

EVOLUTION SUR LE LONG TERME DES CONCENTRATIONS MASSIQUES EN $PM_{2,5}$ ET PM_{10}

1. Les particules en suspension en zone rurale de fond

Les **concentrations massiques des particules** (PM) en suspension dans l'atmosphère de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 et 10 μm ($PM_{2,5}$ et PM_{10} , respectivement) sont mesurées au sein de l'observatoire MERA au moyen d'**analyseurs automatiques équivalents** à la **méthode de mesure de référence** (cf. [programme de mesure MERA](#)) **depuis 2009 à trois stations** (Revin, la Tardière et Peyrusse Vieille). Des mesures antérieures ont été réalisées au moyen d'analyseurs TEOM non équipés de modules FDMS, ne permettant donc pas de mesurer la fraction volatile des PM, c'est pourquoi ces mesures ne sont pas considérées dans cette étude. Le dispositif de mesure des PM de l'observatoire a été développé au fil des années et il comporte en 2018 **10 stations équipées** pour la mesure automatique de la concentration massique en $PM_{2,5}$ et/ou PM_{10} .

La Figure 1 présente les niveaux de concentrations qui ont été observés en moyenne à ces stations sur leur période de mesure respective. Seules les concentrations pluriannuelles en PM des stations dont leurs mesures ont été représentatives des périodes couvertes (cf. Aparté n°1) sont indiquées en Figure 1.

Les **concentrations en PM les plus élevées** ont été enregistrées aux stations de **Revin** et de **la Tardière** (concentrations en $PM_{2,5}$ en moyenne de 11,3 et 11,1 $\mu g.m^{-3}$, respectivement – concentrations en PM_{10} de 17,2 et 16,6 $\mu g.m^{-3}$, respectivement). Les concentrations en $PM_{2,5}$ des autres stations sont inférieures à 10 $\mu g.m^{-3}$ et celles en PM_{10} à 16 $\mu g.m^{-3}$.

APARTÉ N°1 : Précisions sur les calculs des moyennes temporelles des concentrations en PM

Les **moyennes temporelles** (horaires, journalières, mensuelles, saisonnières, annuelles et multi-annuelles) des mesures automatiques des PM ont été calculées suivant les recommandations du LCSQA présentes dans le **guide méthodologique** pour le calcul des statistiques relatives à la qualité de l'air [1] (cf. Section 8).

Ces statistiques sont calculées à partir de **données primaires**, qui correspondent aux **données horaires** pour les moyennes temporelles des concentrations massiques en $PM_{2,5}$ et PM_{10} et aux **données journalières** pour les parts moyennes des $PM_{2,5}$ dans les PM_{10} . Le guide LCSQA [1] précise également des **critères de validité** associés à chaque statistique, qui correspondent à des pourcentages minimaux de données valides à atteindre (i.e. couverture des données minimale) pour que les moyennes soient considérées comme valides et d'assurer leurs **représentativités temporelles** sur la période considérée.

Dans le cas de mesures automatiques des PM, ces critères de validité sont :

- au moins 75% de données quart-horaires valides sur l'heure pour les concentrations horaires,
- au moins 75% de données horaires valides sur le jour pour les concentrations journalières,
- au moins 85% de données primaires valides sur la période pour les concentrations mensuelles, saisonnières et annuelles,
- au moins 75% de données primaires valides sur la période pour les concentrations multi-annuelles.

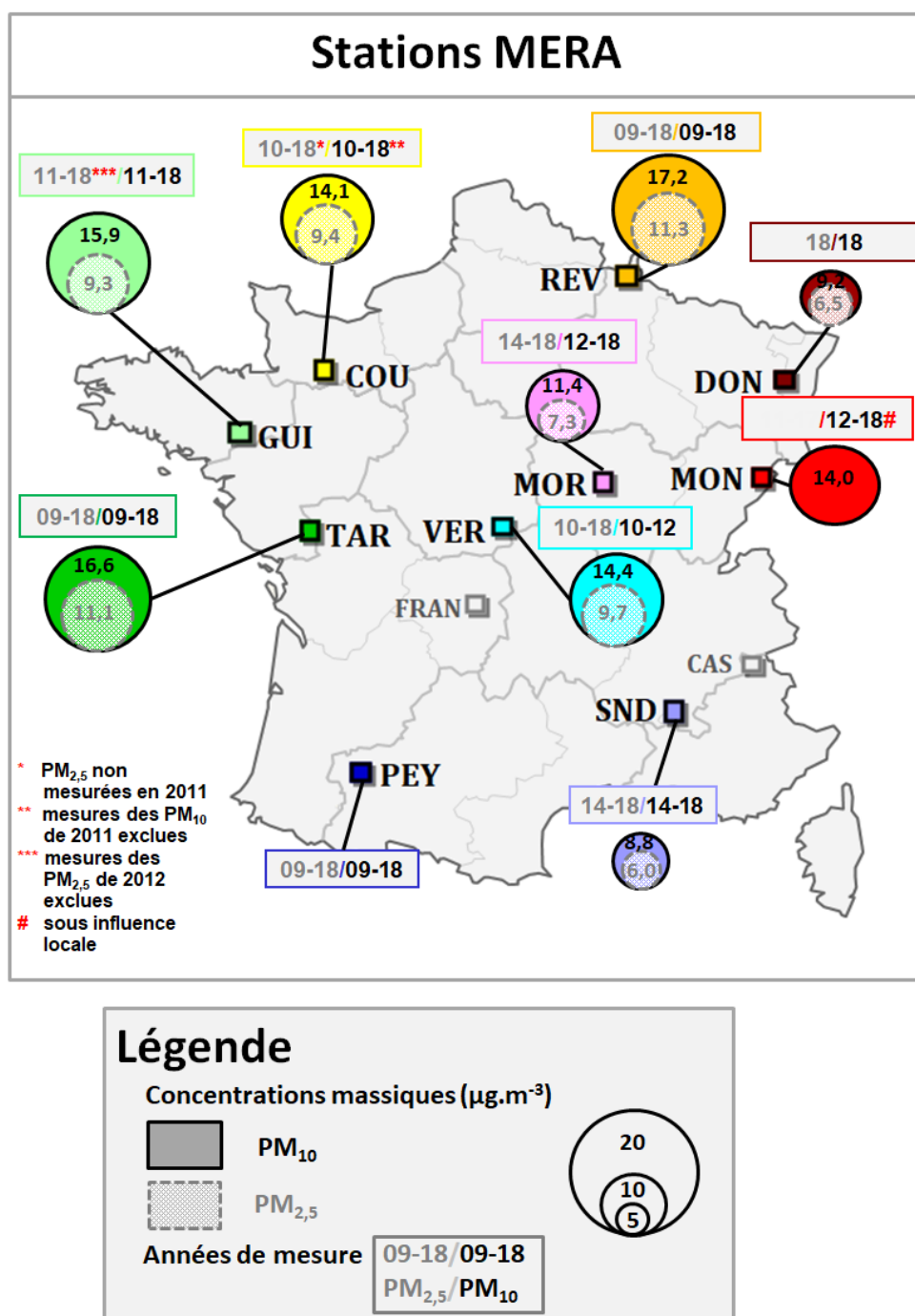


Figure 1 : Concentrations massiques moyennes en $PM_{2,5}$ et PM_{10} mesurées aux stations MERA.

Note : seules les moyennes multi-annuelles représentatives sont indiquées (cf. Aparté n°1)

Il est à noter que l'étude de la **variabilité spatiale** des concentrations en PM en zones rurales de fond ne peut être réalisée au regard de la Figure 1. Du fait de la mise en place des dispositifs de mesure des PM sur plusieurs années aux stations MERA, la comparaison des variabilités observées à ces stations nécessite d'être regardée par période de temps. En conséquence, elle sera étudiée ultérieurement au sein de cette fiche en Section 5.

2. Profils horaires des PM

La Figure 2 indique les **profils horaires** des concentrations en PM observées aux stations MERA. Il s'agit des **concentrations horaires moyennes** déterminées aux différentes heures de la journée. Les **PM** de chaque station montrent la **même variabilité horaire** et leurs profils horaires sont **reproductibles** d'une année à l'autre (cf. Annexe 1), pouvant suggérer une certaine stabilité de la représentativité des stations. En outre, il apparaît des **formes d'oscillation similaires** entre les stations. Ces oscillations sont d'**assez faible amplitude** et sont assez **typiques d'observations sur des sites ruraux de fond**. Ces variations en zones éloignées de sources de particules sont principalement gouvernées par la **dynamique atmosphérique**. Les amplitudes des variations horaires des concentrations en $PM_{2,5}$ sont globalement du même ordre de grandeur que celles des PM_{10} , ce qui peut également suggérer que les variations des concentrations en PM_{10} peuvent être en grande partie induites par leur fraction fine (les $PM_{2,5}$). En outre, il faut toutefois noter une **dynamique légèrement plus marquée** pour les concentrations en PM des sites de **la Tardière, Guipry et Verneuil** qui semblent montrer une **influence locale** non négligeable.

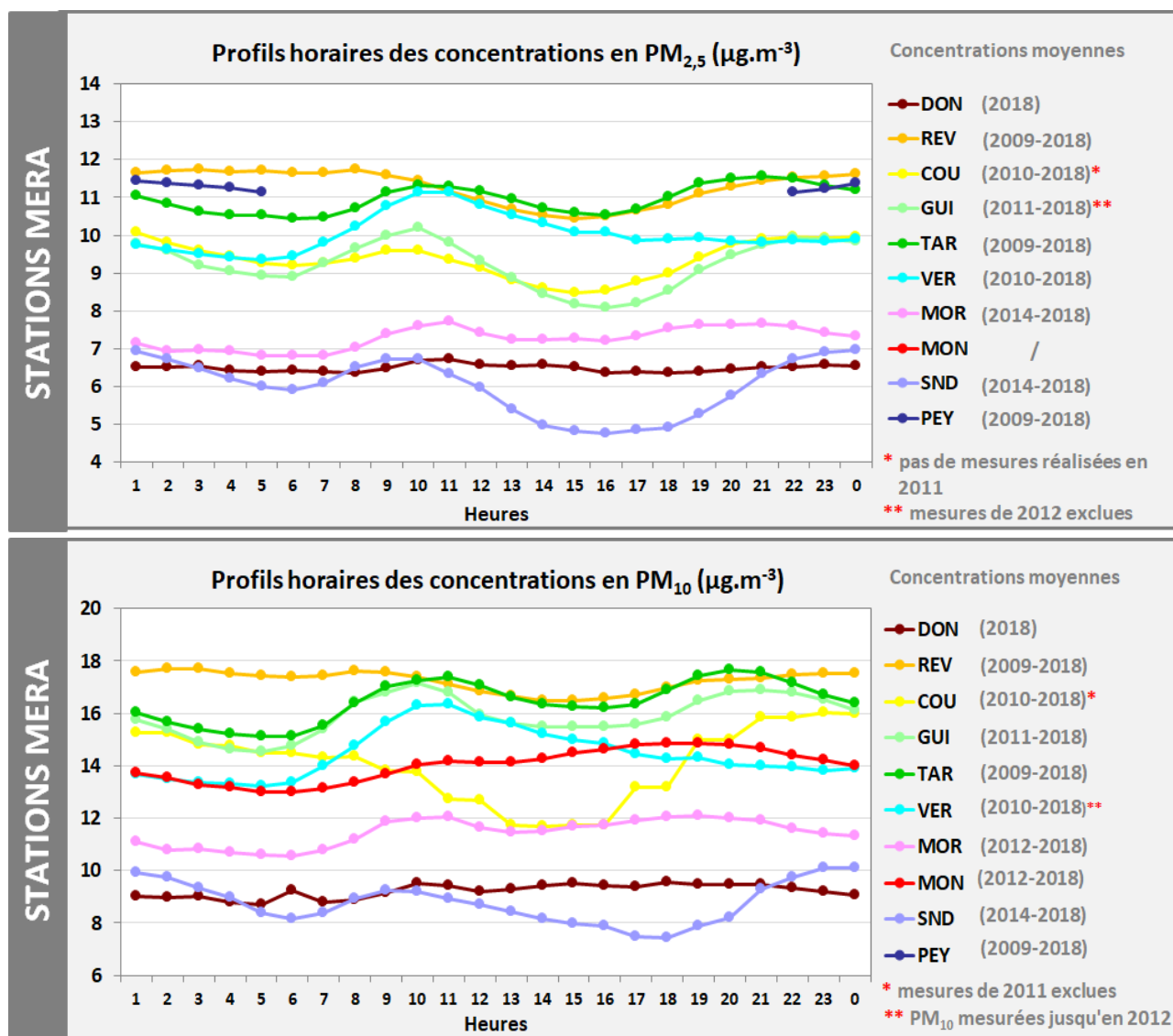


Figure 2 : Profils horaires des concentrations massiques en $PM_{2,5}$ et PM_{10} mesurées aux stations MERA.

Note : seules les moyennes multi-annuelles représentatives sont indiquées (cf. Aparté n°1)

3. Variations mensuelles des PM

La Figure 3 compare les **variations mensuelles** des **concentrations massiques en PM représentatives** (cf. Aparté n°1) mesurées aux stations MERA. En complément, la Figure 4 présente les **parts moyennes mensuelles des PM_{2,5} dans les PM₁₀**. Globalement, les **variations mensuelles** des concentrations en **PM** mesurées à ces stations sont relativement **similaires entre elles** (hormis celles observées à Donon du fait de la spécificité de l'année 2018 – cf. Annexe 2). Ces variations sont étudiées dans la suite de cette section en 3 temps (janvier-mai, juin-août et septembre-décembre).

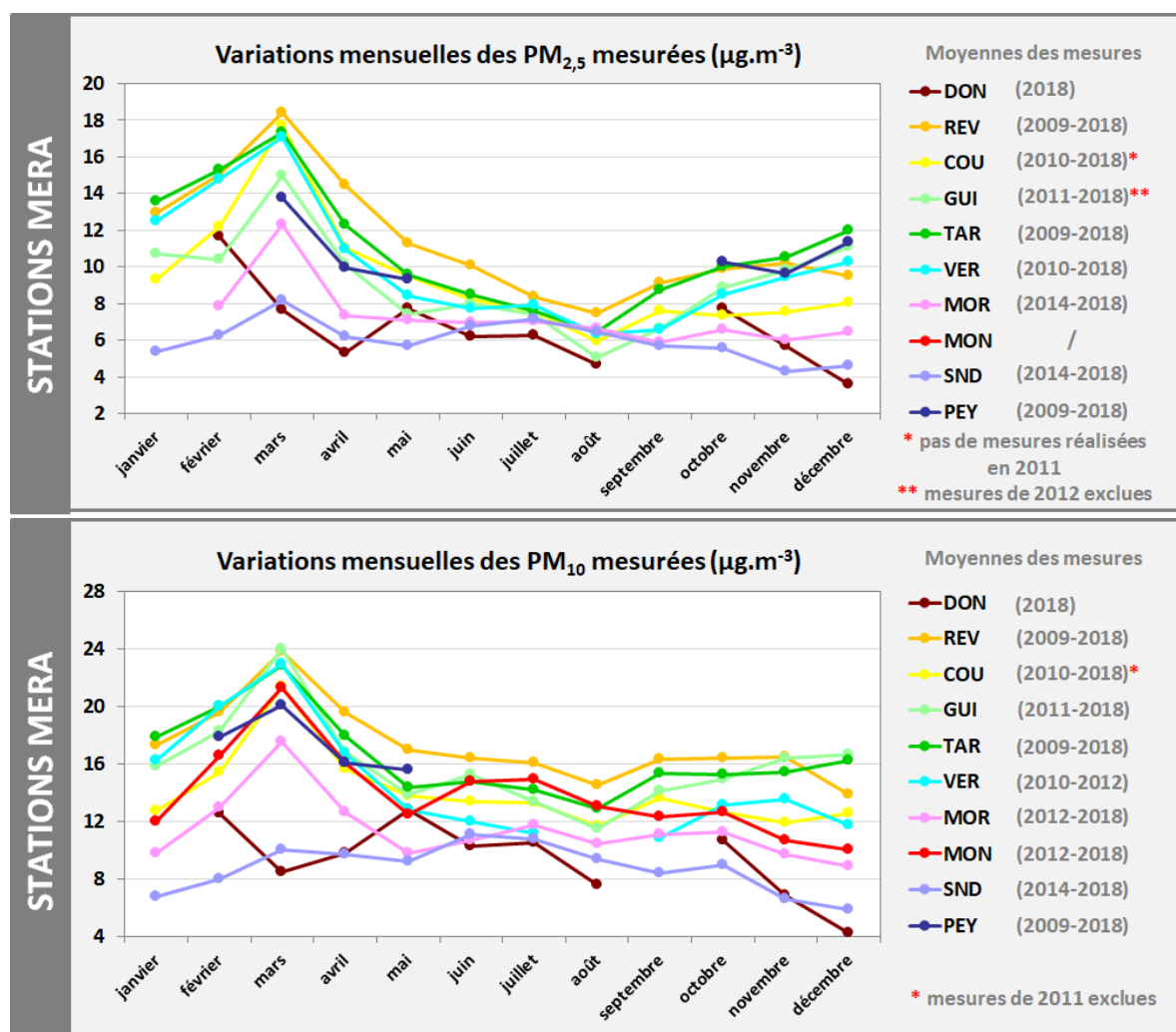


Figure 3 : Variations mensuelles des concentrations massiques en PM_{2,5} et PM₁₀ mesurées aux stations MERA (cf. Aparté n°1).

Pour commencer, les **concentrations en PM** ont **augmenté** en **hiver** (janvier-février) et au **début du printemps** (mars) où elles ont été **maximales**, puis elles ont **diminué** en **avril et mai**. Quant aux **fractions grossières des PM₁₀** (les **PM_{10-2,5}**) mesurées aux stations, elles ont montré **peu de variabilité** sur cette période, hormis aux stations de l'est (Donon et Montandon) et du sud-est (Saint-Nazaire-le-Désert) de la France où leurs concentrations ont légèrement augmenté en avril et mai (de 1,8 à 4,2 µg.m⁻³). Les **parts des PM_{2,5} dans les PM₁₀** entre janvier et mars (50-90%) ont été les **plus élevées de l'année**, puis elles ont diminué en avril et mai. L'augmentation significative des concentrations en PM_{2,5} peut être reliée à l'usage accru de la **combustion de biomasse pour le chauffage résidentiel** en hiver et à l'**augmentation des concentrations en aérosols inorganiques secondaires** en fin hiver/début printemps (cf. fiche MERA : [Evolution sur le long terme de la composition chimique des PM_{2,5}](#)). En outre, un **gradient spatial nord-sud** est à noter sur cette période : les concentrations en PM sont **plus élevées aux stations**

situées au **nord** (Revin), à l'**ouest** (la Coulonche, Guipry et la Tardière) et au **centre de la France** (Morvan et Verneuil) et l'amplitude de leurs variations est également plus importante. Ces niveaux de concentrations ont pu être induits par une influence plus significative à ces stations du **transport de pollutions aux particules** par des **masses d'air** provenant du **nord** et du **nord-est de l'Europe** et aux **conditions météorologiques** (baisses des températures plus marquées dans le nord de la France par rapport au sud) pouvant influencer l'intensité des sources en PM.

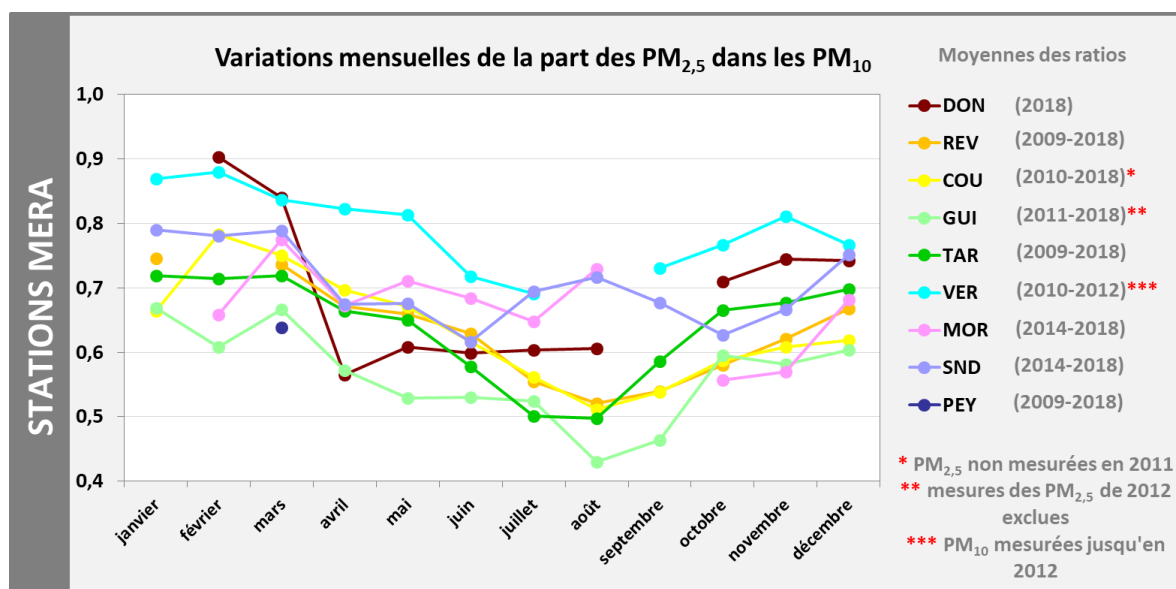


Figure 4 : Variations mensuelles de la part des PM_{2,5} dans les PM₁₀ mesurées aux stations MERA (cf. Aparté n°1).

En **été** (juin à août), les concentrations en PM ont été globalement **faibles** et ont montré **peu de variabilité**. Les **parts des PM_{2,5} dans les PM₁₀** ont globalement été **stables** ou ont légèrement **diminué**. Toutefois, elles ont **augmenté** à la station de **Saint-Nazaire-le-Désert**, du fait d'une hausse plus significative des concentrations en PM_{2,5} en comparaison avec celles en PM_{10-2,5}. Cette hausse des PM_{2,5} peut résulter de la **formation d'aérosols secondaires** (organiques et sulfatés - cf. fiche MERA : [Evolution sur le long terme de la composition chimique des PM_{2,5}](#)), favorisée notamment dans le sud de la France du fait des températures estivales plus élevées. En outre, les concentrations en **PM₁₀** ont **augmenté** en été dans le **centre** et l'**est** de la France (Morvan et Montandon), ce qui peut être en lien avec la variabilité des concentrations en **poussières minérales** qui peuvent être plus **élevées** en cette saison, notamment dans l'**est** et le **sud-est** de la France (cf. fiche MERA : [Evolution sur le long terme de la composition chimique des PM_{2,5}](#)).

En **automne** (septembre-novembre) et en **début d'hiver** (décembre), les concentrations en **PM_{2,5}** ont de nouveau **augmenté** dans le **nord** et l'**ouest de la France** ainsi qu'à la station de **Verneuil** tandis que les concentrations en **PM_{2,5}** de la station du **Morvan** ont été **stables** et celles du **sud-est** et de l'**est** de la France ont **diminué**. Ce **gradient spatial nord/ouest-sud/est** des concentrations en PM_{2,5} peut témoigner des baisses de température en ces saisons plus marquées dans le nord de la France, pouvant induire un usage accru du chauffage résidentiel et donc une augmentation des concentrations en PM_{2,5}. Les concentrations en **PM_{10-2,5}** mesurées aux stations MERA ont montré peu de variabilité sur cette période ou ont légèrement augmenté (sur la façade est de la France) d'où l'augmentation globale des **parts des PM_{2,5} dans les PM₁₀** mesurées aux stations.

4. Variations sur le long terme des PM

Les Figures 5 et 6 comparent les **variations annuelles** des **concentrations massiques** en PM **représentatives** (cf. Aparté n°1) qui ont été mesurées aux stations MERA afin d'étudier les **variations sur le long terme** des niveaux de concentrations en PM en **zones rurales de fond**. En complément, les **tendances annuelles** des concentrations massiques en PM des stations disposant d'au moins 6 années d'observation et une représentativité d'au moins 75 % de la période couverte par leurs mesures ont été évaluées suivant les **tests non-paramétriques** de **Mann-Kendall** et de **Sen-Theil** (cf. note méthodologique MERA [2]). Les tendances identifiées par ces tests seront consolidées par la suite, dès l'obtention de bases de données d'au moins 10 années de mesure.

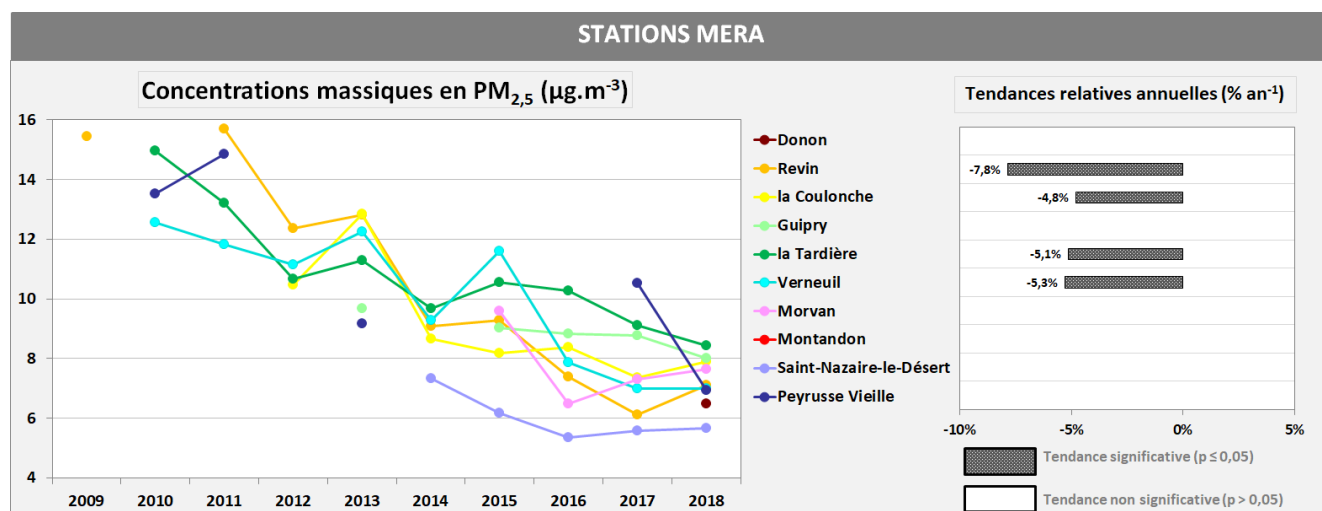


Figure 5 : Variations annuelles des concentrations massiques en PM_{2,5} mesurées aux stations MERA (à gauche - cf. Aparté n°1) et tendances relatives annuelles (à droite - cf. note méthodologique [2]).

Globalement, les concentrations annuelles en PM_{2,5} mesurées aux 10 stations sont du **même ordre de grandeur** (amplitude entre les concentrations annuelles des stations en moyenne de 3,6 µg.m⁻³ et jusqu'à 5,4 µg.m⁻³), même si de plus faibles concentrations ont été mesurées chaque année à Saint-Nazaire-le-Désert. Ces concentrations ont **diminué** depuis 2009 pour toutes les stations de l'observatoire MERA. Cette tendance à la diminution a été **plus marquée** dans le **nord** de la France (-8 % an⁻¹ pour Revin) **que** dans l'**ouest** (-5 % an⁻¹ pour la Coulonche et la Tardière) et le **centre** (-5 % an⁻¹ pour Verneuil). Toutes les concentrations annuelles en PM_{2,5} sont **inférieures à la valeur limite réglementaire** selon la directive 2008/50/CE (valeur cible de 25 µg.m⁻³) mais elles étaient en majeure partie **supérieures à la valeur guide pour la protection de la santé** (10 µg.m⁻³ selon les lignes directrices de l'Organisation Mondiale de la Santé - OMS [3]) **jusqu'en 2013**. Depuis 2014, la baisse progressive des niveaux de fond en PM_{2,5} a été suffisamment conséquente pour que les concentrations annuelles en PM_{2,5} soient dorénavant globalement inférieures à cette valeur guide (quelques exceptions sont à noter pour Verneuil, la Tardière et Peyrusse Vieille).

Similairement aux PM_{2,5}, les concentrations massiques en PM₁₀ annuelles sont du **même ordre de grandeur** (amplitude entre les concentrations en moyenne de 7,4 µg.m⁻³ et au maximum de 13,0 µg.m⁻³), même si des concentrations plus élevées ont été mesurées à Revin notamment en 2010 et 2011 et de plus faibles concentrations à Saint-Nazaire-le-Désert et Verneuil (entre 2010 et 2012). Les PM₁₀ en zones rurales de fond sont majoritairement composées de leur **fraction fine**. En effet, les parts moyennes annuelles des PM_{2,5} dans les PM₁₀ sont comprises entre **48 et 86%**, les **plus faibles** ayant été généralement observées dans le **nord** et l'**ouest de la France**, et les **plus élevées** sur la **façade est**. Les concentrations en PM₁₀ ont globalement montré la **même tendance à la diminution** depuis 2009 que les PM_{2,5}. La diminution a été légèrement **plus faible** que celle des concentrations en PM_{2,5} dans le nord (-7 % an⁻¹ pour Revin) et l'ouest de la France (de -5 à -3 % an⁻¹ pour la Coulonche, Guipry et la Tardière) et de -3 % an⁻¹ pour Montandon. En conséquence, les variations sur le long terme des concentrations en PM₁₀ sont fortement **influencées** par celles de leur **fraction fine**. Quant à leur

fraction grossière, les concentrations annuelles en $PM_{10-2,5}$ ont **peu varié**, voire **légèrement augmenté** (notamment à la Coulonche et Saint-Nazaire-le-Désert). Toutes les concentrations annuelles en PM_{10} mesurées depuis 2009 sont **inférieures à la valeur limite réglementaire** selon la directive 2008/50/CE (valeur cible de $40 \mu g.m^{-3}$). La baisse progressive des niveaux de fond en PM_{10} a été suffisamment conséquente pour que les concentrations annuelles en PM_{10} soient toutes **inférieures à la valeur guide pour la protection de la santé** ($20 \mu g.m^{-3}$ selon les lignes directrice de l'OMS [3]) **à partir de 2013**.

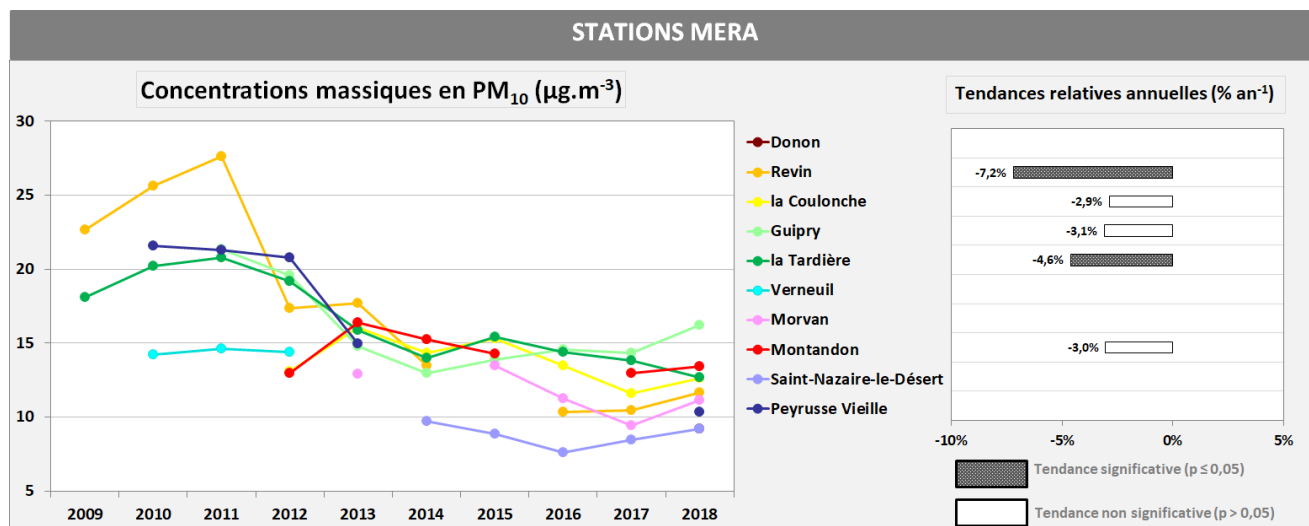


Figure 6 : Variations annuelles des concentrations massiques en PM_{10} mesurées aux stations MERA (à gauche - cf. Aparté n°1) et tendances relatives annuelles (à droite - cf. note méthodologique [2]).

Pour compléter, les **variations sur le long terme** des **concentrations massiques saisonnières** des **PM représentatives** (cf. Aparté n°1) ont été étudiées, afin d'examiner l'**influence potentielle** des **différentes sources de PM** (identifiées à partir des variations des PM en Section 3 et de la fiche MERA sur l'[Evolution sur le long terme de la composition chimique des \$PM_{2,5}\$](#)) sur les **variations** de leurs **concentrations annuelles**. Pour y répondre, les Figures 7 et 8 présentent les **tendances annuelles** des **concentrations saisonnières en PM** qui ont été identifiées et quantifiées suivant la même méthodologie que celles associées aux concentrations annuelles. L'expression de ces tendances en $\mu g.m^{-3} an^{-1}$ facilite les comparaisons entre les concentrations saisonnières malgré leur variabilité. A l'heure actuelle, l'étude des variations interannuelles des sources de PM sur les variations sur le long terme des PM a été limitée aux mesures des stations du nord et de l'ouest de la France, du fait qu'elles présentent un nombre suffisant d'années d'observation et que leurs mesures de PM sont suffisamment représentatives des périodes qu'elles couvrent.

Dans le nord et l'ouest de la France, les tendances annuelles des **concentrations saisonnières des PM** ont globalement **diminué**, les **plus élevées** ont été observées au **printemps**, et dans une moindre mesure en hiver et en automne, et les **plus faibles** en **été**. Les tendances des concentrations saisonnières en PM_{10} sont principalement induites par celles des $PM_{2,5}$ en hiver, au printemps et en automne alors qu'elles résultent de celles des $PM_{2,5}$ et des $PM_{10-2,5}$ dans des proportions similaires en été. Il est à noter que les tendances associées aux concentrations saisonnières en PM_{10} de la station de Revin ont été plus conséquentes par rapport à celles des autres stations du fait des concentrations mesurées à Revin notamment en 2010 et 2011.

En conclusion, la **variabilité interannuelle des épisodes printaniers** en aérosols inorganiques secondaires (cf. Section 3) a influencé plus significativement les variations sur le long terme des concentrations annuelles en $PM_{2,5}$ que celle des sources de combustion de biomasse liées au chauffage résidentiel. Ces dernières sont à mettre en relation avec les conditions météorologiques et l'intensité des sources de combustion. En outre, les résultats peuvent suggérer que la production favorisée en été d'aérosols secondaires et d'émissions de particules d'origine naturelle (poussières désertiques - cf. Section 3) ont peu influencé les variations sur le long terme des concentrations annuelles, tout au moins dans le nord et l'ouest de la France.

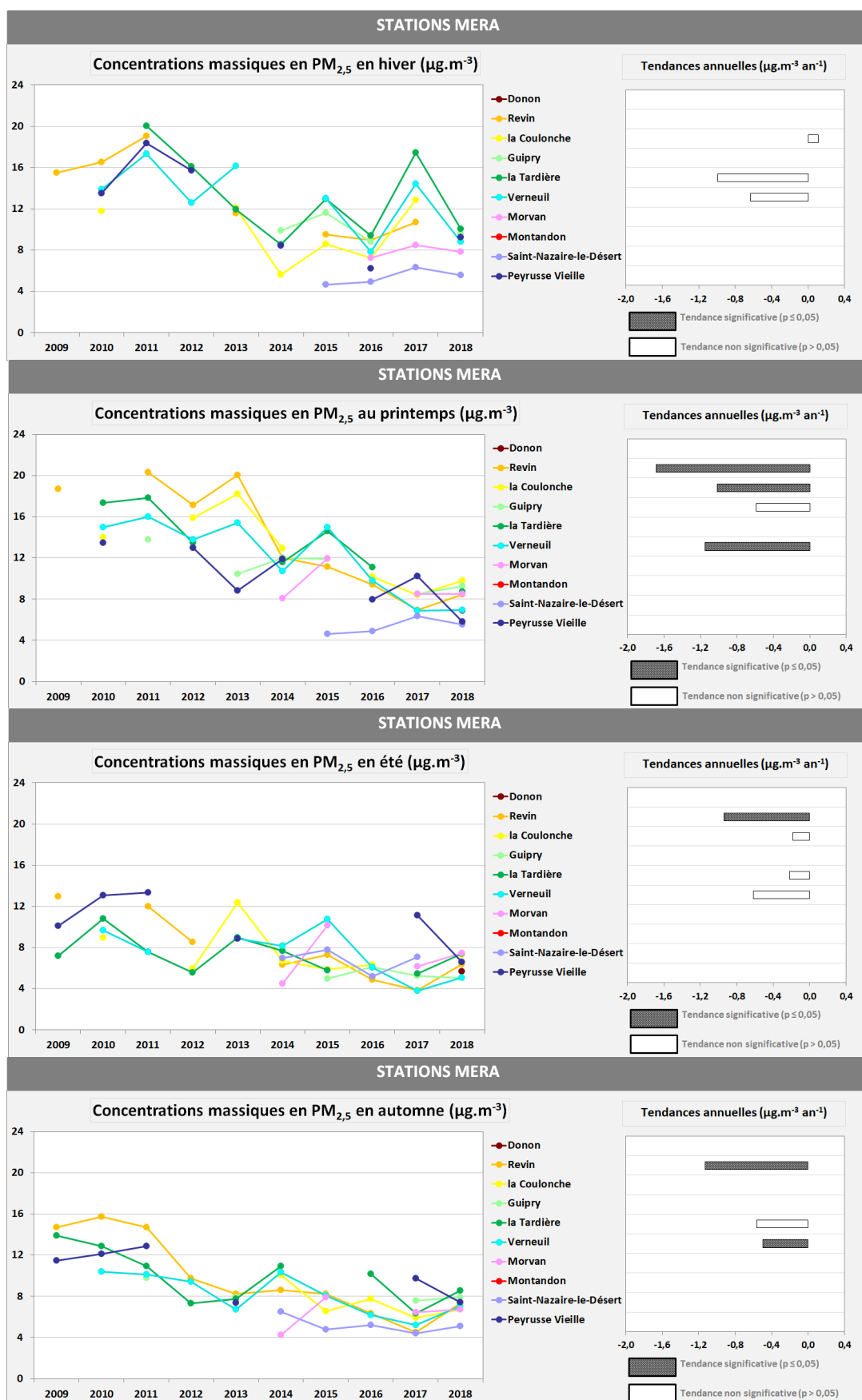


Figure 7 : Variations annuelles des concentrations massiques saisonnières en PM_{2,5} mesurées aux stations MERA (à gauche - cf. Aparté n°1) et tendances relatives annuelles (à droite - cf. note méthodologique [2]).



Figure 8 : Variations annuelles des concentrations massiques saisonnières en PM₁₀ mesurées aux stations MERA (à gauche - cf. Aparté n°1) et tendances relatives annuelles (à droite - cf. note méthodologique [2]).

5. Variabilité spatiale des PM en zones rurales de fond

La Figure 9 retrace les **concentrations pluriannuelles** en PM mesurées aux stations MERA **depuis 2009** afin d'en étudier leur **variabilité spatiale**. La comparaison de ces concentrations a été réalisée par période de temps pour tenir compte de la mise en place des dispositifs de mesure des PM au sein de l'observatoire MERA au fil des années (Section 1). En outre, ce choix a été également motivé par le fait que les variabilités sur le long terme des concentrations en PM sont plus ou moins marquées suivant les stations (Section 4) ce qui peut avoir une incidence sur l'interprétation des variations spatiales des niveaux de fond en PM.

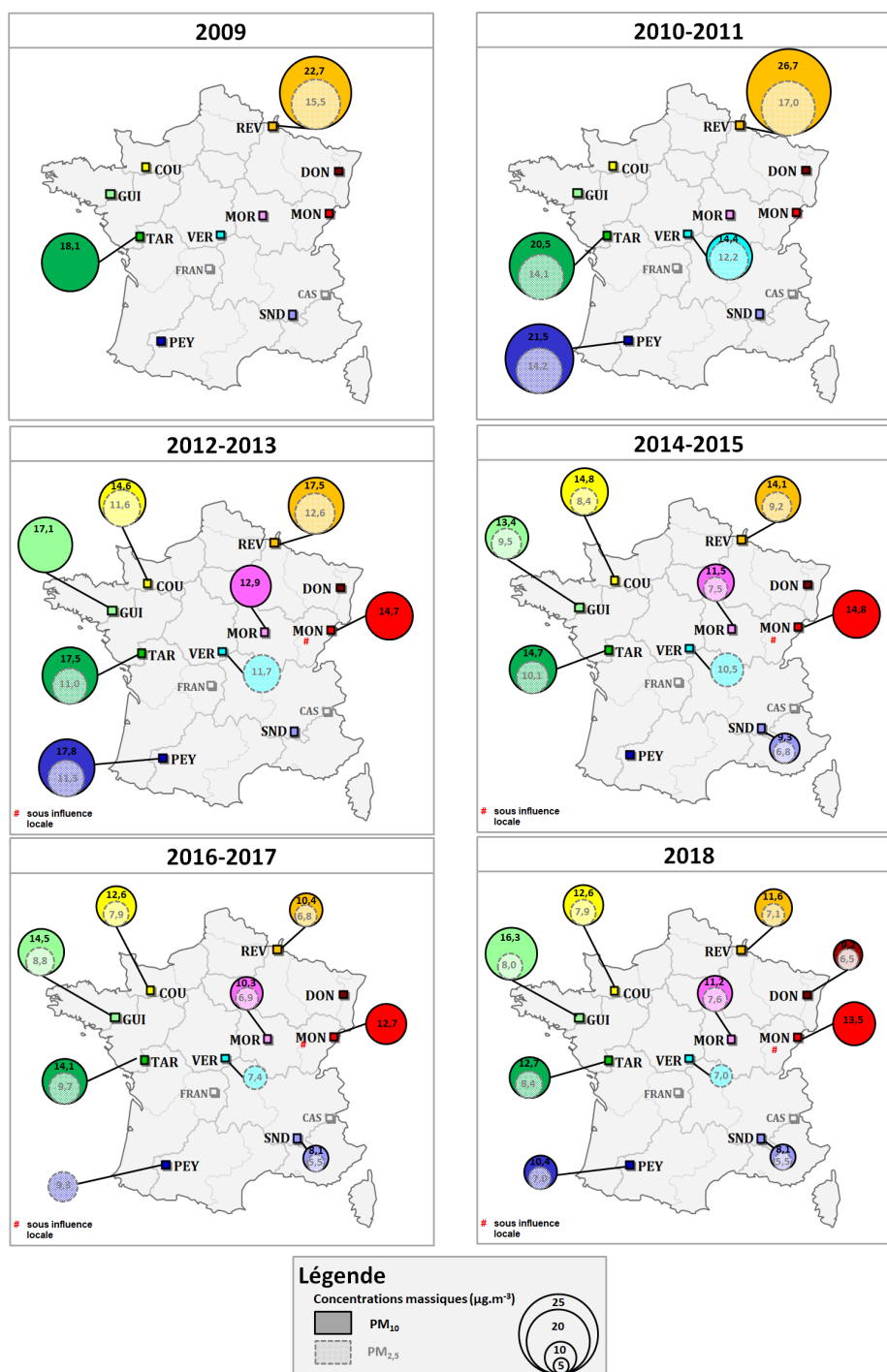


Figure 9 : Variations spatiales des concentrations massiques moyennes en PM_{2,5} et PM₁₀ mesurées aux stations MERA

Note : seules les moyennes multi-annuelles représentatives sont indiquées (cf. Aparté n°1)

Les niveaux de fond en PM les **plus élevés** ont été généralement observés au fil des années dans l'**ouest de la France** (stations de la Coulonche, la Tardière et Guipry situées à des altitudes comprises entre 30 et 309 m). En complément, les concentrations en PM dans le **nord de la France** (station de Revin située à une altitude de 390 m) ont été **plus élevées** que celles observées dans l'ouest de la France entre **2009 et 2011**. Du fait d'une tendance à la diminution des concentrations en PM plus marquée à la station de Revin par rapport à celles des autres stations de l'observatoire MERA (cf. Section 4), les concentrations en PM observées dans le nord de la France sont devenues comparables à celles de l'ouest de la France (entre 2012 et 2015), puis plus faibles (depuis 2016). Une interprétation similaire peut être appliquée aux concentrations en PM mesurées dans le **sud-ouest** de la France (station de Peyrusse Vieille située à une altitude de 200 m) : elles ont été du même ordre de grandeur que celles observées dans l'ouest de la France (entre 2009 et 2017) ou inférieures (en 2018). De façon plus générale, les variations spatiales des concentrations dénotent un **gradient ouest/nord-est/sud** : plus nous nous éloignons de l'ouest de la France, plus les concentrations en PM diminuent. Les concentrations les **plus faibles** ont ainsi été mesurées dans l'**est** (station du Donon située à une altitude de 775 m) et le **sud-est** de la France (station de Saint-Nazaire-le-Désert, 605 m), à des stations situées à plus hautes altitudes en comparaison aux sites de l'ouest de la France. Des concentrations en PM intermédiaires ont été enregistrées dans le centre de la France, notamment à la station du Morvan (altitude de 620 m). Concernant les concentrations en PM_{2,5} de la station de Verneuil (altitude de 180 m), leur importance comparée aux concentrations enregistrées aux autres stations varie dans le temps : elles ont été comparables à celles observées dans l'ouest de la France (entre 2012 et 2015) puis inférieures (depuis 2016). Il est à noter que les concentrations en PM₁₀ mesurées à la station de Montandon (altitude de 836 m) ont été relativement élevées et peu variables dans le temps, ce qui peut être en lien avec le fait que la station est située à proximité immédiate d'une route de campagne amenant du ré-entrainement de particules au passage de véhicules.

En conclusion, ces **variations spatiales** peuvent témoigner d'une **contribution significative** aux concentrations en PM observées dans l'**ouest de la France** de **sources locales** (en partie liées à l'activité agricole) ou du transport de **pollutions transfrontières** arrivant sur la France métropolitaine sur le nord-ouest. A partir de 2016, les niveaux de fond en PM observés dans le **nord** et l'**est** de la France sont du **même ordre de grandeur** que ceux mesurés dans le **centre** de la France. L'**augmentation** des **concentrations en PM** en lien avec des **épisodes particuliers printaniers** a eu tendance à diminuer notamment dans le **nord** de la France (cf. Section 4), ce qui peut être en lien avec le **transport de pollutions** aux particules provenant du **nord et du nord-est de l'Europe** et ainsi induire des niveaux de concentrations en PM moins importants dans le nord de la France. En plus de l'**influence du transport longue-distance** sur la variabilité spatiale des niveaux de fond en PM, l'**altitude des stations** peut également être un déterminant non négligeable.

6. Représentativité des niveaux de fond en PM au niveau national

Afin de permettre une **évaluation à une échelle nationale plus complète**, les résultats de l'observatoire MERA ont été comparés aux **mesures de fond en PM** réalisées par les **AASQA** (hors DROM) **en zones rurales, périurbaines et urbaines** en Figures 10 et 11. Les résultats présentés sur ces figures ciblent les **mesures automatiques** des particules en suspension réalisées **entre 2014 et 2018** qui ont été reportées à la base de données **Geod'AIR** (cf. Aparté n°2). Afin d'être **cohérent temporellement**, les concentrations multi-annuelles en PM mesurées dans le cadre de l'observatoire MERA indiquées sur ces figures ont été restreintes à la période 2014-2018.

APARTÉ N°2 : Précisions sur les calculs des moyennes multi-annuelles des concentrations en PM des AASQA extraites de Geod'AIR

Les **moyennes multi-annuelles** ont été calculées suivant les recommandations du **LCSQA** présentes dans le **guide méthodologique** pour le calcul des statistiques relatives à la qualité de l'air [1] à partir des **données annuelles** des **stations AASQA** sur la période 2014-2018.

Les données annuelles des **mesures de fond** en PM des **stations urbaines, périurbaines et rurales** (rurales régionales et rurales proches de zones urbaines [4]) des AASQA (hors DROM) ont été extraites de la base de données **Geod'AIR**. Seules les mesures automatiques de PM_{2,5} ou de PM₁₀ considérées dans le **dispositif réglementaire** et **équivalentes** à la **méthode de référence** (méthodes **TEOM-FDMS**, **jauges Beta** et

granulométrie optique – cf. [programme de mesure MERA](#)) ont été sélectionnées à partir du référentiel Geod'AIR « Configuration de mesure ». Lorsqu'un changement de méthode de mesure est survenu à une station au cours d'une année, la concentration annuelle a été reconstruite et pondérée par la **représentativité annuelle** (calculée à partir du **taux de saisie** exprimé en pourcentage et multiplié par la **couverture temporelle** des mesures, cf. guide LCSQA [1]) respective des données annuelles des différents dispositifs de mesure déployés au cours de l'année.

Pour obtenir les **moyennes multi-annuelles**, un **critère de validité** d'au moins **75 %** de **données primaires valides** sur la **période 2014-2018** a été appliqué (cf. Aparté n°1). Ce critère a été calculé à partir des représentativités annuelles des concentrations annuelles de la manière suivante :

$$\text{critère de validité} = \frac{\sum_1^n R_i \times N_{\text{jours},i}}{\sum_1^n N_{\text{jours},i}}$$

Utilisant les représentativités (R_i) des concentrations annuelles (C_i) des stations pour les années (i) sur la période 2014 ($i=1$) à 2018 ($i=n$) pondérées par le nombre de jours des années ($N_{\text{jours},i}$) considérées dans le calcul. Si le critère de validité est atteint, la moyenne multi-annuelle en PM d'une station s'obtient de la manière suivante :

$$C_{\text{multi-annuelle}} = \frac{\sum_1^n C_i \times R_i}{\sum_1^n R_i}$$

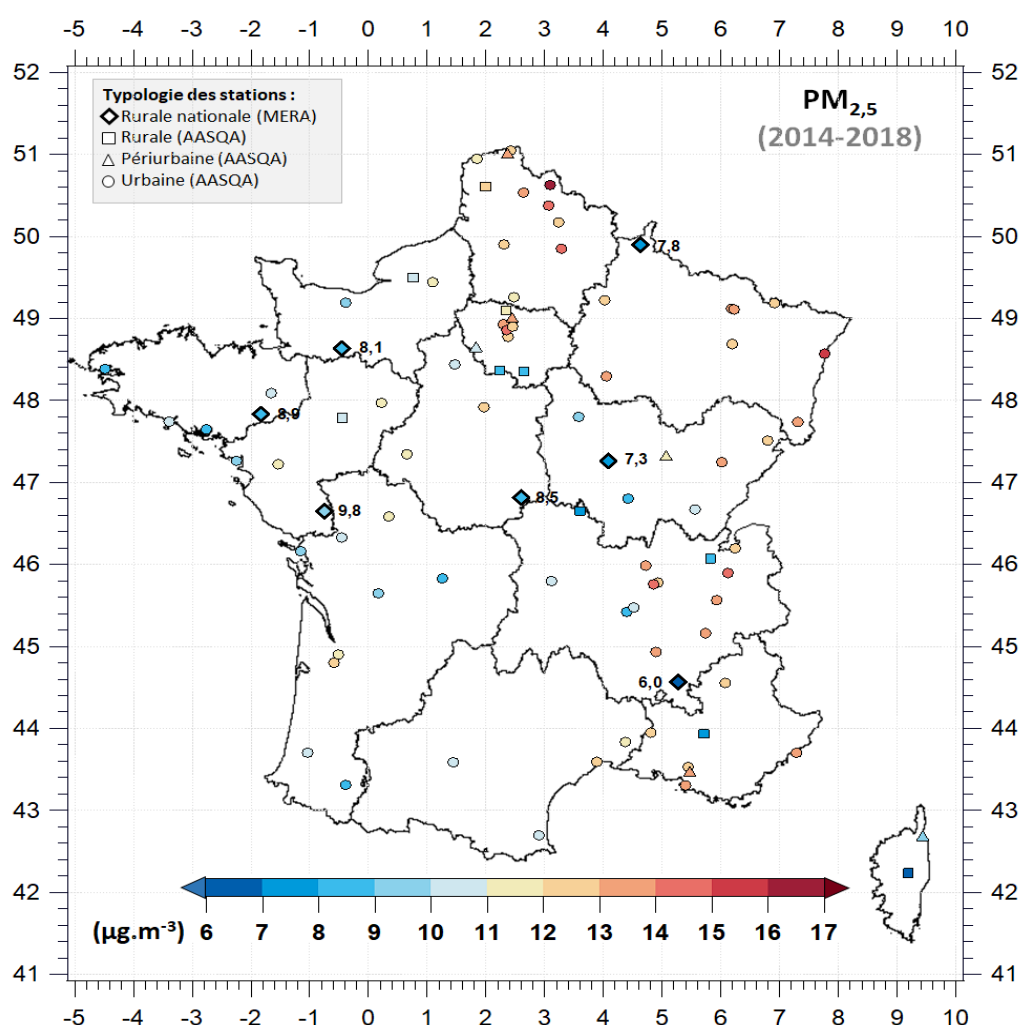


Figure 10 : Variations spatiales des concentrations massiques multi-annuelles moyennes en PM_{2,5} mesurées aux stations MERA et AASQA

Note : seules les moyennes multi-annuelles représentatives de la période 2014-2018 sont indiquées (cf. Aparté n°1)

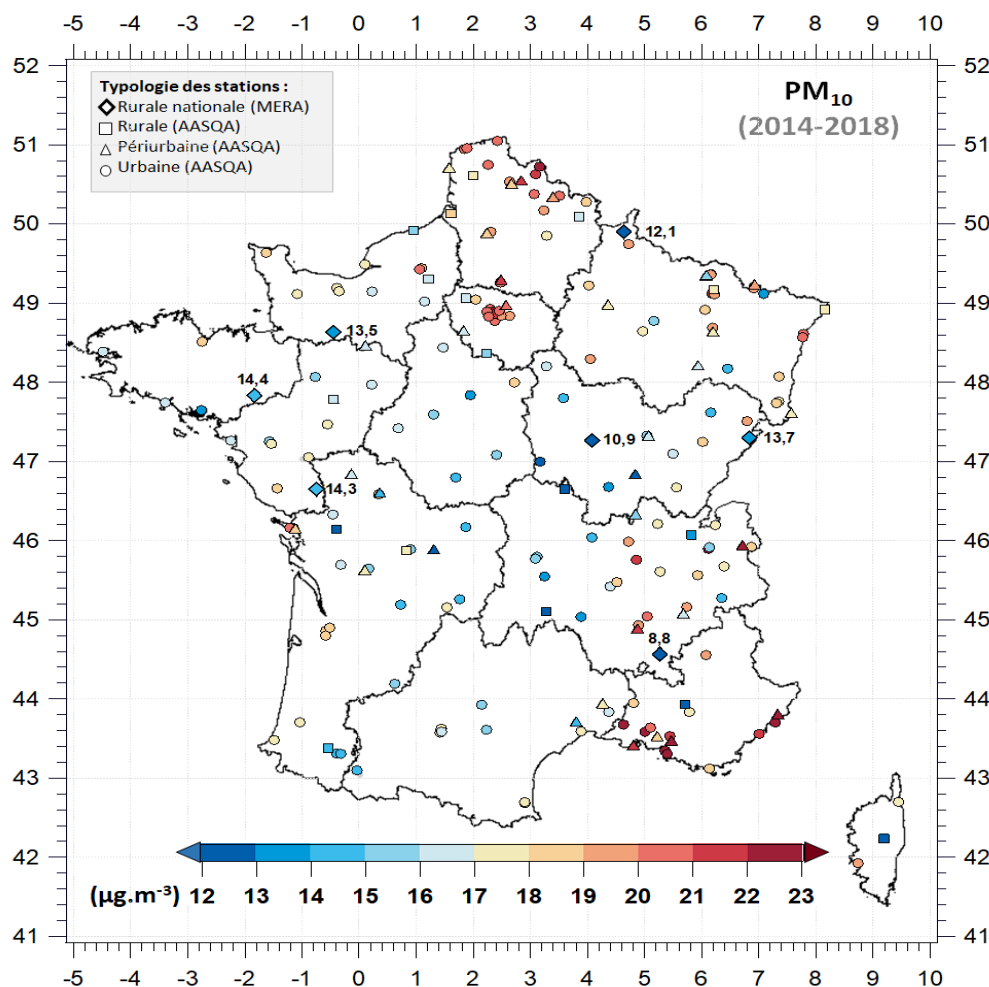


Figure 11 : Variations spatiales des concentrations massiques multi-annuelles moyennes en PM_{10} mesurées aux stations MERA et AASQA

Note : seules les moyennes multi-annuelles représentatives de la période 2014-2018 sont indiquées (cf. Aparté n°1)

Les Figures 10 et 11 permettent de se rendre compte que les concentrations multi-annuelles en **PM** de l'observatoire MERA sur la période de 2014-2018 (en moyenne de 8,1 et 12,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} , respectivement) sont **légèrement plus faibles** que celles observées aux **stations AASQA rurales** (9,2 et 14,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$). Cela peut être en lien avec le fait que la typologie des stations MERA (rurales nationales) respecte le cahier des charges des sites EMEP en termes de sources environnantes (cf. [programme de mesure MERA](#)), qui est plus drastique que celui appliqué aux sites AASQA ruraux (régionaux et proches de zones urbaines - [4]). Des concentrations **plus élevées** ont été notamment observées aux stations AASQA rurales situées à **proximité de la métropole du Grand Paris** et dans le **nord de la France** (en moyenne de 11,8 et 16,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} , respectivement). Les concentrations multi-annuelles en PM mesurées **en zones urbaines et périurbaines** sont en moyenne de 11,9 et 18,0 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} , respectivement. De **plus fortes concentrations** ont été observées aux stations urbaines et périurbaines situées en **Ile-de-France** (concentrations en moyenne de 13,1 et 20,6 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} , respectivement), dans le **nord** de la France (13,4 et 20,0 $\mu\text{g.m}^{-3}$) et sur la **façade est** (13,1 et 19,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$), notamment aux niveaux des **métropoles** qui sont **fortement urbanisées** (selon le CGET, 2019 à partir de données issues de Corine Land Cover 2017) et qui sont donc **sous l'influence de sources anthropiques locales** significatives. Cependant, les **niveaux de fond** caractérisant le nord et l'est de la France ne représentent en moyenne que la **moitié de ces concentrations en PM** en ces zones urbaines et périurbaines. De plus, de **plus faibles concentrations** caractérisent les stations urbaines et périurbaines de l'**ouest** et du **centre de la France** (concentrations en moyenne de 10,3 et 15,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} , respectivement) alors que les **niveaux de fond** en PM caractérisant l'ouest et le centre de la France sont **plus élevés** et correspondent en moyenne à 86-89 % des concentrations en PM observées en ces zones urbaines et périurbaines.

7. Evolution sur le long terme des concentrations en PM au niveau européen

Afin de permettre une **évaluation** à une **plus large échelle**, les résultats de l'observatoire MERA ont été comparés aux **mesures de fond** en PM réalisées **sur 25 stations rurales européennes du réseau EMEP** pour les **PM_{2,5}** (Figure 12) et sur **34 stations** pour les **PM₁₀** (Figure 13). Les résultats présentés dans ces figures ciblent les mesures reportées à la base de données **EBAS** qui sont **représentatives** de la période **2009-2018** (cf. Aparté n°3), afin d'être **cohérent temporellement** avec les évolutions sur le long terme des concentrations en PM dans le cadre de l'observatoire MERA (Section 4). Le degré de significativité de ces tendances est également explicité en Figures 12 et 13. Ces figures mettent en évidence une **variabilité spatiale marquée** des **niveaux de fond** en PM observés en **Europe continentale** entre **2009 et 2018**.

APARTÉ N°3 : Précisions sur les calculs des moyennes multi-annuelles des concentrations en PM des stations européennes extraites d'EBAS

Les **moyennes multi-annuelles** ont été calculées suivant les recommandations du **LCSQA** présentes dans le **guide méthodologique** pour le calcul des statistiques relatives à la qualité de l'air [1] à partir des **données annuelles** des **stations européennes** sur la période 2009-2018.

Les données annuelles des **mesures de fond** en PM de ces stations ont été calculées suivant les extractions des mesures reportées à la base de données **EBAS**. Seules les mesures automatiques ou sur filtres de PM considérées **équivalentes** à la **méthode de référence** et à une **fréquence** allant de l'**horaire** à l'**hebdomadaire** ont été considérées dans cette étude.

Les résultats présentés dans cette fiche ciblent les mesures qui sont **représentatives** de la période **2009-2018** en termes de **concentrations multi-annuelles** (au moins 75 % de données primaires valides sur la période 2009-2018 – Aparté n°1) et de **tendances annuelles** (au moins 75 % des concentrations annuelles représentatives sur la période).

Les concentrations en PM_{2,5} observées dans le **nord**, l'**ouest** et le **centre** de la **France** (10,4 µg.m⁻³ en moyenne) sont du même ordre de grandeur que celles caractérisant les **Pays-Bas** (10,3 µg.m⁻³). Des concentrations moyennes en PM_{2,5} **plus élevées** ont été observées dans le **nord de l'Allemagne** (11,5 et µg.m⁻³), au **nord-est de la Pologne** (13,0 µg.m⁻³), en **Europe centrale** (13,8 µg.m⁻³), en **Italie** (17,2 et µg.m⁻³) ainsi qu'à **Chypre** (13,0 µg.m⁻³). En outre, les concentrations observées aux **régions limitrophes** à la France au **sud** (Espagne - 6,7 µg.m⁻³ en moyenne) et à l'**est** (sud de l'Allemagne - 7,5 µg.m⁻³) sont plus **faibles** que celles observées aux stations situées le plus au nord de la France, ce qui est cohérent avec le **gradient spatial** des concentrations en PM en **France en zones rurales de fond** discuté en Section 5. Les **plus faibles** concentrations moyennes ont été enregistrées en **Estonie** (5,4 µg.m⁻³), en **Grande Bretagne** (4,2 µg.m⁻³) et en **Europe du Nord** (3,8 µg.m⁻³).

Les concentrations en PM₁₀ observées dans le **nord**, l'**ouest** et le **centre** de la **France** (16,0 µg.m⁻³) sont du même ordre de grandeur que celles observées au **nord-est de l'Allemagne** (15,6 µg.m⁻³). Des concentrations en PM₁₀ **plus élevées** ont été observées, aux **Pays-Bas** (20,1 µg.m⁻³), dans le **nord-ouest de l'Allemagne** (23,7 et µg.m⁻³), au **centre de la république Tchèque** (18,5 µg.m⁻³), à l'**est de l'Autriche** (20,5 µg.m⁻³), au **nord-est de la Pologne** (16,9 µg.m⁻³) ainsi qu'à **Chypre** (23,7 µg.m⁻³). En outre, les concentrations observées aux **régions limitrophes** à la France au **sud** (Espagne - 13,3 µg.m⁻³ en moyenne) et à l'**est** (sud de l'Allemagne - 9,5 µg.m⁻³ et l'ouest de l'Autriche - 10,9 µg.m⁻³) sont plus **faibles** que celles observées aux stations situées le plus au nord de la France, ce qui est cohérent avec le **gradient spatial** des concentrations en PM en **France en zones rurales de fond** discuté en Section 5. Les **plus faibles** concentrations moyennes ont été enregistrées en **Europe du Nord** (4,3 µg.m⁻³).

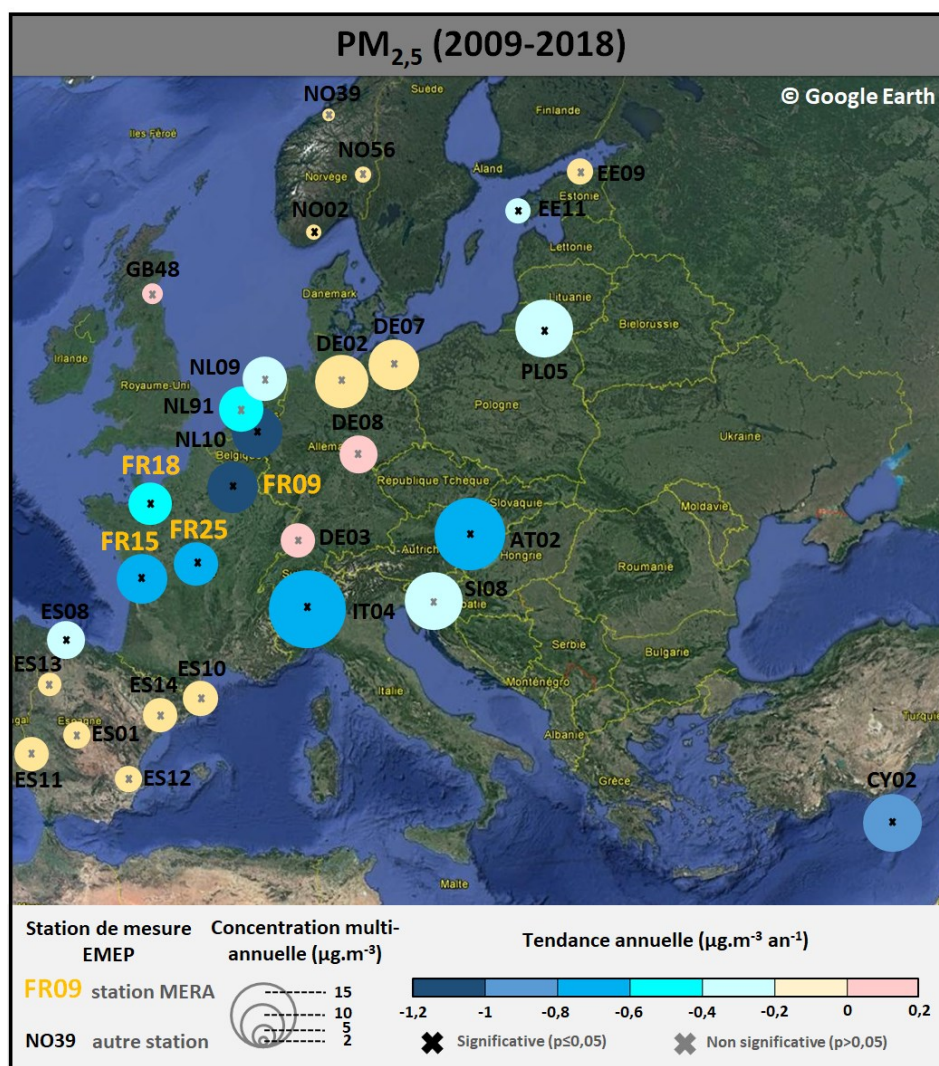


Figure 12 : Variations spatiales des concentrations massiques multi-annuelles moyennes en $\text{PM}_{2,5}$ mesurées aux stations MERA et EMEP

Note : seules les moyennes multi-annuelles représentatives de la période 2009-2018 sont indiquées (cf. Aparté n°1)

Les concentrations en PM ont **diminué** entre **2009 et 2018** à **22 stations EMEP** de **$-0,30 \mu\text{g.m}^{-3} \text{ an}^{-1}$** en moyenne pour les **$\text{PM}_{2,5}$** et à **27 stations EMEP** de **$-0,32 \mu\text{g.m}^{-3} \text{ an}^{-1}$** en moyenne pour les **PM_{10}** . Ces tendances sont **significatives à 41 % et 33 %** de ces stations respectivement pour les **$\text{PM}_{2,5}$** et les **PM_{10}** . Les tendances à la **baisse** des concentrations en PM des **4 stations MERA** de l'étude ont été **plus importantes** (**$-0,77$ et $-0,90 \mu\text{g.m}^{-3} \text{ an}^{-1}$** en moyenne pour les **$\text{PM}_{2,5}$** et les **PM_{10}** , respectivement) notamment à la station du **nord de la France** (**$-1,20$ et $-1,80 \mu\text{g.m}^{-3} \text{ an}^{-1}$** pour les **$\text{PM}_{2,5}$** et les **$\text{PM}_{10}$** , respectivement). De plus, des **baisses marquées** des concentrations en **$\text{PM}_{2,5}$** ont été également observées aux **stations** européennes ayant enregistré les **concentrations en $\text{PM}_{2,5}$ les plus élevées** sur la période étudiée (i.e. en moyenne de **$-0,54 \mu\text{g.m}^{-3} \text{ an}^{-1}$** pour les stations des Pays-Bas, du nord-est de la Pologne, d'Europe Centrale, d'Italie, et de Chypre). Quant aux **PM_{10}** , de fortes tendances à la baisse ont été principalement observées aux Pays-Bas (**$-1,02 \mu\text{g.m}^{-3} \text{ an}^{-1}$** en moyenne) et des moins marquées aux stations situées à Chypre, Slovaquie, Autriche, Suisse et au nord-ouest de l'Allemagne (**$-0,41 \mu\text{g.m}^{-3} \text{ an}^{-1}$** en moyenne). En revanche, les concentrations en PM ont **peu varié ou légèrement augmenté** à la majorité des stations de l'**Allemagne** et de l'**Espagne** et à celles ayant enregistré les **plus faibles concentrations en PM** sur la période étudiée (tendances annuelles de **$-0,10$ et $-0,06 \mu\text{g.m}^{-3} \text{ an}^{-1}$** en moyenne, pour les **$\text{PM}_{2,5}$** et les **PM_{10}** , respectivement).

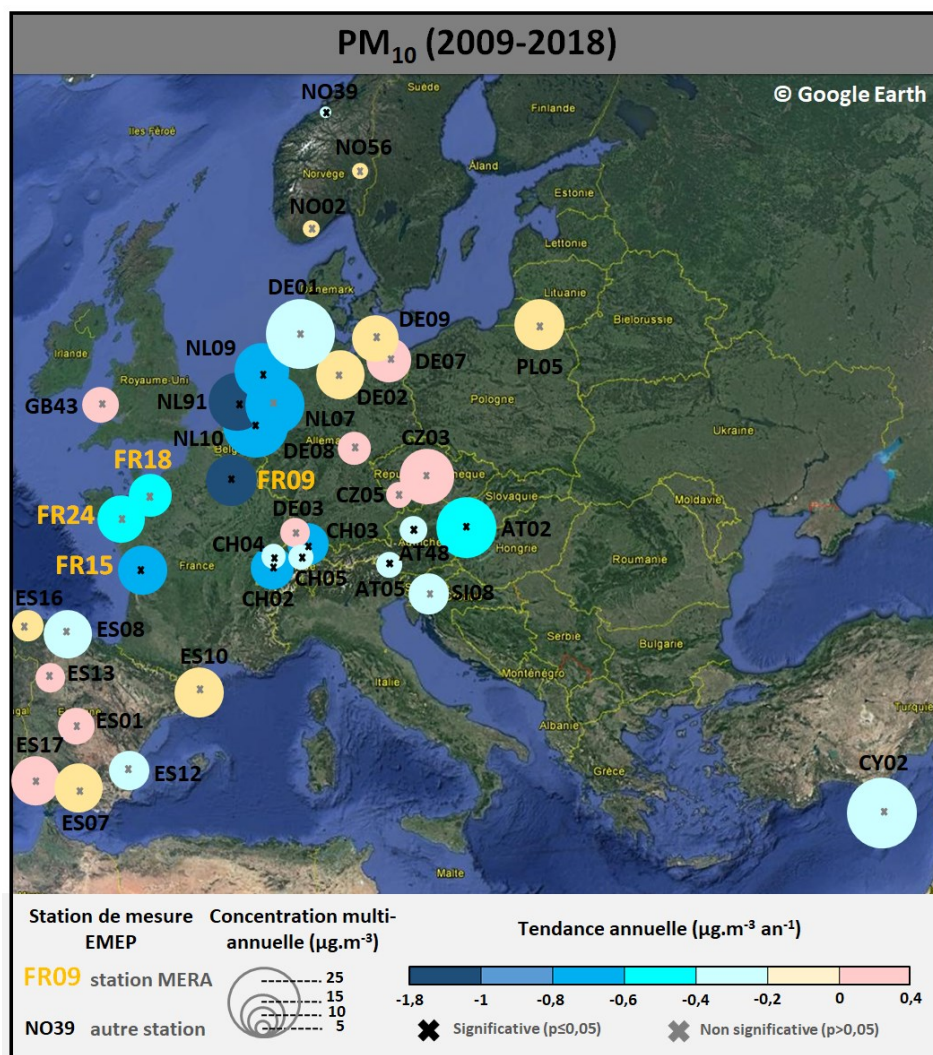


Figure 13 : Variations spatiales des concentrations massiques multi-annuelles moyennes en PM₁₀ mesurées aux stations MERA et EMEP

Note : seules les moyennes multi-annuelles représentatives de la période 2009-2018 sont indiquées (cf. Aparté n°1)

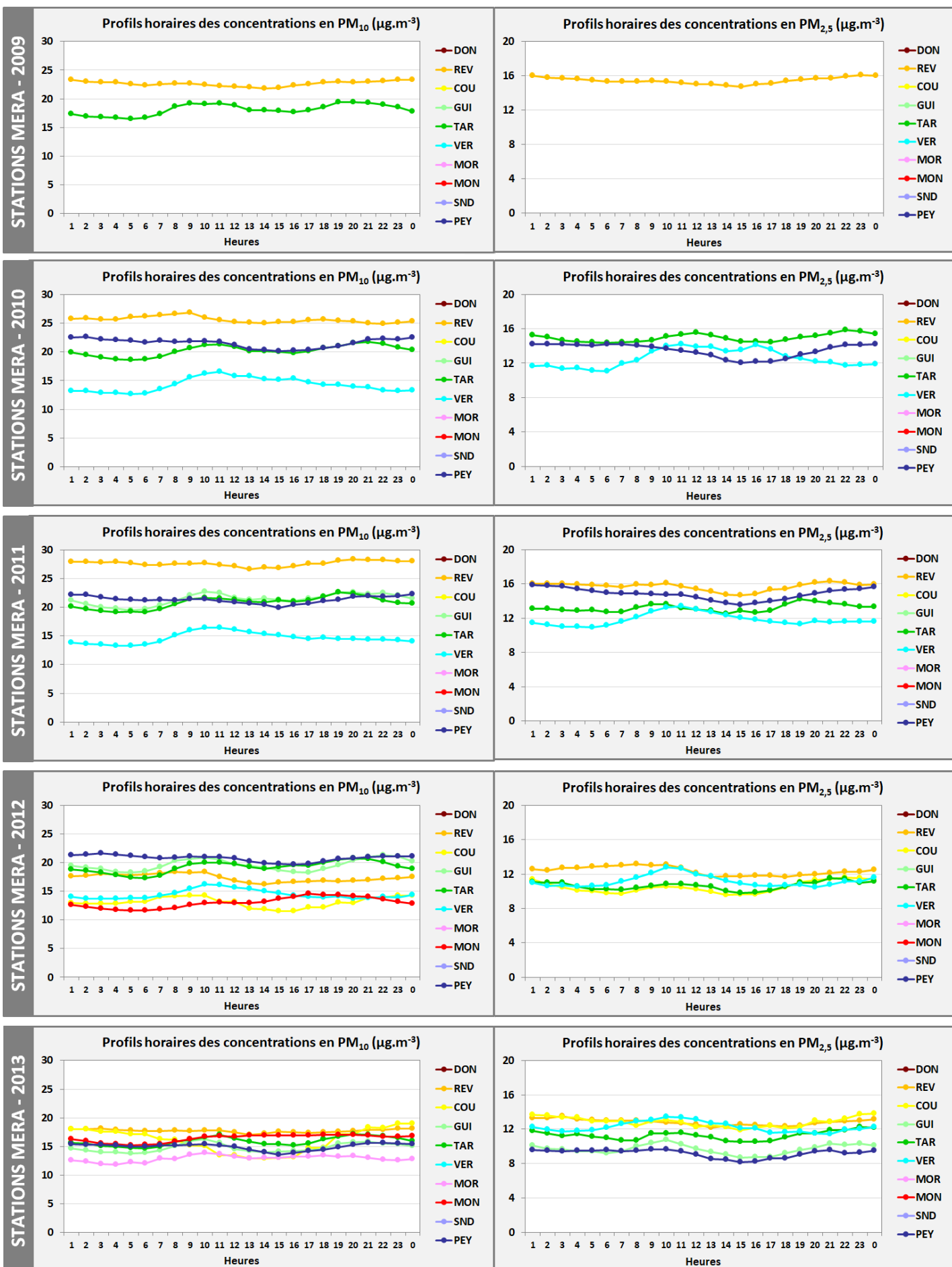
Un rapport EMEP [5] paru en 2016 présente les variations sur le long terme des concentrations en PM observées à **18 stations européennes** pour les PM_{2,5} (dont 11 stations sont également incluses dans l'étude des tendances des concentrations en PM_{2,5} sur la période 2009-2018) et à 29 stations européennes pour les PM₁₀ (dont 20 stations sont également incluses dans l'étude des tendances des concentrations en PM₁₀ sur la période 2009-2018) entre **2002 et 2012**. Les tendances identifiées par EMEP ont été obtenues suivant la même démarche que celle suivie pour cette étude. Les concentrations en PM_{2,5} entre **2002 et 2012** ont **significativement diminué** à plus de la moitié des stations de l'étude EMEP, correspondant à une tendance annuelle médiane des concentrations en PM_{2,5} de -0,29 µg.m⁻³ an⁻¹ (soit -3,1 % an⁻¹). Celles en PM₁₀ entre **2002 et 2012** ont **significativement diminué** à 38 % des stations de l'étude EMEP, correspondant à une tendance annuelle médiane des concentrations en PM₁₀ de -0,35 µg.m⁻³ an⁻¹ (soit -2,9 % an⁻¹). Sur la période **2009-2018**, la tendance à la **diminution** des concentrations en PM des stations européennes (incluant les 4 stations MERA) était légèrement **moins marquée** (tendance annuelle médiane de -0,23 et -0,21 µg.m⁻³ an⁻¹ pour les PM_{2,5} et les PM₁₀, respectivement soit -3,1 et -2,2 % an⁻¹, respectivement).

8. Références

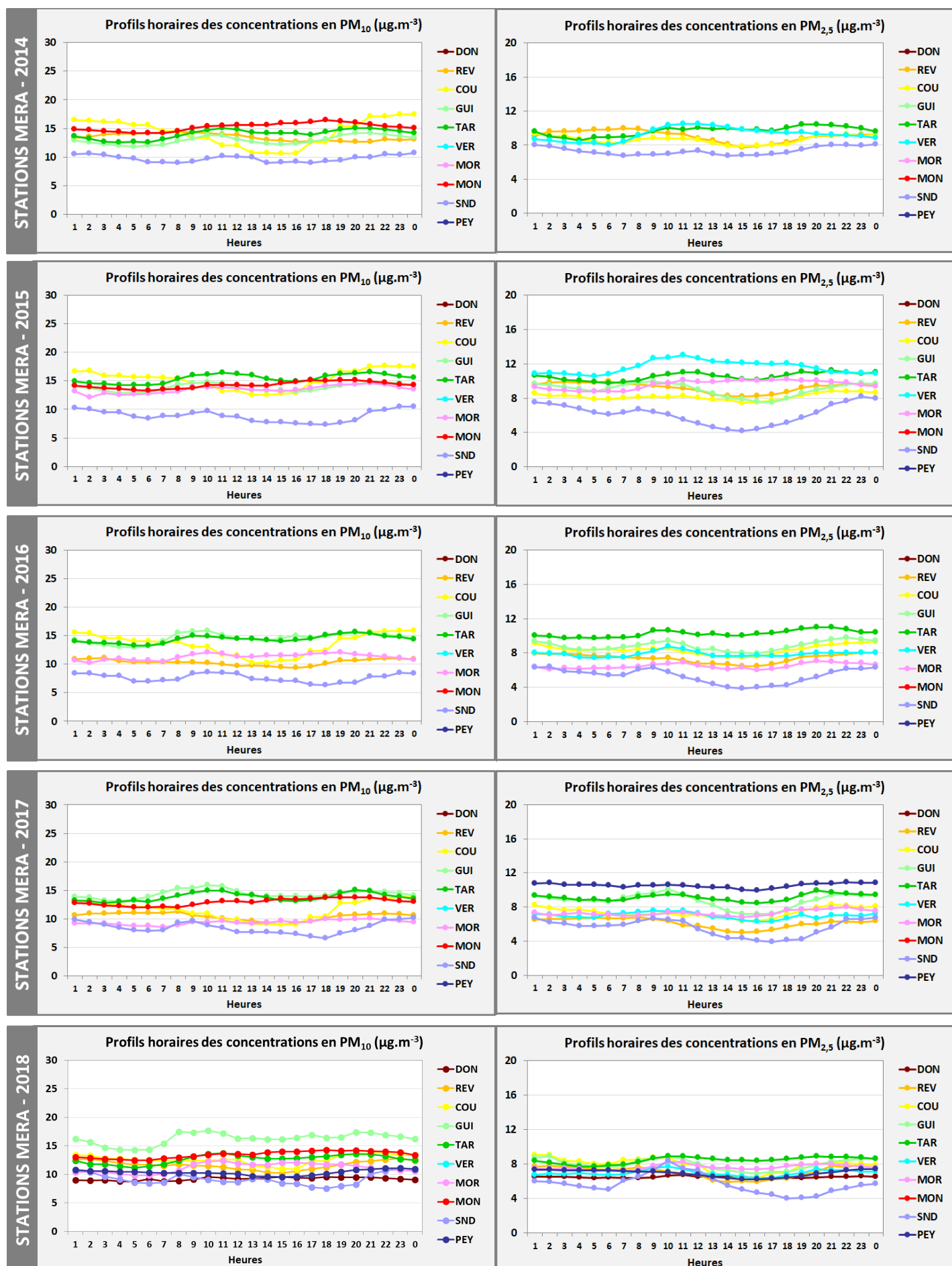
- [1] Guide méthodologique LCSQA pour le calcul des statistiques relatives à la qualité de l'air , version de juin 2016, url : <https://www.lcsqa.org/fr/rapport/2016/ineris/guide-methodologique-calcul-statistiques-relatives-qualite-air-juin-2016>
- [2] Note méthodologique : Méthode d'analyse des tendances appliquée aux données de l'observatoire MERA, url : https://www.lcsqa.org/system/files/documents/2.7.2-NoteM%C3%A9thodologiqueMERA_Tendances.pdf
- [3] Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air – mise à jour mondiale 2005, url : https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_agg/fr/
- [4] Guide LCSQA méthodologique sur les stations françaises de surveillance de la qualité de l'air, version de février 2017, url : <https://www.lcsqa.org/fr/rapport/2016/imt-ld-ineris/guide-methodologique-stations-francaises-surveillance-qualite-air>
- [5] Rapport EMEP : CCC-Report 1/2016 – Air pollution trends in the EMEP region between 1990 and 2012 (version Mai 2016), url : https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2016/AIR/Publications/Air_pollution_trends_in_the_EMEP_region.pdf

Toute modification fera l'objet de la mise à jour de la fiche

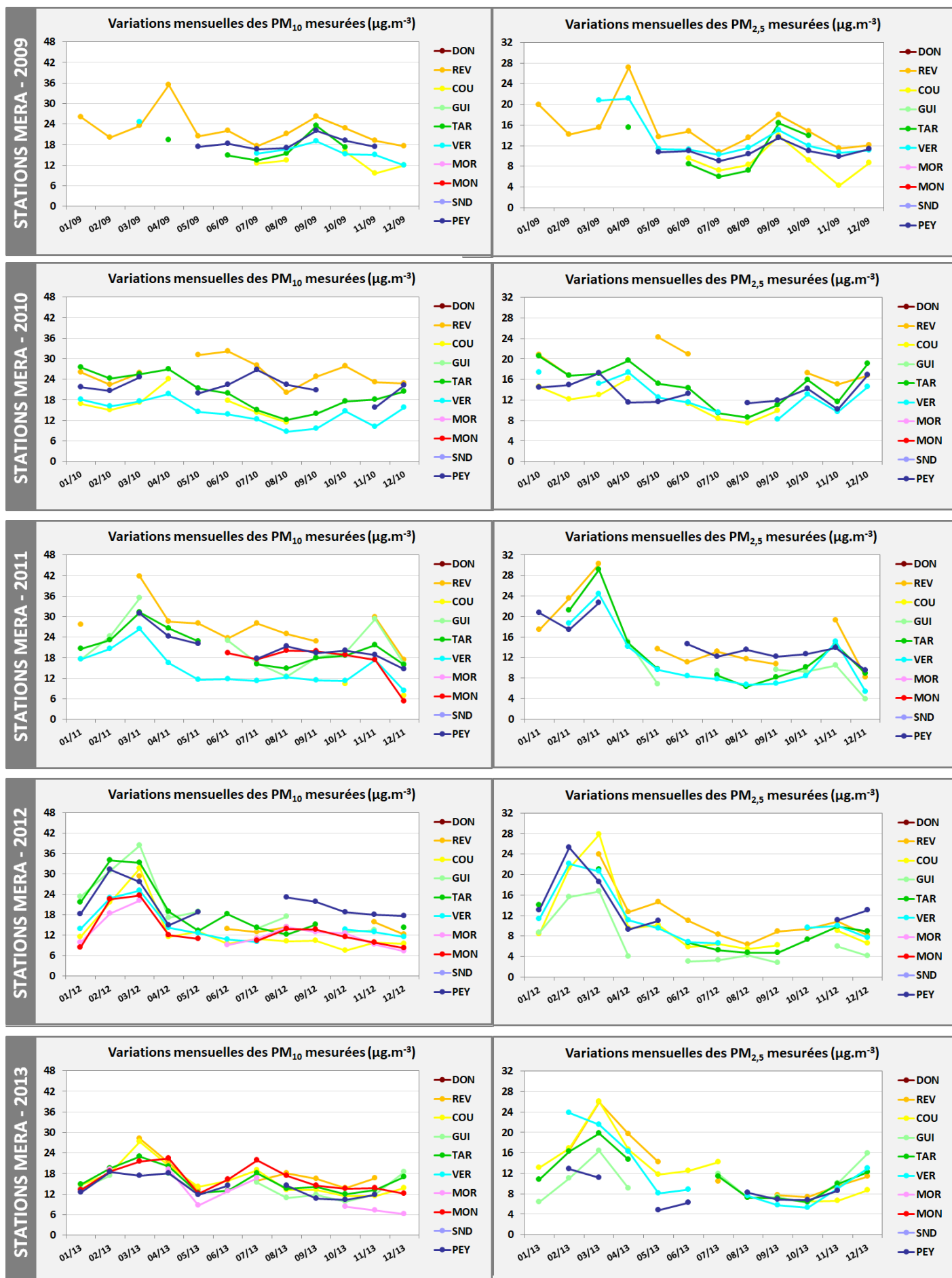
Annexe 1 : Profils horaires des PM (par année) - 1/2



Annexe 1 : Profils horaires des PM (par année) - 2/2



Annexe 2 : Variations mensuelles des PM (par année) - 1/2



Annexe 2 : Variations mensuelles des PM (par année) - 2/2

