

## ÉCOTOXICOLOGIE 2

### 1 *Toxico ? Écotoxico ?*

#### 2.1.1 DéfinitionS

Étymologiquement parlant, la définition de l'**écotoxicologie** est relativement simple :

- *eco*, du grec *oikos*, la demeure, la maison... écologiquement parlant, le **biotope** ;
- *toxico*, du grec *toxico* (ou du latin pas moins original, *toxicus*), le poison ; et
- *logie*, du grec *logos*, le discours, la science.

En somme, l'écotoxicologie serait « la science qui étudie les polluants (poisons), et ses effets sur l'environnement ». C'est sans compter sur l'aspect transdisciplinaire de l'écotoxicologie, à la frontière entre la **toxicologie** et l'**écologie** (Figure I.4), qui complique les choses. Tout dépend de fait à quelle définition on se réfère :

- un toxicologue comme Truhaut (1977), Hayes (1991) ou encore Klaassen et Eaton (1991) envisagera l'écotoxicologie comme une branche de la toxicologie ;
- Moriarty (1983) en revanche, ne conçoit pas le problème de cette façon : pour cet écologue, l'écotoxicologie dérive de l'écologie.

Ces ergotages autour de la définition de l'écotoxicologie peuvent faire sourire et être assimilés à des tempêtes dans des verres d'eau d'ultra-spécialistes, mais cela va au-delà de ces considérations scientifico-scientifiques. En effet, Forbes et Forbes (1997) font mention d'une distinction de la Commission des Communautés Européennes, dans le cadre de la directive 67/548/EEC (Directive EC, 1967) encadrant la mise sur le marché de nouveaux produits chimiques (classification, emballage et étiquetage), entre d'une part les essais réalisés sur mammifères (essais "toxicologiques") et les essais sur poissons et crustacés d'autre part (essais "écotoxicologiques"). Si on peine encore à définir l'écotoxicologie, on peut éventuellement répondre à la question suivante : *qu'est-ce que la toxicologie ?*

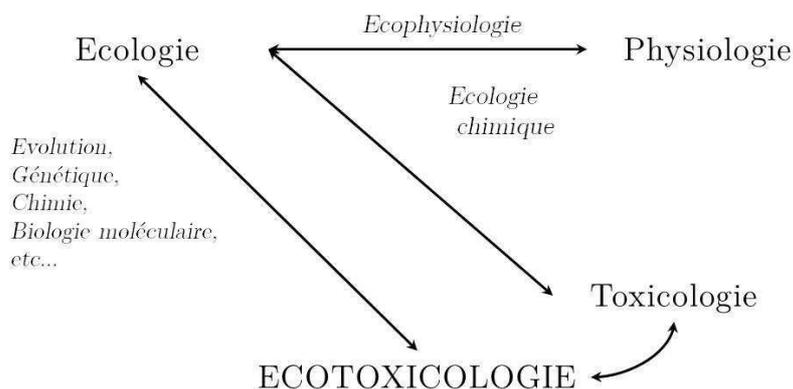


Figure I.4. Ecotoxicologie : discipline à l'interface.

Pour certains (Klaassen & Eaton, 1991), il s'agit de l'étude des effets négatifs de produits chimiques (naturels ou synthétiques) sur les êtres vivants, sans distinction. La même année, Gallo et Doull restreignaient cette discipline aux effets délétères des **xénobiotiques**. Si Sipes et Gandolfi (1986) considéraient les xénobiotiques comme tout produit chimique étranger à l'Homme ou toute autre espèce vivante (animale, végétale, microbiologique), incluant donc les produits naturels et de synthèse, Rand et Petrocelli (1985) réduisaient le spectre des produits xénobiotiques aux seules substances non naturelles. Aujourd'hui, la toxicologie est plutôt considérée comme l'étude des expositions *humaines* aux polluants et toxines (sources atmosphériques, aquatiques, alimentaires...), de leurs mécanismes d'action, de leurs effets délétères sur la santé *humaine*, des moyens mis en œuvre pour les détecter et lutter contre ces effets.

Les conceptions et définitions de l'écotoxicologie proposées par Truhaut et Ramade, chacun en 1977, auraient tendance à se calquer sur cette définition de la toxicologie, en élargissant simplement le sujet d'étude à l'ensemble des êtres vivants d'un écosystème, quelle que soit sa taille. Mais là encore, ce n'est pas si simple. Si Moriarty (1983) et Butler (1984) s'accordent à définir l'écotoxicologie comme l'étude des effets des polluants sur les biotopes et les **biocénoses** d'un milieu, en 1991, Hayes oppose la *toxicologie environnementale*, qui se focalise sur les effets toxiques subis par les êtres vivants différents de l'Homme et des animaux domestiques, à la *toxicologie écologique*, qui étudie les effets des produits toxiques sur les organismes vivants et les relations écologiques générées par ces poisons. La même année, Klaassen et Eaton précisent cette opposition en définissant l'écotoxicologie comme une branche de la toxicologie environnementale, spécialisée sur l'étude des impacts des substances toxiques sur la dynamique des populations d'un écosystème particulier. On peut alors parler d'écotoxicologie ou de toxicologie aquatique, terrestre... Cette absence de vraie

définition fixe pour l'une et pour l'autre de ces disciplines pose des problèmes de confusion comme mentionné plus haut (Forbes & Forbes, 1997), mais aussi des amalgames, en particulier pour les non-spécialistes parmi lesquels les partenaires politiques, sociaux et financiers de ces questions environnementales, puisqu'il est bien question d'environnement ! Dans ce manuscrit, l'écotoxicologie sera considérée comme « *l'étude des effets négatifs (symptômes, mécanismes d'action...) de produits polluants, naturels ou synthétiques, sur l'ensemble des êtres vivants d'un écosystème donné* ». Cette science a trois buts principaux (Ramade, 1989 ; Amiard, 1990 ; Figure I.5) :

- définir l'**écotoxicité** d'un polluant (seuils de toxicité, d'innocuité...) ;
- définir la probabilité d'exposition à polluant (selon les propriétés physicochimiques du produit, la durée d'exposition, le mode d'exposition...) ;
- développer des méthodes d'évaluation pour détecter, anticiper et contrôler ces effets sur l'environnement et ses occupants (animaux, végétaux et microbiologiques).

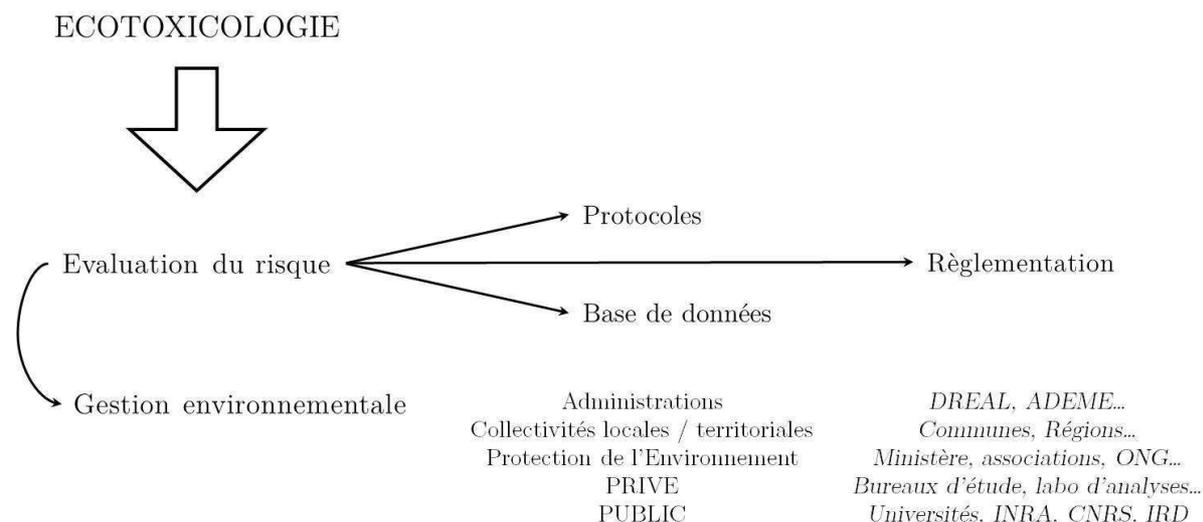


Figure I.5. Rôles principaux de l'écotoxicologie dans l'évaluation des risques environnementaux.

### 2.1.2 Petit historique

Les premières études écotoxicologiques datent de la fin de la Seconde Guerre Mondiale. Parmi elles, on peut relever :

- la maladie Itai-Itai (Toyoma, Japon) ; initialement observée en 1912, elle fut dans un premier temps associée à des problèmes de malnutrition de la population. Cette maladie (itai-itai en japonais peut être traduit par aïe-aïe) est en fait due à la trop grande quantité de cadmium relarguée par l'industrie

minière locale dans l'environnement (eaux de rivières) et accumulée (poissons et irrigation des rizières). Elle fût reconnue en 1968 comme la première maladie provoquée par des pollutions environnementales.<sup>1</sup>

- la maladie de Minamata (Minamata, Japon) ; est la conséquence du déversement de dérivés méthylés de mercure dans la baie de Minamata, et de leur accumulation dans les eaux, les sédiments, les poissons, *etc...* Elle provoque chez l'Homme d'importants dysfonctionnements rénaux et de malformations chez les nouveaux-nés.<sup>2</sup>
- le déclin dramatique des populations d'oiseaux piscivores et d'oiseaux de proie (Europe puis en Amérique du Nord) ; c'est une des études les plus connues, on l'apprend en général dès la première année de licence : après l'observation de la perturbation exceptionnelle de la dynamique des populations de plusieurs espèces d'oiseaux, à de nombreux endroits dans le monde, les analyses chimiques et biochimiques ont montré que le DDT (DichloroDiphénylTrichloroéthane), très largement utilisé depuis le milieu des années 1940 pour lutter contre les insectes nuisibles (ravageurs de cultures, porteurs de maladies) et son produit de dégradation le DDE (DichloroDiphényldichloroÉthylène) étaient responsables de ce déclin. Outre leur effets sur les insectes, ces produits se sont dispersés dans l'environnement, ont pollué les eaux de rivières, et ont **bio-amplifié**<sup>3</sup> jusqu'aux plus hauts niveaux trophiques, altérant au passage les processus de calcification des coquilles d'œufs, les rendant extrêmement fragiles, et diminuant fortement le succès reproducteur des oiseaux.<sup>4</sup>

## 2.2 Bio-essais

Les analyses physico-chimiques d'un milieu ne suffisent pas à définir la dangerosité éventuelle d'un polluant (Fent, 2004 ; Alvarenga *et al.*, 2007 ; Manzano *et al.*, 2014). L'estimation, l'évaluation de l'écotoxicité d'un polluant, comme les ETMs, est basée sur la réalisation de tests biologiques, bio-tests ou bio-essais. Ces *outils* de mesure indispensables offrent une information plus intégrée des effets de la substance testée et complètent ainsi les analyses chimiques préalablement réalisées. Ces tests sont très largement effectués en laboratoire (ils peuvent néanmoins prendre place *in situ*) et consistent en la mise en contact, plus ou moins long, d'un organisme biologique, bio-indicateur animal, végétal, micro-organique, avec la substance étudiée. Afin d'être

---

<sup>1</sup> Pour en savoir plus : Friberg *et al.*, 1974 ; Kasuya, 2000 ; [icett.or.jp/english/](http://icett.or.jp/english/)

<sup>2</sup> Pour en savoir plus : Kurland *et al.*, 1960

<sup>3</sup> Cf. Glossaire à « bioamplification »

<sup>4</sup> Pour en savoir plus : Carson, 1962 ; Hickey *et al.*, 1968 ; Peakall, 1970 ; Ratcliffe, 1970 ; [http://web.stanford.edu/group/stanfordbirds/text/essays/DDT\\_and\\_Birds.html](http://web.stanford.edu/group/stanfordbirds/text/essays/DDT_and_Birds.html)

normalisés, et donc reconnus non seulement par la communauté scientifique, mais également par les partenaires industriels, réglementaires et financiers, ils répondent à tout ou partie d'un ensemble de critères : simplicité, reproductibilité, rapidité, sensibilité, représentativité, coût limité (Walker *et al.*, 2006 ; Ramade, 2007 ; Van Coillie & Parent, 2011). Ces tests sont nombreux, très variés et dépendent de nombreux paramètres.

## 2.2.1 Paramètres<sup>1</sup>

Comme mentionné plus haut, les tests écotoxicologiques, réalisés dans un contexte diagnostique et non pas de recherche fondamentale, se doivent et font l'objet de processus de standardisation. Néanmoins, il n'existe pas un seul type de bio-essais, et les paramètres de réalisation restent donc relativement variables entre deux tests. La nature du polluant mise à part, on peut globalement regrouper ces différences en deux catégories : l'exposition et la cible.

### 2.2.1.1 Exposition

L'intensité, l'importance de l'écotoxicité d'un polluant et de la réponse d'un organisme à ce polluant dépend de plusieurs facteurs :

- la forme du polluant : cette assertion est particulièrement vraie pour les ETMs. Il est ainsi prouvé que le chlore sous forme libre est beaucoup plus toxique que sous forme chloramine (Merkens, 1958 reporté par Brungs, 1973). Il en est de même pour d'autres métaux (Patra *et al.*, 2004) comme l'arsenic (Tang & Miller, 1991), l'aluminium (Kochian, 1995) ou le plomb et l'étain (Murkowski & Skórska, 2008). Les changements de forme, et ici d'écotoxicité, sont principalement tributaires des conditions d'acidité ou d'alcalinité du milieu (sol, eau naturelle, rejet anthropique) comme montré dans la [Figure I.6](#) ;

---

<sup>1</sup>« Alle Dinge sind ein Gift und nichts ist ohne Gift. Allein die Dosis macht, das ein Ding kein Gift ist. »

« Dosis sola facit venenum. »

« Rien n'est poison, tout est poison. Seule la dose fait le poison. »

Paracelse (1493-1541), médecin, astrologue et alchimiste suisse.

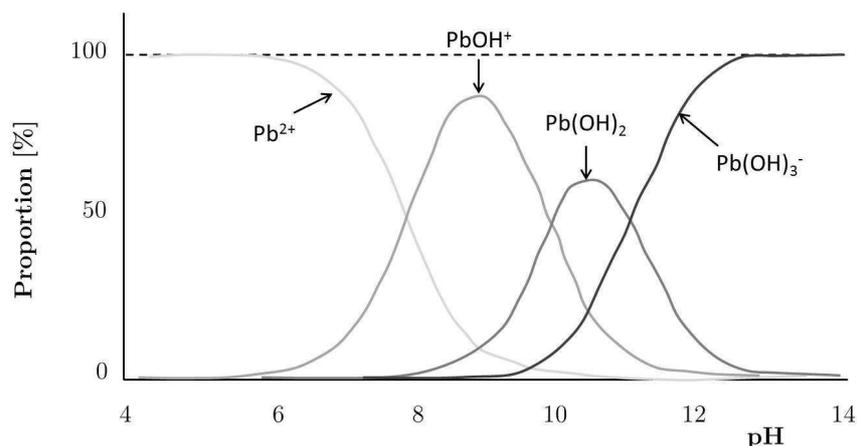


Figure I.6. Répartition des différentes formes métalliques du plomb Pb en fonction du pH (Source : Trémillon, 1993).

- le mode d'exposition : inhalation, ingestion, imbibition, diffusion... Le protocole et le mode d'exposition d'un organisme biologique à un polluant dépendent essentiellement de l'indicateur biologique sélectionné (animal, végétal, microbiologique), de la finalité du test (pollution chronique ou aigüe) et des critères d'évaluation "end-point" ;
- la durée et la dose/concentration d'exposition : ces deux critères distinguent deux types de pollution, et donc de tests écotoxicologiques, que sont les pollutions chroniques et les pollutions aigües (Figure I.7).

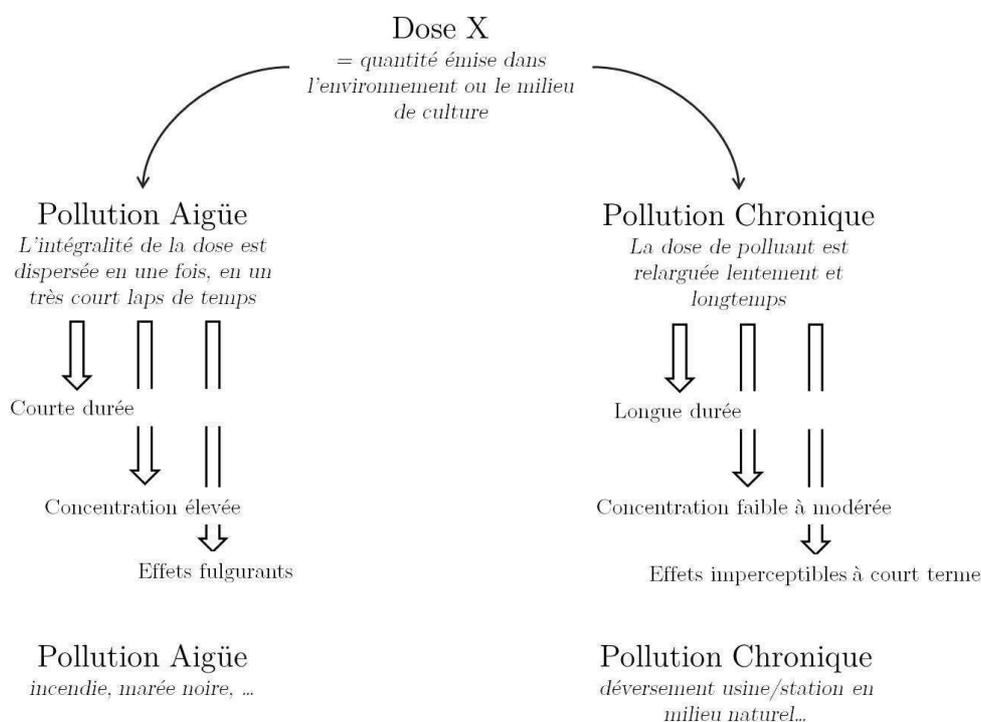


Figure I.7. Comparaison de deux types de pollution à partir d'une même dose polluante.

### 2.2.1.2 Organismes vivants

Qu'il s'agisse d'une étude d'écotoxicité chronique ou aigüe, les tests entrepris sont ciblés sur des organismes biologiques vivants : on parle de bio-indicateurs<sup>1</sup>, ou indicateurs biologiques. Ces individus (végétaux, animaux ou microbiologiques) ou ces groupements d'espèces (dans le cas d'études plus larges ; *e.g.* **micro- ou méso-cosmes**) sont utilisés comme outils d'évaluation de la qualité de l'environnement : ils renseignent sur certaines caractéristiques écologiques du milieu (physico-chimique, climatique, biologique, fonctionnelle...), sur la présence ou les effets de perturbations de l'environnement, comme les polluants chimiques.

En laboratoire, un bio-indicateur doit pouvoir survivre hors du milieu naturel et tolérer différentes variations de paramètres abiotiques (pH, température...). Lorsque, pour des bio-indicateurs individuels, les effets relevés sont proportionnels à la quantité de polluant(s) dans l'environnement on parle de **dose- ou concentration-réponse**.

La présence de polluants physico-chimiques dans l'environnement implique des modifications fonctionnelles de l'écosystème : répartition des espèces, réduction voire disparition d'espèces sensibles, augmentation de l'abondance des espèces résistantes/opportunistes, *etc* (Figure I.8). Dans le cadre d'études *in situ*, un "bon" bio-indicateur doit ainsi :

- être abondant ou absent du territoire concerné ;
- être facilement détectable/dénombrable ;
- tolérer les contaminants avec des effets sub-létaux ;
- avoir une installation et un suivi simples, rapides, faciles et peu coûteux.

---

<sup>1</sup> On ne traitera pas ici des **biomarqueurs** biochimiques (Lagadic *et al.*, 1997).

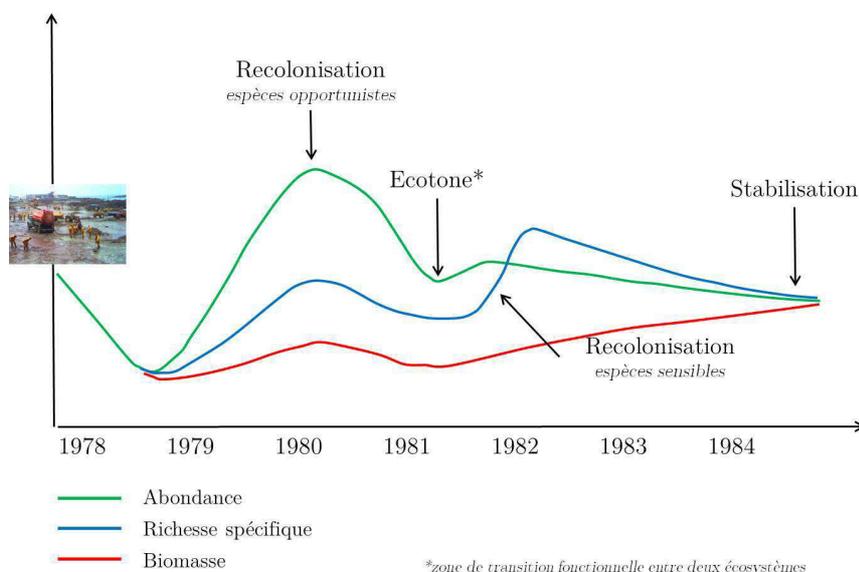


Figure I.8. Evolution des peuplements benthiques dans les abers à la suite du naufrage de l'Amoco Cadiz (Source : Glémarec, 1986).

Parmi les bio-indicateurs les plus souvent utilisés on notera :

- pour les animaux : le poisson zèbre *Danio rerio*, la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792 ; anciennement *Salmo gairdneri*, Richardson, 1836 ; Billard, 1989), ou encore le chironome *Chironomus riparius* ;
- pour les végétaux : en général des espèces agricoles à fort potentiel commercial comme le blé *Triticum aestivum*, le soja *Glycine max*, la tomate *S. lycopersicon...* ;
- pour les microorganismes : la bactérie marine *Vibrio fisheri*, l'algue dulçaquicole *Pseudokirchneriella subcapitata*.

Focus : Imposé aux installations classées, dans le cadre de l'application de la DCE (Directive EC, 2000) en droit français et afin d'établir les bases de la redevance pollution spécifique à chaque établissement, le test de toxicité aigue<sup>1</sup> d'immobilisation des larves de daphnies (ISO 6341, 1989) est un des tests écotoxicologiques les plus utilisés. La daphnie *Daphnia magna* (Figure I.9) est un microcrustacé d'eau douce (6 mm *maximum*), de l'ordre des Cladocères, largement ubiquiste dans l'hémisphère nord (Boillot, 2008).

<sup>11</sup> Il existe de nombreux tests impliquant la daphnie, évaluant la toxicité aigue comme la toxicité chronique d'une substance.

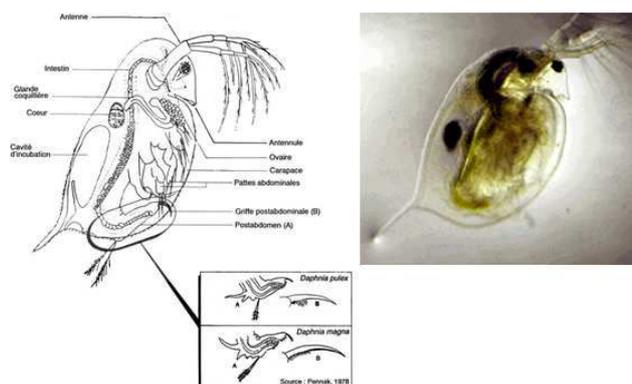


Figure I.9. Anatomie d'une daphnie *Daphnia magna*.

Son mode de reproduction **parthénogénétique** (en conditions environnementales favorables ; lorsque les conditions environnementales deviennent moins favorables, comme en cas de surpopulation, la reproduction sexuée prévaut ; Hebert & Ward, 1972), sa petite taille et son court cycle de vie (la maturité sexuelle est atteinte 6 à 8 jours après l'éclosion) sont autant de critères qui rendent la manipulation et l'élevage de la daphnie relativement aisés (*cf.* Figure V.2 ; Adema 1978 ; Zeman, 2008). Si le test en lui-même est relativement simple à réaliser (*cf.* figure I.10), on notera malgré tout la charge financière qu'impose un tel test. En effet, l'élevage de daphnies nécessite un investissement en temps et en matériel non négligeable. Même réalisés par des laboratoires extérieurs agréés, ces tests écotoxicologiques restent chers.

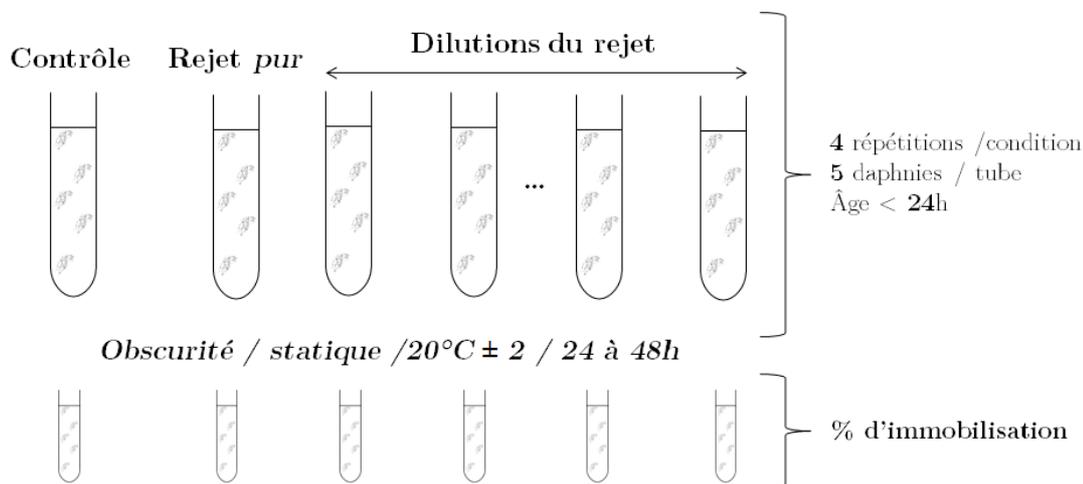


Figure I.10. Protocole du test d'inhibition de la mobilité (Source : ISO 6341).

Remarque : la généralisation de réponses écotoxicologiques d'une ou plusieurs espèces en contact avec un ou plusieurs polluants en mélange est un risque à considérer dans tout bilan écotoxicologique (Cairns & Pratt, 1989 ; Hernando *et al.*, 2005). En effet l'extrapolation ne doit jamais faire oublier que les indices générés ( $CE_{50}$ ,  $DL_{50}$ , NOEC, LOEC) ne sont que des indices individuels.

## 2.2.2 Mesures d'écotoxicité

L'écotoxicité d'une substance, d'un rejet s'évalue de différentes façons, grâce notamment au développement d'indices, de mesures d'écotoxicité, que l'on peut catégoriser en 3 groupes : les doses, les concentrations et les seuils (Sources : Ramade, 2007 ; Van Coillie & Parent, 2011). Dans tous les cas, plus une dose, une concentration ou un seuil d'effet est faible, plus la substance polluante, simple ou mélange, est toxique.

### 2.2.2.1 Doses : létales, d'effet ou d'inhibition

Comme mentionné précédemment, une *dose* est une quantité administrée à un individu. Une dose peut être létale ou sublétale, provoquant tour à tour :

- la mort (Dose Létale DL en français, ou *Lethal Dose* LD en anglais) d'un individu ; ou
- un effet (Dose d'Effet/Efficace DE, ou *Effect/Effective Dose* ED) sur un processus biologique, par exemple la croissance ; et/ou
- une inhibition (Dose d'Inhibition/Inhibitrice DI, ou *Inhibition/Inhibitory Dose* ID) d'un processus biologique, par exemple la production photosynthétique.

Remarque : si une inhibition est un effet alors une DI est une DE. En revanche, un effet n'est pas toujours le résultat d'une inhibition, donc une DE n'est pas une DI. Ces mesures, développées et mises en place à partir des années 1950 et 1960, sont exprimées en fonction du pourcentage de l'effet (létal ou sublétal) provoqué. Ainsi, une  $DL_{50}$  représente la dose provoquant la mortalité de 50 % de la population testée. Ce sont en général ces mesures moyennes ( $DL_{50}$ ,  $DE_{50}$ ,  $DI_{50}$ ) qui sont les plus utilisées. On note malgré tout que ces indices sont dépendant de nombreux facteurs : la nature du composé testé, la durée du test, le milieu et les conditions expérimentales, la cible (groupe taxonomique, espèce, âge...), le mode d'administration... C'est d'ailleurs le mode d'administration qui rend les DL, DE et DI presque non pertinentes d'un point de vue environnemental, puisqu'en conditions naturelles on ne peut pas contrôler ou administrer une dose de polluant. Ces mesures sont typiquement utilisables *in vitro*, où les conditions expérimentales sont entièrement monitorées.

### 2.2.2.2 Concentrations : létales, d'effet ou d'inhibition

Il existe, comme pour les doses, trois grandes catégories de concentrations de polluant, létales ou sublétales, impliquant des effets sur :

- la survie d'un individu (Concentration Létale CL en français, ou *Lethal Concentration* LC en anglais) ; ou
- un processus biologique (Concentration d'Effet/Efficace CE, ou *Effect/Effective Concentration* EC) par exemple la germination ; et/ou
- l'inhibition d'un processus biologique (Concentration d'Inhibition/Inhibitrice CI, ou *Inhibition/Inhibitory Concentration* IC), par exemple la diminution d'activités enzymatiques.

Un peu plus récentes (1970-1975), et surtout environnementalement plus réalistes que les doses, ces mesures sont très généralement exprimées en valeur moyennes<sup>1</sup> (50 %) 1/ de l'effet léthal ou sublétal mesuré, ou 2/ de la population touchée. Ces tests sont en général plus longs (> 4 jours) que les tests "doses" (24, 48, 96 heures maximum), et dépendent également de la nature du polluant, du protocole expérimental et de la cible biologique choisie.

### 2.2.2.3 Seuils de toxicité

Les seuils de toxicité sont les valeurs pour lesquelles :

- on n'observe pas d'effet (Concentration Sans Effet Observé CSEO, ou *No Observed Effect Concentration* NOEC) ;
- on observe le plus petit effet (Concentration Minimale avec Effet Observé CMEO, ou *Lowest Observed Effect Concentration* LOEC).

Ces valeurs seuil sont à envisager avec précaution, et sont de plus en plus remises en cause par la communauté scientifique (Crump, 1984 ; Hoekstra & van Ewijk, 1993 ; Chapman *et al.*, 1996 ; Jager *et al.*, 2006 ; Fox *et al.*, 2012). Elles tendent en effet à la sous-estimation de l'action et des conséquences environnementales d'un produit toxique (ce n'est pas parce que l'on ne dispose pas des outils pour les mesurer qu'il n'y a pas d'effet<sup>2</sup>), et ne sont pas adaptables à des expositions multiples (*e.g.*

<sup>1</sup> On note cependant quelques exceptions : CL, CE ou CI <sub>20</sub> ou <sub>10</sub>.

<sup>2</sup> Assertion similaire à celle du *Mythe du Zéro* (Currie, 1999) : ce n'est pas parce qu'un élément, qu'une substance n'est pas détecté ou mesuré qu'il est absent de l'échantillon analysé.

RITS). Dès 1974, Woodwell définissait ces valeurs seuils comme *permissives* : elles autorisent a priori un certain degré de pollution.

### 2.2.3 Bilan

Les tests écotoxicologiques et l'utilisation d'indicateurs biologiques sont donc un moyen *relativement* simple et rapide d'évaluer l'impact d'un ou de plusieurs polluants en mélange sur un écosystème particulier, en extrapolant *parcimonieusement* les résultats écotoxicologiques d'une ou plusieurs espèces, sans entreprendre la tâche danaïdienne de considérer tous les éléments (biotiques et abiotiques) de cet écosystème. Le [Tableau I.4](#) récapitule les différents tests utilisables en écotoxicologie.

Tableau I.4. Récapitulatif des différentes modalités de réalisation d'essais écotoxicologiques (Source principale : Ramade, 2007).

Test	Létalité / Inhibition	Sublétalité	
	<i>Toxicité aigüe</i>	<i>Toxicité chronique</i>	
<b>Indice</b>	CL <sub>50</sub> /CE <sub>50</sub> ; DL <sub>50</sub> /DE <sub>50</sub>	NOEC, LOEC, CE <sub>50</sub> ,	
<b>Activité biologique</b>	Survie	Croissance, motilité, reproduction, photosynthèse, bioluminescence, mutation génétique, tératogénèse...	
<b>Exposition</b>	Quelques heures à plusieurs jours	Plusieurs semaines à quelques mois	
<b>Système testé</b>	Aquatique/terrestre	Aquatique	Terrestre
<b>Indicateur biologique *</b>	<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnia magna</i>	<i>Folsomia candida</i>
	<i>Danio rerio</i>	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	<i>Cantarus aspersus</i>
	<i>Virio fisheri</i>	<i>Photobacterium phosphoreum</i>	<i>Eisenia foetida</i>
	<i>Eisenia foetida</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	...
	...	...	...
<b>Références</b>	Adema, 1978 Spurgeon <i>et al.</i> , 1994 ; Westerfield, 2000 ; Mortimer <i>et al.</i> , 2008 ...	Biesinger & Christensen, 1972 Sherry <i>et al.</i> , 1994 Bohorquez-Echeverry & Campos-Pinilla, 2007 Stalter <i>et al.</i> , 2010 ...	Herbert <i>et al.</i> , 2004 Baurand <i>et al.</i> , 2013 Goussen, 2013 ...

\* un même bio-indicateur peut souvent être utilisé dans des tests de toxicité aigüe et chronique

On note que des bio-essais utilisant des organismes comme *D. magna* ou *V. fisheri*, spécifiquement développés pour évaluer l'écotoxicité de polluants dans des milieux aquatiques et/ou marins, peuvent parfaitement être adaptés à l'évaluation de la toxicité des sols *via* l'étude de leurs **lixiviats** (Loureiro *et al.*, 2005 ; Alvarenga *et al.*, 2008).

## 2.3 Polluants

### 2.3.1 Généralités

En science comme ailleurs, chaque mot a son importance, aucun terme n'est *a priori* anodin : un vocable n'est que très rarement substituable à un autre, ce qui permet d'éviter les confusions, raccourcis et autres dyscompréhensions. Ainsi, si un **contaminant** est une substance ou élément, physique, chimique ou biologique, émis dans un milieu naturel, en quantité anormalement forte, il ne devient **polluant** (Moriarty, 1990) ou **xénobiotique** (Butler, 1978 ; Ramade, 1998) uniquement s'il provoque des effets biologiques délétères sur l'environnement (Figure I.9).

Les polluants peuvent être classés différemment selon qu'ils sont d'origine *naturelle* (élément dont le cycle ou la répartition naturelle est perturbé, en général par l'Homme) ou *de synthèse* (élément totalement créé par l'Homme, n'existe pas à l'état naturel). On distingue dans chacune de ces deux catégories, trois types de polluants<sup>1</sup> : physique, chimique et biologique. Le Tableau I.5 présente des exemples de substances polluantes, en particulier pour les milieux aquatiques, classées selon ces critères qualitatifs.

On note que l'on peut également distinguer les polluants *primaires*, déversés dans le milieu naturel (directement ou non), des polluants *secondaires*, produits des réactions chimiques des premiers entre eux ou avec les composants de l'environnement dans lequel ils sont.

---

<sup>1</sup> On note qu'il existe aujourd'hui un quatrième type de polluant/pollution : les nuisances esthétiques (*e.g.* : la dégradation de l'espace par des aménagements mal conçus). Ce dernier type de pollution, subjectif, ne sera pas considéré et/ou traité dans la suite de ce travail

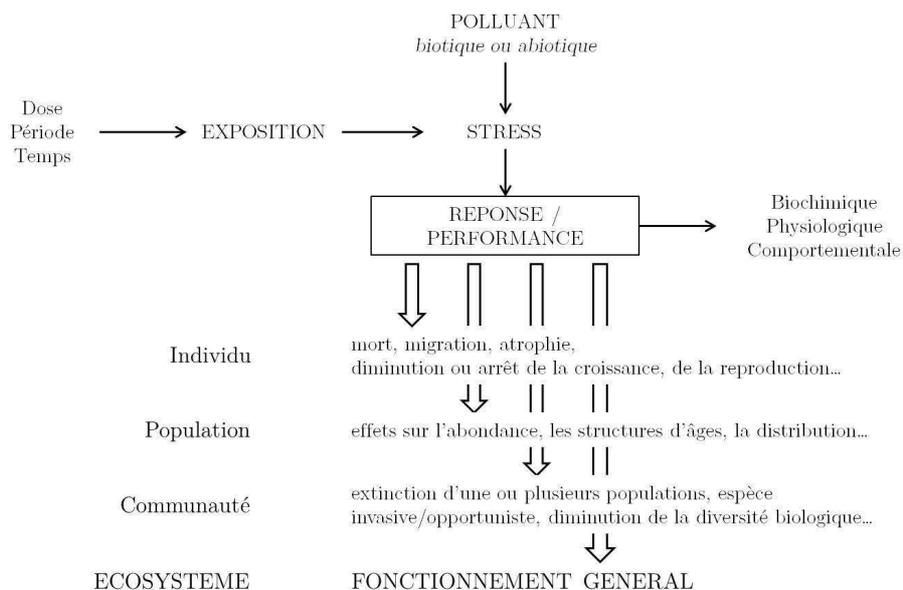


Figure I.11. Exemple d'une succession de réactions écotoxiques globales.

Tableau I.5. Récapitulatif des différents types de polluants existants et de leurs effets biologiques. (Source principale : Ramade, 2007).

Type de polluant	Physique	Chimique	Biologique
<b>Exemples</b>	Radiations ionisantes, pollutions thermiques pollutions particulaires ...	Engrais, pesticides HAP, COV hydrocarbures métaux matières organiques ...	Bloom : algues, phytoplancton, bactéries champignons espèces animales invasives ...
<b>Sources principales</b>	Centrales électriques installation nucléaires pots d'échappements ...	Agroalimentaire tanneries, TS incinérateurs industries pétrolière ...	Agroalimentaire papeterie rejets domestiques ...
<b>Effets</b>	Altérations génétiques modifications des conditions physicochimiques du milieu récepteur, ...	Mortalité, bioaccumulation, biomagnification, altérations démographiques, ...	Turbidité, eutrophisation, anoxie, dérèglements démographiques, ...

## 2.3.2 Ecotoxicité de polluants chimiques : *Focus sur les métaux*

### 2.3.2.1 Métaux lourds ou ETMs ?

L'écotoxicité d'un polluant chimique dépend de plusieurs paramètres, dont la dose, le temps et la période d'exposition, mais également la **biodisponibilité** de l'élément. Ce dernier facteur est particulièrement important lorsqu'il est question des substances métalliques. En effet, selon sa **spéciation**, c'est-à-dire selon l'état physique dans lequel il se trouve (forme ionique libre, complexé avec de la matière organique...), un métal sera plus ou moins biodisponible. La spéciation dépend des caractéristiques physico-chimiques propres du polluant, de sa **persistance** et des caractéristiques **abiotiques** du milieu récepteur, notamment le pH : des bouleversements climatiques (*e.g.* : augmentation des pluies acides) peuvent ainsi provoquer, entre autres, des relargages massifs d'éléments polluants. On note que les éléments métalliques ne sont pas biodégradables : leur persistance dans un milieu est théoriquement infinie, potentialisant d'autant plus leurs effets sur l'environnement (*e.g.* : **bioaccumulation** le long de la chaîne trophique ; Amiard *et al.*, 1991 ; Caurant *et al.*, 1999 ; Colaço *et al.*, 2006).

Le terme "métaux lourds" (Bryan, 1984) est aujourd'hui très souvent associé à un potentiel degré de toxicité et d'écotoxicité. C'est la raison pour laquelle on lui préférera le terme général d'"élément trace métallique" ou ETMs dans la suite de ce manuscrit. Les ETMs sont naturellement présents dans l'environnement, très ubiquistes (sols, roches, air, eau...). Si leur abondance *naturelle* (en général, inférieure à 0,1%) n'est pas homogène, selon le milieu, la région sur Terre, l'élément *etc* (Cannon *et al.*, 1978 ; Juste *et al.*, 1995 ; Reichman, 2002), ils sont néanmoins assujettis aux mêmes lois physiques : ils présentent notamment la particularité d'être de petits atomes au nombre de protons et de neutrons élevé, ce qui leur confère de hauts poids moléculaires<sup>1</sup> (supérieur à  $5 \cdot 10^6 \text{ g m}^{-3}$  ; Holleman & Wiberg, 1985). On parle également de métaux de transition. Environ 40 éléments correspondent à cette définition<sup>2</sup> (*cf.* Figure V.1). Parmi ces ETMs, on distingue deux catégories : les métaux essentiels et les non essentiels (Figure I.10).

---

<sup>1</sup> Ce qui explique l'appellation initiale : métaux *lourds*.

<sup>2</sup> Mais là encore les critères de sélection et les définitions dépendent très largement des auteurs (Eshghi Malayeri, 1995).

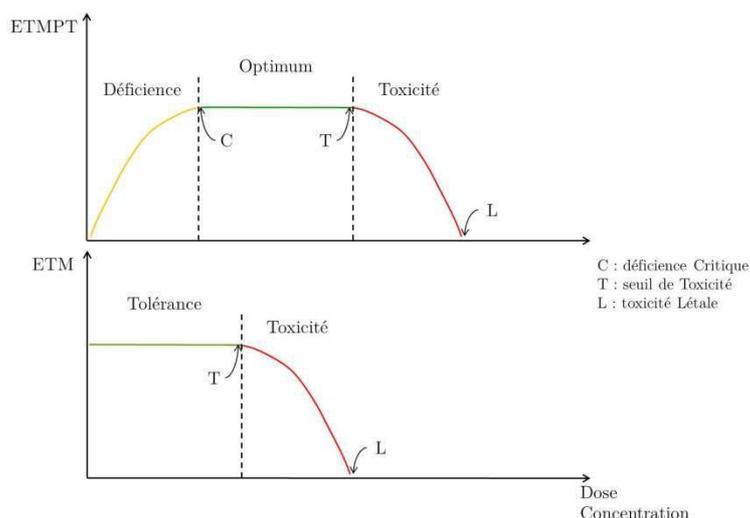


Figure I.12. Courbe dose-réponse générale pour les éléments trace métalliques essentiels, potentiellement toxiques (ETMpt), et les éléments trace métalliques non essentiels (ETMss)(Source : Berry & Wallace, 1981).

Les métaux essentiels aux organismes vivants sont des ETMpt, Eléments Traces Métalliques potentiellement toxiques. Impliqués dans de nombreux processus biologiques (enzymes, pigments respiratoires, cofacteurs...), ils ne sont pas substituables les uns avec les autres (Eskew *et al.*, 1983 ; Aller *et al.*, 1990 ; Egli *et al.*, 1999 ; Mälkönen *et al.*, 1999 ; Vesik *et al.*, 1999 ; Reeves & Baker, 2000) : une déficiency est alors tout aussi néfaste pour l'organisme qu'une trop forte concentration. Les métaux non-essentiels, ETMss<sup>1</sup>, sans fonction biologique connue, sont quant à eux toxiques même à de très faibles concentrations. Il est pourtant nécessaire de ne pas considérer ces catégories comme immuablement fixées : 1/ un élément peut être essentiel pour un animal et non-essentiel pour un végétal, et *vice versa* (e.g. le chrome et l'antimoine ETMss pour les plantes, ETMpt pour les animaux ; Markert, 1993) ; 2/ les travaux de recherches produisent tous les jours des résultats qui peuvent *a priori* mettre à mal les théories et les règles précédemment établies. Si le statut d'éléments comme le cuivre Cu ou le zinc Zn a été défini *essentiel* relativement tôt (Sommer & Sorokin, 1928 ; Lipman & Mc Kinney, 1931), on peut néanmoins citer le cas du nickel Ni<sup>2</sup>. Malgré la démonstration de Bartha et Ordal (1965) concernant le besoin de Ni pour le développement de deux souches bactériennes, cet élément a longtemps été considéré comme un ETMss, sans rôle biologique. Nielsen et Ollerich (1974) sont parmi les premiers à avoir défini le nickel comme un *nouvel élément trace essentiel*. Ce

<sup>1</sup> ETMss : Elément Trace Métallique *stricto sensu*

<sup>2</sup> N.B. : l'existence de plantes nickelophytes confirme le caractère essentiel de cet ETM. Ainsi le latex du *Serbetia acuminata* peut contenir plus de 60000 ppm de nickel, soit jusque 300 g kg<sup>-1</sup> de matière sèche.

changement de catégorie s'est fait sur la base de l'observation de symptômes en cas de *déficience* en Ni chez les animaux, les microorganismes et les plantes (Eskew *et al.*, 1984 ; Denkhaus & Salnikow, 2002 ; Seregin & Kozhevnikova, 2005).

Remarque : Les chlorures Cl et fluorures F ne sont pas des métaux, mais des minéraux halogénés (*cf.* [Figure V.1](#)), systématiquement présents dans les eaux usées, et plus ponctuellement dans les RITS, en concentration beaucoup plus importante que les autres minéraux (Na, Mg, Ca, *etc.*). Considérant leur capacité à former des complexes avec certains éléments métalliques (e.g. F/Al/B ; Sancey, 2011), il a paru important de resenser leurs effets sur les plantes en les intégrant aux deux tableaux suivants ([Tableaux I.6](#) et [I.7](#)).

### ***2.3.2.2 ETMpt : Effets bénéfiques***

Les ETMpt appartiennent à la classe d'éléments nommés nutriments *essentiels* ou encore *oligoéléments* : élément essentiel à *faible* dose. Le bore a un statut bâtard dans ce contexte : élément aux propriétés métalliques non affirmées (mauvaise conductivité, atomes empilés non régulièrement...), il fait néanmoins partie de la classe des *métalloïdes*<sup>1</sup> et des *oligoéléments*. Il est qui plus est largement utilisé dans l'industrie du TS. C'est la raison pour laquelle, au cours de cette étude, le bore est classé dans les ETMpt.

En ce qui concerne le monde végétal, les ETMs considérés ETMpt sont : le bore, le cuivre, le fer, le manganèse, le molybdène, le nickel et le zinc (Baker & Senft, 1995). Ils peuvent être classés selon leur abondance dans les plantes de la manière suivante : Fe > Mn > B > Zn > Cu > Ni > Mo. Le [Tableau I.6](#) présente une synthèse bibliographique des différents rôles *bénéfiques* connus des ETMpt chez les plantes.

### ***2.3.2.3 ETMpt et ETMss : Effets délétères***

Si certains éléments métalliques sont bénéfiques (*vide supra* 2.3.2.2.), d'autres sont *de facto* toxiques pour les différents organismes en présence. Dans le domaine végétal, les ETM *stricto sensu* sont : l'aluminium, l'argent, l'arsenic, le cadmium, le chrome, l'étain le mercure et le plomb. Le [Tableau I.7](#) regroupe une liste non-exhaustive des différents effets négatifs des ETMs (ETMpt et ETMss) chez les plantes.

---

<sup>1</sup> Etat fondamental 1s<sup>2</sup> 2s<sup>2</sup> 2p<sup>1</sup>

Ce tableau ne présente pas les interactions entre les différents ETMs (**antagonisme**, **addition**, *etc.*) (Siedlecka, 1995).

Tableau I.6. Liste non exhaustive et synthétique des rôles physiologiques et morphologiques, directs ou indirects des 7 ETMs considérés ETMpt pour les végétaux (cases grisées)(Sources : *Vallee, 1976 ; Bryan, 1984 ; Mengel & Kirby, 1987 ; Adriano, 1986 ; Welch, 1981 ; Klucas et al., 1983 ; Gerendas et al., 1999 ; Mahmood & Islam, 2006 ; Chatterjee et al., 2006 ; Hänsch & Mendel, 2009*).

Elément	B	Cl	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn
Photosynthèse								
Respiration								
Croissance *								
Immunité **								
Reproduction								
Métabolisme Général	Azote	Energie	Azote Carbone	Azote	Azote	Azote Soufre	Uréase	Energie
Métabolisme ADN, ARN								
Métabolisme nutrition ***								
Synthèse protéines								
Synthèse phytohormones								
Synthèse lignine								
Transport protéines, électrons								

\* *e.g.* : division cellulaire, croissance organique *etc...*

\*\* *e.g.* : réponse aux stress oxydatifs

\*\*\* *e.g.* : métabolisme des oses, acides aminés et acides gras

Tableau I.7. Liste synthétique et non exhaustive<sup>1</sup> des effets délétères des ETMs (ETMPT et ETMss) sur les plantes (cases grisées)(Sources : Tableaux V.1.a et V.1.b).

Elément	B	Cl	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn	Al	Ag	As	Cd	Cr	Sn	F	Hg	Pb
Germination																	
Floraison																	
Fructification																	
Photosynthèse																	
Croissance *																	
Immunité **																	
Fonctions cellulaires																	
Mortalité																	
Respiration																	
Transpiration																	
Métabolisme général																	
Production pigments																	
Différences locales ***																	
Effets externes ****																	

\* *e.g.* : division cellulaire, croissance organique, biomasse *etc...*

\*\* *e.g.* : diminution des réponses aux stress oxydatifs ET augmentation des réactions oxydantes au sein des cellules

\*\*\* *e.g.* : différences observées entre les racines, la tige et les feuilles (séquestration, accumulation, translocation)

\*\*\*\* *e.g.* : chlorose, nécroses, malformations, génération de feuilles/racines adventives *etc...*

<sup>1</sup> Tous les ETM ne sont pas autant étudiés les uns que les autres. C'est la raison pour laquelle certaines altérations sont plus détaillées que les autres.

*Daphnia magna* est LE microcrustacé dulçaquicole par excellence. Sa biologie est très largement connue, et cet organisme est relativement sensible aux polluants en général, aux substances chimiques en particulier. Les différents tests écotoxicologiques l'impliquant (évaluation de l'écotoxicité aiguë et chronique) font partie des tests les plus utilisés, mais également exigés par les différentes réglementations nationales ou internationales. Aucun système n'est malheureusement parfait, et le test "daphnie" le premier. Afin d'évaluer l'écotoxicité de RITS *via* un "*outil écotoxicologique*", il convenait de trouver un organisme biologique pouvant compléter ou contrebalancer les diagnostics réalisés à partir des résultats des "tests daphnies". Le choix s'est alors porté sur la laitue, *Lactuca sativa* (Linné, 1753).