



Suivi de l'adéquation des analyseurs automatiques de PM à la méthode de référence : Bilan réglementaire 2016-2019 et synthèse des travaux menés depuis 2013

**Laboratoire Central de Surveillance
de la Qualité de l’Air**

**SUIVI DE L’ADEQUATION DES ANALYSEURS AUTOMATIQUES DE
PM A LA METHODE DE REFERENCE :
BILAN REGLEMENTAIRE DE LA PERIODE 2016-2019
ET SYNTHESE DES TRAVAUX MENES DEPUIS 2013**

AMODEO Tanguy

Ineris

Décembre 2020

Vérification : MARCHAND CAROLINE

Approbation : Document approuvé le 26/03/2021 par MORIN ANNE

Liste des personnes ayant participé à l’étude : AUJAY Robin, FERRET Céline, AMODEO Tanguy

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

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air est constitué des laboratoires de l'IMT Lille 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 chargé de l'Environnement. 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 ministère 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
ABSTRACT	9
REMERCIEMENTS ET COLLABORATIONS.....	10
1. INTRODUCTION	11
2. SITE D'ETUDE	12
3. VERIFICATION EN CONTINU DE L'ADEQUATION DES AMS A LA METHODE DE REFERENCE	16
3.1 Référentiel normatif.....	16
3.2 Méthode de référence	16
3.3 Rappel des AMS PM conformes pour la mesure réglementaire des concentrations de particules PM ₁₀ et PM _{2,5}	16
3.4 Critères de validation et traitement des données	17
3.4.1 Nombre, durée et fréquence des comparaisons	17
3.4.2 Évaluation des résultats des essais	18
4. RESULTATS DU SUIVI EN CONTINU DE L'ADEQUATION A LA METHODE DE REFERENCE	22
4.1 Analyseur par absorption du rayonnement Bêta : BAM1020.....	22
4.1.1 Fraction PM ₁₀	22
4.1.2 Fraction PM _{2,5}	24
4.1.3 Conclusion	25
4.2 Analyseur par absorption du rayonnement Bêta : MP101M.....	28
4.2.1 Fraction PM ₁₀	28
4.2.2 Fraction PM _{2,5}	29
4.2.3 Conclusion	31
4.3 Microbalance oscillante : TEOM FDMS 1405-F	36
4.3.1 Fraction PM ₁₀	36
4.3.2 Fraction PM _{2,5}	37
4.3.3 Conclusion	38
4.4 Microbalance oscillante : TEOM FDMS 8500	41
4.4.1 Fraction PM ₁₀	41
4.4.2 Fraction PM _{2,5}	42

4.4.3 Conclusion	43
4.5 Analyseur par diffusion de la lumière : FIDAS 200	47
4.5.1 Fraction PM ₁₀	47
4.5.2 Fraction PM _{2,5}	49
4.5.3 Conclusion	50
5. CONCLUSION.....	53

RESUME

Ce rapport présente les résultats du suivi en continu de l'adéquation des systèmes automatisés de mesurage (AMS) conformes pour la mesure des PM en France avec la méthode de référence. Cette action répond aux exigences de l'arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air, et a été effectuée en accord avec les exigences de la norme NF EN 16450 encadrant l'utilisation des AMS PM. Elle consiste en particulier à comparer, en continu et in situ, les AMS PM avec la méthode de référence. La norme prévoit notamment que les résultats de ces comparaisons, réalisées chaque année à partir des trois dernières années de mesure, puissent permettre de déterminer s'il est utile ou non d'appliquer une fonction de correction sur les mesures des AMS PM.

Les résultats présentés dans ce rapport sont issus de l'analyse de données obtenues sur la période de trois ans entre 2016 et 2019, à partir d'une douzaine de site représentatifs de l'ensemble des conditions de mesures du dispositif national (typologie, climat, saison, source de particules), comme préconisée par la norme NF EN 16450 et en respect avec la note du LCSQA spécifiant la méthodologie adoptée par la France pour l'application de cette norme à l'échelle nationale. Il s'agit du premier bilan de trois ans répondant aux exigences de la norme NF EN 16450 en termes de nombre et de répartition des données. Il a été comparé et mis en perspective avec les deux bilans indicatifs de trois ans réalisés sur les périodes 2013-2016 et 2015-2017, ainsi qu'avec un bilan global regroupant l'ensemble des données acquises depuis 2013.

Les conclusions portent uniquement sur la France métropolitaine, les DROM n'ayant pas encore fait l'objet de campagne de mesure validée. **Dans ce cadre, la plupart des AMS PM sont en adéquation avec la méthode de référence et aucune correction des données n'est recommandée par le LCSQA.** Un seul instrument, le MP 101M (ancien modèle), a montré une tendance à sous-estimer la mesure de la fraction PM_{2,5} pour les concentrations supérieures à 18 µg/m³ avec un écart à la méthode de référence entre 10 et 14%, au-delà des tolérances prescrites par la norme NF EN 16450. Aucune correction des données n'a été jugée pertinente puisque, d'une part, l'application d'une fonction de correction ne permet pas d'améliorer les résultats de cet instrument sur toute la gamme de mesure et que, d'autre part, cette sous-estimation n'a pas pu altérer significativement les valeurs moyennes annuelles ni modifier le nombre de dépassement de la valeur limite. En revanche, l'utilisation du MP101M pour la mesure des PM_{2,5} devra être discutée au sein du dispositif national de surveillance.

Enfin, le TEOM FDMS 1405-F a montré les meilleures performances sur l'ensemble des campagnes de mesure depuis 2013 avec une variation très faible des résultats entre les différentes campagnes de mesures et des incertitudes de mesure très basses. Or, leur utilisation semble être à la baisse à cause notamment de ses coûts d'entretien et de maintenance. Ainsi, au vu de ces résultats, il semble dommageable que le taux d'utilisation de ce type d'instrument soit en baisse au niveau du parc des AASQA. Une remarque similaire peut être faite sur l'utilisation du BAM 1020 qui a montré de bonnes performances métrologiques et dont le taux d'utilisation pourrait baisser, dans le cadre des prochains renouvellements d'appareils.

ABSTRACT

This report presents the results of the verification of suitability of automated measuring systems (AMS) compliant for the measurement of PM in France by ongoing comparisons with the reference method. This action meets the requirements of the decree of April 19, 2017 relating to the national air quality monitoring system, and was carried out in accordance with the requirements of EN standard 16450 covering the use of AMS for the measurement of concentration of PM. It consists in a continuous and in situ comparison of the AMS PM with the reference method. In agreement with the standard the results of these comparisons, evaluated yearly using data accumulated over the previous 3-year period, allow to decide if AMS PM measurement have to be corrected by using a calibration function.

The results presented in this report are based on the analysis of data obtained over the three-year period between 2016 and 2019, from twelve sites representative of all the measurement conditions of the national network (typology, climate, season, source of particles), as recommended by EN standard 16450 and in compliance with the LCSQA note specifying the methodology adopted in France for the application of this standard at the national scale. This is the first three-year review meeting the requirements of EN standard 16450 in terms of number and distribution of data. It has been compared and discussed with the two indicative three-year reviews carried out over the 2013-2016 and 2015-2017 periods, as well as with an overall assessment bringing together all the data acquired since 2013.

The conclusions relate only to metropolitan France, as the French overseas departments and territories have not yet been the subject of a validated measurement campaign. **In this context, most of the AMS PM are consistent with the reference method and no data correction is recommended by the LCSQA.** Only one instrument, the MP 101M, tends to underestimate the measurement of the PM_{2.5} fraction for concentrations greater than 18 µg/m³ with a deviation from the reference method between 10 and 14%, beyond tolerances prescribed by EN standard 16450. No data correction was deemed relevant since, on the one hand, the application of calibration function does not improve the results of this instrument over the entire concentration range, and, on the other hand, taking this underestimation into account does not significantly alter the annual average values or modify the number of exceedances of the limit value. As a consequence, the use of MP101M for the measurement of PM_{2.5} should be discussed within the national monitoring network. Finally, the TEOM FDMS 1405-F has shown the best performances over all measurement campaigns since 2013 with very little variation in the results between the different measurement campaigns and very low measurement uncertainties. However, their use seems to be on the decline mainly because of its upkeep and maintenance costs. Thus, in view of these results, it seems damaging that the rate of use of this type of instrument is declining in the AASQA fleet. A similar remark can be made on the use of the BAM 1020 which has shown good metrological performance and whose rate of use could drop.

REMERCIEMENTS ET COLLABORATIONS

Le LCSQA tient à remercier vivement les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l’Air (AASQA) qui ont collaboré étroitement à ce programme via l’accueil des campagnes de mesure, la production des données automatiques et des prélèvements, ainsi que la mise à disposition d’instruments de mesure :

Atmo Occitanie
ATMO Grand Est
Atmo Auvergne - Rhône-Alpes
AtmoSud
Airparif
Atmo Hauts-de-France
Qualitair Corse
Atmo Nouvelle-Aquitaine
Atmo Normandie
Madininair

Le LCSQA remercie également les sociétés ADDAIR, ECOMESURE, ENVICONTROL, ENVEA et THERMO SCIENTIFIC pour la mise à disposition d’analyseurs automatiques.

1. INTRODUCTION

La surveillance réglementaire des PM₁₀ et PM_{2,5} en France est réalisée au moyen de systèmes de mesure continue automatisés : AMS (« *Automatic measurement System* ») permettant le suivi dynamique des concentrations de particules sur des pas de temps allant du quart d'heure à deux heures selon le type d'instrument utilisé.

L'utilisation des AMS est conforme à la directive 2008/50/CE qui autorise leur utilisation si ceux-ci ont été démontrés équivalents à la méthode de référence (NF EN 12341)¹. Le groupe de travail WG15 du CEN/TC264 a travaillé de 2009 à 2017 à la rédaction d'un texte à caractère normatif pour la mesure des PM à l'aide des AMS. Ainsi, la norme NF EN 16450², publiée en Avril 2017, encadre l'utilisation des AMS pour la mesure de la concentration de matière particulaire PM₁₀ et PM_{2,5}. Cette norme décrit notamment :

- les exigences de performances minimales et les modes opératoires d'essais en laboratoire et sur site qui doivent être réalisés pour l'approbation des types d'AMS adaptés à la mesure de la concentration en matière particulaire. Elle inclut notamment l'évaluation de l'équivalence des AMS à la méthode de référence telle que stipulée dans la directive 2008/50/CE ;
- les exigences minimales des contrôles qualité des AMS déployés sur site. Elle comporte des modes opératoires de maintenance, d'étalonnage, de vérification et de contrôle. Ces exigences sont reprises dans les guides méthodologiques publiés par le LCSQA ;
- **les exigences concernant la « vérification en continu de l'adéquation des AMS à la méthode de référence ». Il est demandé à chaque laboratoire national de référence en charge de la coordination de la surveillance de la qualité de l'air de procéder en continu, sur des pas de temps de trois ans glissants, à la comparaison des AMS avec la méthode de référence. La norme prévoit que les résultats de ces comparaisons puissent aboutir à l'application d'une fonction de correction visant à corriger les écarts potentiellement observés par les AMS.**

Conformément aux exigences de l'arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant, le LCSQA est en charge, en collaboration avec les AASQA, de la mise en œuvre du dernier alinéa ci-dessus, à savoir la vérification en continu de l'adéquation des AMS à la méthode de référence pour la mesure des PM₁₀ et des PM_{2,5}.

¹ NF EN 12341 (2014) - Air ambiant - Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique MP10 ou MP2.5 de matière particulaire en suspension

² NFEN 16450 (2017) - Air ambiant - Systèmes automatisés de mesurage de la concentration de matière particulaire (PM10;PM2,5)

Dès 2010, le LCSQA a anticipé la mise en œuvre de la norme NF EN 16450 et a publié depuis une dizaine de rapports ou notes techniques à ce sujet (www.lcsqa.org). Un premier bilan regroupant l'ensemble des campagnes de mesure réalisées sur la période 2011-2014³ a été publié en 2014. A l'issue de ce travail, une note⁴ spécifiant la méthodologie adoptée par la France pour la détermination d'un réseau minimum de sites de suivi d'équivalence permettant de répondre aux exigences de la NF EN 16450 a conclu à la nécessité de réaliser le suivi d'équivalence sur une douzaine de sites représentatifs du « climat de PM » rencontré sur tout le territoire. Sur cette base, en 2016, une liste de douze sites de mesure a été fixée pour la période de trois ans entre 2016 et 2019 afin de produire un premier bilan répondant aux exigences de la norme NF EN 16450 en termes de nombre et de répartition des données.

Ce rapport présente donc les résultats de ces trois ans de campagnes de mesures. Ceux-ci sont mis en perspective et discutés également au regard des deux bilans indicatifs de trois ans précédents : 2013-2016⁵ et 2015-2017⁶ mais également en prenant en compte l'intégralité de données obtenues sur tout la période 2013-2019.

Ces résultats doivent permettre, dans le respect des exigences de la norme, de se prononcer sur l'application ou non d'une fonction de correction pour chaque type d'AMS.

2. SITE D'ETUDE

Les sites d'étude inclus dans le bilan de trois ans entre 2016 et 2019 (présentés sur la Figure 1) correspondent à des stations fixes du dispositif national de surveillance qui ont été sélectionnées en fonction de leur capacité d'accueil, du souhait de l'AASQA à participer activement à l'étude et de façon à couvrir un panel aussi représentatif que possible des différentes typologies de stations (trafic urbain, fond rural, fond urbain) et des conditions météorologiques rencontrées sur le territoire⁴.

Le tableau 1 synthétise la liste de ces sites ainsi que leur typologie.

³ Rapport LCSQA : S. Verlhac, 2014, « Suivi d'équivalence des analyseurs automatiques de PM homologués en France – Bilan 2011-2014 ».

⁴ Rapport LCSQA : S. Verlhac, 2014, Méthodologie pour la détermination des sites de suivi d'équivalence des analyseurs automatique des PM.

⁵ Rapport LCSQA : S. Verlhac, 2017, Suivi d'équivalence des analyseurs automatiques de PM10 et PM2,5 – Bilan 2013-2016

⁶ Rapport LCSQA : T. Amodeo, 2018, Suivi d'équivalence des analyseurs automatiques de PM10 et PM2,5-Bilan 2015-2017

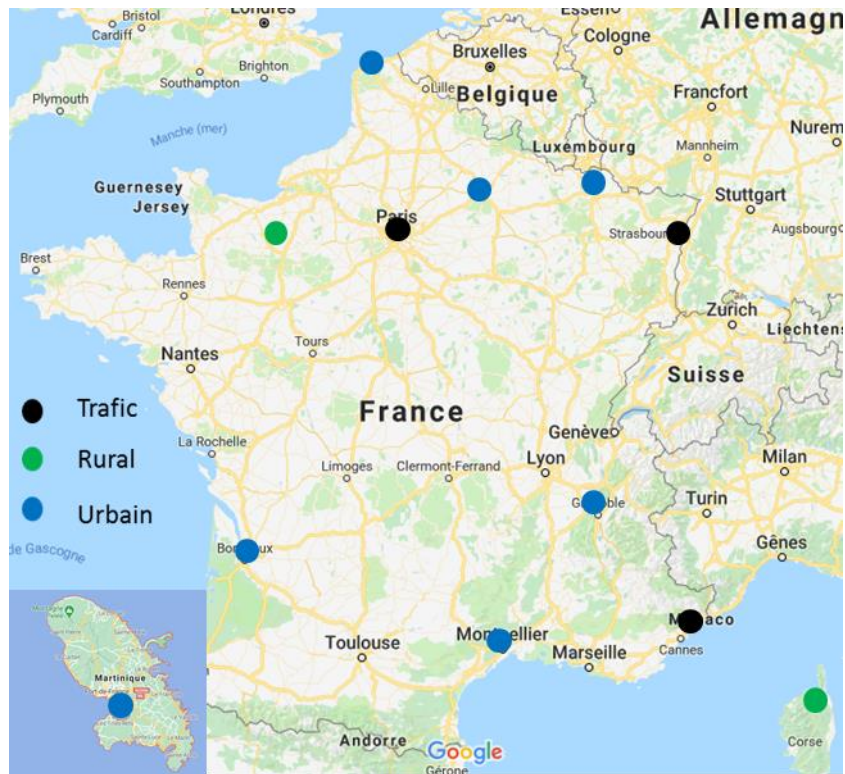


Figure 1 : Sites où ont été réalisées les campagnes de suivi en continu de l'adéquation des AMS à la méthode de référence.

Tableau 1 : Sites ayant participé aux campagnes de vérification en continu de l'adéquation des AMS PM avec la méthode de référence entre 2016 et septembre 2019.

AASQA	Ville	Station	Référence	Typologie
ATMO Grand Est	Metz	Borny	1012	Fond Urbain
	Reims	Jean d'Aulan	14012	Fond Urbain
	Strasbourg	Clémenceau	16034	Trafic Urbain
Atmo Hauts-de-France	Calais	Berthelot	10016	Fond Urbain
Atmo Auvergne - Rhône-Alpes	Grenoble	Les Frênes	15043	Fond Urbain
Atmo Occitanie	Montpellier	Près d'arènes	8016	Fond Urbain
Qualitair Corse	Venaco	Venaco	41024	Fond Rural
Atmo Nouvelle-Aquitaine	Talence	Talence	31002	Fond Urbain
AtmoSud	Nice	Magnan	24035	Trafic Urbain
Airparif	Paris	BP_Est	4329	Trafic Urbain
Atmo Normandie	La Coulonche	La Coulonche	41024	Fond Rural
Madininair	Fort de France	Lycée Bellevue	39002	Fond Urbain

Le Tableau 2 présente le planning des campagnes de mesures qui ont été intégrées dans le bilan de la période de trois ans entre 2016 et début 2019. Afin de mieux documenter les sites de fond ruraux et de satisfaire aux exigences de la norme en termes de nombre de données et de type de site, la campagne n°29 (Site n° 41024 - La Coulonche- fond rural) a été intégrée au bilan, bien que finissant en septembre 2019.

Les campagnes n°1 à 18 et n°13 à n°24 avaient déjà été intégrées aux bilans précédents 2013-2016⁴ et 2015-2017⁵. Les campagnes numérotées de 30 à 32 qui se sont terminées en mars 2020 seront intégrés au prochain bilan.

Le Tableau 3 présente le planning de toutes les campagnes de mesures qui se sont déroulées depuis 2013. Un bilan complémentaire a été effectué sur l'intégralité de cette période. Il comprend notamment quatre sites de fond urbain supplémentaires qui avaient fait l'objet de campagne entre 2013 et 2016 et qui n'ont pas été reconduits pour la période 2016-2019 : Lille (n°11025), Bobigny (n°4156), Clermont (n°7004) et Reims (n°14010).

La campagne n°18 réalisée en Martinique n'a pas pu être validée pour diverses questions logistiques et techniques. **Les conclusions ne porteront donc pas sur les DROM.**

Les données de la campagne n°23 ont également été invalidées à la suite d'un problème constaté sur les mesures réalisées avec la méthode de référence.

3. VERIFICATION EN CONTINU DE L'ADEQUATION DES AMS A LA METHODE DE REFERENCE

Ce chapitre présente le référentiel normatif, la méthode de référence, les différents types d'AMS PM démontrés équivalents à la méthode de référence en France, ainsi que la méthode d'évaluation mise en œuvre.

3.1 Référentiel normatif

Les travaux du groupe de travail WG15 du CEN/TC 264 auxquels participe le LCSQA ont aboutis à la publication en 2017 de la norme NF EN 16450¹. Celle-ci spécifie la démarche à appliquer pour démontrer l'équivalence des AMS PM à la méthode de référence mais également les essais à mettre en œuvre pour garantir l'adéquation de ces AMS à la méthode de référence en continu dans le temps. Conformément à la directive 2008/50/CE⁷ (révisée par la directive 2015/1480⁸), la méthode de référence utilisée est conforme à la norme NF EN 12341⁹.

3.2 Méthode de référence

Les prélèvements sont réalisés par les AASQA sur filtres en PTFE (de type « Teflo », 2µm de porosité, Pall) à l'aide de préleveurs séquentiels Leckel SEQ 47/50, à un débit de 2,3m³/h, et en conformité avec les spécifications de la norme NF EN 12341. Les préleveurs sont installés en extérieur et équipés de modules de contrôle de la température de stockage des filtres échantillonnés. Des mesures gravimétriques sont réalisées par le LCSQA-Ineris, selon la norme NF EN 12341.

3.3 Rappel des AMS PM conformes pour la mesure réglementaire des concentrations de particules PM₁₀ et PM_{2,5}.

Le Tableau 5 présente la liste des AMS PM déclarés conformes techniquement en France au 13 Mai 2020¹⁰.

⁷ « Directive 2008/50/CE du parlement européen et du conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe ».

⁸ « Directive 2015/1480/CE de la Commission du 28 août 2015 modifiant plusieurs annexes des directives du Parlement européen et du Conseil 2004/107/CE et 2008/50/CE ».

⁹ AFNOR, «NF EN 12341: Air ambiant - Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique MP10 ou MP2,5 de matière particulaire en suspension», 2014.

¹⁰

https://www.lcsqa.org/system/files/documents/Liste%20appareils%20conforme%20mesure%20_qualit%C3%A9%20air%20M%C3%A0J_13-05-20_v2_0.pdf

La norme NF EN 16450 précise également les protocoles de contrôle qualité et assurance qualité à mettre œuvre pour l'utilisation des AMS PM. Le LCSQA s'est attaché, en collaboration avec les AASQA partenaires, à mettre en œuvre ces protocoles lors des différentes campagnes de suivi d'équivalence lesquels ont également fait l'objet d'une transposition dans les guides méthodologiques nationaux.

Tableau 4 : Analyseurs automatiques de particules conformes pour la mesure des concentrations de particules.

Constructeur	Modèle d'appareil équivalent à la méthode de référence PM₁₀ et PM_{2,5}
Thermo Scientific	TEOM-FDMS 8500 version b & c
	TEOM 1405-F
	TEOM 1405-DF *
Met One Instruments	BAM 1020 avec système « Smart Heater »
Envea	MP101M avec ligne RST
	MP101M QAL1
Palas	FIDAS 200, 200S, 200 E avec ligne IADS de 1,2 m (conforme en fond urbain depuis 2017, conforme en fond rural depuis mars 2018)

* Le suivi en continu de l'adéquation du TEOM 1405-DF à la méthode de référence n'est plus assuré à la suite de la résolution interne de la CS PM d'octobre 2015 demandant de ne plus s'équiper de ce type d'instrument.

*Le MP101M QAL 1 est le nouveau modèle du MP101 commercialisé depuis 2020, celui n'a pas encore fait l'objet de suffisamment de campagnes de mesure et n'est pas concerné par ce rapport.

3.4 Critères de validation et traitement des données

3.4.1 Nombre, durée et fréquence des comparaisons

Conformément à l'arrêté du 19 avril 2017 modifié en juillet 2019 et à la norme NF EN 16450, le LCSQA, en tant que laboratoire national de référence, coordonne pour l'ensemble du dispositif national de surveillance de la qualité de l'air le suivi en continu de l'adéquation des différents AMS conformes à la méthode de référence (MR) pour la surveillance réglementaire des particules.

Selon la NF EN 16450, l'étendue des comparaisons de suivi d'équivalence dépend ainsi :

- de l'étendue du réseau de surveillance ;
- des différences de caractéristiques entre les sites du réseau de surveillance ;
- de l'incertitude déterminée pour chaque AMS dans le cadre de la démonstration d'équivalence.

La proportion de sites à soumettre à essai (avec un minimum défini) dépend de l'incertitude relative élargie obtenue en évaluant l'ensemble des données des essais de la démonstration d'équivalence. Les exigences minimales sont données dans le Tableau 5. Le Tableau 6 présente quant à lui le nombre minimum de sites qui doivent être implémentés pour suivre l'adéquation de chacun des AMS déclarés « équivalent à la méthode de référence ».

Tableau 5 : Exigences relatives aux comparaisons en continu des AMS PM avec la méthode de référence selon NF EN 16450.

<i>Incertitude relative élargie obtenue par l'AMS lors de la démonstration d'équivalence : W_{AMS} (%)</i>	≤10	10 à 15	15 à 20	20 à 25
Nombre de sites minimum	2	3	4	5

Tableau 6 : Nombre de sites minimum par an pour la vérification en continu de l'adéquation des AMS selon l'incertitude déterminée lors des essais d'approbation de type.

	PM _{2,5}		PM ₁₀	
	Incertitude relative élargie (W)	Nombre de sites minimum	Incertitude relative élargie (W)	Nombre de sites minimum
TEOM-FDMS (8500C, 1405-F et 1405-DF)	11,2% < < 19%	4	8,4% < < 17,6%	4
MP101M-RST	17%	4	12,8% < < 13,8%	3
BAM 1020	13%	3	10%	2
FIDAS 200	14,4%	3	7,5%	2

Ainsi, les comparaisons doivent être réalisées, pendant une année entière, sur le nombre de sites minimum définis dans les Tableau 4, 5 et 6, au cours de laquelle un minimum de 80 paires (AMS+MR) de données valides doit être recueilli pour chaque fraction (PM₁₀ et PM_{2,5}). Les sites peuvent être modifiés chaque année afin d'augmenter la couverture du réseau de surveillance et doivent être représentatifs des diverses conditions caractéristiques du réseau.

3.4.2 Évaluation des résultats des essais

Selon la NF EN 16450, les résultats des essais de suivi d'équivalence doivent être évalués tous les ans en utilisant les données cumulées sur les trois années précédentes.

Sur la totalité de l'ensemble de données, au moins 20 % des résultats obtenus avec la méthode de référence doivent être supérieurs à :

- 28 µg/m³ pour la fraction PM₁₀ ;
- 17 µg/m³ pour la fraction PM_{2,5}.

Lorsqu'en raison de faibles niveaux de concentration, les critères des 20 % de résultats supérieurs à 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction PM_{10} , ou supérieurs à 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction $\text{PM}_{2,5}$, ne peuvent être respectés, on considère comme suffisant un minimum de 32 résultats supérieurs à ces seuils.

En théorie, si les AMS et la méthode de référence (MR) sont pleinement équivalents, la relation entre les résultats des deux méthodes peut être décrite par une relation linéaire $y = x$. Cependant, puisque les mesurandes des deux méthodes sont généralement différents, on suppose que la relation entre les résultats de mesure des AMS et ceux de la méthode de référence peut être décrite par une relation linéaire du type : $y = bx + a$, où :

- y est le résultat d'un AMS sur une période unique de 24 h, (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aux conditions ambiantes) ;
- x est le résultat de la méthode de référence sur la même période unique de 24 h, (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aux conditions ambiantes) ;
- a est l'ordonnée à l'origine de la fonction de correction ;
- b est la pente de la fonction de correction.

La relation entre les résultats des AMS et les résultats de la méthode de référence doit être établie pour chacun des AMS individuellement selon la méthode décrite dans la NF EN 16450 :

- pour l'ensemble de tous les résultats ;
- pour deux ensembles de données obtenus en répartissant la totalité de l'ensemble de données d'après les concentrations de matière particulaire : concentrations supérieures ou égales à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction PM_{10} , concentrations supérieures ou égales à 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction $\text{PM}_{2,5}$, à condition que le sous-ensemble contienne 40 paires de données valides au minimum ;
- pour les ensembles de données de chacun des sites.

Les conditions requises pour l'acceptation de la totalité de l'ensemble de données des AMS sont les suivantes :

- les résultats des essais montrent que la pente s'écarte de manière significative de 1 soit $|b-1| \leq 2ub$ où ub est l'incertitude-type de la pente b , calculée comme la racine carrée de sa variance ;
- et/ou que l'ordonnée à l'origine s'écarte de manière significative de 0 soit $|a| \leq 2ua$ où ua est l'incertitude-type de l'ordonnée à l'origine a , calculée comme la racine carrée de sa variance.

Lorsque les résultats des essais montrent que la pente s'écarte de manière significative de 1 et/ou que l'ordonnée à l'origine s'écarte de manière significative de 0, la méthode doit être corrigée en utilisant les valeurs obtenues pour la pente et/ou l'ordonnée à l'origine de la totalité des paires de données.

La correction doit être appliquée à la totalité de l'ensemble des données des AMS, et à chacun des sous-ensembles spécifiés ci-dessus.

Il est inutile d'appliquer une fonction de correction lorsque :

- la valeur de la pente est : $0,980 \leq b \leq 1,020$; et/ou
- la valeur de l'ordonnée à l'origine est : $-1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3 \leq a \leq 1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$; ou
- l'introduction de termes d'incertitude supplémentaires conduit à une modification non significative de l'incertitude composée de l'AMS; ou
- lorsque les domaines d'incertitude de la MR et de l'AMS se recouvrent.

A noter que la directive 2008/50/CE stipule une exigence de 25% pour l'incertitude élargie maximale admissible pour la mesure des concentrations massiques de PM. Cette exigence s'applique aux voisinages de la valeur limite. En l'absence de valeur limite journalière pour les PM_{2,5}, la norme indique qu'une valeur journalière de substitution de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ peut être utilisée pour le calcul des incertitudes.

La Figure 2 synthétise l'ensemble du processus d'évaluation des essais.

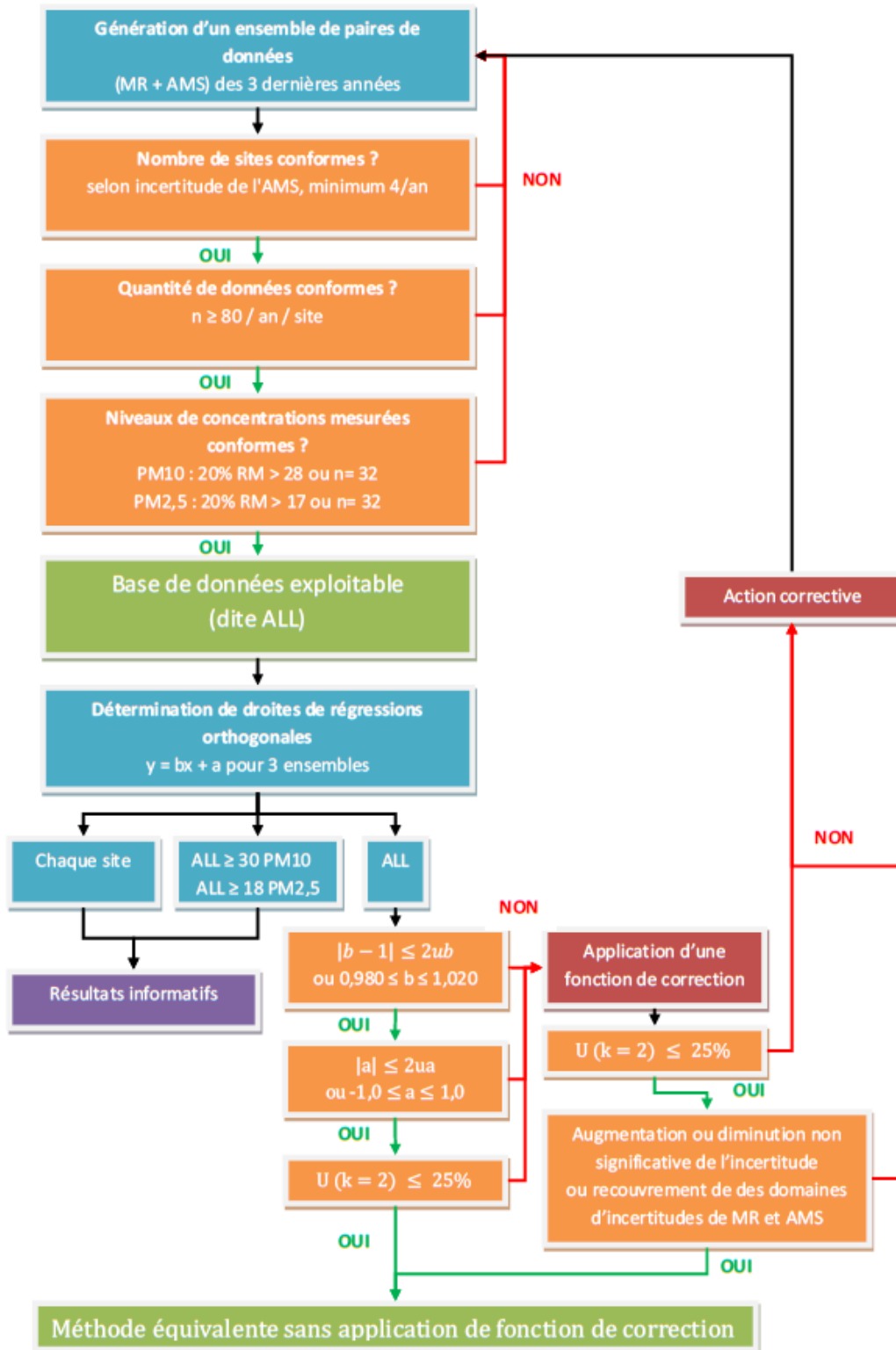


Figure 2 : Processus d'évaluation des essais

4. RESULTATS DU SUIVI EN CONTINU DE L'ADEQUATION A LA METHODE DE REFERENCE

4.1 Analyseur par absorption du rayonnement Bêta : BAM1020

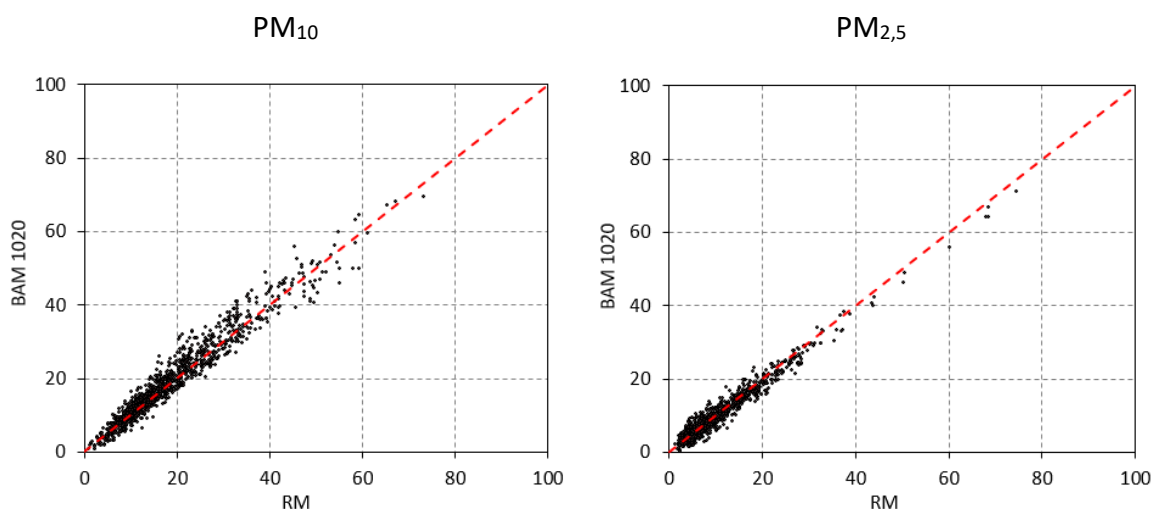


Figure 3 : Ensemble des mesures PM_{10} et $PM_{2,5}$ obtenues avec les AMS de type BAM 1020 lors des campagnes entre 2016 et septembre 2019.

4.1.1 Fraction PM_{10}

Tableau 7 : BAM PM_{10} : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

	BAM PM_{10}			
Période	2013-2016	2015-2017	2016-2019	2013-2019
Pente	<u>1,03</u>	<u>1,05</u>	<u>1,03</u>	<u>1,03</u>
Ordonnée à l'origine	0,59	-0,03	0,33	0,21
Incertitude (k=2)	15,8%	15,8%	12,2%	12,8%
Nb paires de données	<u>700</u>	1005	1144	1567
Sites	1-18	6-24	13-29	1-29

L'analyseur BAM 1020 a été évalué pour la fraction PM_{10} , entre début 2016 et septembre 2019, à partir des données produites lors de 13 campagnes de mesures, organisées sur dix sites : cinq sites de fond urbain, trois sites trafic et deux sites de fond rural. Sur ces dix sites de mesures, huit d'entre eux sont constitués de plus de 80 paires de données valides obtenus sur une année. Les sites 15043 et 24035 présentent un nombre de données inférieur avec respectivement 62 et 54 paires de données produites sur un intervalle de 6 mois. Toutefois, la base de données du BAM est conséquente, avec 1141 paires de données valides, et le nombre de sites est bien supérieur au nombre sites devant être instrumentés par an, c'est-à-dire 2 sites /an selon les Tableau 5 et 6, conformément à la norme NF EN 16450. Enfin les données sont réparties équitablement en fonctions des

saisons et des différentes typologies de site. Le nombre de valeurs supérieures à $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ représente 17% de la base, proche du seuil de 20% décrit précédemment, et respecte les 32 données exigées par la norme NF EN 16450.

Les résultats obtenus pour la période 2016-2019 sont reportés dans le Tableau 7. La pente, l'ordonnée à l'origine et l'incertitude élargie obtenus à partir de l'ensemble des sites sont égales à 1,026, ,33 et 12,2% respectivement. La pente dépasse ici très légèrement (i.e. 0,006), le critère de validité de la norme fixé à 1,02 ou à deux fois l'incertitude de la pente (i.e. $\pm 0,007$). Cependant, les résultats de régression pour les niveaux de concentration supérieurs à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectent bien l'ensemble des critères, avec notamment une pente de 0,99, tandis que ceux des niveaux de concentration inférieurs montrent une surestimation, avec une pente de 1,1. Par ailleurs, l'application de la fonction de correction dégrade les résultats pour les niveaux de concentration élevés.

Les résultats selon les différentes typologies de site sont cohérents avec ceux de la base globale, avec des pentes comprises entre 1,01 et 1,03. La comparaison de ces résultats avec ceux des bilans précédents et le bilan étendu entre 2013 et 2018 montre une nette stabilité des résultats.

Dans le Tableau 9, présentant les résultats détaillés, deux campagnes de mesure (n°13 et 21), présentent de fortes surestimations de l'AMS par rapport à la méthode de référence et notamment des incertitudes élargies supérieures à 25 %. En ôtant de la base ces deux sites de mesure, les résultats (dernière colonne du tableau 9) indiquent une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude respectivement de 0,99, 0,38 et 8,2%, respectant l'ensemble des critères de la norme et montrant une incertitude très faible, proche de celle de la méthode de référence (i.e. 7%) et en adéquation avec celle issue des tests d'approbation de type (cf. tableau 6). La suppression de ces sites sur la base globale 2013-2019 et dans les bilans indicatifs précédents produit les mêmes effets. L'intégration de ces deux sites à la base de données induit une surestimation de la pente de régression et un non-respect des critères de validité. Cette pente n'est pas représentative d'une tendance des instruments mais est induite par des mauvais résultats ponctuels qui ne peuvent, à eux seul, justifier l'application d'une fonction de correction à l'échelle du territoire. Par conséquent, il semble plus raisonnable de considérer les résultats obtenus sans ces deux sites, plus représentatifs des performances des instruments.

Cependant, la surestimation sur ces deux séries de mesure est à prendre en considération puisqu'aucune raison objective n'a permis de les invalider. Ces surestimations n'ont pas de lien typologique, géographique ou saisonnier évident, ceci semble exclure un effet d'une quelconque source de polluant et plutôt mettre en avant un défaut d'appareil ou bien des protocoles qualité, que ce soit au niveau des configurations techniques requises, des guides ou bien la mise en place des contrôles.

4.1.2 Fraction PM_{2,5}

Tableau 8 : BAM PM_{2,5} : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

Période	BAM PM _{2,5}			
	2013-2016	2015-2017	2016-2018	2013-2019
Pente	<u>1,05</u>	1,00	<u>0,95</u>	0,99
Ordonnée à l'origine	-0,02	0,19	0,32	0,19
Incertitude (k=2)	17,3%	16,6%	13,0%	11,6%
Nb paires de données	722	868	841	1307
Sites	1-18	6-24	13-29	1-29

L'analyseur BAM 1020 a été évalué pour la fraction PM_{2,5}, entre 2016 et septembre 2019, à partir des données produites lors de 10 campagnes de mesures, organisées sur 8 sites : 4 sites de fond urbain, 3 sites trafic et un site de fond rural. Le nombre de sites est inférieur aux 3 sites/an indiqué dans les Tableau 5 et 6. Sur les 8 sites de mesures, deux sites (15043 et 24035) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année, avec respectivement 70 et 48 paires de données réparties sur 6 mois. Cependant, ceci est compensé par le nombre de données acquises sur les autres sites et la base contient finalement 841 paires de données ce qui est supérieur à ce qui est requis par la norme, c'est-à-dire 3 sites/an pendant 3 ans soit 720 paires de données. Les données sont réparties équitablement en fonction des saisons et recouvrent les différentes typologies de site. Le nombre de valeurs supérieures à 17 µg/m³ représente 21% de la base, ce qui est supérieur à 20% comme exigé par la norme NF EN 16450.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période 2016-2019 sont reportés dans le Tableau 10. La pente, l'ordonnée à l'origine et l'incertitude élargie obtenues sont égales à 0,95, 0,32 et 13,0% respectivement. Selon les critères de validité imposés par la norme, la pente est trop faible car elle dépasse deux fois son incertitude (i.e. ±0,007) ou est inférieure à 0,98. Cependant, comme pour la fraction PM₁₀, les résultats de régression pour les concentrations hautes, ici supérieures à 18 µg/m³, respectent l'ensemble des critères de validité avec une pente de 0,974 ±0,014. Enfin, l'application d'une fonction de correction ne permet pas une amélioration évidente des résultats sur toute la gamme de concentration.

La comparaison de ces résultats avec ceux des bilans indicatifs précédents 2013-2016 et 2015-2017 montre une nette différence de comportement de la pente qui est passée de 1,05 à 0,96. Le bilan global, intégrant toutes les campagnes de mesure réalisées depuis 2013 avec 1307 paires de données, indique une pente de 0,99, un offset de 0,19 et une incertitude de 11,6%, l'ensemble de ces paramètres respectant les critères de validité de la norme.

4.1.3 Conclusion

Les résultats de l'ensemble des campagnes de suivi d'équivalence montrent que l'analyseur automatique BAM 1020 possède de très bonnes performances métrologiques en accord avec la méthode de référence. Cependant, il faut noter l'existence de deux campagnes de mesures non satisfaisantes en PM₁₀. Une légère sous-estimation a été constatée sur la pente de régression de la fraction PM_{2,5} à partir des données du bilan 2016-2019. Cependant, celle-ci disparaît sur l'analyse de la période 2013-2019. Aucune tendance systématique ne justifie l'application d'une fonction de correction sur cet instrument.

En PM₁₀, il a été démontré que la pente était largement influencée par 2 campagnes de mesures présentant des biais anormalement forts. Après leur suppression, l'incertitude de la fraction PM₁₀ a été estimée à 8% et la pente a été rapprochée de 1. Les résultats de ces deux campagnes de mesure étaient, dans les deux cas, cohérents à la méthode de référence pour la fraction PM_{2,5}. Dans chaque cas, des analyseurs différents ont été utilisés pour la mesure des deux fractions de taille. Ceci laisse penser qu'il pourrait s'agir d'une défaillance particulière de l'analyseur utilisé et non une tendance propre à ce type d'instrument.

En PM_{2,5}, les résultats des bilans successifs (2013-2016, 2015-2017 puis 2016-2019), laissent apparaître une variabilité des pentes entre 1,05 et 0,95. L'analyse de l'ensemble des données enregistrées depuis 2013 montre que l'instrument est finalement cohérent avec la méthode de référence avec une incertitude de mesure élargie d'environ 12%.

Les incertitudes ainsi retenues de 8 et 12% pour les fractions PM₁₀ et PM_{2,5} sont en accord avec celles des approbations de types renseignées dans les tableaux 6 et 7 et respectent celles de la directive 2008-50-CE. Par ailleurs, pour les deux fractions PM₁₀ et PM_{2,5}, les résultats des concentrations hautes, (respectivement > 30 et >18µg/m³) sont toujours satisfaisants.

Enfin, les résultats sont homogènes sur les trois typologies de site, fond rural, fond urbain et trafic, hormis pour la fraction PM_{2,5} pour laquelle la pente obtenue sur la typologie fond rural est assez faible. Cependant, la base ne contient qu'une seule campagne de mesure de ce type de site pour la période 2016-2019 et deux campagnes sur la période étendue à 2013. Il conviendra d'améliorer ce point pour les prochains cycles de suivi d'équivalence.

En 2020, les BAM 1020 constituent 33 et 35% des mesures PM₁₀ et PM_{2,5} du dispositif de surveillance sur toutes les typologies de sites.

La présence de 2 campagnes de mesures montrant des surestimations en PM₁₀ et la variabilité des résultats en PM_{2,5} laissent penser que les consignes QA/QC de cet instrument pourraient être améliorées, que ce soit au niveau des contrôles ou des configurations techniques, et montre l'importance de générer des bases données suffisamment conséquentes en nombre de paires de données pour obtenir une exploitation robuste des données.

Tableau 9 : BAM PM₁₀_ Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 30µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	All	C<30	C> 30	Trafic	Urbain	Rural	13	15	20	21	25	28	29	14+22	17+26	19+ 27	All- 13,21
Référence station							1012	15043	16034	24035	14012	4329	21050	10016	41024	31002	
Ville							Metz	Grenoble	strasbourg	Nice	Reims	Paris	La Coulonche	Calais	Venaco	Talence	
Station							Borny	Les frères	Clémenceau	Magnary	Jean d'Aular	BP est	La Coulonche	Berthelot	Venaco	Talence	
Typologie							Urbain	Urbain	Trafic	Trafic	Urbain	Trafic	Rural	Urbain	Rural	Urbain	
Résultats sur les données brutes																	
Paires de données	1141	968	173	345	493	303	114	62	143	54	85	148	159	107	144	125	973
Moyenne de l'AMS	19,1	15,4	39,9	26,8	18,4	11,3	18,1	14,0	21,5	35,5	19,1	28,9	14,0	19,7	8,2	19,3	18,3
Moyenne de la MR	18,3	14,5	39,3	25,9	17,4	11,0	14,8	14,2	20,5	29,6	18,5	29,7	12,8	20,4	9,0	18,2	18,1
Nombre de valeur de la MR > 30 (PM10)	173	0	173	114	52	7	5	5	24	25	10	65	7	16	0	16	143
Nombre de valeur de la MR > 28 (PM10)	196																
Pourcentage de valeur > 28 (PM10)	17%																
Nombre de valeur de la MR > 50 (PM10)	21	0	21	15	6	0	0	0	4	0	2	11	0	3	0	1	21
Paires de données au printemps	314	239	75	116	143	55	26	40	43	38	39	35	37	13	18	25	250
Paires de données en été	244	228	16	76	111	57	39	6	29	13	8	34	29	22	28	36	192
Paires de données en automne	304	269	35	87	105	112	14	0	44	0	13	43	51	38	61	40	290
Paires de données en hivers	279	232	47	66	134	79	35	16	27	3	25	36	42	34	37	24	241
Régression linéaire sur les données brutes																	
Pente b	1.026	1.110	0.993	1.012	1.025	1.034	1.24	1.02	1.00	1.03	1.05	0.98	0.94	0.93	1.07	1.09	0.99
Incertitude de la pente ub	0.007	0.011	0.034	0.015	0.012	0.015	0.03	0.03	0.01	0.04	0.02	0.02	0.01	0.02	0.03	0.02	0.01
Ordonnée à l'origine a	0.326	-0.761	0.894	0.650	0.560	-0.087	-0.17	-0.45	0.94	4.94	-0.31	-0.22	1.90	0.86	-1.37	-0.44	0.38
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0.149	0.179	1.365	0.418	0.240	0.194	0.56	0.42	0.32	1.26	0.49	0.62	0.21	0.39	0.26	0.32	0.13
Corrélation R²	0.95	0.90	0.80	0.93	0.93	0.94	0.91	0.96	0.97	0.92	0.96	0.94	0.96	0.97	0.91	0.97	0.97
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1.039	1.066	1.014	1.033	1.050	1.028	1.23	1.00	1.04	1.19	1.04	0.97	1.06	0.96	0.95	1.07	1.01
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m3)	1,62	4,73	0,52	1,26	1,82	1,59	11,60	0,60	0,96	6,46	2,23	-1,20	-0,85	-2,83	2,25	3,86	-0,04
Incertitude relative élargie (k=2)	12,2%	21,0%	15,8%	13,8%	12,5%	9,1%	47,4%	6,8%	8,0%	27,2%	12,2%	11,9%	5,8%	13,7%	10,4%	16,5%	8,2%
Régression linéaire après application d'une fonction de correction																	
Fonction de correction appliquée	0,975y - 0,318																
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m3	168	21	147	111	54	3	11	5	23	33	8	55	3	16	0	14	124
Nombre de valeur de la MR > 50 µg/m3	15	0	15	9	6	0	0	0	4	1	2	4	0	2	0	2	14
Régression linéaire sur les données calibrées																	
Pente b	1.00	1.08	0.96	1.00	1.01	1.01	1.20	0.99	0.97	1.00	1.02	0.96	0.92	0.90	1.04	1.06	0.97
Incertitude de la pente ub	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01	0.03	0.02	0.01	0.04	0.02	0.02	0.01	0.02	0.03	0.02	0.01
Ordonnée à l'origine a	0.01	-1.04	0.67	0.34	0.24	-0.39	-0.46	-0.75	0.61	4.53	-0.61	-0.51	1.54	0.53	-1.64	-0.74	0.06
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0.15	0.17	1.33	0.41	0.23	0.19	0.54	0.41	0.31	1.23	0.47	0.61	0.21	0.38	0.26	0.31	0.12
Corrélation R²	0.95	0.90	0.80	0.93	0.93	0.94	0.91	0.96	0.97	0.92	0.96	0.94	0.96	0.97	0.91	0.97	0.97
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m3)	-0,02	2,98	-1,10	-0,38	0,17	-0,06	9,67	-1,02	-0,65	4,69	0,58	-2,76	-2,43	-4,35	0,57	2,17	-1,63
Incertitude relative élargie (k=2)	10,2%	14,9%	15,9%	12,7%	10,0%	6,5%	39,8%	7,5%	7,5%	20,5%	8,5%	15,4%	10,8%	19,0%	5,7%	10,5%	10,4%

Tableau 10 : BAM PM_{2,5}_Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 18µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	All	All < 18	All ≥ 18	Trafic	Urbain	Rural	13	15	20	21	25	28	29	14+22
Référence station							1012	15043	16034	24035	14012	4329	21050	10016
Ville							Metz	Grenoble	strasbourg	Nice	Reims	BP_Est	La Coulonche	Calais
Station							Borny	Les frères	Clémenceau	Magnan	Jean d'Aular	BP est	La Coulonche	Berthelot
Typologie							Urbain	Urbain	Trafic	Trafic	Urbain	Trafic	Rural	Urbain
Caractéristiques des données brutes														
Paires de données	841	709	132	330	380	131	125	70	118	48	102	164	131	83
Moyenne de l'AMS	11,5	8,9	25,3	14,2	10,5	7,6	9,8	14,3	13,9	13,3	9,3	14,7	7,6	9,7
Moyenne de la MR	11,8	9,0	26,6	14,7	10,8	7,2	9,2	16,1	15,3	12,0	10,2	15,1	7,2	9,5
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m ³ (PM _{2,5})	157	25	132	87	62	8	14	26	33	3	14	51	8	8
Nombre de valeur de la MR > 17 µg/m ³ (PM _{2,5})	178													
Pourcentage de valeur > 17 µg/m ³ (PM _{2,5})	21%	4%	100%	26%	16%	6%	11%	37%	28%	6%	14%	31%	6%	10%
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m ³ (PM _{2,5})	27	0	27	14	13	0	0	6	8	0	5	6	0	2
Paires de données au printemps	270	233	37	108	119	43	21	34	21	42	45	45	43	19
Paires de données en été	195	187	8	84	75	36	37	10	36	6	16	42	36	12
Paires de données en automne	194	161	33	78	90	26	36	0	39	0	24	39	26	30
Paires de données en hivers	182	128	54	60	96	26	31	26	22	0	17	38	26	22
Régression linéaire sur les données brutes														
Pente b	0,949	0,971	0,974	0,948	0,977	0,867	1,01	1,03	0,96	1,00	1,00	0,92	0,87	0,92
Incertitude de la pente ub	0,007	0,013	0,014	0,009	0,012	0,015	0,03	0,02	0,01	0,06	0,01	0,01	0,02	0,03
Ordonnée à l'origine a	0,32	0,19	-0,62	0,25	-0,09	1,44	0,57	-2,19	-0,78	1,25	-0,97	0,76	1,44	0,97
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,10	0,13	0,39	0,16	0,16	0,13	0,31	0,36	0,19	0,75	0,19	0,23	0,13	0,37
Corrélation R ²	0,96	0,87	0,97	0,97	0,94	0,96	0,90	0,98	0,99	0,84	0,98	0,96	0,96	0,90
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	0,97	0,99	0,95	0,96	0,97	1,00	1,05	0,94	0,93	1,10	0,94	0,96	1,00	0,99
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	-1,20	-0,70	-1,41	-1,30	-0,76	-2,55	0,79	-1,34	-1,91	1,37	-1,00	-1,62	-2,55	-1,45
Incertitude relative élargie (k=2)	13,0%	11,3%	13,8%	12,9%	12,9%	17,6%	12,6%	13,8%	15,0%	14,2%	9,5%	12,6%	17,6%	15,1%
Régression linéaire après application d'une fonction de correction														
Fonction de correction appliquée	1,053y-0,338													
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m ³	145	33	112	80	60	5	15	25	26	9	13	45	5	7
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m ³	30	0	30	16	14	0	0	7	8	0	5	8	0	2
Régression linéaire sur les données calibrées														
Pente b	1,00	1,03	1,03	1,00	1,03	0,91	1,06	1,08	1,01	1,06	1,05	0,97	0,91	0,97
Incertitude de la pente ub	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	0,01	0,06	0,02	0,01	0,02	0,03
Ordonnée à l'origine a	-0,01	-0,18	-1,01	-0,09	-0,45	1,18	0,23	-2,66	-1,17	0,92	-1,37	0,44	1,18	0,66
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,10	0,14	0,41	0,17	0,17	0,14	0,33	0,38	0,20	0,79	0,21	0,24	0,14	0,39
Corrélation R ²	0,96	0,87	0,97	0,97	0,94	0,96	0,90	0,98	0,99	0,84	0,98	0,96	0,96	0,90
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,02	0,61	-0,22	-0,10	0,49	-1,41	2,15	-0,14	-0,74	2,79	0,22	-0,43	-1,41	-0,21
Incertitude relative élargie (k=2)	11,0%	11,8%	11,0%	10,2%	13,1%	10,6%	18,8%	11,3%	10,0%	21,9%	7,6%	7,8%	10,6%	12,4%

4.2 Analyseur par absorption du rayonnement Bêta : MP101M

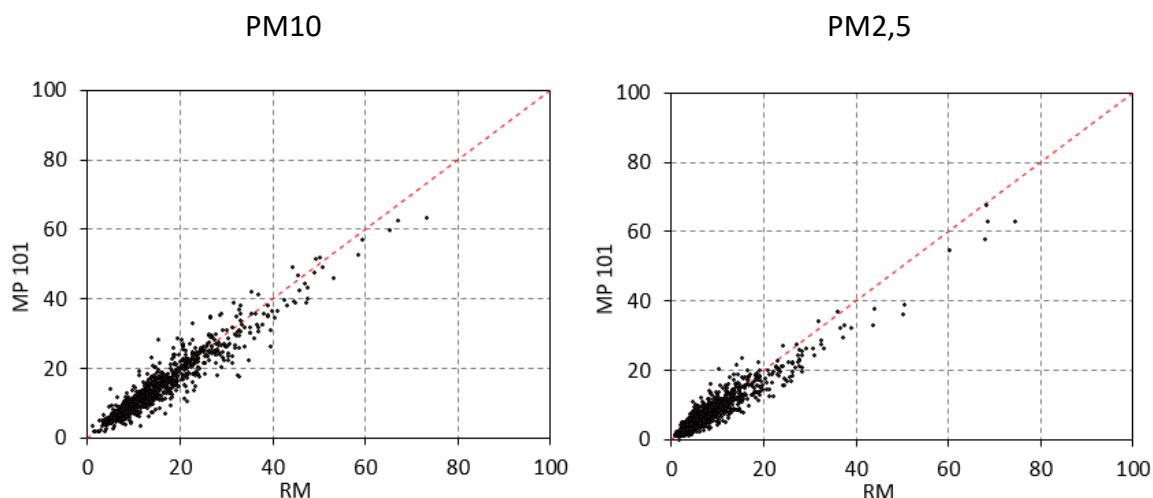


Figure 4 : Ensemble des mesures PM₁₀ et PM_{2,5} obtenues avec les AMS de type MP 101 lors des campagnes entre 2016 et septembre 2019.

Le modèle d'instrument évalué ici est le MP101M avec ligne RST. Un nouveau modèle d'instrument est commercialisé depuis 2020 : le MP101M QAL1. Celui-ci n'a pas encore fait l'objet de suffisamment de campagne de mesure et n'est pas discuté dans ce rapport.

4.2.1 Fraction PM₁₀

Tableau 11 : MP101M PM₁₀ : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

	MP101M PM ₁₀			
Période	2013-2016	2015-2017	2016-2018	2013-2018
Pente	1,01	0,98	<u>0,94</u>	0,98
Ordonnée à l'origine	0,52	-0,24	<u>0,38</u>	0,02
Incertitude (k=2)	16%	15,2%	<u>14,9%</u>	12,6%
Nb paires de données	<u>554</u>	759	<u>861</u>	1115
Sites	1-18	6-24	<u>13-29</u>	1-29

La base de données du MP 101M pour la fraction PM₁₀ a été constituée, entre 2016 et septembre 2019, à partir de 11 campagnes de mesures organisées sur 9 sites : 5 sites de fond urbain, 2 sites trafic et 2 sites de fond rural. Le nombre de sites devant être instrumentés par an, c'est à dire 3 sites/an selon les Tableau 5 et 6 a été respecté. Sur les 9 sites de mesures, 3 sites (n°15043, 10016 et 24035) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année avec 50, 36 et 24 paires de données respectivement, réparties sur seulement 6 mois. La base est donc constituée de 861 paires de données, ce qui respecte malgré tout le nombre de données exigées par la norme NF EN 16450 pour 3 sites/an pendant trois ans (i.e. 720 paires de données). Les

données de la base sont réparties équitablement en fonction des saisons et les différentes typologies de sites sont représentées. La proportion de nombre de valeurs supérieures à $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de 10% soit 90 paires de données. Pour rappel, la norme prévoit un minimum de 20% de données ou bien 32 paires de données en cas de pourcentage inférieur. Ici, la proportion est bien inférieure aux 20% requis par la norme mais en même temps le nombre de données est supérieur aux 32 paires de données exigées.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période 2016-2019 sont présentés dans le Tableau 13. La pente, l'ordonnée à l'origine et l'incertitude élargie sont égales à 0,94, 0,38 et 14,9% respectivement. Selon les critères de validité imposés par la norme, la pente est trop faible car inférieure à deux fois l'incertitude de la pente (ie. $\pm 0,01$) ou à 0,98. Les résultats des régressions pour les concentrations hautes, supérieures à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indiquent une sous-estimation avec une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude de 1,08, -6,42 et 20% respectivement, tandis que ceux des concentrations les plus faibles sont satisfaisants. L'application d'une fonction de correction ici n'est pas efficace puisqu'elle ne corrige pas correctement les mesures des points de concentrations élevées avec une pente qui passe de 1,08 à 1,15, mais surtout dégrade ceux des concentrations plus faibles en créant une surestimation.

Les bilans indicatifs précédents, bien que disposant d'un nombre plus faible de données, ont montré des résultats satisfaisants. Les résultats du bilan global, intégrant toutes les campagnes de mesure réalisées depuis 2013 et comportant 1115 paires de données, indique une pente de 0,98, un offset de 0,02 et une incertitude de 12,6%. L'ensemble de ces paramètres respecte les critères de validité de la norme. Toutefois, comme précédemment, les résultats pour les valeurs de concentrations hautes sont moins satisfaisants que ceux des valeurs plus basses et possèdent une plus grande incertitude.

Les résultats selon les différentes typologies de site sont enfin très similaires entre eux, avec des pentes de régression comprises entre 0,94 et 0,95. Il faut noter cependant une plus faible incertitude sur les sites de fond ruraux.

4.2.2 Fraction $\text{PM}_{2,5}$

Tableau 12 : MP101M $\text{PM}_{2,5}$: Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

Période	MP101M $\text{PM}_{2,5}$			
	2013-2016	2015-2017	2016-2019	2013-2019
Pente	0,90	<u>0,88</u>	<u>0,86</u>	<u>0,89</u>
Ordonnée à l'origine	0,22	0,70	0,74	0,38
Incertainitude (k=2)	<u>26,3%</u>	24,5%	<u>26,3%</u>	23,3%
Nb paires de données	<u>740</u>	<u>626</u>	880	1319
Sites	1-18	6-24	13-29	1-29

La base de données du MP 101M pour la fraction PM_{2,5} a été constituée, entre 2016 et septembre 2019, à partir de 11 campagnes de mesures organisées sur 9 sites : 5 sites de fond urbain, 2 sites trafic et 2 sites de fond rural. Le nombre de sites devant être instrumenté par an, c'est à dire 4 sites/an selon les Tableau 5 et 6 n'est pas respecté. Sur les 9 sites de mesures, 3 sites (n°15043, 10016 et 24035) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année avec 60, 52 et 27 paires de données respectivement, réparties sur 6 mois. La base est donc constituée de 880 paires de données, ce qui est inférieur au nombre de données exigées par la norme NF EN 16450 pour 4 sites/an pendant 3 ans soit 960 paires de données). Les données sont réparties équitablement en fonction des saisons et les différentes typologies de sites sont bien représentées. La proportion de nombre de valeurs supérieures à 17 µg/m³ est de 12%. Pour rappel, la norme prévoit un minimum de 20% de données ou bien 32 paires de données. Ici, la proportion est inférieure aux 20% requis par la norme mais en même temps le nombre de données est supérieur aux 32 paires de données exigées par la norme NF EN 16450.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période 2016-2019 sont présentés dans le Tableau 14. Ce dernier reporte une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude élargie de 0,86, 0,74 et 26,3% respectivement. Selon les critères de validité imposés par la norme la pente est trop faible (inférieure à 0,98) et l'incertitude beaucoup trop forte (>25%). De façon analogue à la fraction PM₁₀, ce sont les résultats des hautes concentrations, ici supérieures à 18 µg/m³, qui sous-estiment par rapport à la mesure réglementaire avec une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude de 0,92, -2,05 et 37,5% respectivement, tandis que ceux des concentrations les plus faibles sont satisfaisants. Comme précédemment, l'application d'une fonction de correction estimée à partir de l'ensemble des données n'améliore pas les résultats sur l'ensemble de la plage de concentration et crée même une forte surestimation des concentrations inférieures à 18µg/m³.

Les bilans indicatifs de trois ans précédents ainsi que le bilan global intégrant toutes les campagnes de mesure réalisées depuis 2013 et comportant 1319 paires de données indiquent les mêmes tendances. Ce dernier présente notamment une pente de 0,89 et une incertitude élargie de 23,3% qui, bien qu'inférieure à 25%, reste très élevée. Ici encore, la sous-estimation concerne uniquement les concentrations les plus élevées (> 18%). Ceci a notamment pour conséquence que l'application d'une fonction de correction ne peut pas s'appliquer efficacement à l'ensemble de la gamme de concentration.

Ces tendances se retrouvent sur tous les types de site. Il faut noter cependant une incertitude plus faible sur les sites de fond ruraux.

4.2.3 Conclusion

Les résultats de l'ensemble des campagnes de suivi d'équivalence montrent que l'analyseur automatique MP101M est en adéquation avec la méthode de référence pour la fraction PM₁₀ mais pas pour la fraction PM_{2,5} qui présente une sous-estimation des niveaux de concentration supérieurs à 18µg/m³. L'application d'une fonction de correction ne permet pas d'améliorer les résultats et de plus dégrade les performances pour les niveaux de concentration inférieurs à 18µg/m³.

L'analyseur MP101M est en adéquation avec la méthode de référence pour les concentrations basses mais montre une tendance à sous-estimer les concentrations élevées (>30 et 18 µg/m³ en PM₁₀ et PM_{2,5}) avec une incertitude de mesure plus grandes.

En PM₁₀, cette tendance impacte légèrement le bilan de trois ans 2016-2019 avec une pente de régression s'éloignant de 1 (i.e. 0,94) mais devient négligeable dans le bilan globale (2013-2019) qui possède un plus grand nombre de données. L'incertitude de mesure de la fraction PM₁₀ est évaluée ici entre 12 et 15%, ce qui est en accord avec les résultats d'approbation de type. En PM_{2,5} la sous-estimation impacte beaucoup plus les résultats, que ce soit sur le bilan 2016-2019 avec une incertitude élargie allant au-delà des 25% réglementaire, ou bien sur le bilan élargi 2013-2019. Selon, la norme NF EN 16450, il conviendrait de corriger la mesure de cette fraction par une fonction de correction. Cependant dans ce cas, l'application d'une fonction de correction n'est pas efficace puisqu'elle dégrade les mesures des concentrations les plus basses sans améliorer significativement les résultats pour les concentrations plus élevées. Par ailleurs, en analysant les résultats site par site après l'application d'une fonction de correction, un plus grand nombre de sites dépasse la limite des 25% d'incertitude élargie. Enfin, il convient de rappeler que le nombre de sites par an pour la fraction PM_{2,5} (i.e. 4) n'a pas été respecté.

Le retour d'expérience du LCSQA, à l'issue de ces campagnes de mesures mais aussi des campagnes de comparaison inter laboratoires, a permis d'identifier plusieurs sources d'erreurs du MP101M.

Tout d'abord, au cours des campagnes de mesures du suivi de l'adéquation à la méthode de référence, certains points de mesures validés techniquement ont présenté de fortes surestimations. Ceci avait présenté dans le rapport précédent⁵, ils sont reportés ci-dessous.

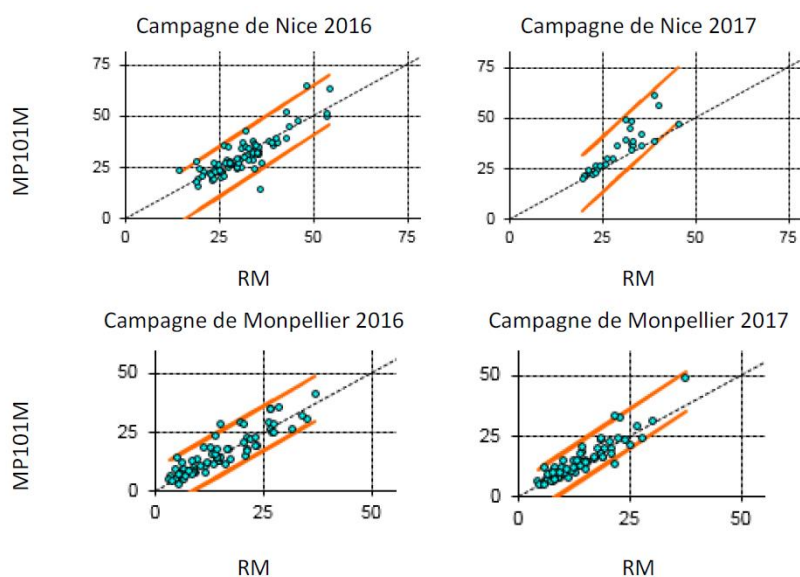


Figure 5 : Mesure MP en fonction de la méthode de référence en PM₁₀ pour les sites de Nice et Montpellier

Lors de la CIL réalisée en 2018,¹¹ des artefacts de mesure intenses ont été rencontrés sur les MP101M, lesquels étaient suivis par une période de sous-estimations. Ces artefacts ont été reliés à des périodes de forte humidité et à des périodes de changement de spot sur les bandes filtrantes. Ces points pourront faire l'objet d'une attention particulière dans les préconisations QA/QC et leur application.

Par ailleurs, il faut noter que le MP101M fonctionne sur des pas de temps de deux heures et chaque point de mesure est moyenné à partir de 50% de la valeur du point précédent. Ceci rend l'instrument moins enclin à renseigner des variations rapides de concentrations et présente la possibilité pour l'instrument de répercuter une mauvaise mesure ponctuelle, même invalidée, sur les pas de temps suivant. D'après le constructeur, ce point a fait l'objet d'une modification dans les versions récentes de logiciel supérieures à 3,7. Il est possible que ce processus explique les meilleurs résultats obtenus sur les sites de fond ruraux où les niveaux de concentrations sont plus stables dans le temps.

Enfin, le LCSQA rappelle ici qu'il est indispensable de procéder au rétro-datage des données des MP101M car les mesures remontent sur les postes centraux avec deux heures de décalage. Ce point est d'autant plus important que l'instrument possède une résolution temporelle faible et une inertie forte, comme évoqué ci-dessus.

En 2020, les MP101M constituent 16 % et 10 % des mesures PM₁₀ et PM_{2,5} du dispositif de surveillance sur toutes les typologies de sites. Pour la fraction PM_{2,5}, on dénombre 7 sites de fond (urbain et ruraux), 5 sites de proximité trafic et 2 de proximité industrielle. La figure ci-dessous reporte les moyennes annuelles de la fraction PM_{2,5} mesurées par le MP101M. Sur tous les sites, les moyennes annuelles sont très inférieures à valeur limite de 25µg/m³ exigées par la directive 2008/50/CE (de plus de 50% en 2020). Il n'est pas envisageable que la tendance de l'instrument à sous-estimer les concentrations supérieures à 18µg/m³ (avec un biais entre 3 et 4 µg à la valeur limite selon le tableau 14),

¹¹ DRC-20-201686-01505A | Comparaison Inter-Laboratoires (CIL) 2018 des analyseurs de mesure automatique des particules (PM).

ait altéré significativement l'évaluation de la moyenne annuelle, masquant ainsi des dépassements de la valeur limite.

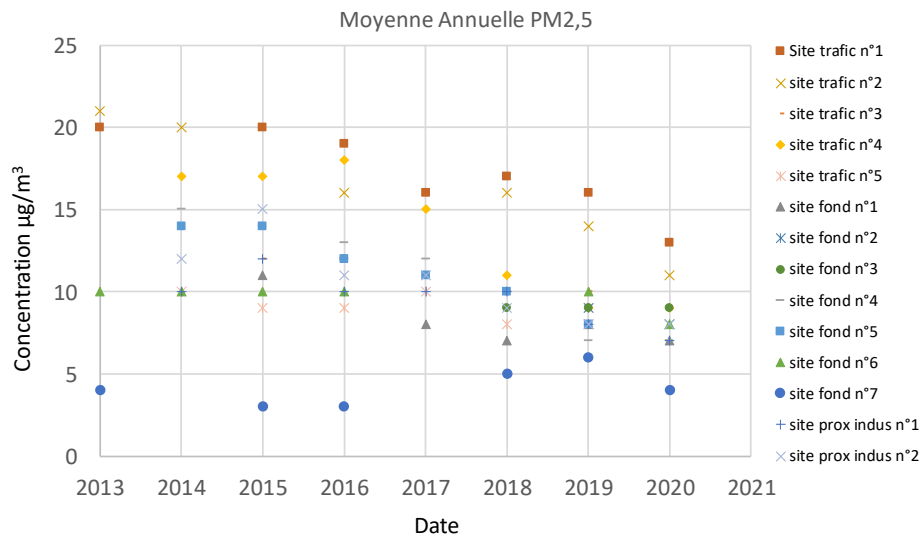


Figure 6 : Moyenne annuelle de la fraction PM_{2,5} sur les sites de mesure équipés de MP101M

Une nouvelle version du MP101 est commercialisée par Envea (MP101M QAL 1) et participe maintenant aux campagnes de mesures du suivi de l'adéquation. Les campagnes en cours et futures devront permettre d'évaluer si cette nouvelle version est plus performante, notamment, pour la mesure des PM_{2,5}.

L'utilisation du MP101M pour la mesure des PM_{2,5} devra être discutée au sein du dispositif national de surveillance (ex : utilisation en tant que méthode indicative au détriment de la désignation « mesure fixe », renforcement du programme QA/QC)

Tableau 13 : MP101M PM10_ Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 30µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	All	C < 30	C ≥ 30	Trafic	Urbain	Rural	13	14	15	20	21	25	29	16+24	17+26
Référence station							1012	10016	15043	16034	24035	14012	21050	8016	41024
Ville							Metz	Calais	Grenoble	Strasbourg	Nice	Reims	La Coulonche	Montpellier	Venaco
Station							Borny	Berthelot	Les Frères	Clémenceau	Magnan	Jean d'Aulan		Prés d'arènes	Venaco
Typologie							Urbain	Urbain	Urbain	Trafic	Trafic	Urbain	Rural	Urbain	Rural
Caractéristiques des données brutes															
Paires de données	861	787	74	164	423	274	117	36	50	140	24	84	154	136	120
Moyenne de l'AMS	15,5	13,6	35,6	21,2	15,3	12,3	13,7	21,0	11,9	19,7	30,1	17,5	13,0	15,0	11,4
Moyenne de la MR	16,0	13,8	39,0	21,7	16,2	12,2	14,7	23,3	15,2	20,7	27,8	18,6	12,9	14,4	11,4
Nombre de valeur de la MR > 30 (PM10)	74	0	74	34	33	7	5	9	5	25	9	10	7	4	0
Nombre de valeur de la MR > 28 (PM10)	90														
Pourcentage de valeur > 28 (PM10)	10%														
Nombre de valeur de la MR > 50 (PM10)	8	0	8	4	4	0	0	2	0	4	0	2	0	0	0
Paires de données au printemps	271	234	37	54	157	60	25	13	39	43	11	39	35	41	25
Paires de données en été	192	186	6	43	81	68	46	2	6	30	13	8	26	19	42
Paires de données en automne	216	208	8	38	75	103	14	0	0	38	0	13	50	48	53
Paires de données en hivers	182	159	23	29	110	43	32	21	5	29	0	24	43	28	0
Régression linéaire sur les données brutes															
Pente b	0,944	1,016	1,077	0,945	0,946	0,941	0,94	0,91	0,78	0,90	1,14	0,96	0,90	1,07	1,04
Incertitude de la pente ub	0,010	0,015	0,057	0,020	0,018	0,014	0,05	0,03	0,03	0,02	0,07	0,03	0,02	0,04	0,03
Ordonnée à l'origine a	0,38	-0,46	-6,42	0,65	-0,02	0,79	-0,19	-0,27	0,02	1,13	-1,67	-0,49	1,38	-0,35	-0,41
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,19	0,23	2,29	0,50	0,33	0,19	0,83	0,92	0,53	0,44	2,02	0,55	0,23	0,64	0,33
Corrélation R ²	0,90	0,83	0,79	0,93	0,85	0,94	0,66	0,96	0,93	0,94	0,92	0,94	0,95	0,81	0,92
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	0,96	0,99	0,92	0,97	0,95	0,99	0,93	0,90	0,79	0,94	1,09	0,94	0,98	1,05	1,01
Incertitude de la pente avec l'ordonnée à l'origine forcée par 0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	-2,44	0,32	-2,59	-2,10	-2,72	-2,15	-3,15	-4,64	-10,76	-4,10	5,52	-2,25	-3,64	3,13	1,59
Incertitude relative élargie (k=2)	14,9%	10,7%	21,2%	14,4%	17,4%	10,2%	19,6%	22,0%	43,7%	19,2%	23,9%	13,0%	15,5%	18,8%	8,5%
Régression linéaire après application d'une fonction de correction															
Fonction de correction appliquée	1,060y - 0,400														
Moyenne de l'AMS	16,0	14,0	37,3	22,0	15,8	12,6	14,1	21,9	12,2	20,4	31,5	18,1	13,3	15,5	11,7
Moyenne de la MR	16,0	13,8	39,0	21,7	16,2	12,2	14,7	23,3	15,2	20,7	27,8	18,6	12,9	14,4	11,4
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m ³	71	14	57	33	32	6	3	8	2	21	12	8	5	11	1
Nombre de valeur de la MR > 50 µg/m ³	10	0	10	4	6	0	0	3	0	4	0	3	0	0	0
Pente b	1,00	1,08	1,15	1,00	1,01	1,00	1,01	0,97	0,83	0,95	1,22	1,02	0,95	1,14	1,10
Incertitude de la pente ub	0,01	0,02	0,06	0,02	0,02	0,01	0,05	0,03	0,03	0,02	0,07	0,03	0,02	0,04	0,03
Ordonnée à l'origine a	-0,05	-0,98	-7,52	0,24	-0,50	0,41	-0,80	-0,71	-0,40	0,76	-2,26	-0,95	1,04	-0,88	-0,86
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,20	0,24	2,43	0,53	0,35	0,20	0,88	0,98	0,57	0,47	2,14	0,59	0,25	0,68	0,35
Corrélation R ²	0,90	0,83	0,79	0,93	0,85	0,94	0,66	0,96	0,93	0,94	0,92	0,94	0,95	0,81	0,92
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,11	3,15	-0,07	0,42	-0,14	0,37	-0,29	-2,29	-8,76	-1,72	8,50	0,26	-1,22	6,15	4,37
Incertitude relative élargie (k=2)	12,3%	17,1%	19,9%	12,7%	14,7%	6,6%	16,2%	15,8%	36,0%	12,9%	35,4%	10,4%	7,8%	28,9%	18,6%

Tableau 14 : MP PM2,5_ Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 18µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	All	C < 18	C ≥ 18	Trafic	Urbain	Rural	13	14	15	20	21	25	29	16+24	17+26
Référence station							1012	10016	15043	16034	24035	14012	21050	8016	41024
Ville							Metz	Calais	Grenoble	Strasbourg	Nice	Reims	La Coulonche	Montpellier	Venaco
Station							Borny	Berthelot	Les Frênes	Clémenceau	Magnan	pan d'Aul	La Coulonche	Près d'arènes	Venaco
Typologie							Urbain	Urbain	Urbain	Trafic	Trafic	Urbain	Rural	Urbain	Rural
Caractéristiques des données brutes															
Paires de données	880	784	96	146	440	294	129	52	60	119	27	100	130	99	164
Moyenne de l'AMS	9,0	7,3	23,0	13,4	9,2	6,5	8,7	10,6	10,0	13,8	12,0	9,3	6,7	8,5	6,4
Moyenne de la MR	9,6	7,4	27,2	14,5	9,9	6,6	9,4	10,4	13,5	15,3	10,9	10,4	6,8	7,8	6,4
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m ³ (PM2,5)	96	0	96	33	55	8	16	5	16	33	0	15	6	3	2
Nombre de valeur de la MR > 17 µg/m ³ (PM2,5)	105														
Pourcentage de valeur > 18 µg/m ³ (PM2,5)	12%														
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m ³ (PM2,5) 2	20	0	20	8	12	0	0	2	4	8	0	5	0	1	0
Paires de données au printemps	273	250	23	43	147	83	21	19	35	22	21	44	42	28	41
Paires de données en été	228	225	3	42	99	87	37	11	12	36	6	16	38	23	49
Paires de données en automne	218	188	30	39	98	81	40	0	0	39	0	23	26	35	55
Paires de données en hivers	161	121	40	22	96	43	31	22	13	22	0	17	24	13	19
Régression linéaire sur les données brutes															
Pente b	0.863	1.008	0.920	0.890	0.815	0.936	0.75	0.96	0.75	0.89	1.21	0.83	0.88	1.07	1.00
Incertitude de la pente ub	0,009	0,019	0,027	0,015	0,016	0,017	0,04	0,06	0,02	0,01	0,09	0,02	0,02	0,05	0,03
Ordonnée à l'origine a	0.74	-0.18	-2.05	0.57	1.06	0.38	1.66	0.60	-0.09	0.15	-1.17	0.59	0.73	0.04	0.02
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,11	0,16	0,79	0,28	0,20	0,13	0,40	0,76	0,39	0,29	1,04	0,20	0,17	0,50	0,20
Corrélation R ²	0,91	0,73	0,92	0,96	0,83	0,91	0,73	0,79	0,95	0,97	0,86	0,97	0,93	0,76	0,89
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	0.91	0.99	0.86	0.91	0.89	0.98	0.89	1.00	0.74	0.90	1.11	0.87	0.95	1.08	1.00
Incertitude de la pente avec l'ordonnée à l'origine forcée par 0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,03	0,01
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	-3,36	0,06	-4,44	-2,74	-4,50	-1,53	-5,87	-0,60	-7,64	-3,10	5,11	-4,45	-2,84	2,27	-0,08
Incertitude relative élargie (k=2)	26.3%	13.1%	35.7%	23.1%	34.1%	12.5%	42.0%	19.3%	52.3%	24.7%	35.6%	30.5%	19.8%	23.9%	8.0%
Régression linéaire après application d'une fonction de correction															
Fonction de correction appliquée	1,158y -0,852														
Moyenne de l'AMS	9,6	7,6	25,8	14,7	9,8	6,7	9,2	11,4	10,7	15,1	13,1	9,9	6,9	8,9	6,6
Moyenne de la MR	9,6	7,4	27,2	14,5	9,9	6,6	9,4	10,4	13,5	15,3	10,9	10,4	6,8	7,8	6,4
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m ³	96	19	77	38	50	8	9	5	13	32	6	14	6	9	2
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m ³	19	0	19	9	9	1	0	2	3	9	0	4	0	0	1
Pente b	1.01	1.20	1.07	1.03	0.96	1.09	0.89	1.13	0.87	1.04	1.42	0.97	1.03	1.27	1.16
Incertitude de la pente ub	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,04	0,07	0,03	0,02	0,11	0,02	0,02	0,06	0,03
Ordonnée à l'origine a	-0.07	-1.28	-3.40	-0.23	0.25	-0.46	0.87	-0.37	-1.00	-0.72	-2.37	-0.19	-0.04	-1.01	-0.90
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,13	0,18	0,91	0,33	0,23	0,15	0,46	0,88	0,45	0,34	1,20	0,23	0,19	0,58	0,23
Corrélation R ²	0,91	0,73	0,92	0,96	0,83	0,91	0,73	0,79	0,95	0,97	0,86	0,97	0,93	0,76	0,89
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,15	4,61	-1,23	0,77	-1,05	2,31	-2,47	3,61	-4,90	0,33	10,11	-1,22	0,72	7,11	4,03
Incertitude relative élargie (k=2)	16.4%	34.5%	24.8%	17.5%	20.4%	17.8%	24.5%	32.8%	35.5%	16.1%	68.5%	12.0%	9.0%	52.2%	28.6%

4.3 Microbalance oscillante : TEOM FDMS 1405-F

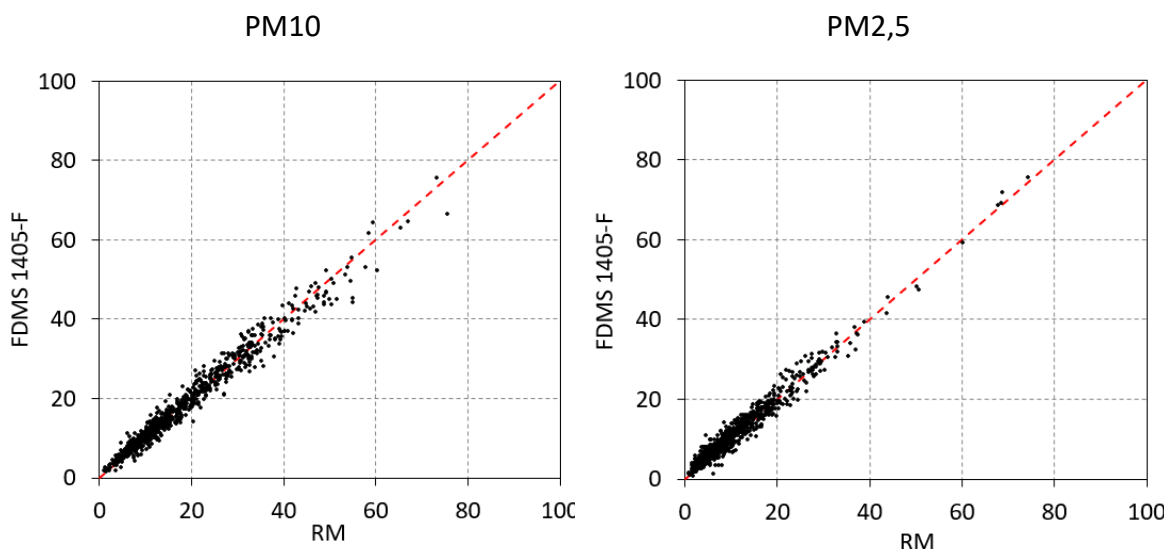


Figure 7 : Ensemble des mesures PM₁₀ et PM_{2,5} obtenues avec les AMS de type TEOM FDMS 1405-F lors des campagnes entre 2016 et septembre 2019.

4.3.1 Fraction PM₁₀

Tableau 15 : FDMS 1405-F PM₁₀ : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

Période	TEOM FDMS 1405-F PM ₁₀			
	2013-2016	2015-2017	2016-2018	2013-2018
Pente	<u>1,04</u>	1,00	<u>0,97</u>	0,99
Ordonnée à l'origine	0,02	0,17	0,77	0,78
Incertitude (k=2)	13,9%	9,8%	7,6%	8,5%
Nb paires de données	<u>400</u>	<u>638</u>	808	1065
Sites	1-18	6-24	13-29	1-29

La base de données PM₁₀ du TEOM FDMS 1405-F a été constituée, entre 2016 et septembre 2019, à partir de 10 campagnes de mesures organisées sur 9 sites : 4 sites de fond urbain, 3 sites trafic et 2 sites de fond rural. Le nombre de sites devant être instrumentés par an, pour cet instrument se situe, selon les Tableau 5 et 6, entre 2 et 4 sites/an en fonction de la gamme d'incertitude. Sur les 9 sites de mesures, 4 sites (n°15043, 10016, 31002 et 24035) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année avec 59, 46, 40 et 56 paires de données respectivement, réparties sur 6 mois. La base est constituée de 808 paires de données, ce qui respecte le nombre de données totale exigées par la norme NF EN 16450 pour 3 sites/an pendant 3 ans (i.e.720 paires de

données), considérant, grâce aux résultats des années précédentes, que l'incertitude de l'instrument est inférieure à 15%. Les données sont réparties équitablement en fonction des saisons et les différentes typologies de sites sont bien représentées. La proportion de nombre de valeurs supérieures à 28 µg/m³ est de 21%, en respect avec les 20% requis par la norme.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période 2016-2019 sont présentés dans le Tableau 17. Il reporte une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude élargie de 0,973, 0,77 et 7,6% respectivement. La pente est très légèrement sous le critère de validité de la norme fixé à deux fois l'incertitude (ici ±0,006) ou bien 0,98. Cependant, les résultats des régressions pour les gammes de concentrations inférieures et supérieures à 30 µg/m³ sont dans les deux cas conformes et indiquent respectivement des pentes très proches de 1. Enfin, l'incertitude élargie est ici remarquablement basse et proche de celle de la méthode de référence (i.e. 7%), ce qui selon la norme écarte le besoin d'une quelconque correction et valide l'instrument (Cf section 3.4.2). De plus, les résultats de la base globale, étendue à 2013, comportant 1065 paires de données, indiquent une pente plus proche de 1 et conforme aux critères avec une incertitude de 8,5%.

4.3.2 Fraction PM_{2,5}

Tableau 16 : FDMS 1405-F PM_{2,5} : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

Période	TEOM FDMS 1405-F PM _{2,5}			
	2013-2016	2015-2017	2016-2019	2013-2018
Pente	<u>0,95</u>	<u>0,97</u>	0,99	0,98
Ordonnée à l'origine	1,24	0,75	0,87	0,96
Incertitude (k=2)	16,1%	14,3%	10,0%	10,7%
Nb paires de données	<u>298</u>	<u>460</u>	901	1097
Sites	1-18	6-24	13-29	1-29

La base de données PM_{2,5} du TEOM FDMS 1405-F a été constituée, entre 2016 et septembre 2019, à partir de 11 campagnes de mesures organisées sur 9 sites : 4 sites de fond urbain, 3 sites trafic et 2 sites de fond rural. Le nombre de sites devant être instrumentés par an, pour cet instrument se situe, selon les Tableaux 5 et 6, entre 2 et 4 sites/an en fonction de l'incertitude. Sur les 9 sites de mesures, 3 sites (n°15043, 10016, et 24035) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année avec 40, 41 et 46 paires de données respectivement, réparties sur 6 mois. La base est cependant constituée de 901 paires de données, ce qui respecte le nombre de données totale exigées par la norme NF EN 16450 pour 3 sites/an pendant 3 ans (i.e. 720 paires de données), en considérant que l'incertitude de l'instrument est inférieure à 15%). Les données sont réparties équitablement en fonction des saisons et les différentes typologies de sites sont bien représentées. La proportion de nombre de valeurs supérieures

à $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de 18% soit 164 paires de données. Pour rappel, la norme prévoit un minimum de 20% de données supérieures à $17\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou bien 32 paires de données.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période 2016-2019 sont présentés dans le Tableau 18. Il reporte une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude élargie de 0,99, 0,87 et 10,0% respectivement, ce qui est très satisfaisant vis-à-vis des critères de validité de la norme NF EN 16450. Les résultats des régressions pour les niveaux de concentration inférieurs et supérieurs à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indiquent également des pentes très proches de 1. Les résultats de la base globale, étendue à 2013 et comportant 1097 paires de données présentent les mêmes résultats. Les bilans précédents quant à eux ne disposaient pas d'un nombre de données respectant les exigences de la norme.

4.3.3 Conclusion

Les résultats de l'ensemble des campagnes de suivi d'équivalence montrent que l'analyseur automatique TEOM FDMS 1405-f possède de très bonnes performances métrologiques en accord avec la méthode de référence pour les deux fractions PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$.

En termes d'incertitude et de variabilité des résultats d'un site de mesure à l'autre, cet instrument est celui qui donne les meilleurs résultats. Notons qu'en PM_{10} , les pentes obtenues sur les sites de type trafic sont légèrement plus basses que 1 avec une pente de 0,96. Cette légère sous-estimation est induite par les 22 paires de données de concentrations les plus élevées (supérieures à $45\mu\text{g}/\text{m}^3$). En effet, les résultats de la régression sur les sites trafics sont satisfaisants pour les points de concentrations inférieurs à $45\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une pente de 0,98. Ce sont également ces quelques points de mesure qui provoquent la baisse de la pente du bilan de la période 2016-2019, tout type de site confondu. L'impact de ces points est plus faible dans le bilan de la base étendue à 2013 étant donné le nombre de points de mesures plus important. Il conviendra d'augmenter le nombre de ces points avec des concentrations élevées pour une analyse plus robuste. Notons enfin que cette sous-estimation sur les sites trafic s'accompagne d'une très bonne incertitude (10%) qui n'est pas améliorée significativement par l'application d'une correction.

La technologie TEOM FDMS (version actuelle 1405-F et version 8500 plus commercialisée (section 5.4)) représente environ 30% des mesures en PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$. Le pourcentage du modèle 1405-F n'est pas connu précisément mais les retours d'expériences des AASQA indiquent que leur utilisation semble être à la baisse, notamment car les maintenances et entretiens sont coûteux.

Cependant, le LCSQA rappelle que, à l'issue des campagnes de suivi de l'adéquation à la méthode de référence présentée dans ce rapport, cet instrument possède de très bonnes performances métrologiques avec les incertitudes élargies à la valeur limite la plus faible. Il permet également la mesure de la fraction semi-volatile de PM.

Enfin, une mise à jour a été effectuée dans le guide méthodologique en 2020, à propos de la maintenance des sècheurs. En effet, plusieurs retours d'expériences ont montré que les purges des sècheurs devaient être réalisées de manière préventive plus fréquemment, ces derniers pouvant occasionner des surestimations de la fraction semi-volatile.

Tableau 17 : TEOM FDMS 1405-F PM₁₀_ Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 30µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	ALL	C<30	C>30	Trafic	Urbain	Rural	14	15	19	20	21	25	28	29	19+26
Référence station							10016	15043	31002	16034	24035	14012	4329	21050	41024
Ville							Calais	Grenoble	Talence	Strasbourg	Nice	Reims	Paris	La Coulonche	Venaco
Station							Berthelot	Les Frênes	Talence	Clémenceau	Magnan	Jean d'Aulan	BP Est	La Coulonche	Venao
Typologie							Urbain	Urbain	Urbain	Trafic	Trafic	Urbain	Trafic	Rural	Rural
Caractéristiques des données brutes															
Paires de données	808	661	147	287	224	297	46	59	40	135	56	79	96	133	164
Moyenne de l'AMS	18,9	14,7	38,0	25,0	20,3	11,9	22,1	13,5	27,4	20,8	29,8	20,7	28,2	13,2	10,9
Moyenne de la MR	18,6	14,2	38,6	25,6	19,7	11,1	22,3	14,4	26,0	21,0	30,1	18,9	29,5	12,9	9,7
Nombre de valeur de la MR > 30 (PM10)	147	0	147	98	42	7	11	5	16	25	27	10	46	7	0
Nombre de valeur de la MR > 28 (PM10)	167														
Pourcentage de valeur > 28 (PM10)	21%														
Nombre de valeur de la MR > 50 (PM10)	14	0	14	9	5	0	2	0	1	4	1	2	4	0	0
Paires de données au printemps	270	196	74	115	93	62	13	40	0	43	39	40	33	37	25
Paires de données en été	163	149	14	64	26	73	20	6	0	30	13	0	21	26	47
Paires de données en automne	176	152	24	53	29	94	0	0	16	33	0	13	20	42	52
Paires de données en hivers	139	164	35	55	76	68	13	13	24	29	4	26	22	28	40
Régression linéaire sur les données brutes															
Pente b	0,973	1,005	1,002	0,957	1,046	0,99	1,03	1,01	1,05	0,95	0,94	1,02	0,980	0,95	1,09
Incertitude de la pente ub	0,006	0,009	0,029	0,011	0,012	0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	0,04	0,02	0,03	0,01	0,01
Ordonnée à l'origine a	0,77	0,39	-0,73	0,52	-0,31	0,92	-0,89	-1,04	-0,07	0,75	1,55	1,32	-0,69	1,05	0,28
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,13	0,14	1,13	0,30	0,27	0,15	0,50	0,39	0,73	0,22	1,16	0,43	0,81	0,22	0,16
Corrélation R ²	0,97	0,95	0,88	0,97	0,97	0,96	0,98	0,97	0,98	0,99	0,91	0,97	0,94	0,97	0,97
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1,00	1,03	0,98	0,97	1,03	1,05	1,00	0,96	1,05	0,98	0,99	1,08	0,96	1,01	1,12
Incertitude de la pente avec l'ordonnée à l'origine forcée par 0	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	-0,60	0,65	-0,64	-1,63	2,00	0,41	0,61	-0,38	2,65	-1,52	-1,52	2,54	-1,68	-1,67	4,91
Incertitude relative élargie (k=2)	7,6%	6,6%	11,7%	10,3%	11,1%	4,8%	7,0%	5,8%	12,4%	7,5%	10,2%	12,3%	12,9%	8,1%	19,9%
Régression linéaire après application d'une fonction de correction															
Fonction de correction appliquée	1,028y - 0,790														
Nombre de valeur de la MR > 28 µg/m ³	145	13	132	95	44	6	10	5	17	23	24	12	44	5	1
Nombre de valeur de la MR > 50 µg/m ³	12	0	12	6	6	0	2	0	1	3	0	3	3	0	0
Régression linéaire sur les données calibrées															
Pente b	1,00	1,03	1,03	0,98	1,08	1,02	1,06	1,04	1,09	0,98	0,97	1,05	1,01	0,97	1,12
Incertitude de la pente ub	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	0,04	0,02	0,03	0,02	0,02
Ordonnée à l'origine a	-0,01	-0,40	-1,61	-0,27	-1,12	0,15	-1,71	-2,01	-1,01	-0,17	0,63	0,42	-1,67	0,15	-0,50
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,13	0,15	1,16	0,30	0,28	0,15	0,51	0,40	0,75	0,23	1,19	0,44	0,83	0,23	0,17
Corrélation R ²	0,97	0,95	0,88	0,97	0,97	0,96	0,98	0,97	0,98	0,99	0,91	0,97	0,94	0,97	0,97
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,01	1,32	-0,02	-1,04	2,69	1,07	1,26	0,14	3,25	-1,04	-1,02	3,14	-1,19	-1,18	5,69
Incertitude relative élargie (k=2)	7,6%	8,2%	11,8%	9,3%	13,5%	6,4%	8,5%	5,9%	14,7%	6,3%	9,4%	14,6%	12,4%	6,8%	23,0%

Tableau 18 : TEOM FDMS 1405-F PM_{2,5}_ Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 18µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	All	C < 18	C > 18	Trafic	Urbain	Rural	14	15	20	21	25	28	29	17+26	19+27	
Référence station							10016	15043	16034	24035	14012	4329	21050	41024	31002	
Ville							Calais	Grenoble	Strasbourg	Nice	Reims	Paris	LaCoulonche	Venaco	Talence	
Station							Berthelot	Les Frères	Clémenceau	Les Frères	Jean d'Aule	BP_Est	LaCoulonche	Venaco	Talence	
Typologie							Urbain	Urbain	trafic	trafic	Urbain	trafic	Rural	Rural	Urbain	
Caractéristiques des données brutes																
Paires de données	901	774	127	277	321	303	41	40	117	46	100	114	113	190	140	
Moyenne de l'AMS	11,1	8,5	26,9	15,0	11,4	7,3	10,3	15,4	16,4	12,6	11,6	14,4	8,0	6,9	10,5	
Moyenne de la MR	10,4	7,7	26,7	14,6	10,6	6,4	10,4	16,8	15,5	12,0	10,4	14,7	7,3	5,8	9,1	
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m3 (PM2,5)	127	0	127	70	48	9	4	16	33	3	14	34	7	2	14	
Nombre de valeur de la MR > 17 µg/m3 (PM2,5)	164															
Pourcentage de valeur > 17 µg/m3 (PM2,5)	18%															
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m3 (PM2,5)	26	0	26	13	13	0	1	4	8	0	5	5	0	0	3	
Paires de données au printemps	284	248	36	81	130	73	19	27	22	40	45	19	32	41	39	
Paires de données en été	227	219	8	76	72	79	12	0	36	6	16	34	32	47	44	
Paires de données en automne	197	162	35	68	47	82	0	0	37	0	24	31	26	56	23	
Paires de données en hivers	193	145	48	52	72	69	10	13	22	0	15	30	23	46	34	
Régression linéaire sur les données brutes																
Pente b	0,987	1,019	1,02	1,01	0,99	0,97	1,08	0,99	1,00	1,02	1,05	1,02	0,91	1,04	0,97	
Incertitude de la pente ub	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,05	0,02	0,01	0,04	0,02	0,03	0,02	0,02	0,01	
Ordonnée à l'origine a	0,87	0,68	-0,44	0,24	0,96	1,14	-1,01	-1,23	0,94	0,33	0,66	-0,65	1,33	0,89	1,71	
Incertitude de la pente avec l'ordonnée à l'origine forcée par 0	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m3)	0,47	1,24	0,21	0,52	0,55	0,27	1,52	-1,44	1,01	1,02	2,17	0,01	-1,23	2,03	0,85	
Incertitude relative élargie (k=2)	10,0%	11,9%	14,5%	11,3%	10,8%	7,2%	15,3%	13,6%	11,5%	9,9%	16,5%	11,8%	9,7%	15,5%	8,2%	
Régression linéaire après application d'une fonction																
Fonction de correction appliquée	1,013y - 0,879															
Moyenne de l'AMS	10,4	7,8	26,3	14,3	10,7	6,5	9,5	14,7	15,8	11,9	10,8	13,7	7,2	6,1	9,8	
Moyenne de la MR	10,4	7,7	26,7	14,6	10,6	6,4	10,4	16,8	15,5	12,0	10,4	14,7	7,3	5,8	9,1	
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m3	122	11	111	66	49	7	4	14	33	3	17	30	5	2	14	
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m3	29	0	29	14	15	0	1	4	9	0	6	5	0	0	4	
Régression linéaire sur les données calibrées																
Pente b	1,00	1,03	1,04	1,02	1,00	0,98	1,10	1,01	1,02	1,04	1,06	1,04	0,93	1,05	0,98	
Incertitude de la pente ub	0,01	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Ordonnée à l'origine a	0,00	-0,20	-1,33	-0,64	0,09	0,28	-1,90	-2,12	0,07	-0,55	-0,21	-1,54	0,46	0,02	0,85	
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,08	0,11	0,55	0,19	0,15	0,12	0,58	0,46	0,22	0,56	0,22	0,42	0,16	0,17	0,16	
Corrélation R²	0,97	0,88	0,96	0,97	0,96	0,93	0,92	0,98	0,99	0,92	0,98	0,93	0,96	0,90	0,97	
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m3)	0,00	0,81	-0,26	0,06	0,09	-0,19	1,07	-1,93	0,55	0,57	1,73	-0,46	-1,72	1,60	0,39	
Incertitude relative élargie (k=2)	9,7%	10,3%	14,8%	11,1%	10,4%	7,4%	13,7%	16,3%	10,2%	8,3%	14,1%	12,4%	12,7%	13,3%	6,7%	

4.4 Microbalance oscillante : TEOM FDMS 8500

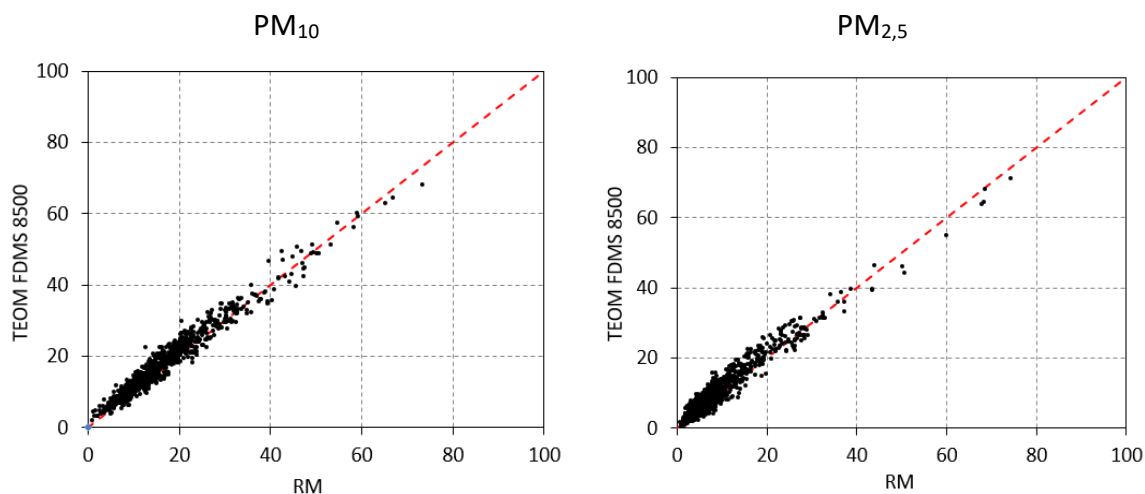


Figure 8 : Ensemble des mesures PM_{10} et $PM_{2,5}$ obtenues avec les AMS de type TEOM FDMS 8500 lors des campagnes entre 2016 et septembre 2019.

4.4.1 Fraction PM_{10}

Tableau 19 : TEOM FDMS 8500 PM_{10} : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

Période	TEOM FDMS 8500 PM_{10}			
	2013-2016	2015-2017	2016-2019	2013-2019
Pente	0,99	0,99	0,98	0,99
Ordonnée à l'origine	0,43	0,86	<u>1,52</u>	0,92
Incertitude (k=2)	11,3%	10,9%	8,0%	9,1%
Nb paires de données	892	915	859	1438
Sites	1-18	6-24	13-29	1-29

La base de données PM_{10} du TEOM FDMS 8500 a été constituée, entre 2016 et septembre 2019, à partir de 10 campagnes de mesures organisées sur 8 sites : 5 sites de fond urbain, 1 site trafic et 2 sites de fond rural. Le nombre de sites devant être instrumentés par an, pour cet instrument se situe, selon les Tableaux 5 et 6, entre 2 et 4 sites/an en fonction de la gamme d'incertitude des résultats d'approbation de type, soit 3 sites/an en considérant l'incertitude élargie des bilans indicatifs précédents entre 10 et 15%. Sur les 8 sites de mesures, 2 sites (n°15043 et 41024) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année, avec 60 et 67 paires de données respectivement réparties sur 6 mois. La base est constituée de 859 paires de données, ce qui respecte le nombre de données totale exigées par la norme NF EN 16450 pour 3 sites/an pendant 3 ans (i.e. 720 paires de données). Les données sont réparties équitablement en fonction des saisons et les différentes typologies de sites sont bien représentées, bien qu'un seul site trafic n'a pu être instrumenté sur la période de 2016-2019. La proportion de nombre

de valeurs supérieures à 28 µg/m³ est de 11% avec 98 paires de données. Pour rappel, la norme prévoit un minimum de 20% de données supérieur à 28µg/m³ ou bien 32 paires de données.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période 2016-2019 sont présentés dans le Tableau 21. Il reporte une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude élargie de 0,98, 1,52 et 8,0% respectivement. L'ordonnée à l'origine surestime de 0,52 le critère d'acceptation de la norme fixé à 2 fois l'incertitude (ici 0,1) ou ±1 µg/m³. Les résultats des régressions pour les niveaux de concentrations, inférieurs et supérieurs à 30 µg/m³, indiquent respectivement des pentes de « 1,05x + 0,61 » et « 0,95x + 1,67 » montrant que la surestimation de l'ordonnée à l'origine impacte plutôt les niveaux de concentration inférieurs à 30µg/m³. En effet, pour les niveaux de concentrations supérieurs à 30µg/m³, la pente forcée à l'origine est égale à y=1,00 x tandis que pour les niveaux inférieurs elle est égale à y=1,1x . Enfin, l'incertitude élargie est égale à 8,0%, ce qui est remarquablement bas et recouvre celle de la méthode de référence. Selon la norme NF EN 16450 ceci écarte le besoin d'une quelconque correction et valide l'instrument (Cf section 3.4.2).

Les résultats des bilans précédents, ainsi que la base globale étendue à l'année 2013 et comportant 1438 paires de données, indiquent une pente également proche de 1 et une ordonnée à l'origine plus conforme aux critères de la norme. L'incertitude élargie sur le bilan globale est égale à 9,1%.

4.4.2 Fraction PM_{2,5}

Tableau 20 : TEOM FDMS 8500 PM_{2,5} : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

Période	TEOM FDMS 8500 PM _{2,5}			
	2013-2016	2015-2017	2016-2019	2013-2019
Pente	<u>0,96</u>	0,98	0,99	0,98
Ordonnée à l'origine	<u>1,98</u>	0,97	1,33	<u>1,54</u>
Incertitude (k=2)	16,4%	16,4%	14,3%	14,7%
Nb paires de données	833	867	889	1343
Sites	1-18	6-24	13-29	1-29

La base de données PM_{2,5} du TEOM FDMS 8500 a été constituée, entre 2016 et septembre 2019, à partir de 11 campagnes de mesures organisées sur 8 sites : 5 sites de fond urbain, 1 site trafic et 2 sites de fond rural. Le nombre de sites devant être instrumentés par an, pour cet instrument se situe, selon les Tableau 5 et 6, entre 2 et 4 sites/an en fonction de l'incertitude des résultats d'approbation de type, ou 4 sites/an en considérant l'incertitude élargie des bilans précédents entre 15 et 20%. Sur les 8 sites de mesures, 2 sites (n°15043 et 10016) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année avec 73 et 71 paires de données respectivement. La base est constituée de 889 paires de données, ce qui est inférieur au nombre de données totales exigées par la norme NF EN 16450 pour 4 sites/an pendant 3 ans (i.e. paires de données 960). Les données sont

réparties équitablement en fonction des saisons et les différentes typologies de sites sont bien représentées bien qu'un seul site trafic n'a pu être instrumenté sur la période 2016-2019. La proportion de nombre de valeurs supérieures à $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de 14% avec 126 paires de données. Pour rappel, la norme prévoit un minimum de 20% de données supérieur à $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou bien 32 paires de données.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période de trois ans entre 2016 et septembre 2019 sont présentés dans le Tableau 22. La pente, l'ordonnée à l'origine et l'incertitude élargie sont égales à 0,99, 1,33 et 14,3% respectivement. L'ordonnée à l'origine surestime de 0,33 le critère d'acceptation de la norme fixé à 2 fois l'incertitude (ici 0,1) ou $\pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les résultats des régressions pour les niveaux de concentrations, inférieurs et supérieurs à $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indiquent respectivement des pentes de « $1,17x + 0,05$ » et « $0,90x + 3,37$ » montrant que la surestimation de l'ordonnée à l'origine provient des niveaux de concentration inférieurs à $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En effet, pour les niveaux de concentrations supérieurs à $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la pente forcée à l'origine est égale 1,01 tandis que celle pour la gamme de concentration inférieur est égale à 1,18. Ici, l'application d'une fonction de correction ne permet pas de corriger de manière convaincante les résultats sur l'ensemble des gammes de concentrations. En effet, dans le tableau 20, le biais à la valeur limite augmente pour les concentrations hautes en passant de 0,3 à -0,68.

Les résultats des bilans précédents ainsi que ceux de la base globale, étendue à 2013 et comportant 1343 paires de données, reportent les mêmes tendances notamment pour ce qui concerne la surestimation de l'ordonnée à l'origine.

4.4.3 Conclusion

Les résultats de l'ensemble des campagnes de suivi d'équivalence montrent que l'analyseur automatique TEOM FDMS 8500 possède de très bonnes performances métrologiques en accord avec la méthode de référence pour la fraction PM_{10} . Les résultats de la fraction $\text{PM}_{2,5}$ présentent une légère tendance de l'instrument à surestimer les niveaux de concentrations faible à travers l'existence d'un offset. L'application d'une fonction de correction ne permet pas d'améliorer les résultats. D'autre part, le retour d'expérience suggère que ces surestimations, présentes régulièrement sous la forme d'offset, sont liées à des dysfonctionnements du sécheur.

L'analyseur TEOM FMDS 8500 est en adéquation avec la méthode de référence pour les niveaux de concentration les plus hauts (>30 et $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$) mais la présence récurrente d'un offset positif dénote une tendance à surestimer les niveaux de concentrations les plus bas. En PM_{10} , cette tendance est peu perceptible mais devient notable pour la fraction $\text{PM}_{2,5}$. Ces observations sont reproductibles sur l'ensemble des bilans et des types de sites. Il faut noter cependant que la base de données est potentiellement un peu faible pour la fraction $\text{PM}_{2,5}$, puisque celui-ci, avec une incertitude autour de 15%, pourrait, selon le tableau 5, devrait faire l'objet de quatre campagnes de mesures par an.

D'après le retour d'expérience de ces campagnes de mesure, il apparaît que les surestimations prenant régulièrement la forme d'un « offset » positif peuvent être liées à une mauvaise mesure de la fraction volatile et qui, lorsqu'il est de faible intensité, n'apparaît pas dans les contrôles qualités périodiques. Ce problème peut être réglé par la réalisation d'une purge du sécheur. Une mise à jour a été effectuée dans le guide pour le contrôle des paramètres critiques pour la mesure des analyseurs automatiques de PM en 2020¹², visant à réduire les intervalles de purge.

La technologie TEOM FDMS (1405-F et 8500) représente environ 30% des mesures en PM₁₀ et PM_{2,5}. La répartition par type d'analyseur n'est pas connue précisément mais le TEOM-FDMS 8500 est le modèle le plus ancien qui n'est plus vendu par le constructeur au profit du modèle plus récent 1405-F. Il est donc voué, à terme, à être remplacé par d'autres types d'analyseurs automatiques.

¹² [LCSQA 2020 : R. Aujay et S. Crunaire, Guide pour le contrôle des paramètres critiques pour la mesure des analyseurs automatiques de PM.](#)

Tableau 21 : TEOM FDMS 8500 PM₁₀_ Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 30µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	All	C<30	C>30	Trafic	Urbain	Rural	13	15	20	25	26	29	14+22	19+27
Référence station							1012	15043	16034	14012	41024	21050	10016	31002
Ville							Metz	Grenoble	Strasbourg	Reims	Venaco	La Coulonche	Calais	Talence
Station							Borny urbain	Les Frères urbain	Clémenceau Trafic	Jean d'Aulan Urbain	Venaco Rural	La Coulonche Rural	Berthelot Urbain	Berthelot Urbain
Typologie														
Caractéristiques des données brutes														
Paires de données	859	775	84	146	506	207	116	60	146	87	67	140	107	136
Moyenne de l'AMS	17,7	15,4	39,2	21,5	18,5	13,1	17,4	13,4	21,5	19,7	9,9	14,5	20,0	19,9
Moyenne de la MR	16,5	14,0	39,3	20,3	17,4	11,6	14,8	14,3	20,3	18,4	8,7	12,9	20,4	18,1
Nombre de valeur de la MR > 30 (PM10)	84	0	84	25	52	7	5	5	25	10	0	7	16	16
Nombre de valeur de la MR > 28 (PM10)	98													
Pourcentage de valeur > 28 (PM10)	11%	0%	100%	17%	10%	3%	4%	8%	17%	11%	0%	5%	15%	12%
Nombre de valeur de la MR > LV = 50 (PM10)	10	0	10	4	6	0	0	0	4	2	0	0	3	1
Paires de données au printemps	228	196	32	43	148	37	26	38	43	40	0	37	12	32
Paires de données en été	185	182	3	30	120	35	44	6	30	8	13	22	22	40
Paires de données en automne	214	194	20	44	106	64	14	0	44	13	26	38	39	40
Paires de données en hivers	232	203	29	29	132	71	32	16	29	26	28	43	34	24
Régression linéaire sur les données brutes														
Pente b	0,983	1,055	0,955	0,949	0,989	1,030	1,04	0,97	0,95	0,99	1,06	1,02	0,94	1,04
Incertitude de la pente ub	0,007	0,011	0,029	0,013	0,011	0,010	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01
Ordonnée à l'origine a	1,52	0,61	1,67	2,22	1,33	1,13	2,09	-0,50	2,22	1,52	0,76	1,32	0,83	1,07
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,13	0,17	1,19	0,30	0,21	0,14	0,51	0,28	0,30	0,48	0,15	0,20	0,37	0,28
Corrélation R ²	0,96	0,92	0,92	0,97	0,94	0,98	0,90	0,98	0,97	0,95	0,99	0,98	0,97	0,98
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1,05	1,09	1,00	1,03	1,05	1,10	1,16	0,94	1,03	1,06	1,12	1,10	0,97	1,09
Incertitude de la pente avec l'ordonnée à l'origine forcée par 0	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,65	3,34	-0,55	-0,35	0,80	2,65	3,99	-2,06	-0,35	1,12	3,65	2,36	-2,17	3,24
Incertitude relative élargie (k=2)	8,0%	15,2%	10,2%	7,0%	9,3%	11,2%	18,1%	9,0%	7,0%	9,5%	14,6%	10,4%	11,4%	13,9%
Démonstration d'équivalence														
Régression linéaire après application d'une fonction de correction														
Fonction de correction appliquée	1,018y -1,545													
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m ³	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre de valeur de la MR > 50 µg/m ³	10	0	10	3	7	0	0	0	3	2	0	0	3	2
Pente b	1,00	1,07	0,97	0,97	1,01	1,05	1,06	0,99	0,97	1,01	1,08	1,04	0,96	1,06
Incertitude de la pente ub	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01
Ordonnée à l'origine a	-0,01	-0,94	0,13	0,71	-0,20	-0,40	0,57	-2,05	0,71	0,00	-0,77	-0,20	-0,71	-0,46
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,13	0,17	1,21	0,31	0,21	0,15	0,52	0,28	0,31	0,49	0,16	0,21	0,38	0,28
Corrélation R ²	0,96	0,92	0,92	0,97	0,94	0,98	0,90	0,98	0,97	0,95	0,99	0,98	0,97	0,98
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,01	2,76	-1,22	-1,02	0,16	2,04	3,43	-2,75	-1,02	0,49	3,05	1,75	-2,87	2,64
Incertitude relative élargie (k=2)	7,8%	13,3%	11,4%	8,2%	9,1%	9,1%	16,4%	11,7%	8,2%	8,9%	12,3%	8,4%	13,8%	11,8%

Tableau 22 : TEOM FDMS 8500 PM_{2,5}_ Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 18µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	ALL	C < 18	C ≥ 18	Trafic	Urbain	Rural	13	15	20	25	29	14+22	16+24	17+26
Référence station							1012	15043	16034	14012	21050	10016	8016	41024
Ville							Metz	Grenoble	Strasbourg	Reims	La Coulonche	Calais	Montpellier	Venaco
Station							Borny Urbain	Les Frères Urbain	Clémenceau Trafic	Jean d'Aulan Urbain	La Coulonche Rural	Berthelot Urbain	Prés d'arènes Urbain	Venaco Rural
Typologie														
Caractéristiques des données brutes														
Paires de données	889	772	117	119	495	275	124	73	119	97	120	71	130	155
Moyenne de l'AMS	11,0	8,5	27,7	17,5	11,6	7,1	12,1	14,2	17,5	12,8	8,7	8,5	10,6	5,8
Moyenne de la MR	9,8	7,2	27,1	15,3	10,5	6,2	9,5	15,6	15,3	10,5	7,3	9,4	9,3	5,3
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m ³ (PM2,5) ou 30 (PM10)	117	0	117	33	74	10	16	26	33	15	8	5	12	2
Nombre de valeur de la MR > 17 µg/m ³ (PM2,5) ou 28 (PM10)	126													
Pourcentage de valeur > 17 µg/m ³ (PM2,5) ou 28 (PM10)	14%	0%	100%	28%	15%	4%	13%	36%	28%	15%	7%	7%	9%	1%
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m ³ (PM2,5) ou 50 (PM10)	23	0	23	8	15	0	0	6	8	5	0	2	2	0
Paires de données au printemps	225	199	26	22	154	49	21	35	22	40	34	19	39	15
Paires de données en été	213	210	3	36	107	70	33	12	36	15	34	24	23	36
Paires de données en automne	217	187	30	39	94	84	39	0	39	24	26	1	30	58
Paires de données en hivers	234	176	58	22	140	72	31	26	22	18	26	27	38	46
Régression linéaire sur les données brutes														
Pente b	0,988	1,176	0,900	0,914	0,993	1,033	0,99	0,95	0,91	1,02	1,02	1,04	1,09	0,99
Incertitude de la pente ub	0,008	0,018	0,021	0,014	0,013	0,016	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02
Ordonnée à l'origine a	1,33	0,05	3,31	3,58	1,19	0,73	2,75	-0,55	3,58	2,15	1,32	-1,32	0,46	0,57
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,10	0,14	0,61	0,28	0,17	0,12	0,24	0,27	0,28	0,30	0,18	0,32	0,28	0,16
Corrélation R ²	0,94	0,82	0,94	0,97	0,92	0,94	0,94	0,98	0,97	0,95	0,96	0,95	0,93	0,91
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1,07	1,18	1,01	1,05	1,07	1,11	1,21	0,93	1,05	1,15	1,14	0,94	1,12	1,06
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,97	5,31	0,30	1,00	0,98	1,71	2,36	-2,09	1,00	2,66	1,86	0,01	3,05	0,34
Incertitude relative élargie (k=2)	14,3%	37,5%	15,9%	14,4%	15,6%	13,5%	17,6%	16,0%	14,4%	21,2%	14,0%	8,4%	23,3%	6,8%
Régression linéaire après application d'une fonction de correction														
Fonction de correction appliquée	1,012y - 1,349													
Moyenne de l'AMS	9,8	7,3	26,7	16,4	10,4	5,9	10,9	13,0	16,4	11,7	7,5	7,2	9,3	4,6
Moyenne de la MR	9,8	7,2	27,1	15,3	10,5	6,2	9,5	15,6	15,3	10,5	7,3	9,4	9,3	5,3
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m ³	123	17	106	38	76	9	18	24	38	19	7	4	11	2
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m ³	24	0	24	9	15	0	0	6	9	5	0	2	2	0
Pente b	1,00	1,19	0,91	0,93	1,01	1,05	1,00	0,96	0,93	1,03	1,03	1,06	1,10	1,01
Incertitude de la pente ub	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02
Ordonnée à l'origine a	0,00	-1,31	1,99	2,27	-0,15	-0,61	1,43	-1,91	2,27	0,82	-0,01	-2,69	-0,88	-0,78
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,10	0,15	0,62	0,28	0,17	0,13	0,24	0,28	0,28	0,30	0,18	0,32	0,29	0,16
Corrélation R ²	0,94	0,82	0,94	0,97	0,92	0,94	0,94	0,98	0,97	0,95	0,96	0,95	0,93	0,91
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,01	4,43	-0,68	0,03	0,02	0,76	1,42	-3,09	0,03	1,72	0,91	-0,97	2,11	-0,62
Incertitude relative élargie (k=2)	13,1%	32,1%	16,8%	13,0%	14,4%	9,0%	12,6%	22,2%	13,0%	16,5%	9,1%	10,8%	18,3%	7,9%

4.5 Analyseur par diffusion de la lumière : FIDAS 200

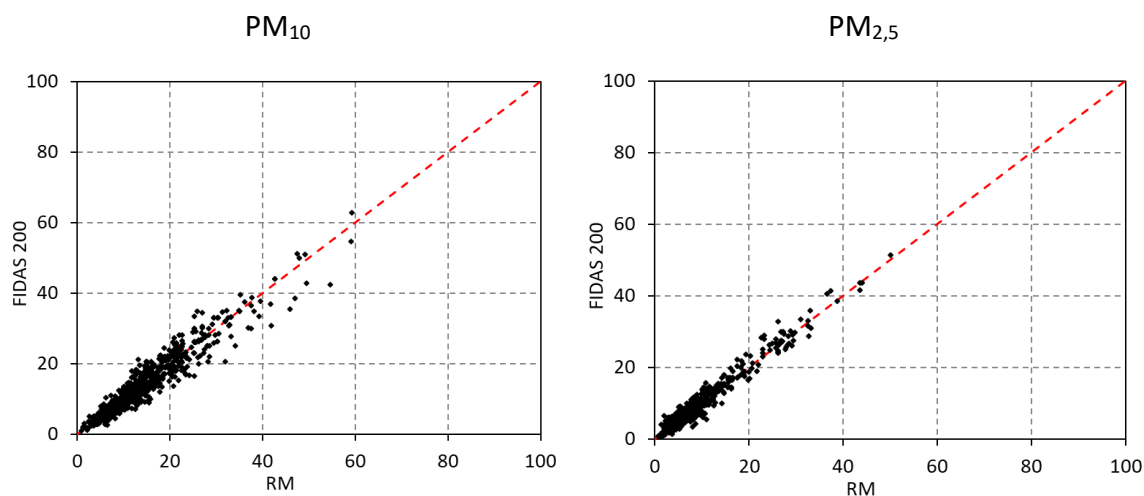


Figure 9 : Ensemble des mesures PM_{10} et $PM_{2,5}$ obtenues avec les AMS de type FIDAS 200 lors des campagnes entre 2016 et septembre 2019.

Les résultats de ce rapport concernent uniquement les mesures réglementaires. L'analyseur FIDAS 200 n'étant pas déclaré conforme techniquement à la méthode de référence pour les sites de type « trafic », les résultats de cette section ne concernent donc que les sites de type « fond urbain » et « fond rural ».

4.5.1 Fraction PM_{10}

Tableau 23 : FIDAS 200 PM_{10} : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

Période	FIDAS 200 PM_{10}			
	2013-2016	2015-2017	2016-2019	2013-2019
Pente	0,97	<u>0,92</u>	1,00	0,98
Ordonnée à l'origine	-0,84	-0,46	-0,29	-0,34
Incertitude (k=2)	14,5%	20,6%	10,0%	11,8%
Nb paires de données	<u>341</u>	<u>489</u>	731	912
Sites	<i>9-18</i>	<i>9-24</i>	13-29	9-29

La base de données PM_{10} du FIDAS 200 a été constituée, entre 2016 et septembre 2019, à partir de 11 campagnes de mesures organisées sur 8 sites : 6 sites de fond urbain et 2 sites de fond rural. Le nombre de sites minimum devant être instrumentés par an, pour cet instrument est, selon l'incertitude des résultats d'approbation de type reportées dans les Tableau 5 et 6, de 2 sites/an (soit 480 paires de données/3 ans). En se référant aux incertitudes des bilans précédents supérieures à 10%, il convient, en accord avec le tableau

5, de considérer a minima 3 sites de mesure par an. Sur les 8 sites de mesures, 4 sites (n°1012, 15043 8016, et 10016) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année avec 62, 54, 62 et 52 paires de données respectivement. La base est donc constituée de 731 paires de données, ce qui est en accord avec le nombre de 3 sites/an pendant 3 ans (i.e. 720 paires de données). Les données sont réparties équitablement en fonction des saisons et les différentes typologies de sites de fond sont bien représentées. La proportion de nombre de valeurs supérieures à $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de 6% avec 46 paires de données. Pour rappel, la norme prévoit un minimum de 20% de données supérieur à $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou bien 32 paires de données. Nous pouvons considérer ici que le nombre de valeurs est un peu faible par comparaison aux bases de données des autres AMS mais satisfait tout de même le critère imposé.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période de trois ans glissants entre 2016 et 2019 sont présentés dans le Tableau 25. La pente, l'ordonnée à l'origine et l'incertitude élargie sont égales à 1,00, 0,29 et 10% respectivement, ce qui est très satisfaisant. Les résultats des régressions pour les niveaux de concentrations supérieurs à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indiquent une pente, une ordonné à l'origine et une incertitude élargie de 1,08, -5,77 et 21% respectivement. Les paramètres de régression ont des valeurs élevées mais sont néanmoins inférieurs à deux fois l'incertitude de leur détermination (i.e. $\pm 0,1$ pour la pente, $\pm 3,96$ pour l'ordonnée à l'origine) et 25% pour l'incertitude élargie.

Si les résultats de l'ensemble de la base sont satisfaisants, les résultat site par site, témoignent cependant d'une assez forte variabilité. On observe que beaucoup de pentes s'éloignent de 1 de plus de 10%. Deux sites (n°31002 et n°41024) présentent notamment des incertitudes au-delà des 25%. En ôtant ces sites de la base de données, l'incertitude est réduite à 8,4 mais la base de données ne comprend plus que 469 paires de données, ce qui est trop faible. De plus, aucune justification technique ne permet d'invalider ces données. En considérant l'ensemble des données obtenu par le FIDAS depuis qu'il a intégré les campagnes de mesure, on obtient une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude élargie de 0,98, 0,34 et 11,8% respectivement, ce qui est toujours très satisfaisant. Les résultats exprimés par typologie montrent que les résultats sont moins satisfaisants pour les sites de fond ruraux. Cependant, ceux-ci sont fortement impactés par les résultats du site n°41024, les résultats du site n°21050 sont bien plus satisfaisants.

4.5.2 Fraction PM_{2,5}

Tableau 24 : FIDAS 200 PM_{2,5} : Résultats du bilan de trois ans 2016-2019, des bilans précédents (2013-2016 et 2015-2017) ainsi que du bilan global (2013-2019). Les résultats ne respectant pas les exigences de la norme EN 16450 sont en italique et soulignés.

Période	FIDAS 200 PM _{2,5}			
	2013-2016	2015-2017	2016-2019	2013-2019
Pente	1,00	<u>0,96</u>	<u>1,03</u>	1,01
Ordonnée à l'origine	0,38	-0,29	0,17	0,19
Incertitude (k=2)	11,9%	17%	10,9 %	9,3%
Nb paires de données	<u>345</u>	<u>533</u>	742	920
Sites	<u>9-18</u>	<u>9-24</u>	13-29	9-29

La base de données PM_{2,5} du FIDAS 200 a été constituée, entre 2016 et septembre 2019 à partir de 11 campagnes de mesures organisées sur 8 sites : 6 sites de fond urbain et 2 sites de fond rural. Le nombre de sites minimum devant être instrumentés par an est de 3 sites par an (soit 720 paires de données/3 ans), selon l'incertitude des résultats d'approbation de type reportées dans les Tableaux 5 et 6 où les incertitudes des bilans précédents indiquent une incertitude comprise entre 10 et 15%. Sur les 8 sites de mesures, 4 sites (n°1012, 15043, 8016 et 10016) présentent un nombre de données inférieur à 80 paires de données réparties sur une année avec 58, 61, 70 et 44 paires de données respectivement. La base est néanmoins constituée de 742 paires de données, ce qui respecte le nombre de paires de données totales exigées par la norme NF EN 16450 pour 3 sites/an pendant 3 ans). Les données sont réparties équitablement en fonction des saisons et les différentes typologies de sites de fond sont bien représentées. La proportion de nombre de valeurs supérieures à 17 µg/m³ est de 9% avec 68 paires de données. Pour rappel, la norme prévoit un minimum de 20% de données supérieur à 17µg/m³ ou bien 32 paires de données.

Les résultats obtenus sur l'ensemble des sites pour la période de trois ans glissants entre 2016 et 2019 présentent une pente, une ordonnée à l'origine et une incertitude élargie de 1,03, 0,17 et 10,9% respectivement. La pente surestime d'environ 0,1 le critère d'acceptation de la norme fixé à 2 fois l'incertitude (ici 0,008) ou à 1,02. Les résultats des régressions pour les niveaux de concentrations, inférieurs et supérieurs à 18 µg/m³, indiquent respectivement des droites « $y = 1,10x - 0,28$ » et « $y = 1,09 - 2,95$ ». Ces valeurs de régression sont assez similaires avec celles de la fraction PM₁₀, mais les valeurs des pentes sont cette fois supérieures aux critères de la norme. Cependant, il faut noter que, contrairement à la fraction PM₁₀, la pente forcée à l'origine, pour les niveaux de concentration élevés, est égale à $y = 1,00x$, avec une incertitude de 12,5%.

En observant les résultats site par site, on observe que la dispersion est meilleure que celle de la fraction PM₁₀.

En considérant l'ensemble des données obtenues par le FIDAS depuis qu'il a intégré les campagnes de mesure, la pente, l'ordonnée à l'origine et l'incertitude élargie sont égales à 1,01, 0,19 et 9,3% respectivement, ce qui est satisfaisant.

Comme pour la fraction PM₁₀, les résultats exprimés par typologie montrent que les résultats sont moins satisfaisants pour les sites de fond ruraux. Cependant, ceux-ci sont

fortement impactés par les résultats du site n°41024, les résultats du site n°21050 sont bien plus satisfaisants.

4.5.3 Conclusion

Les résultats de l'ensemble des campagnes de suivi d'équivalence, réalisé sur les sites de fond (urbain et rural), montrent que l'analyseur automatique FIDAS 200 possède de bonnes performances métrologiques en accord avec la méthode de référence pour les deux fractions PM_{10} et $PM_{2,5}$. Il faut noter cependant que les résultats, notamment pour la fraction PM_{10} , présentent une variabilité assez importante d'un site à l'autre, et plusieurs campagnes de mesure présentent des résultats non satisfaisants. Enfin, la base de données de cet instrument ne respecte pas encore les préconisations de la norme EN NF 16450 en termes de nombre de données il conviendra de l'étoffer.

Les résultats du FIDAS 200 sont satisfaisants au sens de la norme EN NF 16450, considérant, pour chaque fraction, l'intégralité de la base de données. Cependant, ceux-ci sont a priori moins bons lorsque l'on observe les résultats par gamme de concentration ou bien site par site. En effet, notamment en PM_{10} , ces derniers présentent une variabilité des paramètres de régression assez importante. Néanmoins, ces variations ne laissent pas apparaître de tendance systématique excluant l'utilité d'une correction unique, et finalement l'ensemble des résultats montre, en moyenne, des résultats satisfaisants.

Le FIDAS est un instrument récent qui a été autorisé pour la mesure réglementaire en 2017 sur les sites de fond urbain et en 2018 sur les sites de fond ruraux. Son utilisation pour la mesure réglementaire sur les sites de proximité trafic n'est pas autorisée à ce jour puisque certaines mesures sur ce genre de typologie n'ont pas donné satisfaction.

Le FIDAS est un analyseur par diffusion de lumière qui mesure la distribution en taille des particules et qui, à l'aide d'un algorithme, calcule la concentration massique des particules. Par principe, il effectue une hypothèse sur la densité des particules mesurées en fonction de leur taille. Le retour d'expérience effectué depuis plusieurs années montre que sur les sites de fond urbain ces mesures sont globalement équivalentes à la méthode de référence. Cependant, certaines campagnes présentées dans ce rapport ont montré des résultats ponctuels moins satisfaisants. Citons également des résultats peu satisfaisants obtenus sur le site trafic BP_Est d'Airparif (campagne n°10 et 28) ou le site de fond urbain de Bobigny (campagne n°11) (ce dernier n'étant pas présenté dans le bilan réglementaire 2016-2019 de trois ans glissant mais pris en compte dans les bilans précédents). Sur ces sites, une hypothèse pourrait être que les caractéristiques physico-chimiques des PM présentent une distribution de densité différente, mal prise en compte par l'algorithme de conversion. Pour ces raisons, le LCSQA recommande aux AASQA, depuis 2017, de tester les FIDAS avant leur mise en service, en les comparant aux autres analyseurs PM.

Enfin, il conviendra de continuer à enregistrer un maximum de données sur cet instrument pour étoffer la base de données et les retours d'expérience.

En 2020, le FIDAS 200 représentait 8 et 18% des mesures réglementaires en PM_{10} et $PM_{2,5}$. Ces chiffres sont en augmentation car cet instrument présente l'avantage de mesurer simultanément les fractions PM_{10} , $PM_{2,5}$ (mais aussi PM_1 , PM_4 et TSP), et nécessite peu de coût de maintenance et de mise en œuvre.

Tableau 25 : FIDAS 200 PM₁₀ : Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 30µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	ALL	C<30	C ≥ 30	Urbain	Rural	13	15	22	25	29	16+24	17+26	19+27
Référence station						1012	15043	10016	14012	21050	8016	41024	31002
Ville						Metz	Grenoble	Calais	Reims	La Coulonche	Montpellier	Venaco	Talence
Station						Borny	Les frères	Berthelot	Jean d'Aulan	La Coulonche	Près d'Arènes	Venaco	Talence
Typologie						Urbain	Urbain	Urbain	Urbain	Rural	urbain	Rural	urbain
Résultats sur les données brutes													
Paires de données	731	694	37	421	310	62	54	52	79	160	62	150	112
Moyenne de l'AMS	13,9	12,7	36,5	15,6	11,5	13,2	14,0	16,4	18,5	12,7	14,7	10,3	15,8
Moyenne de la MR	14,1	12,8	38,9	16,4	11,1	13,5	15,1	18,8	18,3	12,8	14,9	9,3	16,8
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m ³ (PM10)	37	0	37	30	7	2	5	4	9	7	3	0	7
Nombre de valeur de la MR > 28 µg/m ³ (PM10)	46												
Pourcentage de valeur > 28 µg/m ³ (PM10)	6%												
Nombre de valeur de la MR > 50 µg/m ³ (PM10)	3	0	3	3	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Paires de données au printemps	242	220	22	167	75	29	37	0	39	37	36	38	26
Paires de données en été	163	162	1	101	62	33	0	0	8	29	20	33	40
Paires de données en automne	173	169	4	76	97	0	0	39	7	51	6	46	24
Paires de données en hivers	153	143	10	77	76	0	17	13	25	43	0	33	22
Régression linéaire sur les données brutes													
Pente b	1,001	1,076	1,086	0,975	1,128	1,11	1,12	0,93	1,05	1,03	0,86	1,43	0,84
Incertitude de la pente ub	0,011	0,015	0,100	0,015	0,018	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,04	0,03	0,03
Ordonnée à l'origine a	-0,29	-1,13	-5,77	-0,35	-1,05	-1,79	-2,86	-1,02	-0,82	-0,51	1,82	-3,00	1,66
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,18	0,21	3,96	0,27	0,24	0,64	0,47	0,66	0,46	0,25	0,63	0,33	0,63
Corrélation R ²	0,91	0,87	0,70	0,91	0,92	0,91	0,97	0,94	0,97	0,96	0,89	0,93	0,83
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	0,99	1,00	0,94	0,96	1,06	1,00	0,98	0,89	1,02	1,00	0,96	1,18	0,92
Incertitude de la pente avec l'ordonnée à l'origine forcée par 0	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	-0,23	2,66	-1,48	-1,59	5,37	3,72	2,92	-4,50	1,78	0,74	-5,02	18,42	-6,37
Incertitude relative élargie (k=2)	10,0%	14,1%	21,0%	12,2%	23,0%	16,8%	13,4%	19,9%	10,4%	6,4%	22,3%	74,0%	28,0%
Régression linéaire après application d'une fonction de correction													
Fonction de correction appliquée	0,999y + 0,293												
Nombre de valeur de la MR > 28 µg/m ³	41	9	32	30	11	3	6	5	8	8	4	3	4
Nombre de valeur de la MR > 50 µg/m ³	5	0	5	5	0	0	1	1	3	0	0	0	0
Régression linéaire sur les données calibrées													
Pente b	1,00	1,07	1,08	0,97	1,13	1,11	1,11	0,93	1,05	1,02	0,86	1,43	0,84
Incertitude de la pente ub	0,01	0,01	0,10	0,01	0,02	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,04	0,03	0,03
Ordonnée à l'origine a	0,00	-0,84	-5,46	-0,06	-0,75	-1,49	-2,56	-0,72	-0,52	-0,21	2,11	-2,71	1,96
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,18	0,21	3,96	0,27	0,24	0,64	0,47	0,66	0,46	0,24	0,63	0,33	0,62
Corrélation R ²	0,91	0,87	0,70	0,91	0,92	0,91	0,97	0,94	0,97	0,96	0,89	0,93	0,83
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m ³)	0,00	2,88	-1,25	-1,36	5,59	3,94	3,14	-4,27	2,00	0,97	-4,79	18,62	-6,14
Incertitude relative élargie (k=2)	10,2%	14,9%	20,8%	12,0%	23,9%	17,8%	14,4%	19,2%	11,3%	7,3%	21,6%	74,9%	27,2%

Tableau 26 : FIDAS 200 PM_{2,5} : Comparaison à la méthode de référence selon la NF EN 16450 pour la période de 3 ans entre 2016 et 2019. Les résultats sont rendus pour toutes les données, les données supérieures et inférieures à 18µg/m³, les typologies de site et pour chaque site de mesure.

Campagne	ALL	C<18	C≥ 18	Urbain	Rural	13	15	22	25	29	16+24	17+26	19+27
Référence station						1012	15043	10016	14012	21050	8016	41024	31002
Ville						Metz	Grenoble	Calais	Reims	La Coulonche	Montpellier	Venaco	Talence
Station						Borny	Les frênes	Berthelot	Jean d'Aulan	La Coulonche	Près d'Arènes	Venaco	Talence
Typologie						Urbain	Urbain	Urbain	Urbain	Rural	Urbain	Rural	Urbain
Résultats sur les données brutes													
Paires de données	742	698	44	446	296	58	61	44	87	125	70	171	126
Moyenne de l'AMS	8,7	7,4	28,5	9,8	7,0	6,5	16,6	8,1	11,8	8,3	6,6	6,2	8,9
Moyenne de la MR	8,3	7,0	28,8	9,6	6,3	6,4	17,4	7,4	11,1	7,0	7,2	5,8	8,4
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m3 (PM2,5)	64	20	44	55	9	0	26	3	15	7	1	2	10
Nombre de valeur de la MR > 17 µg/m3 (PM2,5)	68												
Pourcentage de valeur > 17 µg/m3 (PM2,5)	9%	3%	100%	12%	3%	0%	43%	7%	17%	6%	1%	1%	8%
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m3 (PM2,5)	13	0	13	13	0	0	6	0	5	0	0	0	2
Paires de données au printemps	242	227	15	169	73	21	35	0	45	37	29	36	39
Paires de données en été	203	203	0	130	73	37	0	11	15	36	23	37	44
Paires de données en automne	150	148	2	73	77	0	0	29	13	26	18	51	13
Paires de données en hivers	147	120	27	74	73	0	26	4	14	26	0	47	30
Régression linéaire sur les données brutes													
Pente b	1,027	1,103	1,093	1,021	1,105	1,08	1,08	0,99	1,08	1,03	1,02	1,16	0,92
Incertitude de la pente ub	0,008	0,012	0,041	0,009	0,015	0,07	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
Ordonnée à l'origine a	0,17	-0,28	-2,95	-0,04	0,09	-0,34	-2,28	0,75	-0,16	0,99	-0,79	-0,53	1,18
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,08	0,10	1,23	0,12	0,12	0,45	0,43	0,28	0,28	0,15	0,23	0,16	0,18
Corrélation R ²	0,96	0,92	0,94	0,96	0,94	0,78	0,98	0,96	0,97	0,97	0,95	0,93	0,96
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1,04	1,07	1,00	1,02	1,11	1,03	0,99	1,07	1,07	1,13	0,94	1,10	1,02
Incertitude de la pente avec l'ordonnée à l'origine forcée par 0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m3)	0,98	2,81	-0,17	0,60	3,23	1,91	0,19	0,54	2,26	2,01	-0,12	4,28	-1,18
Incertitude relative élargie (k=2)	10,9%	20,5%	12,5%	10,1%	22,6%	14,5%	11,3%	6,2%	18,0%	14,3%	5,1%	29,4%	10,3%
Régression linéaire après application d'une fonction de correction													
Fonction de correction appliquée	0,974y - 0,168												
Nombre de valeur de la MR > 18 µg/m3	62	23	39	52	10	0	24	3	16	8	1	2	8
Nombre de valeur de la MR > 30 µg/m3	13	1	12	13	0	0	6	0	6	0	0	0	1
Régression linéaire sur les données calibrées													
Pente b	1,00	1,07	1,06	0,99	1,07	1,06	1,05	0,97	1,05	1,01	0,99	1,13	0,90
Incertitude de la pente ub	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,07	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
Ordonnée à l'origine a	0,00	-0,44	-3,02	-0,20	-0,08	-0,52	-2,38	0,57	-0,32	0,80	-0,93	-0,68	0,99
Incertitude de l'ordonnée à l'origine ua	0,08	0,10	1,19	0,11	0,12	0,45	0,42	0,27	0,27	0,15	0,23	0,16	0,18
Corrélation R ²	0,96	0,92	0,94	0,96	0,94	0,78	0,98	0,96	0,97	0,97	0,95	0,93	0,96
Biais au niveau de la valeur limite (µg/m3)	-0,01	1,75	-1,13	-0,38	2,17	1,30	-0,77	-0,44	1,24	0,99	-1,09	3,19	-2,11
Incertitude relative élargie (k=2)	8,6%	14,3%	14,3%	9,5%	15,9%	11,1%	12,2%	5,8%	12,7%	8,3%	8,9%	22,3%	15,6%

5. CONCLUSION

Ce rapport présente les résultats du suivi en continu de l'adéquation des systèmes de mesure automatisé (AMS) conformes pour la mesure des PM en France avec la méthode de référence. Cette action, répond aux exigences de l'arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air, et a été effectuée en accord avec les exigences de la norme NF EN 16450 encadrant l'utilisation des AMS PM. Elle consiste en particulier à comparer, en continu et in situ, les AMS PM avec la méthode de référence. La norme prévoit notamment que les résultats de ces comparaisons, réalisées chaque année à partir des trois dernières années de mesure, puissent permettre de déterminer s'il est utile ou non d'appliquer une fonction de correction sur les mesures des AMS PM.

Les résultats présentés dans ce rapport sont issus de l'analyse de données obtenues sur la période de trois ans entre 2016 et 2019, à partir d'une douzaine de sites représentatifs de l'ensemble des conditions de mesures du dispositif national (typologie, climat, saison, source de particules), comme préconisé par la norme NF EN 16450 et en respect avec la note du LCSQA spécifiant la méthodologie adoptée par la France pour l'application de cette norme à l'échelle nationale.³ Il s'agit du premier bilan de trois ans répondant aux exigences de la norme NF EN 16450 en termes de nombre et de répartition des données. Il a été comparé et mis en perspective avec les deux bilans indicatifs de trois ans réalisés sur les périodes 2013-2016 et 2015-2017, ainsi qu'avec un bilan global regroupant l'ensemble des données acquises depuis 2013.

La prise en compte de l'ensemble de ces bilans est un point important qui doit permettre d'évaluer la pertinence de la méthodologie, les performances des analyseurs et l'applicabilité ou non d'une correction des mesures. L'analyse des résultats obtenus depuis 2013 met en évidence l'importance du respect des exigences de la norme en termes de nombre et de répartition des données. En effet, les critères de la norme validant les comparaisons des analyseurs automatiques à la méthode de référence sont sévères et il est nécessaire d'utiliser un grand nombre de données afin que le bilan final soit représentatif de la tendance d'un instrument, en lissant la variabilité des résultats d'un site à l'autre ou bien d'un résultat atypique issus d'un site en particulier. Il a été constaté par exemple que les niveaux de concentrations les plus élevées ont un poids statistique très fort dans les résultats des régressions, il est donc préférable que ceux-ci proviennent de différentes campagnes de mesure. Il a pu être constaté également qu'un instrument peut montrer un mauvais comportement de manière ponctuelle et pour des raisons indéterminées. Or, ce type d'occurrence ne peut pas à lui seul impacter la performance moyenne d'un type d'analyseur et doit plutôt amener à réfléchir à la raison d'un tel comportement (localisation, source de polluant, configuration technique, contrôle QA/QC). Pour ces raisons, les conclusions de ce rapport portent également sur l'analyse de l'ensemble des mesures réalisés depuis 2013, beaucoup moins sensible aux variabilités des résultats entre les campagnes.

Il est également important de considérer le comportement des instruments sur chaque site de mesure, comme préconisé par la norme. En effet, les instruments montrant de faibles variations des mesures d'un site à l'autre peuvent afficher, dans le résultat final, les mêmes pentes et ordonnées à l'origine qu'un instrument possédant une variabilité plus grande, tout en faisant l'objet de critères d'acceptation plus sévères.

Tableau 27 : Synthèse des résultats du suivi en continu de l'adéquation des AMS PM en France métropolitaine sur la période 2016-2019 et depuis 2013.

AMS PM			2016	2013	Conclusion
Régression $y=ax+b$ Incertitude (k=2)			- 2019	- 2019	
TEOM FDMS 8500 v b&c	PM ₁₀	a	0,98	0,99	L'incertitude est proche de celle de la méthode de référence en PM ₁₀ . La variabilité des résultats entre les campagnes est faible. Présence d'un léger offset probablement lié à un dysfonctionnement récurrent du sécheur → amélioration des QA/QC. En PM _{2,5} : l'application d'une fonction de correction n'améliore pas sensiblement l'incertitude élargie et dégrade les niveaux de concentration élevés.
		b	1,52	0,92	
		σ	8%	9%	
	PM _{2,5}	a	0,99	0,98	
		b	1,33	1,54	
		σ	14,3%	14,7%	
TEOM FDMS 1405-f	PM ₁₀	a	0,97	0,99	PM ₁₀ & PM _{2,5} : l'incertitude est proche de celle de la méthode de référence. La variabilité des résultats entre les campagnes est faible.
		b	0,77	0,78	
		σ	7,6%	8,5%	
	PM _{2,5}	a	0,99	0,98	
		b	0,87	0,96	
		σ	10,0%	10,7%	
MP101M	PM ₁₀	a	0,94	0,98	L'incertitude de mesures des niveaux de concentrations >30 µg/m ³ augmente et plusieurs sites ont montré des biais de mesures important. Vigilance sur la définition et la mise en œuvre des règles QA/QC ? <i>Sous-estimation des niveaux de concentration >18µg/m³ malgré de bons résultats pour les niveaux de concentration <18µg/m³.</i> L'application d'une fonction de correction dégrade les résultats des niveaux de concentration < 18µg/m ³ Seulement 12 stations concernées. Il est préférable de changer de méthode pour la surveillance de cette fraction. Vigilance sur la définition et le respect des règles QA/QC.
		b	0,38	0,92	
		σ	14,9%	12,6%	
	PM _{2,5}	a	0,86	0,89	
		b	0,74	0,38	
		σ	26,3%	23,3%	
BAM 1020	PM ₁₀	a	1,03	1,03	En PM ₁₀ : 2 campagnes ont montré de fortes surestimations. Après suppression de ces deux campagnes, l'ensemble des résultats est très satisfaisant: a=0,99 et σ= 8 %. → Vigilance sur la définition et la mise en œuvre des règles QA/QC pour ces 2 sites ? En PM ₁₀ et PM _{2,5} : les résultats sont meilleurs pour les niveaux de concentrations élevées (i.e.> 30 et 18 µg/m ³). En PM _{2,5} : les résultats des différents bilans sont variables mais le bilan 2013-2019 est très bon avec une incertitude proche de celle de la méthode de référence.
		b	0,33	0,21	
		σ	12,2%	12,8%	
	PM _{2,5}	a	0,95	0,99	
		b	0,32	0,19	
		σ	13,0%	11,6%	
FIDAS 200	PM ₁₀	a	1,00	0,98	Les résultats globaux sont satisfaisants avec des incertitudes très basses, proche de celles de la méthode de référence, malgré une variabilité importante entre les campagnes et la présence de fort biais sur certaines d'entre elles en PM ₁₀ . La base de données est encore faible : besoin de l'implémenter.
		b	-0,29	-0,34	
		σ	10,0%	11,8%	
	PM _{2,5}	a	1,03	1,01	
		b	0,17	0,19	
		σ	10,9%	9,3%	

Le tableau 27 présente les résultats obtenus pour chaque analyseur automatique et chaque fraction de taille, pour la période de trois ans entre 2016 et 2019 et pour l'ensemble des campagnes réalisées depuis 2013.

Le MP101M a montré, sur l'ensemble des campagnes depuis 2013, des résultats non satisfaisants pour la fraction $PM_{2,5}$ avec une pente inférieure à 0,9 et une incertitude proche de 25%. La sous-estimation concerne uniquement les niveaux de concentration élevés ($>18 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et l'application d'une fonction de correction ne permet pas d'améliorer les résultats de cet instrument sur toute la gamme de mesure. Le nombre de ces instruments opérant pour la surveillance des $PM_{2,5}$ est faible (i.e. 12) et il a été montré que la tendance de cet instrument à sous-estimer les concentrations supérieures à $18\mu\text{g}/\text{m}^3$ (avec un biais évalué entre 3 et $4 \mu\text{g}$ à la valeur limite) n'a pas altéré significativement l'évaluation de la moyenne annuelle, ni masqué des dépassements de la valeur limite. L'utilisation du MP101M pour la mesure des $PM_{2,5}$ devra être discutée au sein du dispositif national de surveillance. En PM_{10} , les résultats du MP sont variables d'un bilan à l'autre mais la prise en compte de l'ensemble des données depuis 2013 montre des résultats satisfaisants. L'évaluation en continu de l'adéquation à la méthode de référence du nouveau modèle commercialisé (MP101M QAL1) est en cours.

Le TEOM FDMS 8500 a montré une légère tendance à surestimer les concentrations basses à travers la présence d'un léger « offset » récurrent sur de nombreuses campagnes. Cet offset est attribué à une fragilité du sécheur qui tend à provoquer une surestimation de la fraction volatile. Ce problème affecte peu la mesure des niveaux de concentration élevés et pour cette raison est surtout visible sur la fraction $PM_{2,5}$. Il peut être réglé en effectuant une purge plus régulière du sécheur. Cette observation a conduit à une mise à jour des règles QA/QC dans le guide pour le contrôle des paramètres critiques des analyseurs automatiques de PM publié en 2020 ¹². Malgré ce point, ces instruments sont performants, possèdent une incertitude élargie très basse pour la fraction PM_{10} égale à 8% et une faible variabilité des mesures d'un site à l'autre.

Le FDMS 1405-F est l'instrument qui a montré les meilleures performances sur l'ensemble des campagnes de mesure depuis 2013 avec une variation très faible des résultats entre les campagnes et des incertitudes de mesure très basses.

Le BAM 1020 montre de très bonnes performances sur la plupart des campagnes de mesure depuis 2013. Cependant, il a été démontré que deux campagnes non satisfaisantes ont pu impacter les bilans de trois ans glissants. Les raisons de ces biais restent à élucider. Il conviendra peut-être d'être vigilant sur la définition et l'application des consignes QA/QC de ces instruments. En $PM_{2,5}$, les résultats des trois bilans successifs sont variables dans le temps mais le bilan 2013-2019 est extrêmement satisfaisant.

Le FIDAS 200 montre également de très bons résultats en moyenne sur l'ensemble des campagnes. Cependant, il faut noter une assez grande variabilité des résultats d'une campagne à une autre et des résultats moins satisfaisants également pour les niveaux de concentration élevés. La base de données de cet instrument est beaucoup moins conséquente que celle des autres instruments, il conviendra de l'étoffer lors des prochaines campagnes de mesure.

En conclusion, la réalisation des campagnes d'adéquation à la méthode de référence selon la NF 16450 est un outil puissant pour évaluer et suivre les performances des AMS PM en prenant en compte toutes les conditions de fonctionnement rencontrées sur le territoire national. Elles permettent d'identifier les différents problèmes que peuvent rencontrer les instruments, cela étant utile pour l'amélioration des protocoles QA/QC. Certains problèmes rencontrés doivent encore faire l'objet d'explications. Il serait notamment intéressant d'effectuer une analyse supplémentaire du comportement des analyseurs en fonction des saisons et des conditions climatiques. Elles permettent enfin d'évaluer de manière très robuste les nouveaux types d'analyseur qui font l'objet de demande de conformité pour la mesure réglementaire.

Cependant, l'analyse des résultats montre que les critères de validité amenant à une correction, notamment sur la pente, sont assez sévères et très sensibles à la variabilité des résultats d'un site à l'autre. En effet, un très grand nombre de donnée est nécessaire pour qu'une tendance fine de l'instrument se dessine. Etant donné la variabilité entre les sites, le retour d'expérience montre qu'une fonction de correction de quelques % sur la pente ou sur l'ordonnée à l'origine, ne pourrait pas s'appliquer efficacement sur l'ensemble des sites de mesure, car les écarts d'un site à l'autre sont plus importants que cela. Elle pourrait se justifier dans le cas d'un écart systématique et probablement bien plus grand.

La plupart des analyseurs en France métropolitaine sont en adéquation avec la méthode de référence et aucune correction des données n'est préconisée sur les analyseurs PM même pour ceux qui ont montré des écarts aux critères de la norme. D'une part, aucune correction n'a été efficace, par ailleurs, dans les cas concernés, il semble préférable, soit de travailler à l'amélioration des pratiques qualité, de modifier le statut de la méthode (« méthode indicative » ou « mesure fixe ») ou encore les objectifs de mesure de l'AMS concerné.



direction et secrétariat du LCSQA

INERIS - parc technologique Alata - BP 2 - F60550 Verneuil-en-Halatte
tél. 03 44 55 69 16 - www.lcsqa.org