

LA DISPERSIONE ATMOSFERICA DELLE SOSTANZE INQUINANTI: IL MODELLO GAUSSIANO

(Luigi Fanizzi - ECOACQUE®)

Premesse

La concentrazione di una **sostanza inquinante** (*sostanza da attività umana che può nuocere alla salute e/o alla qualità degli ecosistemi ambientali, deturpandone e/o deteriorandone gli usi*), in atmosfera, rilasciata a livello del suolo, diminuisce durante il tragitto (**dispersione**) mentre la nube di concentrazione (**plume**), che essa forma, si ingrandisce, allargandosi, durante lo stesso tratto. La dispersione degli inquinanti, avviene ad opera della turbolenza dell'atmosfera che provoca il **rimescolamento** tra masse d'aria mediante l'azione di vortici. La diluizione della concentrazione è elevata quando la dimensione dei vortici è dello stesso ordine di grandezza del volume dell'emissione. Spesso, perciò, si suole definire la dispersione dell'inquinante, della sorgente emissiva, come **diffusione turbolenta** che, a sua volta può avere origine **termica** (turbolenza da correnti convettive ascendenti d'aria calda) o **meccanica** (turbolenza provocata dalla rugosità del suolo, nei confronti delle correnti d'aria). Questi fenomeni, poi, vengono *augmentati* ovvero *diminuiti*, dallo **stato di equilibrio meteorologico dell'atmosfera (stabilità atmosferica)**. La geometria della sorgente emissiva, può essere schematizzata, così come di seguito:

- **Puntiforme** continua (del tipo a pennacchio di ciminiera);
- **Lineare** continua (del tipo autostradale);
- **Areale** continua (del tipo urbano);
- **Volumico confinata** (del tipo a puff).

Il vento

Il **vento**, come accennato, è il principale motore del trasporto delle sostanze inquinanti: a questi fini, le sue caratteristiche, più importanti, sono la **velocità** (dovuta alla differenza nella distribuzione orizzontale delle pressioni o *gradiente barico*) e la **direzione** (dovuta alle forze: deviate di Coriolis e di attrito rugoso del suolo). Fino ad una altitudine di **200 m ÷ 250 m** dal suolo, per un terreno non complesso, è possibile descrivere la variazione di velocità del vento con la quota (*profilo*), tramite la seguente espressione (G. Antonacci et Al., 2011):

$$u = u_r \cdot \left(\frac{z}{z_r}\right)^p$$

ove:

u e **u_r** = velocità del vento, alle quote **z** e **z_r** [m/s];

z e **z_r** = altitudini, di stima, della velocità e di riferimento [m];

p = esponente (Tab. 1; R. Sozzi, 2003), che caratterizza le condizioni di equilibrio atmosferico e la rugosità del suolo[n. p.]

Area rurale (A. aperta)		Area urbana	
Classe di Stabilità	Esponente p	Classe di Stabilità	Esponente p
A	0,07	A	0,15
B	0,07	B	0,15
C	0,10	C	0,20
D	0,15	D	0,25
E	0,35	E	0,30
F	0,55	F	0,30

Tab. 1 - Tabella dei valori dell'esponente **p** in funzione della **Classe di Stabilità di Pasquill**.

Essendo il vento una grandezza vettoriale, il suo valor medio sarà pari al vettore medio. Definendo **u_i** l'intensità ed **α_i** la direzione del vento dell'*i*-esima delle **N** osservazioni, è possibile definire le due componenti del vettore velocità media, come (G. Antonacci et Al., 2011):

$$v_e = -\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N u_i \cdot \sin \alpha_i$$

e

$$v_n = -\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N u_i \cdot \cos \alpha_i$$

dove v_e rappresenta la componente del vettore medio in direzione Est-Ovest e v_n la componente del vettore velocità media in direzione Nord-Sud. Il valore del vettore velocità media e la sua direzione possono essere espresse, dunque, come:

$$u = (v_e^2 + v_n^2)^{0.50}$$

e

$$\alpha = \arctang\left(\frac{v_e}{v_n}\right) + \alpha_0$$

dove:

$$\alpha_0 = 180^\circ \text{ se } \arctang(v_e/v_n) < 180^\circ$$

$$\alpha_0 = 180^\circ \text{ se } \arctang(v_e/v_n) > 180^\circ$$

Il rimescolamento e la diluizione degli inquinanti si verificano, prevalentemente, al di sotto della **quota di inversione**, all'interno di uno *strato* denominato di *miscelamento*. L'**altezza di rimescolamento** è calcolata in base alla classe di stabilità atmosferica secondo la seguente Tabella 2 (M. C. Cirillo et Al., 1993):

Classe di Stabilità atmosferica	Quota di rimescolamento [m]
A	1.500
B	1.500
C	1.000
D	500
E	10.000
F	10.000

Tab. 2 – Quote di rimescolamento in funzione della Classe di stabilità atmosferica.

Le Classi di Stabilità atmosferica

I concetti di **stabilità**, **neutralità** ed **instabilità atmosferica**, sono legati a delle condizioni fisiche di equilibrio dinamico della massa d'aria. L'instabilità atmosferica è una condizione meteorologica che favorisce i moti verticali delle particelle d'aria (turbolenza sviluppata ed atmosfera ben miscelata) e, quindi, il mescolamento, la dispersione e la diluizione delle sostanze inquinanti. Inversamente, una condizione di stabilità atmosferica, ostacola tali moti verticali (stratificazione della massa d'aria con moti verticali molto limitati), impedisce il mescolamento e la dispersione e favorisce l'accumulo degli inquinanti. Una condizione intermedia alle precedenti rappresenta, quindi, una condizione di neutralità (Fig. 1). Convenzionalmente, la stabilità può essere classificata facendo riferimento alle prime **6** (sei) lettere dell'alfabeto, con il seguente significato: **A - fortemente instabile** e **B - instabile**; **C - leggermente instabile** e **D - neutra**; **E - leggermente stabile** ed **F - stabile**. Le classi di stabilità, secondo Frank Pasquill (1961; Tab. 3), sono calcolate sulla base della velocità del vento, della radiazione solare diurna e della nuvolosità notturna (**Notte, intesa come periodo che va da un'ora prima del tramonto ad un'ora dopo il sorgere del sole**).

Velocità del vento a 10 m di quota u_{10} [m/s]	Giorno Radiazione solare globale [W/m ²]					Notte Frazione di copertura nuvolosa			
	Forte	Moderata			Debole	$\leq 3/8$	$\geq 4/8$	$> 7/8$	
	> 700	$700 \div 540$	$540 \div 400$	$400 \div 270$	$270 \div 140$				< 140
< 2	A	A	B	B	C	D	F	F	D
$2 \div 3$	A	B	B	B	C	D	F	E	D
$3 \div 4$	B	B	B	C	C	D	E	D	D
$4 \div 5$	B	B	C	C	D	D	D	D	D
$5 \div 6$	C	C	C	C	D	D	D	D	D
> 6	C	C	D	D	D	D	D	D	D

Tab. 3 - Classi di stabilità atmosferica proposte da F. Pasquill - Gifford.

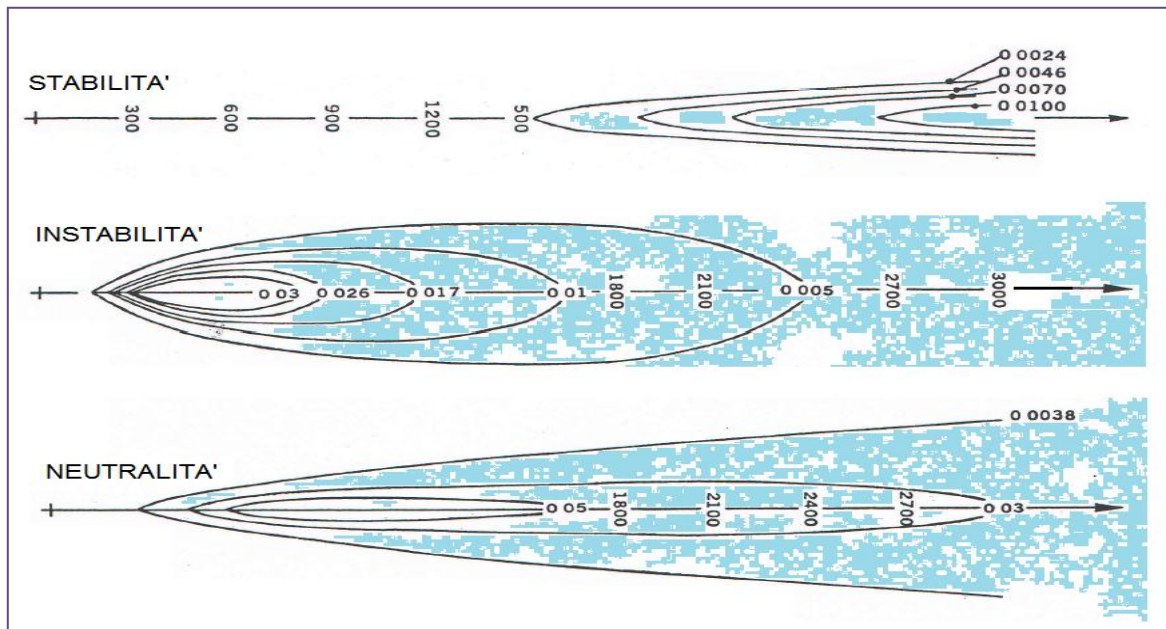


Fig. 1 - Emissioni da sorgente puntiforme, in diverse condizioni di stabilità (P. Mazzali, 1989).

Il modello Gaussiano di trasporto e diffusione di un pennacchio

Esiste una letteratura abbondantissima ed in continua espansione sullo studio dei modelli per la dispersione atmosferica dei contaminanti da sorgenti emmissive; detti modelli, sono basati su tre teorie: *teoria del gradiente*, *teoria statistica* e *teoria della similarità*. Tutte le teorie si basano sulle ipotesi di (R. Vismara, 1992):

- **Condizioni stazionarie di vento** (turbolenza e direzione);
- **Flusso omogeneo** (turbolenza e campo del vento omogenei sul piano orizzontale);
- **Sostanza inquinante conservativa** (*non interagente*, cioè, con l'atmosfera: non valida, pertanto, per particelle pesanti, come polveri o ceneri, aventi diametro > 20 μm, a comportamento non gassoso).

Nel presente studio, si riporta il **modello di calcolo Gaussiano** (Fig. 2), in quanto tra i più utilizzati e convalidati da casi concreti di sorgenti emmissive puntiformi (singolo *camino*). Il modello si basa su una ipotesi di casualità di dispersione di particelle, in un campo turbolento omogeneo stazionario, secondo l'equazione di O. G. Sutton (P. Mazzali, 1989):

$$C_{P(x,y,z)} = \frac{Q_s}{2 \cdot \pi \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right]} \cdot e^{\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{z-H_e}{\sigma_z}\right)^2\right]} + C_f$$

Considerando che la concentrazione di interesse pratico è quella di ricaduta a livello del suolo ($z = 0$), la concentrazione di inquinante, al suolo, C , nelle coordinate geometriche del punto $P(x, y, 0)$, sottovento, considerando *trascurabili tutte le riflessioni della plume*, tranne quella al suolo, e la concentrazione C_f , di fondo (ossia la quantità d'inquinante, ambientalmente preesistente all'immissione), vale:

$$C_{P(x,y,0)} = \frac{Q_s}{\pi \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right]} \cdot e^{\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{H_e}{\sigma_z}\right)^2\right]} + C_f$$

Nell'ipotesi che interessi seguire la concentrazione sottovento, registrata lungo l'asse del pennacchio ($y = 0$), la relazione, sopra scritta, si semplifica ulteriormente nella seguente relazione:

$$C_{P(x,0,0)} = \frac{Q_s}{\pi \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{H_e}{\sigma_z}\right)^2\right]} + C_f$$

ove:

$C_{P(x,y,0)}$ [g/m³] = concentrazione di sostanza inquinante, in un punto di coordinate P(x,y,0), sottovento alla sorgente (altezza effettiva, H_e , dal suolo);

Q_s [g/s] = portata di emissione;

σ_y e σ_z [m] = deviazioni standard della *distribuzione orizzontale* e *verticale* della concentrazione (coefficienti di diffusione, funzioni di x ossia della coordinata direzionale di trasporto ventoso);

H_e [m] = altezza effettiva della sorgente emissiva.

Le deviazioni standard σ_y e σ_z , come si è scritto, sono funzioni della coordinata x ed assumono i valori di cui alla Tab. 4.

Classe di stabilità di Pasquill	σ_y [m]	σ_z [m]
Aree rurali (A. aperte)		
A	$0,22 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,50}$	$0,20 \cdot x$
B	$0,16 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,50}$	$0,12 \cdot x$
C	$0,11 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,50}$	$0,08 \cdot x \cdot (1 + 0,0002 \cdot x)^{-0,50}$
D	$0,08 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,50}$	$0,06 \cdot x \cdot (1 + 0,0015 \cdot x)^{-0,50}$
E	$0,06 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,50}$	$0,03 \cdot x \cdot (1 + 0,0003 \cdot x)^{-1}$
F	$0,04 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,50}$	$0,016 \cdot x \cdot (1 + 0,0003 \cdot x)^{-1}$
Aree urbane		
A	$0,32 \cdot x \cdot (1 + 0,0004 \cdot x)^{-0,50}$	$0,24 \cdot x \cdot (1 + 0,001 \cdot x)^{-0,50}$
B	$0,32 \cdot x \cdot (1 + 0,0004 \cdot x)^{-0,50}$	$0,24 \cdot x \cdot (1 + 0,001 \cdot x)^{-0,50}$
C	$0,22 \cdot x \cdot (1 + 0,0004 \cdot x)^{-0,50}$	$0,20 \cdot x$
D	$0,16 \cdot x \cdot (1 + 0,0004 \cdot x)^{-0,50}$	$0,14 \cdot x \cdot (1 + 0,0003 \cdot x)^{-0,50}$
E	$0,11 \cdot x \cdot (1 + 0,0004 \cdot x)^{-0,50}$	$0,08 \cdot x \cdot (1 + 0,0015 \cdot x)^{-0,50}$
F	$0,11 \cdot x \cdot (1 + 0,0004 \cdot x)^{-0,50}$	$0,08 \cdot x \cdot (1 + 0,0015 \cdot x)^{-0,50}$

Tab. 4 – Coefficienti di diffusione di Briggs (1971) in funzione della Classe di stabilità atmosferica.

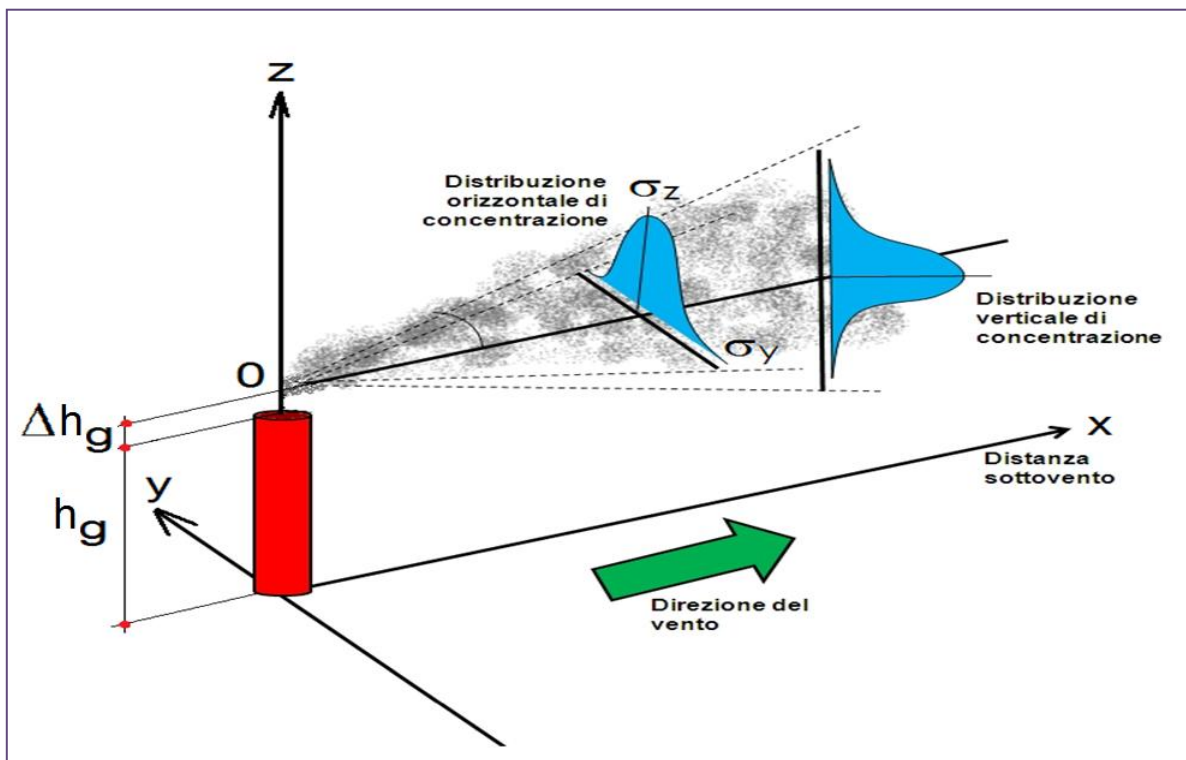


Fig. 2 - Distribuzione Gaussiana delle concentrazioni di inquinante emesso da un camino.

Altezza effettiva della plume

Riferendoci, sempre, all'esempio di una sorgente emissiva puntiforme (*camino*), è facile dedurre che, a meno di vento orizzontale molto forte, il pennacchio emesso raggiunge un'altezza sensibilmente superiore a quella del camino. Quest'altezza finale, detta altezza effettiva H_e , è quella utilizzata nei calcoli suddetti e dipende da:

- La velocità di efflusso dell'emissione (v_s) dal camino;
- La differenza di densità tra l'emissione e l'aria, dovuta, sostanzialmente, alla temperatura di emissione;
- La velocità del vento a quella quota;
- Il fattore di disturbo provocato da edifici e strutture vicini e, soprattutto, di analoga altezza.

Di fatto, per il calcolo dell'altezza effettiva, l'innalzamento Δh_g , rispetto alla quota del camino h_g , può essere valutato secondo la procedura proposta da G. A. Briggs (1975), introducendo un parametro, noto con il nome di **flusso di galleggiamento** F_b (*buoyancy flux parameter*), definito dalla relazione:

$$F_b = g \cdot v_s \cdot \frac{D_s^2}{4} \cdot \frac{T_s - T_a}{T_s} = g \cdot v_s \cdot \frac{D_s^2}{4} \cdot \frac{\rho_a - \rho_s}{\rho_s}$$

dove:

v_s [m/s] = velocità verticale di emissione della sorgente;

D_s [m] = diametro della bocca del camino;

g [m/s²] = 9,80665 accelerazione di gravità terrestre;

T_s e T_a [°C] = temperature, rispettivamente, del gas d'emissione della sorgente e dell'aria.

ρ_s e ρ_a [kg/m³] = densità, rispettivamente, del gas d'emissione della sorgente e dell'aria.

Seguendo, sempre, la metodologia del Briggs, la risalita del pennacchio può essere ricavata utilizzando le seguenti relazioni (G. Antonacci et Al., 2011):

Atmosfera instabile (A, B, C): Δh_g [m] = $15 \cdot \left(\frac{F_b}{u_g}\right)^{\frac{3}{5}}$

Atmosfera neutra (D): Δh_g [m] = $39 \cdot F_b^{\frac{3}{5}}$

Atmosfera stabile (E,F): Δh_g [m] = $2,6 \cdot \left[\frac{F_b \cdot u_g}{\frac{g}{T_a}(\frac{\partial T_a}{\partial z} + 0,01)}\right]^{\frac{1}{3}}$

Calma: Δh_g [m] = $5,3 \cdot F_b^{\frac{1}{4}} \cdot \left[\frac{g}{T_a}(\frac{\partial T_a}{\partial z} + 0,01)\right]^{-\frac{3}{8}} - 3 \cdot D_s$

dove u_g [m/s] è la velocità alla quota h_g [m] e $\frac{\partial T_a}{\partial z}$ [°C/m] è il **gradiente verticale di temperatura** (Tab. 5). A causa del termine negativo ($3 \cdot D_s$) [m], nell'ultima equazione, si impone, comunque, che il sovrizzo non sia negativo.

Grado di Stabilità	Classe di Stabilità atmosferica	Gradiente termico verticale [°C/m]
Instabilità forte	A	0,025
Instabilità moderata	B	0,018
Instabilità debole	C	0,016
Neutralità	D	0,010
Stabilità debole	E	0,005
Stabilità	F	0,027

Tab. 5 – Gradiente termico verticale, in funzione della classe di stabilità atmosferica.

Nota l'altezza di risalita della *plume*, il valore dell'altezza effettiva della sorgente emissiva, espressa in metri [m], vale:

$$H_e = \Delta h_g + h_g$$

Applicazione pratica del modello

Volendo applicare, quanto sinora teoricamente esposto, si vuole portare un esempio pratico di determinazione massima, a livello superficiale, dovuta ad emissioni provenienti da un impianto termico, ubicato nell'agglomerato industriale di Bari. I dati tecnici ipotizzati, siano quelli riportati in tabella.

PARAMETRI	VALORI	U. M.
Altezza del camino	$h_g = 14,00$	m
Diametro interno della bocca del camino	$D_s = 1,00$	m
Area sezione interna camino	$\Omega_s = 0,785$	m ²
Portata emissione	$Q = 3.000,00$	m ³ /h
Temperatura dei gas alla bocca del camino	$T_s = 600,00$	°C
Concentrazione media polveri ($\leq 20 \mu\text{m}$, tracce di SO ₂)	$C = 1.148,14$	mg/m ³

Ci si propone, quindi, di stimare il valore della concentrazione massima al suolo delle emissioni polverose e la relativa distanza dalla sorgente emittente, supponendo C_f trascurabile ed avendo a disposizione i seguenti dati meteo:

BARI PALESE (34 m s.l.m.m.)	Mesi												Anno
	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	
T. max. media (°C)	12,1	12,7	14,7	17,9	22,2	25,8	28,4	28,3	25,4	21,0	17,1	13,5	19,9
T. min. media (°C)	5,0	5,3	6,7	9,0	12,9	16,6	19,1	19,1	16,5	12,8	9,1	6,4	11,5
Radiazione globale (W/m ²)	78	108	166	212	254	280	277	242	189	136	87	71	175
Nuvolosità (okta al giorno)	4,8	4,8	4,5	4,2	3,6	2,8	1,7	1,8	2,7	3,7	4,4	4,7	3,6
Direzione Vento a 10 m (m/s)	W 4,2	W 4,4	W 4,1	W 4,1	W 3,6	W 3,4	W 3,4	W 3,2	W 3,3	W 3,4	W 3,8	W 4,0	W 3,7

Come si vede dalla Tabella dei dati meteo, il vento presenta una velocità media annua di **3,7 m/s** (radianza **175 W/m²**), con un minimo di **3,2 m/s** ad agosto (radianza **242 W/m²** ⇒ Classe di stabilità **C**: Instabilità debole; quota di rimescolamento $h_{\text{mix}} = 1.000$ m) ed un massimo di **4,4 m/s** (radianza **108 W/m²** ⇒ Classe di stabilità **D**: Neutralità; quota di rimescolamento $h_{\text{mix}} = 500$ m); la direzione prevalente è di ponente (**W**), durante tutto l'arco dell'anno. Tutto ciò premesso, si determinano, innanzitutto, dai dati tecnici, i valori dei parametri da utilizzarsi nei calcoli, ossia la portata e la velocità di emissione:

$$Q_s = 3.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 1.148,14 \text{ mg}/\text{m}^3 \cdot 10^{-6} = \mathbf{3,444 \text{ kg/h}} (\equiv 0,957 \text{ g/s}) > \mathbf{0,50 \text{ kg/h}}$$
 (flusso di massa)

e

$$v_s = \text{Portata/Sezione camino} = 0,833 \text{ m}^3/\text{s}/0,785 \text{ m}^2 = \mathbf{1,061 \text{ m/s}}$$

le velocità medie del vento, alla quota h_g , risultano, nelle due condizioni di stabilità trovate, pari a:

$$u_g = 3,2 \text{ m/s} \cdot (14 \text{ m}/10 \text{ m})^{0,20} = \mathbf{3,4 \text{ m/s (C)}} \text{ e } u_g = 4,4 \cdot (14/10)^{0,25} = \mathbf{4,8 \text{ m/s (D)}}$$

i corrispondenti flussi di galleggiamento, quindi, valgono, rispettivamente:

$$F_b = 9,80665 \text{ m/s}^2 \cdot 1,061 \text{ m/s} \cdot (1/4) \text{ m}^2 \cdot (600 \text{ }^\circ\text{C} - 23,7 \text{ }^\circ\text{C})/600 \text{ }^\circ\text{C} = \mathbf{2,5 \text{ m}^4/\text{s}^3} \text{ (C)}$$

$$F_b = 9,80665 \text{ m/s}^2 \cdot 1,061 \text{ m/s} \cdot (1/4) \text{ m}^2 \cdot (600 \text{ }^\circ\text{C} - 9 \text{ }^\circ\text{C})/600 \text{ }^\circ\text{C} = \mathbf{2,6 \text{ m}^4/\text{s}^3} \text{ (D)}$$

Per cui i rispettivi sovralti, Δh_g , assumono i seguenti valori:

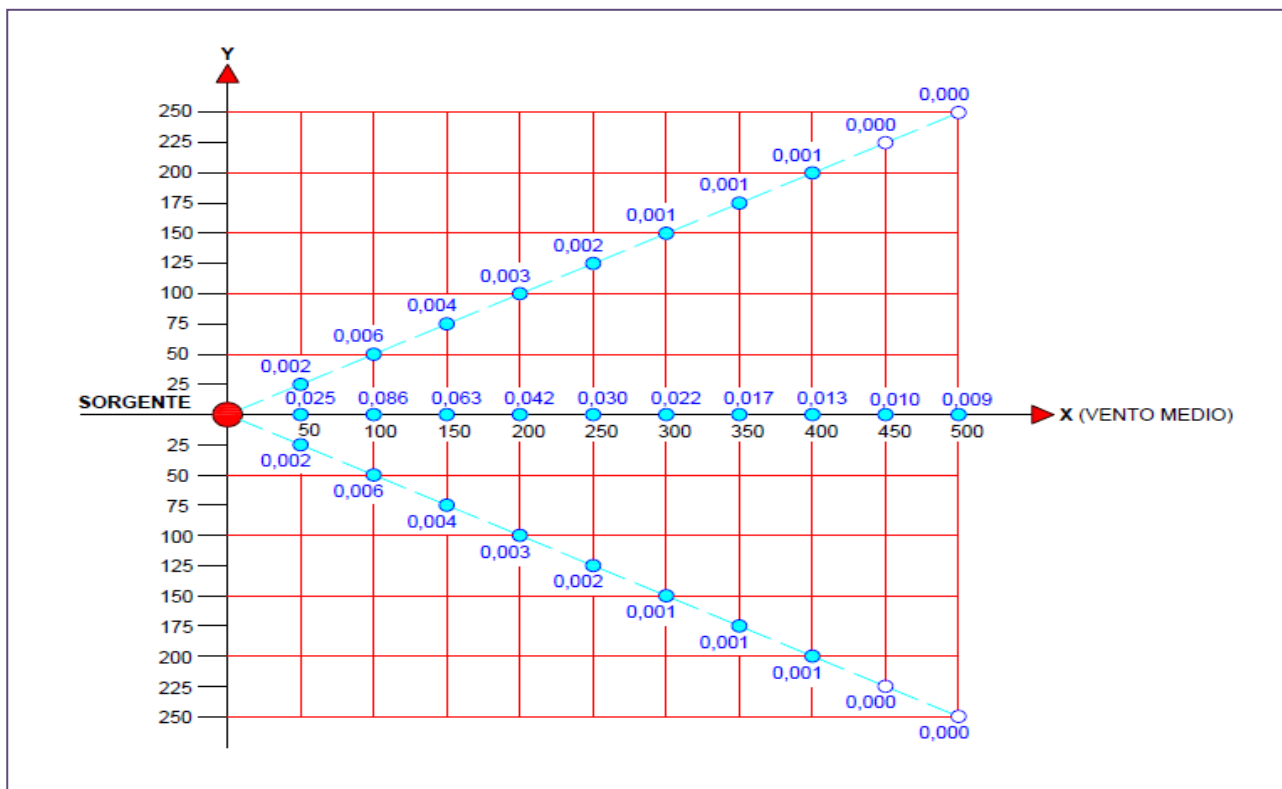
$$\Delta h_g = 15 \cdot (2,5/3,4)^{3/5} = \mathbf{12,50 \text{ m}}$$
 onde l'altezza effettiva vale $H_e = 14 + 12,50 = \mathbf{26,50 \text{ m}}$ (C)

$$\Delta h_g = 39 \cdot 2,6^{3/5} = \mathbf{69,20 \text{ m}}$$
 onde l'altezza effettiva vale $H_e = 14 + 69,20 = \mathbf{83,20 \text{ m}}$ (D)

Per la determinazione delle concentrazioni massime di ricaduta delle polveri, alle rispettive distanze x , dalla sorgente emittente, si sono impostate su foglio elettronico MS Excel® di Windows®, le formule per il calcolo della concentrazione sottovento, facendo uso delle rispettive deviazioni standard (Classi di stabilità atmosferica C e D, per area urbana):

VENTO							VENTO						
W	x	y	σ_y	σ_z	$C_{P(x,0,0)}$	$C_{P(x,y,0)}$	W	x	y	σ_y	σ_z	$C_{P(x,0,0)}$	$C_{P(x,y,0)}$
(m/s)	(m)	(m)	(m)	(m)	(mg/m ³)	(mg/m ³)	(m/s)	(m)	(m)	(m)	(m)	(mg/m ³)	(mg/m ³)
3,4	50	25	10,89	10,00	0,025	0,002	4,8	100	25	15,69	13,79	0,000	0,000
PORTATA	100	50	21,57	20,00	0,086	0,006	PORTATA	200	50	30,79	27,20	0,001	0,000
(g/s)	150	75	32,05	30,00	0,063	0,004	(g/s)	300	75	45,36	40,23	0,004	0,001
0,957	200	100	42,34	40,00	0,042	0,003	0,957	400	100	59,42	52,92	0,006	0,001
H_e	250	125	52,44	50,00	0,030	0,002	H_e	500	125	73,03	65,28	0,006	0,001
(m)	300	150	62,36	60,00	0,022	0,001	(m)	600	150	86,21	77,33	0,005	0,001
26,5	350	175	72,12	70,00	0,017	0,001	83,2	700	175	98,99	89,09	0,005	0,001
CLASSE	400	200	81,71	80,00	0,013	0,001	CLASSE	800	200	111,41	100,58	0,004	0,001
C	450	225	91,14	90,00	0,010	0,000	D	900	225	123,48	111,81	0,003	0,001
	500	250	100,42	100,00	0,009	0,000		1000	250	135,22	122,79	0,003	0,001

Pertanto, applicando il modello matematico, nel caso ipotizzato, il valore massimo della concentrazione delle polveri totali, in ricaduta al suolo, non supera **0,090 mg/m³** ad una distanza non superiore ad al più di **100 m** dalla sorgente (il valore così ottenuto risulta ampiamente inferiore al limite normale di **50 mg/m³** prescritti per le *emissioni convogliate*, dall' Allegato I alla Parte V del D. Lgs. 3 aprile 2006, n. 152 e s.m.i.), così come mostra la sottostante restituzione grafica, in 2D.



- [1] P. Mazzali (1989): "*L'inquinamento atmosferico*", Ed. PITAGORA, Bologna;
- [2] F. Pasquill (1961): "*The estimation of the dispersion of windborne material*", Vol. 90, N. 1063, The Meteorological Magazine, Published H.M.S.O, London,
- [3] G. A. Briggs (1971): "*Some recent analyses of plume rise observations*", Proceeding of the Second International Clean Air Congress (Englund e Beery Ed.); Academic
- [4] M.C. Cirillo e D. Manzi (1991): "*Dimula*", Manuale utente, Software Ver. 2.0, Ed. ENEA, Roma;
- [5] R. Vismara (1992): "*Ecologia applicata*", II Edizione, Ed. HOEPLI, Milano;
- [6] G. Antonacci e I. Todeschini (2011): "*Modelli matematici di processi di formazione, trasporto e dispersione di inquinanti in atmosfera*", Ed. CISMA, Bolzano;
- [7] R. Sozzi (2003): "*La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria*", Ed. APAT, Roma.