Fisica dell'atmosfera e dispersione degli inquinanti



Caratterizzazione degli aerosol atmosferici e del particolato

aerodisperso

http://www.ge.infn.it/~prati

MEMO DEFINIZIONI

AEROSOL: una sospensione di «particelle» solide o liquide in un gas

DROPLETS: particelle liquide all'interno dell'aerosol

PARTICOLATO ATMOSFERICO: particelle solide o liquide nell'aerosol

AEROSOL PRIMARIO: le particelle solide o liquide che sono introdotte in atmosfera

AEROSOL SECONDARIO: le particelle solide o liquide che si formano in atmosfera per processi chimico-fisici

DIMENSIONI DEL PM: tra pochi nm e 100 µm...ma come si definisce?

DIAMETRI EQUIVALENTI DI UNA PARTICELLA DI PM



Le particelle del PM possono avere forme assolutamente irregolari e devono essere definiti criteri per individuare parametri (<u>possibilmente uno solo</u>) che ne individuino la dimensione. Ci sono diverse possibilità....

Diametro di Feret (F: estensione max.), di Martin (M: A1=A2) e del cerchio equivalente (PA)

FLUIDODINAMICA: ATTRITO VISCOSO

Qualche numero sulle molecole di «aria» a T= 20°C e P = 1 atm

Grandezza	Lunghezza (µm)	Ratio con diametro molecolare
Diametro molecola	3.7 10-4	1
Distanza media molecole	3.4 10 ⁻³	9
Cammino libero medio	6.6 10 ⁻²	180
Particella con d = 0.1 μ m	1.0 10-1	260



Legge di Newton sulla viscosità: $F = \frac{\eta AU}{v}$

Forza per mantenere tra due strati di fluido una velocità relativa, U, costante

 η = coeff. di viscosità dinamica; [η] = N s m⁻² nel SI

FLUIDODINAMICA: IL NUMERO DI REYNOLDS

Numero di Reynolds, R_e : adimensionale, indice legato al moto di un fluido in un condotto o attorno ad un ostacolo (e.g.: una particella di PM) o viceversa \rightarrow legato al rapporto tra forze di attrito ed inerziali.

Se il fluido è l'aria STP $(T=20^{\circ}C)$ allora Re = 66000 Vd (S.I.) = 6.6 Vd (c.g.s.)

AEROSOL E NUMERO DI REYNOLDS

Con R_e «piccolo» il flusso tende ad essere laminare





Per gli aerosol atmosferici dimensioni e velocità determinano <u>quasi</u> <u>sempre</u> condizioni di flusso laminare:

Re = 0.1



033

Re = 250

 ρ = 1.20 kg m⁻³; η = 1.81 10⁻⁵ Pa s(n s m⁻²)

 $R_e = 6.6 \ 10^4 \ vd = 6.6 \ 10^{-2} \ v$

(per particelle con d = 1 μ m)

e.g.: con v = 100 km h⁻¹ \rightarrow R_e = 1.85

LA LEGGE DI NEWTON

Newton si è occupato del «moto di un proiettile», sferico, includendo i fenomeni di attrito, il suo risultato è utile specie per arrivare al moto a velocità costante di una particella di aerosol in atmosfera. La legge di Newton si applica in particolare quando $R_p > 1000$.

La resistenza offerta dal fluido al passaggio di un proiettile sferico è pari al momento trasferito alle molecole di aria:

$$m = \varrho_a \frac{\pi}{4} d^2 v$$
 $\frac{dp}{dt} \propto mv = \varrho_a \frac{\pi}{4} d^2 v^2$

La variazione del momento è necessariamente uguale alla forza per mantenere costante la velocità del proiettile \rightarrow Forza di trascinamento (*drag force*), F_D:

$$F_D = \frac{dp}{dt} \propto mv = K\varrho_a \frac{\pi}{4} d^2 v^2 \rightarrow = C_D \frac{\pi}{8} \varrho_a d^2 v^2$$

Espressa generalmente in termini di un «coefficiente di trascinamento», C_D , adimensionale e dipendente da forma del proiettile e da R_e

COEFFICIENTE DI DRAG vs R_e (per particelle sferiche)



La legge di Newton considera solo gli effetti inerziali tralasciando quelli di attrito viscoso e quindi risulta valida solo ad alti valori di R_e

FORZA DI TRASCINAMENTO E LEGGE DI STOKES

La Legge di Stokes fornisce un'espressione per la forza d trascinamento (drag force) esercitata da un fluido in movimento attorno ad un **oggetto sferico** in condizioni di $R_e < 1$.

L'espressione è ottenuta risolvendo le equazioni di Navier-Stokes con F_i trascurabili ed è:

$F_D = 3\pi\eta v d$

Dalla legge di Stokes si ricava la **velocità di deposizione** (*settling velocity*) di una particella immersa in un fluido statico e sotto l'azione della gravità:

$$F_{D} = F_{G} \rightarrow 3\pi\eta v d = (\rho_{p} - \rho_{g}) \pi d^{3}g/6 \rightarrow v_{S} = \frac{\rho_{p}d^{2}g}{18\eta}\pi \text{ in aria (con d > 1 e R}_{e} < 1)$$

$$\underline{Mobilita} \text{ (in regime Stokes), } B = \frac{v_{S}}{F_{D}} = \frac{1}{3\pi\eta d}$$

Es: particella sferica di Fe₂O₃, $d = 2.5 \ \mu m \rightarrow v_s = 0.098 \ cm \ s^{-1}$

VERSO D_{ae} : SLIP FACTOR E FATTORE DI FORMA

If the particle is not spherical it is possible to use a correction factor χ (called **dynamic shape factor**) in the Stokes law.



C_c = fattore di Cunningham o «slip factor»

 $C \approx 1 + 2.52\lambda/d$

e diventa importante quando d < 1μm

 d_{ev} is the equivalent volume diameter. It is the diameter of a sphere having the same volume of the irregular particle. It can be thought as the diameter of the sphere that would result if the irregular particle melted to form a droplet.

TABLE 4-3. Dynamic Shape Factors for Various Types of Compact Particles (No Internal Voids)

Shape	Dynamic Shape Factor (χ)	
Sphere	1.00	
Cluster of spheres		
2 sphere chain	1.12	
3 sphere chain	1.27	
4 sphere chain	1.32	
Prolate spheroid $(L/D = 5)^a$		
Axis horizontal	1.05	
Axis vertical	1.39	
Glass Fiber($L/D = 5$)	1.71	
Dusts		12 - C
Bituminous coal	1.05-1.11	$0_n a_{on}^2 a_{U_c}$
High-ash soft coal	1.95	
Quartz	1.36-1.82	$v_{\rm c} =$
Sand	1.57	3 19n v
Talc	2.04	
UO ₂	1.28	
ThO ₂	0.99	

"Calculated values; all others are experimental.

IL DIAMETRO AERODINAMICO (IN REGIME DI STOKES)

Aerodynamic (equivalent) diameter (equivalent is sometimes left out or implied) is the diameter of a standard-density $\rho_0 = 1000 \text{ kg/m}^3$ sphere having the same gravitational settling velocity as the particle being measured.

When the particle density is close to standard density, $C_{c,dp}$ differs little from $C_{c,da}$, and the ratio of the two slip correction factors can be approximated by one. For particles above about 1 µm, the slip correction factor is close to unity, so this ratio can be approximated by one even for particle densities very different from unity.

For non-spherical particles it is necessary to use the equivalent diameter and the dynamic shape factor so that the aerodynamic diameter is:

$$d_{a} = d_{ev} \left(\frac{C_{e,dev}}{C_{e,da}}\right)^{1/2} \left(\frac{\rho_{p}}{\chi \rho_{o}}\right)^{1/2}$$

For particles outside the Stokes region the aerodynamic diameter should be evaluated iteratively using the general equation of the drag coefficient to evaluate the settling velocity.

DENSITÀ, DIMENSIONE E FORMA DETERMINANO D_{ae}



FIGURE 3.3 An irregular particle and its equivalent spheres.

Considering the dynamical properties of particles it is possible to associate a diameter (in this case the aerodynamic diameter) to particles having variable density and shapes.

Il diametro aerodinamico (d_{ae}) di una particella di forma irregolare e densità ρ_p è definito essere uguale a quello (d_a) di una particella sferica e di densità unitaria (ρ_0) che si depositi su un supporto con la stessa velocità.

D_{ae} vs RESIDENCE TIME



Particles > 20 µm have low residence times (hours) because of gravitational settlings.

Particles with 1 μ m < dp < 20 μ m have residence time variable between several hours to a few days.

Particles with 0.1 μ m < dp < 1 μ m have residence time between days and weeks and could be transported for thousands of kilometers.

Particles with dp<0.1 µm have residence time from hours to days.

DEFINIZIONI PER DISTRIBUZIONI DIMENSIONALI

(vedi approfondimenti estratti da: Atmospheric chemistry and Physics of air pollution, J. Seinfeld)

Generally particles of different sizes are mixed in a typical atmospheric sample. This situation is described using the size distribution of the specific sample.

The number size distribution is evaluated calculating the frequency $f(d_{pi})$ associated to a specific size interval i with diameters between d_{pi} and $d_{pi} + \Delta_i$.

$$f(d_{pi}) = \frac{1}{N} \frac{n_i(d_{pi})}{\Delta_i} \qquad n_i(d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ n_i(d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ (particles/cm^3) \mbox{ in the specific size} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ (particles/cm^3) \mbox{ in the specific size} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration of particles} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the specific size} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the specific size} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the concentration} \\ (n_i(d_{pi}) - d_{pi}) \qquad \qquad \mbox{is the conc$$

$$\sum_{i} f(d_{pi})\Delta_{i} = 1 = \int_{0}^{\infty} f(d_{p})d(d_{p}) \text{ Normalised to one}$$

$$F(a) = \int_0^a f(d_p) d(d_p)$$

Represents the fraction of particles having diameter $\leq a$

RAPPRESENTAZIONE DIFFERENZIALE E CUMULATIVA



FIGURE 4.5 Cumulative distribution curve.

MEMO: DEFINIZIONI ESSENZIALI

Given a specific size distribution is it possible to define and evaluate the following diameters:



Median diameter. Defined as the diameter for which 50% of the particles are smaller and 50% of the particles are larger. This is the diameter that divides the distribution curve into two equal areas and correspond to a cumulative fraction of 50%.

For skewed distributions with a tail at large size mode < median < mean

LA DISTRIBUZIONE LOG-NORMALE

La distribuzione dimensionale del PM evidentemente non può essere descritta con una gaussiana (coda asimmetrica, valori >0) che risulterebbe comunque poco pratica per gestire una variabilità di 5 OdG. Questi elementi suggeriscono di esprimere la distribuzione dimensionale sulla base del log (o ln) del diametro (equiv.) delle particelle, d_p. Questo passaggio risulta particolarmente utile perché le distribuzioni dei valori di log(d_p) risultano quasi sempre seguire la distribuzione normale ovvero la distribuzione dimensionale delle particelle negli aerosol atmosferici tende ad essere LOG-NORMALE (in alcuni lavori si dimostra che questo comportamento è caratteristico delle situazioni in cui il valore di una variabile dipende da quelli precedenti ed influenza i successivi).

Memo: forma della distribuzione normale

$$df = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(d_p - d_a)^2}{2\sigma^2}} dd_p \qquad \sigma = \sqrt{\left(\frac{\sum n_i (d_i - d_a)^2}{N - 1}\right)}$$

Con d_a = media aritmetica della variabile (diametro)

LA DISTRIBUZIONE LOG-NORMALE

Nella distribuzione log-normale quindi $log(d_p)$ è distribuito normalmente; la forma della log-normale è identica a quella della gaussiana con le seguenti sostituzioni:

$$d_{a} \rightarrow < \ln(d_{p}) > = \frac{\sum n_{i} \ln(d_{i})}{N} \quad media \ geometrica \ di \ d_{p}, (meglio \ \frac{d_{p}}{d_{0}}, con \ d_{0} = 1 \mu m)$$

$$\sigma \rightarrow \ln(\sigma_{g}) = \sqrt{\left(\frac{\sum n_{i} (\ln(d_{i}) - \ln(d_{g})^{2})}{N-1}\right)} \qquad SD \ geometrica \ o \ GSD$$

La distribuzione log-normale dei diametri delle particelle negli aerosol si scrive quindi:

ovvero

$$df = \frac{1}{ln(\sigma_g)\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{\left(ln(d_p) - ln(CMD)\right)^2}{2(ln(\sigma_g))^2}} dln(d_p)$$

$$df = \frac{1}{ln(\sigma_g)d_p\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{\left(ln(d_p) - ln(CMD)\right)^2}{2(ln(\sigma_g))^2}} dd_p$$

QUALCHE PRECISAZIONE...

Per definizione, la media geometrica di d_p , indicata con d_g , è data da:

$$d_g = \sqrt[N]{d_1 d_2 \dots d_N} = \sqrt[N]{\prod n_i d_i} \to \ln(d_g) = \frac{\sum n_i \ln(d_i)}{N}$$

La distribuzione di $ln(d_p)$ è simmetrica (normale) e quindi media=mediana.

La mediana della distribuzione di $ln(d_p)$ = mediana di d_p , perché il passaggio ai logaritmi non altera la divisione in due parti uguali della distribuzione **quindi d_g =CMD**

Inoltre, per la log-normale, il 68% delle particelle ha un diametro compreso nell'intervallo:

$$ln(CMD) - ln(\sigma_g) < ln(d_p) < ln(CMD) + ln(\sigma_g)$$
$$ln\left(\frac{CMD}{\sigma_g}\right) < ln(d_p) < ln(CMD \sigma_g)$$
$$\frac{CMD}{\sigma_g} < d_p < CMD \sigma_g$$

MISURA DEL DIAMETRO DELLE PARTICELLE (d > 300 nm)



MISURA DIRETTA DEL D_{ae} (d > 500 nm)







1

Aerodynamic Diameter (µm)

10

100

1000

1.0E+01

400 0 0.1

MISURA DELLE PICCOLE PARTICELLE (d < 300 nm)

SMPS: Scanning Mobility Particle Sizer



Particle Counter

DISTRIBUZIONE IN NUMERO, VOLUME E MASSA

A partire dalla distribuzione del numero di particelle vs. $ln(d_p)$, o anche vs. d_p , si ottengono altre distribuzioni (I e II momento...)

 $n_N(\ln(d_p))d\ln(d_p) \rightarrow n. di part./m^3 con \ln(d_p) < ln(d) < \ln(d_p) + d\ln(d_p)$

 $n_{S}(\ln(d_{p}))d\ln(d_{p}) = \pi d_{p}^{2}n_{N}(\ln(d_{p})) \rightarrow sup. \ part./m^{3} \ con \ \ln(d_{p}) < \ln(d) < \ln(d_{p}) + d\ln(d_{p})$

 $n_{V}(\ln(d_{p}))d\ln(d_{p}) = \frac{\pi}{6}d_{p}^{3}n_{N}(\ln(d_{p})) \rightarrow vol. \ part./m^{3} \ con \ \ln(d_{p}) < \ln(d) < \ln(d_{p}) + d\ln(d_{p})$ $n_{M}(\ln(d_{p}))d\ln(d_{p}) = \rho_{p}\frac{\pi}{6}d_{p}^{3}n_{N}(\ln(d_{p})) \rightarrow mas. \ part./m^{3} \ con \ \ln(d_{p}) < \ln(d) < \ln(d_{p}) + d\ln(d_{p})$

Memo: d _p è adimensionale ovvero	d_{p}	$=d_p/$	'1	μm	1
---	---------	---------	----	----	---

Componenti aerosol atm.	Diametro (µm)	Mass (ng)	concentrazione (#/cm³)
Molecole aria (e.g. N_2)	3.8 10-4	4.6 10 ⁻¹⁴	≈ 10 ¹⁹
PM	$10^{-2} - 10^{1}$	10 ⁻⁹ - 10 ⁰	< 10 ⁸

DISTRIBUZIONE IN NUMERO, VOLUME E MASSA

Diametro	# Particelle	Superficie	Volume/massa
10 µm	1	1	1
1 μm	10 ³	10 ²	1
0.1 μm	10 ⁶	104	1
0.01 μm	10 ⁹	10 ⁶	1



FORMAZIONE E DISTRIBUZIONE DEL PM: DISTRIBUZIONE «IDEALE»



LA DISTRIBUZIONE LOG-NORMALE: REALTA' E DEFINIZIONI



MODE DELLA DISTRIBUZIONE IN MASSA DEL PM

NUCLEATION MODE: includes particles up to 0.02 µm generated from gas-toparticle conversion processes. This depends from the concentrations of precursor gases (like ammonium, SOx, NOx) and environmental conditions (temperature, solar radiation and relative humidity). New particles live for a few hours because they tend to form larger particles for coagulation and condensation (also of other gases present). Growth rate up to a few nm/h were observed (Kulmala et al, 2001, Tellus 53B, pp. 479-490).

AITKEN MODE: includes particles with diameter in the interval between 0.02 μ m and 0.1 μ m. They originates from primary sources (natural and anthropic) but also as growth of particles from the nucleation mode.

ACCUMULATION MODE: it includes particles with diameters between 0.1 μ m and 1 μ m. They originate as primary emissions from different sources as well as for growth of particles from the Aitken mode.

COARSE MODE: it includes particles larger than 1 µm generally formed in mechanical processes (erosion, break wear and so on).

PMx = concentrazione di PM con $D_{ae} \le x \mu m$

Sorgenti naturali del PM quali ad esempio:









...ed altre ancora...

Sorgenti antropogeniche del PM quali ad esempio:

Traffico

Attività Industriali

iscaldamento domestico

Centrali termoelettriche

Inceneritori

...ed altre ancora...

SORGENTI DI PM

TABLE 1.9. Global Estimate of Particles of Natural Origin Smaller than20 μm Diameter Emitted to or Formed in the Atmosphere^a

Source	Estimated Emissions (Tg yr ⁻¹)
Soil and Rock Debris	50-250
Forest Fires	1-50
Sea Salt	300
Volcanic Debris	25-150
Particles formed from Gaseous Emissions of H_2S , NH_3 , NO_x , and HC	$\frac{345-1100}{721-1850}$

Naturali





 TABLE 1.10.
 Estimated Annual Anthropogenic Particulate Matter Emissions in the United States^a

Source Category	Emissions (Tg yr ⁻¹)
Fuel combustion and industrial processes	10
Industrial process fugitive emissions	3.3
Nonindustrial fugitive emissions	110-370
Transportation	1.3
TOTAL	125-385

MAJOR PM COMPONENTS AROUND THE WORLD



OLTRE ALLA CARATTERIZZAZIONE DIMENSIONALE...COSA SERVE ?

Health issues:

PM concentration and composition, size distribution, time evolution (e.g. acute episodes)

Environmental /climatological issues:

PM concentration and composition, size and height distribution, long-range transport, **optical properties**, etc.

ANY Air quality /Climatological policy must rely on a robust:

SOURCES APPORTIONMENT

Huge amounts of composite, good quality data, sophisticated math. tools!

IL PROBLEMA DEL «SOURCE APPORTIONMENT» DUE APPROCCI COMPLEMENTARI



IDEA ALLA BASE DEI MODELLI A RECETTORE

Il PM conserva (tutta o in parte) la composizione chimica caratteristica (eventualmente) della sua origine che può essere "riconosciuta" al recettore e distinta da quella di altre "sorgenti".



Quindi per i soli gas non può funzionare !

Non basta solo la chimica, serve almeno anche l'andamento temporale Se la concentrazione di due o più componenti del PM mostrano lo stesso andamento temporale, questi hanno, probabilmente, la stessa sorgente



RACCOLTA DEL PM

Per controllare i limiti di legge e comunque per studiare il PM si devono raccogliere dei campioni, in pratica si flussa una quantità nota di aria attraverso una membrana filtrante su cui il PM si deposita, esistono però diverse tecniche che consentono di misurare caratteristiche diverse del PM (granulometria, andamento temporale, etc.).

Si possono isolare due famiglie di tecniche (e quindi di strumenti): raccolta per filtrazione o impatto


PM: MOTI ACCELERATI IN UN GAS

Sono importanti sia quelli rettilinei che quelli curvilinei, sotto l'azione di forze costanti o variabili, per comprendere i metodi di raccolta/selezione del PM.

Tempo di rilassamento, τ : <u>in regime Stokes</u>, la velocità finale (e.g. v_s) sotto l'azione di forza esterna costante (che la forza di attrito viscoso/trascinamento controbilancia) dipende dalla mobilità della particella: v_{TF} = BF, se F = Fg \rightarrow v_{TF} = v_{TS} = Bmg . Il prodotto τ = mB viene detto *tempo di rilassamento*.

$$\tau = \mathsf{mB} = \varrho_p \frac{\pi}{6} d^3 \left(\frac{C_c}{3\pi\eta d} \right) = \frac{\varrho_p d^2 C_c}{18\eta}$$

che non dipende dall'intensità della forza esterna.

Può essere visto come il tempo tipico impiegato da una particella per adattarsi all'azione di nuove forze esterne ($\Rightarrow v_{TF} = \tau \frac{F}{m} = \tau a$). Valori tipici: d=0.01 µm $\Rightarrow \tau \approx 10^{-8} s$; d = 10 µm $\Rightarrow \tau \approx 10^{-4} s$

PM: MOTI ACCELERATI IN UN GAS

Nel ricavare la *settling velocity* non si è considerato il transitorio necessario per raggiungere questa condizione di equilibrio, se la particella parte da ferma, si dimostra facilmente che:

$$v(t) = v_s \left(1 - e^{-t/\tau} \right)$$

Se t = $3\tau \rightarrow v(t) \approx 95\% v_s$. Se invece $v(0) \neq 0$:

$$v(t) = v_f - (v_f - v_0)e^{-t/\tau}$$

Esprimendo v(t) come dx/dt ed integrando l'eq. rispetto a t si ottiene:

$$x(t) = v_f t - (v_f - v_0)\tau (1 - e^{-t/\tau})$$

Un caso particolare importante è dato da $v_0 \neq 0$ in aria ferma e \mathbf{F}_{ext} =0. Ne segue che v_f =0 e per t >> $\tau \rightarrow x(t) = S = v_0 \tau$, *Stopping distance o range inerziale*.

Per una particella che si muove in un flusso di aria che cambia improvvisamente direzione, S rappresenta la distanza in cui la particella continua a muoversi lungo la direzione originale.

PM: MOTI CURVILINEI IN UN GAS

Si verificano quando una particella immersa in un flusso che si muove a velocità costante è sottoposta a forze in altre direzioni o variabili oppure quando l'aria cambia direzione (ad esempio in prossimità di un ostacolo). Nel primo caso la situazione si affronta scomponendo il moto lungo gli assi. Ad esempio: v_0 lungo x in aria ferma:

$$x(t) = v_0 \tau \left(1 - e^{-t/\tau} \right)$$
$$y(t) = v_s t - v_s \tau \left(1 - e^{-t/\tau} \right)$$

E' più complicato descrivere cosa succede quando il flusso d'aria incontra un ostacolo e la soluzione esatta è possibile solo tramite la soluzione, eventualmente numerica, delle equazioni di Navier-Stokes (vedi approfondimento sul sito. In generale i moti curvilinei sono legati al valore del numero di Stokes (Stk) dato dal rapporto tra la *stopping distance/range inerziale e la dimensione dell'ostacolo* oppure quello *tra tempo di rilassamento e tempo necessario per superare l'ostacolo*.

In genere se Stk >>1 le particelle continuano a muoversi nella stessa direzione mentre con Stk << 1 si adattano alle linee di flusso.

IMPATTORI INERZIALI E NUMERO DI STOKES



Quando le linee di flusso di un fluido, tenuto in regime laminare, in uscita da una fenditura sottile si curvano per superare un ostacolo piano posto perpendicolarmente alla direzione del moto, le particelle di massa elevata in esso sospese non riescono a seguire il cambiamento di direzione e impattano sulla superficie. Se si assume che, dopo l'impatto, rimangano alla superficie, aderenti allora avranno una distribuzione di diametri caratterizzata da un limite inferiore ben definito. **Tutto** dipende dal valore di Stk.

IMPATTORI INERZIALI E NUMERO DI STOKES

Il valore di StK in questo caso si esprime come (U = velocità del flusso d'aria all'interno dell'ugello/condotto):

$$StK = \frac{\tau U}{D/2} = \frac{\varrho_p d_p^2 U C_c}{9\eta D}$$

Per condotti circolari, con sezione rettangolare \rightarrow semi lunghezza al posto di D/2. Con opportuni calcoli/simulazioni si può ottenere, per uno specifico dispositivo, la relazione tra efficienza di impatto/raccolta e il valore di \sqrt{StK} (e quindi di d_p)



IMPATTO E NUMERO DI STOKES: ANALISI SEMPLIFICATA



Hp: condotto rettangolare, flusso uniforme, traiettoria curvilinea circolare, U costante.

Le particelle trascinate dal flusso d'aria subiscono, nel tratto curvilineo, una forza centrifuga e si ha una velocità radiale:

$$v_r = \tau a_r = rac{\tau U^2}{r}$$
ento radiale, Δ , che no

Lo spostamento radiale, Δ , che ne consegue è dato da:

$$\Delta = v_r t = \frac{\tau U^2}{r} \left(\frac{2\pi r}{4U}\right) = \frac{\pi}{2}\tau U$$

La frazione di particelle nel flusso che impattano sulla superficie/ostacolo (efficienza di impatto) può essere stimata come:

$$\epsilon \approx \frac{\Delta}{h} = \frac{\pi \tau U}{2rh} = \frac{\pi}{2} StK$$

La distanza tra l'uscita dal condotto/ugello e il piano di impatto è poco rilevante

MECCANISMO D'IMPATTO

Fissata la geometria della fenditura si può quindi calcolare il flusso d'aria cui corrisponde la situazione ideale in cui tutte le particelle con $d_{ae} < d_{th}$ impattano mentre tutte le altre seguono le linee di flusso del fluido (aria). Più realisticamente si definisce, <u>DIAMETRO DI TAGLIO (ECD)</u>, il valore di D_{ae} sopra il quale il 50% delle particelle impattano. Se l'impattore è ben progettato comunque lo scostamento dal caso ideale non è molto marcato (vedi dipendenza da StK. E' più comodo esprimere il valore di StK in funzione del flusso, direttamente controllabile, piuttosto che della velocità U dell'aria:

$$StK = \frac{\tau U}{D/2} = \frac{\varrho_p (ECD^2)UC_c}{9\eta D} \rightarrow ECD\sqrt{C_c} = \sqrt{\frac{9\eta D (StK)_{50}}{\rho_p U}}$$
$$ECD\sqrt{C_c} = \sqrt{\frac{9\eta \pi D^3 (StK)_{50}}{4\rho_p \phi}} \qquad ECD\sqrt{C_c} = \sqrt{\frac{9\eta LW^2 (StK)_{50}}{\rho_p \phi}}$$

Condotti/ugelli circolari

Condotti/ugelli rettangolari

IMPATTORI INERZIALI

Sono strumenti versatili, poiché é possibile variarne alcune caratteristiche (dimensioni e tipo degli ugelli, valore del flusso) per selezionare frazioni di diametro differenti

Si definisce *diametro di taglio efficace* (ECD), il valore di D_{ae} per cui il 50% delle particelle impatta, mentre il restante 50% riesce a superare l'ostacolo. Ci si riferisce di norma ai seguenti valori:

Tipo di impattore	Stk ₅₀	$\sqrt{\text{Stk}_{50}}$
Jet circolare	0.24	0.49
Jet rettangolare	0.59	0.77

Supporti <u>non porosi</u> sottili (8 µm) di Mylar $[C_{10}H_8O_4]$ o Kapton $[C_{22}N_2O_5H_{10}]$ lubrificati con paraffina o simili (APIEZON, vaselina) per evitare rimbalzi.

Possono venire utilizzati a più stadi di raccolta componendo sezioni d'impatto nelle quali aumenti progressivamente la velocità del fluido: lo stadio finale é solitamente un filtro con pori di diametro 0.4 μ m per il particolato ultrafine.

IMPATTORI MULTISTADI



IMPATTORI MULTISTADI



FILTRI

Sono supporti porosi, cioè membrane in policarbonato (NUCLEPORE) o acetato di cellulosa (MILLIPORE), o Teflon (CF_2)_n o fibra di vetro o quarzo. La porosità é ~ 5-10% dell'area totale del filtro per il Nuclepore (s: 10 µm), ~ 80% per il Millipore (s = 150 µm). Membrane Nuclepore (fori da 0.4 µm) hanno efficienza di raccolta ~ 1 a tutti i d_p . Le membrane con pori da 8 µm hanno valori di efficienza assai vicini a quelli di deposizione nell'area laringo-faringea. Possono essere, quindi, vantaggiosamente utilizzate per determinare le proprietà e gli effetti, in questo tratto delle vie respiratorie, del particolato di diametro maggiore di 1 µm. La norma prevede, per la determinazione del PM10/PM2.5, l'utilizzo di fibre di vetro o quarzo o teflon con porosità 2 µm.





FILTRI



FILTRI

I filtri di Teflon hanno una struttura fibrosa , i pori coprono in media il 70% della superficie. Il filtro è spesso 46 μ m.



MECCANISMO D'IMPATTO



Sistema a due stadi:

1 - impattore in Kapton con ECD = 2.5 μ m

LEGISLAZIONE EUROPEA/ITALIANA

La legge italiana recepisce normative europee che prevedono che campioni di PM10 siano raccolti sul filtri circolari (diametro = 47 mm, fibra di quarzo/vetro – teflon con «pori» da 2 µm), previa selezione del PM con d_{ae}>10 µm, con uno stadio di impatto progettato per un flusso di 2.3 m³h⁻¹. Ogni filtro deve essere utilizzato per 24 ore. La dev. stand. del flusso diviso per la sua media non deve superare il 2% nelle 24 ore. Se il flusso scarta per più del 10% per un periodo superiore a 10 minuti, il campionamento si deve interrompere.

Negli USA è tutto uguale ma la norma prevede flussi di 1 m³ h⁻¹.

CAMPIONATORI SEQUENZIALI



Raccolgono il PM, dopo una selezione in d_{ae} , su filtri (di norma 15 da 47 mm)



ANALISI GRAVIMETRICA DEL PM

Una volta raccolto il PM possono essere eseguiti diversi tipi di analisi. Per la determinazione del PM10/PM2.5 la legge fissa le condizioni:

- Pesare i filtri prima e dopo l'esposizione con bilancia con sensibilità 1 μg.
- •Conservare bilancia e filtri (per almeno 48 h prima della pesata) in un locale con $T = (20 \pm 1)^{\circ}$ e U.R. = $(50 \pm 5)\%$
- •Neutralizzare le cariche elettrostatiche sui filtri

• Effettuare almeno 2 pesate per ogni filtro e verificare che la SD delle pesate sia < 20 μ g

• Esprimere la concentrazione in $\mu g Nm^{-3}$ (T = 0 °C, P = 1.013 10⁵ Pa)

U.R. E NORMAL-M³

Umidità specifica = vapor acqueo/aria totale

Umidità relativa = umidità specifica/(umidità specifica)_{max}

calcolata alla pressione di vapor saturo (liquido e vapore all'equilibrio) alla temperatura T

Il corretto funzionamento (ECD) degli impattori impone di mantenere una certa velocità e quindi flusso di aria (m³ h⁻¹), a prescindere delle condizioni atmosferiche (P e T) **attuali.**

 $C_{PM} = \frac{M}{V} \rightarrow$ in condizioni **normali** la stessa massa d'aria campionata occuperebbe un volume diverso:

$$\frac{V_1P_1}{T_1} = \frac{V_2P_2}{T_2} \text{ se } n = \text{costante}$$

$$C_{PM}^{N} = C_{PM} \frac{T}{T_{Norm}} \frac{P_{Norm}}{P} \ \mu g \ Nm^{-3}$$

CAMPIONATORI (SEMI-)CONTINUI - β COUNTER

Ci sono poi strumenti in grado di raccogliere il PM su un supporto e di misurarne contemporaneamente la concentrazione.

Uno dei metodi utilizza una sorgente radioattiva β^-



CAMPIONATORI CONTINUI - TEOM

C'è un secondo tipo di strumento che ottiene lo stesso risultato con metodi gravimetrici, il TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance):





La v di oscillazione viene mantenuta costante (~250 Hz) da un circuito di feedback al variare della massa accumulata sul filtro:

Sensibilità: 10 ng e 5 μ g/m³ per un tempo di analisi di 5 min.

L'aria viene pre-riscaldata a 50° per eliminare l'umidità: questo comporta una perdita degli elementi volatili (~ 5% - 20% del PM)

CAMPIONATORI CONTINUI - STREAKER

Sono campionatori <u>non</u> a norma di legge ma che consentono di raccogliere il PM conservando la struttura temporale delle sue variazioni in concentrazione, come lo *streaker* a 2 stadi:



CAMPIONATORI CONTINUI - STREAKER

Filtro Nuclepore



Impattore Kapton



Ogni porzione azimutale di 1.25 mm corrisponde ad un'ora di campionamento

ANALISI DELLA COMPOSIZIONE DEL PM

- Per controllare particolari inquinanti tossici
- Per individuare le sorgenti dell'inquinamento (che hanno spesso una "impronta digitale" nella composizione del PM)
- Per misurarne il contributo al totale



Servono tecniche per misurare la concentrazione nel PM di tutti gli elementi chimici in modo veloce

TECNICHE DI ANALISI COMPOSIZIONALE DEL PM



EC

ANALISI IN FLUORESCENZA X



ENERGIA CARATTERISTICA DEI RAGGI X DI DISECCITAZIONE ATOMICA



SPETTRI X DI DISECCITAZIONE ATOMICA

XRF Spectrum Iron



XRF Spectrum of Pure Iron, taken with an Innov-X a-2000 X-Ray Fluorescence spectrometer with a Si-PiN detector (Hardware settings: Source: Ta; Voltage: 40 kV; Current: 24 uA; Filter: 250 uM Cu, Analytical Mode-FP algorithm, acquisition time 34s).

Raccolta completa di spettri tipici su: https://www.xrfresearch.com/xrf-spectra/

DECONVOLUZIONE DEGLI SPETTRI X



SCHEMA DI UN SISTEMA ED-XRF



PRODUZIONE DI RAGGI X – TUBO DI COOLIDGE



SEGNALE E FONDO



Sia hv' che hv_s possono essere completamente assorbiti dal rivelatore o subire una diffusione Rayleigh o Compton producendo un segnale a spettro continuo \rightarrow il contributo di hv' forma il fondo che si sovrappone al segnale.

ANALISI ED-XRF QUANTITATIVA

Quando un fascio di particelle/fotoni incide su un campione, che possiamo immaginare «sottile», il n. di X prodotto dagli atomi con numero atomico = Z (*Yield*), Y₇, è dato da:



SEZIONE D'URTO PER ASSORBIMENTO FOTOELETTRICO



$$\mu = \Sigma = N(\sigma_{ph} + \sigma_c + \sigma_{pp}) = N_0 \rho / A (\sigma_{ph} + \sigma_c + \sigma_{pp})$$

(vedi database completo su pagina del corso FRI, idem per lista righe X)

ESECUZIONE DELLA MISURA

Per ogni tipo di campione occorre individuare le condizioni (HV del tubo X) che producono il miglior rapporto S/B. Nei sistemi ED-XRF normalmente il rivelatore è unico e se si vuole misurare nel modo più completo possibile la composizione di un campione la misura viene ripetuta in diverse condizioni per ottimizzare la risposta per gruppi di elementi (leggeri, medie pesanti).

Se il campione può essere considerato sottile l'analisi quantitativa Sİ esegue ottenendo di curve sensibilità ciascun per elemento con campioni di composizione nota (standard) irraggiati nelle stesse condizioni.







TRACCIANTI DEL TRAFFICO VEICOLARE: BC E Cu

Genova, via Buozzi Luglio 2007

[BC]

[Cu]

≈ 100








Monte Cimone

HYSPLIT back trajectories

Google

2165 m a.s.l.

© 2005 National Geographic Society Image © 2005 EarthSat

GENOVA: GIUGNO 2006



Corso Gastaldi 2006



Una settimana particolare....

Alta T e P \longrightarrow formazione e ristagno particolato secondario (S)

Trasporto di sabbia dal Sahara (~ 15 μ g m⁻³ a fine giugno contro una media di ~ 3 μ g m⁻³ subito prima e dopo)



PM CARBONIOSO

Le analisi in fluorescenza X non riescono a rilevare gli elementi con Z < 11 (essenzialmente per bassissima efficienza dei rivelatori). Si perde quindi l'informazione sulla concentrazione di elementi estremamente importanti tra cui N e, soprattutto, C.



Fig. 13 Optical and thermo-chemical classification and molecular structures of black carbon (BC), elemental carbon (EC), and organic carbon (OC = TC - BC or TC - EC). Depending on the method of analysis, different amounts of carbon from refractory and colored organic compounds are included in OC and BC or EC. Extracted from [133]

133. U. Poschl, Atmos. Chem. **375**, 30 (2003)

OC/EC: STRUMENTAZIONE PER ANALISI TERMO-OTTICA



Schematic of thermal-optical instrumentation (Birch & Cary, 1996).

OC/EC THERMO-OPTICAL (@ 635 NM) ANALYSIS

Protocol: EUSAAR2



Main issues: during the first part of the analysis part of the OC transforms in EC (pyrolysis, often driven by oxidation grade and/or catalysts)

The split point is operationally set at the instant in which the transmittance is back to its starting value

Protocol Dependent: differences in quantification of EC up to a factor 2.

OC/EC: DIPENDENZA DELL'ANALISI TERMO-OTTICA DA λ



Massabò e Prati, RNC, 2021

¹⁴C AS A TOOL FOR FOSSIL AND NON FOSSIL SOURCE SEPARATION



LA MISURA DEL ¹⁴C NEI CAMPIONI DI AEROSOL ATMOSFERICO





Linea preparazione campioni \rightarrow per AMS servono pasticche di grafite ottenute da CO₂ evoluta termicamente da campioni di particolato raccolto su filtro

Spettrometria di massa con acceleratore (AMS)



L' analisi può essere eseguita separatamente per OC ed EC separati tramite analisi termo-ottica (Szidat et al., JGR, D07206, 2006)



Sensibilità AMS migliore di 1/10¹⁵

EC AND OC FRACTIONS TO DISTINGUISH ANTHRO VS NATURAL SOURCES



Szidat et al., 2004

FOSSIL AND NON-FOSSIL CARBON IN THE PARTICULATE MATTER IN ROVEREDO WINTER

PSI - Zurigo



ANALISI OTTICHE

L'assorbimento della luce da parte del PM è dovuto quasi esclusivamente al carbonio elementale (BC o EC), quindi si possono costruire strumenti che misurano la concentrazione di BC:



MEASUREMENT OF BC CONCENTRATION ON FILTERS

The PM absorption coefficient is obtained by the radiative transfer model developed by Hänel (1987) in which are considered the effects of multiple scattering. The solution of the model provides the two parameters needed to calculate the absorbance ABS:



The conversion of light absorption to BC requires the knowledge of the absorption cross section: for ambient aerosol the literature reports σ_{ABS} values in the range 2 - 25 m² g⁻¹ (Bond and Bergstrom, 2006).

$$C_{BC} \left(\frac{\mu g}{m^3}\right) = \frac{b_{abs} \left(Mm^{-1}\right)}{\sigma_{abs} \left(m^2 g^{-1}\right)}$$

 σ_{ABS} is often determined experimentally in situ as it depends on the type of aerosol, the ageing, and the size of BC particles.

MWAA: MULTI WAVELENGTH ABSORBANCE ANALYZER (D. Massabò et al., JAS:60:34-46, 2013 & Atmos Env. 108, 1-12, 2015)



MWAA LAYOUT

MWAA is based on the idea by *Petzold & Schölinner, 2004* (i.e. the Multi Angle Absorption Photometer - MAAP)



Particles collected on a filter are irradiated by a laser light. The light transmitted and scattered in the forward and backward hemispheres (up to 170°) is measured by three diode detectors placed at fixed angles.

By measuring the transmitted light at 3 angles (one in transmission and two in reflection) and using analytical functions to fit the data, it is possible to reconstruct the angular distribution of light diffused in the two hemispheres hence the total scattered ligth.

SPECTRAL DEPENDENCE OF THE ABSORPTION COEFFICIENT

The spectral dependence of the aerosol absorption coefficient (b_{abs}) is generally described by the power-law relationship:

 $b_{abs} \propto \lambda^{-AAE}$ Where AAE is the Angstrom Absorption exponent



The AAE value depends on PM chemical composition and particle size and morphology

AAE can be exploited as a parameter to identify the aerosol origin.



Carbonaceous aerosol sources apportionment

CAMERA DI SIMULAZIONE ATMOSFERICA



Le camere di simulazione atmosferica sono strutture in cui condizioni atmosferiche realistiche possono essere prodotte e controllate per studiare processi di varia natura (e.g. Interazione batteri – inquinanti, Proprietà ottiche degli aerosol)

ChAMBRe (Chamber for Aerosol Modeling and Bio-aerosol Research) ha volume circa 2.2 m³ ed è un nodo della rete europea ACTRIS (<u>https://www.actris.eu/</u>); nel mondo la più grande infrastruttura di ricerca distribuita dedicata allo studio dei fenomeni atmosferici.



PM LIFE-TIME NELLA CAMERA DI SIMULAZIONE ATMOSFERICA

D. Massabò et al.: A new simulation chamber for bio-aerosol research



Figure 3. Particle loss coefficient (β) and lifetime (secondary vertical axis), vs. aerosol size measured in ChAMBRe by NaCl salt injection (21 °C, 47 % RH). The curve resulting from the Lai and Nazaroff (2000) model is also shown for reference (see text). Error bars include statistical uncertainties only.



INTERAZIONE DEL BIOAEROSOL CON LA QUALITÀ DELL'ARIA

Vernocchi et al., Atmos. Meas. Tech., 16, 5479–5493, 2023



Figure 7. Time trend of the V : T ratio for *E. coli* in the baseline (black) and in the experiments with ChAMBRe maintained at a constant concentration of NO_2 (900 ppb red and 1200 ppb blue) and NO (900 ppb in dark red and 1200 ppb in grey).