics. ECETOC Technical Rep. N° 44, 75 pp.
- ECETOX (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) (1992): Estimating Environmental Concentrations of Chemicals using Fate and Exposure Models. ECETOC Technical Rep. N° 50, 80 pp.
- ECETOX (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) (1993): Environmental Hazard Assessment of Substances. ECETOC Technical Rep. N° 51, 81 pp.
- Edwards, C.A. (1977): Environmental aspect of the usage of pesticides in developing countries. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 42: 853-868.
- Edwards, C.A. (1984): Report of the Second Stage in Development of a Standardized Laboratory Method for Assessing the Toxicity of Chemical Substances to Earthworms. Commission of the European Communities, Report N° EUR 93601N.
- Edwards, C.A. (1986): Agrochemicals as environmental pollutants. In: *Control of Pesticide Applications and Residues in Food* (ed. B. v. Hofsen & G. Ekstroem). Upsala: Swedish Sci. Pr., pp. 1-19.
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. (1992): The effects of toxic chemicals on earthworms. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 125: 23-99.
- Edwards, P.J., Wilkinson, W. & Coulsen, M. (1984): A laboratory toxicity test for carabid beetles. *British Crop Protection Conference*, Brighton, 359-362.

- Egeler, P. (1993): Aufnahme und Elimination von Lindan, 4-Chloranilin und 4-Nitroanilin bei den Tubificiden *Limnodrilus hoffmeisteri* und *Tubifex tubifex*. Diploma thesis, University of Mainz, 86 S.
- Eide, I., Jensen, A. & Melsom, S. (1979): Application of in situ cage cultures of phytoplankton for monitoring heavy metal pollution in two Norwegian fjords. *J. Exp. Mar. Biol.* 17: 271-286.
- Eijsackers, H. (1978): Side-effects of the herbicide 2, 4, 5-T affecting mobility and mortality of the springtail *Onychiurus quadricellatus* (Collembola). *Z. Angew. Entomol.* 86: 349-372.
- Ellenberg, H. (1984): Standardmodelle und Bezugsflächen von Landökosystemen zum Testen chemischer Belastungen an konkurrierenden Pflanzen und Nahrungsketten. *Jül.-Spez.* 274.
- Ellenberg, H., Mayer, R. & Schauermann, J. (Hrsg.) (1986): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojektes. Stuttgart: Ulmer, 507 S.
- Elmgren, R. & Frithsen, J.B. (1982): The use of experimental ecosystems for evaluating the environmental impact of pollutants: A comparison of an oil spill in the Baltic Sea and two long-term, low-level oil addition experiments in mesocosms. In: *Marine Mesocosms. Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems*, eds. Grice, G.D. & Reeve, M.R., Springer Verlag, New York, 153-165.
- El-Sebae, A.H. (1989): Fate and undesirable effects of pesticides in Egypt. In: *Ecotoxicology and Climate* (ed. P. Bourdeau et al.), New York: Wiley, SCOPE, pp. 359-371.
- Enserink, E.L., Maas-Diepeveen, J.L. & Van Leeuwen, L.J. (1991): Combined effects of metals: An ecotoxicological evaluation. *Water Res.* 25: 679-687.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1974): Marine Algal Assay Procedure Bottle Test. National Environmental Research Center, U.S. EPA, Corvallis, 43 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1976): Bioassay procedures for the ocean disposal permit program. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA, Gulf Breeze, 96 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1982a): Pesticide Assessment Guidelines Standards, Subdivision N, Section 162: Metabolism Studies, Chemistry: Environmental Fate. Office of Pesticide and Toxic Substances, Washington, D.C.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1982b): Pesticide Assessment Guidelines Standards, Subdivision N, Section 162: Mobility Studies, Chemistry: Environmental Fate. Office of Pesticide and Toxic Substances, Washington, D.C.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1982c): Pesticide Assessment Guidelines Standards, Subdivision E, Section 71: Avian and Mammalian Testing. Office of Pesticide Programs, Washington, D.C.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1984): Estimating 'concern levels' for concentrations of chemical substances in the environment. In: *Environmental Effect Branch Health and Environmental Review Division*, 43 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1985): Toxic substances control act test guidelines: environmental effects testing guidelines, 40 CFR Part 797, Fed. Reg. 50 (1985), 39389.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1987): Toxic substances control act test guidelines. Subpart D - Microcosm Guidelines. Federal Register (USA) 52 (1987), 36363-36371.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1988): Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms. Report n° 600/4-87/02B, U.S. EPA, Cincinnati.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1989): Oyster Bioconcentration Test. Code of Federal Regulations, 40CFR Ch. 1, Section 797.1830, dated 7 January 1989.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1992): Framework for Ecological Risk Assessment. Risk Assessment Forum Report N° 630/R-92/001, U.S. EPA, Washington.

- EPA (Environmental Protection Agency) (1993):** A review of ecological assessment case studies from a risk assessment perspective. Risk Assessment Forum Report N° 6.30/R 92/005. U.S. EPA, Washington.
- EEPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization/Council of Europe) (1993):** Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products. Bull. OEPP/EPPO Bull. 23: 1-157.
- EPS (Environmental Protection Series) (1990):** Biological test Method: Acute Lethality Test using *Daphnia* spp. Report EPS 1/RM/11, Environment Canada, 57 pp.
- Ernst, W. (1984):** Marine Ecotoxicological Testing in the Federal Republic of Germany. In: Ecotoxicological Testing in the Marine Environment. (eds.: Persoone, G., Jaspers, F. & Claus, C.). State Univ. Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium. Vol. 1: 85-109.
- Esser, H. O., Hemingway, R.J., Klein, W., Sharp, D.B., Vonk, J.W. & Holland, P.T. (1988):** Recommended approach to the evaluation of the environmental behaviour of pesticides. *Pure & Appl. Chem.* 60: 901-932.
- Everts, J.W., Kortenhoff, B.A., Hoogland, H., Ylug, H.J., Jocque, R. & Koeman, J.H. (1985):** Effects on Non-target Terrestrial Arthropods of Synthetic Pyrethroids Used for the Control of the Tsetse Fly (*Glossina* spp.) in Settlement Areas of the Southern Ivory Coast, Africa. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14: 641-650.
- Everts, J.W., Aukema, B., Hengevelds, R. & Koeman, J.H. (1989):** Side-Effects of Pesticides on Ground-Dwelling Predatory Arthropods in Arable Ecosystems. *Environ. Pollut.* 59: 203 - 225.
- Ewell, W.S., Gorsuch, J.W., Kringle, R.O., Robillard, K.A. & Spiegel, R.C. (1986):** Simultaneous evaluation of the acute effects of chemicals on seven aquatic species. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 831-840.
- Faber, J. (1991):** Functional classification of soil fauna: A new approach. *Oikos* 62: 110-117.
- Faber, J.H. & Verhoef, H.A. (1991):** Functional differences between closely related soil arthropods with respect to decomposition processes in the presence or absence of tree roots. *Soil Biol. Biochem.* 23: 15-23.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (1988):** Guidelines on the registration of biological pest control agents. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 8 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (1990a):** International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. Resolution 10/85 of the 23rd FAO Conference of November 1985 (Amended Version). Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (1990b):** Environmental Effects of Chemistry: Locust and Grasshopper Control, A Pilot Study of Project ECLC/SFN/003/NEU. Migratory Pests Group, Plant Protection and Production Division (AGP). Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (1992):** Draft Code for the Import and Release of Biological Control Agents. Meeting Report AGP/1992/M3 of the Expert Consultation on Guidelines for the Introduction of Biological Control Agents, 1991. Rome, Italy. 21 pp.
- Farke, H., Schulz-Baldes, M., Ohm, K. & Gerlach, S.A. (1984):** Bremerhaven caisson for intertidal field studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 16: 193-197.
- Fava, J.A., Adams, W.J., Larson, R.J., Dickson, G.W., Dickson, K.L. & Bishop, W.E. (1987):** Research Priorities in Environmental Risk Assessment. SEIAC Workshop Report, Breckenridge, Colorado. 103 pp.
- FDA (Food and Drug Administration) (1988):** Environmental assessment technical assistance document 4.12. Earthworm Subacute Toxicity. Center for Food Safety and Applied Nutrition Environmental Impact Section and Center for Veterinary Medicine Environmental Staff, Washington, D.C. 12 pp.
- Felton, J.C., Oomen, P.A. & Stevenson, J.H. (1986):** Toxicity and hazard of pesticides to honeybees: harmonization of test methods. *Bee World* 67: 114-124.

- Ferriere, G., Fayolle, L. & Bouche, M.B. (1981):** Un nouvel outil, essentiel pour l'écophysologie et l'écotoxicologie: l'élevage des lombriciens en sol artificiel. *Pedobiologia* 22: 196-201.
- Figge, K. (1992):** Facilities for the examination of the degradation and distribution of chemical compounds in sections of terrestrial ecosystems. Brighton Crop Protection Conf. Mono. 53: 83-99.
- Figge, K., Klahn, J. & Koch, J. (1985):** Chemische Stoffe in Ökosystemen. Schriftenreihe Ver. Wasser-, Boden-, Lufthygiene 61: 1 - 231.
- Figge, K., Klahn, J. & Koch, J. (1986):** Kinetic distribution model for chemicals based on results from a standard environmental system. *Ecotox. Environ. Safety* 11: 320-338.
- Finney, D.J. (1971):** Probit Analysis. Cambridge University Press. 333 pp.
- Fischer, R. & Heimbach, F. (1991):** Pflanzenschutzmittel und Naturlandwirtschaft - Prüfung, Gefährdungsabschätzung und Risikobewertung. IV. Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung von Laborlaten. *Gesunde Pflanzen* 43: 19-23.
- Fletcher, J.S., Johnson, F.L. & McFarlane, J.C. (1990):** Influence of greenhouse versus field testing and taxonomic differences on plant sensitivity to chemical treatment. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 769-776.
- FONDS (1992):** Textheft zur Folienserie Pflanzenschutz. Fonds der Chemischen Industrie zur Förderung der Chemie und Biologischen Chemie im Verband der Chemischen Industrie, Frankfurt/Main (Hrsg.), 96 S.
- Forbes, T.L. & Forbes, V.E. (1993):** A critique of the use of distribution-based models in ecotoxicology. *Functional Ecology* 7: 249-254.
- Forger, G. (1991):** Pesticides and the Third World. *J. Toxicol. Environ. Health* 32: 11-32.
- Förstner, U. (1990):** Umweltschutztechnik. Spiegel Verlag, Berlin.
- Förstner, U., Calmano, W., Ahlf, W. & Kersten, M. (1987):** Ansätze zur Beurteilung der "Sedimentqualität" in Gewässern. *Vom Wasser* 73: 25-42.
- Francis, B.M. & Zaber, D.J. (1990):** Developmental and reproductive toxicology of xenobiotics. *Reviews Environ. Toxicol.* 4: 167-240.
- Fransson, M.A. (ed.) (1985):** Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington D.C.: American Publ. Health Ass., 16th edn., 1034 p.
- Franz, J.M. & Krieg, A. (1982):** Biologische Schädlingsbekämpfung. Pareys Studentexte 12. Verlag Paul Parey, Berlin - Hamburg. 252 S.
- Fränzle, O. (1983):** Ökosystemforschung: allgemeine Grundlagen und Definition, trophische Strukturen, biozönotische Gesetze und Thermodynamik. In: Ökosystemforschung als Beitrag zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Chemikalien. (ed. Deutsche Forschungsgemeinschaft). Verlag Chemie, Weinheim, 21-29.
- Frederickson, J.K., Bolton, H., Bentjen, S.A., McFadden, K.M., Li, S.W. & Van Voris, P. (1990):** Evaluation of intact soil-core microcosms for determining potential impacts on nutrient dynamics by genetically engineered microorganisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 551-558.
- Freitag, D., Ballhorn, L., Geyer, H. & Korte, F. (1985):** Environmental Hazard Profile of Organic Chemicals. *Chemosphere* 14: 1589-1616.
- Führ, E., Kloskowski, R. & Burauel, P.W. (1985):** Bedeutung der gebundenen Rückstände. *Ber. Landwirt.* 198: 106-115.
- Führ, E., Steffens, W., Mittelstaedt, W. & Brumhard, B. (1991):** Lysimeter experiments with 14C-labelled pesticides - an agroecosystem approach. In: Pesticide Chemistry. Fehse, E. (ed.), VCH Verlag, Weinheim. 37-48.
- Ganzelmeier, H. (1986):** Abtritt beim Einsatz von Sprüh- und Staubgeräten in Obst- und Ackerbau. *Grundl. Landtechnik* 36: 174-179.
- Garcia, J-E, Pestemer, W. & Günther, P. (1992):** Degradation of Isoxaben in a wheat culture soil under field conditions: Comparative study of an instrumental (HPLC) vs. a bioassay method. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzl.* 44: 105-108.

- GDCh (Gesellschaft Deutscher Chemiker) (1993): Grundsätze der ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien und Sachstand der heutigen Praxis. Positionspapier der Gesellschaft Deutscher Chemiker, 116 S.
- Gearing, J.N. (1989): The role of aquatic microcosms in ecotoxicologic research as illustrated by large marine systems. In: Ecotoxicology: Problems and Approaches (eds. Levine, S.A., Harwell, M.A., Kelly, I.R. & Kimball, K.D.). Springer-Verlag, New York, 417-470.
- Gersich, F.M., Blanchard, F.A., Appelgath, S.L. & Park, C.N. (1986): The precision of daphnid (*Daphnia magna*) static acute toxicity tests. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 741 - 749.
- Ghabbour, S. & Iman, M. (1967): The effect of 5 herbicides on three oligochaete species. Rev. Ecol. Biol. Soil 4: 119-122.
- Giesy, J.P. (1980): Microcosms in Ecological Research. DOE CONF-781101, National Technical Information Service, Springfield, 1110 pp.
- Giesy, J.P. & Graney, R.L. (1989): Recent developments in and intercomparisons of acute and chronic bioassays and bioindicators. Hydrobiologia 188/189: 21-60.
- Giesy, J.P. & Hoke, R.A. (1990): Freshwater sediment toxicity bioassessments: rationale for species selection and test design. J. Great Lakes Res. 15: 539-569.
- GIFAP (1989): Guidelines for Personal Protection when Using Pesticides in Hot Climates. Brussels.
- Gillett, J.W. (1989): The role of terrestrial microcosms and mesocosms in ecotoxicologic research. In: Ecotoxicology: Problems and Approaches, (ed. S.A. Levin et al.). Berlin: Springer Verlag, pp. 367-410.
- Gillett, J.W. & Witt, J.M. (1980): Chemical evaluation: Projected application of microcosms technology. Microcosms in Ecological Research. (ed. Giesy, J.P.). DOE CONF-781101, National Technical Information Service, Springfield, 1008-1033.
- Gledhill, W.E. (1987): Microbial Toxicity and Degradation Test Methodology: An Industrial Perspective. Toxicity Assessm. 2: 89-96.
- Goh, K.S., Hernandez, J., Powell, S.J., Garretson, C., Troiano, J., Ray, M. & Greene, C.D. (1991): Enzyme Immunoassay for the Determination of Atrazine Residues in Soil. -Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46: 30-36.
- Gonzalez, R.H. (1976): Plant protection in Latin America. PANS Pest Articles News Sum. 22: 26-34.
- Gonzalez, H., Lodenius, M. & Otero, M. (1989): Water Hyacinth as indicator of heavy metal pollution in the tropics. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43: 910-914.
- Goodman, D. (1975): The theory of diversity-stability relationships in ecology. Q. Rev. Biol. 50: 237-266.
- Graefe, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 69: 95-98.
- Grant, I.F. (1988): Appropriate technology for measuring environmental effects of insecticides in the tropics. In: Field methods for the study of environmental effects of pesticides (ed. M.P. Greaves, B.D. Smith & P.W. Greig-Smith). Thomson Heath: BCPC, pp. 147-154.
- Grant, I.F. (1989a): Monitoring insecticide side-effects in large-scale treatment programmes. Tsetse spraying in Africa. In: Pesticides and Non-Target Invertebrates. (ed. P.C. Jepson). Wimborne, UK: Intercept, pp. 43-69.
- Grant, I.F. (1989b): Environmental effects of desert locust control. FAO Plant Protect. Bull. 37: 27-35.
- Graham, R.L., Hunsaker, C.T., O'Neill, R.V. & Jackson, B.L. (1991): Ecological risk assessment at the regional scale. Ecol. Applications 1: 196-206.
- Grau, R., Pflüger, W. & Schmuck, R. (1992): Acceptance studies to assess the hazard of pesticides formulated as dressings, baits and granules, to birds. Brighton Crop Protection Conf. 787-792.

- Gray, E.C. (1991): A Short History of Pesticide Re-registration. In: Regulation of Agrochemicals. A Driving Force in Their Evolution. (Marco, G.J., Hollingworth, R.M. & Plimmer, J.R. eds.). American Chem. Soc., Washington, DC. 45-54.
- Gray, J.S., Aschan, M., Carr, M.R., Clarke, K.R., Green, R.H., Pearson, T.H., Rosenberg, R. & Warwick, R.M. (1988): Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 46: 151-165.
- Greaves, M.P., Greig-Smith, P.W. & Smith, B.D. (eds.) (1988): Field methods for the study of environmental effects of pesticides. Proc. Symp. Brit. Crop Protec. Council, Churchill Coll., Cambridge. UK March 29-30, 1988, BCPC Monograph No. 40, Thornton Heath: BCPC, 370 pp.
- Greig-Smith, P.W. (1990a): The Boxworth-Project. Pesticide Outlook 1: 16-19.
- Greig-Smith, P.W. (1990b): Intensive studies versus extensive monitoring in pesticide field trials. In: Pesticide Effects on Terrestrial Wild Life (eds. Somerville, L. & Walker, C.H.). Taylor & Francis, London.
- Greig-Smith, P.W. (1992): A European Perspective on Ecological Risk Assessment, Illustrated by Pesticide Registration Procedures in the United Kingdom. Environ. Toxicol. Chem. 11: 1673-1689.
- Groombridge, B. (ed.) (1992): Global Biodiversity. Status of the Earth's Living Resources. World Conservation Monitoring Centre. Chapman & Hall, London etc.
- Gruttke, H., Kratz, W., Weigmann, G. & Haque, A. (1988): Terrestrial model food chain and environmental chemicals. I. Transfer of Sodium [14C] Pentachlorophenate between springtails and carabids. Ecotox. Environ. Safety 15: 253-259.
- Guerra, R.T., Bueno, C.R. & Schubart, R.O. (1982): Avaliação preliminar sobre os efeitos da aplicação do herbicida Paraquat e aração convencional na mesofauna do solo regiao de Manaus-Am. Acta Amazonica 12: 7-13.
- Guhl, W. (1991): Beitrag zur biologischen Bewertung von Umweitchemikalien mit Laborökomodellen. II. Vergleichbarkeit der Flußmodelle mit realen Gewässern. Z. Angew. Zool. 78: 323-336.
- Günther, P. & Pestemer, W. (1990): Risk assessment for selected xenobiotics by bioassay methods with higher plants. Environ. Management 14: 381-388.
- Gupta, P.K. & Durve, V.S. (1987): A study on the temperature dependence of the acute toxicity of Pentachlorophenol to a freshwater pond snail, *Viviparus bengalensis* L. Rev. Biol. (Lisbon) 13: 103-112.
- Gustafsson, D.I. (1989): Ground water ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxicol. Chem. 8: 339-357.
- Gydesen, H. (1984): Mathematical models of the transport of pollutants in ecosystems. Ecol. Bull. 36: 17-25.
- Haeckel, E. (1866): Generelle Morphologie der Organismen. Reimer, Berlin, Bd. 2.
- Hagens, M. & Westheide, W. (1987): Subletale Schädigungen bei *Enchytraeus tiaratus* (Oligochaeta, Annelida) durch das Insektizid Parathion: Veränderungen in der Ultrastruktur von Chloragogen- und Darmzellen in Abhängigkeit von der Belastungsdauer. Verh. Ges. Ökol. XVI: 423-426.
- Haider, K. (1985): Der Einfluß von Bodenparametern auf den Abbau von Pflanzenschutzmitteln. Ber. Landwirtschaft 198: 81-91.
- Hallberg, G.R. (1989): Pesticide pollution of ground water in the humid United States. Agric. Ecosyst. Environ. 26: 299-367.
- Haltrich, W.G. (1991): Ökologische Untersuchungen und Grenzwerte- Anforderungen und Aussagefähigkeit. UWSF-Umweltchem. Ökotox. 3: 8-11.
- Hamburger, B. (1983): Stand der Normung von Biotesten. Vom Wasser 61: 227-235.
- Hamer, M.J., Maund, S.J. & Hill, I.R. (1992): Laboratory methods for evaluating the impact of pesticides on water/sediment organisms. Proc. Brighton Crop Protection Conference 487-496.

- Hamilton, W.E. & Dindal, D.L. (1989):** Influence of earthworms and leaf litter on edaphic variables in sewage-sludge treated soil microcosms. *Biol. Fert. Soils* 7: 129-133.
- Handbook on the use of pesticides in the Asia-Pacific Region (1987):** Asian Development Bank, Manila: 294 S.
- Hanlon, R.D.G. & Anderson, J.M. (1979):** The effects of Collembola grazing on microbial activity in decomposition of litter. *Oecologia* 38: 93-99.
- Hansen, D.J. (1989):** Status of the development of water quality criteria and advisories. In: *Water Quality Standards for the 21st Century*, (ed.: U.S. EPA Office of Water, Criteria and Standards Division, EPA, Washington), 163-169.
- Hansen, D.J. & Tagatz, M.E. (1980):** A laboratory test for assessing impacts of substances on developing communities of benthic estuarine organisms. In: *Aquatic Toxicology*, (eds.: Eaton, J.G., Parrish, R.R. & Hendricks, A.C.J.), STP 707, ASTM, Philadelphia, 40-57.
- Hansen, S.R. (1981):** Screening for toxic effects on interspecies interactions: a mechanistic or an empirical approach? - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 10: 597-603.
- Haque, A. & Pflugmacher, J. (1985):** Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf Regenwürmer. *Ber. Landwirtschaft* 198: 176-188.
- Hardy, A.R. (1986):** The Boxworth project - a progress report. Brighton Crop Protection Conference, 1215-1224.
- Hardy, A.R. (1987):** Ecotoxicology of pesticides: The laboratory and field evaluation of the environmental hazard presented by new pesticides. In: *Toxicology of Pesticides: Experimental, Clinical and Regulatory Perspectives* (ed. L.G. Costa et al.), Berlin [etc.], Springer, pp. 185-196, NATO ASI Ser. II, No. 13.
- Harland, B.J., Mathiessen, P. & Murray-Smith, R. (1990):** The prediction of fate and exposure of organic chemicals in aquatic sediments. *Proc. European Sci. Foundation Strasbourg*, 125-147.
- Harms, H. & Sauerbeek, D. (1984):** Organische Schadstoffe in Siedlungsabfällen: Herkunft, Gehalt und Umsetzung in Böden und Pflanzen. *Angew. Botanik* 58: 97-108.
- Harris, H.J., Sager, P.E., Regier, H.A. & Francis, G.R. (1990):** Ecotoxicology and ecosystem integrity: The Great Lakes examined. *Environ. Sci. Technol.* 24: 598-603.
- Hart, T.B. (1987):** Pesticides - Risk assessment and safe use. In: *Toxicology of Pesticides: Experimental, Clinical and Regulatory Perspectives* (ed. L.G. Costa et al.), Berlin [etc.], Springer, pp. 215-239, NATO ASI Ser. II, No. 13.
- Hart, W.B., Doudoroff, P. & Greenbank, J. (1945):** The Evaluation of Industrial Wastes, Chemicals and Other Substances to Freshwater Fish. Philadelphia: Waste Control Laboratory, Atlantic Refining Co.
- Harwell, C.C. (1989):** Regulatory framework for ecotoxicology. In: *Ecotoxicology. Problems and Approaches* (ed. S.A. Levin et al.), New York [etc.], Springer, pp. 497-516.
- Harwell, M.A. & Harwell, C.C. (1989):** Environmental decision-making in the presence of uncertainty. In: *Ecotoxicology: Problems and Approaches* (ed. S.A. Levin et al.), New York [etc.], Springer, pp. 517-540.
- Harwell, M.A., Harwell, C.C. & Kelly, J.R. (1986):** Regulatory endpoints, ecological uncertainties, and environmental decision-making. *Oceans 86 Proceedings* 3: 993-998, Washington, DC: Marine Technology Society.
- Hassan, S.A. (1985):** Standard methods to test the side-effects of pesticides on natural enemies of insects and mites (developed by the IOBC/WPRS Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms"). *Bull. OEPP/EPPC Bull.* 15: 214-255.
- Hassan, S.A. (1988):** Guidelines for Testing the Effects of Pesticides on Beneficials: Short Description of Test Methods. *Bull. IOBC/WPRS Bull.* 11: 1-14.3.
- Hassan, S.A. (1992):** Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms: Description of test methods. *Bull. IOBC/WPRS Bull.* 15: 1-186.

- Hawker, D.W. & Connell, D.W. (1985):** Relationships between partition coefficient, uptake rate constant, clearance rate constant and time to equilibrium for bioaccumulation. *Chemosphere* 14: 1203-1219.
- Hawkins, C.P. & MacMahon, J.A. (1989):** Guilds: the multiple meanings of a concept. *Ann. Rev. Ent.* 34: 423-451.
- Hawkins, W.E., Overstreet, R.M. & Walker, W.W. (1988):** Carcinogenic tests with small fish species. *Aquat. Toxicol.* 11: 113-128.
- Heck, M., Kratz, W., Nüss, D., Rink, U. & Weigmann, G. (1992):** Untersuchungen zur Bioindikatoreignung von Bodentieren und bodenökologischen Prozessen für die Bewertung des Zustandes urbaner Waldökosysteme in Berlin. Report F + E-Vorhaben Ballungsraumnahe Waldökosysteme, Senat Berlin 172 S.
- HCN (Health Council of the Netherlands) (1992):** Risk of dangerous substances exported to developing countries. Publ. No. 92/2E, 135 pp.
- Heidler, G. (1987):** Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf aquatische Ökosysteme Prüfung und Bewertung im Zulassungsverfahren. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 39: 161-165.
- Heimbach, F. (1984):** Correlations between three methods for determining the toxicity of chemicals to earthworms. *Pestic. Sci.* 15: 605-611.
- Heimbach, F. (1992):** Correlation between data from laboratory and field tests for investigating the toxicity of pesticides to earthworms. *Soil Biol. Biochem.* 24: 1739-1754.
- Heimbach, U. (1992):** Standard laboratory method to test effects of pesticides on *Poecillus cupreus* (Coleoptera, Carabidae). In: *Proc. Intl. Symp. Ecotoxicology, GSF-Ber.* 1/92: 105-109.
- Heinisch, E. & Klein, S. (1989):** Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel - ein Spannungsfeld von Ökonomie und Ökotoxikologie. *Nachrichten Mensch + Umwelt*, 17: 53-66.
- Heinrich, D. & Hergt, M. (1990):** dtv-Atlas zur Ökologie. Deutscher Taschenbuch Verlag, München, 283 S.
- Heise, M., Schuphan, I. & Ebing, W. (1988):** Einsetzbarkeit künstlicher Modellökosysteme zum Testen von Umweltchemikalien. Report für das Umweltbundesamt (Berlin, FRG) F + E Nr. 106 05 033, 100 S.
- Heitefuss, R. (1987):** Pflanzenschutz. Grundlagen der praktischen Phytomedizin. Stuttgart: Thieme, 2. Aufl., 342 S.
- Henschke, R.B., Nücken, E. & Schmidt, F.R.J. (1989):** Fate and dispersal of recombinant bacteria in a soil microcosm containing the earthworm *Lumbricus terrestris*. *Biol. Fert. Soils* 7: 374-376.
- Herman, P.M. & Heip, C. (1988):** On the use of meiofauna in ecological monitoring: Who needs taxonomy? - *Mar. Poll. Bull.* 19: 665-658.
- Hermens, J.L.M. (1989):** Quantitative Structure-Activity Relationships of Environmental Pollutants. In: *Handbook of Environmental Chemistry: Reactions and Processes*. Hutzinger, O. (ed.). Springer Verlag, Berlin, 111-162.
- Hermens, J., Busser, F., Leeuwangh, P. & Musch, A. (1985):** Quantitative structure-activity relationships and mixture toxicity of organic chemicals in *Photobacterium phosphoreum*. The Microtox test. *Ecotox. Environ. Safety* 9: 17-25.
- Hermosin, M.C. & Cornejo, J. (1989):** Assessing factors related to pesticide adsorption by soils. *Toxicol. Environ. Chem.* 25: 45-55.
- Herzel, F. (1987):** Einstufung von Pflanzenschutzmitteln aus der Sicht des Trinkwasserschutzes. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 39: 97-104.
- Herzel, F. & Schmidt, G. (1979):** Prüfung des Versickerungsverhaltens von Pflanzenschutzmitteln in Eysimetern und Kleinsäulen. *WaBoLu-Berichte* 31979: 1-16.
- Herzel, F. & Schmidt, G. (1991):** Zur Prüfung des Versickerungsverhaltens von Pflanzenschutzmitteln in Modellversuchen. IV. Entstehung von Metaboliten während der Alterung. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 43: 13-16.

- Hilbig, V., Joermann, G. & Solecki, R. (1994):** Gefährdungspotential chemischer Pflanzenschutzmittel für Vögel. Risikoabschätzung im Zulassungsverfahren nach dem Pflanzenschutzgesetz, Teil I. Bundesgesundheitsblatt 94: 151-157.
- Hildebrandt, A., Schön, H., Hammer, W. & Hille, M. (1991):** Veränderungen im chemischen Pflanzenschutz des Ackerbaus in den 80er Jahren. Gesunde Pflanzen 43: 71-78.
- Hill, I.R. (1989):** Aquatic Organisms and Pyrethroids. Pestic. Sci. 27: 429-465.
- Hill, I.R., Reimbach, F., Leeuwangh, P. & Matthiessen, P. (1993):** Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals. Lewis Publ., Boca Raton, 11. 561 pp.
- Hock, B. & Elstner, E.F. (Hrsg.) (1988):** Schädwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie. Mannheim etc.: BI-Wissenschaftsverlag, 2. Aufl., 348 S.
- Hoekstra, J.A. & van Ewijk, P.H. (1993):** Alternatives for the no-observed-effect level. Environ. Tox. Chem. 12: 187-194.
- Hoffman, D.J., Rattner, B.A. & Hall, R.J. (1990):** Wildlife Toxicology. Environ. Sci. Technol. 24: 276-283.
- Högger, C.H., Ammon, H.-U., Bieri, M. (1992):** Mc Daniel Funnel Test in a Sequence of Earthworm Tests of Agricultural Pesticides. In: Ecotoxicology of Earthworms. (Greig-Smith, P., Becker, H., Edwards, F.J., Heimbach, F. eds.): 220-224. Intercept, Andover.
- Holcombe, G.W., Phipps, G.L., Sulaiman, A.H. & Hoffman, A.D. (1987):** Simultaneous multiple species testing: Acute toxicity of 13 chemicals to 12 diverse freshwater amphibian, fish, and invertebrate families. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 697-710.
- Hollhö, K.-U., Fischer, R., Fritsch, H., Guth, J.A., Johnen, B.G., Knauf, W., Pflüger, W., Söle, M. & Voget, M. (1991):** Pflanzenschutzmittel und Naturhaushalt-Prüfung. Gefährdungsabschätzung und Risikobeurteilung. Teil III. Stufenkonzept für Prüfschemata als Grundlage der Gefährdungsabschätzung und der Risikobeurteilung. Gesunde Pflanzen 43: 221-231.
- Hollis, J.M. & Carter, A.D. (1990):** A comparison of laboratory, lysimeter and field study techniques to determine environmental fate of pesticides in the U.K. Brighton Crop Protection Conference, 1005-1010.
- Holst, R.W. & Ellwanger, T.C. (1982):** Pesticide Assessment Guidelines. Subdivision J. Hazard Evaluation: Non-target Plants. EPA 540/9-82-020. Office of pesticides and toxic substances. U.S.-EPA Washington, DC.
- Hooffman, R.N. & Vink, G.J. (1980):** The Determination of Toxic Effects of Pollutants with the Marine Polychaete Worm *Ophryotrocha diadema*. Ecotox. Environ. Safety 4: 252-262.
- Hope, B.K. (1993):** Ecological considerations in the practice of ecotoxicology. Environ. Toxicol. Chem. 12: 205-206.
- Hopkin, S.P. (1989):** Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates. Elsevier Applied Science, London.
- Hopkin, S.P. (1990):** Species-specific differences in the net assimilation of zinc, cadmium, lead, copper and iron by the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. J. Appl. Ecol. 27: 460-474.
- Hopkin, S.P. (1993a):** In Situ Biological Monitoring of Pollution in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. In: Handbook of Ecotoxicology. (ed. Calow, R.) Blackwell Scientific Publ. Oxford. 397-427.
- Hopkin, S.P. (1993b):** Ecological implications of '95% protection levels' for metals in soil. Oikos 66: 137-141.
- Huismans, J.W. (1980):** The international register of potentially toxic chemicals (IRPTC). Ecotox. Environ. Safety 4: 393-403.
- Houx, N.W.H. & Dekker, A. (1987):** A test system for the determination of the fate of pesticides in surface water. Int. J. Environ. Anal. Chem. 29: 37-59.
- Howard, P.H. (1993):** Progress Report. Determining 'Real World' Biodegradation Rates. Environ. Toxicol. Chem. 12: 1135-1137.

- Huang, P. (1992):** Entwurf einer vorläufigen Richtlinie zur Prüfung der Wirkung von Pflanzenbehandlungsmitteln auf *Isotoma tigrina* Nicolet (Collembola). In: Hassan, S.A.: Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms: Description of test methods. IOBC/WPRS Bulletin XV/3: 122-130.
- Hulzebos, E.M., Adema, D.M.M., Dirven-van Breemen, E.M., Renzen, L., van Dis, W.A., Herbold, H.A., Hoekstra, J.A., Baerelman, R. & van Gestel, C.A.M. (1993):** Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. Environ. Tox. Chem. 12: 1079-1094.
- Hutinger, O. (1991):** Was ist ein Schadstoff? - UWSE - Z. Umweltchem. Ökotox. 3: 259.
- Igbediobi, S.O. (1991):** Minimizing environmental and health effects of agricultural pesticides in developing countries. Ambio 20: 219-221.
- Iglish, I. (1985):** Bodenorganismen für die Bewertung von Chemikalien. Z. Angew. Zool. 72: 395-431.
- Iglish, I. (1986):** Hinweise zur Entwicklung von Testverfahren zum Nachweis subakuter Wirkungen von Chemikalien. Z. Angew. Zool. 73: 199-218.
- Ingersoll, C.G. & Nelson, M.K. (1990):** Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). In: Aquatic Toxicology and Risk Assessment. 13th Vol. ASTM SIP 1096 (eds. Landis, W.G. & Van der Schalie, W.H.). ASTM, Philadelphia. 93-109.
- Inglesfield, C. (1989):** Pyrethroids and terrestrial non-target organisms. Pestic. Sci. 27: 337-428.
- ISO (International Standards Organization) (1988):** Water Quality - Marine Algal Growth Inhibition Test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*. Draft Proposal. ISO, Delft. 10 pp.
- ISO (International Standards Organization) (1989):** Terms in the field of soil quality soil pollution (Draft). ISO Document ISO/TC 190 SC 1 'Terminology' WG 2 'Terminology - Soil Pollution' Doc. NL. 24 p.
- ISO (International Standards Organization) (1992a):** Guidance on the collection, handling and storage of soil for the assessment of aerobic microbial processes in the laboratory. (Draft). ISO Document ISO/TC 190 SC 2 'Soil Quality - Sampling - Part 6, 6 p.
- ISO (International Standards Organization) (1992b):** Guidance on laboratory tests for biodegradation of organic chemicals in soil. Part 1: Aerobic conditions. (Draft). ISO Document ISO/TC 190 SC 4 'Soil Quality'. 13 p.
- ISO (International Standards Organization) (1992c):** Determination of the effects of root growth on soil flora. Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth. (Draft). ISO Document ISO/TC 190 SC 4 'Soil Quality'. 12 p.
- IVA (Industrieverband Agrar) (Hrsg.) (1993):** Jahresbericht 1992/1993. Frankfurt/Main, 64 S.
- Iyatoma, K., Tamura, T. et al. (1958):** Toxicity of endrin to fish. Prog. Fish Cult. 20: 155-162.
- Jagnow, G. (1984):** Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Mikroorganismen und mikrobielle Umsetzungen im Boden. Angew. Botanik 58: 61-66.
- Jahns, H.M. (1989):** Problems in Lichen Taxonomy. Abh. Naturw. Ver. Hamburg (NF) 28: 247-252.
- Jancke, G. (1989):** Modellversuche zur subakuten und subletalen Wirkung von Herbiziden auf Collembolen in Hinblick auf ein Testsystem für Umweltchemikalien. Zool. Beitr. N.F. 32: 261-299.
- Janczyk, H.J. (1983):** Lysimeter-Anlage der Bayer AG, Pflanzenschutz Anwendungstechnik in Leverkusen. Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer 36: 1-19.
- Janssen, C.R. & Persoone, G. (1992):** Routine Aquatic Toxicity Testing: Some Problems and New Approaches. In: Biological Indicators for Environmental Monitoring. Bonotto, S., Nobili, R. & Revoltella, R.P. (eds.), Sereno Symposia Review 27. 19-207.

- Jeffrey, D.W. (1990):** Biomonitoring of Catastrophes. *Environ. Monit. Assessment* 14: 131-138.
- Jellinek, S.D. & Giray, E.C. (1992):** Some lessons from the U.S. Re-registration Program. In: *Proc. Brighton Crop Protection Conf. 1992*: 1261-1266.
- Jenkinson, D.S. & Oates, J.M. (1979):** A method for measuring adenosine triphosphate in soil. *Soil Biol. Biochem.* 11: 193-199.
- Jensen, K., Albrechtsen, H.J., Nielsen, J. & Kruse, B. (1988):** The use of ecocores to evaluate biodegradation in marine sediments. *Water, Air, Soil Pol.* 39: 89-99.
- Jepson, P.C. (1993):** Insects, Spiders and Mites. In: *Handbook of Ecotoxicology*. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 299-325.
- Jepson, P.C., Duffield, S.J., Thacker, J.R.M., Thomas, C.F.G. & Wiles, J.A. (1990):** Predicting the side-effects of pesticides on beneficial invertebrates. Brighton Crop Protection Conference, 957-962.
- Jepson, P.C. & Mead-Briggs, M. (1992a):** A discussion of methods used in semi-field studies to evaluate pesticide toxicity to beneficial invertebrates. In: *Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms: Description of test methods*. (ed. Hassan, S.A.). IOBCIWP/RS Bull. XV/3-. 4-18.
- Jepson, P.C. & Mead-Briggs, M. (1992b):** The field approach to pesticide ecotoxicity testing against beneficial invertebrates in cereals. In: *Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms: Description of test methods*. (ed. Hassan, S.A.). IOBCIWP/RS Bull. XV/3. 183-186.
- Johnen, B.G. (1990):** Assessment and regulation of pesticide residues in drinking water. *Pesticide Outlook* 1: 9-12.
- Jury, W.A., Focht, D.A. & Farner, W.J. (1987):** Evaluation of pesticide ground water pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environ. Qual.* 16: 422-428.
- Kanazawa, J. (1989):** Relationship between the soil sorption constants for pesticides and their physico-chemical properties. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 477-484.
- Kanne, R. (1991):** Aquatische Ökotoxikologie. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* 3: 16-18.
- Kappeler, T.U. (1979):** The world ecotoxicology watch. *Environ. Sci. Technol.* 13: 412-415.
- Kapustka, L.A. & Reporter, M. (1993):** Terrestrial Primary Producers. In: *Handbook of Ecotoxicology*. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 278-298.
- Karg, W. (1993):** Raubmilbenarten in Boden- sowie Vegetationsschichten und ihre Eignung als Indikatoren für Agrochemikalien. *Anz. Schädlingskde. Pflanzenschutz, Umweltschutz* 66-126-131.
- Karickhoff, S.W. & Morris, K.R. (1985):** Impact of Tubificid Oligochaetes on Pollutant Transport in Bottom Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 19: 51-56.
- Karr, J.R. (1991):** Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1: 66-84.
- Karr, J.R. (1993):** Defining and Assessing Ecological Integrity: Beyond Water Quality. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1521-1531.
- Karr, J.R., Heidinger, R.C. & Helmer, E.H. (1985):** Sensitivity of the index of biotic integrity to changes in chlorine and ammonia levels from wastewater treatment facilities. *J. Water Poll. Control Fed.* 57-. 912-915.
- Kaus, V. (1993):** Die Zweitmelderproblematik im Pflanzenschutzrecht. Europäische Hochschulschriften, Reihe I, Rechtswissenschaft, Frankfurt. Bd. 1471, 284 S.
- Kaushik, C.P. (1991):** Persistence and Metabolism of HCH and DDT in Soil under Subtropical Conditions. *Soil Biol. Biochem.* 23: 131-134.
- Kearney, P.C. (1991):** Impact of Regulations on the ACS Division of Pesticide Chemistry. In: *Regulation of Agrochemicals. A Driving Force in Their Evolution*. (eds.: Marco, G.I., Hollingworth, R.M. & Plimmer, J.R.). American Chemical Society, Washington D.C.. 19-26.

- Kegel, B. (1989):** Laboratory experiments on the side-effects of selected herbicides and insecticides on the larvae of three sympatric *Poecilus*-species (Col., Carabidae). *J. Appl. Ent.* 108: 144-155.
- Keith, J.R. (1990):** Possible solutions for the treatment of existing chemicals in the U.S. and Canada. Paper presented at the Congress Eurochemie '92 in Frankfurt/ Main 1990.
- Kemp, W.M., Lewis, M.R., Cunningham, J.J., Stevenson, J.C. & Boynton, W.R. (1980):** Microcosms, macrophytes, and hierarchies: environmental research in the Chesapeake Bay. In: *Microcosms in Ecological Research*. (ed.: Giesy, J.P.). U.S. Dept. of Energy Symposium Series 52, NTIS, Springfield.
- Kemp, W.M., Means, J.C., Jones, T.W. & Stevenson, J.C. (1982):** Herbicides in Chesapeake Bay and their effects on submerged aquatic vegetation. A synthesis of research supported by U.S. EPA Chesapeake Bay Program. In: *Chesapeake Bay Program Technical Studies: A Synthesis*. (eds.: Macalaster, E.G., Barker, D.A. & Kasper, N.E.). U.S. EPA, Washington. 503-567.
- Kenaga, E.E. (1981):** Comparative toxicity of 131,596 chemicals to plant seeds. *Ecotox. Environ. Safety* 5: 469-475.
- Kenaga, E.E. & Goring, C.A. (1980):** Relationship between Water Solubility, Soil Sorption, Octanol-Water Partitioning and Bioconcentration of chemicals in biota. In: *Eaton, J.C. et al. (eds.). Aquatic Toxicology 707*, ASTM, Philadelphia.
- Kenaga, E.E., & Moolenaar, R.J. (1979):** Fish and Daphnia toxicity as surrogates for aquatic vascular plants and algae. *Environ. Sci. Technol.* 13: 1479-1480.
- Kersting, K. (1984):** Properties of an aquatic microecosystem. IV. Development and use of an aquatic microecosystem as a test system for toxic substances. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 69: 567-607.
- Kersting, K. & Van Wijngaarden, R. (1992):** Effects of Chlorpyrifos on a microecosystem. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 365-372.
- Kettrup, A., Steinberg, C. & Freitag, D. (1991):** Ökotoxikologie - Wirkungserfassung und Bewertung von Schadstoffen in der Umwelt. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* 3-. 370-377.
- Kidd, H., Hartley, D. & Ekström, G. (1989):** World Directory of Pesticide Control Organisations. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK. 311 pp.
- Kimbali, K.D. & Levin, S.A. (1985):** Limitations of laboratory bioassays: The need for ecosystem-level testing. *BioScience* 35: 165-171.
- Kitano, M. (1990):** Current state and future trends in chemicals legislation in Japan. Vortrag Kongress Eurochemie '92, Frankfurt, 1990.
- Klein, A.W., Klein, W., Kördel, W. & Weiss, M. (1988):** Structure-activity relationships for selecting and priority setting of existing chemicals. A computer-assisted approach. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 455-462.
- Klein, A.W., Apel, P. & Goedicke, J. (1992):** UBA-Principles on Criteria and Procedures for Environmental Assessment of Pesticides. *Chemosphere* 24-.793-816.
- Klein, M. (1991):** Application and validation of pesticide leaching models. *Pestic. Sci.* 31: 389-398.
- Klein, W. (1991):** Bewertung und Beurteilung von Chemikalien im Boden - Informationsbedarf und Datenlage. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* 3: 25-27.
- Klein, W., Geyer, H., Freitag, D. & Rohleder, H. (1984):** Sensitivity of schemes for ecotoxicological hazard ranking of chemicals. *Chemosphere* 13: 203-211.
- Klingauf, J. (1987):** Möglichkeiten und Grenzen des biologischen Pflanzenschutzes in Entwicklungsländern. In: *Möglichkeiten, Grenzen und Alternativen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in Entwicklungsländern* (hrsg. DSEIATSAF). Feldafing: DSEIATSAF, S. 104-114.
- Klöpper, W. (1989):** Persistenz und Abbaubarkeit in der Beurteilung des Umweltverhaltens anthropogener Chemikalien. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 2: 43-51.

- Kloskowski, R. & Führ, F. (1988):** Charakterisierung und Bioverfügbarkeit von gebrauchten Pflanzenschutzmitteln im Boden. *Wissenschaft und Umwelt* 2: 112-121.
- Knacker, T., Marcinkowski, A. & Schallnass, H. (1989):** Ecotoxicological effects of artificial smokes on a terrestrial microcosm. *Arch. Toxicol. Suppl.* 13: 398-401.
- Knacker, T. & Morgan, E. (1994):** Test Guideline - Terrestrial Model Ecosystem. In: UBA Workshop on Terrestrial Model Ecosystems. Appendix UBA-Texte 54/94: 1-35.
- Knacker, T., Schallnass, H., Marcinkowski, A., Förster, B. & Vincena, R. (1990):** Einsetzbarkeit seminaturlicher terrestrischer Systeme für die Bewertung der Umweltgefährlichkeit nach der n-ChemC. Battelle Report für das Umweltbundesamt 131-Vorhaben Nr. 106 03 069, Frankfurt.
- Knacker, T., Römbke, J., Förster, B., Marcinkowski, A., & Schallnass, H. (1991):** Die Wirkung von Pestiziden auf die Mesofauna und den CO₂-Gas-Austausch eines terrestrischen Ökosystems. Battelle Report für das Umweltbundesamt 111-Vorhaben Nr. 106 03 069/01, Frankfurt.
- Kneitz, G. (1983):** Aussagetauglichkeit und Problematik eines Indikatorkonzepts. *Verh. Deutsch. Zool. Ges.* 1983: 117-119.
- Knirsch, J. (1993):** Pestizid-Lebenszyklus-Analyse dreier Pestizide im Niger. Schriftenreihe der GTZ Nr. 240, Eschborn, 330 S.
- Koch, R. (1989):** Umweltchemie und Ökotoxikologie - Ziele und Aufgaben. *Z. Umweltchemie Ökotox.* 1: 41-43.
- Koch, R. & Nagel, M. (1988):** Quantitative structure-activity relationships in soil ecotoxicology. *The Science of the Total Environment* 77: 269-276.
- Koch, R. & Wagner, B.O. (1989):** Umweltchemikalien: physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- u. Richtwerte, Umwelverhalten. Weinheim etc.: VCH, 423 S.
- Koch, W., Sauerborn, J., Kunisch, M. & Pülschen, L. (Hrsg.) (1990):** Agrarökologie und Pflanzenschutz in den Tropen und Subtropen. Weikersheim: Margraf, PLITS Jhg. B, Heft 2, 339 S.
- Köhler, H.-R., Triebkorn, R., Stöcker, W., Kloetzel, P.-M. & Alberti, G. (1992):** The 70 kD Heat Shock Protein (hsp 70) in Soil Invertebrates: A Possible Tool for Monitoring Environmental Toxicants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 22: 334-338.
- Koeman, J.H. (1977):** Effects of Tsetse fly control measures on non-target organisms. *Meded. Fac. Landbouw. Rijksuniv. Gent* 42: 889-896.
- Koeman, J.H., Den Boer, W.M.J., Feith, A.F., De Jongh, E.H., Spliethoff, P.C., Naisa, B.K. & Spielberger, U. (1978):** Three years observation on side effects of helicopter applications of insecticides used to exterminate *Glossina*-species in Nigeria. *Environ. Poll.* 15: 31-59.
- Koetering-Walker, C. & Buck, J.D. (1989):** The effect of bacteria and bioturbation by *Clymenella torquata* on oil removal from sediment. *Water Air Soil Poll.* 43: 413-424.
- Kohn, G.K. (1991):** agrochemicals and the Regulatory Process Before 1970. In: Regulation of Agrochemicals - A Driving Force in their Evolution, (eds.: Marco, G.L., Hollingworth, R.M. & Plimmer, J.R.). American Chemical Society, Washington, DC, 1-8.
- Kokta, C. (1992):** Measuring Effects of Chemicals in the Laboratory: Effect Criteria and Endpoints. In: Ecotoxicology of Earthworms, (ed. Greig-Smith, P., Becker, H., Edwards, P.J. & Heimbach, E.). Intercept, Andover, pp. 213-216.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1988):** Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 26a: 505-519.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1989):** Ökologie der tierischen Saprobien. *IR* 2: 126-162.
- Kollig, H.P. & Kitchens, B.E. (1990):** Problems associated with published environmental fate data. *Toxicol. Environ. Chem.* 28: 95-103.
- Kooijman, S.A.L.M. (1987):** A safety factor for LC50 values allowing for differences among species. *Water Res.* 21: 269-276.
- Kooijman, S.A.L.M., Hansveit, A.O. & Oldersma, H. (1983):** Parametric analysis of population growth in bioassay. *Water Res.* 17: 527-538.

- Könemann, H. (1986):** Quantitative structure-activity relationships in aquatic toxicology. In: Organic Micropollutants in the Aquatic Environment (ed. A. Bjørseth & G. Angeletti). Dordrecht: Reidel, pp. 465-474.
- König, K. (1985):** Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Fauna des Bodens. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzl.* 37: 8-12.
- Kononen, D.W., Hochstein, J.R. & Ringer, R.K. (1986):** A quantitative method for evaluating avian food avoidance behavior. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 823-830.
- Kördel, W. (1992):** Prediction of the Fate of Pesticides in Soil. *Proc. Intern. Symp. Ecotox.* GSF Bericht 1/92: 71-81.
- Kördel, W., Herrchen, M. & Klein, W. (1991):** Experimental assessment of pesticide leaching using undisturbed lysimeters. *Pestic. Sci.* 31: 337-348.
- Korte, F. (1980):** Chemikalien im Ökotox. *Umschau* 80: 643-648.
- Korte, F. (1987):** Lehrbuch der ökologischen Chemie. Stuttgart, Thieme, 353 S.
- Korte, F., Freitag, D., Geyer, H., Klein, W., Kraus, A.G. & Lahaniatis, E. (1978):** Ecotoxicological profile analysis. A concept for establishing ecotoxicologic priority lists for chemicals. *Chemosphere* 1: 79-102.
- Krall, S. & Nasseh, O. (1990):** Erforschung biologisch-integrierter Methoden zur Bekämpfung schädlicher Heuschrecken. In: Agrarökologie und Pflanzenschutz in den Tropen und Subtropen (Hrsg. W. Koch et al.). Weikersheim: Margraf, S. 215-224, PLITS 8(2).
- Krall, S., Peveling, R. & Ba Diallo, D. (Eds) (1997):** New strategies in locust control. Basel: Birkhäuser, 522 pp.
- Krasel, G., Maas, G. & Pestemer, W. (1992):** Versuchsanordnung zur Messung der Verflüchtigung von Pflanzenschutzmitteln von Oberflächen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzl.* 44: 1-5.
- Krebs, C.J. (1985):** Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. New York: Harper & Row, 3rd edn., 800 p.
- Kruger, E.L., Somasundaram, L., Kanwar, R.S. & Coats, J.R. (1993):** Movement and Degradation of [¹⁴C]atrazine in Undisturbed Soil Columns. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1969-1975.
- Kuhiak, R., Führ, F. & Mittelstaedt, W. (1990):** Comparative studies on the formation of bound residues in soil in outdoor and laboratory experiments. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 39: 47-57.
- Küchler, A.W. & Zonneveld, I.S. (1988):** Vegetation mapping. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, Boston, London, 635 pp.
- Kuhnt, G. & Muntau, H. (1992):** EURO-SCOLS: Identification, Selection, Treatment, Characterization. Commission of the European Communities, Joint Research Centre, Ispra, 150 pp.
- Kusk, K.O. & Nyholm, N. (1991):** Evolution of a phytoplankton toxicity test for water pollution assessment and control. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 375-379.
- Lahr, J. (1997):** Ecotoxicology of organisms adapted to life in temporary freshwater ponds in arid and semi-arid regions. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 50-57.
- Lahr, J., De Jongh, H.H. (1990):** The impact of permethrin, bioresmethrin, carbosulfan and pyraclofos on the non-target aquatic fauna - a literature survey. *AID Environment*, Amsterdam.
- Lamont, B. & Grant, K. (1979):** A comparison of 21 measures of site dissimilarity. In: Multivariate Methods of Ecology (ed. E. Olcoi et al.). Larend, Maryle: Int. Co-op. Publ. House, pp. 101-126.
- Lange, A.W. (1991):** Umweltgefährlichkeit von Stoffen - Beurteilung durch die Bewertungsstelle Umweltbundesamt. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* 3: 5-7.
- Laskowski, D.A., Swann, R.L., McCall, P.J. & Bidlack, H.D. (1983):** Soil Degradation Studies. *Residual Reviews* 85: 139-147.

- Lavelle, P. (1984): The soil system in the humid tropics. *Biol. Intern.* 9: 2-7.
- Leake, C. (1991): Lysimeter Studies. *Pestic. Sci.* 31: 363-373.
- Leber, G. (1987): Was bedeutet der "Code of Conduct" der FAO für die Pflanzenschutzmittel herstellende und exportierende Industrie? - In: Möglichkeiten, Grenzen und Alternativen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in Entwicklungsländern (ed. DSU/ATSAL). Feldtagung: DSU/ATSAL, S. 43-52.
- Le Blanc, F. & De Sloover, J. (1970): Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48: 1485-1486.
- Lee, K.R. (1985): Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, Sydney, Australia. 411 pp.
- Leffler, J.W. (1981): Aquatic Microcosms and Stress Criteria for Assessing Environmental Impact of Organic Chemicals. Office of Pesticides and Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 50 pp.
- Leisinger, K.M. (1989): Ländliche Entwicklung und Pflanzenschutz in der Dritten Welt. Frankfurt: Industrieverband Agrar. 64 S.
- Leng, M.L. (1991): Consequences of Re-registration on existing Pesticides. - In: Regulation of Agrochemicals - A Driving Force in Their Evolution. (Marco, G.J., Hollingworth, R.M. & Plimmer, J.R. eds.). American Chem. Soc., Washington, DC. 27-44.
- Levin, S.A., Harwell, M.A., Kelly, J.R. & Kimball, K.D. (eds.) (1989a): Ecotoxicology: Problems and Approaches. New York (etc.): Springer, 547 pp.
- Levin, S.A., Harwell, M.A., Kelly, J.R. & Kimball, K.D. (1989b): Ecotoxicology: Problems and Approaches. In: Ecotoxicology: Problems and Approaches (ed. S.A. Levin et al.). New York (etc.): Springer, pp. 3-7.
- Levine, S.N., Rudnick, D.T., Kelly, J.R., Morton, R.D. & Buttel, L.A. (1990): Pollution dynamics as influenced by seagrass beds: Experiments with tributyltin in *Thalassia* microcosms. *Mar. Environ. Res.* 30: 297-322.
- Lewis, M.A. (1986): Comparisons of the effects of surfactants on freshwater phytoplankton communities in experimental enclosures and on algal population growth in the laboratory. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 319-332.
- LEWIS, M.A. (1993): Freshwater Primary Producers. In: Handbook of Ecotoxicology, (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ., Oxford, 28-50.
- Lewis, R.A. (1985): Richtlinien für den Einsatz einer Umweltprobenbank in der Bundesrepublik Deutschland auf ökologischer Grundlage. Saarbrücken: Univ. d. Saarlands.
- Lewis, R.A. & Klein, B. (1990): A brief history of specimen banking, Storage, institutions and applications. *Toxicol. Environ. Chem.* 27: 251-266.
- Livingston, R.J. & Meeter, D.A. (1985): Correspondence of laboratory and field results: What are the criteria for verification? - In: Multispecies Toxicity Testing (ed. J. Cairns). New York: Pergamon, pp. 76-88.
- Lubel, P.B., Belkhold, S.P., Jackson, S.F. & Longerich, H.P. (1990): Recent taxonomic discoveries concerning the mussel *Mytilus*: implications for biomonitoring. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 508-512.
- Lökke, H. (1994): Ecotoxicological Extrapolation: Tool or Toy? - In: Ecotoxicology of Soil Pollution. (Eijsackers et al. eds.). Lewis Publ., Chelsea, Michigan. 411-425.
- Lökke, H. & Van Gestel, C.A.M. (1993): Manual of SECOFASL: Development, improvement and standardization of test systems for assessing sublethal effects of chemicals on fauna in the soil ecosystem. Natl. Environmental Research Inst., Siscoborg.
- Luff, M.L., Clements, R.O. & Bale, J.S. (1990): An integrated approach to assessing the effects of some pesticides in grassland. Brighton Crop Protection Conference, 143-152.
- Luoma, S.N. & Ho, K.T. (1993): Appropriate Uses of Marine and Estuarine Sediment Bioassays. In: Handbook of Ecotoxicology, (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ., Oxford, 193-226.
- Lupi, C., Bucchi, A.R., Piccioni, A. & Zapponi, G.A. (1988): The environmental behavior of chemicals in soil: Atrazine as an example. *Ecotox. Environ. Safety* 16: 133-142.
- Lussier, S.M., Gentile, J.H. & Walker, J. (1985): Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (Crustacea: Mysidacea). *Aquat. Toxicol.* 7: 27-35.
- Lyman, W.J. (1982): Adsorption Coefficient for Soils and Sediments. In: Handbook of chemical property estimation methods, (ed. Lyman, W.J.). McGraw-Hill, New York.
- Maas, G. (1987): Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenmikroorganismen sowie Bewertung der Ergebnisse. Mittl. Biol. Bundesanstalt f. Land- und Forstwirtschaft Berlin 234: 42-46.
- MacArthur, R.H. (1969): Patterns of communities in the tropics. *Biol. J. Linn. Soc.* 1: 19-30.
- MacKay, D. (1988): On low, very low and negligible concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 1-3.
- MacKay, D. (1991): Multimedia Environmental Models. The Fugacity Approach. Lewis Publ., Chelsea, Michigan. 257 pp.
- Madsen, L. (1984): Problems connected with the use of algal tests in ecotoxicology. *Ecol. Bull.* 36: 165-170.
- MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food) (1979): Pesticides Safety Precautions Scheme. Laboratory testing for toxicity to honeybees and testing for toxicity to foraging bees under field conditions. MAFF, London.
- Majewski, M.S., Gloffetty, D.E., Paw U, K.T. & Seiber, J.N. (1990): A field comparison of two methods for measuring DCPA soil evaporation rates. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 301-312.
- Maki, A.W., Dickson, K.L. & Brungs, W.A. (1987): Introduction. In: Effects of Sediment bound Chemicals in Aquatic Sediments. (Dickson, K.L., Maki, A.W. & Brungs, W.A. eds.). SITAC Special Publ. Series, Pergamon Press, New York, xv-xxi.
- Malkomes, H.-P. (1985): Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenmikroorganismen und ihre Leistungen. *Ber. Landwirtschaft* 198: 134-146.
- Malkomes, H.P. (1987): Respiration and dehydrogenase as side-effect indicators. In: Pesticide Effects on Soil Microflora. (Somerville, I.; Graves, M.P. eds.). Taylor & Francis, London. 81-96.
- Malkomes, H.-P. & Wöhler, B. (1983): Vergleich von Festverfahren zur Erfassung einiger Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenmikroorganismen am Beispiel eines Herbizids. *Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzl.* 35: 86-92.
- Maltby, L. & Calow, P. (1989): The application of bioassays in the resolution of environmental problems: past, present and future. *Hydrobiologia* 188/189: 65-76.
- Maltby, L., Naylor, C. & Calow, P. (1990): Effect of stress on a freshwater benthic detritivore: scope for growth in *Gammarus pulex*. *Ecotox. Environ. Safety* 19: 285-291.
- Mapes, J.P., McKenzie, K.D., McClelland, L.R., Movassaghi, S., Anantha Reddy, A., Allen, R.L. & Friedman, S.B. (1992): Proba RISCSM Soil - A rapid, on-site screening test for Pentachlorophenol. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49: 334-341.
- Marco, G.J., Hollingworth, R.M. & Plimmer, J.R. (1991): Regulation of Agrochemicals. A Driving Force in Their Evolution. American Chemical Society, Washington, D.C. 188 pp.
- Marschner, A. (1992): Phytotoxizitätsuntersuchungen an Wildkräutern und einer Kulturpflanze. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- Mathes, K., Weidemann, G. & Beck, L. (1991): Indikatoren für Ökosystembelastung. Berichte aus der Ökologischen Forschung 2, Forschungszentrum Jülich GmbH.
- Mathies, M. (1991): Expositionsmodelle. UWSG Schadstoff. *Ökotox.* 3: 37-41.
- Matthiessen, P. (1985): Contamination of wildlife with DDT insecticide residues in relation to tsetse fly control operations in Zimbabwe. *Environ. Poll. Ser. B* 10: 189-211.

- Mayer, F.L. & Ellersiek, M.R. (1986):** Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Publ. 160 U.S. Fish and Wildlife Service, Dept. of the Interior, Washington, D.C.
- Mayer, F.L. & Ellersiek, M.R. (1988):** Experiences with single-species tests for acute toxic effects on freshwater animals. *Ambio* 17: 367-375.
- Mayfield, C.I. (1993):** Microbial Systems. In: *Handbook of Ecotoxicology*. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ., Oxford. 9-27.
- McArthur, M.L.B., Fox, G.A., Peakall, D.B. & Philogène, B.J.R. (1983):** Ecological significance of behavioral and hormonal abnormalities in breeding ring doves fed an organochlorine chemical mixture. *Archives Environ. Contamin. Toxicol.* 12: 343-353.
- Mearns, A.J., Swartz, R.C., Cummins, J.M., Dinnel, P.A., Plesha, P. & Chapman, P.M. (1986):** Inter-Laboratory Comparison of a Sediment Toxicity Test Using the Marine Amphipod, *Rheposynius abronius*. *Mar. Environ. Research* 19: 13-37.
- Metcalfe, J.L. (1989):** Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environ. Poll.* 60: 101-139.
- Metcalf, R.L. (1977):** Model ecosystem approach to insecticide degradation - A critique. *Ann. Rev. Entomol.* 22: 241-261.
- Micklitz, H.-W. (1991):** Entwicklungslinien der Geschichte des deutschen Pflanzenschutzrechts. In: *Kolloquium über Pflanzenschutz*. Rehbinder, E. (ed.). Werner Verl., Düsseldorf. 44-68.
- Middaugh, D.P., Goodman, L.R. & Hemmer, M.J. (1993):** Methods for Spawning, Culturing and Conducting Toxicity Tests with Early Life Stages of Estuarine and Marine Fishes. In: *Handbook of Ecotoxicology*. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ., Oxford. 167-192.
- Miguel, A.H. (1991):** Environmental Pollution Research in South America. *Environ. Sci. Technol.* 25: 590-594.
- Miller, W.E., Peterson, S.A., Greene, J.C. & Callahan, C.A. (1985):** Comparative toxicology of laboratory organisms for assessing hazardous waste sites. *J. Environ. Qual.* 14: 569-574.
- Milles, D. (1991):** Von Schädlingen und Schädigungen - Zur Geschichte der Pestizidzulassung. In: *Kolloquium über Pflanzenschutz*. Rehbinder, E. (ed.). Werner Verl., Düsseldorf. 17-43.
- Mineau, P. (1991):** Cholinesterase Inhibiting Insecticides. Their impact on wild life and the environment. Elsevier, Amsterdam.
- Mineau, P. & Peakall, D.B. (1987):** An evaluation of avian impact assessment techniques following broad-scale forest insecticide sprays. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 781-791.
- Moewus, F. (1949):** Der Kressewurzeltest, ein neuer quantitativer Wuchsstofftest. *Biol. Zentralblatt* 68: 118-139.
- Moltmann, J.F. (1989):** Der Einfluß des *Oryctes-Baculovirus* auf die Populationsdynamik des Indischen Nashornkäfers, *Oryctes rhinoceros* L. Marau Verlag, Frankfurt. 214 S.
- Moreth, L. & Naton, E. (1992):** Richtlinie zur Prüfung der Nebenwirkung von Pflanzenschutzmitteln auf *Aleochara bilineata* (Col., Staphylinidae) (erweiterter Laborversuch). *Bull. Sect. Reg. Ouest Palearct.* 15: 152-158.
- Morgan, E. & Knacker, T. (1994):** The Role of Laboratory Terrestrial Model Ecosystems in the Testing of Potentially Harmful Substances. *Ecotoxicology*. 213-233.
- Moriarty, F. (1988):** *Ecotoxicology. The Study of Pollutants in Ecosystems*. London [etc.]: Academic Pr., 2nd edn., 289 p.
- Moriarty, F. & Walker, C.H. (1987):** Bioaccumulation in food chains - a rational approach. *Ecotox. Environ. Safety* 13: 208-215.
- Morton, R.D., Duke, T.D., Macauley, J.M., Clark, J.R., Price, W.A., Rendricks, S.J., Owsley-Montgomery, S.L. & Plaia, G.R. (1986):** Impact of drilling fluids on seagrasses: An experimental community approach. In: *Community Toxicity Testing* (ed.: Cairns, J.). STP 920, ASTM, Philadelphia. 199-212.

- Müller, P. (1987):** Umweltverträglichkeiten des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Entwicklungsländern. In: *Möglichkeiten, Grenzen und Alternativen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in Entwicklungsländern* (hrsg. DSE/ATSAF). Fekldating: DSFIATSAF, S. 150-169.
- Müller, P. (1988):** Ökotoxikologische Wirkungen von chlorierten Kohlenwasserstoffen, Phosphorsäureestern, Carbamaten und Pyrethroiden im nordöstlichen Sudan. *Eschborn-GTZ, Projekt 86.3504.7-100, FB 152, 71 S.*
- Müller, P., Nagel, P. & Flacke, W. (1981):** Ecological side-effects of Dieldrin application against Tse-Tse flies in Adamoua, Cameroon. *Oecologia* 50: 187-194.
- Mueller, T., Jones, R.E., Bush, P.B. & Banks, P.A. (1992):** Comparison of PRZM and GLEAMS computer model predictions with field data for Alachlor, Metribuzin and Norflurazon leaching. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 427-436.
- Mullié, W.C., Vermey, P.J., Berends, A.G., Sène, F., Koeman, J. & Everts, J. (1991):** The impact of Furadan 3 g (carbofuran) applications on aquatic macroinvertebrates in irrigated rice in Senegal. *Arch. Environ. Contam., Toxicol.* 20: 177-182.
- Munawar, M. & Munawar, I.F. (1987):** Phytoplankton bioassays for evaluating toxicity of in situ sediment contaminants. *Hydrobiologia* 149: 87-105.
- Murphy, L.S. & Belostock, R.A. (1980):** The effect of environmental origin on the response of marine diatoms for chemical stress. *Limnol. Oceanogr.* 25: 160-165.
- Nacci, F., Jackim, E. & Walsh, R. (1986):** Comparative evaluation of three rapid marine toxicity tests: Sea urchin early embryo growth test, sea urchin cell toxicity test and Microtox. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 521
- Nagel, P. (1995):** *Environmental monitoring handbook for Tse/Tse control operations*. Weikersheim: Margraf, 323 pp.
- Nagel, R. (1994):** Fish and environmental chemicals - a critical evaluation of tests. In: *Fish in Ecotoxicology and Ecophysiology*. (eds. Braunbeck, Segner & Hanke). VCH Verlagsges., Weinheim (in press).
- Nagel, R. & Loskill, R. (1991):** Bioaccumulation in Aquatic Systems. VCU Verlagsges., Weinheim. 239 pp.
- Nährig, D. (1991):** Systematische Untersuchungen der höheren Straten von Hecken mit verschiedenen Methoden dargestellt am Beispiel der Spinnenfauna. *Beih. Verh. Ges. Ökol.* 2: 107-116.
- NAS (National Academy of Sciences) (1981):** *Testing for the Effects on Ecosystems*. Washington, DC: National Academy Press, 103 p.
- Nash, R.G. (1983):** Determining environmental fate of pesticides with micro- agroecosystems. *Residue Rev.* 85: 199-215.
- Naton, E. (1989):** Die Prüfung der Nebenwirkung von Pflanzenschutzmitteln auf *Aleochara bilineata* Gyll. (Col., Staphylinidae). *Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 62: 1-6.
- Nebeker, A.V., Cairns, M.A., Gakstatter, J.H., Malueg, K.W., Schuytema, G.S. & Krawczyk, D.F. (1984):** Biological methods for determining toxicity of contaminated freshwater sediments to invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.* 3: 617-630.
- Nebeling, K. & Bode, E. (1988):** Dekomposition und Pflanzenschutz - methodische Ansätze zur Prüfung von Mittelauswirkungen im Freiland. *Mittl. Biol. Bundesanst.* 245: 404-405.
- Nellessen, J.E. & Fletcher, J.S. (1993):** Assessment of Published Literature Pertaining to the Uptake/Accumulation, Translocation, Adhesion and Biotransformation of Organic Chemicals by Vascular Plants. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 2045-2051.
- NEN (Nederlandse Norm) (1988a):** Soil - Determination of the acute toxicity of chemical substances to earthworms No. 5794. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.
- NEN (Nederlandse Norm) (1988b):** Soil - Determination of the influence of chemicals on soil nitrification No. 5795. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.

- Nendza, M. & Seidel, J.K. (1988):** Quantitative structure-toxicity relationships for ecotoxicologically relevant biotestsystems and chemicals. *Chemosphere* 17: 1585-1602.
- NETAC (National Environmental Technology Applications Corporation) (1991):** Protocols for Evaluating Products Proposed for Use in Bioremediation of Oil Spill. University of Pittsburgh, Pittsburgh, PA.
- Neumann, D. (1982):** Schwachstellen beim Einsatz von Bioindikatoren und weitere Forschungsziele. *Dercheniana* 26: 193-196.
- Neuruer, H. (1975):** Bioteste in der Herbolgie. *Zeitschr. PflanzenKrb. PflSchutz* 82: 316-328.
- Niederlehner, B.R., Pontasch, K.W., Pratt, J.R. & Cairns, J. (1990):** Field evaluation of predictions of environmental effects from a multispecies-microcosm toxicity test. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 62-71.
- Norton, S.B., Rodier, D.J., Gentile, J.H., Van der Schalie, W.H., Wood, W.P. & Slimak, M.W. (1992):** A framework for ecological risk assessment at the EPA. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1663-1672.
- Noteboom, J. & Boessenkofi, J.-J. (1993):** Acute toxicity testing with the ground water copepod *Parasteizocaris germanica* (Crustacea). *Proc. 1st Int. Conf. Ground Water Ecol. US EPA & AWRA (1992):* 301-309.
- Nusch, E.A. (1991):** Ökotoxikologische Testverfahren - Anforderungsprofile in Abhängigkeit vom Anwendungszweck. *UWSE-Umweltchem. Ökotox.* 3: 12-15.
- Nyholm, N. (1991):** The European system of standardized legal tests for assessing the biodegradability of chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1237-1246.
- Nyholm, N. & Käffquist, T. (1989):** Methods for growth inhibition toxicity tests with freshwater algae. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 689-704.
- Nylander, M.W. (1866):** Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. de France* 13: 364-371.
- Odum, E.P. (1971):** Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders Co., Philadelphia.
- Odum, E.P. (1984):** The mesocosm. *BioScience* 34: 558-562.
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (1981a):** OECD Guideline for Testing of Chemicals No. 304 A: Inherent Biodegradability in Soil. Paris.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1981b):** Guideline for Testing of Chemicals No. 106: Adsorption/Desorption. OECD, Paris.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1981c):** Guideline for Testing of Chemicals No. 305: Fish Bioaccumulation. OECD, Paris.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1984):** Guidelines for Testing of Chemicals. OECD, Paris.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1986):** Existing Chemicals, Systematic Investigation, Priority Setting and Chemical Reviews. OECD, Paris.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1988):** Guidelines for Testing of Chemicals No. 305 E: Bioaccumulation: Flow-through Fish Test. OECD, Paris.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1989a):** Report of the OECD Workshop on ecological effects assessment. OECD Environment Monograph No. 26, Paris.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1989b):** Compendium for Environmental Exposure Assessment Methods for Chemicals. OECD Environment Monograph No. 27, Paris.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1992):** Report of the OECD Workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. OECD Environment Monograph No. 59, Paris.
- Derke, E.C., Dehne, H.W., Schönbeek, F. & Weber, A. (1994):** Crop Production and Crop Protection. Estimated losses in major food and cash crops. Elsevier Science, Amsterdam, 808 pp.

- Ohba, K. & Ishibashi, N. (1984):** A nematode, *Caenorhabditis elegans*, as test organism for nematocidal evaluation. *J. Pest. Sci.* 9: 91-96.
- Okkerman, P.C., Van der Plassche, E.J., Emans, H.J.B. & Canton, J.H. (1993):** Validation of Some Extrapolation Methods with Toxicity Data Derived from Multiple Species Experiments. *Ecotox. Environ. Safety* 25: 341-359.
- O'Neill, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B. & Allen, T.F.H. (1986):** A Hierarchical Concept of Ecosystems. Princeton: Princeton Univ. Press, 253 p. [Monographs in Population Biology, No. 231].
- Oomen, P.A., Romeijn, G. & Wiegers, G.L. (1991):** Side-effects of 100 pesticides on the predatory mite *Phytoseiulus persimilis*, collected and evaluated according to the EPPO guideline. *Bull. OEPP/EPP Bull.* 21: 701-712.
- Ottow, J.C.G. (1985):** Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf die Mikroflora von Böden. *Naturwiss. Rundschau* 38: 181-189.
- Owens, H.A. (1976):** Artendiversität in der Ökologie. SFB 95, Rep. 16, Kiel.
- Paasivirta, J. (1988):** Baskets, Ecorisk and Ecotoxa. *Chemosphere* 17: 1655-1662.
- Paasivirta, J. (1991):** Chemical ecotoxicology. Lewis Publ., Chelsea, Michigan, 210 pp.
- Pagga, U. (1984):** Die Prüfung der biologischen Abbaubarkeit von Chemikalien. *GfE-Suppl.* 4: 9-14.
- PAN (Pesticide Action Network) (1987):** Monitoring and Reporting the Implementation of the International Code of Conduct on the Use and Distribution of Pesticides. Final Report. Nairobi, Kenya: Environ. Liaison Centre, 41 p.
- PAN (Pestizid Aktions-Netzwerk) (Ursg.) (1989):** Pestizideinsatz in Entwicklungsländern. Gefahren und Alternativen. Von Schwab, A., Görgen, R., Jäger-Mischke, L., Prexler-Schwab, S., Stoll, G. Margraf Verlag, Weikersheim, 275 S. [Tropical Agroecology Nr. 3].
- Paolletti, M.G., Favretto, M.R., Stinner, B.R., Purrington, F.F. & Bater, J.E. (1991):** Invertebrates as bioindicators of soil use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 34: 341-362.
- Parkerton, T.F., Connolly, J.P., Thomann, R.V. & Uchirin, C.G. (1993):** Do aquatic effects or human health end points govern the development of sediment-quality criteria for non-ionic organic chemicals? - *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 507-523.
- Parlar, H. & Angerhöfer, D. (1991):** Chemische Ökotoxikologie. Springer Verlag, Berlin.
- Pascoe, G.A. (1993):** Wetland Risk Assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 2293-2307.
- Pastre, P., Smolikowski, S. & Thewys, G. (1989):** Locust and grasshopper control: Deltamethrin file. Roussel Uclaf, Div. Agrovet, Paris.
- Paul, E. A. & Clark, F.E. (1989):** Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press Inc., San Diego, New York, Berkeley, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto.
- Payne, A.S. & Hall, R.H. (1979):** A method for measuring algal toxicity and its application to the safety assessment of chemicals. In: *Aquatic Toxicology*, eds. Marking, L.L. & Kimmerle, R.A.). ASTM, Philadelphia, 171-180.
- Pedersen, O.C. (1984):** An insecticide bioassay for *Myzus persicae* validated by Probit Analysis and esterase measurement. *Ecol. Bull.* 36: 50-56.
- Peichl, L., Reiml, D., Ritzl, I. & Schmidt-Bleek, F. (1987):** Übersicht biologischer Wirkungstestsysteme zur Beobachtung unerwarteter Umweltveränderungen. *Biosonden, GSF-Bericht* 28187: 1-51.
- Pelfrene, A.F. (1987):** Pesticide use exposure and regulation in developed and developing countries. In: *Toxicology of Pesticides: Experimental, Clinical and Regulatory Perspectives* (ed. L.G. Costa et al.). Berlin [etc.]: Springer, pp. 253-260. NATO ASI Ser. H, No. 13.
- Perkins, E.J. (1979):** The need for sublethal studies. *Phil. Trans. Roy. Soc. London* 286: 425-442.
- Perkow, W. (Hrsg.) (1989):** Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Hamburg [etc.]: Parey, Froschlatt-Sammlung.

- Perry, J.A. & Troelstrup, N.H. (1988):** Whole ecosystem manipulation. A productive avenue for test system research? - Environ. Toxicol. Chem. 7: 941-951.
- Persoons, G. & Janssen, C.R. (1993):** Freshwater Invertebrate Toxicity Tests. In: Handbook of Ecotoxicology, (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 51-65.
- Persoons, G., Van de Vel, A., Van Stertegem, M. & De Nayer, B. (1989):** Predictive value of laboratory tests with aquatic invertebrates: Influence of experimental conditions. Aquatic Toxicol. 14: 149-166.
- Pestemer, W. (1988):** Vergleich des OECD-Entwurfs "Terrestrial Plant Growth Test" mit Ergebnissen aus Freilandversuchen. Jül.-Spez. 441-93-109.
- Pestemer, W. & Auspurg, B. (1986):** Eignung eines Testpflanzensortiments zur Risikoabschätzung von Stoffwirkungen auf höhere Pflanzen im Rahmen des Chemikaliengesetzes. Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 38: 120-125.
- Pestemer, W. & Günther, P. (1989):** Mathematisch-statistische Modellierung von Dosis-Wirkungs-Beziehungen und des Einflusses der Expositionszeit zur Bewertung phytotoxischer Effekte auf höhere Pflanzen. BMFT Forschungsbericht (FKZ: 0339084 B).
- Pesterner, W. & Nordmeyer, H. (1990):** Modelluntersuchungen mit ausgewählten Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil im Hinblick auf die Beurteilung einer Grundwasserbelastung. Mittl. Biol. Bundesanstalt 259: 1-80.
- Petersen, P. & Luxton, M. (1982):** A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. Oikos 39: 287-338.
- Petzold, R. (1990):** Legislation of Plant Protection in the Federal Republic of Germany. Gesunde Pflanzen 42: 225-257.
- Petzold, R. (1991):** EG-Harmonisierung der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln. Gesunde Pflanzen 43: 350-354 + 380-382.
- Pfarl, C., Ditzelmüller, G., Loidl, M. & Streichsbier, F. (1990):** Microbial degradation of xenobiotic compounds in soil columns. FEMS Microbiol. Ecol. 73: 255-262.
- Pfeiffer, W.C., De Lacerda, L.D., Malm, O., Souza, C.M.M., Da Silveira, E.G. & Bastos, W.R. (1989):** Mercury concentrations in inland waters of gold-mining areas in Rondonia, Brazil. Sci. Total Environ. 87188: 233-240.
- Phillips, D.J.H. (1993):** Bioaccumulation. In: Handbook of Ecotoxicology, (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 378-396.
- Pieters, A.J. (1977):** Pesticide regulations in international perspective. Meded. Fac. Landbouw. Rijksuniv. Gent 42: 831-838.
- Pilli, A., Carle, D.O., Kline, E., Pickering, Q. & Lazorchak, J. (1988):** Effects of pollution on freshwater organisms. J. WPCF 60: 994-1065.
- Plachter, H. (1991):** Naturschutz. G. Fischer Verl., Stuttgart. 463 S.
- Pontasch, K.W., Niederlehner, B.R. & Cairns, J. (1989):** Comparisons of Single-species, Microcosm and Field Responses to a Complex Effluent. Environ. Toxicol. Chem. 8: 521-532.
- Portier, R.J. (1985):** Comparison of environmental effect and biotransformation of toxicants on laboratory microcosm and field microbial communities. In: Validation and Predictability of Laboratory Methods for Assessing the Fate and Effects of Contaminants in Aquatic Ecosystems, (eds.: Boyle, T.P.), STP 865, ASTM, Philadelphia. 14-30.
- Pratt, J.R., Mitchell, J., Ayers, R. & Cairns, J. (1989):** Comparison of estimates of effects of a complex effluent at different levels of biological organization. In: Aquatic Toxicology and Environmental Fate: Eleventh Volume, (eds. Suter, G.W. & Lewis, M.A.) STP 1007, ASTM, Philadelphia. 174-188.
- Price, C. & Hikino, H. (1984):** The Effect of Soil Contaminants on Different Plant Species. In: Actes du Symp. Intl. sur l'Ecotoxicologie terrestre (eds. N.N.), Les Arcs. 175-181.
- Pritchard, P.H. (1982):** Model ecosystems. In: Environmental Risk Analysis for Chemicals (ed. R.A. Conway), pp. 257-353.

- Pritchard, P.H. (1987):** Assessing the biodegradation of sediment associated chemicals. In: Fate and Effects of Sediment-Bound Chemicals in Aquatic Systems: Proceedings of the Sixth Pelston Workshop, Florissant (August 12-17, 1984), (eds.: Dickson, K.L., Maki, A.W. & Brungs, W.A.). Pergamon Press, New York. 109-135.
- Puzika, H. & Knie, J. (1994):** Der Dynamische Daphnientest, Erfahrungen und praktische Hinweise. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 44 S.
- Ramade, F. (1987a):** Ecotoxicology. Chichester: Wiley, 2nd edn., 262 p.
- Ramade, F. (1987b):** Proposal of ecotoxicological criteria for the assessment of the impact of pollution on environmental quality. Toxicol. Environ. Chem. 13: 189-203.
- Ramamoorthy, S. & Baddaloo, E. (1991):** Evaluation of Environmental Data for Regulatory and Impact Assessment. Studies in Environ. Sci. 41: 238.
- Ramesh, A., Tanabe, S., Murase, H., Subramanian, A.N. & Tatsukawa, R. (1991):** Distribution and Behaviour of Persistent Organochlorine Insecticides in Paddy Soil and Sediments in the Tropical Environment: A Case Study in South India. Environ. Poll. 74: 293-307.
- Rand, G.M. & Petrocelli, S.R. (1985):** Introduction. In: Fundamentals of Aquatic Toxicology: Rand, G.M. & Petrocelli, S.R. (eds.). Hemisphere, New York. 1-28.
- Rapport, D.J., Regier, H.A. & Nutchinson, T.C. (1985):** Ecosystem behavior under stress. Amer. Nat. 125: 617-640.
- Ratcliffe, D.A. (1980):** The Peregrine Falcon. Calton: Poyser.
- Rawson, D.M. (1993):** Bioprobes and Biosensors. In: Handbook of Ecotoxicology, (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 428-437.
- Reish, D.J. (1985):** The use of the polychaetous annelid *Neanthes arenaceodentata* as a laboratory experimental animal. Tethys II: 335-341.
- Reish, D.J. (1988):** The Use of Toxicity Testing in Marine Environmental Research. In: Marine Organisms as Indicators. Soule, D.F. & Kleppel, G.S. (eds.). Springer Verlag, New York. 231-246.
- Reynoldson, T.B. & Day, K.E. (1993):** Freshwater Sediments. In: Handbook of Ecotoxicology, (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 83-100.
- Reynoldson, T.B., Thompson, S.P. & Bamsey, J.L. (1991):** A sediment bioassay using the tubificid oligochaete worm *Tubifex tubifex*. Environ. Toxicol. Chem. 10: 1061-1071.
- Richter, G. (1953):** Die Auswirkung von Insektiziden auf die terricole Makrofauna. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 7: 61-72.
- Riepert, F. (1984):** Ist Risikoabschätzung von Stoffwirkungen auf Ökosysteme mit Hilfe einfacher standardisierter Prüfungen an einzelnen Arten möglich? - Angew. Botanik 58: 217-226.
- Riepert, F. (1991):** Effects of soil pollutants on Collembola: Determination of the inhibition of reproduction. Biol. Bundesanst. f. Land- und Forstwirtschaft, Berlin, Germany. Revised Version 91/10.
- Rinkus, S.J. & Legator, M.S. (1979):** Chemical characterization of 465 known or suspected carcinogens and their correlation with mutagenic activity in the *Salmonella typhimurium* system. Cancer Res. 39: 3282-3318.
- Rippen, G. (Hrsg.) (1987 ff.):** Handbuch der Umwelt-Chemikalien. Stoffdaten Prüfverfahrenvorschriften. Landsberg: ECOMED, 2. Aufl., Lose-Blatt-Sammlung.
- Roberts, T.R. (1984):** Non-extractable pesticide residues in soils and plants. Pure Appl. Chem. 56: 945-956.
- Robertson, J.L. & Warner, S.P. (1990):** Population toxicology: Suggestions for laboratory bioassays to predict pesticide efficacy. J. Econ. Entomol. 83: 8-12.
- Rodgers, J.H., Clark, J.R., Dickson, K.L. & Cairns, J. (1980):** Nontaxonomic analyses of structure and function of aquatic communities in lotic microcosms. In: Microcosms in Ecological Research, (ed. Giesy, J.R.). DOE CONF-781 101, National Technical Information Service, Springfield. 625-644.

- Römbke, J. (1989):** *Inchytraeus albidus* (Inchytraeidae, Oligochaeta) as a test organism in terrestrial laboratory systems. *Arch. Toxicol. Suppl.* 13: 402-407.
- Römbke, J. (1991):** Entwicklung eines Reproduktionstests an Bodenorganismen - Enchytraeen. Bericht im Auftrag des Umweltbundesamts, F - E-Vorhaben Nr. 106 03 051101, Battelle Institut Frankfurt.
- Römbke, J., Vickus, P. & Bauer, C. (1992):** Experiences and Problems with the OECD-Earthworm Acute Test in Routine Testing. In: *Ecotoxicology of Earthworms*, Craig-Smith, P., Becker, H., Edwards, P.J., Heimbach, F. (eds.): 209-212. Intercept, Andover.
- Römbke, J. & Heimbach, U. (1994):** Experiences derived from the Carabid Beetle Laboratory Test. *Pestic. Sci.* (in press).
- Römbke, J., Bauer, C. et al. (1993):** Grundlagen für die Beurteilung des ökotoxikologischen Gefährdungspotentials von Altstoffen im Medium Boden - Entwicklung einer Teststrategie. Bericht für das Umweltbundesamt Nr. 106 04 103, Battelle-Institut e.V., Frankfurt. 496 S.
- Römbke, J., Knacker, T., Förster, B. & Marcinkowski, A. (1994):** Comparison of Effects of Two Pesticides on Soil Organisms in Laboratory Tests, Microcosms and in the Field. In: *Ecotoxicology of Soil Pollution*, Hajsackers et al. (eds.), Lewis Publ., Chelsea, Michigan. 229-240.
- Rossel, D. & Tarradellas, J. (1991):** Dehydrogenase Activity of Soil Microflora: Significance in Ecotoxicological Tests. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 6: 17-33.
- Rotherl, H., Brasse, D. & Bode, E. (1990):** Abwägungs- und Entscheidungsprozesse bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln im Hinblick auf die terrestrische Fauna. *Gesunde Pflanzen* 42: 29-33.
- Rudolph, P. (1987):** Grundlagen einer ökotoxikologischen Bewertung der Prüfungen an Vögeln nach dem Chemikaliengesetz. *Ökol. Vögel* 9: 131-141.
- Rudolph, P. & Boje, R. (1986):** Ökotoxikologie: Beurteilung von Umweltgefährdungen nach dem Chemikaliengesetz. Landsberg: ECOMED. 106 S.
- Runge, M., Schaefer, M., Werner, W., Conrady, D., Neemann, G. & Stickan, W. (1989):** Erarbeitung von Indikatoren für die Auswirkungen von chemischen Belastungen auf Grünlandökosysteme. *Jül. Speiz.* 503: 1-218.
- Sabljić, A. & Piver, W.T. (1992):** Quantitative modelling of environmental fate and impact of commercial chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 961-972.
- Samiullah, Y. (1990):** Prediction of the Environmental Fate of Chemicals. Essex: Elsevier Applied Science, 284 p.
- Samsøe-Petersen, L. (1987):** Laboratory method for testing side-effects of pesticides on the rove beetle *Aleochara bilineata* - adults (Col., Staphylinidae). *Entomophaga* 32: 73-81.
- Samsøe-Petersen, L. (1990):** Sequences of Standard Methods to Test Effects of Chemicals on Terrestrial Arthropods. *Ecotox. Envir. Safety* 19: 310-319.
- Sarbhoy, R.K., Sharma, A. & Singh, R.M. (1991):** The Pisum test: An alternative in environmental studies; the relative toxicity of pesticides. *J. Environ. Biol.* 12: 137-141.
- Sauerbeck, D. (1983):** Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? *Landwirtsch. Forsch.* 39: 108-129.
- Sauphanor, B., Blaisinger, P., & Sureau, F. (1992):** Methode de Laboratoire pour évaluer l'effet des Pesticides sur *Forficula auricularia* (Dermaptera: Forficulidae). In: *Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms. Description of test methods*, (ed. Hassan, S.A.), IOBC/WPRS Bulletin XV/3: 117-121.
- Schäfer, M. & Tischler, W. (1983):** Wörterbuch der Biologie: Ökologie. Jena: VEB G. Fischer, 354 S.
- Schaeffer, D.J., Cox, D.K. & Deem, R.A. (1987):** Variability of test systems used to assess ecological effects of chemicals. *Water Sci. Technol.* 19: 39-46.
- Schaeffer, D.J., Seastedt, T.R. et al. (1990):** Field bioassessments for selecting test systems to evaluate military training lands in tallgrass prairie. *Environ. Management.* 14: 81-93.
- Schafer, E.W., Bowles, W.A. & Hurlbut, J. (1983):** The Acute Oral Toxicity, Repellency and Hazard Potential of 998 Chemicals to One or More Species of Wild and Domestic Birds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 357-382.
- Scheunert, I. (1991):** Langzeitverhalten von Chemikalien im Boden. *UWSF - Umweltchem. Ökotox.* 3: 28-32.
- Scheunert, I. & Klein, W. (1985):** Predicting the movement of chemicals between environmental compartments (air-water-soil-biota). In: *Appraisal of Tests to Predict the Environmental Behaviour of Chemicals* (ed. P. Sheehan, F. Korte, W. Klein & P. Bourdeau), SCOPE 25, Chichester: Wiley, pp. 285-312.
- Schimmel, S.C., Hansen, D.J. & Forester, J. (1974):** Effects of Aroclor 1254 on Laboratory-reared embryos and fry of sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Trans. Am. Fish. Soc.* 103: 582-586.
- Schindler, D.W., Mills, K.H., Malley, D.F., Findlay, D.L., Shearer, J.A., Davies, I.J., Turner, M.A., Linsey, G.A. & Cruikshank, D.R. (1985):** Long-term eco-system stress: The effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228: 1395-1401.
- Schinkel, K. (1985):** Prüfung der Beständigkeit von Pflanzenschutzmitteln im Rahmen des Zulassungsverfahrens. *Ber. Landwirtschaft* 198: 9-20.
- Schlösser, H.J. (1988):** Auswertung ökotoxikologischer Forschungen zur Belastung von Ökosystemen durch Chemikalien. Jülich - KEA-Jülich, 247 S., zugl. Diss. 1988.
- Schlösser, H. & Riepert, F. (1992):** Entwicklung eines Prüfverfahrens für Chemikalien an Bodenraubmilben (*Gamasina*). Teil 2. Erste Ergebnisse mit Lindan und Kaliumdichromat in subletaler Dosierung. *Zool. Beitr. N.F.* 34: 413-434.
- Schmidt, G. (1986):** Use of grasshoppers as test animals for the ecotoxicological evaluation of chemicals in the soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 16: 175-188.
- Schmit, M. (1991):** Pestizidbelastung und Gewässerschutz. In: *Kolloquium über Pflanzenschutz*. Rehbinder, E. (ed.), Werner Verl., Düsseldorf. 93-103.
- Schöller, H. (1993):** Zur Problematik von Bioindikator-Modellen am Beispiel der Flechten. *Natur und Museum* 123: 292-314.
- Schreiber, B. & Brink, N. (1989):** Pesticide toxicity using protozoans as test organisms. *Biol. Fert. Soils* 7: 289-296.
- Schubert, R. (1991a):** Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Stuttgart: G. Fischer, 2. Aufl., 327 S.
- Schubert, R. (Hrsg.) (1991b):** Lehrbuch der Ökologie. Jena: VEB G. Fischer, 3. Aufl., 595 S.
- Schüpp, H., Dehn, B., Rüegg, J., Niggli, U. & Bodmer, M. (1990):** Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf das Bodenökosystem. Bericht Eidgen. Forschungsanst. für Obst-, Wein- und Gartenbau 42: 161 S.
- Schuphan, I. (1985):** Ermittlung des quantitativen ökochemischen und ökotoxikologischen Verhaltens von Pflanzenschutzmitteln mit Hilfe kontrolliert belüfteter Vegetationskammern. *Ber. Landwirtschaft* 198: 21-34.
- Schuster, E. & Schröder, D. (1990):** Side-effects of sequentially- and simultaneously- applied pesticides on non-target soil microorganisms: Laboratory experiments. *Soil Biol. Biochem.* 22: 375-383.
- Scott, M.G. & Hutchinson, T.C. (1990):** The use of lichen growth abnormalities as an early warning indicator of forest dieback. *Environ. Monit. Assess.* 15: 213-218.
- Seager, J. & Maltby, L. (1989):** Assessing the impact of episodic pollution. *Hydrobiologia* 188/189: 633-640.
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (1991):** Workshop on Aquatic Microcosms for Ecological Assessment of Pesticides (Wintergreen 1991). SETAC, Washington. 56 pp.

- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (1992):** Summary and Recommendations of the European Workshop on Freshwater Field Tests (Potsdam, 25-26 June, 1992). SETAC Europe, Brussels. 37 pp.
- Shannon, L., Harrass, M., Yount, J.D. & Walbridge, C.T. (1986):** A comparison of mixed flask culture and standardized laboratory model ecosystems for toxicity testing. In: Community Toxicity Testing. (ed. Cairns, J.). STP 920, ASTM, Philadelphia. 135-157.
- Sheehan, P.J. (1984a):** Effects on Community and Ecosystem Structure and Dynamics. In: Effects of Pollutants at the Ecosystem Level (ed. P.J. Sheehan, D.R. Miller, G.C. Butler & P. Bourdeau). SCOPE 22, New York: Wiley, pp. 51-99.
- Sheehan, P.J. (1984b):** Functional Changes in the Ecosystem. In: Effects of Pollutants at the Ecosystem Level (ed. P.J. Sheehan, D.R. Miller, G.C. Butler & P. Bourdeau). SCOPE 22, New York: Wiley, pp. 101-145.
- Sheehan, P.J., Korte, F., Klein, W. & Bourdeau, P. (eds.) (1985):** Appraisal of Tests to Predict the Environmental Behaviour of Chemicals. Chichester (etc.): Wiley, SCOPE Report 25.
- Sheehan, P.J., Miller, D.R., Butler, G.C. & Bourdeau, P. (eds.) (1984):** Effects of Pollutants at the Ecosystem Level. New York (etc.): Wiley, SCOPE Report 22, 413 p.
- Sheppard, S.C. & Evenden, W.G. (1992):** Bioavailability Indices for Uranium: Effect of Concentration in Heven Soils. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 23: 117-124.
- Siedentop, S. (1993):** Entwicklung eines Streubautests zur Prüfung von Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf die Bodenmesofauna. Dissertation Universität Braunschweig. 114 S.
- Siegfried, B.D. (1993):** Comparative toxicity of pyrethroid insecticides to terrestrial and aquatic insects. Environ. Toxicol. Chem. 12: 1683-1689.
- Slooff, W. & Canton, J.H. (1983):** Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species to 8 chemical compounds. II. (Semi)chronic tests. Aquatic Toxicology 4: 113-128.
- Slooff, W. & Van de Meent, D. (1990):** Ecotoxicological Risk Levels, Natural Back-ground Levels and Environmental Quality Objectives for Surface Water and Soil. In: GSF Bericht 1/92: Proc. Int. Symp. Ecotox. Munich, 341-348.
- Slooff, W., Van Oers, J.A.M. & De Zwart, D. (1986):** Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. Environ. Toxicol. Chem. 5: 841-852.
- Smart, L.E., Stevenson, J.H. & Walters, J.H.H. (1989):** Development of field trial methodology to assess short-term effects of pesticides on beneficial arthropods in arable crops. Crop Protection 8: 169-180.
- Smith, C.N., Pairish, R.S. & Brown, D.S. (1990):** Conducting field studies for testing pesticide leaching models. Internat. J. Environ. Anal. Chem. 39: 3-21.
- Smith, E.P. & Cairns, J. (1993):** Extrapolation methods for setting ecological standards for water quality: statistical and ecological concerns. Ecotoxicology 2: 203-219.
- Smith, I.M. (1990):** FPPO - Europe's regional plant protection organisation. Pesticide Outlook 1: 33-35.
- Smith, R.H. (1993):** Terrestrial Mammals. In: Handbook of Ecotoxicology. (ed. Calow, P.). Elsevier Scientific Publ., Oxford. 339-352.
- Snell, T.W. & Persoone, G. (1989):** Acute Toxicity Bioassays using Rotifers. 1. A Test for Brackish and Marine Environments with *Brachionus plicatilis*. Aquat. Toxicol. 14: 65-81.
- Solbe, J.F. de L.G. (1993):** Freshwater, fish. In: Handbook of Ecotoxicology. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ., Oxford. 66-82.
- Solomon, K.R. & Lieber, K. (1988):** Fate of pesticides in aquatic mesocosm studies - an overview of methodology. Brighton Crop Protection Conf. 139-148.
- Solomon, K.R., Yoe, J.Y., Lean, D., Kauschik, N.K., Day, K.E. & Stephenson, G.L. (1986):** Methoxychlor distribution, dissipation, and effects in freshwater limnocoels. Environ. Toxicol. Chem. 5: 577-586.
- Somerville, L. & Greaves, M.P. (1987):** Pesticide Effects on Soil Microflora. Taylor & Francis, London. 240 pp.

- Somerville, L. & Walker, C.H. (1990):** Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife. Taylor & Francis, London.
- Sortkjaer, O. (1984):** Macrophytes and macrophyte communities as test systems in ecotoxicological studies of aquatic systems. Ecol. Bull. 36: 75-80.
- Spencer, D.F. & Green, R.W. (1981):** Effects of nickel on seven species of freshwater species. Environ. Pollut. Ser. A 25: 241-247.
- Spencer, W., Jury, W. & Farmer, W. (1984):** Importance of volatilization as a pathway for pesticide loss from forest soil. ACS Symposium Series 238: 193-210.
- Steinemann, A., Stamm, E. & Frei, B. (1990):** Chemodynamics in research and development of new plant protection agents. Pesticide Outlook 1: 3-7.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (1987):** Umweltgutachten. Kohlhammer GmbH, Stuttgart.
- Steinemann, A., Stamm, E. & Frei, B. (1990):** Chemodynamics in research and development of new plant protection agents. Pesticide Outlook 1: 3-7.
- Stephan, C.E. (1977):** Methods for Calculating an LC50. In: Aquatic toxicology and hazard evaluation. Mayer, L.L. & Hamelink, J.F. (eds.). American Society for Testing and Materials STP 634, Philadelphia.
- Stephan, C.E., Mount, D.I., Hansen, D.J., Gentile, J.H., Chapman, G.A. & Brungs, W.A. (1985):** Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their use. U.S. Environmental Protection Agency. PB85-227049, Springfield.
- Stern, V.M. (1973):** Economic thresholds. Ann. Rev. Entomol. 18: 259-280.
- Stevenson, J.H. & Walters, J.H.H. (1983):** Evaluation of pesticides for use with biological control. Agriculture, Ecosystems and Environment 10: 201-215.
- Stöcker, G. (1979):** Ökosystem - Begriff und Konzeption. Arch. Naturschutz, Landwirtschaftsforsch. 19: 157-176.
- Stoeppler, M. (1984):** Bedeutung von Umweltprobenbanken. Anorganisch-analytische Aufgabenstellungen und erste Ergebnisse des Deutschen Umweltprobenbankprogramms. Fresenius Zeit. Anal. Chemie 317: 228-235.
- Strand, J.A., Templeton, W.L., Lichatowich, J.A. & Apts, C.W. (1971):** Development of toxicity test procedures for marine phytoplankton. In: Proceedings of Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills. American Petroleum Institute, Washington. 279-286.
- Stratton, G.W. (1986):** Medium composition and its influence on solvent pesticide interactions in laboratory bioassays. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 36: 807-814.
- Streit, B. (1989):** Zum Problem der Bioindikatoren aus zoologisch-ökologischer Sicht. Geomethodica 14: 19-45.
- Streit, B. (1991):** Lexikon Ökotoxikologie. Verlag Chemie, Weinheim. 726 S.
- Streil, B. (1992):** Bioaccumulation processes in ecosystems. Experientia 49: 955-970.
- Sunderland, S.L., Santelmann, P.W., Baughman, T.A. (1991):** A rapid, sensitive soil bioassay for Sulfonylurea herbicides. Weed Sci. 39: 296-298.
- Suter, G.W. (1989):** Ecological endpoints. In: Ecological assessment of hazardous waste sites: A field and laboratory reference. Warren-Hicks, W., Parkhurst, B.R. & Baker, S.S. (eds.). EPA Report 600/3-89-013. Environmental Protection Agency, Corvallis.
- Suter, G.W. (1990):** Endpoints for regional ecological risk assessments. Environ. Management 14: 9-23.
- Suter, G.W. (1993):** A Critique of Ecosystem Health Concepts and Indexes. Environ. Toxicol. Chem. 12: 1533-1539.
- Swartz, R.C. (1987):** Toxicological methods for determining the effects of contaminated sediment on marine organisms. In: Fate and Effects of Sediment-bound Chemicals in Aquatic Systems. (eds.: Dickson, K.J., Maki, A.W. & Brung, W.A.). Ch. 14. Pergamon Press, New York.

- Swartz, R.C., Schults, D.W., Dewitt, T.U., Ditsworth, G.R. & Lamberson, J.O. (1990): Toxicity of fluoranthene in sediment to marine amphipods: A test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 1071-1080.
- Swift, M.J., Cook, A.G., Critchley, B.R., Critchley, U., Moore, R.L., Perfect, T.J., Russell-Smith, A. & Yeaton, R. (1977): Persistent pesticides and tropical soil fertility. *Meded. Fac. Landbouw. Rijksuniv. Gent* 42: 845-852.
- Tagatz, M.E. & Deans, C.A. (1983): Comparison of field- and laboratory-developed estuarine benthic communities for toxicant-exposure studies. *Water Air Soil Poll.* 20: 199-209.
- Tagatz, M.E., Stanley, R.S., Plaia, G.R. & Deans, C.H. (1987): Responses of estuarine macrofauna colonizing sediments contaminated with fenvalerate. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 21-25.
- Tanabe, S. (1991): Fate of Toxic Chemicals in the Tropics. *Mar. Poll. Bull.* 22: 259-260.
- Tardiff, R.G. (1992): Methods to Assess Adverse Effects of Pesticides on Non-target Organisms. SCOPE 49: ICPS Joint Symposia 16, J. Wiley & Sons, Chichester, 270 pp.
- Taub, F.B. (1976): Demonstration of pollution effects in aquatic microcosms. *Int. J. Environ. Studies.* 10: 23-33.
- Taub, F.B., Kindig, A.C. & Conquest, L.L. (1986): Preliminary results of interlaboratory testing of a standardized aquatic microcosm. In: *Community Toxicity Testing*, ed. Cairns, J., STP 920, ASTM, Philadelphia, 93-120.
- Thain, J.E. (1990): Protocol for conducting the oyster embryo test. In: *Utility of experimental measures of biological effects for monitoring marine sewage-sludge disposal sites*. Aquatic Environment Monitoring Report, No. 24: 39-43. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Lowestoft.
- The **Agrochemicals Handbook** (1992): Cambridge: The Royal Society of Chemistry.
- Theiling, K.M. & Croft, B.A. (1988): Pesticide Side-Effects on Arthropod Natural Enemies: a Database Summary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 21: 191-218.
- Thompson, A.R.; Gore, F.L. (1972): Toxicity of twenty-nine insecticides to *Toxonia candida*: Laboratory studies. *J. Econ. Entomol.* 65: 1255-1260.
- Thompson D.G., Holmes, S.B., Wainio-Keizer, K., MacDonald, L. & Solomon, K.R. (1993): Impact of Hexazinon and Metsulfuron Methyl on the Zooplankton Community of a Boreal Forest Lake. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1709-1717.
- Thursby, G.B., Anderson, B.S., Walsh, G.E. & Steele, R.L. (1993): A review of the current status of marine algal toxicity testing in the United States. In: *Environmental Toxicity and Risk Assessment: Aquatic, Plant and Terrestrial*, eds. Gorsuch, J.W. & Lewis, M.A., STP 1179, ASTM, Philadelphia, 362-377.
- Torstensson, L. (1988): Testing pesticide fate and side-effects in the terrestrial environment. *Toxicity Assessment: An Internat. J.* 3: 407-414.
- Tosato, M.L., Viganò, L., Skagerberg, B. & Clementi, S. (1991): A New Strategy for Ranking Chemical Hazards. Framework and Application. *Environ. Sci. Technol.* 25: 695-702.
- Touart, L.W. (1988): Aquatic Mesocosm Tests to Support Pesticide Registration. EPA 540/09-88-035. National Technical Information Service, Springfield, 35 pp.
- Treidler, S. & Winter, G. (1991): Materielle Voraussetzungen der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln. In: *Kolloquium über Pflanzenschutz*, Rehbinder, E. (ed.), Werner-Verl., Düsseldorf, 158-164.
- Truhaut, R. (1977): Ecotoxicology: Objectives, principles and perspectives. *Ecotox. Environ. Safety* 1: 151-173.
- Turbak, S.C., Olson, S.B. & MeFeters, G.A. (1986): Comparison of algal systems for detecting water-borne herbicides and metals. *Water Res.* 20: 91-96.
- Türk, R., Wirth, V. & Lange, O.L. (1974): CO₂ Gaswechseluntersuchungen zur SO₂ Resistenz von Flechten. *Oecologia* 15: 33-65.

- Turtle, E.E. (1977): Agricultural pesticides and the environment in the developing world. *Meded. Fac. Landhouw. Rijksuniv. Gent* 42: 839-844.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1984): *Chemikaliengesetz. Prüfung und Bewertung der Umweltgefährlichkeit von Stoffen*. UBA, Berlin, 157 S.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1986a): *Chemikaliengesetz - Prüfung und Bewertung von Stoffen auf ihre Umweltgefährlichkeit: Grundzüge der Bewertung*. UBA-lexte 26/86, Berlin, 30 S.
- UBA (Umweltbundesamt) (Ursg.) (1986b): *Chemikaliengesetz - Prüfung und Bewertung von Stoffen auf ihre Umweltgefährlichkeit: Entwicklung von Testverfahren an marinen Arten für ökotoxikologische Untersuchungen nach dem ChemG*. UBA-Texte 27/86, Berlin, 207 S.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1990): *Grundzüge der Bewertung von Neuen Stoffen nach der Chemikaliengesetz - 1. Fortschreibung 1990*.
- UBA (Umweltbundesamt) (Ursg.) (1992): *Bewertung der Umweltgefährlichkeit von Alten Stoffen nach dem Chemikaliengesetz (ChemG)*. *Chemikaliengesetz Heft 10, Texte 12/92*. Umweltbundesamt, Berlin.
- Van Assche, F. & Clusters, H. (1990): A Biological Test System for the Evaluation of the Phytotoxicity of Metal-Contaminated Soils. *Environ. Poll.* 66: 157-172.
- Van der Kooij, L.A., Van de Meen, D., Van Leeuwen, C.J. & Bruggeman, W.A. (1991): Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards: Application of the equilibrium partitioning method. *Water Res.* 25: 697-705.
- Van der Valk, H.C.H.G., Niassy, A. & Beye A.B. (in press): Does grasshopper control create grasshopper problem? Monitoring side-effects of fenitrothion applications in the western Sahel. *Crop Prot.*
- Van Gestel, C.A.M. (1991): Earthworms in Ecotoxicology. Ph.D. Thesis, University of Utrecht.
- Van Gestel, C.A.M. & Ma, W.-C. (1988): Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. *Ecotox. Environ. Safety* 15: 289-297.
- Van Gestel, C.A.M., Van Dis, W.A., Driven-Van Breemen, E.M., Sparenburg, P.M. & Baerselmann, R. (1991): Influence of Cadmium, Copper and Pentachlorophenol on Growth and Sexual Development of *Isenia andrei* (Oligochaeta; Annelida). *Biol. Fert. Soils* 12: 117-121.
- Van Gestel, C.A.M., Driven-van Breemen, E.M., Baerselmann, R., Emans, H.J.B., Janssen, J.A.M., Postuma, R. & van Vliet, P.J.M. (1992): Comparison of sublethal and lethal criteria for nine different chemicals in standardized toxicity tests using the earthworm *Iseniafetida*. *Ecotox. Environ. Safety* 23: 206-230.
- Vanhaecke, P. & Persoone, G. (1984): The ARC test: A standardized short term routine toxicity test with *Artemia nauplii*. Methodology and evaluation. In: *Ecotoxicological Testing for the Marine Environment*, eds. Persoone, G., Jaspers, F. & Claus, C.J. State Univ. Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium, Vol. 2: 143-157.
- Van Hattum, B., Timmermanns, K.R. & Govers, H.A. (1991): Abiotic and biotic factors influencing in situ trace metal levels in macroinvertebrates in freshwater ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 275-292.
- Van Kessel, W.H.M., Brocades-Zaalberg, R.W. & Seinen, W. (1989): Testing environmental pollutants on soil organisms: A simple assay to investigate the toxicity of environmental pollutants on soil organisms, using cadmium chloride and nematodes. *Ecotox. Environ. Safety* 18: 181-190.
- Van Leeuwen, C.J. (1990): Ecotoxicological effects assessment in The Netherlands. *Environ. Management* 14: 779-792.
- Van Leeuwen, C.J., Van der Zandt, P.T.J., Aldenberg, T., Verhaar, H.J.M. & Hermens, J.L.M. (1992): Application of QSARs, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment. I. Narcotic industrial pollutants. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 267-282.

- Van Straalen, N.M. (1993):** An ecotoxicologist in politics. *Oikos* 66: 142-143.
- Van Straalen, N.M. & Denneman, C.A.J. (1989):** Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *F-cotox. Environ. Safety* 18: 241-251.
- Van Straalen, N.M., Schobben, J.H. & Traas, T.P. (1992):** The use of ecotoxicological risk assessment in deriving maximum acceptable half-lives of pesticides. *Pestic. Sci.* 34: 227-231.
- Van Straalen, N.M. & Van Gestel, C.A.M. (1993a):** Soil Invertebrates and Micro-Organisms. In: *Handbook of Ecotoxicology*. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 251-277.
- Van Straalen, N.M. & Van Gestel, C.A.M. (1993b):** Ecotoxicological Test Methods using Terrestrial Arthropods. Discussion Paper for the OECD Test Guidelines Programme. Vrije Universiteit Amsterdam, Dept. of Ecology and Ecotoxicology, Report No. D93002. 63 pp.
- Van Straalen, N.M., Leeuwangh, P. & Stortelder, P.B.M. (1994):** Progressing Limits for Soil Ecotoxicological Risk Assessment. In: *Ecotoxicology of Soil Pollution*. Eijsackers et al. (eds.). Lewis Publ., Chelsea, Michigan. 397-409.
- Van Voris, P., Tolle, D.A., Arthur, M.F., Chesson, J. & Zwick, T.C. (1984):** Development and Validation of a Terrestrial Microcosm Test System for Assessing Ecological Effects of Utility Wastes. Electric Research Institute. 140 pp.
- Van Wensem, J. (1989):** A terrestrial micro-ecosystem for measuring effects of pollutants on isopod-mediated litter decomposition. *Hydrobiologia* 188/189. 507-516.
- Van Wensem, J., Akkerhuis, G.A. & Van Straalen, N.M. (1991):** Effects of the fungicide Triphenyltin hydroxide on soil fauna mediated litter decomposition. *Pest. Sci.* 32: 307-316.
- Vasseur, P., Ferrard, J.F. & Bahut, M. (1991):** The biological aspects of the regulatory control of industrial effluents in France. *Chemosphere* 22: 625-633.
- Venter, J.M. & Reinecke, A.J. (1985):** Dieldrin and growth and development of the earthworm, *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 652-659.
- Vetter, W. & Luckas, B. (1991):** Meeressäuger als Bioindikatoren zur Erfassung der globalen Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* 3: 324-327.
- Vollner, L. & Ghods-Esphahani, A. (1988):** Controlled release insecticide formulations for tropical application. In: *Pesticides. Food and environmental implications*. Intl. Atomic Energy Agency, Vienna. 29-43.
- Volz, P. (1962):** Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. *Pedobiologia* 1: 242-290.
- Von Lersner, H. (1982):** Das 3. Medium: Der Schutz des Bodens als umweltpolitische Aufgabe. *Natur + Recht* 4: 201-205.
- Von Loeper, H. (1986):** FAO-Code of Conduct - Aus der Sicht der Pflanzenschutzmittelindustrie. *Mittl. BBA* 232: 76-87.
- Von Open, B. (1990):** Sorption organischer Chemikalien an Böden. Verl. W. Marau, Frankfurt, 123 S.
- Von Törne, E. (1990):** Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait larvae tests. *Pedobiologia* 34: 89-101.
- Vouk, V.B., Butler, G.C., Upton, A.C., Pairke, D.V. & Asher, S.C. (eds.) (1987):** Methods for Assessing the Effects of Mixtures of Chemicals. Chichester: Wiley, SCOPE 30, SCOMSEC 3.
- Wagner, C. & Lücke, H. (1991):** Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Res.* 25: 1237-1242.
- Walker, C.H. (1988):** Some biochemical responses of vertebrates to sublethal doses of insecticides. *Aspects Appl. Biol.* 17: 257-263.
- Walker, C.H. (1993):** Birds. In: *Handbook of Ecotoxicology*. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 326-338.
- Walker, J.D. (1990):** Bioconcentration, chemical fate, and environmental effects testing under section 4 of the Toxic Substances Control Act. *Toxicity Assessment* 5: 61-75.
- Walker, W.W., Cripe, C.R., Pritchard, P.H. & Bourquin, A.W. (1988):** Biological and abiotic degradation of xenobiotic compounds in vitro estuarine water and sediment/water systems. *Chemosphere* 17: 2255-2270.

- Walsh, G.E. (1988):** Methods for Toxicity Tests of Single Substances and Liquid Complex Wastes with Marine Unicellular Algae. U.S. EPA, EPA/600/18-871043. Gulf Breeze. 64 pp.
- Walsh, G.E. (1993):** Primary Producers. In: *Handbook of Ecotoxicology*. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 119-144.
- Walsh, G.E., Weber, D.E., Brashers, L.K. & Simon, T.L. (1990):** Artificial sediments for use in tests with wetland plants. *Environ. Exp. Bot.* 30: 391-396.
- Walter, H. & Breckle, S.W. (1983):** Ökologische Grundlagen in globaler Sicht. *Ökologie der Erde*, Bd. 1.
- Walton, B.T. (1989):** Insects as indicators of toxicity, bioaccumulation and bioavailability of environmental contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 649-658.
- Ware, G. (1986):** Fundamentals of Pesticides. Fresno: Thomson, 2nd edn., 274 p.
- Warren-Hicks, W., Parkhurst, B.R. & Baker, S.S. (1989):** Ecological assessment of hazardous waste sites: A field and laboratory reference. EPA Report 600/3-89-013. Environmental Protection Agency, Corvallis.
- Warwick, R.M., Platt, H.M., Clarke, K.R., Agard, J. & Gobin, J. (1990):** Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 138: 119-142.
- Weber, A. & Barben, H. (1984):** Beurteilung ökologisch relevanter Daten neuer organischer Chemikalien. *Chimia* 38: 443-455.
- Weidemann, G. (1990):** Indikation, Beurteilung und Bewertung in der Ökotoxikologie. *Mittl. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 7: 577-581.
- Weidemann, G., Koehler, H., Mathes, K. & Schulz-Berendt, V. (1987):** Konzeption und Anlage eines Ökosystems zur ökotoxikologischen Beurteilung von Chemikalien. *Verh. Ges. f. Ökol.* 16: 393-398.
- Weidemann, G. & Mathes, K. (1991):** Beurteilung und Bewertung der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf den Naturhaushalt. In: *Kolloquium über Pflanzenschutz*. Rehbinder, E. (ed.). Werner Verl., Düsseldorf. 85-92.
- Weidemann, G., Mathes, K. & Koehler, H. (1988):** Bezugsökosystem unter Pestizid-Belastung. *Jül.-Spez.* 439: 7-222.
- Weigel, H.-J. & Jäger, H.-J. (1988):** Zur Ökotoxikologie von Luftschadstoffen. 1. Experimentelle Verfahren zur Schadstoffexposition von Pflanzen. *Landbauforsch. Völknerode* 38: 103-115.
- Welp, G. & Brummer, G. (1985):** Der Fe(III)-Reduktionstest - ein einfaches Verfahren zur Abschätzung der Wirkung von Umweltchemikalien auf die mikrobielle Aktivität im Boden. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 148: 10-23.
- Westheide, W., Bethge-Beilfuß, D. & Gebbe, J. (1991):** Effects of benomyl on reproduction and population structure of *enchytraeid oligochaetes* (Annelida) sublethal tests on agar and soil. *Comp. Biochem. Physiol. IOOC*: 221-224.
- Wevers, M.J., Liss, W.J. & Warren, C.E. (1988):** Utility of laboratory streams for ecosystem toxicity studies. *Environ. Management* 12: 19-27.
- Weischet, W. (1977):** Die ökologische Benachteiligung der Tropen. Stuttgart: Teubner Verlag, 127 S.
- White, D.S. & Keilty, T.J. (1988):** Burrowing Avoidance Assays of Contaminated Detroit River Sediments, Using the Freshwater Oligochaete *Stygodrilus heringianus* (Lumbriculidae). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 673-681.
- Whitehurst, I.T. (1991):** The Gammarus : Asellus ratio as an index of organic pollution. *Water Res.* 25: 333-339.
- Widdows, J. (1993):** Marine and Estuarine Invertebrate Toxicity Tests. In: *Handbook of Ecotoxicology*. (ed. Calow, P.). Blackwell Scientific Publ, Oxford. 145-166.
- Wiedman, S.J. & Appelby, A.P. (1972):** Plant growth stimulation by sublethal concentrations of herbicides. *Weed Res.* 12: 65-74.

- Wiederholm, T. & Dave, G. (1989):** Toxicity of metal polluted sediments to *Daphnia magna* and *tubifex tubifex*. *Hydrobiologia* 176/177: 411-417.
- Wiles, J., Jepson, P.C., Salt D.W. & Ford, M.G. (1991):** Evaluating the hazard of pesticides to target and non-target terrestrial invertebrates. *Pestic. Sci.* 31: 98-99.
- Winner, R.W., Boesez, M.W. & Farrell, M.P. (1980):** Insect community structure as an index of heavy metal pollution in lotic systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 647-655.
- Winteringham, F.P.W. (1988):** Chemical and radioactive residues in soil: A global perspective. In: *Pesticides: Food and environmental implications*. Int. Atomic Energy Agency, Vienna. 29-43.
- Woelke, C.E. (1972):** Development of a receiving water quality bioassay criterion based on the 48 hour Pacific oyster (*Crassostrea gigas*). Department of Fisheries Technical Report No. 9. Washington. 93 pp.
- Wood, B.J. & Chung, G.F. (1990):** Wartain résistance of *Rattus tiomanicus* in oil palms in Malaysia and the associated increase of *Rattus diardi*. In: *Proc. 14th Vertebrate Pest Conf.* (eds. Davis, L.R. & Marsh, R.L.), University of California, Davis. 129-134.
- Yameogo, L., Abban, E.K., Elouard, J.-M., Traore, K. & Calamari, D. (1993):** Effects of Permethrin as *Simulium* larvicide on non target aquatic fauna in an African river. *Ecotoxicology* 2, 157-174.
- Zimmermann, R.-D. & Rudolph, E. (1986):** Klon Fichten – Ein neuer Bioindikator im aktiven Monitoring. *Allg. Forst Zeitschrift* 112: 13-14.
- Zitko, V. (1990):** Priority ranking of chemicals for risk assessment. *The Science of the total Environment* 92: 29-39.
- Zurhake, F. (1989):** Entwicklung neuer Pflanzenschutzwirkstoffe. *Biol. in unserer Zeit* 19: 189-195.

INDEX

A

- Abeilles, 149, 183
 Absorptivité molaire, 28
Acacia tanae, 145
 Acaricides, 38
 Additifs anti-rodage, 38
 Adsorption
 - coefficient de, 79
 - de l'adsorption, 121, 122
 - test sur le compartement, 46
 Adventices, 57
 Aérosols, 60
 Agent anti encrassement, 190
 Agents de contrôle biologiques, 160
 Agrochimiques, 57
 Agroecosystèmes, 41
 Agrumes, utilisation des pesticides pour, 63
Alcochala bifurcata, 160
 Algicides, 58
 Algues
 - bioaccumulation, 220
 - tests, 144-147
 Aluminium, 46
 Ammono-acides, 204
 Amphipodes, 147
 Analyse de résidu, 48
 Analysis of variance, 89
Anas platyrhynchos, 161
 Animaux, consommation des, 111
 Annélides, 138
 ANOVA (voir Analysis of variance)
Aporrectodea caliginosa, 155
 Application avant le semis, 59
 Apport en nourriture, le, 94
Arabidopsis thaliana, 154
 Araignée-loup, 158
Artemia salina, 145
 Artemia, 135
 Arthropodes
 - utiles, 268
 - bénéficiaires, protection des, 207
Asolus, 191
Atherinops affinis, 116
 Atmosphère, 28, 220
 Atrazine, 37, 125
 Attractants, 59
Avena sativa, 153

B

- Bactéricides, 58
 Bactériennes, maladies, 57
 Bactéries, tests de, 134, 243
 Barrières de coraux, 32
 Bases juridiques, 195-217
 - étude historique, 195-199
 - la législation sur les produits chimiques, 199-205
 - Europe, 200-201
 - les Etats Unis d'Amérique, 201-203, 215-217
 - les règlements internationaux en matière de pesticides, 205
 - l'Union Européenne, 203-209
 - le conseil de l'Europe/PPC/COPP, 210
 - l'OCDE, 210-211
 - les Nations Unies et la FAO, 211-215
 Batterie de microtests avec l'algue, 144
 Batterie de tests, 136
Bombus terrestris, 160
 Betterave, utilisation des pesticides pour, 63
 Bioaccumulation, 143, 222
 Bioécotoxicité, 16, 23
 Bioconcentration, 143
 Biodegradation, 128, 208
 Biodisponibilité, 48
 Biomolécules, 107
 Biomarqueurs, 77, 107
 Biosphère, 18
 Biote, 27, 28
 Biologiques, indices, 98
 Biotope d'une communauté, 16
 Biotopes de prairies, 186
 Biotransformation, taux de, 78
 Biphényles polychlorés, 82
 BLÉ, 66
 - les principales zones de production, 66
 - rendement et pertes dans la production de, 66
 - utilisation des pesticides pour, 63
 Bois feuillus d'Europe Centrale, 30
 Bonieroni test, 91
 Bonne pratique de laboratoire, 117, 200, 201
 Bonnes pratiques agricoles, 38
 Botaniques, 61
 Boue, 121, 220
Brachionus calyciflorus, 138
Brachionus plicatilis, 145
Brassica oleracea, 153, 154
 BUA (Beratungsgremium für umweltrelevante
 Abstoffe), 204

C

CAA (Clean Air Act), 201
 Carabides, 193, 223
 Carbamates, 61
 Carbone, 79
 Cartes de processus, 254
 Céréales, utilisation des pesticides pour, 63
Ceriodaphnia, 137
 Chaînes alimentaires, 33, 50, 100, 103
 Chimiosérialisants, 59
 Chimique
 --, environnementaux, 70-72
 --, organiques, 45
 --, bioaccumulation des produits de, 148
 --, la sensibilité d'un écosystème vis à vis des produits, 179
 --, le devenir des substances, 4
 --, les résidus liés de produits, 46
 --, l'effet répulsif des produits, 161
 --, stressseurs, 51
 Chironomid test, 142
Chironomus
 --, *riparius*, 142
 --, *tentans*, 142
 Chlorophylle, 170
 Ciliates, 193
 C₁₀₀, 90
 Classes taxonomiques, 42
Clymenella torquata, 168
 Coccinelles, 183
 Cocon, production du, 155
 Code de Conduite International, 212
 Coefficient d'Henry, 79
 Coléoptère
 --, vagabond, 160
 --, épigés, 183
 Coléoptères, 160
 Collemboles, 23, 193
 --, test du, 149
Colpidium campyllum, 138
 Communauté, 53
 Compartiments, le concept mathématique des modèles de, 94
 Composé mère, 40
 Concentration seuil, 92
 Concentration, répliques de, 92
 Consentement préalable, 213
 Consommateurs secondaires, 42
 Copépode, 145
Corophium volutator, 147
 Corps d'eau douce, les, 27
 Cosmétiques, 71
 Coton, la culture, 264
 Coton, utilisation des pesticides pour, 63
Coturnix coturnix japonica, 161
 Coût-bénéfice, l'analyse du rapport, 214

Couverture végétale, 37
 Crapaud à grilles de l'Afrique du Sud, 141
Crassostrea
 --, *gigas*, 145
 --, *virginica*, 145
 Cresson, plants des, 154
 Criblage des produits chimiques environnementaux, 220
 Crustacés, 138
 Cultures sous serres, 233
 CWA (Clean Water Act), 201
 Cyperméthrine, 112
Cyprinodon variegatus, 148
Cyprinus carpio, 141

D

Danger
 --, écotoxicologique potentiel, 263
 --, concentration de ... 5%, 248
 --, identification du, 227
 --, index de, 223
 --, l'estimation du- et étapes d'extrapolation, 239
Daphnia, 42, 112
 --, *magna*, 137, 138
 --, *pulex*, 137
 Dauphins, le tissu adipeux des, 105
 DDE, 51
 DDT, 113
 Déchets, traitement des, 58
 Décision réglementaire, 226
 Décomposition de la matière organique, 184
 Décomposition, 11
 Défoliants, 59
 Dégradation, 82, 123, 126
 --, abiotique, 46
 --, exponentielle, 252
 --, initiale, 80
 --, microbienne, 80
 --, courbes des, 81
 --, le temps de, 80
 --, modèles de, 121
 --, processus de, 41
 Déhydrogénase, l'activité, 224
Dendroaster excentricus, 147
 Dépôts de déchets, 259
 Désinfectants, 59
 Détritus,
 --, la décomposition du, 171, 185
 --, la dégradation des, 261
 --, sacs de, 102, 214
 Devenir et des effets
 --, les aspects généraux du, 27-54
 --, éléments et compartiments, 27-29
 --, les types d'écosystèmes, 29
 --, les types d'écosystèmes terrestres, 30-32
 --, types d'écosystèmes aquatique, 32-33

-- classification fonctionnelle des écosystèmes, 33-34
 -- voies d'accès, 35-39
 -- devenir environnemental, 39-41
 -- le compartiment des eaux de surface, 41-43
 -- le compartiment du sol, 44-47
 -- le compartiment des sédiments, 47
 -- la biodisponibilité, 48
 -- les effets, 49
 -- la consommation, 50
 -- les types de effets, 50-53
 -- la variabilité de l'effet, 53-54
 Dieldrine, 196
 Dinitrophénols, 61
 Diptères, 138
 Dispersion, 168
 Distributifs, les modes, 8
 Distribution, le modèle de, 248-252
 Diversité, l'indice de, 98
 Duncan, le test, 91

E

Eau
 -- interstitielle, 28, 163
 -- potable, les sources de, 177
 -- potable, substance est absorbée de, 50
 -- reconstituée, 135
 -- saumâtre, 148
 -- usées, suivi des, 148
 Eaux de surface, 28, 260
 Écocores, 124, 130
 Écologie, 15, 17
 Écologique
 --, santé, 23
 --, santé, le concept, 183
 --, santé, le définition, 183
 --, niche, 15, 52
 --, triade d'estimation du risque, 258
 Écosystème de référence, 179
 Écosystème(s)
 -- anthropogéniques, 31
 -- des déserts, 31
 -- de la forêt, 31
 -- de prairies, 31
 -- des communautés de pionniers, 31
 -- arbustes, 31
 -- terrestres, 31
 -- le concept des, 17
 -- la dynamique des, 9
 -- l'individualité des, 13
 -- les impacts des substances chimiques sur les, 3
 -- vide entre les, 30
 -- flux de l'énergie dans un, 34
 -- la définition de la, 221
 -- de référence, 179

-- recherche des, 186
 -- la sensibilité d'un, 179
 -- du sol, 102, 152
 -- niveau de stress des, 232
 -- études de, 181
 -- sous tropicaux, 273
 -- tropicaux, 269
 -- terrestre, les cycles de, 44
 Écotoxicodynamique, 4
 Écotoxicokinétique, 4
 Écotoxicologie
 --, les origines de la, 5-7
 --, les problèmes écologiques fondamentaux, 13-24
 --, missions, objectifs et définitions, 3-11
 --, polluant et substance xenobiotique, 8-9
 --, recommandations, 273-275
 --, études de cas, 270-272
 --, ans les pays en voie de développement, 263-275
 --, l'écologie, 10-11
 --, potentiel de danger, 220
 Écoulement, 110
 --, les tests de, 124
 --, potentiel de la, 222
 Effet(s)
 -- mortel, 85
 --, concentration de la, 89
 --, les paramètres de la, 75
 --, non tolérables, 225
 --, sur les populations, 52
 Égouts, 41
Eisenia fetida, 99
 Élément d'aquatique
 --, dispersion, 39
 --, division en zones, 32
 Élément terrestre, 27, 40
 Éléments nutritifs, 99
 ELISA, test, 107
 Émission, source de, 193
 Enchytraeidae, 138
 Énergie, flux de, 103
 Engrais, 57, 71
 Environnement
 --, classification de la, 28
 --, approche du profil du danger, 220
 Enzyme cholinestérasique, 162
 Enzymes, tests de, 152
 Escargots, 193
 Espèce(s)
 --, bivalve, 148
 --, collembole, 23
 --, de test les plus couramment utilisées, 141
 --, de verre de terre, 99
 --, d'animaux aniques, 37
 --, en danger, 22
 --, la plus sensible, mythe de, 131
 --, diversité, 21
 --, les populations pionnières de différentes, 24

- , l'inventaire des , 248
- , de carpe argentée, 146
- , indicatrices, 30
- Estimation et évaluation, 219-262
 - les diverses approches, 219-221
 - les systèmes de classification de l'effet simple, 222-225
 - estimation du danger et du risque-étiré, 226-230
 - l'identification du danger, 231
 - l'estimation du danger - l'exposition, 232-236
 - estimation danger - les effets, 237-252
 - la caractérisation du risque, 253-258
 - la gestion du risque, 259-261
- Étiquetage des substances dangereuses, 200
- Études de suivi, 254
- Études de validation, 251
- Événements stochastiques, 19, 114
- Exploitation des matières premières, 69
- Exposition, les modèles de, 27
- Extrapolation, 114

F

- FAO (Fonds des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture), 212
- FAO, Code de la, 213
- Fénitrothion, 265
- Folsomia candida*, 157
- Fongicides, 58, 63
- Forage pétrolier, 190
- Forêt de hêtres, 23, 182
- Forêt de hêtres, le sol de, 185
- Formulation à libération lente, 60
- Fruits à pépins, utilisation des pesticides pour, 63
- Fugacité, l'approche de la, 235
- Fumigants, 60

G

- Gamasides, 160, 193
- Gammarids, 138
- Gammarus*, 191
- Gange, plan d'action pour le, 270
- GEMS, Système de Contrôle Global de L'Environnement, 212
- Gènes, un changement dans la fréquence des, 95
- Germination, un test de, 154
- Glaciation, 15
- Gnotobiotiques, 166
- Graines de pois, 154
- Granulés, 51, 60
- GTZ, L'Agence Allemande de Coopération Technique, 57
- Guildes, 99

H

- Habitat d'une population, 16
- Henry
 - , coefficient de, 79
 - , loi constante de, 77
- Herbicides solubles dans l'eau, 125
- Herbicides, 58, 72, 175, 234,
- Herbivores, 33
- Homme et la biosphère, 212
- Hyalella azteca*, 142
- Hydrobiosphère, 32
- Hydrocarbures chlorés, 61
- Hydrocarbures polycycliques, 35
- Hydrologie, 10
- Hydrolyse, 70, 208

IJK

- Îles, la formation de, 15
- Immunoessais, 107
- Indicateurs d'accumulation, 105
- Ingrédients actifs, 207
- Insectes, larves de, 191
- Insecticides, 58, 63, 112
 - , non persistants, 267
 - , une résistance aux, 54
- Interrompus, les modes, 8
- Invertébrés, 137, 155, 188
- Investigations sur le terrain, 213
- Ionisation, 77
- Ions, d'échange en, 46
- Isopodes, 193
- Jacinthes d'eau, 38
- Kit de test, 133

L

- Laboratoire, au niveau du, 121-163
 - , les méthodes de test sur le devenir environnemental, 121-130
 - , les méthodes de test des effets sur les organismes, 131-163
- Larves d'éphémères, 138
- Légumes, utilisation des pesticides pour, 63
- Lemma gibba*, 137
- Lemma minor*, 137
- Lepomis macrochirus*, 141
- Lichens, 192
- Limniques «classiques», les tests, 135
- Limniques, zones, 32
- Lindane, 206
- Lipophilie, 244
- LOEC (=Lowest Observed Effect Concentration), 89, 90

- Lumbricus terrestris*, 99
- Lutte contre les sauteriaux, 264, 270
- Lysimètres, 83, 172
- Lysosomes, la perméabilité des membranes des, 87

M

- Macoma nasuta*, 148
- Maladies virales, 57
- Malathion, 265
- Mammifère, le métabolisme chez l'organisme du, 220
- Mares artificielles, 175
- Matériau active, 123
- Menidia beryllina*, 146
- Menidia menidia*, 146
- Mercenaria mercenaria*, 145
- MERL, le système, 171
- Mésocosmes, 166, 167, 176
- Mésocosmes spéciaux, 175
- Métabolisme, 266
- Métabolisme des microbes, 153
- Métaux lourds, la méthylation des, 41
- Méthode de rapport par quotient, 255
- Méthylchloride, 123
- Méthyle, parathion de, 170
- Micro-écosystème, 170
- Micro-milieu d'un corps d'eau, 41
- Microbes
 - pathogènes, 70
 - , tests de, 133
- Microbienne, changements dans la biomasse, 101
- Microbienne, dégradation, 80
- Microbioessais, 133
- Microcosmes, 166, 167, 241
- Microflore, 151
- Microorganismes, 152
- Microtox, les procédures, 147
- Minéralisation, 82, 129
- Minéraux, habitants des niveaux, 100
- Mites araignées, 160
- Modèles)
 - de distribution, 252
 - , de monde réel, 94
 - d'exposition, 27, 234
 - globaux, 234
 - , le problème avec les, 236
- Mordellisation, les systèmes de, 127
- Modes directs, 8
- Moléculaire, l'indice de connectivité, 79
- Molluscicides, 58
- Monde Unitaire, 234
- Mortalité
 - , données sur la, 89
 - , facteur de, 20
- Mouches tsé-tsé, 264
- Moule

- , contrôle de la 190
- , suivi de la 145
- Moustiques, 264, 113
- Moyens de croissance, 189
- Mutagenèse, 154
- Mutation légère, 52
- Myside, 148
- Mysidopsis bahia*, 145
- Mythe de l'espèce la plus sensible, 131
- Mytilus edulis*, 145

N

- Nappe souterraine, 28
- Nature, la proximité de la, 230
- Naturellement résistants, 52
- Neanthes arenaceodentata*, 147
- Nematodes, 58
- Nidation, 158
- Nitroanilines, 61
- Nitrogène, le cycle du, 171
- Niveau du terrain, 179-193
 - Observations générales, 179-180
 - Exemples d'études de terrain, 181-186
 - Les études de suivi, 187-193
- Niveaux minéraux, habitants des, 100
- NOEC (= pas de concentration de l'effet observée), 89, 90
- Nuages, 28

O

- Occupation des terres, 180
- OCDE (Organisation pour la Coopération et le Développement Économique), 110
- Océan, sédiment de le, 41
- Octanol-eau, le coefficient de partition, 122, 235
- Oiseaux prédateurs, 6, 162
- Oligochaetes, 156
- OMS (=WHO), 212
- Oncorhynchus mykiss*, 141
- Ophryotrocha diadema*, 147
- Organe, la mauvaise fonction d'un, 22
- Organisation
 - , mise en relation des niveaux de, 18
 - , niveaux biologiques de, 14
 - non-gouvernementales, 198
- Organismes maritimes, les tests de sédiments avec les, 146
- Organo-étains, 61
- Organochlorés, 61, 266
- Organophosphorés, 61
- Oursins, 88
- Oursins plats, 147

Oxydation

- ~ biochimique, 129
- ~, taux de, 78

Oxygène, la saturation de la, 147

P

Pamplemousse, utilisation des pesticides pour, 63

Papillons, 193

Paramètres de mesure, 75-107

- ~ les caractéristiques du paramètre, 75-77
- ~ les paramètres physico-chimiques, 77-79
- ~ les paramètres du devenir, 80-83
- ~ les paramètres de l'effet aux divers niveaux d'organisation, 84-85
- ~ les paramètres biologiques au niveau des individus, 85-94
- ~ les paramètres biologiques au niveau du système, 95-107

Paramètres

- ~ du devenir, 75
- ~ fonctionnels, 168

Paraquat, 6

Parathion, 51

Pardosa sp., 160

Pays industrialisés, 158

PEC - Predicted Effect Concentration, 228

Perceoreilles, 160

Persistance virtuellement illimitée, 80

Pesticide(s), 12, 57-72

- ~, cycle de vie d'un, 36
- ~, évaluation du danger d'un, 256
- ~, test préliminaire d'un, 181
- ~ chimique, l'effet de k.o. des, 69
- ~, - la classification, 57
- ~, danger environnemental des p. à l'échelle internationale, 210
- ~, dégradation des, 123
- ~, des règlements juridiques, 195
- ~, homologation de, 148, 209
- ~, la limite de détection pour les, 260
- ~, la mobilité, 172
- ~, la politique des Etats-Unis en matière de, 196
- ~, la volatilité du, 126
- ~, le marché des p. et quantités à appliquer, 62
- ~, le niveau d'application de, 260
- ~, les effets des, 109, 270
- ~, les effets secondaires possibles des, 6
- ~, les effets synergismes, 51
- ~, les intrants sous forme de, 35
- ~, l'utilisation des p. et les pertes de rendement dans beaucoup de cultures, 65
- ~, organochlorine,
- ~, traitement, la fréquence du, 64

pH, 47

Phénoxyaliphatiques, acides, 61

Phéromones, 59

Phosphorique, éther d'acide, 61

Photobacterium phosphoricum, 134

Photolyse directe, taux de, 78

Photosynthèse, 144

Physico-chimiques, les paramètres, 75

Phytocénose, 16

Pigments, la concentration de certains, 144

Pimephales promelas, 141

Plantes vasculaires, 153

Pluri-espèces, 112

PNEC, (= Predicted No Effect Concentration), 239

Pocillus cupreus, 160

Poids, données sur le, 89

Point d'évaluation, 77

Poisson

- ~, la bioaccumulation chez les, 220
- ~, les tests effectués sur les cellules de foie de, 133
- ~, test, 134
- ~, une chambre de test à flux avec du, 140

Pollinisateurs, 52, 149

Polluant, 8

Polluants

- ~ de masse, 72
- ~, analyse conjointe des effets des, 186

Pollution

- ~ de l'air, 180
- ~ environnementale, 69

Polychaete, 148

Polymorphisme, 53

Ponte d'oeufs, 88

Population(s)

- ~, dynamique de la, 22
- ~, parasitisme des, 104
- ~ de végétaux, 3
- ~ poissières, 24

Position écologique désignée, 33

Poudres, 60

Prédateurs, le dommage subi par les, 69

Préservation de la vie sauvage, 161

Probabilité des fonctions de densité, 249

Procédures Intégrées de Production des Cultures, 65

Produits

- ~ pharmaceutiques, 205
- ~ toxiques contre la cellule, 59

Programme(s)

- ~ de test gradué, 75, 110
- ~ de jachère, 64
- ~ de suivi, 104

Protection

- ~ des cultures, 68
- ~ des végétaux, 205

Protozoaires, 169, 191

Proximité de la nature, 230

Pseudomonas putida, 134

Pterostichus melanarius, 160

Pulvérisation, 238

Pyréthrinoides, 61, 269

Q

QSAR (relations quantitatives structure-activité), 243

Qualité de l'eau, 135

Quotient, méthode de rapport par, 255

R

Racine, test d'allongement de la, 154

Réaction(s)

- ~, les indicateurs de, 104
- ~ complémentaires, 96
- ~ d'évitements, 112

Recherche de classification, 86

Réciproques, des effets, 219

Recolonisation, 247

Régénérer, la capacité de l'écosystème à se, 230

Registre International des Produits Chimiques Potentiellement Toxiques, (IRPTCI/RICPT), 211

Régulateurs de croissance, 59

Réhomologation, processus de, 216

Rendement, 65-70

Répartition des produits, 208

Reproduction, données sur la, 89

Répulsifs, 59

Résidus

- ~ liés, 41
- ~ non extrahibles, 46

Respiration à court terme, 152

Résultats des tests, 115, 240

Revêtements, 60

Rhepoxynius abronius, 147

Risque

- ~, caractérisation du, 228
- ~, gestion du, 230, 259
- ~, schéma d'estimation du, 253
- ~ posés par les substances dangereuses, 274

Riz, 67, 68, 263

~, rendement et pertes dans la production de, 67

~, utilisation des pesticides pour, 63

Rodenticides, 58

Rotation des terres cultivables, 180

Rotifères, toxiques avec les, 145

Routes, la construction de, 226

Ruisseaux artificiels, 175

S

Salmo gairdneri, 141

Sanguais, les, 190

Saupoudrage, 158

Scenedesmus subspicatus, 136

Scheffe, le test, 91

Sécurité, le concept de acteur de, 244, 245

Sédiment

~ de l'océan, 41

~, essai sur la qualité du, 258

Sédiments, 28

~, le rôle des, 215

~, les systèmes de, 124

~, les tests de, 141, 146

Sélection naturelle, 54

Setenastrum capricornutum, 136

Semi-laboratoire, des tests de, 109

Semi-statique, le test, 141

Semi-Terrain, le niveau de, 165-176

~ La classification, 165-167

~ Segments de modèles d'écosystèmes, 168-171

~ Les segments d'écosystème sur le terrain, 172-176

Similarité, coefficients de, 98

Simulation, test de, 129

Skeletonema costatum, 144

SO₂, 72

Soja, utilisation des pesticides pour, 63

Sol, 28

~, atmosphère du, 28, 44

~, coefficient de partition s/eau, 78

~, écosystèmes du, 102

~, la respiration du, 151

~, les organismes prédateurs du, 160

~, l'eau absorbée par le, 44

~, microllore du, 101, 253

Solides (organiques), suspendus, 28, 48

Sols sablonneux, 157

~, groupes d'animaux de, 43, 150

~, la science des, 10

Solubilité de l'eau, 78

Solvants organiques, 46

Sous serre, 165

Spartina alterniflora, 147

Stationnement de truite arc en ciel, 140

Steronema modestum, 138

Stochastiques, 114

Stratégies de lutte biologique contre les insectes, 65, 69

Substance étrangère, l'effet de la, 14

Substances

- ~ à solvants organiques, 20
- ~ neurotoxiques, 59
- ~ produites par l'homme, 44
- ~ radio-étiquetées, 46
- ~ tests anciennes, 124

Substances xénobiotiques

- ~, accumulation des, 50
- ~, le comportement des, 219
- ~, le risque écotoxicologique potentiel d'une, 74

Substrat artificiel, communauté de, 169

Suivi passif, 104

SUPERFUND, du programme, 175

Supra-organisme, 24

Surface

- artificielle, 39
- du sol, habitants de la, 100
- , eaux de, 28,260

Symbiotes, 52

Syndrome de "La pointe de l'iceberg", 4

Systèmes

- biologiques, caractéristique fonctionelle, 21
- de tests biologiques, 131
- naturels, clôtures de, 175

T

Techniques de marquage et de recapture, 182

Télétection, 189

Termiticides, 58

Test

- à espèce unique, 171
- avec les chironomides, 142
- de bioaccumulation, 162
- de début de vie chez le poisson, 88
- de reproduction des oiseaux, 149
- de reproduction, 156
- du ver de terre, 149
- statique, 141
- sur la microflore, 149
- sur le carabide, 149
- sur le devenir environnemental,
- les méthodes de, 121-163
- sur les arthropodes, 149,151
- sur les organismes utiles, 157
- sur les végétaux, 149
- unidose sur les oiseaux, 149
- , la pertinence des procédures de, 237

Tests

- aigus, 138
- chroniques, 111, 138
- de biodégradation, 253
- de sédiments, 141,146
- de semi-terrain, 165,270
- de suivi des fleuves, 139
- sur les algues, 136
- sur les oiseaux, 161
- , sur les organismes utiles, 157

Thalassia, 170

Théorie générale de l'équilibre de la nature, 10

Tiers Monde, 263

Toxicologie, 17

Toxkits, 138, 139, 145

Traitement des vidanges, 130, 233

Transférabilité, 114

Tributylétain, 190

Triphénylétaïn, 171

TSCA (Loi sur le Contrôle des Substances

Toxicques), 196, 201

Tubifex tubifex, 142

Tubificides, 143, 191

- , l'activité alimentaire des, 47
- , test, 142

Types d'écosystèmes terrestres, 30

UVW

Union Européenne, 195, 205

Vagues, les mouvements des, 141

Vairon, 146

Valeurs de déclenchement spécifiques au test, 109

Vapeur, la pression de la, 78

Vasculaires, plantes, 153

Végétaux

- sauvages, 153
- , de communautés de, 84

Vers de compost, 155

Vers de terre, 193, 253, 271

- , des tests sur les, 119
- , espèces, 99
- , le test aigu sur les, 132, 155
- , les tests chroniques, 119, 155
- , toxicité chez les, 110

Vertébrés

- se nourrissant de vers, 163
- terrestres, 253

Verticales, habitants de galeries, 100

Vie entière, des tests de, 88

Virales, maladies, 57

Vitamine A, 162

Voies d'accès, 35

Volatilité, 38,126

- , les pourcentages de, 38
- , tests de, 79

WHO (= OMS, Organisation Mondiale de la Santé), 212

XYZ

Xénobiotiques, 9,70,124

Xenopus laevis, 141

Zones maritimes, 32

Zooécénose, 30

Autres Livres en Français

PROTECTION NATURELLE DES VEGETAUX

basée sur les ressources paysannes locales en zones tropicales et subtropicales

Gaby Stoll

1988 (reprint 1996), 180 pages, 96 illustrations

ISBN 3-8236-1114-3

DM 38,30 / EUR 19,50

Ce livre est une contribution à la réflexion sur la protection des plantes et sur la culture paysanne, dont celle-ci fait partie. Il propose des solutions adaptées à la nécessité de protéger plantes et récoltes. Partant d'une considération politique et économique de ces questions, il s'agit d'offrir à la pratique agricole des solutions fiables et durables: des solutions qui répondent aux besoins de l'homme et de son environnement.

MEDECINE VETERINAIRE NATURELLE

Lutte contre les ectoparasites tropicaux et subtropicaux

Uly Matzigkeit

1993, 183 pages, illustrations

ISBN 3-8236-1224-7

DM 38,30 / EUR 19,50

Cet ouvrage donne un aperçu du savoir scientifique et empirique recueilli au cours de ces derniers siècles sur les pesticides et répulsifs végétaux d'usage vétérinaire. Sa mission est double: remettre en mémoire les méthodes et potentialités de la lutte traditionnelle contre l'ectoparasites, et apporter des suggestions utiles à l'expérimentation dans ce domaine.

MALADIES ET RAVAGEURS DES CULTURES MARAICHIERES

à l'exemple de Madagascar

Peter Reckhaus

1997, 590 pages, 750 photos en couleur

ISBN 3-8236-1274-3

DM 74,00 / EUR 37,80

Ce livre donne aux vulgarisateurs, aux cultivateurs et à tous ceux qui sont confrontés à des problèmes phytosanitaires dans les cultures maraichères un moyen d'identifier avec la plus grande précision possible les organismes responsables des dégâts. Après une brève description des caractéristiques des différents organismes nuisibles et un chapitre sur les diverses méthodes de lutte, en particulier sur la lutte intégrée, l'auteur décrit dans la partie principale toutes les causes de pertes ou de dépréciations de la qualité des légumes qu'il a rencontrées durant plus de sept ans à Madagascar. Puisque la plupart de ces problèmes ne sont pas spécifiques à la Grande Ile, ce livre peut également servir dans d'autres pays d'Afrique.

LA GESTION DES FOURRAGES

par Wolfgang Bayer et Ann Waters-Bayer

1999, 230 pages, 16 diagrammes et 34 photographies noir et blanc

ISBN 3-8236-1309-X

DM 40,00 / EUR 21,00

Les auteurs ne décrivent pas seulement la manière de cultiver, d'utiliser et de stocker les fourrages, mais aussi comment ceux-ci sont intégrés aux systèmes agricoles dans leur ensemble. Ils se réfèrent autant à des pays où les petits agriculteurs cultivent leurs terres et élèvent quelques têtes de bétail, qu'à ceux où les paysans gèrent les ressources disponibles afin de pouvoir nourrir leur bétail tout au long de l'année.

Cet ouvrage traite des situations de régions allant des déserts aux pâturages humides et des régions montagneuses aux bas-fonds. Il étudie des systèmes d'élevage allant du pastoralisme nomade à l'alimentation auto-

sive à l'étable. On appréciera tout particulièrement les études de cas, qui proviennent d'Afrique, du Moyen Orient, d'Asie et d'Amérique du Sud et illustrent des systèmes de gestion fourragère allant des pâturages naturels à la production de cultures fourragères de haute qualité. Cet ouvrage a pour but d'aider le lecteur à comprendre les divers aspects de la gestion fourragère dans de nombreuses situations rencontrées sous les tropiques. Il montre également comment les systèmes de gestion fourragère peuvent être développés d'une manière durable grâce à un processus de recherche participative et d'innovation.

Ce livre s'adresse aux agents de développement, aux étudiants et enseignants d'écoles agricoles et d'université d'agronomie, aux scientifiques, en particulier à ceux qui travaillent dans le domaine de la recherche adaptative, et aux éleveurs.

AGRICULTURE ECOLOGIQUE AU RWANDA

Recherche et développement dans le Projet Agro-Pastoral de Nyabisindu

Pieter Pietrowicz, Johannes Kotschi, Irmfried Neumann

1998, 205 pages, 48 tableaux, 34 figures et illustrations

ISBN 3-8236-1294-8, DM 42,00 / EUR 21,50

La présente publication fait la synthèse des nombreuses expériences recueillies par le Projet Agro-Pastoral de Nyabisindu dans le domaine de l'agriculture écologique au cours des années 1975 - 1992. Les informations dispersées ont été entièrement remaniées et complétées par des données non publiées à ce jour.

PRATIQUES D'AGRICULTURE ECOLOGIQUE POUR PETITES EXPLOITATIONS TROPICALES

Johannes Kotschi (éditeur)

1991, 207 pages, illustrations et photographies, ISBN 3-8236-1203-4

DM 29,90 / EUR 15,30

Après un aperçu général sur le rôle de l'agroforestie dans le maintien de la fertilité du sol (J. Kotschi) sont présentés et commentés les résultats de programmes expérimentaux à petite échelle au Bénin (A. Floquet), au Rwanda (K. Raquet), en Tanzanie (R. Pfeiffer), et en Colombie (K.M. Müller-Sämann). Les recherches effectuées au Burkina Faso (H. Eger), bien que d'un type semblable, couvrent un aspect différent: conservation du sol et de l'eau par des mesures de lutte contre l'érosion. Enfin, A. Waters-Bayer commente les méthodes de coopération agriculteurs-chercheurs dans la recherche en agriculture écologique, et étudie dans quelle mesure les programmes expérimentaux ont allié le savoir des chercheurs et celui des agriculteurs pour générer des techniques améliorées pour les systèmes d'exploitation existants.

 **Margraf Verlag**

Laudenbacher Str. 9 • B.P. 1205 •
D-97990 Weikersheim • Allemagne

tel. ++49 (0) 79 34 30 71

fax ++49 (0) 79 34 81 56

margraf@compuserve.com



Margraf Verlag

ISBN 3-8236-1336-7