

Organisme certificateur

11, rue Francis de Pressensé
93571 LA PLAINE ST DENIS Cedex
Tél. : 01 41 62 80 00 - Fax : 01 49 17 90 00
www.marque-nf.com

**Organisme mandaté par
AFNOR Certification**

1, rue Gaston Boissier
75724 PARIS Cedex 15
Tél. : 01 40 43 37 00 - Fax : 01 40 43 37 37
www.lne.fr

**MARQUE NF
INSTRUMENTATION POUR L'ENVIRONNEMENT**

Fiche technique Emission E2

**Etablissement du budget d'incertitudes
pour les systèmes d'analyse des gaz à l'émission**

Etablissement du budget d'incertitudes pour les systèmes d'analyse des gaz à l'émission

1. Introduction

Les calculs d'incertitude effectués pour vérifier la conformité au critère d'incertitude maximale sont basés sur les procédures données dans les normes européennes suivantes :

- NF ENV 13005 – août 1999 « Guide pour l'expression des incertitudes » ;
- NF EN ISO 14956 – décembre 2002 « Qualité de l'air – Evaluation de l'aptitude à l'emploi d'une procédure de mesurage par comparaison avec une incertitude de mesure requise » ;
- FD X 43-130 – décembre 2004 « Émissions de sources fixes - Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesurage associée aux systèmes de mesurage automatiques des gaz – Contrôle qualité QAL 1 (cas des constituants gazeux) » ;
- FD X 43-131 – février 2005 « Émissions de sources fixes - Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesurage des concentrations en polluants - Partie 2 : Mesurage automatique ».

2. Règles d'établissement des budgets d'incertitudes

2.1. Etablissement de budgets d'incertitude par type d'installation

Le critère de performance fixé pour l'incertitude globale (ou élargie) des analyseurs de gaz mesurant les composés suivants : CO, NO_x, COVT, SO₂, HCl, HF, est exprimé en % de la valeur limite d'émission (VLE) journalière.

Dans le cas des analyseurs d'oxygène, il n'y a pas de VLE et il n'est pas fixé de critère sur l'incertitude. Toutefois, les résultats des mesures en polluants doivent être exprimés à une concentration de référence en oxygène (qui varie selon le type d'installation), dont l'incertitude de mesure contribue donc à l'incertitude globale sur le résultat final en polluant. Il convient donc de connaître l'incertitude au niveau des valeurs de référence en oxygène. Par ailleurs, la valeur d'incertitude globale sur la mesure est un indicateur de la qualité de la mesure et des performances de l'appareil.

Compte tenu :

- de la variation de la VLE pour les polluants et de la concentration en oxygène de référence selon le type d'installation (installations d'incinération, grandes installations de combustion, installations autres qu'incinération et combustion) et même parfois pour un type d'installation (cas du SO₂ pour les grandes installations de combustion, dont la VLE varie de 5 à 2000 mg/m³ selon la nature du combustible et selon la puissance de l'installation),
- et de la variation des plages de variation des interférents à appliquer par défaut lors de l'établissement du budget d'incertitudes selon le type d'installation (voir tableau 9 de la Partie 2 des règles de certification),

le calcul d'incertitude doit être effectué pour chaque type d'installation pour lequel le fabricant a fait sa demande de certification.

Toutefois, en fonction de la gamme sur laquelle l'analyseur a été testé, sa certification n'est pas forcément possible pour tout type d'installation.

En effet, par exemple dans le cas où un appareil a été évalué sur une gamme 0-200 mg/m³, il n'est pas certain que l'extrapolation de ses performances pour établir le budget d'incertitudes à une VLE de 2000 mg/m³, permette de respecter le critère de performance sur l'incertitude globale.

En outre, des règles d'extrapolation ou d'interpolation des caractéristiques déterminées lors d'essais d'approbation de type (ou d'évaluation) de l'analyseur ont été définies, afin de limiter le champ de ces extrapolations.

2.2. Règles d'extrapolation ou interpolation des caractéristiques de performance

Les essais de caractérisation des analyseurs sont réalisés à différents niveaux de concentrations de la gamme étudiée pour le test de linéarité et à une concentration d'environ 70-80% de la gamme pour les tests de caractérisation des grandeurs d'influence. Le budget d'incertitude doit être établi au niveau de la VLE journalière lorsqu'elle existe, ou à des concentrations de référence pour l'oxygène.

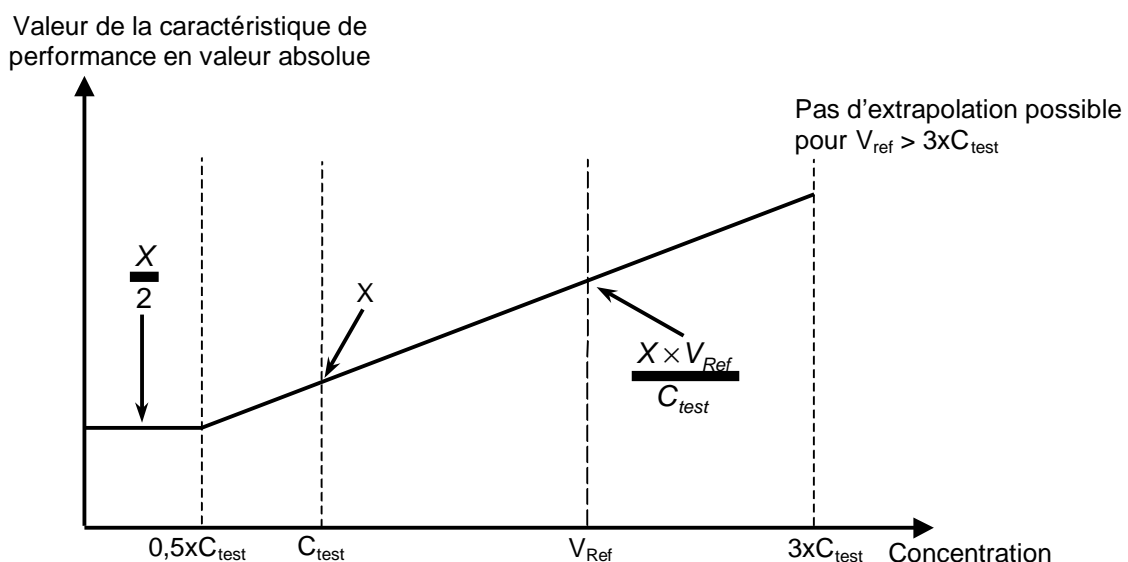
Si la VLE journalière ou la concentration de référence est différente de celle de la concentration de test, une extrapolation de la valeur de la caractéristique de performance est nécessaire, afin de pouvoir comparer la valeur de la caractéristique avec le critère de performance. Ceci s'applique pour l'ensemble des caractéristiques, à l'exclusion de l'écart de linéarité. La valeur de cette caractéristique extrapolée est alors utilisée dans le budget d'incertitude.

On admet qu'il est possible de faire une extrapolation des caractéristiques de 0 à 3 fois la concentration de test utilisée pendant les essais d'approbation de type.

Si « X » est la valeur de la caractéristique, exprimée en valeur absolue, déterminée à une concentration C_{test} pendant l'essai d'évaluation, alors la caractéristique au niveau de la valeur limite est calculée, en valeur absolue, comme suit :

- Pour les cas où $V_{Ref} \leq 0,5 \times C_{test}$ (V_{Ref} étant soit la VLE journalière lorsqu'elle existe, soit la valeur de référence dans le cas où il n'y a pas de VLE, par exemple pour l'oxygène) : la valeur d'extrapolation X_{Ref} de la valeur X de la caractéristique est égale à : $X_{Ref} = \frac{X}{2}$
- Pour les cas où $0,5 \times C_{test} < V_{Ref} < 3 \times C_{test}$: la valeur d'extrapolation X_{Ref} de la caractéristique est égale à : $X_{Ref} = \frac{X \times V_{Ref}}{C_{test}}$;
- Pour le cas où $V_{Ref} > 3 \times C_{test}$: l'extrapolation n'est pas possible ; des tests de détermination des caractéristiques doivent être reconduits.

Figure 1 : Règles d'extrapolation des caractéristiques de performance



Exemple : pour un appareil qui a été évalué sur une gamme 0-250 mg/m³ en SO₂ et dont les caractéristiques ont été déterminées à 200 mg/m³.

- Pour une installation de combustion utilisant de la biomasse : VLE = 200 mg/m³, le budget d'incertitudes est calculé directement avec les valeurs des caractéristiques de performance fournies ;

- Pour une papeterie : $VLE = 300 \text{ mg/m}^3$, le budget d'incertitudes est calculé avec les valeurs des caractéristiques de performance extrapolées à 300 mg/m^3 , c'est-à-dire multipliées par $\frac{V_{Ref}}{C_{test}} = \frac{300}{200} = 1,5$, hors caractéristique de linéarité.
- Pour une installation d'incinération : $VLE = 50 \text{ mg/m}^3$. La VLE est ici inférieure à 0,5 fois C_{test} : le budget d'incertitudes est calculé avec les valeurs des caractéristiques de performance divisées par 2, hormis la caractéristique de linéarité. Pour la linéarité, on peut prendre l'écart observé pour la concentration étudiée la plus proche de la VLE.

Conséquence sur la présentation des certificats :

Il existe plusieurs VLE journalières dans le cas :

- Des NOx, du SO₂ et du CO pour les GIC (VLE fonction du combustible et de la puissance de l'installation).
- Des NOx, du SO₂, du CO, du HCl, du COT, du NH₃ pour installations autres que GIC et incinération (VLE fonction du type d'installation : papeteries, verrerie, etc.).
- Des NOx dans les installations d'incinération (fonction de la capacité de l'installation : 200 mg/m³ si capacité > 6T/h, 400 mg/m³ si capacité < 6T/h, ou de la date d'autorisation de l'installation).

Par conséquent, pour ces cas, il est déterminé le domaine de concentration sur lequel l'incertitude élargie est conforme au critère fixé et donné un certificat pour ce domaine de concentration (le plus grand domaine d'utilisation possible de l'appareil est borné par [0 ; 3xM1]).

L'incertitude élargie doit être calculée pour cette plage de concentration : 2 domaines de concentration sont à distinguer pour ce calcul :

- Entre $0,5 \times C_{test}$ et $3 \times C_{test}$, où l'incertitude globale relative $U_{c,rel}$ est sensiblement constante puisque les caractéristiques de performance, hormis l'écart de linéarité, sont extrapolées. Les différences d'incertitude sont liées au fait que l'écart de linéarité n'est pas extrapolé, et dépendent du poids de cette caractéristique dans l'incertitude globale. Si ce poids est suffisamment faible pour que $U_{c,rel}$ ne varie pas de façon significative entre $0,5 \times C_{test}$ et $3 \times C_{test}$, alors $U_{c,rel}$ est donnée sous forme d'une valeur. Sinon, il est donné une équation permettant de calculer $U_{c,rel}$.
- En dessous de $0,5 \times C_{test}$: il est déterminé la valeur de concentration pour laquelle $U_{c,rel}$ est égale au seuil d'incertitude (U_{req}) à ne pas dépasser. Entre cette concentration et $0,5 \times C_{test}$, $U_{c,rel}$ varie entre U_{req} et la valeur d'incertitude calculée à $0,5 \times C_{test}$: dans ce cas, il est donné l'équation permettant de calculer $U_{c,rel}$ ($U_{c,rel}$ est fonction de la VLE ; la forme de l'équation est liée au fait que dans l'incertitude-type combinée, il y a une partie constante liée à l'écart de linéarité / la dérive / l'écart-type de répétabilité / les interférents / la sensibilité aux facteurs d'influence et un terme variable : l'incertitude-type associée au gaz pour étalonnage qui est proportionnelle à la VLE).

3. Calcul de l'incertitude

L'incertitude élargie est calculée conformément aux procédures des normes ISO 14956 et ENV 13005, par application de la loi de propagation des incertitudes, à partir des valeurs des incertitudes-types associées aux caractéristiques de performance de l'analyseur. Les caractéristiques de performance prises en compte dans le calcul de l'incertitude élargie sont les suivantes :

| Incertitude-type due à | Prise en compte pour : | Symbole | Equations |
|--|---|------------|-----------|
| Ecart de linéarité | O ₂ , COVT, autres analyseurs ⁽¹⁾ | u_{lin} | 2 |
| Influence de la température environnante (pour une variation de température de ± 15 K ⁽³⁾) | O ₂ , COVT, autres analyseurs | u_{Tenv} | 3 |
| Influence des interférents | O ₂ , COVT, autres analyseurs | u_{int} | 4 et 5 |
| Répétabilité à zéro | O ₂ , autres analyseurs | $u_{r,z}$ | 6 |
| Dérive de zéro ⁽²⁾ | O ₂ , COVT, autres analyseurs | $u_{D,z}$ | 7 |
| Dérive de sensibilité | O ₂ , COVT, autres analyseurs | $u_{D,s}$ | 8 |
| Incertitude du gaz de calibrage (pour un gaz d'incertitude élargie $\pm 2\%$ ⁽³⁾) | O ₂ , COVT, autres analyseurs | u_{cal} | 9 |
| Rendement du convertisseur | NOx | u_{EC} | 10 |

⁽¹⁾ : autres analyseurs : analyseurs autres qu'analyseurs d'oxygène et analyseurs de COVT.

⁽²⁾ : la dérive de zéro est prise en compte dans le budget d'incertitudes, uniquement si elle a été défalquée de la dérive de sensibilité.

⁽³⁾ : plages de variations ou valeurs appliquées par défaut pour le calcul de l'incertitude élargie, comme défini dans le tableau 9 du § 2.1.1.2.3. de la Partie 2 des règles de certification.

L'incertitude globale (élargie) absolue U_c est calculée comme suit :

$$U_c = k \times u_c$$

où

U_c est l'incertitude élargie absolue (mg/m³ ou % volume) ;

k est le facteur d'élargissement à 95 % ; $k=2$;

u_c est l'incertitude-type combinée (mg/m³ ou % volume).

L'incertitude élargie relative $U_{c,rel}$ est calculée comme suit :

$$U_{c,rel} = \frac{U_c}{C_{Ref}} \times 100$$

où

$U_{c,rel}$ est l'incertitude élargie relative (%) ;

U_c est l'incertitude élargie absolue (mg/m³ ou % volume) ;

C_{Ref} est la valeur de référence, à laquelle est établi le budget d'incertitudes dans le cas de l'O₂ et la valeur limite d'émission dans les autres cas (mg/m³ ou % volume).

Dans le cas des composés pour lesquels il existe un seuil d'incertitude à ne pas dépasser, il faut que : $U_{c,rel} < U_{req}$

où

U_{req} est le seuil d'incertitude élargie maximale (%) imposée par la réglementation, donné dans le tableau 8 de la partie 2 des règles de certification.

L'incertitude-type combinée, u_c , est calculée comme suit :

$$u_c = \sqrt{u_{lin}^2 + u_{Tenv}^2 + u_{int}^2 + (u_{O_2})^2 + (u_{r,z})^2 + u_{D,z}^2 + u_{D,s}^2 + u_{cal}^2} \quad (1)$$

Où :

Les incertitudes-types entre parenthèses dans l'équation (1) sont celles qui ne s'appliquent qu'à certains composés.

- u_c est l'incertitude-type combinée au niveau de la VLE ou de la concentration de référence (mg/m³ ou % vol) ;
- u_{lin} est l'incertitude-type due à l'écart de linéarité (mg/m³ ou % vol) ;
- u_{Tenv} est l'incertitude-type due à la variation de la température environnante, avec une plage de variation de la température prise égale ± 15 K (mg/m³ ou % vol) ;
- u_{O_2} est l'incertitude-type due à l'influence de l'oxygène pour les analyseurs de COVT (mg/m³) ;
- u_{int} est l'incertitude-type due à l'influence des interférents (mg/m³ ou % vol) ;
- $u_{r,z}$ est l'incertitude-type liée à la répétabilité à zéro (mg/m³ ou % vol) ;
- $u_{D,z}$ est l'incertitude-type due à la dérive du zéro (mg/m³ ou % vol) ;
- $u_{D,s}$ est l'incertitude-type due à la dérive de sensibilité (mg/m³ ou % vol) ;
- u_{cal} est l'incertitude-type due au gaz de calibration, avec une incertitude élargie du gaz de calibration prise égale à $\pm 2\%$ (mg/m³ ou % vol).

Note : Le cas particulier de la mesure des oxydes d'azote est traité au chapitre 5 de la présente fiche technique.

4. Calcul des incertitudes-types

Le calcul des incertitudes-types est effectué après avoir extrapolé les valeurs des caractéristiques de performance à la VLE ou à la concentration de référence visée. Les équations suivantes sont appliquées.

4.1. Ecart de linéarité

L'incertitude-type due à l'**écart de linéarité**, u_{lin} , est calculée comme suit :

$$u_{lin} = \frac{X_{lin,max}}{\sqrt{3}} \quad (2)$$

où

- u_{lin} est l'incertitude-type due à l'écart de linéarité (mg/m³ ou % vol) ;
- $X_{lin,max}$ est le résidu relatif maximum calculé par rapport à la droite de régression linéaire obtenue à partir des 5 ou 6 concentrations de test (mg/m³ ou % vol).

4.2. Influence de la température environnante

L'incertitude-type due à la variation de la **température environnante au niveau de la valeur limite de référence**, u_{Tenv} , est calculée comme suit :

$$u_{Tenv} = b_{Tenv} \times \frac{\Delta_{Tenv}}{\sqrt{3}} \quad (3)$$

où

- u_{Tenv} est l'incertitude-type due à la variation de la température environnante (mg/m³ ou % vol) ;
- b_{Tenv} est le coefficient de sensibilité à la température environnante (mg.m⁻³/K ou %vol/K) ;
- Δ_{Tenv} est la plage de variation de la température environnante prise égale à 30 K ($\pm 15^\circ$ K) (K).

4.3. Influence des interférents

L'incertitude-type due aux **interférents** u_{int} , est calculée comme suit.

- Calcul de l'incertitude-type liée à chaque interférent i :

$$u_{int,i} = \frac{X_{int,i}}{C_{int,i,test}} \times \sqrt{\frac{((C_{int,i,max} - C_{int,i,cal})^2 + (C_{int,i,max} - C_{int,i,cal}) \times (C_{int,i,min} - C_{int,i,cal}) + (C_{int,i,min} - C_{int,i,cal})^2) / 3}{3}} \quad (4)$$

où

- $u_{int,i}$ est l'incertitude-type due à l'interférent i (mg/m³ ou % vol du mesurande) ;
- X_{int} est l'influence d'une concentration $c_{int,i}$ en interférent i (mg/m³ ou % vol du mesurande) ;
- $C_{int,i,test}$ est la concentration en interférent i générée pendant le test ;
- $C_{int,i,max}$ est la concentration maximale de la plage de variation de l'interférent i ;
- $C_{int,i,min}$ est la concentration minimale de la plage de variation de l'interférent i ;
- $C_{int,i,cal}$ est la concentration de l'interférent i dans le gaz utilisé pour l'ajustage de l'analyseur.

Simplifications :

- Si la concentration en interférent dans le gaz pour étalonnage est nulle, ce qui est le cas excepté dans le cas de l'interférent O₂ pour certains gaz pour étalonnage utilisés pour les COVT, alors l'incertitude-type associée à l'interférent i est donnée par :

$$u_{int,i} = \frac{X_{int}}{C_{int,i,test}} \times \sqrt{\frac{C_{int,i,max}^2 + C_{int,i,max} \times C_{int,i,min} + C_{int,i,min}^2}{3}}$$

- Dans le cas des COVT, l'oxygène est un interférent majeur. Il convient d'utiliser, pour minimiser les écarts de mesure, un gaz pour étalonnage dont la concentration en oxygène est aussi proche que possible de celle des gaz à analyser.

Soit la teneur en oxygène de ces gaz est faible, auquel cas le gaz pour étalonnage est du propane dans l'azote et dans ce cas :

$$u_{int,i} = \frac{X_{O_2}}{C_{O_2,test}} \times \sqrt{\frac{C_{O_2,max}^2 + C_{O_2,max} \times C_{O_2,min} + C_{O_2,min}^2}{3}} = \frac{X_{O_2}}{C_{O_2,test}} \times \sqrt{\frac{21^2 + 21 \times 3 + 3^2}{3}}$$

Soit la teneur en oxygène est élevée et dans ce cas, du propane dans de l'air est utilisé comme gaz pour étalonnage ; ceci conduit à $C_{O_2,max} = C_{O_2,cal} = 21\%vol$, d'où :

$$u_{int,i} = \frac{X_{O_2}}{C_{O_2,test}} \times \sqrt{\frac{((C_{O_2,max} - 21)^2 + (C_{O_2,max} - 21) \times (C_{O_2,min} - 21) + (C_{int,i,min} - 21)^2) / 3}{3}} = \frac{X_{O_2}}{C_{O_2,test}} \times \sqrt{\frac{(3 - 21)^2}{3}}$$

Conformément à la norme NF EN ISO 14956, l'incertitude-type liée aux interférents est estimée en calculant la somme des incertitudes dues aux interférents ayant un impact positif et la somme des incertitudes dues aux interférents ayant un impact négatif, l'incertitude associée à chaque interférent étant calculée comme indiqué ci-dessus.

$$S_{int,p} = \sum_{k=1}^m u(C_{int,k,p})$$

$$S_{int,n} = \sum_{j=1}^t u(C_{int,j,n})$$

avec :

$S_{int,p}$ la somme des incertitudes-types associées aux interférents ayant un impact positif ;

$u(C_{int,k,p})$ l'incertitude-type due au k^{ème} interférent ayant un impact positif ;

$S_{int,n}$ la somme des incertitudes-types associées aux interférents ayant un impact négatif ;

$u(C_{int,j,n})$ l'incertitude-type due au j^{ème} interférent ayant un impact négatif.

La somme la plus élevée est prise comme valeur d'incertitude liée aux interférents :

$$u_{int} = \max [S_{int,p}; S_{int,n}] \quad (5)$$

4.4. Répétabilité à zéro

L'incertitude-type due à la **répétabilité à zéro**, $u_{r,z}$, est calculée comme suit :

$$u_{r,z} = S_{r,z} \quad (6)$$

où

$u_{r,z}$ est l'incertitude-type due à la répétabilité au niveau zéro (mg/m³ ou % vol) ;

$S_{r,z}$ est l'écart-type de répétabilité au niveau zéro (mg/m³ ou % vol) ;

4.5. Dérive au niveau du zéro

L'incertitude-type due à la **dérive au niveau zéro**, $u_{D,z}$, n'est prise en compte dans le budget d'incertitude que si la dérive à zéro a été déduite de la dérive en sensibilité. Elle est calculée comme suit :

$$u_{D,z} = \sqrt{D_z} \quad (7)$$

où

$u_{D,z}$ est l'incertitude due à la dérive au zéro (mg/m³ ou % vol) ;

D_z est la dérive au zéro (mg/m³ ou % vol).

4.6. Dérive en sensibilité

L'incertitude-type due à la **dérive en sensibilité**, $u_{D,s}$, est calculée comme suit :

$$u_{D,s} = \sqrt{D_s} \quad (8)$$

où

$u_{D,s}$ est l'incertitude due à la dérive en sensibilité (mg/m³ ou % vol) ;

D_s est la dérive en sensibilité (mg/m³ ou % vol).

4.7. Gaz de calibrage

L'incertitude-type due au **gaz de calibrage**, u_{cal} , est calculée comme suit :

$$u_{cal} = ((X_{cal} / 100) \times C_{Ref}) / 2 \quad (9)$$

où

- u_{cal} est l'incertitude-type due au gaz de calibrage (mg/m³ ou % vol) ;
- X_{cal} est l'incertitude (élargie) du gaz de calibrage (%) ; cette incertitude élargie est prise, par défaut, égale à 2% pour les calculs.
- C_{Ref} est la VLE ou la concentration de référence à laquelle est établi le budget d'incertitudes (mg/m³ ou % vol).

5. Cas particulier de la mesure des oxydes d'azote

Deux cas sont à distinguer :

- Les SRM et AMS basés sur le principe de la chimiluminescence.
- Les AMS basés sur une autre technique de mesure, par exemple l'infra-rouge.

5.1. SRM et AMS basés sur le principe de la chimiluminescence

A l'émission, les VLE relatives aux oxydes d'azote sont données pour les NOx considérés comme la somme du NO et du NO₂. Du fait du principe de la mesure, la réaction de chimiluminescence se fait entre NO et O₃, ce qui nécessite au préalable une conversion du NO₂ en NO pour mesurer les NOx ; si η est le rendement du convertisseur, alors la concentration réelle en NOx est donnée par :

$$C_{NOx,réelle} = C_{NO} + \frac{C_{NOx} - C_{NO}}{\eta} \times 100$$

où

- $C_{NOx,réelle}$ est la concentration réelle en Nox ;
- C_{NO} est la concentration en NO donnée par l'analyseur ;
- C_{NOx} est la concentration en NOx donnée par l'analyseur.

Ce qui conduit à l'incertitude-type combinée associée à la concentration en NOx réelle $u_{c,NOx,réelle}$:

$$u_{c,NOx,réelle}^2 = \left(\frac{\eta - 100}{\eta} \right)^2 u_{c,NO}^2 + \left(\frac{100}{\eta} \right)^2 u_{c,NOx}^2 + \left(\frac{100 \times (C_{NO} - C_{NOx})}{\eta^2} \right)^2 u_{EC}^2$$

où :

- $u_{c,NOx,réelle}$ est l'incertitude-type combinée associée à la concentration en NOx réelle ;
- $u_{c,NO}$ est l'incertitude-type combinée associée à la concentration en NO donnée par l'analyseur, calculée selon l'équation (1) ;
- $u_{c,NOx}$ est l'incertitude-type combinée associée à la concentration en NOx donnée par l'analyseur, calculée selon l'équation (1) ;
- u_{EC} est l'incertitude-type du convertisseur.

Note : Selon la norme ISO 14956, toute caractéristique qui engendre une incertitude-type inférieure à 20% de la plus haute incertitude-type des autres caractéristiques peut être négligée. C'est le cas du premier terme de l'équation, qui est au plus égal à 5 % du deuxième terme.

L'incertitude associée à la valeur du rendement du convertisseur u_{EC} est fonction de :

- la dérive du rendement du convertisseur ; par défaut, sa valeur est prise égale à la dérive maximale que peut avoir le convertisseur soit 5% (absolus), puisque le rendement doit être supérieur ou égal à 95% ;
- l'écart-type de répétabilité du convertisseur ; si cette répétabilité n'est pas déterminée, elle peut être prise par défaut égale à 3% (absolus), qui correspond à la valeur arrondie de

l'écart-type de 10 valeurs de rendement qui seraient les plus dispersées : 5 valeurs égales à 100% et 5 valeurs égales à 95% ;

- la résolution de l'analyseur considérée comme négligeable par rapport aux autres valeurs.

$$u_{EC,max} = \sqrt{u_{D,\eta}^2 + s_{r,\eta}^2} = \sqrt{\left(\frac{D\eta}{\sqrt{3}}\right)^2 + s_{r,\eta}^2} \quad (10)$$

où :

$u_{D,\eta}$ est l'incertitude-type liée à la dérive du rendement du convertisseur,

$s_{r,\eta}$ est l'écart-type de répétabilité du convertisseur,

D_η est la dérive du rendement du convertisseur.

$$u_{EC,max} = \sqrt{\left(\frac{5}{\sqrt{3}}\right)^2 + 3^2} = 4,2\%$$

Pour estimer l'incertitude associée à la VLE, qui correspond alors à la concentration en NOx réelle, il faut calculer la concentration C_{NOx} qui serait donnée par l'analyseur compte tenu de la valeur du rendement, soit $C_{NOx} = VLE \times \eta$. L'incertitude-type combinée au niveau de la VLE est alors calculée selon l'équation (10) :

$$u_{c,VLE}^2 = \left(\frac{\eta - 100}{\eta}\right)^2 u_{c,NO}^2 + \left(\frac{100}{\eta}\right)^2 u_{c,VLExp}^2 + \left(\frac{100 \times (C_{NO} - VLE \times \eta)}{\eta^2}\right)^2 u_{EC}^2 \quad (11)$$

Note : Il n'est fourni une incertitude pour la mesure des NOx au niveau de la VLE que si le rendement du convertisseur a été déterminé. Sinon, il est uniquement donné sur le certificat de l'analyseur, une incertitude absolue associée à la mesure de NO.

5.2. AMS basés sur une autre technique de mesure que la chimiluminescence

Les analyseurs basés sur un autre principe que celui de la chimiluminescence comprennent une voie NO et une voie NO₂ séparées.

Si un appareil a été évalué seulement pour la mesure du NO, il est uniquement donné sur le certificat de l'analyseur une incertitude élargie absolue pour le NO. De même, si l'appareil a été évalué seulement pour la mesure du NO₂, il n'est donné qu'une incertitude absolue en NO₂.

Une incertitude élargie en NOx absolue et relative au niveau de la VLE journalière est calculée lorsque l'appareil a été évalué pour le NO et pour le NO₂.

Dérogation à cette règle :

Toutefois, dans le cas particulier d'installations où il a été vérifié que la teneur en NO₂ était inférieure à 5 % des NOx présents dans l'effluent, il est admis que l'AMS installé pour assurer l'auto-surveillance ne mesure que NO. Le canal NO est ajusté par un gaz pour étalonnage de NO. Le résultat en NOx est pris égal à la somme du résultat de la mesure en NO et d'une correction pour tenir compte de la présence en NO₂ (la réponse en NO est par exemple augmentée de 5%, ce qui maximalise la concentration en NOx). Dans ce cas particulier, l'incertitude associée à la concentration en NOx est égale à la combinaison de l'incertitude associée à la mesure de NO et de l'incertitude associée à la correction. Cette dernière est calculée en appliquant une loi rectangulaire à l'intervalle dans lequel peut être comprise la

concentration en NO₂ : soit $u^2(NOx) = u^2(NO) + \left(\frac{5\% \times VLE}{\sqrt{3}}\right)^2$