



**INDICATEURS D'IMPACT POUR LES BIOCIDES: ANALYSE DE SENSIBILITÉ ET
QUANTIFICATION DE L'INCERTITUDE.**

Marc Elskens (melskens@vub.ac.be)

Department of Analytical and Environmental Chemistry, Vrije Universiteit Brussel.

Pleinlaan 2, B-1050 Brussel.

<http://www.vub.ac.be/ANCH/>

Table des matières

| | |
|---|----|
| 1. Introduction | 3 |
| 2. Portée et domaine d'application | 3 |
| 3. Méthodologie | 4 |
| 3.1. Fonction de distribution des scores | 4 |
| 3.2. Estimation de l'incertitude sur la fonction de distribution des scores | 5 |
| 3.3. Distributions de fréquences | 7 |
| 3.4. Quelques remarques relatives à l'estimation de l'incertitude | 9 |
| 4. Résultats et discussions | 10 |
| 4.1. Indicateur d'impact ECOLAS pour l'environnement | 10 |
| 4.2. Indicateur d'impact ECOLAS pour la santé publique | 13 |
| 4.3. Proposition de F. Lefèvre (SPF) | 15 |
| 4.4. Proposition de E. Nijs (SPF) | 17 |
| 5. Conclusions et recommandations | 19 |

1. Introduction

L'évaluation du risque écotoxicologique et/ou sanitaire est un outil important pour la prise de décision en Santé Publique et pour la gestion de l'Environnement. Le risque est associé à la probabilité qu'un danger se manifeste. Il est généralement apprécié par un quotient : Toxicité du contaminant / Exposition au contaminant. On travaille fréquemment sur base de scénarios et selon des procédures en plusieurs étapes de complexité croissantes. On conçoit alors un indicateur d'impact qui fournit une représentation simplifiée de la réalité en vue d'aider les gestionnaires du risque. La simplification est nécessaire pour obtenir un outil utilisable dans la pratique. L'indicateur est défini à l'aide d'algorithmes fixes et documentés au sein desquels les différentes étapes de calculs doivent être vérifiables selon les principes de transparence et traçabilité. Dans le cas des biocides, l'indicateur doit permettre de piloter un programme fédéral de réduction des pesticides/biocides. Néanmoins, la confiance dans les données calculées est un préalable à la réalisation de cet objectif. Il est donc important d'avoir une évaluation de la qualité des résultats, c'est-à-dire de leur niveau de fiabilité pour l'application en question. Ces évaluations doivent inclure les caractéristiques probabilistes de l'incertitude provenant de l'extrapolation des risques pour la santé et/ou environnement à partir de données disponibles.

2. Portée et domaine d'application

Ce rapport fournit des indications pour l'évaluation et l'expression de l'incertitude dans l'analyse de 4 indicateurs d'impacts :

- (i) Proposition ECOLAS pour un indicateur d'impact Environnement. Domaine d'application pour les produits de catégorie EU, 8 (protection du bois) 14 (rodenticides) et 18 (insecticides et acaricides)
- (ii) Proposition ECOLAS pour un indicateur d'impact Santé Publique. Domaine d'application pour les produits de catégorie EU, 8 (protection du bois) 14 (rodenticides) et 18 (insecticides et acaricides).
- (iii) Proposition de F. Lefèvre (SPF). Domaine d'application pour les produits de catégorie EU 8 (protection du bois).
- (iv) Proposition de E. Nijs (SPF). Domaine d'application pour les produits de catégorie EU 14 (rodenticides) et 18 (insecticides et acaricides)

La présente partie de l'étude vise à préciser l'importance des incertitudes et les implications de celles-ci sur la fiabilité des indicateurs d'impacts. Elle ne juge pas des critères retenus dans l'algorithmique, par exemple le nombre et les valeurs de score utilisé pour la paramétrisation du risque. Néanmoins pour éviter la propagation d'erreur

systématiques et la redondance d'information, les critères choisis dans l'élaboration du score devraient être stochastiquement indépendants. En d'autres termes, la probabilité d'obtenir un score pour un critère donné ne devrait pas dépendre de la réalisation (ou non réalisation) d'un score pour d'autres critères. Aussi nous paraissait-il important de tester cette hypothèse lorsque possible.

L'approche utilisée dans ce travail est fondée sur la démarche suivie dans les Guides ISO (Guide pour l'Expression de l'Incertainité dans les Mesures) et EURACHEM / CITAC (Quantifier l'Incertainité dans les Mesures Analytiques).

3. Méthodologie

3.1. Fonction de distribution ou répartition des scores

La figure 1 résume les procédures utilisées dans l'établissement des scores pour les 4 indicateurs d'impact. L'information de base qui est le résultat de tests toxicologiques (information quantitative) peut être directement transposée en scores. C'est l'approche utilisée dans la proposition de F. Lefèvre. Dans l'alternative (propositions d'Ecolas et de E. Nijs) les valeurs numériques des tests toxicologiques sont traduites en phrases de risques (information qualitative), puis celles-ci sont transposées en scores. Si cette dernière approche à le mérite de la transparence, elle utilise directement l'information fournie par l'étiquetage du produit, elle ne respecte pas au sens strict le principe de traçabilité. L'information véhiculée par les phrases de risques est en général découplée de la valeur numérique des tests toxicologiques. Ceci peut poser problèmes dans l'estimation de l'incertitude (voir & 3.3).

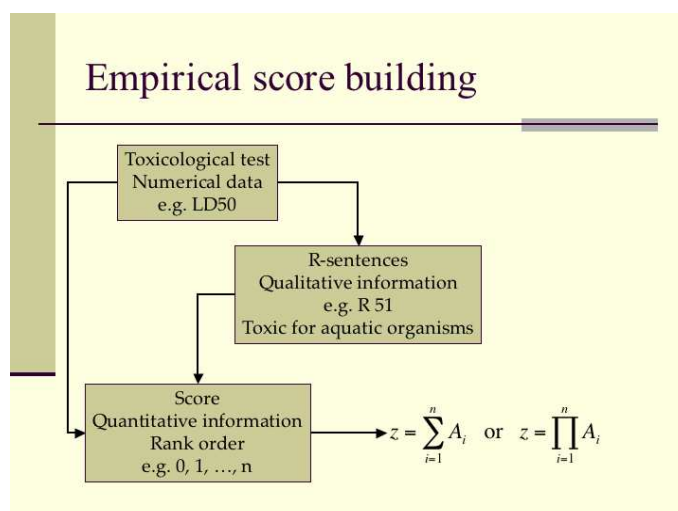


Figure 1: Procédure utilisée dans l'établissement des scores pour les 4 indicateurs d'impacts (§ 2).

La combinaison des scores dans des algorithmes impliquant des sommes (combinaisons linéaires) et/ou produits donne naissance à la fonction de distribution ou de répartition des scores (z). Celles-ci peuvent être continues (par ex. distributions normales, log-normales...) ou discontinues (par ex. distributions binomiales et polynomiales...). Les distributions (z) pour les 4 indicateurs d'impacts sont discutées au § 4.

3.2. Estimation de l'incertitude sur la fonction de distribution des scores

Le remplacement des valeurs numériques des tests toxicologiques par des phrases de risques et /ou des scores provoque néanmoins une certaine perte d'information. Cela peut modifier la forme de l'intervalle et l'amplitude de l'incertitude.

Un exemple de ceci serait le suivant : supposons une fonction de distribution ou de répartition des scores $z(x)$ telle que:

$$z(x) = \begin{cases} 0 & \text{si } NC \text{ (LD50 (mg/l) > 10)} \\ 1 & \text{si } R51 \text{ (1 < LD50 (mg/l) < 10)} \\ 2 & \text{si } R50 \text{ (LD50 (mg/l) < 1)} \end{cases} \quad (1)$$

où *NC* "non classée pour ce critère", *R51* "toxique pour les organismes aquatiques" et *R50* "très toxique pour les organismes aquatiques" sont les phrases de risque associées aux substances classifiées dangereuses pour l'environnement aquatiques. Considérons alors un produit A, dont la LD50 (mg/l) est une variable aléatoire normales de moyenne 0.9 et d'écart type 0.2 mg/l. Pour ce produit les probabilités $p_z(x_i)$ associées à la réalisation des scores 0, 1 et 2 sont respectivement de 0, 0.18 et 0.82. On en déduit à l'aide des expressions suivantes:

$$\bar{z} = \sum_{i=1}^n p_z(x_i) \cdot z(x_i) \quad (2)$$

$$s_z = \sqrt{\sum_{i=1}^n p_z(x_i) \cdot (z(x_i) - \bar{z})^2} \quad (3)$$

les paramètres de position (moyenne Eq. 2) et de dispersion (écart-type ou déviation standard Eq. 3). Pour la fonction de distribution des scores $z(x)$ associée au produit A, ces paramètres sont 2 ± 0.4 . De plus, les fonctions de densité de probabilité sont telles que:

$$\sum_{i=1}^n p_z(x_i) = 1 \quad (4)$$

où $i = 1 \dots n$ représente le nombre de scores ou rangs retenus dans l'algorithme.

Ainsi le remplacement de la variable normale initiale (variable continue) par une distribution de scores (variable discontinue) s'accompagne d'une augmentation de la variabilité ; l'écart type relatif ou coefficient de variation passant de 11 à 20%.

Dans de nombreux cas, si l'étiquetage du produit comporte la référence à la phrase de risque, celle-ci n'est pas reliée à la valeur observée de la LD50. Tout au plus, peut on savoir d'après les critères de dangerosité que la mention R50 correspond à une LD50 < 1 mg/l. Sur cette base, le score moyen du produit peut être déterminé, mais l'incertitude ne peut être quantifiée.

Cependant pour un score moyen de 2 (valeur arrondie) on peut prédire que:

$$\begin{cases} pz(x_0) = 0 \\ pz(x_1) \leq pz(x_2) \end{cases} \quad (5)$$

A l'aide de cette relation, il est possible de fournir une estimation de l'incertitude type. Par exemple en forçant $pz(x_1) = pz(x_2)$, on obtient par l'équation (3) une déviation standard de 0.5. C'est une estimation maximale de l'incertitude caractérisée par un coefficient de variation de 25% (Figure 2). On peut montrer par ailleurs que l'incertitude sur l'attribution du score décroît lorsque $pz(x_1)$ devient progressivement inférieure à $pz(x_2)$ (ou inversement). A la limite lorsque $pz(x_1) \approx pz(x_0) \approx 0$ (et $pz(x_2) \approx 1$ ou inversement, Eq. 4), l'incertitude tend vers 0. Ainsi par exemple pour un produit B dont la LD50 (mg/l) est une variable aléatoire normale de moyenne 5 et d'écart type 1 mg/l, les probabilités d'obtenir un score de valeur 0 ou 2 (à savoir mesurer au cours d'un test toxicologique une LD50 > 10 mg/l ou < 1 mg/l) sont infimes. L'incertitude sur l'attribution d'un score de valeur 1 au produit B converge donc vers 0 (Figure 2). Enfin l'attribution d'un score 0 est déconseillée car cela peut entraîner des difficultés arithmétiques. Par exemple pour un produit C dont la LD50 (mg/l) est une variable aléatoire normale de moyenne 11 et d'écart type 2 mg/l, on peut prédire les probabilités $pz(x_i)$ telles que :

$$\begin{cases} pz(x_0) \geq pz(x_1) \\ pz(x_2) = 0 \end{cases} \quad (6)$$

En forçant $pz(x_1) = pz(x_0)$, on obtient alors à l'aide des expressions (2) et (3) un score moyen de 0 ± 0.5 (valeur arrondie). On remarquera ici que l'écart relatif n'est pas défini (NAN = not a number ; Figure 2). Cela pose un problème pour les modèles où la procédure d'établissement des scores implique un produit ou un quotient. Dans ces conditions en effet, le calcul de propagation d'erreurs utilise uniquement des paramètres exprimés sous forme d'écarts types relatifs.

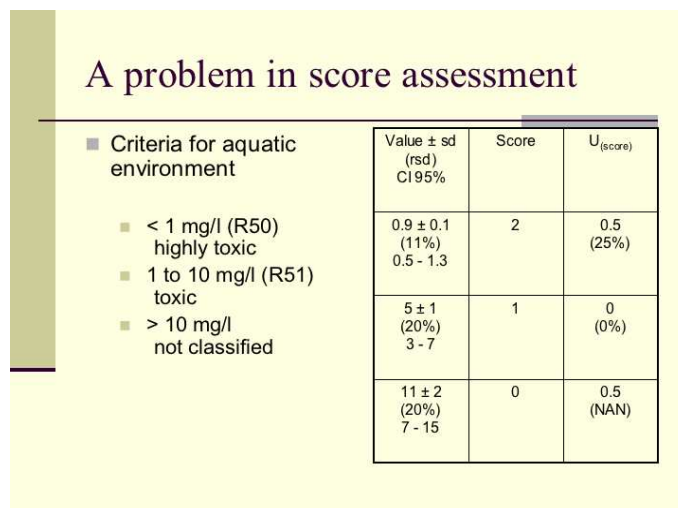


Figure 2 : Procédure d'évaluation de l'incertitude associée à un score

3.3. Distributions de fréquences

Lorsque les observations sont fort nombreuses, il peut être utile, voire nécessaire de les condenser sous la forme d'une distribution de fréquences, aussi appelée distribution observée ou empirique. La distribution de fréquence obtenue pour les produits de catégorie EU-8, 14 et 18 en ce qui concerne le critère de classification "substances dangereuses pour l'environnement aquatiques" est donné au tableau 1 :

Tableau 1 : Distribution de fréquence empirique et fonction de répartition des scores (produits de catégorie EU-8, 14 et 18).

| Phrase de risque | Fréquence observée | f(n _i) ou fréquence relative | Fonction de distribution des scores z(x) |
|------------------|--------------------|--|--|
| NC | 48 | 0.80 | 0 |
| R51 | 0 | 0 | 1 |
| R50 | 12 | 0.12 | 2 |

En exprimant ces fréquences en valeur relative du nombre total d'observations on a :

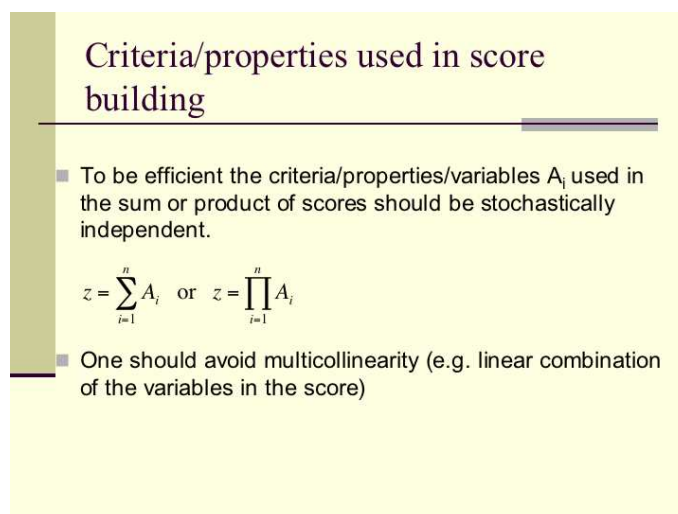
$$\sum_{i=1}^n f(n_i) = 1 \quad (7)$$

En substituant dans les équations (2) et (3), les probabilités pz(x_i) par les fréquences relatives f(n_i), on obtient les paramètres de position, moyenne = 0 (valeur arrondie) et dispersion, écart-type = 0.8 de cette distribution.

Par simulation de Monte-Carlo, on peut également engendrer une variable aléatoire z(x) associée à un critère ou à un groupe de critères de classification. On obtient ainsi une

distribution de fréquence théorique pour une liste fictive et quasi-infinie de produits ($n > 1000$). Cette simulation sert à l'analyse statistique du résultat, par exemple à tester le bien fondé de l'algorithmique utilisée dans la fonction de distribution des scores :

- Possibilité(s) de tester l'indépendance stochastique des critères de classification (voire Figure 3).
- Déterminer les caractéristiques statistiques de la distribution (distribution uni/multimodale, symétrique/non symétrique, variable continue/discontinue...)
- Déterminer si la fonction $z(x)$ est définie pour l'ensemble des valeurs admissibles de scores (intervalle entre la valeur minimale et maximale)
- Evaluer l'incertitude du score moyen qui résulte seulement de variations aléatoires.



Criteria/properties used in score building

- To be efficient the criteria/properties/variables A_i used in the sum or product of scores should be stochastically independent.

$$z = \sum_{i=1}^n A_i \quad \text{or} \quad z = \prod_{i=1}^n A_i$$

- One should avoid multicollinearity (e.g. linear combination of the variables in the score)

Figure 3 : Un paramètre important : l'indépendance stochastique des critères de classification

Par rapport à l'exemple précédent, prenons un produit au hasard dans une liste fictive de produit et appliquons la fonction de distribution des scores $z(x)$ telle que définie par (1). Nous connaissons les valeurs possibles de score (0, 1 ou 2) sans savoir si une valeur est plus probable que l'autre. Nous générons alors par ordinateur une suite de nombre aléatoire ($n > 1000$) selon une distribution uniforme ou rectangulaire. Celle-ci est continue sur un intervalle (0, 1). On en déduit la fonction de répartition des scores:

$$z'(x) = \begin{cases} 0 & \text{si } x \leq 0.33 \\ 1 & \text{si } 0.33 < x \leq 0.66 \\ 2 & \text{si } x > 0.66 \end{cases} \quad (8)$$

On retrouve alors une distribution théorique caractérisée par une moyenne = 1 (valeur arrondie) et un écart-type = 0.83. Cette valeur d'incertitude représente la dispersion due au seul effet du hasard. Elle est proche de l'incertitude calculée à partir de la distribution de fréquence observée des produits de catégorie EU-8, 14 et 18.

3.4. Quelques remarques relatives à l'estimation de l'incertitude

- L'incertitude sur l'attribution d'une valeur de score peut toujours être chiffrée à l'aide des équations 2 et 3.
- Une valeur "exacte" de l'incertitude sera calculée si l'on connaît la distribution statistique de la LD50 (par ex. distribution normale de moyenne m et écart-type s_m). Dans ces conditions l'incertitude sur l'attribution d'une valeur de score n'est pas invariante. Elle résulte de la conjonction de l'incertitude sur le résultat des tests toxicologiques et de l'appartenance du produit à l'une ou l'autre classe définie d'après des critères de dangerosité, d'exposition ou autres. Ainsi un produit situé en bordure de classe n'aura pas la même incertitude qu'un produit situé en milieu de classe même si l'écart relatif sur les LD50 de ces produits est identique (Tableau 2).
- Si l'incertitude sur le résultat d'un test toxicologique n'est jamais nulle, l'incertitude sur l'attribution d'une valeur de score peut tendre vers 0 (voir Figure 2 et Tableau 2).
- Lorsque la distribution de la variable aléatoire LD50 n'est pas connue (c'est le cas le plus fréquent), une valeur "approchée" de l'incertitude peut être calculée si l'on déduit les fréquences relatives à partir des distributions empiriques ou théoriques (par ex. distribution de fréquences des scores pour les produits de catégorie EU-8, 14 et 18, voir § 3.3). Dans ce dernier cas, on supposera en général que toutes les valeurs dans la fonction de distribution des scores sont équiprobables.
- L'incertitude obtenue d'après les distributions de fréquence est invariante. Elle représente l'incertitude sur le comportement moyen d'une catégorie de produits par rapport au critère de classification étudié. Elle est découplée de la valeur de l'incertitude sur les résultats des tests toxicologiques (Tableau 2) mais représente souvent la seule alternative possible d'estimation de l'incertitude.

Tableau 2: Estimation de l'incertitude pour les produits de catégorie EU-8, 14 et 18 en ce qui concerne le critère de classification "substances dangereuses pour l'environnement aquatiques". Les valeurs illustrées sont des moyennes \pm écart-type (écart-type relatif). IDE et IDT représentent les incertitudes estimées respectivement à partir des distributions empiriques et théoriques (§ 3.3).

| LD50 en mg/l | Phrase de risque | Score z(x) | IDE | IDT |
|--------------|------------------|----------------|------------|------------|
| 50 | ± 5 (10%) | 0 ± 0 (NAN) | 0.80 (NAN) | 0.83 (NAN) |
| | ± 13 (25%) | 0 ± 0 (NAN) | | |
| | ± 25 (50%) | 0 ± 0.3 (NAN) | | |
| 10 | ± 1 (10%) | 1 ± 0.5 (50 %) | 0.80 (80%) | 0.83 (83%) |
| | ± 2.5 (25%) | 1 ± 0.5 (50 %) | | |
| | ± 5 (50%) | 1 ± 0.6 (60 %) | | |
| 5 | ± 0.5 (10%) | 1 ± 0 (0 %) | 0.80 (80%) | 0.83 (83%) |
| | ± 1.3 (25%) | 1 ± 0.3 (30 %) | | |
| | ± 2.5 (50%) | 1 ± 0.5 (50 %) | | |
| 1 | ± 0.1 (10%) | 2 ± 0.5 (25 %) | 0.80 (40%) | 0.83 (42%) |
| | ± 0.3 (25%) | 2 ± 0.5 (25 %) | | |
| | ± 0.5 (50%) | 2 ± 0.5 (25 %) | | |
| 0.5 | ± 0.05 (10%) | 2 ± 0 (0 %) | 0.80 (40%) | 0.83 (42%) |
| | ± 0.13 (25%) | 2 ± 0.1 (5 %) | | |
| | ± 0.25 (50%) | 2 ± 0.3 (15 %) | | |

4. Résultats et discussions

4.1. Indicateur d'impact ECOLAS pour l'environnement

Principe général L'algorithmique implique le produit de deux variables représentant la quantité de biocide utilisée et une mesure de son écotoxicité. Celle-ci est définie à l'aide d'une simple sommation de scores utilisant 6 critères de dangerosité basés sur des phrases de risques et/ou des seuils de tolérance admissible (Figure 4).

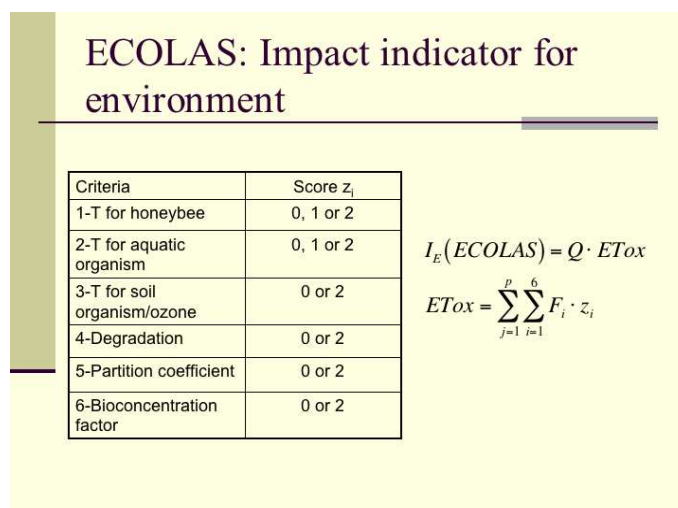


Figure 4 : Critères de classification pour l'indicateur d'impact environnement ECOLAS

Atout Simplicité et robustesse de l'algorithmique utilisée dans la mesure de l'écotoxicité. La distribution de fréquence observée (fonction de répartition des scores pour les produits de catégorie EU-8-14-18) donne naissance à une courbe en cloche de type binomial (Figure 5).

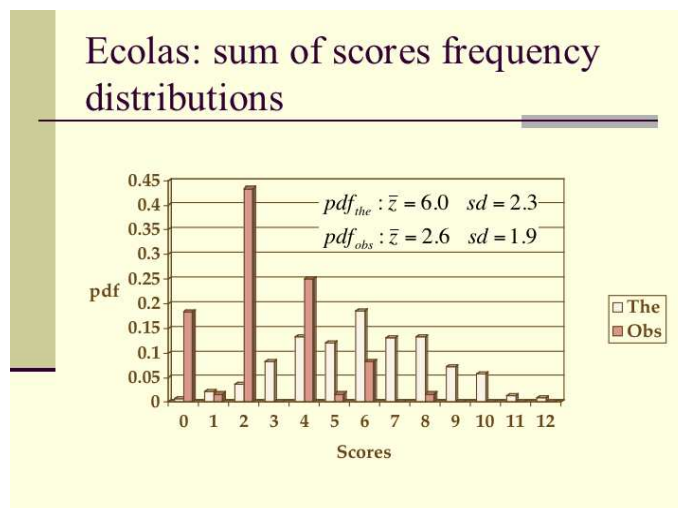


Figure 5 : Distribution empirique et théorique pour la variable ETox (matière active pour les produits de catégorie EU-8, 14 et 18). Le sigle pdf correspond aux fréquences relatives.

L'ensemble des valeurs admissibles pour la fonction de distribution des scores (intervalle de 0 à 12) définit une distribution théorique en cloche de type binomiale, caractérisée par une moyenne de 6 et un écart type de 2.3. La distribution empirique (observée) est excentrée de moyenne 2 (valeur arrondie) et d'écart type 1.9. Elle est définie sur un intervalle de 0 à 8, c'est à dire que les plus hautes valeurs de score ne sont jamais atteintes. Le décalage entre les deux distributions résulte dans une proportion différente de produits non classés (score 0 pour les critères de classification). Celle-ci varie entre 30 et 50% pour la distribution théorique, mais oscille entre 47 et 100% pour la distribution empirique. Dans ce dernier cas, un produit sera non classé si la phrase de risque n'est pas d'application (30-58%) et/ou selon la directive sur la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses DIR 67/518/EEC (7-45%). Il n'existe pas de corrélation significative entre les fonctions de répartitions des scores obtenus pour les différents critères de classification (Figure 4), ce qui laisse auguré d'une certaine indépendance stochastique (la probabilité de voir se réaliser un score pour un critère ne dépendant pas de la réalisation ou non réalisation d'un score pour les autres critères).

Si on utilise l'incertitude calculée à partir de cette distribution, on obtient un écart type relatif moyen d'environ 40-50% sur l'attribution des scores (Figure 6).

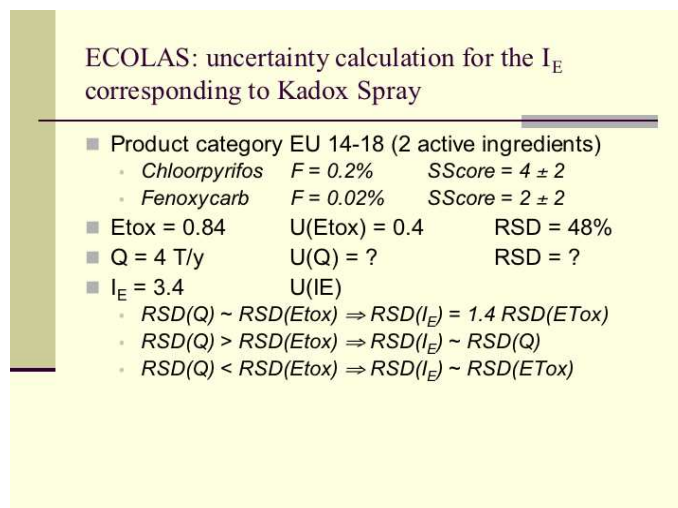


Figure 6 : Procédure d'évaluation de l'incertitude pour l'indicateur d'impact ECOLAS

Dans certain cas, il est possible de réduire cette incertitude significativement en utilisant les valeurs numériques (LD50, facteur de bioconcentration, coefficient de partition) fournies sous la forme d'un tableau récapitulatif de substances actives. Ainsi par exemple, pour un produit représentatif tel que le Kadox Spray, l'incertitude relative sur le scoring est réduite à $\pm 14\%$. Ce produit est constitué de deux matières actives, le Chloorpyrifos et le Fenoxycarb en proportions respectives de 2 et 0.2 g/l. Le Tableau 3 résume les fonctions de distribution des scores et le calcul d'incertitude pour la variable ETox. La procédure suivie pour l'évaluation de l'incertitude est la suivante :

- La matière active chloorpyrifos répond positivement aux critères de toxicité pour les abeilles ($LD50 < 1 \mu\text{g}/\text{abeille}$) et du facteur de bioconcentration ($BCF > 500$). Dans le premier cas, avec une LD50 10 fois inférieure au seuil de tolérance, nous avons montré que l'incertitude sur l'attribution de la valeur de score tendait vers 0. Dans le second cas, nous pouvons supposer que la valeur réelle de BCF se situe n'importe où entre les valeurs 100 et 4667, sans savoir si une partie de l'intervalle est plus probable que l'autre. Nous générons alors une suite de nombre aléatoire ($n > 1000$) selon une distribution uniforme continue sur l'intervalle 100 - 4667. On en déduit la

$$\text{fonction de répartition des scores: } z(x) = \begin{cases} 0 & \text{si } x \leq 500 \\ 2 & \text{si } x > 500 \end{cases}$$

On obtient alors une distribution théorique caractérisée par une moyenne = 2 (valeur arrondie) et un écart-type = 0.6.

- La matière active Fenoxycarb répond négativement aux critères de classification (Tableau 3), mais le remplacement de la donnée manquante par le scénario du Worst Case donne un score final de 2. Etant donné que les probabilités $p_z(x_0)$ et

pz(x²) sont égales, on obtient par l'équation (3) une déviation standard de 1. L'incertitude relative sur la variable ETox s'élève donc à 14%.

Tableau 3 : Fonction de distribution des scores et calcul d'incertitude pour le produit Kadox Spray.

| Chloorpyrifos (F = 0.2%) | Score z(x) | Ecart type |
|--------------------------|--------------|---------------------------------------|
| LD50 : 0.114 µg/abeille | 2 | 0 (0%) |
| BCF : 100 - 4667 | 2 | 0.6 (30%) |
| Fenoxycarb (F = 0.02%) | | |
| LD50 : pas d'information | 2 Worst case | 1 (50%) |
| ETox | 0.84 | 0.12 (14%) |
| Q tonne/an | 4 | Pas d'information. Worst case 2 (50%) |
| IIE | 3.4 | 1.7 (52%) |

Faiblesse Il y a un manque de transparence dans l'attribution du score 0 (non classé). Un produit est non classé d'après la directive 67/518/EEC et/ou si la phrase de risque n'est pas d'application. Il n'est cependant pas clair si le non classement implique une toxicité/nuisance négligeable pour le critère étudié, s'il résulte d'un manque d'information, ou enfin parce que l'on suppose d'après le bon usage que le produit ne sera pas en contact avec le biotope mentionné dans la phrase de risque.

Actuellement, la plus grande incertitude se situe sur la variable de quantité (Q). Pour les expressions impliquant une multiplication, l'incertitude relative est proportionnelle à la somme des carrés des écarts types relatifs. Ici on obtient :

$$\frac{S_{IE}}{IE} = \sqrt{\left(\frac{S_{ETox}}{ETox}\right)^2 + \left(\frac{S_Q}{Q}\right)^2} \quad (9)$$

Par exemple si l'écart type relatif sur Q = 50%, c'est lui qui déterminera l'essentiel de l'incertitude autour de l'indicateur d'impact réduisant à néant le bon comportement de la variable ETox. Il est donc nécessaire de trouver une manière d'évaluer la quantité de biocides réellement utilisés.

4.2. Indicateur d'impact ECOLAS pour la santé publique

Principe général L'algorithmique implique le produit de deux variables représentant la quantité de biocide utilisée et une mesure sa toxicité (risques de préjudice pour la santé). Celle-ci est définie par une simple sommation de scores attribués à des classes de danger telles toxique, très toxique, corrosif, irritant, nocif et modérément nocif (Figure 7).

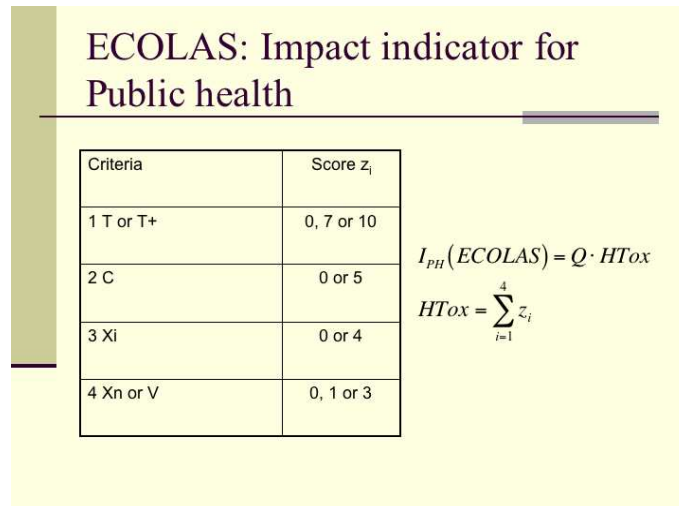


Figure 7 : Critères de classification pour l'indicateur d'impact santé publique ECOLAS

L'ensemble des valeurs admissibles pour la fonction de distribution des scores (intervalle de 0 à 22) définit une distribution théorique de type multimodale. On observe l'existence de 2 zones de fréquences maximums pour les scores situées entre 5-8 et 10-16. La distribution est caractérisée par une moyenne générale de 12 et un écart type de 5. Mathématiquement toutes les valeurs de scores ne sont pas réalisables (par ex. 2 et 21). Pour la distribution empirique (observée), les fréquences vont en décroissant de gauche à droite (distribution en i). Le maximum de fréquence est observée pour le score 0 (68% des observations). La distribution est caractérisée par une moyenne générale de 1 (valeur arrondie) et un écart type de 3. (Figure 8).

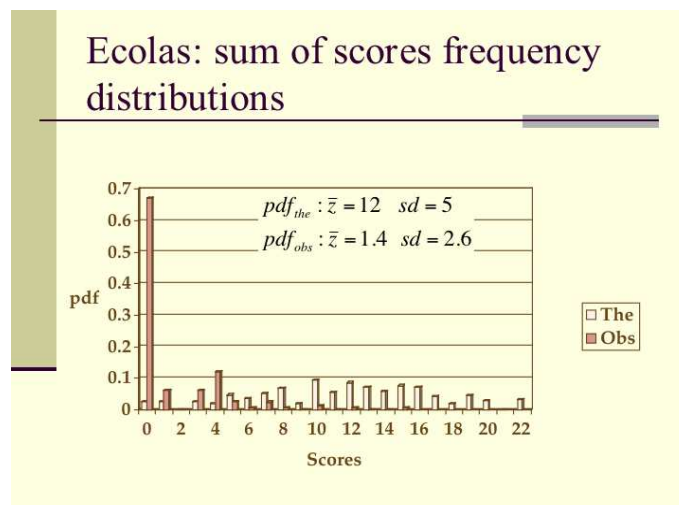


Figure 8 : Distribution empirique et théorique pour la variable HTox. Le sigle pdf correspond aux fréquences relatives.

Faiblesse Puisque le maximum de fréquence est observée pour le score 0 (68% des observations), cela montre que le choix des classes de danger est peu approprié et que l'indicateur d'impact ne peut répondre à l'objectif de l'étude (aider les gestionnaires du risque à piloter un programme de réduction des pesticides/biocides).

4.3. Proposition de F. Lefèvre (SPF)

Principe général L'algorithmique implique le produit de deux variables représentant le facteur de bioconcentration du biocide et une mesure de sa dangerosité (risques de préjudice pour la santé et écotoxicité). Celle-ci est définie par une sommation complexe impliquant une valeur pondérée des résultats de tests toxicologiques. Il y a 11 catégories principales subdivisées elles-mêmes en sous-classes. Par exemple la catégorie de toxicité aigue regroupe les résultats de tests oraux, dermiques, respiratoires etc...(Figure 9)

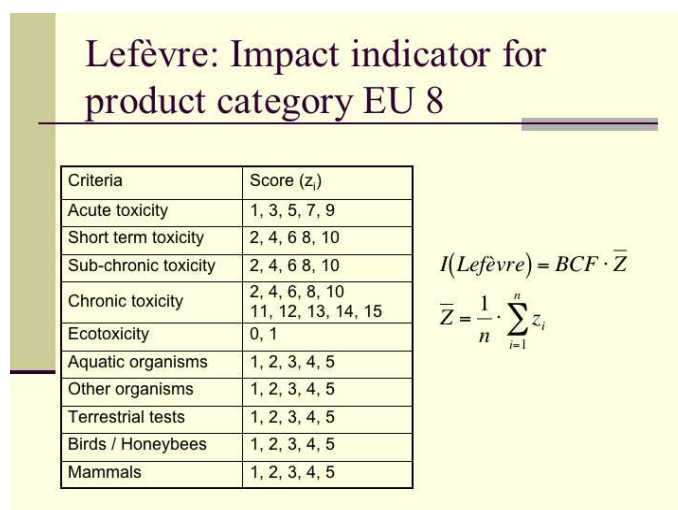


Figure 9 : Critères de classification pour l'indicateur d'impact Lefèvre

Atout La fonction de répartition des scores, exprimant la dangerosité des substances actives utilisées dans les produits de protection du bois, donne naissance à une courbe en cloche continue normalement distribuée (Figure 10). Il existe une bonne adéquation entre les distributions empiriques et théoriques. Celles-ci sont caractérisées par une moyenne générale de 3 (valeur arrondie) et un écart type compris entre 0.3 et 0.5.

L'incertitude relative sur le scoring s'élève en moyenne à 10-15%. Il existe un tableau récapitulant l'information disponible pour les 34 substances actives biocides participant au programme de révision dans le cadre de la directive 98/8/CE (Figure 11).

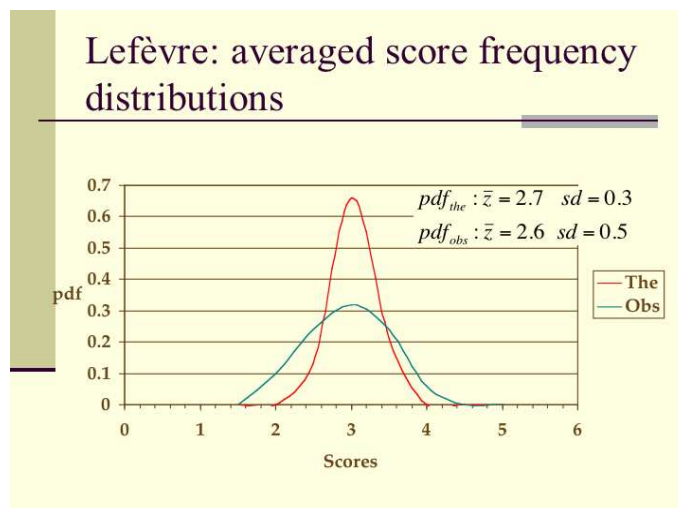


Figure 10 : Distribution empirique et théorique pour la variable \check{z} . Le sigle pdf correspond aux fréquences relatives.

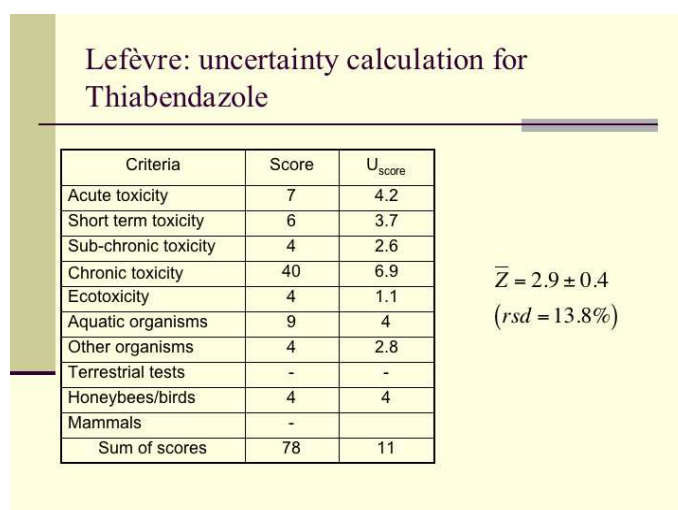


Figure 11 : Exemple d'évaluation de l'incertitude pour la variable \check{z} de l'indicateur Lefèvre

Faiblesse Actuellement, la plus grande incertitude se situe sur le facteur de bioconcentration. C'est lui qui détermine l'essentiel de l'incertitude autour de l'indicateur d'impact, réduisant à néant le bon comportement de la variable toxicologique. Même une transformation de variable (transformation logarithmique) n'est pas suffisante pour stabiliser la variance. Une solution serait d'attribuer un score au facteur de bioconcentration en utilisant un seuil de tolérance comme proposé dans l'algorithme ECOLAS (Figure 11).

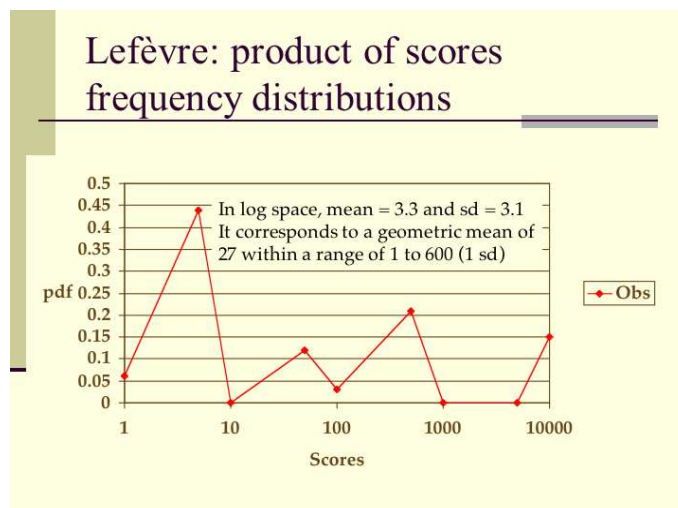


Figure 11 : Distribution de fréquence pour l'indicateur Lefèvre

4.4. Proposition de E. Nijs (SPF)

Principe général L'algorithmique implique le produit de trois variables représentant la consommation annuelle du biocide, une mesure de sa toxicité (risques de préjudice pour la santé) et une mesure d'exposition au biocide. La variable de toxicité est définie comme dans la proposition ECOLAS par une sommation de scores attribués à des classes de danger. Le scoring est toutefois amélioré et les phrases de risques sont dissociées en effets chroniques et aigus. La variable d'exposition est définie par une algorithmique plus complexe incluant des opérations d'additions et de multiplications de scores, tenant compte de la fréquence d'utilisation du produit, de sa formulation et du type d'exposition (en cours d'application, après application, par voies orales, dermiques ou respiratoires).

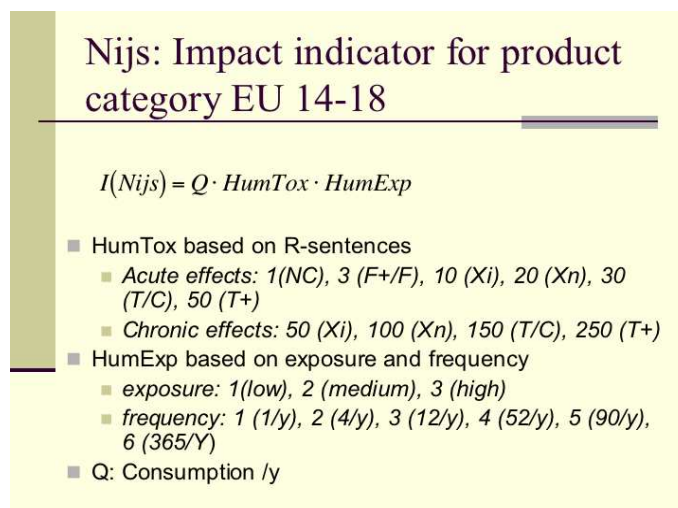


Figure 12 : Critères de classification pour l'indicateur d'impact Nijs

Atout C'est certainement le plus complet des 4 algorithmes utilisés dans la paramétrisation du risque sanitaire et/ou environnemental car il tient compte à la fois des caractéristiques implicites du produit, des facteurs d'exposition et de consommation. Cette approche a de plus le mérite de la simplicité et de la transparence, car elle utilise directement l'information fournie par l'étiquetage du produit.

Faiblesse Le revers de la médaille est que l'information véhiculée par les phrases de risques (information qualitative) est découplée de la valeur numérique des tests toxicologiques (information quantitative). Si la traçabilité ne peut être établie, l'incertitude est difficilement quantifiable et par voie de conséquence la fiabilité de l'indicateur d'impact ne peut être correctement appréciée. Lorsque l'on connaît les valeurs de scores utilisées dans l'algorithme, sans savoir si une valeur est plus probable que l'autre, on peut néanmoins estimer l'incertitude sous la forme d'un intervalle maximum à l'aide d'une fonction de distribution uniforme ou rectangulaire. Cette estimation conduit à des incertitudes relatives sur les variables de toxicité et d'exposition d'environ 20 à 30% (Figure 13).

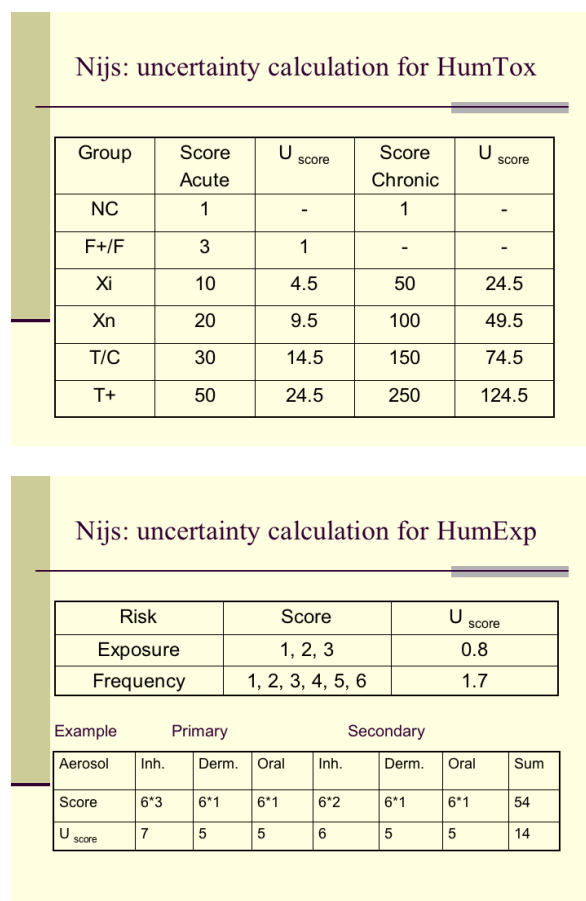


Figure 13 : Procédure d'évaluation de l'incertitude pour l'indicateur d'impact Nijs

Il faut encore trouver une manière d'évaluer la consommation annuelle de biocides et son incertitude (Figure 14).

Nijs: uncertainty calculation for Vapona Tecno

| | | | |
|----------------|---------|-------------|--|
| ■ HumTox | | | |
| ■ R-sentences: | R-12 | | |
| ■ Score ± su | 3 ± 1 | (rsd = 33%) | |
| ■ HumExp | | | |
| ■ Score ± su | 55 ± 13 | (rsd = 24%) | |
| ■ Q | | | |
| ■ Score ± su | ? | | |

Figure 14 : Exemple d'évaluation de l'incertitude pour l'indicateur d'impact Nijs

5. Conclusions et recommandations

Ce projet vise à améliorer la compréhension du processus de l'évaluation des risques, à préciser l'importance des incertitudes et des implications de celle-ci pour 4 indicateurs d'impacts. Cela implique le développement de modèles stochastiques pour tester la fiabilité de l'indicateur (analyse de sensibilité au sens large du terme). Pour développer / améliorer l'algorithmique, il est souhaitable de prêter attention aux points suivants :

Summary and recommendations

| | | |
|--|---------------------------|--|
| ■ Score building | | |
| ■ Absolute value of the score | | |
| ■ Sum of scores <i>versus</i> product of scores | | |
| ■ Stochastic independence of the criteria used in score building | | |
| ■ Observed frequency distribution | | |
| ■ Scores | | |
| ■ ECOLAS | rsd ~ 40-50% on Etox | |
| ■ Lefèvre | rsd ~ 10-15% on \bar{z} | |
| ■ Nijs | rsd ~ 30-35% on HumTox | |
| ■ Nijs | rsd ~ 20-25% on HumExp | |