



AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE

Ministério da Agricultura, do Mar,
do Ambiente e do Ordenamento do Território

Nota Técnica - Determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações de medição da qualidade do ar e testes de campo para demonstração de métodos equivalentes

Novembro
2011



AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE

Ministério da Agricultura, do Mar,
do Ambiente e do Ordenamento do Território

**Determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações de medição da
qualidade do ar e testes de campo para demonstração de métodos equivalentes**

Amadora

2011

Ficha técnica:

Título: **Determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações de medição da qualidade do ar e testes de campo para demonstração de métodos equivalentes**

Autoria: Laboratório de Referência do Ambiente

Coordenação: João Matos

Realização: Álvaro Marques

Edição: Agência Portuguesa do Ambiente

Data de edição: Novembro, 2011

Local de edição: Amadora

Tiragem: 20 exemplares

» 2 **Determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações de medição da qualidade do ar e testes de campo para demonstração de métodos equivalentes**

Índice Geral

1	Determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações de medição da qualidade do ar e testes de campo para a determinação de métodos equivalentes	5
1.1	Introdução	5
1.2	Descrição do princípio de medição	5
2	Design do método de referência	6
2.1	Filtros a utilizar	8
2.2	Condicionamento e sala de pesagens dos filtros	8
2.3	Procedimentos de transporte e armazenamento dos filtros	9
2.4	Pesagem dos filtros amostrados	10
2.5	Medição do caudal	10
3	Calibração	11
3.1	Caudal	11
3.2	Temperatura ambiente e pressão	11
3.3	Balança	11
3.4	Sensores de temperatura e humidade relativa da sala de pesagens	11
3.5	Branco de campo	11
4	Expressão dos resultados	12
5	Avaliação do desempenho do método	12
5.1	Incertezas	12
5.2	Fontes de incertezas	15
5.3	Incerteza expandida <i>versus</i> Objectivos de Qualidade dos Dados (DQO)	16
6	Testes de equivalência para amostradores candidatos	17
6.1	Requisitos dos testes	17
6.1.1	Comparabilidade dos amostradores candidatos	17
6.1.2	Comparabilidade do amostrador candidato com o amostrador de referência	19
7	Bibliografia	20

»4 Determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações de medição da qualidade do ar e testes de campo para demonstração de métodos equivalentes

1 Determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações de medição da qualidade do ar e testes de campo para a determinação de métodos equivalentes

1.1 Introdução

A presente nota técnica destina-se à determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações fixas de medição da qualidade do ar e testes de campo para a determinação de métodos equivalentes, utilizando um amostrador gravimétrico manual de referência que esteja em conformidade com a norma europeia EN 12341:1998 especificamente no *design* da cabeça de amostragem e nos parâmetros operacionais de todo o processo de medição, (pesagens, condicionamentos, etc).

As medições de PM10 pela EN 12341:1998 não são rastreáveis a outros métodos normalizados, sendo por convenção o método de referência. Não é necessariamente o método mais adequado para ser utilizado em operações de rotina nas estações da qualidade do ar, mas tem como objectivo a harmonização e a melhoria de qualidade dos métodos de medição utilizados nas redes das estações da qualidade do ar.

A presente nota aborda ainda a determinação da equivalência de um método candidato no âmbito da amostragem, não sendo aplicável a métodos candidatos automáticos de radiação β , balança de inércia, entre outros. É um resumo da norma EN12341:1998, não dispensando por isso a sua consulta obrigatória.

1.2 Descrição do princípio de medição

O procedimento técnico descreve a determinação da concentração mássica de partículas atmosféricas PM10 através da recolha gravimétrica de partículas atmosféricas em filtros pesados por meio de balança, em condições controladas de temperatura e humidade relativa. O período de amostragem é de 24 h de acordo a Directiva 2008/50/CE de 21 de Maio de 2008, em que o volume de ar, é o volume de ar de amostrado nas condições ambiente, e a concentração expressa em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

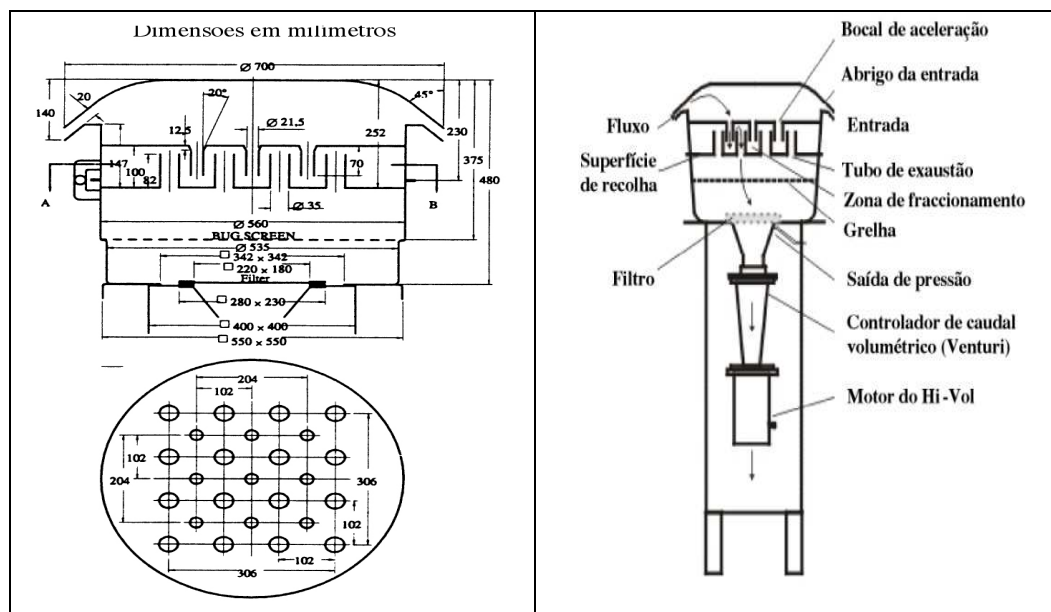
As variáveis que podem afectar os resultados das medições e que estão descritas na nota, incluem:

- Deposição de matéria PM10 não volátil no sistema pneumático entre a cabeça de amostragem e o filtro;
- Perca não controlada de matéria PM10 volátil no sistema pneumático entre a cabeça de amostragem e o filtro, e no filtro durante a amostragem, transporte, condicionamento e pesagem;

- Perca não controlada de matéria PM10 volátil no filtro durante a amostragem, transporte, condicionamento e pesagem;
- Alterações de peso nos filtros de PM10 devido à absorção de vapor de água, de substâncias espúrias, ou perda de massa, ou fluutuabilidade, ou electricidade estática;

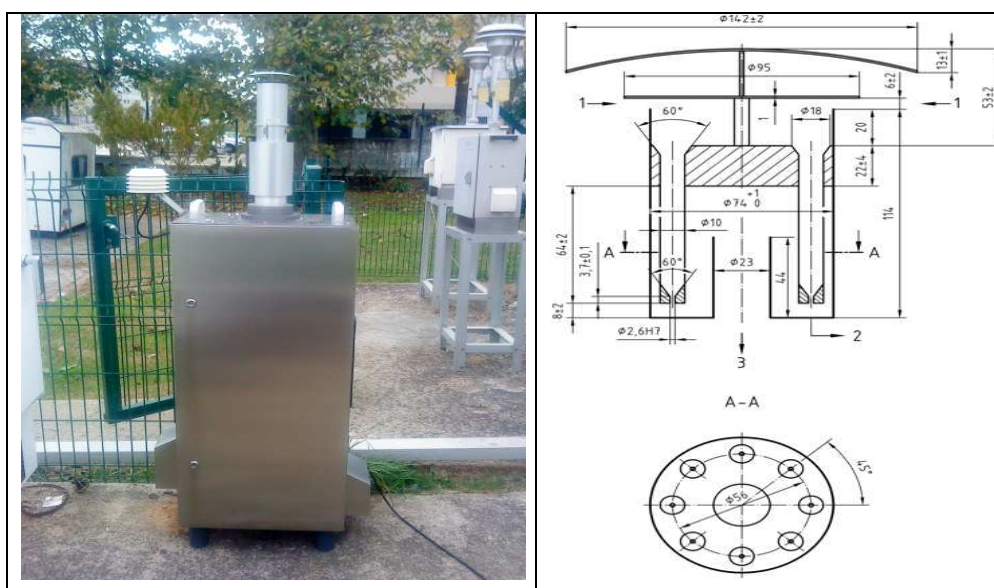
2 Design do método de referência

A norma europeia EN 12341:1998 prevê três sistemas de *design* para a amostragem gravimétrica das PM10, com base em diferentes caudais de amostragem, contudo iremos apenas referir aos 2 mais usuais, não dispensando a consulta da referida norma. Um é designado de alto volume, HVS de 68 m³/h, e um de baixo volume de 2,3 m³/h, designado por LVS. A cabeça de amostragem, os orifícios, obedece as especificações que se encontram detalhadas na norma.





Fotos do sistema de amostragem de alto volume (HVS) do método de referência das PM10





Fotos do sistema de amostragem de baixo volume (LVS) do método de referência das PM10

2.1 Filtros a utilizar

Para a operação da recolha das partículas PM10, os filtros a utilizar devem ser de fibra de vidro, fibra de quartzo, teflon (PTFE), ou fibra de vidro coberto com PTFE. Os filtros devem ter uma eficiência de separação $\geq 99,5\%$ e um diâmetro aerodinâmico de $0,3 \mu\text{m}$.

2.2 Condicionamento e sala de pesagens dos filtros

Para o condicionamento e pesagem dos filtros, deve ser usada uma sala ou cabine climatizada. A temperatura e a humidade relativa devem ser monitorizada continuamente, e controlada a $20^{\circ}\text{C} \pm 1\text{K}$ e a $(50 \pm 5) \text{HR}\%$. A balança deve ter uma resolução igual ou superior a $10 \mu\text{g}$ para filtros usados em sistemas LVS, e igual ou superior a $100 \mu\text{g}$ para filtros usados em sistema HVS.

Os filtros devem ser manuseados com pinças em aço inox, ou de PTFE. Quando são usadas filtros de fibra com pinças de PTFE, pode ocorrer descargas eléctricas estáticas. Para as pesagens de filtros de PTFE deve ser utilizado um descarregador de electricidade estática.

De forma a avaliar a exactidão e a deriva da balança, no início das pesagens dos filtros, a balança deve ser avaliada com massas de referência similar ao peso dos filtros. Se a leitura das massas de referência diferir mais de 20 µg para o LVS e mais de 200 µg para o HVS, deve ser avaliada a situação.

De forma a avaliar se as condições climatéricas da sala de pesagem afecta os filtros de LVS e de HVS, devem ser mantidos na sala dois filtros *brancos* do mesmo tamanho e do mesmo material usados nas amostragens. Os pesos dos filtros devem ser registados em cada secção de pesagens.

Para os sistemas LVS, se a alteração das massas dos filtros *brancos* for inferior a 40 µg em relação à última pesagem, deve ser registada a média, e a pesagem dos filtros deve iniciar-se. Se a variação da massa dos brancos foi superior a 40 µg, a situação deve ser resolvida antes de iniciar-se a pesagem dos filtros.

Para os sistemas HVS, se a alteração das massas dos filtros *brancos* for inferior a 500 µg em relação à última pesagem, deve ser registada a média, e a pesagem dos filtros deve iniciar-se. Se a variação da massa dos brancos foi superior a 500 µg, a situação deve ser resolvida antes de iniciar-se a pesagem dos filtros.

Variações de massa superior a 40 µg e de 500 µg para os filtros LVS e HVS respectivamente, é equivalente a um aumento da concentração em cerca de 0,7 µg/m³.

Os filtros que vão ser utilizados para as amostragens devem ser condicionados na sala de pesagem climatizada no mínimo 48 h antes da pesagem.

Os filtros devem ser pesados duas vezes com um intervalo no mínimo de 12 h, até obtenção de peso constante. Se a variação de massa for superior a 40 µg para os filtros LVS e superior a 500 µg para os filtros HVS, os filtros não podem ser utilizados.

Os filtros que vão ser utilizados para as amostragens devem ser mantidos na sala de pesagem climatizada até 28 dias antes de ser utilizados para as amostragens.

2.3 Procedimentos de transporte e armazenamento dos filtros

Os filtros devem ser mantidos em protecção durante o transporte e o armazenamento, por exemplo em caixas *petri* de vidro, ou outros aparatos similares.

Se a temperatura média mínima ambiente durante o período de amostragem estiver acima de 23°C, o filtro deve ser mantido a uma temperatura inferior por um período máximo de 15 dias antes de ir para sala de pesagem climatizada. Se a temperatura ambiente for igual ou inferior a 23°C o filtro deve ser mantido nas mesmas

condições referidas anteriormente. A razão da escolha da temperatura de 23°C, prende-se com as condições estabelecidas para a temperatura da sala de pesagem de 20°C com uma margem de tolerância de 3°C.

O transporte dos filtros amostrados deve ser conduzidos numa caixa fechada e de acordo com as condições de temperatura referidas anteriormente.

O racional para a definição de transporte e armazenamento é proporcionar as condições de forma a minimizar as variações de massa das partículas, quer por perda de substâncias semi voláteis, quer por e factores indesejáveis como a condensação.

2.4 Pesagem dos filtros amostrados

Os filtros amostrados são previamente condicionados na sala de pesagens climatizada por um período de 48 h, e depois de pesados são de novo condicionados por um período de 24 h a 72 h. Se a massa diferir mais de 60 µg para os filtros de LVS e mais de 800 µg para os filtros de HVS os resultados são anulados.

A massa dos filtros deve ser lida com base na média das duas pesagens efectuadas.

Variações de massa superior a 60 µg e de 800 µg para os filtros LVS e HVS respectivamente, é equivalente a um aumento da concentração em cerca de 1 µg/m³.

2.5 Medição do caudal

O caudal volumétrico para os sistemas LVS deve ser controlável no valor nominal de 2,3 m³/h para condições ambiente, e de 68 m³/h para o sistema de HVS. Durante o período de amostragem o caudal volumétrico deverá manter-se dentro do intervalo de ± 2% do valor nominal.

3 Calibração

3.1 Caudal

Os caudais dos amostradores gravimétricos LVS e HVS devem ser verificados pelo menos de 3 em 3 meses com um padrão de transferência rastreado a um padrão nacional ou internacional.

3.2 Temperatura ambiente e pressão

Caso seja necessário usar as medições de temperatura ambiente e da pressão para correcção das concentrações de PM10, estas devem ser medidas com sensores calibrados.

3.3 Balança

A balança deve ser calibrada com padrões rastreados pelo menos uma vez por ano.

3.4 Sensores de temperatura e humidade relativa da sala de pesagens

A incerteza (95%) dos sensores de temperatura deve ser melhor que $\pm 0,5$ K, e da humidade relativa melhor que $\pm 2,0$ % RH.

Os sensores devem ser verificados com padrões de transferência de 3 em 3 meses, e calibrados pelo menos uma vez por ano com padrões nacionais ou internacionais.

3.5 Brancos de campo

Os filtros *brancos* serão condicionados e pesados antes e depois do transporte para as estações juntamente com os filtros das amostragens. Se a massa dos filtros *brancos* diferir mais de 40 μg para os filtros de LVS e mais de 500 μg para os filtros de HVS devem ser investigadas as razões.

Variações de massa superior a 40 μg para os filtros LVS e de 500 μg para os filtros HVS, é equivalente a um aumento da concentração de 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4 Expressão dos resultados

Os resultados das concentrações devem ser expressos em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, e o volume de ar amostrado é referente às condições ambiente do local de medição.

O resultado da concentração é determinado de acordo com a expressão

$$C = (m_{f+p} - m_f) / F * t$$

em que C é a concentração expressa em $\mu\text{g}/\text{m}^3$;

m_{f+p} é a massa do filtro mais a massa das partículas em μg ;

m_f é a massa do filtro em μg ;

F é o caudal volumétrico às condições ambiente em m^3/h ;

t é o tempo de amostragem em h;

5 Avaliação do desempenho do método

A avaliação do desempenho do método passa pela determinação da incerteza das medições que será comparada com o valor máximo para a incerteza estabelecido pelos *Objectivos de Qualidade dos Dados* (DQO) da Directiva, implicando que os erros sistemáticos conhecidos devam ser eliminados.

É fundamental a listagem das fontes de incerteza conhecidas do método e quais são determinadas em testes de laboratório e em testes de campo.

5.1 Incertezas

Para a determinação da incerteza associada ao resultado das medições de uma grandeza Y, são seguidos os princípios do documento *Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement*, e também publicados nos documentos ENV 13005 e CR 14377 referidos na EN 14662-3:2005.

A quantidade medida Y (grandeza de saída, c), é função das grandezas de entrada X_i , cuja expressão em termos matemática é dada por:

$$Y = f(X_1, X_2, \dots, X_i, \dots, X_n)$$

» **12** Determinação de partículas atmosféricas PM10 em estações de medição da qualidade do ar e testes de campo para demonstração de métodos equivalentes

Para a situação das partículas, o modelo matemático estabelecido é a equação para a determinação da concentração

$$C = (m_{f+p} - m_j) / Q * t$$

Dado que as grandezas de entrada X_j não são exactas, as respectivas incertezas padrão u_j , irão contribuir para a incerteza do resultado final c_{verd} , dado pelo somatório das incertezas individuais:

$$u^2(c) = \sum u^2(c_i)$$

em que as incertezas das fontes individuais $u(c_i)$ consideram-se independentes e que contribuem linearmente para a incerteza global combinada.

Para uma probabilidade de 95%, ($k=2$), a incerteza combinada expandida vem dada por:

$$U_{95} = k * u(c)$$

com $k=2$, e a incerteza combinada expandida relativa vem dada por:

$$U_{c,rel} = (U_c / V_l) * 100$$

$U_{c,rel}$ é a incerteza combinada relativa expandida (%);

U_c é a incerteza combinada expandida ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

V_l é o valor limite diário para as PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

Para verificação do cumprimento dos Objectivos de Qualidade da Directiva 2008/50/CE, a condição exigida verifica-se quando é $U_{c,rel} \leq U_{\text{Directiva,rel}}$, ou seja $U_{c,rel} \leq 25\%$.

A incerteza de uma medição, é pois uma estimativa que procura caracterizar o intervalo de valores na qual se encontra o verdadeiro valor da mensuranda. Esta estimativa deve ser feita após a correcção das fontes de erros conhecidos.

Conforme já anteriormente referido, as incertezas padrão u_j das grandezas de entrada x_i e das grandezas de influência, deverão ser calculadas com base nos valores que traduzam as características de funcionamento do método, as influências físicas e químicas relacionadas com condições específicas do local, os valores relacionados com os parâmetros operacionais do local.

Para o valor limite diário ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a incerteza combinada expandida vem dada por

$$U=2*\sqrt{(u_{\text{campo}}^2 + u_m^2/V^2 + C^2*u_{\text{f}}^2/100^2)} \mu\text{g}/\text{m}^3$$

em que u_{campo} é o valor da incerteza de campo, e u_{f} é o valor da incerteza do caudal volumétrico

A incerteza de campo permite avaliar o efeito combinado de várias fontes de incerteza utilizando um par de amostradores em paralelo a medir em simultâneo a mesma atmosfera, dado não ser possível avaliar o efeito das fontes individuais de incerteza em testes de laboratório. O desvio padrão u_{campo} das diferenças de idênticos amostradores, serve como medida dos efeitos combinados através da expressão

$$u_{\text{campo}}^2 = \sum (y_{i,1} - y_{i,2})^2 / 2n$$

em que $y_{i,1}$ e $y_{i,2}$ são os resultados das medições em paralelo durante um período de 24 horas e n o número de medições.

Para o valor limite anual ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a incerteza combinada expandida vem dada por

$$U=2*\sqrt{(u_{\text{campo}}^2/365 + u_m^2/V^2 + C^2*u_{\text{f}}^2/100^2)} \mu\text{g}/\text{m}^3$$

em que o valor anual, é dado pela média dos valores diários, e 365 corresponde ao número de dias do ano.

5.2 Fontes de incertezas

Na tabela I encontram-se listadas as componentes de incerteza a considerar para o cálculo do valor da incerteza. Os valores apresentados são um exemplo, não dispensando pois, a consulta da norma EN 12341:1998 para explicativo.

Tabela I – Fontes de incerteza a incluir no cálculo da incerteza global combinada

Quantidade	Símbolo	Componente adicional aos testes de campo	Componente adicional aos testes de campo
Massa $m_{f+p} - m_f$	u_m	LVS	HVS
Desempenho da entrada na amostragem	u_{mip}	Negligenciável	Negligenciável
Percas no sistema pneumático do sistema de amostragem	u_{mit}	Negligenciável	Negligenciável
Eficiência do filtro	u_{mfe}	Zero por convenção	Zero por convenção
Efeito da humidade no filtro	u_{mbf}	40 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$	500 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$
Efeito da humidade nas partículas	u_{mbp}	60 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$	800 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$
Efeito da flutuação	u_{mb}	3 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$	30 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$
Efeitos estáticos	u_{ms}	Negligenciável	Negligenciável
Efeitos de contaminação	u_{mc}	Negligenciável	Negligenciável
Efeito da calibração da balança	u_{mba}	10 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$	100 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$
Efeito da deriva do zero da balança	u_{mzd}	10 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$	100 $\mu\text{g} / \sqrt{3}$
Caudal	u_f	LVS	HVS
Certificado de calibração	u_{fc}	0,25%/ $\sqrt{3}$	0,25%/ $\sqrt{3}$
Desvio da calibração	u_{fd}	2%/ $\sqrt{3}$	2%/ $\sqrt{3}$
Deriva do caudal	u_{fd}	~3%/ $\sqrt{3}$	~3%/ $\sqrt{3}$
Influência do sensor de temperatura Máxima diferença para 1 K	u_{ft}	~0,3%	~0,3%
Influência do sensor de pressão Máxima diferença para 10 mbar	u_{fp}	~1%	~1%
Sub total		2,3%	2,3%
Tempo	u_t	Negligenciável	Negligenciável
Testes de campo	u_{campo}	~1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	~1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Incerteza combinada (*)	u_c	1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

* $U = 2 * \sqrt{(u_{campo}^2 + u_m^2 / V^2 + C^2 * u_{fj}^2 / 100^2)} \mu\text{g} / \text{m}^3$

5.3 Incerteza expandida *versus* Objectivos de Qualidade dos Dados (DQO)

A tabela II compara os valores da incerteza estimada para o exemplo anterior, com o valor máximo estabelecido pelo DQO para as PM10.

Valor limite PM10	DQO EU	Incerteza expandida Sistemas LVS		Incerteza expandida Sistemas HVS	
		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
Média diária					
50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	25	$U=2*1,4$	$2,8/50=6,1$	$U=2*1,4$	$2,8/50=6,1$
Média anual			<i>Cumpre</i>		<i>Cumpre</i>
40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	25	$U=2*0,85$	$1,7/40=4,7$	$U=2*0,85$	$1,7/40=4,2$
			<i>Cumpre</i>		<i>Cumpre</i>

6 Testes de equivalência para amostradores candidatos

Os testes de equivalência para amostradores candidatos podem ser de dois tipos, os testes de laboratório em que são avaliadas as diferentes contribuições de fontes de incerteza, e/ou os testes de campo em que o amostrador candidato é submetido lado a lado com o método de referência de PM10.

Se o amostrador candidato apresenta pequenas diferenças em relação ao método de referência, é suficiente um procedimento laboratorial restrito para quantificar as fontes de incertezas, não sendo necessários os testes de campo. Como exemplo:

- Um amostrador de referência com um sistema automático de filtros;
- Diferentes condições de pesagem, ex, teores elevados de humidade relativa na sala de pesagem;
- Diferentes controladores de caudal;
- Utilização de outros tipos de filtros, ex, filtros de celulose;
- Transporte de filtros amostrados a temperaturas acima dos 23°C;
- Transporte e armazenamento dos filtros após a amostragem em condições não arrefecidas;

Quando o amostrador candidato é alteradamente diferente do método de referência, como exemplo diferente *design* na cabeça de amostragem, é necessário um procedimento de campo.

6.1 Requisitos dos testes

6.1.1 Comparabilidade dos amostradores candidatos

É um teste estatístico para um nível de confiança de 95%, que avalia a diferença D_i das concentrações de dois amostradores candidatos idênticos Y_{i1} e Y_{i2} que idealmente será $D_i=0$.

Para média de concentrações inferiores a 100 µg/m³

- a) Calcular a concentração média Y_i das medições em paralelo, $(Y_{i1} + Y_{i2})/2$;
- b) Seleccionar todas as médias $Y_i \leq 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- c) Número total de pares de concentrações determinados $n_{<}$;
- d) Calcular o desvio padrão s_a através

$$s_a = \sqrt{(\sum D_i^2 / 2 n_{<})}$$

- e) Seleccionar o correspondente factor de Student $t_{f<,0,975}$ da distribuição de Student (two-sided) para um nível de confiança de 95%, para $f_{<} = n_{<} - 2$ graus de liberdade;
- f) Calcular o intervalo de confiança (two-sided) CL_{95} para os valores das concentrações médias

$$CL_{95} = a_s * t_{f<,0,975}$$

- g) Verificar da conformidade de acordo com o critério

$$CL_{95} \leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Caso contrário, é rejeitado.

Para média de concentrações superiores a 100 µg/m³

- a) Seleccionar todas as médias $Y_i > 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- b) Número total de pares de concentrações determinados $n_{>}$;
- c) Calcular o desvio padrão relativo s_r através

$$s_r = \sqrt{(\sum (D_i / Y_i)^2 / 2 n_{>})}$$

- d) Seleccionar o correspondente factor de Student $t_{f>,0,975}$ da distribuição de Student (two-sided) para um nível de confiança de 95%, para $f_{>} = n_{>} - 2$ graus de liberdade;
- e) Calcular o intervalo de confiança (two-sided) CL_{95} para os valores das concentrações médias

$$CL_{95} = a_s * t_{f>,0,975}$$

- f) Verificar da comparabilidade de acordo com o critério

$$CL_{95} = \leq 0,05 \text{ (5\%)}$$

Caso contrário, é rejeitado.

6.1.2 Comparabilidade do amostrador candidato com o amostrador de referência

O teste estabelece a relação entre as concentrações obtidas em duplicado com o amostrador candidato e o amostrador de referência, o que implica uma relação do tipo $Y=X$. O teste compreende os seguintes passos:

- Estabelecer a relação linear $y=f(x)$ entre o amostrador candidato e o amostrador de referência;
- Calcular o intervalo de confiança de $y=(x \pm 10) \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $x \leq 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtidas pelo amostrador de referência, e para $y=0,9x (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ e $y=1,1x (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ para concentrações $x > 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- Desenhar um gráfico com a função linear ideal $y=x$, e o intervalo de confiança;
- Os pares de dados medidos (X_b, Y_{i1}) e (X_b, Y_{i2}) respectivamente;
- A função de equivalência calculada $y=f(x)$;
- Verificar a conformidade da função de equivalência. Se o coeficiente de determinação R^2 da função de equivalência é $\geq 0,95$ e a função está dentro do intervalo de confiança determinado, o amostrador candidato está conforme. Caso contrário, é rejeitado.

7 Bibliografia

1. EN 12341:1998 Ambient air quality – Determination of the PM₁₀ fraction of suspended particulate matter - Reference method and field test procedure to demonstrate reference of equivalence of measurement methods
2. Guidance to Demonstration of Equivalence ambient air monitoring methods, January 2010
3. *Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement, GUM* ISO/IEC Guide 98:1995
4. EN ISO/IEC 17025 General requirements for the competence of testing and calibration laboratories
5. MANUAL DE MÉTODOS E PROCEDIMENTOS OPERATIVOS DAS REDES DE MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DO AR – Amostragem e Análise, Ed. Agência Portuguesa do Ambiente, 2010
6. Directiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de Maio de 2008