

# commission du codex alimentarius



ORGANISATION DES NATIONS  
UNIES POUR L'ALIMENTATION  
ET L'AGRICULTURE

ORGANISATION  
MONDIALE  
DE LA SANTÉ



Point 7(a) de l'ordre du jour

CX/PR 10/42/8-Add. 1  
Mars 2010

## PROGRAMME MIXTE FAO/OMS SUR LES NORMES ALIMENTAIRES COMITE DU CODEX SUR LES RESIDUS DE PESTICIDES Quarante-deuxième session

Xian, Chine, 19 – 24 avril 2010

**Commentaires sur l'AVANT PROJET DE RÉVISION DES DIRECTIVES RELATIVES À  
L'ESTIMATION DE L'INCERTITUDE DES RÉSULTATS POUR LA DÉTERMINATION DES  
RÉSIDUS DE PESTICIDES à l'étape 4,  
Soumis par l'Argentine, les États-Unis d'Amérique, l'Australie, Cuba et l'Union européenne**

### **ARGENTINE**

La délégation argentine a soumis des commentaires sur la version en langue espagnole du document, commentaires dont il sera tenu compte lors de la révision de la version espagnole.

### **ÉTATS-UNIS D'AMÉRIQUE**

Les États-Unis ont le plaisir de soumettre des commentaires sur les directives relatives à l'estimation de l'incertitude des résultats, document CCA/GL 50-2006. La principale addition au document est le tableau 4 : « Incertitudes typiques attendues des étapes majeures dans l'échantillon et l'analyse de résidus de pesticides ». La nouvelle ligne 4 du tableau est particulièrement intéressante « **Analyse** » aborde les écarts d'incertitudes relatives exprimées telles que dans la reproductibilité laboratoire et comme moyenne entre la reproductibilité laboratoire. Il est noté que le coefficient typique de variabilité (CV) peut de façon pratique être déterminé par des études de récupération sur les combinaisons pesticides/aliments en utilisant les mêmes méthodes sur différents jours.

Les États-Unis approuvent cette approche. Elle est simple et prête à utiliser par un laboratoire typiquement analytique. Les types de calculs expriment la variabilité de la méthode. Cette approche a été adoptée par les États fédéraux des États-Unis, les laboratoires d'état demandaient de déterminer l'incertitude pour leurs déterminations des résidus de pesticides. L'été dernier, les États-Unis vous ont soumis des calculs actuels basés sur les données d'incertitudes générées par le Programme de données sur les pesticides du département de l'Agriculture des États-Unis (USDA). Nous avons compris que de nombreux commentaires soumis lors du Comité *ad hoc* sur les méthodes d'analyse et d'échantillonnage appuyaient une approche simpliste et des données réelles, afin de pouvoir prendre une décision informée sur la façon dont il faut calculer l'incertitude dans leurs laboratoires pour tester les échantillons sur leur conformité avec les limites maximales de résidus (LMR).

Les États-Unis suggèrent que les écarts dans le nombre de reproduction, spécification dans le nombre de niveaux de concentration relatifs à la LMR pour le pesticide/produit, soient ajoutés afin de fournir une guidance supplémentaire. En tant qu'annexe on pourrait aussi envisager de fournir les exemples de calculs actuels fournis par USDA en juin 2009. Si d'autres pays soumettent des calculs d'incertitude, ils devraient aussi être inclus dans une annexe.

**CUBA**

Cuba approuve ce document.

**AUSTRALIA****Commentaires d'ordre général** en réponse à la CL 2010/3-PR

Si le document est conçu en tant qu'annexe à la directive actuelle CC/GL 59-2006, comme noté à la 41<sup>ème</sup> réunion du CCPR (Alinorm 09/32/24, par. 159), l'Australie recommande que les titres et textes actuellement couverts sous les paragraphes 1 à 15 soient révisés uniquement pour fournir une brève introduction des approches « top-down » (descendantes) de l'estimation des incertitudes de mesures et des exemples correspondants qui suivent. L'Australie estime en particulier qu'il n'est pas nécessaire de fournir un contexte ni une justification pour le développement des directives supplémentaires.

L'Australie croit que les références aux « ressources limitées des laboratoires » et l'aspect peu pratique de l'estimation des IM (incertitudes de mesures) pour un grand nombre de combinaisons pesticides/produit, semble suggérer que les laboratoires d'analyse de résidus sont un cas spécial pour lequel il n'est pas nécessaire d'estimer les IM de façon rigoureuse. En fait, tel que décrites par Horwitz (JOAC International, 86, 109-11, 2003), les estimations top-down sont aussi fiables que les estimations bottom-up (ascendantes) peut-être même plus selon ISO GUM. Il est recommandé de modifier la formulation en quelque chose de similaire à « la complexité des analyses de résidus favorise les estimations « top-down » des IM fondées sur une combinaison de données disponibles provenant d'études de validation, d'études faites en collaboration, de contrôle de qualité interlaboratoires ou d'études de grande compétence interlaboratoires. »

Après une brève introduction, il est recommandé que le document explique de telles approches « top-down », peut-être présentée dans l'ordre de leur rigueur relative, chacune avec un exemple de la façon dont elle pourrait s'appliquer dans une situation donnée, en utilisant soit des données réelles, soit des données hypothétiques.

Un ordre suggéré, partant de l'approche la moins rigoureuse pourrait être :

- $\pm 50\%$
- Équation Horwitz, en faisant remarquer la publication de suivi de Thompson et Lowthian (JAOAC, 80,3, 676-679, 1997)
- Écart standard double interlaboratoire provenant d'études faites en collaboration ou tout autres étude appropriée
- Données fondées sur l(a)'(im)précision de reproductibilité intra-lab, biais et incertitude du biais provenant d'une combinaison d'études
  - QC Intra-lab plus résultats des études de grande compétence
  - QC Intra-lab plus résultats des analyses d'une matrice CRM
  - QC Intra-lab plus récupérations des échantillons contradictoires
  - Données de validation, en notant que l'attribution est nécessaire si la précision est évaluée dans des conditions répétées

Un exemple est suggéré, utilisant chaque approche présentée. L'exemple dans le projet actuel, fournit des équations appropriées pour l'estimation IM basée sur les données inter laboratoires de reproductivité plus des données d'études de grande compétence, mais n'applique actuellement pas les équations à des estimations IM de données réelles ou hypothétiques. Il est recommandé que l'exemple suive le format utilisé dans la section 2.4.1 du rapport technique Eurolab 1/2007. Si ce format tabulaire est suivi, il peut être plus simple de définir  $s_R$  comme l'écart type moyen pour « n » études de grande compétence, comme utilisé dans l'exemple Eurolab, plutôt que présenter la formule plus complexe actuellement présentée pour  $u(C_{ref})$ .

Il est recommandé qu'un format similaire soit utilisé pour chaque exemple présenté sous le 4<sup>ème</sup> point ci-dessus.

L'Australie considère que cela vaudrait la peine de commenter sur la disponibilité limitée (ou la non disponibilité) d'études appropriées faites en collaboration, de matrices CRM et sur les programmes de grande compétence interlaboratoires pour les analyses de résidus de pesticides. Ceci limite la possibilité d'appliquer des approches « top-down » pour estimer l'IM fondée sur des données de telles études pour la plupart des analyses de résidus de pesticides. Dans la majorité des cas, les laboratoires auront besoin de se fier aux données provenant de l'analyse d'échantillons contradictoires (soit provenant d'études de validation soit de QC en cours) pour estimer le biais et l'incertitude de biais, plus les données intra laboratoires de reproductibilité pour une estimation raisonnable de l'IM.

Il est suggéré que le document souligne que les laboratoires d'analyse de résidus disposent de données provenant d'études de contrôle de qualité et de validation pour avoir l'une des approches les plus rigoureuses. S'ils sont forcés d'utiliser une des premières approches de la liste, on peut supposer qu'ils n'ont pas suffisamment validé leur(s) méthode(s) de test.

Comme indiqué dans le projet actuel, l'IM dépend généralement du taux de concentration, avec une augmentation IM relative en fonction de la diminution de la concentration. Il est suggéré que le document recommande que l'IM soit estimée au niveau de concentration le plus critique.

## **Union européenne**

### *Compétence mixte*

#### *Vote de l'Union européenne*

Pour tous les exemples l'incertitude type relative combinée ( $u$ ) est calculée.

Le facteur de couverture étudié est donc deux ( $k = 2,95\%$  de l'intervalle de confiance)

Dès lors l'incertitude relative élargie ( $U$ ) est calculée comme suit :

$$U'' = k \times u'$$

#### **Exemple 1** (Suivant 1)

Dans cet exemple les données du programme PT sont utilisées pour calculer l'estimation de l'incertitude de mesure. Dans ce cas les données PT elles-mêmes constituent la base pour une estimation IM, utilisant la dispersion des différences relatives\* de résultats donnés par les laboratoires en un nombre de PT pour fournir une estimation approximative de l'incertitude exprimée comme un écart type relatif. Le laboratoire A a participé à 11 PT de l'UE.

Laboratoire A

$x_i$  est le résultat de la concentration individuelle rapportée par le laboratoire

$X$  est la valeur attribuée (la moyenne dans les PT de l'UE)

SD est l'écart type ou l'incertitude type relative globale

$u'$  est l'incertitude type relative globale (SD x 100)

Tableau 1. Résultats de laboratoire individuel par rapport à la valeur attribuée pour PT de l'UE 3-11 pour la méthode résidus multiples pour les pesticides dans les fruits et légumes

Pesticides	*		
	$(x_i - X) / X$		
Carbendazime	0,071	Myclobutanil	-0,264
Deltamethrine	-0,406	Parathion	1,223
Diazinon	0,028	Pirimicarbe	-0,159
Endosulfan	-0,086		
Metalaxyl	-0,175	EUPT9	
Permethrine	0,172	Bupirimate	0,214
Pyrimiphos-méthyle	0,184	Cyprodinil	-0,027
Vinchlozoline	-0,174	Diazinon	0,195
		Endosulfan I	0,063
EUPT4		Endosulfan II	0,138
Bromopropylate	0,364	Iprodione	0,043
Chlorpyriphos-éthyle	-0,068	Myclobutanil	0,087
Chlorpyriphos-méthyle	0,128	Procymidone	0,000
Cyperméthrine	-0,033	Pyrimethanil	-0,224
Diazinon	-0,026	Quinoxifen	0,058
Methidathion	0,054	Tebuconazole	-0,003
Parathion	-0,071	Tolylfluanide	0,081
EUPT5		EUPT10	
Diazinon	-0,052	Chlorpyriphos-méthyle	-0,282
Lambda-Cyhalothrine	0,122	Diazinon	-0,317
Parathion	0,012	Endosulfan Sulfate	-0,418
Phosmet	-0,226	Isofenfos-méthyle	-0,126
Propyzamide	-0,133	Phosmet	-0,411
Tolclofos-méthyle	0,127	Quinoxifen	-0,181
		Vinclozoline	-0,135
EUPT6		EUPT11	
Acrinathrine	0,373	Deltamethrine	-0,121
Bromopropylate	0,239	Diazinon	-0,088
Diazinon	0,659	Isofenfos-méthyle	-0,078
Endosulfan	0,362	Lambda-Cyhalothrine	-0,207
Procymidone	0,393	Metalaxyl Sum	-0,011
		Parathion- Sum	-0,134
EUPT7		Phosalone	0,041
Cyprodinil	-0,339	Procymidone	-0,038
Diazinon	-0,063		
Iprodione	0,227	<b>SD</b>	<b>0,247</b>
Kresoxim-méthyl	0,015	<b>u'</b>	<b>24.7%</b>
Procymidone	-0,236	<b>U'</b>	<b>49.4%</b>
Pyrimethanil	-0,037		
Tetraconazole	-0,250		
EUPT8			
Bifenthrine	-0,047		
Bromopropylate	0,069		
Carbendazime	-0,004		
Chlorpyriphos	-0,050		
Cyprodinil	0,011		
Diazinon	-0,167		
Dichlofluanide	-0,020		
Lambda-cyhalothrine	-0,033		

**Exemple 2** (suivant 3)

Cet exemple fait référence à l'utilisation de données PT pour évaluer la composante biaisée de l'incertitude par la formule suivante :

$$U' = k \times u' \quad u' = \sqrt{u'(R_w)^2 + u'(\text{bias})^2}$$

avec:

$U'$  = incertitude relative accrue

$k$  = facteur de couverture

$u'$  = incertitude type relative combinée

$u'(R_w)$  = précision intermédiaire de l'incertitude type relative, basée sur une validation intra laboratoire et/ou données CQ (contrôle de qualité)

$u'(\text{biais})$  = Composante de l'incertitude type relative de la méthode et du biais de laboratoire, fondée sur des données PT

Comment est calculé  $u'(\text{biais})$  ?

$$u'(\text{biais}) = \sqrt{RMS'_{\text{bias}}{}^2 + u'(C_{\text{ref}})^2}$$

$RMS'_{\text{bias}}$  = racine carrée moyenne des valeurs relative de biais

$u'(C_{\text{ref}})$  = Moyenne type relative de l'incertitude des valeurs attribuées

$$RMS'_{\text{bias}} = \sqrt{\frac{\sum (\text{biais}'_i)^2}{m}} \quad \text{et} \quad u'(C_{\text{ref}}) = \frac{\sum \frac{S'_{Ri}}{\sqrt{n_i}}}{m}$$

$\text{biais}'_i$  = biais relatif de PT  $i$  [résultat obtenu – valeur attribuée]/valeur attribuée]

$S'_{Ri}$  = Écart type relatif interlaboratoires de PT  $i$  (or Qn)

$n_i$  = nombre de participants au PT  $i$

$m$  nombre total de procédés PT

Donc pour Laboratoire A, pour son GC-MRM

$$RMS'_{\text{bias}} = \sqrt{\frac{\sum (\text{biais}'_i)^2}{m}} \quad \text{et} \quad u'(C_{\text{ref}}) = \frac{\sum \frac{S'_{Ri}}{\sqrt{n_i}}}{m} \quad \text{sont calculés :}$$

Tableau 2 Calcul pour PT UE du biais relatif et moyenne d'écart type relatif

PT EU 3	(biais)	(biais) <sup>2</sup>	S' <sub>Ri</sub>	n <sub>i</sub>	√n <sub>i</sub>	S' <sub>Ri</sub> / √n <sub>i</sub>
Deltamethrine	-0.406	0.1652	0.370	116	10.770	0.034
Diazinon	0.028	0.0008	0.220	116	10.770	0.020
Endosulfan	-0.086	0.0074	0.290	116	10.770	0.027
Metalaxyl	-0.175	0.0307	0.320	116	10.770	0.030
Permethrine	0.172	0.0296	0.300	116	10.770	0.028
Pyrimiphos-méthyle	0.184	0.0337	0.310	116	10.770	0.029
Vinclozolin	-0.174	0.0302	0.280	116	10.770	0.026
EUPT4						
Bromopropylate	0.364	0.1327	0.430	117	10.817	0.040
Chlorpyriphos-méthyle	0.128	0.0164	0.430	117	10.817	0.040

Cyperméthrine	-0.033	0.0011	0.400	117	10.817	0.037
Diazinon	-0.026	0.0007	0.450	117	10.817	0.042
Methidathion	0.054	0.0029	0.310	117	10.817	0.029
Parathion	-0.071	0.0050	0.460	117	10.817	0.043
EUPT5						
Diazinon	-0.052	0.0027	0.240	127	11.269	0.021
Lambda-Cyhalothrine	0.122	0.0148	0.330	127	11.269	0.029
Parathion	0.012	0.0001	0.220	127	11.269	0.020
Phosmet	-0.226	0.0513	0.290	127	11.269	0.026
Propyzamide	-0.133	0.0178	0.210	127	11.269	0.019
Tolclofos-méthyle	0.127	0.0162	0.240	127	11.269	0.021
EUPT6						
Acrinathrine	0.373	0.1393	0.340	130	11.402	0.030
Bromopropylate	0.239	0.0570	0.210	130	11.402	0.018
Diazinon	0.659	0.4338	0.210	130	11.402	0.018
Endosulfan	0.362	0.1314	0.220	130	11.402	0.019
Procymidone	0.393	0.1546	0.210	130	11.402	0.018
EUPT7						
Cyprodinil	-0.339	0.1147	0.230	128	11.314	0.020
Diazinon	-0.063	0.0039	0.250	128	11.314	0.022
Iprodione	0.227	0.0516	0.250	128	11.314	0.022
Kresoxim-méthyle	0.015	0.0002	0.210	128	11.314	0.019
Procymidone	-0.236	0.0556	0.210	128	11.314	0.019
Pyrimethanil	-0.037	0.0014	0.240	128	11.314	0.021
Tetraconazole	-0.250	0.0625	0.310	128	11.314	0.027
EUPT8						
Bifenthrine	-0.047	0.0022	0.233	129	11.358	0.021
Bromopropylate	0.069	0.0048	0.222	129	11.358	0.020
Chlorpyriphos	-0.050	0.0025	0.220	129	11.358	0.019
Cyprodinil	0.011	0.0001	0.188	129	11.358	0.017
Diazinon	-0.167	0.0280	0.217	129	11.358	0.019
Dichlofluanide	-0.020	0.0004	0.289	129	11.358	0.025
Lambda-cyhalothrine	-0.033	0.0011	0.289	129	11.358	0.025
Myclobutanil	-0.264	0.0695	0.192	129	11.358	0.017
Parathion	1.223	1.4963	0.232	129	11.358	0.020
Pirimicarbe	-0.159	0.0253	0.184	129	11.358	0.016
EUPT9						
Bupirimate	0.214	0.0458	0.253	137	11.705	0.022
Cyprodinil	-0.027	0.0007	0.209	137	11.705	0.018
Diazinon	0.195	0.0380	0.260	137	11.705	0.022
Endosulfan I	0.063	0.0040	0.270	137	11.705	0.023
Endosulfan II	0.138	0.0191	0.259	137	11.705	0.022
Iprodione	0.043	0.0018	0.220	137	11.705	0.019

Myclobutanil	0.087	0.0076	0.230	137	11.705	0.020
Procymidone	0.000	0.0000	0.209	137	11.705	0.018
Pyrimethanil	-0.224	0.0501	0.197	137	11.705	0.017
Quinoxifène	0.058	0.0034	0.237	137	11.705	0.020
Tebuconazole	-0.003	0.0000	0.233	137	11.705	0.020
Tolylfluanide	0.081	0.0066	0.305	137	11.705	0.026
EUPT10						
Chlorpyriphos-méthyle	-0.282	0.0796	0.260	132	11.489	0.023
Diazinon	-0.317	0.1003	0.240	132	11.489	0.021
Endosulfan Sulphate	-0.418	0.1746	0.290	132	11.489	0.025
Isofenfos-méthyle	-0.126	0.0159	0.170	132	11.489	0.015
Phosmet	-0.411	0.1689	0.280	132	11.489	0.024
Quinoxifène	-0.181	0.0328	0.230	132	11.489	0.020
Vinclozolin	-0.135	0.0181	0.240	132	11.489	0.021
EUPT11						
Deltamethrine	-0.121	0.0146	0.250	151	12.288	0.020
Diazinon	-0.088	0.0077	0.260	151	12.288	0.021
Isofenfos-Méthyle	-0.078	0.0060	0.240	151	12.288	0.020
Lambda-Cyhalothrine	-0.207	0.0428	0.240	151	12.288	0.020
Metalaxyl Sum	-0.011	0.0001	0.210	151	12.288	0.017
Parathion-Méthyle Sum	-0.134	0.0181	0.240	151	12.288	0.020
Phosalone	0.041	0.0017	0.300	151	12.288	0.024
Procymidone	-0.038	0.0015	0.200	151	12.288	0.016
Sum						
	Sum	4.2552		Sum	1.5662	
	m	68		m	68	
	<b>RMS'</b> <sub>biais</sub>	<b>0.2501</b>		<b>u'(C<sub>ref</sub>)</b>	<b>0.0230</b>	
	<b>RMS'</b> <sub>biais</sub> <sup>2</sup>	<b>0.0626</b>		<b>u'(C<sub>ref</sub>)</b> <sup>2</sup>	<b>0.000530</b>	
$u'(\text{biais}) = \sqrt{(0.0626 + 0.000530)} = 0.251212198$						

Ou retourner à  $u' = \sqrt{u'(R_w)^2 + u'(\text{bias})^2}$ ,  $u'(R_w)$  is 0.11 (voir Annexe 1 pour validation intra laboratoire et/ou données Cq) donc  $u' = \sqrt{(0.11)^2 + (0.251212198)^2} = 0.27$

$U' = 54\%$

### **Exemple 3** (suivant l'équation Horwitz)

L'incertitude relative accrue ( $U'$ ) peut aussi se calculer en utilisant la formule empirique Horwitz. Cette approche dépend de la concentration (de l'analyte ?) par rapport aux résidus de pesticides. C'est pourquoi on n'obtient qu'un registre de résultats. La formule en est :

$$u' = 2^{(1-0.5 \log c 10^{-6})}$$

$u'$  = écart relatif type interlaboratoire

$c$  = concentration de l'analyte

Pour différentes concentrations, les résultats obtenus sont :

Pour  $c = 0.01 \text{ mg/Kg l'}$   $u' = 32\%$ ,  $U' = 64\%$

Pour  $c = 1.0 \text{ mg/Kg l'}$   $u' = 16\%$ ,  $U' = 32\%$

Mais cette formule peut donner n'importe quelle incertitude accrue, elle a été conçue pour l'analyse d'autres composés, et non pas uniquement pour les pesticides. Depuis l'établissement de l'équation Horwitz, la technologie d'instrumentation a connu des progrès substantiels à la fois en terme de sensibilité et de sélectivité, ce qui réduit la contribution de l'incertitude par le procédé de mesure instrumental. Les estimations d'incertitude qui en résultent sont fondées sur la répartition des écarts types entre les laboratoires.

**Exemple 4** (suivant 2 et PTEU)

Dans les derniers PTEU un RSD FFP de 25% a été utilisé, démontrant que l'on peut accepter une variabilité de 25% comme représentation sensible des performances de laboratoire pour MRM dans les résidus de pesticides dans les fruits et légumes et donc une condition préalable pour appliquer de type d'incertitude dans un laboratoire afin qu'il participe à un PT et obtienne un bon résultat. Alors les laboratoires seront en mesure d'utiliser le RSD FFP de 25% comme incertitude relative type.

$u' = 0.25$   $U' = 50\%$

**Exemple 5** (Suivant 1, 5)

L'incertitude provenant d'une variabilité run-to-run peut être estimée à partir d'essais de validation réalisés au niveau interne, pour lesquels des quantités connues de pesticides représentatifs sont ajoutées aux substances soumises aux essais ; ces essais fournissent trois types d'incertitudes, l'une provenant de l'estimation du biais général, la seconde des récupérations et enfin une dérivée de la préparation des types utilisant la substance de référence devant être ajoutée aux substances testées. Elles incluent aussi les effets de changement de type d'échantillon et changement de pesticide.

Le calcul interne de l'incertitude dans un laboratoire basé sur les estimations de reproductivité est :

$$u_{c,rel} = \sqrt{\frac{RSD_R^2}{n_m} + u_{mr,REL}^2 + \frac{RSD'_R^2}{n_R}}$$

Avec :

$\frac{RSD_R^2}{n_m}$  = l'écart type relatif de 5 reproductions à différents niveaux de calibrage, pour lesquels  $n_m$  est le nombre de reproductions.

$u_{mr,REL}^2$  = l'incertitude de l'écart type relatif dérive de l'utilisation de substance de référence, du calibrage volumétrique, du calibrage de pesage... ; elle est considérée entre 1 et 2 %

$\frac{RSD'^2_R}{n_R}$  = est l'écart type relatif de toutes les données de récupération, à différents niveaux, différentes matrices et différents pesticides  $n_R$  étant le nombre de données utilisées. Normalement les laboratoires ne corrigeant pas les récupérations n'ont pas besoin d'appliquer ce facteur.

Donc pour un cas particulier :

$$u' = \sqrt{(0.05)^2 + (0.01)^2 + (0.11)^2} = 0.12 \quad U' = 24\%$$



**évaluation de l'incertitude des estimations par rapport aux résultats PT** (Suivant 3)

Ceci n'est pas une manière de calculer l'incertitude, simplement un façon d'évaluer les différentes méthode décrites plus haut. Pour contrôler la qualité de l'incertitude, la formule de score zêta ( $\zeta$ ) est appliquée.

$$\zeta = \frac{x - x_a}{\sqrt{u(x)^2 + u'(x_a)^2}}$$

$\zeta$  = score zêta

x= résultat laboratoire

$x_a$ = valeur attribuée

$u(x)$  = incertitude standard des résultats de laboratoire

$u(x_a)$  = incertitude standard des valeurs attribuées

Cet exemple sert à confirmer que vos  $u'$  précédent (exemple 2) sont considérés comme correct si  $|\zeta|$  se situe entre 0 – 2. Il sont alors comparés avec les  $u'$  de Horwitz et FFP RDS.

Pour laboratoire A pour le pesticide bupirimate

x	0.959	x	0.959	x	0.959
$x_a$	0.79	$x_a$	0.79	$x_a$	0.79
De l'exemple 2 $u'$	0.27	Horwitz RSD	0.16	FFP RSD	0.25
$Q_n$	0.25	$Q_n$	0.25	$Q_n$	0.25
$u(x) = x u'$	0.259	$u(x) = x \text{ Horw}$	0.153	$u(x) = x \text{ FFP}$	0.240
$u(x_a) = x_a Q_n$	0.198	$u(x_a)$	0.198	$u(x_a)$	0.198
zeta score	0.52	Score zêta	0.68	Score zêta	0.54

**RÉFÉRENCES:**

- 1) Rapport technique EUROLAB 1/2007. Mars 2007. Incertitude de mesure revisitée : approches alternatives pour l'évaluation de l'incertitude
- 2) L. Alder et al.: Estimation de l'incertitude de mesure dans l'analyse de résidus de pesticides. JAOAC Int. Vol. 84, No 5, 2001, 1569-1577
- 3) ALINORM 09/32/24
- 4) NORDTEST Rapport 537. Ed 2. 2004. Manuel de calcul de l'incertitude de mesure dans les laboratoires environnementaux
- 5) ISO 5725
- 6) ISO 13528



