



Comparaison Inter-laboratoires d'analyseurs de mesure automatique des particules par absorption de rayonnement bêta

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

COMPARAISON INTER-LABORATOIRES (CIL) D'ANALYSEURS DE MESURE AUTOMATIQUE DES PARTICULES PAR ABSORPTION DE RAYONNEMENT BETA

AMODEO TANGUY

Décembre 2016

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Tanguy AMODEO	Stéphane VERLHAC	Mar DURIF
Qualité	Ingénieur de l'Unité CIME DRC	Technicien de l'Unité CIME DRC	Responsable du Pôle CARA DRC
Visa			



LE LABORATOIRE CENTRAL DE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE L'AIR

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air est constitué des laboratoires de Mines Douai, de l'INERIS et du LNE. Il mène depuis 1991 des études et des recherches à la demande du Ministère chargé de l'environnement, et en concertation avec les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). Ces travaux en matière de pollution atmosphérique ont été financés par la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (bureau de la qualité de l'air) du Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer (MEEM). Ils sont réalisés avec le souci constant d'améliorer le dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France en apportant un appui scientifique et technique au MEEM et aux AASQA.

L'objectif principal du LCSQA est de participer à l'amélioration de la qualité des mesures effectuées dans l'air ambiant, depuis le prélèvement des échantillons jusqu'au traitement des données issues des mesures. Cette action est menée dans le cadre des réglementations nationales et européennes mais aussi dans un cadre plus prospectif destiné à fournir aux AASQA de nouveaux outils permettant d'anticiper les évolutions futures.

TABLE DES MATIERES

RESUME	7
REMERCIEMENTS ET COLLABORATIONS.....	8
1. INTRODUCTION	9
2. DESCRIPTION DE LA CAMPAGNE D'ESSAI.....	10
2.1 Description du dispositif	10
2.2 Planning des essais.....	12
2.3 Présentation des mesures.....	13
2.3.1 Période 2	13
2.3.2 Période 3	14
2.3.3 Période 4 et 5	15
2.3.4 Vérification post campagne des instruments	15
2.3.5 Mise en forme des données.....	16
3. METHODE D'EVALUATION DES RESULTATS.....	16
3.1 Détermination de la valeur assignée	16
3.2 Détermination de l'écart-type pour l'évaluation de l'aptitude	17
3.3 Détermination de l'incertitude associée à la valeur assignée	17
3.4 Tests statistiques de performance	17
4. COMPARAISON DES BIAIS DE CHAQUE PARTICIPANT PAR RAPPORT A L'INCERTITUDE DE MESURE EXIGEE PAR LA REGLEMENTATION.....	18
5. COMPARAISON DES BIAIS DE CHAQUE PARTICIPANT PAR RAPPORT A L'INCERTITUDE DE MESURE DE LA METHODE DE REFERENCE.	20
5.1 Score Z.....	20
5.2 Score ξ	22
6. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	24
7. LISTE DES ANNEXES.....	27

Un essai d'intercomparaison portant sur la mesure de particules en continu à l'aide d'analyseurs automatiques par absorption de rayonnement bêta, a été réalisé en octobre 2016 sur la station fixe de « La Faïencerie Creil ». Trois BAM 1020 ont été mis à disposition par les AASQA participants (AIRPARIF, LIG'AIR, ATMO FRANCHE COMPTE), un MP101M+, instrument en cours de développement a été installé par Environnement SA.

Cet exercice a mis en œuvre un système de dopage de particules développé par l'INERIS lors d'études précédentes et permettant une distribution homogène de particules pour l'ensemble des instruments participants. La génération de particules a été assurée par la nébulisation de sels dissous de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium jusqu'à des concentrations de plus de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Etant donné le faible nombre de participants, le traitement des données ne pouvait pas se reposer sur l'analyse statistique des résultats des participants à travers la méthode consensuelle. En effet, l'incertitude de mesure de l'ensemble des participants aurait été trop importante. Ainsi, un préleveur Leckel été mis en place par l'INERIS dans le but d'obtenir une mesure de référence, laquelle sera utilisé pour évaluer les résultats des participants.

L'estimation des scores de performances Z des analyseurs automatiques montre que ces derniers respectent les exigences de la Directive européenne en termes d'incertitude (25%) à la valeur limite (VL) journalière. Néanmoins, un participant montre des écarts important lorsque les instruments ont été exposés à des particules semi-volatiles. De façon générale, une tendance semble montrer l'existence de légères pertes des particules semi-volatiles par les analyseurs automatiques.

REMERCIEMENTS ET COLLABORATIONS

Le LCSQA-INERIS tient à remercier AIRPARIF, ATMO FRANCHE COMTE, LIG'AIR ainsi que Environnement SA. qui ont participé à cette campagne de mesure et tout particulièrement ATMO PICARDIE pour avoir mis à disposition la station de mesure « La Faiencerie Creil» pendant la durée des essais.

1. INTRODUCTION

Une Comparaison inter laboratoires (CIL) est un exercice d'aptitude mettant en comparaison plusieurs laboratoires et s'inscrivant dans la démarche qualité des laboratoires. Les comparaisons inter laboratoires répondent à des besoins multiples en terme d'évaluation des performances analytiques des laboratoires, d'identification des problèmes au sein d'un laboratoire, de comparaison de méthodes, d'amélioration de la confiance, de détection des différences entre laboratoire, de validation des incertitudes de mesure.

Dans ce contexte, une CIL destinée aux analyseurs automatiques de particules (PM) a été organisée par l'INERIS-LCSQA en 2016 dans le cadre de ses actions relatives à l'assurance qualité des mesures au sein du dispositif national. Les essais ont eu lieu dans la station fixe de la « Faïencerie Creil » mise à disposition par Atmo-Picardie, pendant une période de trois semaines du 03 au 25 octobre.

Cette comparaison inter laboratoires (CIL) avait pour objectif d'évaluer les performances des jauges radiométriques par atténuation de rayonnement Bêta de type *BAM 1020* pour la mesure des particules dans la fraction PM₁₀. Pour cela, les analyseurs ont été installés et contrôlés par les AASQA participantes puis exposés à de l'air ambiant, « dopé » et « non dopé » en particules à l'aide d'un dispositif de génération et de distribution de particules spécialement développé à cet effet lors d'études précédentes.¹

Suite à l'appel à candidature ouvert à l'ensemble des AASQAs, trois jauges radiométriques *BAM 1020* de *Met One Instrument Inc.* ont été mises à disposition pour la réalisation de cette CIL. Ce faible nombre de participants traduit la difficulté pour les AASQA de mettre à disposition leurs analyseurs automatiques de PM pendant plusieurs semaines. Etant donné le nombre de places disponibles restantes, un autre type de jauge radiométrique par absorption de rayonnement Bêta a été accueillie au cours de cette CIL : un MP101M+. Il s'agit d'un instrument en cours de développement et non homologué pour la mesure réglementaire mis à disposition par le constructeur le temps de la campagne d'essai.

Etant donné le nombre réduit des participants (3 *BAM 1020*, 1 MP101M+), la stratégie de la CIL ne pouvait pas se baser sur l'utilisation des résultats des participants aussi bien pour le calcul de la valeur assignée que pour celui de l'écart-type d'évaluation d'aptitude.

Le choix a donc été fait (en accord avec la norme NF ISO 13528 encadrant les méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaison inter laboratoire) de comparer les résultats de chaque participant à une valeur assignée obtenue à l'aide de la méthode de référence de mesure des particules, décrite par la norme NF EN 12341.

L'écart-type d'évaluation d'aptitude ou l'erreur maximale tolérée a ensuite été déterminé de deux façons différentes en accords avec la NF ISO 13528 :

¹ DRC-16-152318-06089A « Développement d'un système de dopage PM pour la réalisation de comparaisons interlaboratoires des analyseurs automatiques des PM »

DRC-17-159579-00234B/ Comparaison inter laboratoires (CIL) d'analyseur de mesure automatique des particules par absorption de rayonnement bêta

- A partir d'une valeur fixe égale à 50 % de l'incertitude imposée pour les analyseurs automatiques de particules par la Directive 2008/50/CE, afin de comparer les performances des participants vis-à-vis des exigences réglementaires.
- A partir de l'incertitude de la méthode de référence, telle que décrite dans la norme NF EN 12341, afin de comparer les performances des participants par rapport à la méthode de référence.

L'ensemble des performances des instruments ont été exprimés sous la forme de scores Z.

2. DESCRIPTION DE LA CAMPAGNE D'ESSAI

2.1 Description du dispositif

Les quatre analyseurs automatiques mis à disposition pour cette CIL ont été installés à l'intérieur de la station de la « Faïencerie-CREIL » par les personnels en charge des instruments, puis raccordés sur un poste central d'acquisition XR mis à disposition par le LCSQA-INERIS.

Préalablement aux essais, chaque participant a réalisé les tests métrologiques exigés par le guide méthodologique de l'utilisation de jauges radiométriques par absorption de rayonnement Bêta², ainsi qu'un blanc d'instrument. Les tests effectués lors de l'installation sont reportés dans le tableau ci-dessous. Les résultats des tests n'ont pas été communiqués pour le MP101M+.

Critères	BAM n°1	BAM n°2	BAM n°3
Débit de prélèvement (15,83<16.7 L/min<17,50)	16,3	16,7	17
Test de fuite (< 1L/min)	0,5	0,2	0,4
Ecart pression < 7,5mmHg	oui	oui	oui
Ecart température < 2°C	oui	oui	oui
Blanc d'instrument moyenné sur 24h (< 3 µg/m ³)	1,63	2,26	1,03

En parallèle des quatre analyseurs automatiques, la méthode de référence décrite par la norme NF EN 12341 a été mise en place afin de mesurer des niveaux de concentration PM₁₀ pouvant être utilisés en tant que valeurs assignées lors de l'analyse des résultats de la CIL. Il s'agit d'une méthode de mesure par pesées des particules prélevées sur des filtres. Le choix du préleveur (SEQ 47/50, LECKEL) ainsi que les pesées des filtres ont été réalisés en accord avec les préconisations de la norme NF EN 12341.

² 2015, Guide méthodologique pour la surveillance des particules en suspension PM₁₀ et PM_{2.5} dans l'air ambiant par absorption de rayonnement Bêta

Pour plus de souplesse dans la réalisation des essais et dans l'analyse des résultats, le pas de temps des prélèvements a été choisi à 12h au lieu des 24h renseignées par la norme. Cependant, les incertitudes relatives à chaque mesure ont été déterminées en respect avec les calculs indiqués par la norme et en considérant un volume correspondant à 12h de prélèvement. De plus, conformément aux préconisations de la norme ISO 13528, les résultats de cette méthode de référence, ont été comparés à la moyenne robuste des quatre analyseurs afin de valider le choix d'utiliser cette méthode pour l'obtention de la valeur assignée.

Une fois l'ensemble des analyseurs installés et vérifiés, les têtes de prélèvement PM₁₀ de chaque instrument ont été insérées dans un système de dopage tel que décrit dans le rapport LCSQA DRC-16-152318-06089A¹. Il s'agit d'un système permettant de doper l'air ambiant avec des particules générées artificiellement et de distribuer ce flux de particules vers des cloches, dites « de dopage », recouvrant les têtes de prélèvements des quatre analyseurs automatiques et du préleveur LECKEL. Les cinq instruments ainsi connectés ont pu être exposés à des niveaux de concentration élevés et stables pendant plusieurs heures, ce que l'exposition à l'air ambiant n'aurait pas suffi à atteindre.

La Figure 1 présente le toit de la station de « La faïencerie-CREIL » sur lequel est disposé le dispositif de dopage connecté à deux BAM 1020, un MP101M+ et un préleveur Leckel.



Figure 1 : Deux BAM 1020, un MP101M+ ainsi qu'un préleveur Leckel, tous connectés au dispositif de dopage sur le toit de la station de «La faïencerie Creil, AtmoPicardie »

2.2 Planning des essais

Au cours de cette CIL, les cinq instruments précédemment décrits (i.e. trois BAM 1020, un MP101M+ et un préleveur LECKEL) ont fonctionné en parallèle et en continu pendant trois semaine dans le dispositif présenté sur la Figure 1. Ces instruments ont ainsi pu être successivement exposés à de l'air ambiant, dopés ou non dopés (c'est-à-dire avec ou sans ajout de particules générées artificiellement), pendant des périodes de plusieurs jours.

Les quatre analyseurs automatiques ont été en fonctionnement à partir du 03/10/2016 tandis que le préleveur LECKEL a été installé le 06/10/2016. L'ensemble des mesures ont été arrêtées le 26/10/2016. Les prélèvements sur filtre ont été réalisés toute les 12h, à 07h et 19h TU, soit deux filtres par période de 24h pendant toute la durée de la campagne.

Les évolutions temporelles concentrations horaires de PM₁₀ obtenues par les analyseurs automatiques sont reportées sur la Figure 2. Les différentes périodes d'essais de la CIL reportées sur le graphe sont décrites dans le tableau 1 ci-dessous.

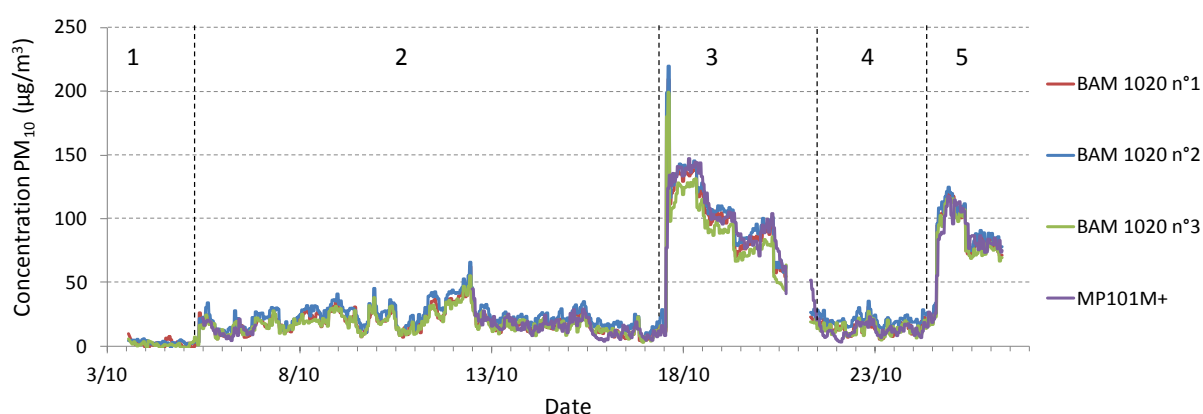


Figure 2 : Concentrations PM₁₀ mesurées par les instruments participants à la campagne d'essai. 1 : Blanc d'instrument, 2 : Mesure de l'air ambiant à travers les cloches de dopage, 3 : Dopage de l'air ambiant avec du sulfate et du nitrate d'ammonium 4 : Mesure de l'air ambiant sans cloche de dopage, 5 : Dopage de l'air ambiant avec du sulfate d'ammonium.

Tableau 1 : Description des différentes périodes d'essais reportées sur la figure 2.

PERIODE	DESCRIPTION
1	Blanc d'instrument : un filtre total a été placé à l'entrée de la ligne de prélèvement de chaque instrument, pendant 36h.
2	Mesure de l'air ambiant à travers le système de dopage : l'air ambiant a été injecté à l'intérieur du système de dopage à l'aide d'un ventilateur, puis distribué à chaque instrument à travers les cloches de dopage.
3	Mesure de l'air ambiant dopé avec des sels semi-volatiles et non volatiles (Nitrate d'ammonium et Sulfate d'ammonium) : des sels ont été générés par nébulisation, puis injectés dans le flux d'air ambiant en amont du ventilateur afin d'être distribué à chaque instrument à l'aide des cloches de dopage.

4	Mesure de l'air ambiant sans le système de dopage : Les cloches de dopage ont été ôtées des têtes de prélèvements PM ₁₀ . La comparaison avec les résultats de la période 2 permettra d'observer l'impact potentiel du système de distribution sur les résultats.
5	Mesure de l'air ambiant dopé avec des sels non volatiles (Sulfate d'ammonium) : identique au point 3 mais avec des sels non volatiles seulement.

2.3 Présentation des mesures

2.3.1 Période 2

Après une période de 36h, consacrée à la réalisation des blanc d'instruments, les analyseurs ont été exposés à de l'air ambiant pendant une période de 12 jours, du 06/10 au 18/10. Durant cette phase, les instruments étaient connectés au dispositif de dopage mais seul de l'air ambiant était injecté dans le système. Les mesures sont reportées sur la Figure 3.

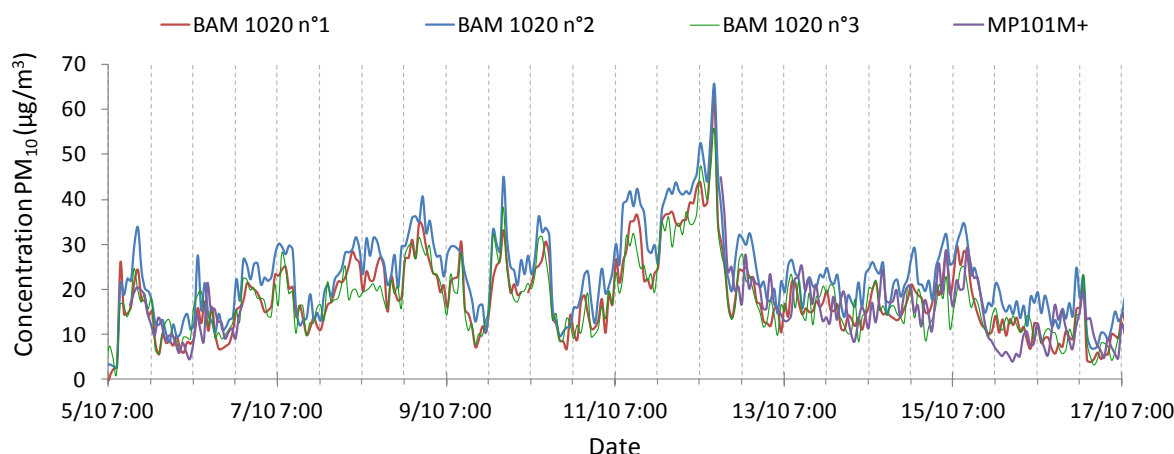


Figure 3 : Concentrations PM₁₀ de l'air ambiant, mesurées à travers le système de dopage. Période d'essais n°2, telle que reportée dans le tableau 1.

Du 06/10 au 12/10/2016, l'absence de données du MP101M+ s'explique par une panne survenue sur la pompe.

La plage de données allant du 15/10-19h au 16/10-07h a été invalidée puisque la mesure du MP101M+ n'est pas corrélée aux trois autres instruments pendant cette période. Il s'agit d'un problème connu du constructeur et qui est en cours de test par ailleurs. Les données invalidées sont présentées en Annexe 2.

Aucune donnée BAM n'a été exclue sur cette période.

2.3.2 Période 3

A partir du 17/10 à 13h, jusqu'au 21/10 à 19h, des particules de nitrates d'ammonium et de sulfate d'ammonium ont été générées à différents niveaux de concentrations à l'aide d'un nébuliseur. Les instruments ont ainsi été exposés à de l'air ambiant enrichis avec des particules semi-volatiles (nitrates d'ammonium) et non volatiles (sulfate d'ammonium) dans des proportions équivalentes pour chaque niveau de concentrations. Quatre niveaux de concentrations ont été générés autour de 120, 100, 80 et 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pendant environ 24h à chaque fois.

Les changements de concentrations ont été effectués à 07h du matin, juste avant le changement de filtre sur le préleveur. Il est à noter que pour chaque palier, deux filtres ont été prélevés, assurant ainsi une stabilité des concentrations pendant le deuxième prélèvement.

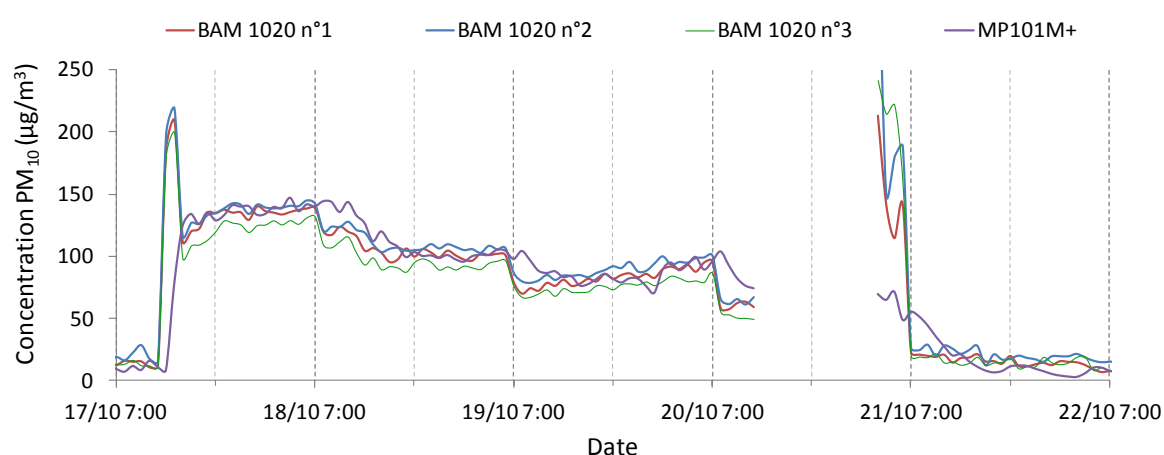


Figure 4 : Concentrations PM₁₀ de l'air ambiant dopée en nitrate et sulfate d'ammonium, mesurées à travers le système de dopage. Période d'essais n°3, telle que reportée dans le tableau 1.

Le 17/10, entre 07h et 19h, les données n'ont pas été prises en compte pour l'analyse des performances des analyseurs automatiques puisqu'il s'agissait d'une phase de réglage pour obtenir le premier palier de concentration.

Il est à noter également que, du 20/10 à 15h45 au 21/10 à 07h, le ventilateur s'est arrêté amenant les concentrations dans les cloches à des niveaux très élevés et avec une hétérogénéité très importantes. Ces données ont été invalidées et ne sont en partie pas visibles sur la Figure 4 pour des soucis de clarté.

Bien que valides, les données MP101M+ dans la plage horaire entre 07h et 19h le 18/10 n'ont pas été prises en compte étant donnée la difficulté du MP101M+ à suivre avec une résolution temporelle suffisante la baisse brutale des concentrations.

Le 21/10 à 15h les cloches de dopage ont été retirées et les prélèvements stoppés manuellement avant de passer à la période n°4.

Enfin, du 21/10-07h au 22/10-07h, les données du MP101M+ ont été invalidées puisque ce dernier n'est pas corrélé aux autres analyseurs automatiques, de façon similaire à la période n°1 (Cf Annexe 2)

2.3.3 Période 4 et 5

Du 21/10 à 19h au 24/10 à 13h, les cloches de dopage ont été retirées des cinq instruments. Ceux-ci ont alors mesuré l'air ambiant directement, i.e. sans passer à travers le dispositif de dopage. L'objectif de cette période était d'observer si le système de dopage générerait des différences importantes dans les concentrations de PM_{10} d'un instrument à l'autre.

Enfin, du 24/10 14h au 27/10, les cloches de dopage ont été reconnectées et des sels non volatiles, de sulfate d'ammonium, ont été générés pendant trois périodes de 12h à des niveaux de concentrations de 110 et 75 $\mu g/m^3$. Le 24/10 à 14h les prélèvements ont été arrêtés manuellement pour recommencer à 19h.

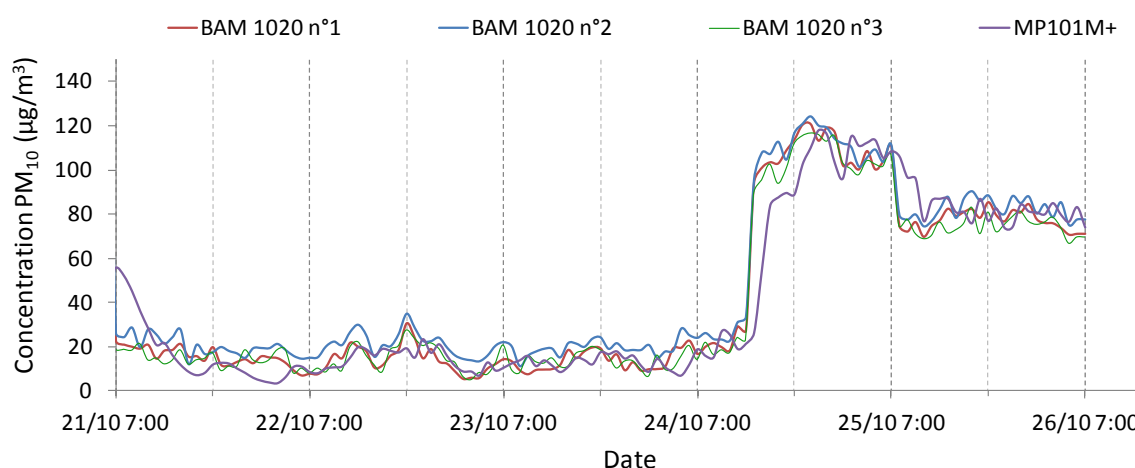


Figure 5 : Concentrations PM_{10} mesurées à travers le système de dopage. Mesure de l'air ambiant jusqu'au 24/10 puis mesure de l'air ambiant dopé avec des particules non-volatiles de sulfate d'ammonium à partir du 24/10. Période d'essais n°4 et 5, telles que reportées dans le tableau 1.

Les données MP101M+ correspondant au palier de dopage en sulfate d'ammonium du 25/10 à 7h n'ont pas pu être considérées dans la comparaison avec les mesures sur filtre étant donné le décalage temporelle des concentrations liées à la faible résolution temporelle de l'appareil.

2.3.4 Vérification post campagne des instruments

A l'issu de la campagne de mesure, les derniers spots de particules prélevées sur le ruban du BAM n°1 ont montré des inhomogénéités laissant présager, d'après le guide utilisateur, d'une possible fuite au niveau de la jonction buse-papier. Par ailleurs la présence d'un poinçon à proximité de la tache a été notée indiquant, d'après le guide, que la grille et la buse doivent être nettoyés.

Lors des mesures de débit de fin de campagne, une fuite d'1L/min a été mesurée sur le BAM n°2.

2.3.5 Mise en forme des données

Après validation, les données des analyseurs automatiques ont été moyennées sur des périodes de 12h allant de 07h à 19h, de façon cohérente avec les heures de prélèvement du LECKEL. L'ensemble des données moyennées sont reportées sur la Figure 6. L'ensemble des valeurs numériques des données et des heures de prélèvement sont disponibles dans le tableau de l'annexe 1.

La figure 6 présente les mesures qui ont été utilisées pour le calcul des scores de performance.

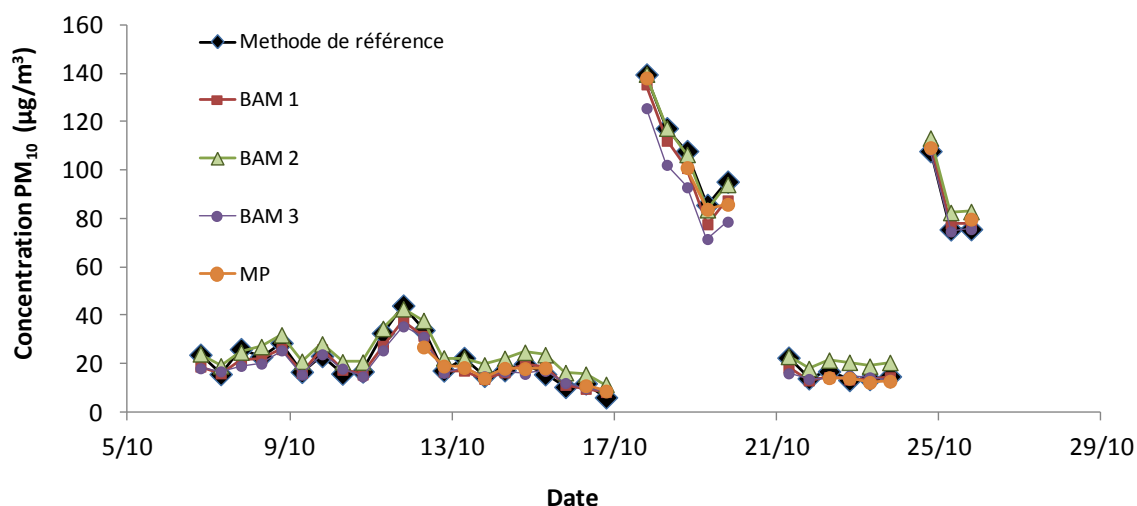


Figure 6 : Concentration PM₁₀ des quatre analyseurs automatiques et de la méthode de référence. Les mesures des analyseurs automatiques ont été moyennées sur des plages de temps de 12h afin de coïncider avec la méthode de référence par prélèvement.

3. METHODE D'EVALUATION DES RESULTATS

3.1 Détermination de la valeur assignée

La valeur assignée x_{pt} correspond à la valeur de référence à partir de laquelle les biais des laboratoires participants sont calculés. Dans ce travail, le faible nombre de participants n'a pas permis l'utilisation de statistiques robustes. Ainsi, la valeur assignée a été déterminée par un seul laboratoire utilisant une méthode de référence. Cette méthode est décrite par la norme EN 12341 décrivant la méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique PM₁₀ ou PM_{2,5}.

3.2 Détermination de l'écart-type pour l'évaluation de l'aptitude

L'écart-type pour l'évaluation d'aptitude σ_{pt} est utilisé pour la détermination des seuils auxquels sont comparés les biais des laboratoires participant. Lorsqu'une méthode de référence est utilisée pour la détermination de la valeur assignée, l'écart-type pour l'évaluation de l'aptitude peut être :

- soit prescrit si une exigence normative ou réglementaire fixe un seuil d'incertitude ;
- soit perçu (respectivement §6.2 et §6.3 NF ISO 13528) : si le coordonnateur souhaite comparer les résultats des participants à un seuil d'incertitude fixé ;
- ou pris égal à l'écart-type robuste s^* déterminé à partir des résultats des participants en appliquant l'Algorithme A.

Dans ce travail, l'écart-type d'évaluation d'aptitude σ_{pt} est fixé de deux façons :

- tout d'abord selon l'exigence normative relative à la mesure des PM et décrite dans la Directive 2008/50/CE ;
- Puis fixée égale à l'incertitude de la méthode de référence.

3.3 Détermination de l'incertitude associée à la valeur assignée

Dans ce travail, l'incertitude associée à la valeur assignée $u(x_{pt})$ est celle de la méthode de référence $u(x_{ref})$ et est calculée à partir de la norme NF EN 12341. Lors de l'exploitation des données, l'incertitude de la valeur assignée doit être comparée à 0,3 fois l'écart type pour l'évaluation de l'aptitude σ_{pt} .

Si $u(x_{ref}) < 0,3 \cdot \sigma_{pt}$, alors selon la norme NF ISO 13528, l'incertitude de la valeur assignée est négligeable et ne nécessite pas d'être incluse dans l'interprétation des résultats de l'essai d'aptitude c'est-à-dire dans le test statistique de performance. Dans le cas contraire elle sera prise en compte dans le test statistique de performance.

3.4 Tests statistiques de performance

- Score Z

Le score Z consiste à comparer le biais d'un laboratoire avec un critère de performance. Il est calculé de la façon suivante :

$$Z_i = \frac{x_i - x_{pt}}{\sigma_{pt}}$$

Où σ_{pt} est l'écart-type pour l'évaluation de l'aptitude, x_i est la concentration mesurée par le laboratoire i et x_{pt} est la valeur assignée.

Un laboratoire dont le score z est supérieur à 3,0 ou inférieur à -3,0 donne lieu à un « signal d'action ». Un score z supérieur à 2,0 ou inférieur à -2,0 donne lieu à un signal d'avertissement (§7.4.2 norme NF ISO 13528).

- Score Z'

Si l'incertitude type associée à la valeur assignée n'est pas négligeable, c'est à dire si $u(x_{pt}) > 0,3 \cdot \sigma_{pt}$, alors l'incertitude-type associée à la valeur assignée est prise en compte en élargissant le dénominateur du score de performance. Cette statistique est appelée score Z' et est calculée comme suit :

$$Z'i = \frac{x_i - x_{pt}}{\sqrt{\sigma_{pt}^2 + u^2(x_{pt})}}$$

- Score ζ

Le score ζ permet d'évaluer l'aptitude du laboratoire à obtenir des résultats proche de la valeur assignée en tenant compte de son incertitude. Pour cela, le score de performance est modifié en élargissant le dénominateur en prenant en compte l'incertitude revendiqué du laboratoire. Le score ξ est calculé ainsi :

$$\xi i = \frac{x_i - x_{pt}}{\sqrt{u^2(x_{pt}) + u^2(x_i)}}$$

Où x_i est le résultat du laboratoire, x_{pt} la valeur assignée, $u(x_i)$ est l'incertitude-type du résultat x et $u(x_{pt})$ l'incertitude-type de la valeur assignée.

Un laboratoire dont le score ζ est supérieur 3,0 ou inférieur -3,0 fera l'objet d'un « signal d'action ». Un score ζ est supérieur 2,0 ou inférieur -2,0 donne lieu à un signal d'avertissement à destination du laboratoire concerné (§7.7.2 norme NF ISO 13528).

4. COMPARAISON DES BIAIS DE CHAQUE PARTICIPANT PAR RAPPORT A L'INCERTITUDE DE MESURE EXIGEE PAR LA REGLEMENTATION

Afin de comparer les résultats des participants aux exigences réglementaires, les biais de mesure de chaque analyseur automatique ont été comparés à l'incertitude de mesure reportée dans la Directive 2008/50/CE pour la mesure des PM_{10} . Ainsi, l'erreur maximale tolérée, ou l'écart-type d'évaluation d'aptitude σ_{pt} , a été fixée à 50% de l'incertitude imposée par la directive, soit $\sigma_{pt} = 6,25 \mu g/m^3$.

Dans ce travail, l'incertitude de la valeur assignée $u(x_{pt})$, notée ici $u(x_{ref})$, est considérée comme non négligeable par rapport à l'écart-type d'évaluation d'aptitude σ_{pt} , puisque $u(x_{ref}) > 0,3 \sigma_{pt}$ (Les valeurs numériques sont reportées en Annexe1). Il convient donc, en accord avec l'ISO 13528, de prendre en compte l'incertitude de la valeur assignée en élargissant le dénominateur du score de performance. Le score de performance Z' qui en découle est décrit dans la section 3.4.

Les score Z' sont reportés sur les figures ci-dessous pour chacune des périodes reportés dans le tableau 1.

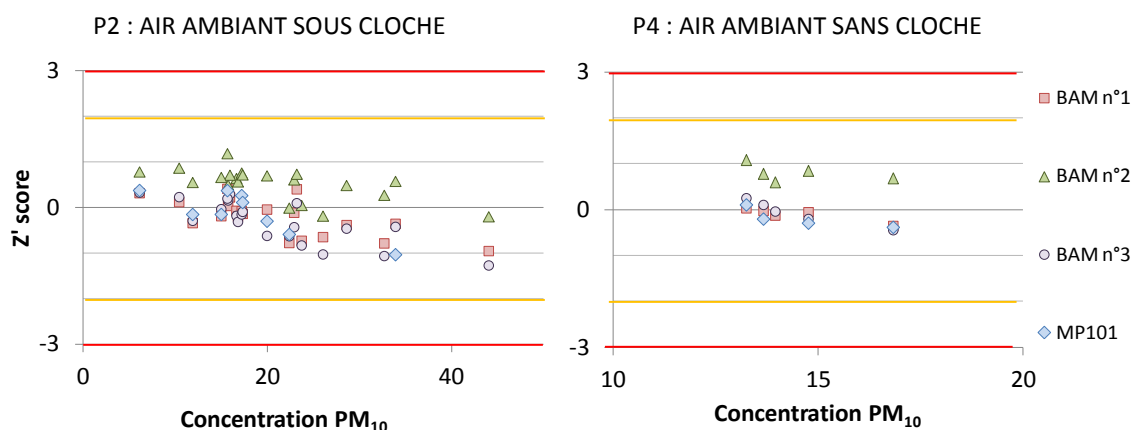


Figure 7 : Score Z' obtenus en mesurant de l'air ambiant avec (à gauche) et sans cloche de dopage (à droite). Le critère de performance est choisi comme égale à 50% de l'incertitude réglementaire pour les AMS. **Ligne rouge : signal d'action.** **Ligne orange : signal d'avertissement.**

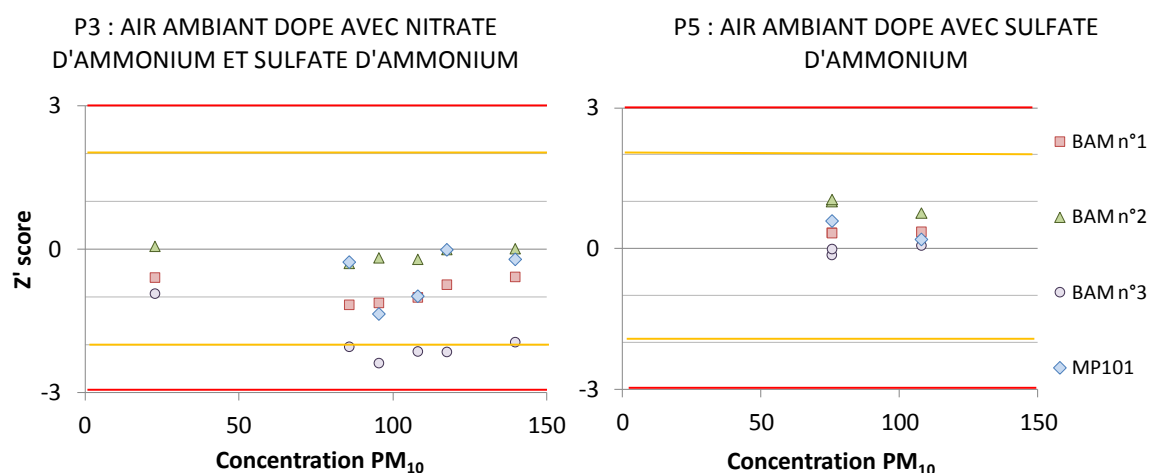


Figure 8 : Score Z' obtenus en mesurant de l'air ambiant dopé avec un mélange de sels semi-volatile et non-volatiles (à gauche), et des sels non volatiles uniquement (à droite). Le critère de performance est choisi comme égale à 50% de l'incertitude réglementaire pour les AMS. **Ligne rouge : signal d'action.** **Ligne orange : signal d'avertissement.**

Les résultats reportés sur les quatre graphes des figures 7 et 8 montrent que la quasi totalité des scores Z' sont compris entre 1 et -1. Un seul instrument, le BAM n°3 sur le graphe de gauche de la Figure 8, montre un score Z' compris entre -2 et -3, en présence de sels semi-volatiles.

Les scores Z' compris entre -1 et 1 indiquent que les performances des analyseurs automatiques de PM sont très acceptables au regard de l'incertitude de mesure réglementaires imposées par la directive 2008/50/CE. Cependant, le score Z' du BAM n°3, compris entre -2 et -3, indique un biais de mesure trop important.

La comparaison des deux graphes de la Figure 8 met en avant une diminution du score Z' des quatre participants en présence de sels semi-volatiles laissant penser que ces particules pourraient faire l'objet de pertes. Dans le cas du BAM n°3, ces pertes ne sont pas négligeables et pourraient provenir d'une mauvaise gestion de la température dans la ligne de prélèvement.

Les scores de performance obtenus pour le BAM n°2 sont, sur les quatre graphes, systématiquement au dessus des deux autres BAM. Ce biais systématique est probablement à mettre en lien avec la fuite d'1L/min mise en évidence lors des tests métrologique de fin de campagne.

Sur la Figure 7, les score Z' obtenus suite à la mesure de l'air ambiant, ne montrent pas, à concentration égale, de différences notables entre les mesures effectuées à travers le système de dopage et celles sans. Ces résultats ne montrent pas un quelconque effet du système de distribution sur les scores de performance. En d'autres termes, l'incertitude de mesure générée par le dispositif de distribution ne semble pas très importante par rapport au critère pris en compte dans le calcul du score Z' . Les biais de mesure sont présentés plus en détail en annexe 3.

Sur la Figure 7, les scores Z' issus de la mesure de l'air ambiant semblent diminuer avec l'augmentation des concentrations. Même si dans le cas présent cette diminution n'est pas problématique, puisque les scores restent compris entre -2 et 2, la tendance est assez nette. Cette diminution peut être mise en lien avec celle observée précédemment sur le graphe de gauche de la figure 10, puisque les augmentations de PM_{10} dans l'air ambiant sont en partie causées par l'augmentation des espèces semi-volatiles.

En conclusion, ces résultats indiquent que les quatre instruments respectent les incertitudes réglementaires de 25% à la VL sur une gamme de concentration allant de 5 à $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le BAM n°3 devra quant à lui faire l'objet d'investigation concernant la prise en compte des espèces semi-volatiles.

5. COMPARAISON DES BIAIS DE CHAQUE PARTICIPANT PAR RAPPORT A L'INCERTITUDE DE MESURE DE LA METHODE DE REFERENCE.

5.1 Score Z

Afin de comparer les analyseurs automatiques avec la méthode de référence, l'écart-type d'évaluation d'aptitude a été fixé égale à l'incertitude de la méthode de référence notée $u(x_{\text{ref}})$. Les valeurs des incertitudes ont été calculées pour chaque mesure selon la norme NF EN 12341 et sont reportées dans le tableau de l'annexe 1. Le score de performance est exprimé ici sous forme de score Z :

Dans cet exemple l'écart-type d'évaluation d'aptitude est beaucoup plus sévère que précédemment puisque qu'ici l'écart-type d'évaluation d'aptitude est égal à environ $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ contre $6,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans le paragraphe précédent.

Les scores Z sont reportés sur les figures 11 et 12 pour chacune des périodes reportés dans le tableau 1.

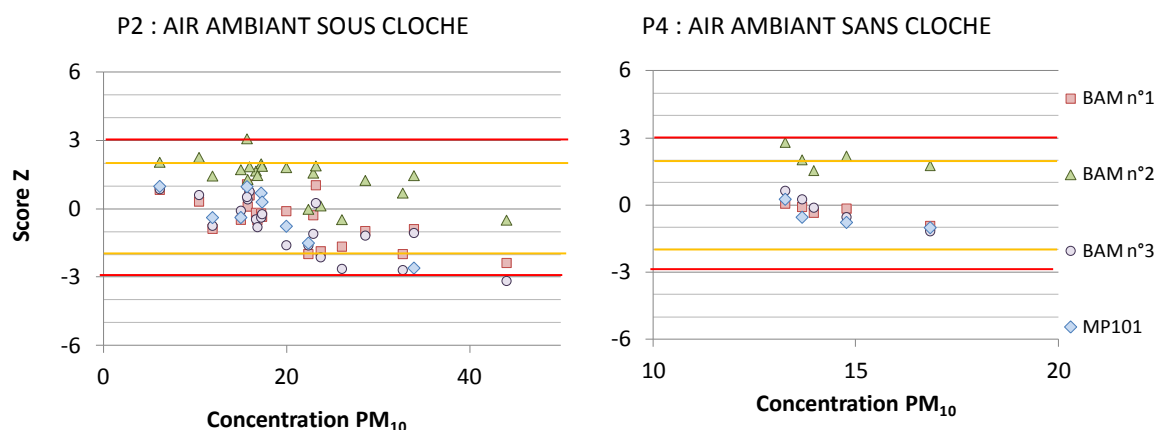


Figure 9 : Score Z obtenus en mesurant de l'air ambiant avec (à gauche) et sans cloche de dopage (à droite). Le critère de performance est choisi comme égale à l'incertitude de la méthode de référence. **Ligne rouge : signal d'action. Ligne orange : signal d'avertissement.**

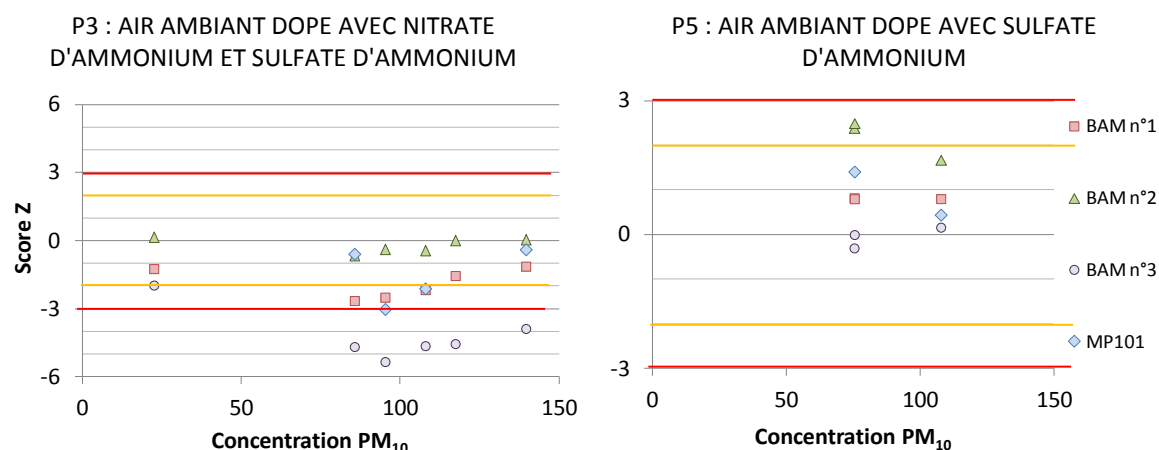


Figure 10 : Score Z obtenus en mesurant de l'air ambiant dopé avec un mélange de sels semi-volatile et non-volatiles (à gauche), et des sels non volatiles uniquement (à droite). Le critère de performance est choisi comme égale à l'incertitude de la méthode de référence. **Ligne rouge : signal d'action. Ligne orange : signal d'avertissement.**

Les résultats de la figure 09 et 10 mettent en évidence les mêmes tendances que dans le paragraphe précédent à savoir :

- Le BAM n°3 obtient un score moins bon que les autres participants en présence de particules semi-volatiles (graphe de gauche, figure 10)
- Le score de performance du BAM n°2 est systématiquement au dessus des autres, mettant en évidence une légère surestimation de cet instrument. Cette surestimation pourrait être liée à une fuite sur le débit de prélèvement comme rappelé au paragraphe précédent.
- Le score Z de l'ensemble des instruments semble diminuer en présence de particules semi-volatiles. Ceci est clairement visible sur la figure 10, mais peut aussi être déduit de la tendance du score Z avec l'augmentation de la concentration sur la figure 9, comme discuté au paragraphe précédent.

La réduction du critère de performance a logiquement augmenté les valeurs des scores Z par rapport au score Z' reportés au chapitre 5. Malgré tout, hormis le BAM n°3 exposé aux fortes concentrations de sels semi-volatiles, la quasi-totalité des scores Z restent compris entre 3 et -3. Les scores Z des BAM n°1, n°2 et du MP101M+ sont à 90% compris entre -2 et 2. Les scores Z du BAM n°1 et du MP présentent quelques points au-delà de -2 lorsqu'ils sont en présence de sels volatiles (figure 10, graphe de gauche) ou de concentrations dans l'air au dessus de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (figure 09, graphe de gauche). Les scores Z du BAM n°2 sont au-delà de 2 à plusieurs reprises et globalement supérieurs aux trois autres instruments, cela pouvant être expliqué par la fuite détectée sur cet instrument.

Notons que l'augmentation du score Z jusqu'à des valeurs comprises entre 2 et 3 est cohérente avec les incertitudes annoncées dans la littérature puisque l'incertitude élargie de la méthode de référence indiquée par la norme EN 12341 est de 7,7 % à la VL sur des moyennes journalières, tandis que les incertitudes des BAM et les MP évaluées au cours du suivi d'équivalence³ sont entre 15 et 20 % à la VL, soit un rapport compris entre 2 et 3.

En conclusion, l'ensemble des scores Z montrent que les performances sont tout à fait acceptables par rapport à l'incertitude de la méthode de référence, hormis lorsque les concentrations de semi-volatiles sont très importantes. Dans ce cas précis, les scores Z du BAM n°3 sont même largement inférieurs à -3. Enfin, il convient de noter que les scores Z du BAM n°2 sont régulièrement compris entre 2 et 3 même aux faibles concentrations, mettant probablement en évidence l'influence de la fuite détectée sur ce dernier.

5.2 Score ξ

Le calcul du score ξ permet de prendre en compte l'incertitude des participants dans leur capacité à obtenir un résultat proche de la valeur assignée. Pour cela, le score de performance est modifié en élargissant le dénominateur en prenant en compte l'incertitude revendiquée du laboratoire.

Les incertitudes revendiquées par les laboratoires n°2 et 3 sont respectivement égales à 19 et 16% à la VL soit 4 et 4,75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les autres participants n'ont pas indiqué leur incertitude.

Les scores ξ sont reportés sur les figures 11 et 12 pour chacune des périodes reportés dans le tableau 1.

³ LCSQA-INERIS-DRC-16-152330-02601A : suivi d'équivalence des systèmes de mesure automatique (AMS) PM

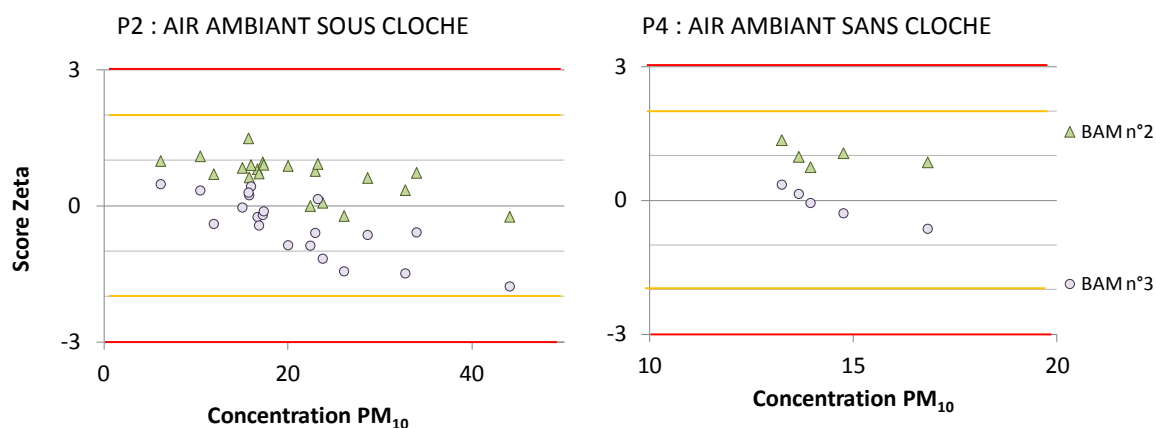


Figure 11 : Score ξ obtenus en mesurant de l'air ambiant avec (à gauche) et sans cloche de dopage (à droite). Le critère de performance est choisi comme égale à l'incertitude de la méthode de référence. **Ligne rouge : signal d'action. Ligne orange : signal d'avertissement.**

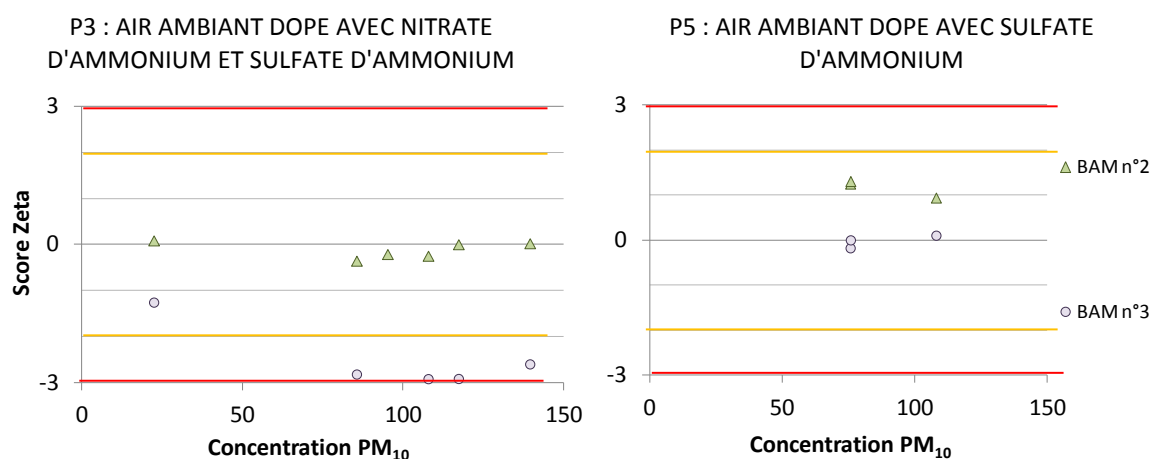


Figure 12 : Score ξ obtenus en mesurant de l'air ambiant dopé avec un mélange de sels semi-volatile et non-volatiles (à gauche), et des sels non volatiles uniquement (à droite). Le critère de performance est choisi comme égale à l'incertitude de la méthode de référence. **Ligne rouge : signal d'action. Ligne orange : signal d'avertissement.**

En prenant en compte les incertitudes des analyseurs n°2 et 3 dans leur capacité à évaluer la valeur assignée, les scores de performances ξ sont acceptables puisqu'ils sont compris entre -2 et 2, excepté pour le BAM n°3 sur le graphe de gauche de la Figure 12. Celui-ci montre alors un score ξ compris entre -2 et -3, en présence de hautes concentrations de sels semi-volatiles.

Ces résultats confirment les observations précédentes concernant la mauvaise prise en compte des hautes concentrations de sels semi-volatiles par le BAM n°3.

Néanmoins, en dehors de cette période de dopage avec des fortes concentrations de sels semi-volatiles, les deux analyseurs recouvrent correctement la valeur assignée dans la limite de leurs incertitudes.

6. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Cette CIL a permis d'évaluer les performances de trois jauges radiométriques par atténuation de rayonnement Bêta de type *BAM 1020* et une de type MP101M+ pour la mesure des particules dans la fraction PM_{10} , après que celles-ci aient été mises en œuvre par leur utilisateur. Les biais de mesure des participants ont été calculés par rapport à la méthode de référence pour la mesure des particules, et ont été comparés à trois critères :

- Une valeur égale à 50 % de l'incertitude imposée à la VL pour les analyseurs automatiques de particules par la directive 2008/50/CE, afin de comparer les performances des participants vis-à-vis des exigences réglementaires.
- L'incertitude de la méthode de référence afin de comparer les performances des participants à la méthode de référence.
- L'incertitude de la méthode de référence combinée avec l'incertitude de participant afin d'évaluer leur aptitude à obtenir des résultats proches de la valeur assignées dans les limites de leur incertitudes.

Ces trois critères ont respectivement fait l'objet d'un calcul du score de performance sous la forme de score Z' , Z et ξ .

L'ensemble des score de performances obtenus montrent que :

- Le BAM n°3 sous estime les particules semi-volatiles aux très hautes concentrations. En effet, en présence de fortes concentrations de sels semi-volatiles, les scores Z' et ξ de cet instrument ont fait l'objet d'un signal d'avertissement, tandis que le score Z fait l'objet d'un signal d'action. Il est à noter que ces scores ont été obtenus à des concentrations de nitrate d'ammonium supérieures à $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui, dans la réalité sont peu rencontrés. En revanche les scores obtenus pour le point de concentration à $22,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectent les seuils d'avertissement.
- Le BAM n°2 surestime systématiquement la valeur assignée ainsi que les trois autres analyseurs automatiques. Cette surestimation est liée très probablement à la fuite détectée sur le débit de prélèvement lors des tests de fin de campagne. Néanmoins, cette surestimation reste acceptable si on considère les résultats des score ξ et Z' toujours compris entre 2 et -2 et Z compris entre -3 et 3.
- Les scores de performances ont tendances à diminuer en présence de sels semi-volatiles. Ceci semble mettre en évidence une tendance des analyseurs à perdre une partie des sels semi-volatiles. Néanmoins, ces pertes sont dans la plupart des cas acceptables, excepté pour le BAM n°3 lorsque les concentrations de volatiles sont très importantes.

Hormis le cas spécifique du BAM n°3 en présence de sel semi-volatiles, les scores Z' montrent que l'ensemble des analyseurs respectent, pour les PM_{10} , l'incertitude réglementaire fixée à 25% à la VL.

Les scores ξ montrent que les analyseurs sont capables de recouvrer les valeurs vraies avec leurs incertitudes de mesure.

Enfin, les scores Z montrent que, pour les instruments pour lesquels aucune défaillance n'a été relevée (fuite d'1 L/min sur le BAM n°2) les performances sont tout à fait en accord avec celles de la méthode de référence, hormis lorsque les concentrations de semi-volatiles sont très importantes.

Pour finir, il est à noter qu'une série de données du MP101M+ ont été invalidées (Cf Annexe 2). Ce phénomène connu est investigué par le constructeur.

7. LISTE DES ANNEXES

Annexes	titres
Annexe 1	Valeurs numériques des mesures
Annexe 2	Invalidation des données du MP101M+
Annexe 3	Homogénéité du système de distribution

ANNEXES 1 : VALEURS NUMERIQUES DES MESURES

PERIODES	Date début de prélèvement	Volume Leckel (m ³)	Incertitude Leckel : $u(x_{ref})$ (μg/m ³)	Mesure Leckel : x_{ref} (μg/m ³)	BAM n°1 μg/m ³	BAM n°2 μg/m ³	BAM n°3 μg/m ³	MP101+ μg/m ³
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	06/10/2016 07:00			Pas de Leckel	12,25	16,16	13,41	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	06/10/2016 19:00	27,59	2,6	23,70	18,82	24,08	18,12	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	07/10/2016 07:00	27,55	2,6	15,72	16,02	19,12	16,84	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	07/10/2016 19:00	27,55	2,6	26,03	21,68	24,81	19,10	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	08/10/2016 07:00	27,54	2,6	22,89	22,19	27,07	20,03	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	08/10/2016 19:00	27,55	2,7	28,58	26,03	31,93	25,50	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	09/10/2016 07:00	27,55	2,6	16,62	16,20	21,01	15,45	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	09/10/2016 19:00	27,55	2,6	23,18	25,96	28,20	23,89	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	10/10/2016 07:00	27,55	2,6	15,92	17,49	20,79	17,96	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	10/10/2016 19:00	27,55	2,6	16,79	15,53	20,66	14,71	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	11/10/2016 07:00	27,54	2,7	32,68	27,39	34,57	25,50	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	11/10/2016 19:00	27,55	2,7	44,03	37,58	42,71	35,42	Arrêt Pompe
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	12/10/2016 07:00	27,55	2,7	33,90	31,54	37,87	31,08	26,92
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	12/10/2016 19:00	27,54	2,6	17,19	16,71	22,39	16,23	19,03
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	13/10/2016 07:00	27,55	2,6	22,36	17,14	22,34	18,15	18,42

DRC-17-159579-00234B/ Comparaison inter laboratoires (CIL) d'analyseur de mesure automatique des particules par absorption de rayonnement bêta

1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	13/10/2016 19:00	27,55	2,6	14,97	13,75	19,51	14,80	14,01
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	14/10/2016 07:00	27,55	2,6	17,30	16,42	22,21	16,72	18,11
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	14/10/2016 19:00	27,54	2,6	19,95	19,71	24,72	15,79	17,98
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	15/10/2016 07:00	27,55	2,6	15,64	18,49	23,71	17,04	18,22
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	15/10/2016 19:00	27,55	2,6	10,40	11,27	16,32	12,02	Données Invalidées
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	16/10/2016 07:00	27,55	2,6	11,87	9,62	15,66	9,97	10,90
1 : AIR AMBIENT SOUS CLOCHE	16/10/2016 19:00	27,55	2,6	6,10	8,30	11,45	8,38	8,70
2 : DOPAGE	17/10/2016 07:00	27,55		Phase de réglage du dispositif de dopage				
2 : DOPAGE	17/10/2016 19:00	27,55	3,6	139,56	135,48	139,73	125,63	138,13
2 : DOPAGE	18/10/2016 07:00	27,55	3,3	117,35	112,18	117,38	102,21	Moyenne 12h invalidée
2 : DOPAGE	18/10/2016 19:00	27,55	3,2	107,91	100,90	106,51	92,94	101,08
2 : DOPAGE	19/10/2016 07:00	27,56	3,0	85,63	77,64	83,65	71,54	83,84
2 : DOPAGE	19/10/2016 19:00	27,56	3,1	95,26	87,51	94,09	78,71	85,89
2 : DOPAGE	20/10/2016 07:00	27,55		Arrêt du ventilateur : hétérogénéité de la distribution de particules.				
2 : DOPAGE	20/10/2016 19:00	25,25		Arrêt du ventilateur : hétérogénéité de la distribution de particules.				
2 : DOPAGE	21/10/2016 07:00 21/10/2016 15:15	21,07	3,3	22,50	18,40	23,01	16,02	Données Invalidées
3 : AIR AMBIENT SANS CLOCHE	21/10/2016 19:00	27,59	2,6	13,95	13,09	18,01	13,69	Données Invalidées
3 : AIR AMBIENT SANS CLOCHE	22/10/2016 07:00	27,54	2,6	16,83	14,43	21,47	13,80	14,22
3 : AIR AMBIENT SANS CLOCHE	22/10/2016 19:00	27,55	2,6	13,25	13,45	20,59	14,95	13,96
3 : AIR AMBIENT SANS CLOCHE	23/10/2016 07:00	27,55	2,6	13,67	13,48	18,97	14,37	12,28

3 : AIR AMBIENT SANS CLOCHE	23/10/2016 19:00	27,57	2,6	14,76	14,39	20,51	13,39	12,78
3 : AIR AMBIENT SANS CLOCHE	24/10/2016 07:00 24/10/2016 14:00	13,55	4,9	21,07	21,83	26,37	19,40	20,20
4 : DOPAGE NON VOLATILE	24/10/2016 19:00	27,59	3,2	107,88	110,48	113,28	108,42	109,33
4 : DOPAGE NON VOLATILE	25/10/2016 07:00	27,59	2,9	75,53	77,94	82,51	74,67	Moyenne 12h invalidée
4 : DOPAGE NON VOLATILE	25/10/2016 19:00	27,59	2,9	75,63	77,98	82,92	75,63	79,75

ANNEXES 2 : CAS DE L'INVALIDATION DES DONNEES DU MP101M+

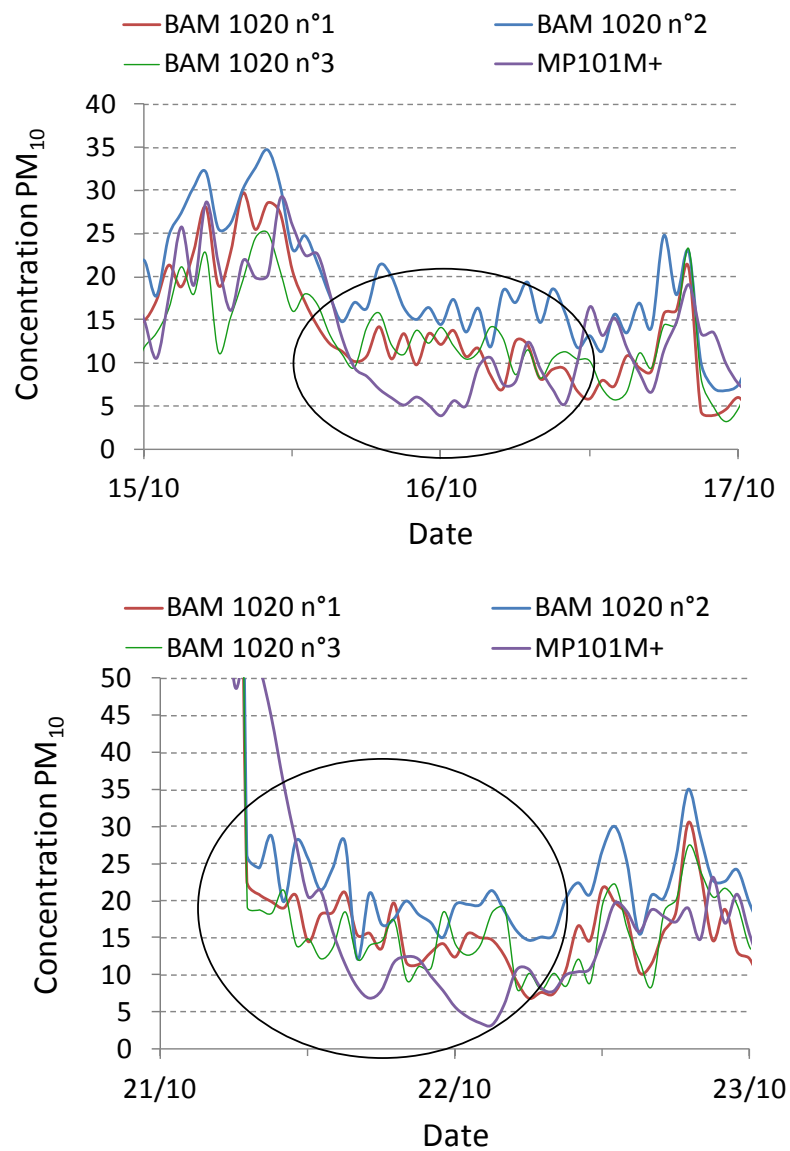


Figure 13 : Données invalidées du MP101M+

ANNEXES 3 : HOMOGENEITE DU SYSTEME DE DISTRIBUTION

Le calcul des scores de performance doit théoriquement prendre en compte l'incertitude liée à l'hétérogénéité des concentrations PM dans les différentes branches du système de distribution, surtout ci celle-ci n'est pas négligeable par rapport à l'écart type d'évaluation d'aptitude.

Dans ce travail, cette incertitude n'a pas été chiffrée au préalable. Néanmoins, la comparaison des résultats des périodes d'essai n°1 et 3 permettent de se prononcer sur l'homogénéité des particules au sein du système de distribution. En effet, il est possible d'évaluer l'impact du système de distribution sur les scores de performance en comparant les biais de mesure obtenus avec et sans le système de distribution.

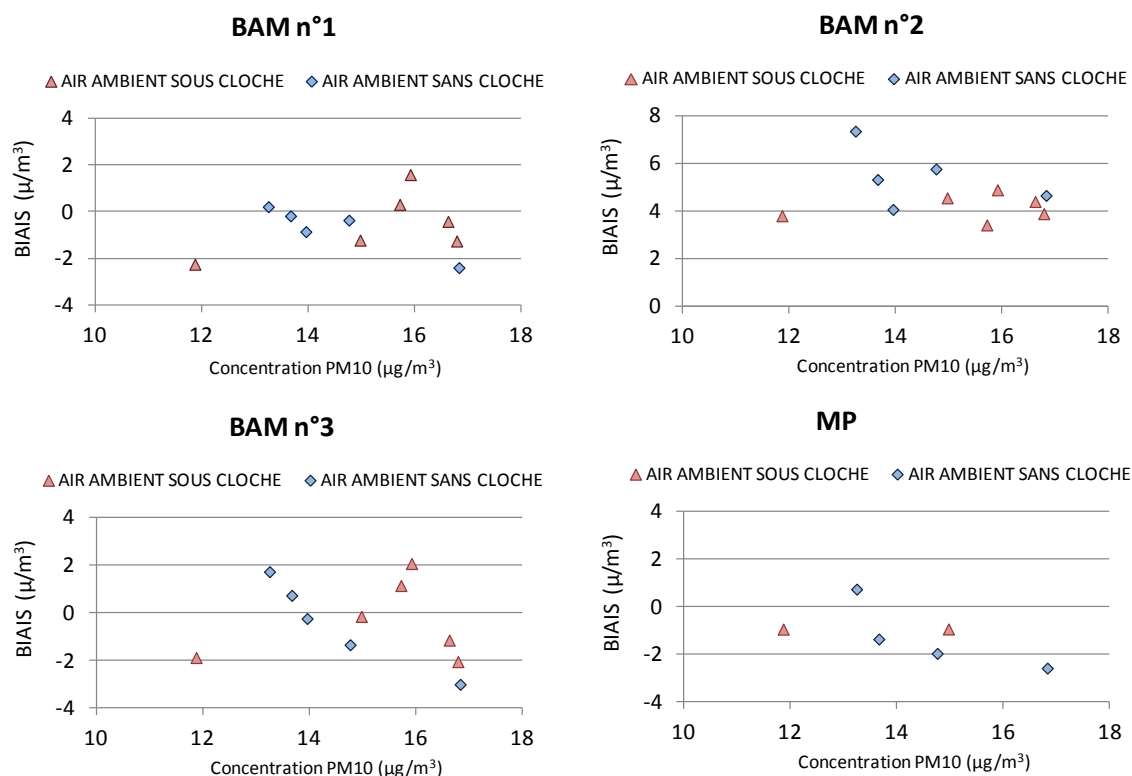


Figure 14 : Biais de mesure calculés à partir des données des périodes n°1 et 3 correspondant aux mesures d'air ambiant avec et sans cloche de dopage.

La figure 14 représente, pour chaque analyseur, les biais de mesure obtenus pendant la période d'essai n°1 et n°3. Il s'agit des deux périodes de mesure pour lesquelles les analyseurs ont été exposés à de l'air ambiant avec et sans le dispositif de dopage.

L'analyse de cette figure montre que les valeurs des biais lorsque les instruments sont dans le système de dopage ne sont pas différents. Ainsi, il n'y a pas de signe évident d'un biais systématique qui serait créé par le système de dopage lui-même.

Un biais moyen a été calculé à partir de ces mêmes mesures, pour chaque instrument en fonction de sa configuration (avec ou sans système de distribution). Les résultats sont reportés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 2 : Biais de mesure moyen calculé à partir des données des périodes 1 et 3.

	BAM n°1	BAM n°2	BAM n°3	MP
BIAIS AVEC CLOCHE DE DOPAGE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,55	4,15	0,36	0,96
BIAIS SANS CLOCHE DE DOPAGE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,38	4,61	0,10	1,05
DIFFERENCE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,17	0,46	0,26	-0,09

Les différences des biais sont à comparer avec les écart-types d'évaluations d'aptitude afin d'évaluer leur impact sur les scores de performance eux-mêmes. Par exemple, ils représentent dans la plage de concentration considérée (i.e. entre 10 et 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) :

- entre 1 et 7% de l'écart-type d'évaluation d'aptitude du scoreZ' ($\sigma_{\text{pt}} = 6,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) soit une diminution de 3 % de ce dernier si on élargie le dénominateur du score Z avec cette incertitude.
- entre 3 et 17% de l'écart-type d'évaluation d'aptitude du scoreZ ($u(x_{\text{ref}}) = 2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), soit une diminution maximale de 8 % de ce dernier si on élargie le dénominateur du score Z avec cette incertitude.

L'application de ces pourcentages ne change pas les conclusions de ce rapport.



direction et secrétariat du LCSQA

INERIS - parc technologique Alata - BP 2 - F60550 Verneuil-en-Halatte
tél. 03 44 55 64 04 - www.lcsqa.org