Titolo

MODELLI PER CALCOLI DI CONCENTRAZIONE DI MATERIALE RADIOATTIVO DISPERSO A BREVE-MEDIO RAGGIO IN AREE CARATTERIZZATE DA CONFIGURAZIONI ARCHITETTONICHE TIPICHE DELLE PRINCIPALI CITTÀ ITALIANE

Descrittori

Tipologia del documento: Rapporto tecnico
Collocazione contrattuale: Accordo di programma ENEA-MSE su sicurezza nucleare e reattori di IV generazione
Argomenti trattati: Reattori ad acqua
Impatto ambientale dei reattori nucleari

Sommario

Questo rapporto integra il contributo dell'Università degli Studi di Palermo sullo studio della trattazione fisico-matematica del fenomeno della deposizione secca degli inquinanti, in forma sia gassosa che corpuscolare, a supporto del codice di calcolo RADCAL III, assieme al contributo interno ENEA riguardante lo sviluppo di una interfaccia grafica specifica per la visualizzazione dei risultati ottenuti da RADCAL III.

Note

Il presente contributo è stato preparato con il contributo del personale ENEA e CIRTEN:
A. Cervone, C. Lombardo (ENEA)
M. Giardina, P. Buffa, G. Palermo (CIRTEN – Università di Palermo)
Sigla documento rif.: CERSE-UNIPA RL 1228/2016

Copia n. **In carico a:**

REV.	DESCRIZIONE	DATA		REDAZIONE	CONVALIDA	APPROVAZIONE
2			NOME			
			FIRMA			
1			NOME			
			FIRMA			
0	EMISSIONE	19/09/16	NOME	A. CERVONE	F. DE ROSA	F. DE ROSA
			FIRMA			

MODELLI PER CALCOLI DI CONCENTRAZIONE DI MATERIALE RADIOATTIVO DISPERSO A BREVE-MEDIO RAGGIO IN AREE CARATTERIZZATE DA CONFIGURAZIONI ARCHITETTONICHE TIPICHE DELLE PRINCIPALI CITTÀ ITALIANE.

Sommario

1. Introduzione 3

2. Breve descrizione del modello di calcolo del trasporti degli inquinanti del codice RADCAL 3

3. Generalità sul processo di deposizione degli inquinanti 6

4. Il fenomeno della deposizione secca 6

5. Parametrizzazione del modello della deposizione secca 10

5.1 La resistenza aerodinamica 14
5.2 Resistenza nel quasi-laminar sublayer 16
5.3 Resistenza superficiale per gli inquinanti gassosi 17

6. Nuovo schema per la parametrizzazione della deposizione secca delle particelle 19

7. Problematiche nella valutazione della velocità di deposizione secca 23

8. Confronto tra i modelli della deposizione secca ed i dati sperimentali 26

9. Sviluppo di una interfaccia grafica di post-processing per RADCAL III 33

9.1 Software grafico di analisi dati per RADCAL III 34
9.2 Processamento dei dati 35
9.3 Visualizzazione geolocalizzata 36
9.4 Interfaccia grafica per l'utente 37

10. Conclusioni 38

Bibliografia 40

1. Introduzione

Il lavoro svolto dal gruppo di ricerca dell'Università degli Studi di Palermo si inserisce nell'ambito dell'analisi dei "Modelli per calcoli di concentrazione di materiale radioattivo disperso a breve-medio raggio in aree caratterizzate da configurazioni architettoniche tipiche delle principali città italiane" (Tema B3.1) della Task B3 "Studi in appoggio alla emergency preparedness".
L'obiettivo è stato lo studio della trattazione fisico-matematica del fenomeno della deposizione secca degli inquinanti, in forma sia gassosa che corpuscolare, a supporto delle future attività di ricerca che riguarderanno l'implementazione nel codice di calcolo RADCAL III, messo a punto dall'ENEA di Bologna, di un modello capace di effettuare una più robusta valutazione della velocità di deposizione per gli inquinanti radioattivi.
Nella versione attuale, sulla base della dimensione dell'inquinante, i radionuclidi sono suddivisi in tre gruppi e per tutti i radionuclidi appartenenti alla stessa classe si attribuisce un singolo valore della velocità.
Questi valori di velocità, ottenuti preliminarmente attraverso una ricerca bibliografica, sono stati successivamente corretti dal gruppo di ricerca dell'ENEA tenendo in considerazione i risultati delle simulazioni RADCAL delle misure sperimentali effettuate nell'ambito delle campagne di prove realizzate presso la galleria del vento dell'Università di Karlsruhe.
La classificazione dei radionuclidi utilizzata nel codice RADCAL viene riportata di seguito:

classe 1. **Piccole dimensioni:**
^{85}Kr, ^{87}Kr, ^{88}Kr, ^{133}Xe, ^{135}Xe, ^{138}Xe, ^{87}Rb, ^{129}I, ^{131}I, ^{133}I, ^{134}Cs, ^{136}Cs, ^{137}Cs, ^{138}Cs;

classe 2. **Medie dimensioni:**
^{89}Sr, ^{90}Sr, ^{90}Y, ^{91}Y, ^{127}Te, ^{132}Te, ^{140}Ba, ^{141}Ce, ^{144}Ce, ^{208}Po, ^{209}Po, ^{210}Po, ^{226}Ra;

classe 3. **Grandi dimensioni:**
^{60}Co, ^{95}Zr, ^{99}Mo, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{192}Ir, ^{235}U, U nat, ^{235}Np, ^{237}Np, ^{239}Np, ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{241}Pu, ^{241}Am, ^{242}Cm, ^{244}Cm.

Si noti che nella classe 1 sono presenti radionuclidi gassosi (gas nobili), caratterizzati da un bassissimo valore della velocità di deposizione (rimangono in aria per lunghissimi periodi di tempo), per cui il problema della deposizione può essere limitato ai soli Rubidio, Cesio e Iodio. Inoltre, è necessario evidenziare che, nell'ambito delle attività di ricerca descritte sopra, il valore di velocità meno testato è quello relativo al processo di deposizione degli inquinanti di grandi dimensioni.

2. Breve descrizione del modello di calcolo del trasporti degli inquinanti del codice RADCAL

Il codice RADCAL consente di effettuare valutazioni della concertazione dell'inquinante in un volume di riferimento, V, di coordinate spaziali x, y e z, sulla base di un bilancio di massa

effettuato secondo lo schema spazio-temporale riportato in Fig. 1.
Considerando per semplicità il solo asse x, la massa sospesa nel volume in esame e nell'istante temporale t+dt viene calcolata utilizzando la relazione riportata di seguito, in cui si tiene in considerazione, per l'intervallo di tempo dt, la variazione dovuta al decadimento radioattivo e alla fuga dell'inquinante dal volume:

$$M_{sosp}(t+dt) = M_{sosp}(t)\, e^{-(\lambda + q_f/V)dt} \qquad (1)$$

essendo q_f la portata volumetrica di fuga [m^3/s], V il volume della cella di riferimento [m^3], λ la costante di decadimento del radionuclide in esame [s^{-1}].
La frazione di massa depositata viene valutata utilizzando la seguente equazione:

$$M_{dep1}(t+dt) = M_{sosp}(t+dt)\,[1 - e^{-\frac{q_d}{V}dt}] \qquad (2)$$

dove q_d è la portata volumetrica di deposizione [m^3/s].

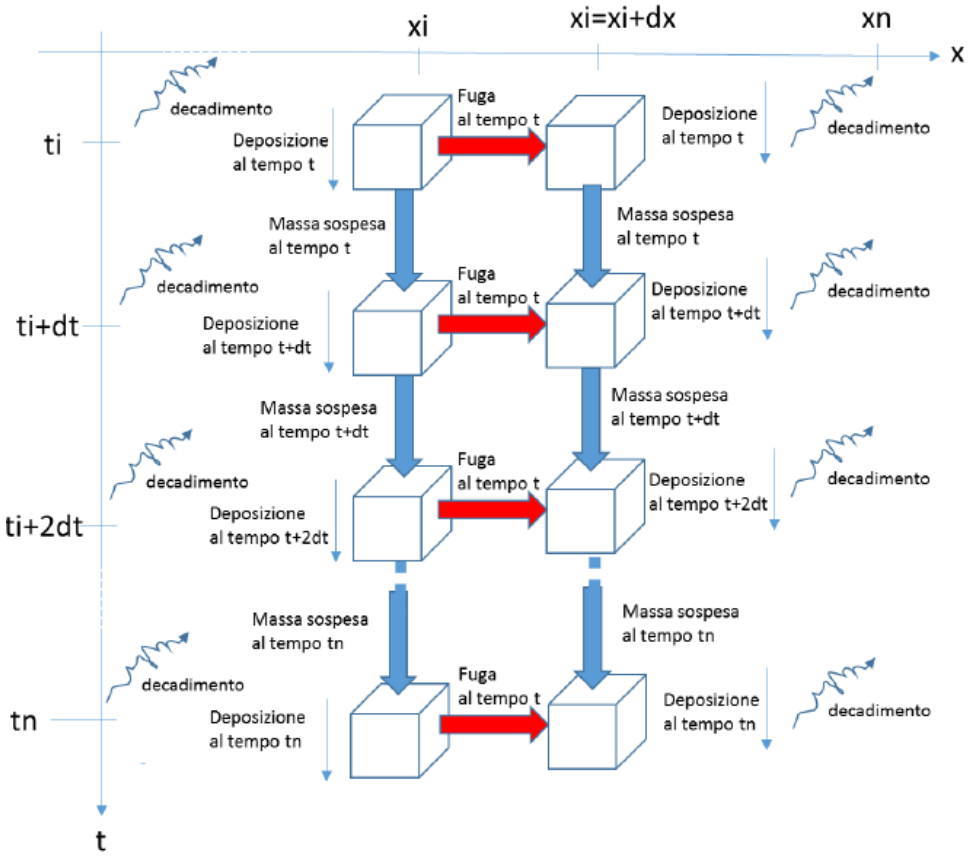

Fig. 1- Schematizzazione del calcolo della concentrazione di inquinante effettuata dal codice RADCAL nel volume di riferimento al variare del tempo e dello spazio.

La massa già depositata all'istante t nel volume di riferimento V che sarà ancora presente nel volume, nell'istante successivo t+dt, a seguito del decadimento radioattivo, viene valutata utilizzando la seguente relazione:

$$M_{dep2}(t + dt) = M_{dep}(t)\, e^{-\lambda\, dt} \quad (3)$$

La massa totale depositata è, quindi, pari a:

$$M_{dep}\ (t+dt) = M_{dep1}\ (t+dt) + M_{dep2}\ (t+dt) \quad (4)$$

Tenendo presente le eqq. (1) ÷ (3), si può riscrivere l'eq. (4) come segue:

$$M_{dep}\ (t+dt) = M_{sosp}(t)\ [1 - e^{-\frac{q_d}{V}dt}] + M_{dep}(t)\ e^{-\lambda\, dt} \quad (5)$$

Il processo di deposizione si basa, quindi, sui seguenti principali fattori:

- la modalità di trasporto e dispersione che si verifica nel precedente volume di riferimento influenza la massa dell'inquinante presente nel volume di riferimento in esame;
- la massa di inquinante presente nel volume di riferimento dipende dalla vita media del radionuclide in esame e, quindi, dalla costante di decadimento caratteristica.

Se nell'eq. (5) si esplicita la portata depositata, questa espressione può essere riscritta come segue:

$$M_{dep}\ (t+dt) = M_{sosp}(t)\ [1 - e^{-1{,}91\, v_d\, \sigma_z dt}] + M_{dep}(t)\ e^{-\lambda\, dt} \quad (6)$$

dove v_d è la velocità di deposizione e σ_z è il coefficiente di dispersione verticale che dipende dalla classe atmosferica di stabilità e dalle caratteristiche orografiche del terreno o del layout architettonico per le aree urbane (Voukelatu et al., 2011).
Come descritto nell'introduzione, il valore di v_d viene attribuito utilizzando la classificazione dei radionuclidi in tre gruppi sulla base della dimensione come riportato di seguito:

classe 1. Piccole dimensioni: 0,15 cm/s;

classe 2. Medie dimensioni: 4,0 cm/s;

classe 3. Grandi dimensioni: 20,0 cm/s.

Per quanto riguarda lo studio del trasporto dell'inquinate da punto sorgente al recettore, il codice RADCAL tratta in modo differente i fenomeni di trasporto per la breve e per la lunga distanza. In particolare, per la breve distanza, esso fa ricorso a un modello basato su un approccio euleriano, caratterizzato da correlazioni semi-empiriche che tengono in esame l'influenza degli ostacoli e della turbolenza sulla base dei dati ricavati dalla campagne di prove effettuate presso la galleria del vento dell'Università di Karlsruhe.
Rispetto agli altri codici di calcolo disponibili in letteratura, il RADCAL tiene conto della turbolenza lungo l'asse di avanzamento principale e lungo gli assi che caratterizzano l'innalzamento in quota e lo spostamento laterale rispetto all'asse principale.

3. Generalità sul processo di deposizione degli inquinanti

Con il termine deposizione si indica il trasferimento degli inquinanti dall'atmosfera alla superficie terrestre e, in relazione alla natura della sostanza inquinante, si possono distinguere tre processi principali:

- sedimentazione per gravità, che riguarda polveri e aerosol di diametro superiore a 1 µm;
- deposizione umida, che interessa inquinanti solubili in acqua e particolati che possono formare nuclei di condensazione rimovibili con le precipitazioni;
- deposizione secca, che interessa sia i gas che le particelle inquinanti, la cui dispersione dipende dai moti dell'aria.

Nella deposizione umida, gli inquinanti emessi dalla sorgente (denominati inquinanti primari) si combinano con l'umidità atmosferica (pioggia, neve, grandine, nebbia) dando luogo ad altre sostanze (inquinanti secondari).
Il fenomeno consta sostanzialmente di due fasi:

- *rain out* che comprende tutti i meccanismi del processo di inglobamento delle particelle, di interazione e di precipitazione, all'interno della nube;
- *wash out* che si riferisce all'incorporazione della sostanza inquinante al di fuori della nube, durante la caduta delle gocce di pioggia.

Nel processo di deposizione secca il trasferimento dell'inquinante avviene dallo strato turbolento, immediatamente sovrastante la superficie, allo strato immediatamente in contatto con la superficie. Il successivo trasferimento sulla superficie può avvenire per impatto, assorbimento o passaggio in soluzione. In questa fase possono verificarsi fenomeni di risospensione che possono ridurre l'efficienza complessiva del processo.
Di seguito verranno discussi i principali fenomeni riguardanti la deposizione secca e la trattazione teorica utile per la valutazione della velocità di deposizione.

4. Il fenomeno della deposizione secca

Con deposizione secca si indicano tutti quei processi di natura micrometeorologica, chimica, e biologica che, senza coinvolgere l'acqua presente in atmosfera, determinano un flusso di inquinante verso l'interfaccia aria-suolo.
Il processo complessivo risulta essere molto complesso e riguarda sia inquinanti gassosi sia il particolato di varia granulometria e densità, anche se i processi fenomenologici elementari che coinvolgono le due classi di inquinanti possono essere molto diversi.
In linea generale, i fenomeni che influenzano la deposizione sono:

- il livello di turbolenza posseduto dallo strato di planetary boundary layer (PBL) più vicino al suolo, cioè nella zona detta Surface Layer (SL) a confine con la superficie terrestre. In questa regione tanto più elevato è il livello di turbolenza tanto maggiore può essere il flusso di inquinante diretto verso l'interfaccia aria-suolo;
- le proprietà chimiche e fisiche dell'inquinante (e.g. reattività chimica degli inquinanti gassosi, dimensione o forma del particolato);
- la natura fisica e la tipologia della superficie. Ad esempio: le superfici non reattive possono ostacolare l'assorbimento di certi gas; le superfici lisce possono causare il rimbalzo delle particelle solide; le superfici naturali con copertura vegetale,

caratterizzata per esempio da diversa apertura fogliare, possono favorire o inibire la deposizione.

Quindi, si possono distinguere i seguenti principali fattori che influenzano il trasposto verso il suolo:

- fattori aerodinamici, responsabili del trasporto in prossimità della superficie ad opera dei moti turbolenti. Essi dipendono dalla velocità del vento e dalla instabilità atmosferica;
- nelle vicinanze della superficie, fattori non più governati dai moti turbolenti mai dai moti molecolari legati alle forze viscose per i gas, dai moti browniani se le dimensioni dell'inquinante sono <0,1 µm, o dalle forze d'inerzia per gli inquinanti con dimensioni superiori;
- effetti foretici caratterizzati da termoforesi (la particella si muove, in presenza di gradiente termico, verso la zona a temperatura minore), elettroforesi (i campi elettrici del mezzo o della particella ne condizionano il moto).

Nell'approccio teorico il flusso di inquinante verso il suolo viene equiparato ad una corrente elettrica, mentre il processo di deposizione viene rappresentato con resistenze poste in serie che rappresentano:

- il trasporto dell'inquinante entro il SL a causa della turbolenza atmosferica (resistenza aerodinamica, detta anche resistenza atmosferica). Questo processo è indipendente dalla natura fisica e chimica dell'inquinante e dipende solo dal livello di turbolenza;
- la diffusione dell'inquinante nel sottile strato d'aria (circa 1 mm) che sovrasta l'interfaccia aria-suolo (resistenza del quasi-laminar sublayer). In questo strato diventa predominante la diffusione molecolare per i gas e i moti di tipo Browniano per le particelle;
- il trasferimento al suolo dell'inquinante (resistenza superficiale). Per questo processo diventa fondamentale caratterizzare la tipologia del terreno (ad esempio, tipo di copertura vegetale) con cui l'inquinante si trova ad interagire.

Per quanto riguarda il processo di trasferimento al suolo, la ritenzione degli inquinanti ad opera di una superficie dipende per i gas dalle proprietà chimiche del suolo che assorbe, discioglie o coinvolge gli inquinanti in reazioni chimiche, per il particolato dai fenomeni di risospensione e rideposizione che dipendono dal tipo di terreno e dalla velocità del vento.

Risulta evidente che, a causa dei numerosi e complessi fenomeni coinvolti, la modellizzazione matematica del processo di deposizione è di difficile trattazione. Inoltre, è necessario prendere in esame molte condizioni al contorno quali il campo di vento, le condizioni meteorologiche, l'uso del suolo (diversi tipi di vegetazione, natura del suolo, ecc..).

Oltretutto, la deposizione subisce una forte variazione annuale a causa del cambiamento stagionale della vegetazione (con o senza foglie, etc.), nonché una variazione diurna a causa delle condizioni meteorologiche e della variazione dello stato della vegetazione (ad esempio, l'influenza ambientale diurna della temperatura sugli stomi).

Se si vuole trattare il processo di deposizione che coinvolge le particelle considerando valori medi, la velocità con cui le particelle sedimentano per l'azione della forza di gravità oscilla tra 0,6 e 3 cm/s, che corrisponde a quella di corpi sferici aventi una densità di 2000 kg/m^3 e diametro nell'intervallo 10÷30 µm. Inoltre, sperimentalmente si è potuto verificare che la velocità di sedimentazione presenta un minimo per diametri

delle particelle comprese tra 0,1÷1 µm, con valore della velocità di deposizione di circa 0,01 cm/s.
Se si considera il processo di deposizione come il contributo di due processi, quello di sedimentazione per gravità e quello di dispersione atmosferica, si può considerare, per il principio della separazione degli effetti, che:

$$v_d = v_s + v_{atm} \quad (7)$$

dove v_d è la velocità di deposizione, v_s la velocità di sedimentazione gravitazionale, e v_{atm} un termine aggiuntivo che dipende dalla turbolenza atmosferica e dai moti browniani.
Per diametri delle particelle superiori a circa 1 µm prevalgono gli effetti gravitazionali e, quindi, v_d tende a coincidere con la velocità di sedimentazione v_s, che risulta essere proporzionale al quadrato del diametro della particella.
Per dimensioni inferiori prevalgono gli effetti dovuti alla diffusione delle particelle, influenzata soprattutto dai moti Browniani che, come è noto, aumentano con il diminuire della dimensione della particella.
Per quanto riguarda le particelle depositate per fallout radioattivo, molti studi riportati in letteratura hanno messo in evidenza che le dimensioni ricadano nell'intervallo 0,1 ÷1 µm (Milfordand Davidson, 1985; Chamberlain, 1991Brandt et al., 2002).
Alcuni valori tipici della Mass Median Diameter (MMD) sono riportati in Tab. 1, per diversi radionuclidi. Nella stessa tabella sono mostrati i valori medi della velocità di deposizione così come riportati in (Baklanov and Sorensen, 2001).
In (Magnoni, 2011) è stata effettuata una stima della media delle dimensioni delle particelle radioattive di ^{137}Cs depositate nella regione Piemonte a seguito del *fallout* dell'incidente di Chernobyl. Il valore è pari a circa 0,4 µm, dato coerente con quanto riportato in lettura.
Tuttavia, nei casi reali non si ha a che fare con particelle aventi una sola e ben definita dimensione, per cui è necessario ricorrere ad una distribuzione delle velocità f(v(r)), funzione del raggio (o diametro) delle particelle. Nota tale funzione è possibile ricavare il valore medio della velocità v_m come segue:

$$v_m = \int v_d \cdot f(v(r)) \cdot dr \quad (8)$$

Poiché la forma della funzione di distribuzione f(v(r)) è spesso non nota, per la stima di v_m sono impiegate formule empiriche, come quella riportata di seguito, che lega v_m, espressa in cm/s, alle dimensioni medie delle particelle (Magnoni, 2011):

$$v_m = 0{,}388\ (MMD)^{0{,}76} \quad (9)$$

I valori di MMD utilizzabili nell'eq. (9) sono riportati in Tab. 2.
Per alcuni radionuclidi, dal confronto delle MMD riportate nelle Tabelle 1 e 2 si può notare una differenza pari a circa 2 per i componenti Cs e I, mentre una differenza superiore ad un fattore 4 per i componenti Ba e Sr.

Tabella 1. - Valori della velocità di deposizione e della dimensione media per alcune particelle radioattive. Questi dati sono stati ottenuti nell'ambito degli studi condotti a seguito dell'incidente di Chernobyl in (Baklanov and Sorensen, 2001).

Radionuclide	v_d [cm/s]	Mass Median Diameter, MMD [μm]	Geometric standard deviation
^{137}Cs	0,1	0,68	1,8–2,5
^{134}Cs	0,12	0,59	2–2,5
^{131}I	0,6	0,48	3–4
^{133}I	0,7	0,6	–
^{132}Te	0,3	0,81	1,5–2,5
^{90}Sr	2(?)	2,5	2–2,5
^{89}Sr	2(?)	2,5	–
^{140}Ba	0,9	0,45	–
^{238}Pu	2(?)	4,3	2
^{239}Pu	2(?)	4,3	2,1

Se si effettuano valutazioni di v_d tramite l'eq. (9), utilizzando i dati riportati in Tab. 2, per gli elementi I, Cs, e Sr si ottengono valori che sono dello stesso ordine di grandezza dei valori utilizzati dal RADCAL per la classe di radionuclidi 1 e 2. Invece, per gli elementi appartenenti alla classe 3 (i.e. U) si ottiene una differenza pari a circa una decade.
Questo probabilmente è dovuto ai fenomeni di sedimentazione, che diventano importanti per le particelle di granulometria più grande, cosa che ci si attende per gli elementi appartenenti alla classe 3.
Ovviamente, nel calcolo dell'eq. (9) tali effetti non possono essere tenuti in considerazione.

Tabella 2. - Aerodynamic Mass median Diameters riportati in (Milford and Davidson, 1985).

Element	MMD (μm)
W	0.43
Pb	0.55
Hg	0.61
Se	0.68
Cd	0.84
Sb	0.86
Br	0.89
Ni	0.98
I	1.03
As	1.11
Cr	1.11
Zn	1.13
Cu	1.29
V	1.44
U	1.56
In	1.75
Ta	1.77
Cs	1.89
Mn	2.06

Element	MMD (μm)
Eu	2.59
Co	2.63
Th	2.73
Sm	2.76
Cl	3.04
Ba	3.31
Fe	3.42
K	3.76
Na	3.78
Si	3.90
Sc	4.39
Al	4.54
Ca	4.64
Ce	5.10
Ga	6.00
Mg	6.34
Ti	6.52
Hf	7.65
Sr	11.9

5. Parametrizzazione del modello della deposizione secca

Per la trattazione classica del processo di deposizione secca si definisce, come già detto, una velocità di deposizione v_d che lega il flusso verticale dell'inquinante con la concentrazione misurata alla quota, z, rispetto al livello di campagna:

$$v_d = \frac{F_d}{C(z)} \tag{10}$$

essendo F_d il flusso dell'inquinante rimosso per unità di superficie [g/(m^{2}s)] e C(z) la concentrazione di inquinante alla quota z [g/m^3].
La resistenza alla deposizione viene espressa come l'inverso della velocità di deposizione sulla base dell'analogia dei circuiti elettrici, con resistenze in serie o parallelo per descrivere i fattori di trasferimento fra aria, terreno e fogliame.
È possibile schematizzare il processo di deposizione come mostrato in Fig. 2, per cui si può scrivere:

$$F_d = \frac{C_3 - C_2}{r_a} = \frac{C_2 - C_1}{r_d} = \frac{C_1 - C_0}{r_s} \tag{11}$$

dove r_a è la resistenza aerodinamica che tiene in considerazione i fenomeni di turbolenza nella regione SL, r_d è la resistenza nel quasi-laminar sublayer che sovrasta l'interfaccia aria-suolo e che tiene in considerazione i fenomeni di diffusione per i gas e le collisione dovuti ai moti Browniani per le particelle, e r_s la resistenza superficiale che considera la natura del terreno recettore.

È necessario evidenziare che il processo di deposizione caratterizzato dall'eq. (11) riguarda gli inquinanti gassosi, non avendo tenuto in considerazione gli effetti gravitazionali.
Dall'equazione precedente si ottiene:

$$c_3 = -(r_a + r_d + r_s)F_d \quad (12)$$

dove il segno negativo sta ad indicare che il flusso è rivolto verso il basso (direzione del terreno).
Se si pone:

$$v_d = (r_a + r_d + r_s)^{-1} \quad (13)$$

si può riscrivere l'eq. (12) come:

$$F_d = -v_d\, c_3 \quad (14)$$

Per la modellazione del processo di deposizione delle particelle è necessario tenere in considerazione gli effetti dovuti alla gravità, essendo le particelle dotate di massa non trascurabile.
Nello strato SL, la turbolenza agisce sul moto delle particelle solide esattamente come sui gas, tuttavia il processo viene influenzato anche dall'azione gravitazionale.
Nel quasi-laminar sublayer, la diffusione delle particelle è determinata soprattutto dai moti Browniani. Infatti, le polveri vengono depositate anche a causa delle collisioni con particelle meno dense, ma in numero maggiore, ad esempio quelle dei gas, per cui il moto browniano gioca un ruolo fondamentale per la deposizione.
Se si ipotizza che le particelle, una volta raggiunto il suolo, restino permanentemente in contatto con la superficie, la resistenza superficiale è nulla (r_s = 0) e, rispetto alla schematizzazione riportata in Fig. 2, la concentrazione dell'inquinante in prossimità del suolo è C_1= C_0= 0.
Quindi, per le particelle è possibile schematizzare il processo di deposizione come riportato in Fig. 3, dove si ha una terza resistenza legata alla velocità di sedimentazione gravitazionale. Tale resistenza agisce in parallelo alle resistenze r_a e r_d (Slinn and Slinn, 1980; Hicks et al., 1985; Hanna et al., 1991; Seinfeld and Pandis, 1998).
Sulla base di queste considerazioni si ha che:

$$-F_d = \frac{c_3 - c_2}{r_a} + v_s c_3 = \frac{c_2}{r_d} + v_s c_2 \quad (15)$$

Quindi, per le particelle la velocità di deposizione può essere valutata come segue:

$$v_d = v_s + (r_a + r_d + r_a r_d v_s)^{-1} \quad (16)$$

dove il termine $r_a r_d v_s$ rappresenta una resistenza virtuale (Seinfeld and Pandis, 1998).
La velocità di sedimentazione v_s cresce con il quadrato del diametro della particella, d_p, secondo la ben nota legge di Stokes valida per particelle di diametro inferiore a 50 μm:

$$v_s = \frac{d_p^2 g(\rho_p - \rho) C_c}{18\nu} \quad (17)$$

essendo g l'accelerazione di gravità, ρ_p la densità della particella, ρ la densità dell'aria, ν la viscosità cinematica dell'aria ($\nu=\mu/\rho \cong 1{,}5 \times 10^{-5}$ m^2/s) e C_c il fattore di correzione di Cunningham (Seinfeld, 1986), valido per particelle con d_p<1 μm:

$$c_c = 1 + \frac{\lambda_{air}}{d_p}\left(2{,}514 + 0{,}8\, e^{\frac{-0{,}55 d_p}{\lambda_{air}}}\right) \quad (18)$$

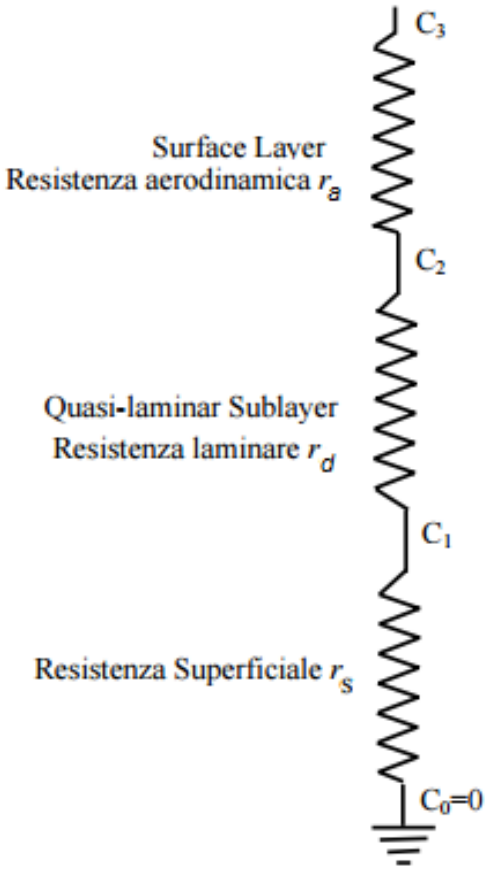

Figura 2. – Analogia elettrica per la deposizione secca nel caso di inquinante gassoso.

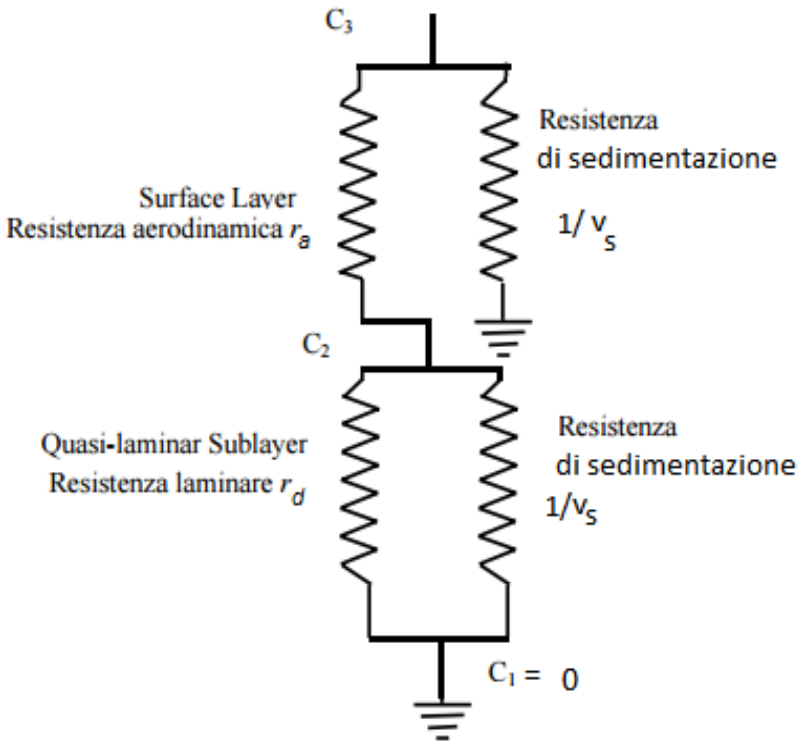

Figura 3. – Analogia elettrica per la deposizione secca nel caso di particella.

Per diametri della particella d_p>1 μm il parametro C_c tende al valore unitario.
Nell'eq. (18) il parametro λ_{air} è il cammino libero medio dell'aria valutato come segue:

$$\lambda_{air} = \frac{2\mu}{P\sqrt{8M/\pi RT}} \quad (19)$$

dove p è la pressione dell'aria, M è il suo peso molecolare (28,97 g/moli), e μ è la viscosità dinamica. Alla pressione e temperatura standard il libero cammino medio dell'aria è pari a $\lambda_{air} = 6{,}53\ x\ 10^{-8}$ m.
Per granulometrie superiori a 50 μm, la eq. (17) sovrastima il valore effettivo di v_s e in tal caso è necessario far ricorso alle correlazioni riportate in Seinfeld e Pandis (1998).
Un'espressione alternativa all'eq. (16) è proposta in (Venkatram and Pleim, 1999) ottenuta come soluzione esatta dell'eq. (10) in condizioni di regime stazionario e assumendo, nel SL, la velocità costante e pari a v_s:

$$v_d = v_s/[1 - e^{-(r_a+r_d)v_s}] \quad (20)$$

Il vantaggio di questa espressione è che, contrariamente all'eq. (16), essa è consistente con il principio della conservazione della massa, tuttavia l'ipotesi di velocità costante utilizzata dal modello comporta una generalizzazione che potrebbe essere non valida per le condizioni reali in studio (Kouznetsov and Sofiev, 2012).
A esempio, la velocità può non essere costante con la quota, anche all'interno dello strato superficiale, inoltre essa può cambiare con l'umidità e, in prossimità della superficie, può variare significativamente in presenza di diversi tipi di copertura.

5.1 La resistenza aerodinamica

Come già detto, la resistenza aerodinamica, r_a, rappresenta il contributo alla deposizione dovuto all'azione della turbolenza nella regione SL.
Seguendo Balocchi et al. (1987) e Voldner et al. (1986), può essere determinata impiegando le relazioni della Teoria della similarità di Monin-Obukhov per la micrometeorologia.
Si ipotizza che il flusso di deposizione secca nel SL sia proporzionale al gradiente di concentrazione, per cui si ha che:

$$F = |F_d| = K_T \frac{\partial C}{\partial z} \tag{21}$$

essendo k_T il coefficiente di diffusione di turbolenza.
L'equazione precedente può essere riscritta come segue:

$$F = (c_3 - c_2) \int_{z_o}^{z} \frac{\varphi_h(z/L)}{k u_* z} dz \tag{22}$$

ottenuta adottando le seguenti ipotesi:

- alla quota z (che si trova alla sommità del SL) la concentrazione di inquinante è C_3;
- l'estremo inferiore del SL e, quindi, l'estremo superiore del quasi-laminar sublayer si colloca alla quota z_0 (lunghezza di rugosità superficiale) il cui valore dipende dall'altezza degli ostacoli presenti nell'area considerata;
- il coefficiente K_T può essere valutato applicando la teoria della similarità, per cui si può scrivere:

$$K_T = \frac{k u_* z}{\varphi_h(z/L)} \tag{23}$$

Nell'eq, (23), L è la lunghezza si Monin-Obukhov, u_* è la velocità di attrito, k è la costante di Karman, generalmente assunta pari a 0,4, e φ_h è il fattore di correzione legato alla stabilità atmosferica.
Ricordiamo che u_* permette di quantificare lo sforzo di taglio del vento dovuto all'attrito con la superficie terrestre ed aumenta all'aumentare della velocità del vento e della scabrezza della superficie, mentre il parametro empirico z_o (altezza di rugosità) è caratteristico del tipo di superficie e tiene conto dell'altezza media degli ostacoli. Tale parametro può variare tra 1 e 10 metri per grandi città e zone montagnose, sino a valori di circa 10^{-5} m per distese pianeggianti di ghiaccio.
Tenendo presente le relazioni riportate in precedenza, è possibile parametrizzare la resistenza aerodinamica come riportato in (Wesely and Hicks, 1977; Voldner et al., 1986; Hanna, 1991; Maryon et al., 1996):

$$r_a = \frac{1}{k u_*} \left[\ln \frac{z}{z_o} - \Psi_h \right] \tag{24}$$

dove Ψ_h è la funzione di similarità per il profilo verticale della temperatura.
Si nota immediatamente che r_a è un'espressione generale che può essere utilizzata per tutte le specie. Essa dipende esclusivamente dal livello di turbolenza meccanica e

convettiva caratteristici della situazione che si sta considerando ed è indipendente dal tipo di inquinante analizzato, sia esso gas o particolato solido.
Ricordiamo che la lunghezza di Monin-Obukhov è un parametro che caratterizza la stabilità dello strato PBL nella parte più bassa dell'atmosfera (pari a circa 150 m):

$$L = \frac{u_*^3 c_p \rho \overline{T}}{kgH} \qquad (25)$$

dove

- c_p calore specifico a pressione costante,
- ρ densità,
- $\overline{T}$ temperatura media SL
- k constante di von Karman
- g accelerazione di gravità
- H calore sensibile.

Il parametro L può essere visto, in valore assoluto, come l'altezza alla quale il termine di turbolenza convettiva, dovuto alla forza di galleggiamento, comincia a prevalere su termine di turbolenza meccanica, dovuto principalmente allo shear del vento (taglio verticale).
In Fig. 4 è riportato il diagramma di Golder che mostra la suddivisione in classi di stabilità in funzione dell'altezza di rugosità del terreno z_o e del rapporto 1/L (Golder, 1972).
Nota la lunghezza di Monin-Obukhov è possibile valutare le caratteristiche dell'atmosfera in modo continuo e non con parametrizzazioni tipo quelle di Pasquill-Gifford.
Ad esempio, in condizioni di PBL stabile, L è positiva, perché la stratificazione stabile dell'atmosfera inibisce la convezione e il termine di produzione convettiva diventa negativo.
Brandt et al. (2002) suggeriscono le seguenti relazioni per il calcolo di Ψ_h in eq. (24):

$$\Psi_h = -5\frac{z}{L} \qquad \text{per } \frac{z}{L} > 0 \text{ (stabilità)} \qquad (26)$$

$$\Psi_h = e^{\left\{0{,}598+0{,}390\ln\left(-\frac{z}{L}\right)-0{,}09\left[\ln\left(-\frac{z}{L}\right)\right]^2\right\}} \qquad \text{per } \frac{z}{L} < 0 \text{ (instabilità)} \qquad (27)$$

Seinfeld e Pandis, (2006) propongono per la condizione di instabilità la seguente relazione:

$$\Psi_h = -\ln\left[\frac{(\mu_o^2+1)(\mu_o+1)^2}{(\mu^2+1)(\mu+1)}\right] - 2(\tan^{-1}\mu - \tan^{-1}\mu_o) \qquad \text{per } \frac{z}{L} < 0 \text{ (instabilità)} \qquad (27')$$

essendo $\mu = [1-15(z/L)]^{1/4}$ e $\mu_o = [1-15(zo/L)]^{1/4}$.

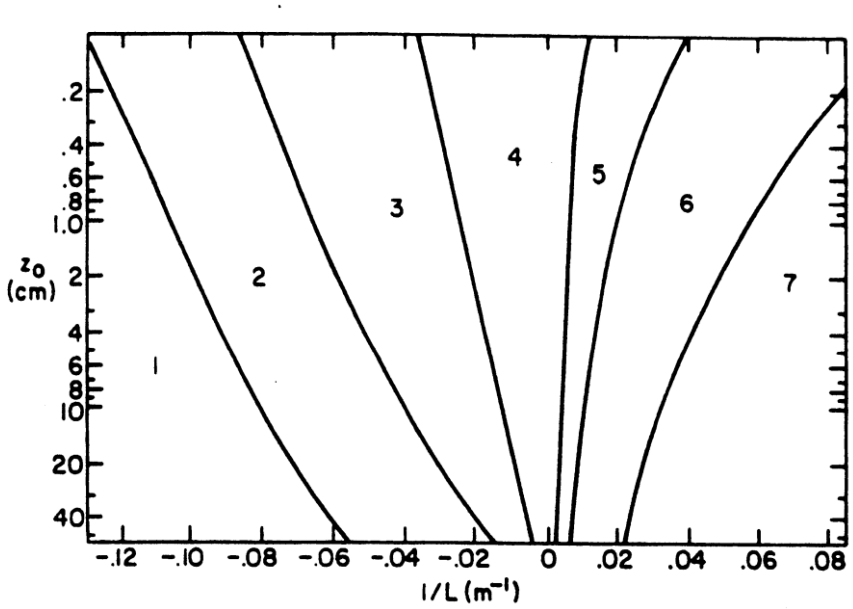

Figura 4 - Determinazione delle classi di stabilità in funzione di z0 e del rapporto 1/L

In condizione di stabilità atmosferica neutra si può assumere $\Psi_h = 0$ (L→ ∞) per cui l'eq. (24) può essere riscritta come:

$$r_a = \frac{1}{k u_*}\left[\ln\frac{z}{z_o}\right] \qquad \text{condizione neutra} \qquad (28)$$

5.2 Resistenza nel quasi-laminar sublayer

Nel quasi-laminar sublayer, di dimensioni verticali estremamente ridotte, il processo di deposizione è caratterizzato da un elevato grado di intermittenza, soprattutto quando il suolo è costituito da vegetazione. Tuttavia, questa condizione viene trascurata nella parametrizzazione presentata di seguito.
In prossimità del quasi-laminar sublayer, per gli inquinanti gassosi la resistenza r_d dipende dalle proprietà molecolari dell'inquinante, per cui il flusso risulta direttamente proporzionale a:

- differenza di concentrazione C_2-C_1 tra la sommità e la base dello strato d'aria (Fig. 2);
- velocità di attrito u_* che rappresenta la turbolenza meccanica presente nello strato.

Sulla base di queste considerazioni si ha:

$$|F_d| = K_d\, u_*(C_2 - C_1) \qquad (29)$$

essendo K_d un coefficiente di proporzionalità funzione della diffusività molecolare dell'inquinante gassoso.
Per esplicitare tale dipendenza è conveniente impiegare il parametro adimensionale chiamato numero di Schmidt, Sc, definito come Sc=D/ν, dove ν è la viscosità cinematica dell'aria e D è il coefficiente di diffusività molecolare dell'inquinante.
Il parametro D è funzione del diametro della particella d_p secondo la seguente equazione:

$$D = \frac{K_B T C_C}{6\pi\mu d_p} \quad (30)$$

essendo K_B la costante di Boltzmann = 1,38 x 10^{-23} J/K, T la temperatura, μ la viscosità dinamica dell'aria (in condizioni standard pari a circa 1,79×10^{-5} kg/m s), e C_c il fattore di correzione di Cunningham calcolato con l'eq. (18).
Wesely and Hicks (1977) suggeriscono per il calcolo del parametro K_d la seguente relazione:

$$K_d = \frac{1}{d_1 Sc^{d_2}} \quad (31)$$

per cui, dalla eq. (29), la resistenza r_d può essere valutata come:

$$r_d = \frac{d_1 Sc^{d_2}}{u_*} \quad (32)$$

con d_1 e d_2 parametri empirici.
Studi sperimentali suggeriscono valori nel range 1,6÷16,7 per d_1 e valori nel range di 0,4÷0,8 per d_2 (Hicks, 1982). Valori intermedi di d_1 =5 e d_2=2/3 vengono raccomandati da Slinn et al. (1978).
Questi valori sono stati ottenuti sulle base delle misure di flusso di particelle di solfato con deposito su erba e possono essere utilizzati per la stima della velocità di deposizione di particelle di piccole dimensioni, con diametri nell'intervallo 0,05-1,0 μm.
Per quanto riguarda la deposizione di particelle, una volta penetrato il quasi-laminar sublayer, queste non interagiscono con la vegetazione o in generale con il terreno, per cui si ipotizza che restino sul suolo indefinitamente.
Tuttavia, per una più adeguata modellizzazione del processo, potrebbe risultare necessario caratterizzare le cause di deposito di tipo inerziale ed, in particolare, gli effetti dovuti all'impatto e all'intercettazione da parte della superfice che di fatto modificano l'efficienza di ritenzione, aspetti che questa modellizzazione non tiene in considerazione.
Rispetto al caso dei gas, la resistenza r_d riguardante le particelle viene valutata utilizzando la seguente relazione (Slinn, 1982; Pleim et al. 1984; Brandt et al., 2002):

$$r_d = \frac{1}{\left(Sc^{-2/3} + 10^{-3/St}\right) u_*} \quad (33)$$

dove St è il numero di Stokes (Hanna et al., 1991; Baldocchi et al. 1995; Binkowski and Shankar, 1995) definito come:

$$S_t = \frac{v_s}{g}\frac{u_*^2}{\nu} \quad (34)$$

essendo v_s la velocità di sedimentazione, valutata secondo l'eq. (17), g l'accelerazione di gravità, u_* la velocità di attrito e ν la viscosità cinematica dell'aria.

5.3 Resistenza superficiale per gli inquinanti gassosi

Per gli inquinanti gassosi lo strato superficiale del terreno esercita un'influenza significativa sull'efficienza della deposizione.
Poiché l'effetto terreno è costituito da un insieme di meccanismi che sono difficili da modellizzare matematicamente, la parametrizzazione del processo comporta l'uso di semplificazioni che inseriscono un grado di incertezza di calcolo a volte significativo.
Jacobson (2005) e Weseley (1988) definiscono il modello Big-Leaf utilizzando la schematizzazione elettrica classica in cui la resistenza superficiale r_s è descritta attraverso tre resistenze in parallelo che rappresentano i percorsi di deposizione dovuti all'interazione dell'inquinate gassoso a causa:

- del meccanismo di respirazione attivato dalle foglie della vegetazione, definito tramite la resistenza, r_f;
- dell'influenza del tessuto cuticolare della vegetazione definita con la resistenza, r_{cut};
- dell'effetto diretto del suolo rappresento con la resistenza, r_g.

Quindi, la resistenza superficiale complessiva r_s, che può essere utilizzata nell'eq. (13), è pari a:

$$r_s = \left(\frac{1}{r_f} + \frac{1}{r_{cut}} + \frac{1}{r_g}\right)^{-1} \quad (35)$$

Molti sono gli studi riportati in letteratura per il calcolo di r_s, tuttavia di seguito vengono descritte le parametrizzazioni più utilizzate.
Le resistenze r_f e r_{cut} definite sopra possono essere valutate utilizzando le relazioni riportate di seguito:

$$r_f = r_{min}\left\{1 + \left[\frac{200}{R_g + 0{,}1}\right]^2 + \frac{400}{T_S(40 - T_S)}\right\}\frac{D}{D_q} + \left(3{,}3\ 10^{-4}\ H_q^* + 100 f_0^q\right)^{-1} \quad (36)$$

dove

- r_{min} è la resistenza dovuta alla respirazione dei pori delle foglie;
- R_g e T_s sono, rispettivamente, la radiazione solare globale (W/m^2) e la temperatura dell'aria (°C) all'interfaccia aria-suolo;
- D rappresenta la diffusività molecolare del vapore d'acqua e D_q quella del gas in esame,
- H_q^* è la costante efficace di Henry e f_0^q il fattore di reattività normalizzato per il gas.

$$r_{cut} = r_{cut0}\left(10^{-5}\ H_q^* + 100 f_0^q\right)^{-1} \quad (37)$$

Alcuni valori tipici di r_{cut0} sono riportati in Tab. 3 al variare della tipologia di suolo.
Per quanto riguarda il calcolo di r_g è possibile utilizzare la seguente relazione:

$$r_g = \left\{\left[\frac{10^{-5}\ H_q^*}{R_1} + \frac{f_0^q}{R_2}\right]^{-1} + \left[R_5 + \frac{10^{-5}\ H_q^*}{R_3} + \frac{f_0^q}{R_4}\right]^{-1}\right\}^{-1} \quad (38)$$

I parametri R_1, R_2, R_3, R_4 e R_5 dipendono dalle condizioni meteorologiche e dalla superficie, come riportato in Tab. 3.
Per ulteriori dettagli si rimanda a Jacobson (2005) e Seinfeld e Pandis (2006).

Tabella 3. – Valori dei parametri presenti nelle relazioni semi-empiriche utili per il calcolo della resistenza superficiale, r_s.

Tipo di Suolo	r_{min}	r_{cut}	R_1	R_2	R_3	R_4	R_5
area urbana	∞	∞	∞	∞	400	300	100
area agricola	60	2000	2000	1000	150	150	200
pascolo	120	2000	2000	1000	350	200	100
foresta decidua	70	2000	2000	1000	500	200	2000
foresta di conifere	130	2000	2000	1000	500	200	2000
laghi e mari	∞	∞	∞	∞	0	2000	0
aree desertiche	∞	∞	∞	∞	1000	400	0

6. Nuovo schema per la parametrizzazione della deposizione secca delle particelle

La parametrizzazione descritta di seguito si basa sul modello messo a punto da Slinn (1982) per lo studio delle varie condizioni di deposizione dovute allo strato canopy vegetazione. Partendo dal modello di Slinn, in (Zhang et al., 2001) vengono proposte parametrizzazioni empiriche semplificate che consentono di trattare diversi tipi di superficie (i.e. canopy urbano), al variare delle categorie stagionali.
Slinn considera, nella trattazione della deposizione, i fenomeni connessi ai moti di tipo browniano, alla sedimentazione gravitazionale insieme ai fattori di impatto, di intercettazione e di risospensione delle particelle, che influenzano la resa del processo nel suo complesso.
Per quanto riguarda i fenomeni di impatto, ricordiamo brevemente che l'impatto di una particella è conseguente ai vortici dell'aria che generano turbolenza. L'efficienza di raccolta è tanto maggiore quanto più grande è il diametro della particella e dell'ostacolo (ad esempio, un flusso di aria incontra un ostacolo e si divide, mentre la particella presente in esso prosegue con un moto rettilineo e può impattare con l'ostacolo). Per quanto riguarda il processo di intercettazione in presenza di vegetazione, esso dipende da diversi fattori quali: la forma, dimensione e caratteristiche superficiali delle particelle; le caratteristiche superficiali delle parti vegetali intercettanti; le condizioni microclimatiche nelle vicinanze della pianta.
La velocità di deposizione v_d viene calcolata utilizzando la seguente relazione (Slinn 1982):

$$v_d = v_s + (r_a + r_s)^{-1} \qquad (39)$$

dove v_s è la velocità di sedimentazione gravitazionale, calcolata con l'eq. (17), r_a è la resistenza aerodinamica sopra il canopy, e r_s è la resistenza superficiale che consente di rappresentare le fenomenologie descritte sopra.
Il parametro r_a è calcolato facendo ricorso all'eq. (24), mentre r_s è funzione del diametro della particella depositata, delle condizioni atmosferiche e delle proprietà della superficie in esame.
Viene proposta per r_s la seguente relazione:

$$r_s = \frac{1}{\varepsilon_0 u_* (E_B + E_{IM} + E_{IN}) R_1} \quad (40)$$

dove E_B, E_{IM}, E_{IN} sono i parametri connessi agli effetti dovuti, rispettivamente, alla diffusione browniana, all'impatto ed all'intercettazione.
R_1 è il fattore di correzione che valuta l'effettiva frazione di particelle che aderiscono alla superficie, tenendo conto dei fenomeni di risospensione.
Nell'eq. (40), il parametro ε_0 è una costante empirica assunta in Zhang et al. (2001) pari a 3 per tutte le categorie di uso del suolo (Land Use Category, LUC).
La diffusione browniana E_B, è una funzione del numero di Schmidt, Sc, secondo la seguente relazione:

$$E_B = Sc^{-\gamma} \quad (41)$$

Il parametro γ solitamente è compreso tra 1/2 e 2/3, con valori maggiori per superfici ruvide. Slinn e Slinn (1980) hanno suggerito un valore pari a 1/2 per le superfici costituite da acqua, mentre Slinn (1982) suggerisce un valore pari a 2/3 per le superfici con vegetazione.
In Zhang et al. (2001), per il calcolo dell'eq. (41) è utilizzato un parametro γ variabile con le categorie di uso del suolo come riportato in Tab. 4.

Tabella 4. - Parametri utilizzati come categorie di uso del suolo (LUC) e cinque categorie di stagione (SC) secondo il modello proposto da Zhang et al. (2001).

LUC		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Z_0(m)	SC1	0,8	2,65	0,85	1,05	1,15	0,1	0,1	0,04	0,03	0,1	0,03	0,01	f(u)	f(u)	1,0
	SC2	0,9	2,65	0,85	1,05	1,15	0,1	0,1	0,04	0,03	0,1	0,03	0,01	f(u)	f(u)	1,0
	SC3	0,9	2,65	0,80	0,95	1,15	0,05	0,02	0,04	0,03	0,1	0,02	0,01	f(u)	f(u)	1,0
	SC4	0,9	2,65	0,55	0,55	1,15	0,02	0,02	0,04	0,03	0,1	0,02	0,01	f(u)	f(u)	1,0
	SC5	0,8	2,65	0,60	0,75	1,15	0,05	0,05	0,04	0,03	0,1	0,03	0,01	f(u)	f(u)	1,0
A(mm)	SC1	2,0	5,0	2,0	5,0	5,0	2,0	2,0	na	na	10,0	10,0	na	na	na	10,0
	SC2	2,0	5,0	2,0	5,0	5,0	2,0	2,0	na	na	10,0	10,0	na	na	na	10,0
	SC3	2,0	5,0	5,0	10,0	5,0	5,0	5,0	na	na	10,0	10,0	na	na	na	10,0
	SC4	2,0	5,0	5,0	10,0	5,0	5,0	5,0	na	na	10,0	10,0	na	na	na	10,0
	SC5	2,0	5,0	2,0	5,0	5,0	2,0	2,0	na	na	10,0	10,0	na	na	na	10,0
α		1,0	0,6	1,1	0,8	0,8	1,2	1,2	50,0	50,0	1,3	2,0	50,0	100,0	100,0	1,5
γ		0,56	0,58	0,56	0,56	0,56	0,54	0,54	0,54	0,54	0,54	0,54	0,54	0,50	0,50	0,56

Nota: f(u) rappresenta una funzione della velocità del vento (u) e na dato non applicabile.

In questa tabella, le numerazioni che caratterizzano le categorie stagionali (SC) sono riportate di seguito:

SC 1 mezza estate con vegetazione rigogliosa;
SC 2 autunno con terreni coltivati non raccolti;
SC 3 Tardo autunno dopo il gelo, senza neve;
SC 4 Inverno, neve a terra e temperature ambientali molto inferiori allo zero;
SC 5 primavera con periodi di verde parzialmente brevi.

Per il parametro (LUC), la classificazione numerica riguarda le seguenti tipologie di suolo:

1 evergreen-needle leaf trees;
2 evergreen broad leaf trees;
3 deciduous needle leaf trees;
4 deciduous broadleaf trees;
5 mixed broad leaf and need leaf trees;
6 grass;
7 crops, mixed farming;
8 desert;
9 tundra;
10 shrubs and interrupted wood-lands;
11 wet land with plants;
12 ice cap and glacier;
13 inland water;
14 ocean;
15 urban.

Il parametro che consente di considerare l'efficienza di impatto con il suolo è il numero di Stokes, St, valutato, per una superficie costituita da vegetazione, come segue (Slinn, 1982):

$$S_t = \frac{v_s}{g}\frac{u_*}{A}$$ suolo costituito da vegetazione (42)

dove A è il raggio caratteristico del collettore come riportato in Tab. 4. Questo parametro cambia con il variare delle SC, per ogni LUC caratterizzato da vegetazione, mentre non può essere utilizzato ad esempio per il caso di superficie urbana.
Per superfici lisce (neve e superfici d'acqua con bassa velocità del vento), o superfici con elementi di rugosità "bluff" (campi con suolo nudo, ghiaccio e neve con superfici irregolare, e molti ambienti urbani) viene utilizzata l'eq. (34) (Giorgi, 1988).
Per il calcolo del parametro E_{IM} vengono suggerite in letteratura diverse espressioni.

Giorgi (1986) utilizza due espressioni, la prima valida sia per superfici lisce che per superfici con elementi di rugosità "bluff", la seconda valida per superfici con vegetazione:

$$E_{IM} = \frac{St^2}{400+St^2}$$ superfici lisce e superfici con elementi di rugosità "bluff (43)

$$E_{IM} = \left(\frac{St^2}{0,6+St^2}\right)^{3,2}$$ superficie con vegetazione (44)

Davidson et al. (1982) ha applicato la seguente espressione per la superficie costituita da LUC "pascolo":

$$E_{IM} = \frac{St^3}{St^3+0,753St^2+2,796St-0,202} \quad (45)$$

Zhang et al. (2001) propongono una nuova espressione che è funzione del parametro LUC:

$$E_{IM} = \left(\frac{St}{\alpha+St}\right)^2 \quad (46)$$

In eq. (46) per la costante α vengono impiegati i valori riportati in Tab. 4.
Per quanto riguarda il processo di intercettazione, il fenomeno esiste anche se la particella incontra un ostacolo ad una distanza superiore alle dimensioni fisiche dell'ostacolo stesso (vedi il caso di vegetazione con foglie "pelose").
Poiché è difficoltoso ottenere dati che consentano di caratterizzare i vari tipi di collettori, sia di grandi che di piccole dimensioni, Zhang et al. (2001) propongono una espressione semplificata per tenere in considerazione l'efficienza dell'intercettazione da parte dell'ostacolo:

$$E_{IN} = \frac{1}{2}\left(\frac{dp}{A}\right)^2 \quad (47)$$

dove il valore del diametro A è funzione del LUC al variare delle categorie stagionale SC, come riportato in Tab. 4.
Infine, le particelle più grandi di 5 μm possono rimbalzare dopo aver colpito una superficie. Questo processo, come già detto, viene incluso nel modello matematico attraverso il fattore di correzione R_1.
Slinn (1982), Giorgi (1988) e Zhang et al. (2001) suggeriscono per R_1 la seguente espressione:

$$R_1 = e^{-St^{1/2}} \quad (48)$$

Le particelle possono crescere in dimensioni in presenza di elevata umidità, quindi, se si vuole tenere in considerazione questo fenomeno, il raggio della particella secca può essere sostituito con il raggio della particella bagnata, r_w, valutata in funzione del valore dell'umidità relativa RH:

$$r_w = \frac{C_1 r_p^{C_2}}{C_3 r_p^{C_4} - log RH} + r_p^3 \qquad (49)$$

essendo r_p il raggio della particella secca.
Le costanti utilizzate nell'eq. (49) sono riportate in Tab. 5, in funzione del tipo di superficie.

Tabella 5. - Costanti nell'eq. (49).

Aerosol model	C_1	C_2	C_3	C_4
Sea salt	0,7674	3,079	$2{,}573 \times 10^{-11}$	-1,424
Urban	0,3926	3,101	$4{,}190 \times 10^{-11}$	-1,404
Rural	0,2789	3,115	$5{,}415 \times 10^{-11}$	-1,399
$(NH_4)_2SO_4$	0,4809	3,082	$3{,}110 \times 10^{-11}$	-1,428

Nel lavoro di confronto, effettuato tra alcuni dei modelli esaminati nei paragrafi precedenti ed i dati sperimentali, non si è tenuto conto dell'incremento della dimensione della particella dovuto all'umidità a causa della mancanza del valore del parametro RH per i dati sperimentali presi in esame.

7. Problematiche nella valutazione della velocità di deposizione secca

Significativo è stato lo sforzo sperimentale per determinare il valore di v_d per i principali inquinanti ed uno dei grossi problemi riscontrati è che, per piccole variazioni delle condizioni al contorno riguardanti i fenomeni che influenzano la deposizione, i valori misurati sperimentalmente per lo stesso componente possono coprire diverse decadi (McMahon e Denison, 1979; Till and Meyer H.R., 1983; Pryor et al., 2007).
Sehmel (1980) ha presentato una revisione dei risultati ottenuti nell'ambito di molte attività sperimentali condotte per determinare v_d per vari tipi di particelle e gas e, come sottolineano dallo stesso Autore, non è stato possibile trarre conclusioni a carattere generale a causa delle incertezze sperimentali. Inoltre, l'Autore evidenzia che le misure sperimentali revisionate sono una funzione incognita delle condizioni al contorno sperimentali impiegate, mostrando una vasta gamma di valori numerici per lo stesso tipo di superficie di deposizione. Per gli esperimenti esaminati, la differenza tra le v_d per il gas è stata maggiore di quattro ordini di grandezza, mentre per le particelle di tre ordini di grandezza.
Va notato che per le particelle risulta essere assente in letteratura lo studio della deposizione secca legata all'interazione diretta con la superficie terrestre.
Sperimentalmente è stato evidenziato che le particelle con diametro compreso tra 0,05 e 2 μm non vengono interessate molto dal processo di deposizione secca e costituiscono la maggior parte dell'aerosol che si accumula in atmosfera. La loro vita media può essere di alcuni giorni prima di essere rimosse dai processi di deposizione umida o dalla nebbia. Per diametri superiori diventa importante la forma e la granulometria della particolato, che ovviamente modificano il processo di deposizione per gravità e la resistenza aerodinamica.
In Fig. 5 viene riportato il confronto delle velocità di deposizione sperimentali v_d misurate da vari Autori al variare del diametro delle particelle d_p, per diversi valori della

velocità di attrito e superficie di ritenzione costituita da acqua e superficie piana (basso valore di rugosità) (Möller and Schumann, 1970; Sehmel, 1973; Sehmel, 1980; Zhang et al., 2014).
È possibile notare che i dati sperimentali di (Zhang et al., 2014), riguardanti particelle di grande dimensioni, al diminuire di d_p mostrano un andamento decrescente che è meno marcato rispetto agli altri dati riportati nella stessa figura. Inoltre, l'andamento di v_d sembrerebbe seguire un trend diverso se confrontato con i dati sperimentali di (Möller and Schumann, 1970), che hanno valori della velocità di attrito u_* molto simili.
È possibile anche vedere il caratteristico minimo in corrispondenza di un diametro d_p compreso tra 0,1 ÷ 1,0 μm.
Ricordiamo che la ragione di questo comportamento sta nel fatto che le particelle di piccola dimensione si comportano in modo molto simile ai gas e vengono trasportate entro il quasi-laminar sublayer in modo estremamente efficiente a causa della diffusione Browniana. Tale efficacia decresce con l'aumentare della dimensione della particella, fino a cessare per particelle di diametro superiore a circa 0,5÷1 μm.
Dal punto di vista della trattazione matematica, per il calcolo di v_d la maggior parte dei modelli fanno ricorso all'analogia elettrica, che porta all'espressione matematica descritta con l'eq. (16). Di seguito chiameremo questa trattazione con "modello classico".
Partendo dal bilancio di massa, tale equazione viene sostituita con l'eq. (20), che indicheremo di seguito con "modello nuovo".
La Fig. 6 mostra gli andamenti del rapporto tra la velocità di deposizione ottenuta con l'eq. (20) (modello nuovo) e la velocità di deposizione valutata attraverso l'eq. (16) (modello classico), al variare del diametro della particella d_p e per differenti valori della velocità del vento u e della velocità di attrito u_*, considerando una copertura del suolo costituita da zona urbana.
Per i calcoli si è considerato un valore di z_o pari a 1 m, valore caratteristico di una superficie urbana costituita da almeno il 15% di copertura con edifici, la cui altezza media supera i 15 m, e una densità delle particelle di inquinante pari a 1000 kg/m^3.
Dalla Fig. 6 è possibile dedurre che, per le curve ottenute imponendo u_*=0,1 m/s, le predizioni di v_d calcolate con la nuova parametrizzazione sono più piccole rispetto ai valori calcolati con il modello classico, quando il diametro delle particella è inferiore a circa 3 μm. Per diametri delle particella superiori a questo valore, le predizioni dei due modelli possono essere considerate coincidenti.

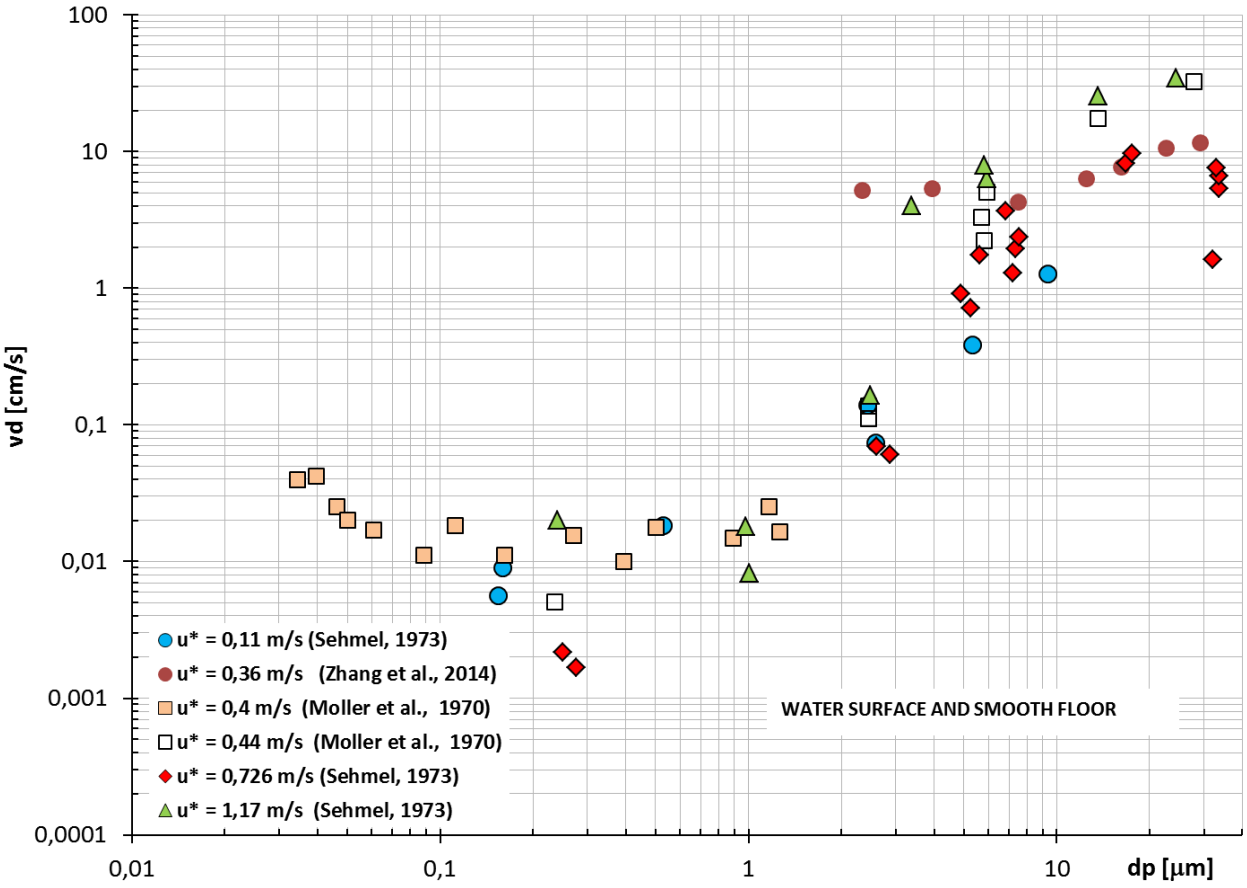

Figura 5 - Velocità sperimentale v_d per particelle di varie dimensioni con deposito su superficie a bassa rugosità.

Discorso diverso va fatto per le curve ottenute con u_*=0,5 m/s. Per tutti i valori di velocità del vento, u, il nuovo modello fornisce predizioni più piccole rispetto al modello classico. Inoltre, per diametri delle particella superiori a circa 10 µm, con l'aumentare del diametro d_p, la funzione ha un andamento decrescente, con una pendenza che aumenta con l'aumentare della velocità del vento, u.
Quindi, sotto queste condizioni, possiamo dedurre che la nuova parametrizzazione fornisce predizioni della velocità v_d più piccole rispetto ai valori calcolati con il modello classico, inoltre per particelle di grande diametro la differenza diventa più grande con l'aumentare della velocità del vento u.
Per tutti i casi esaminati, quando il diametro della particella è pari a circa 1 µm, si ottiene un minimo pari a circa 0,8, per cui i due modelli differisco di circa il 20%.

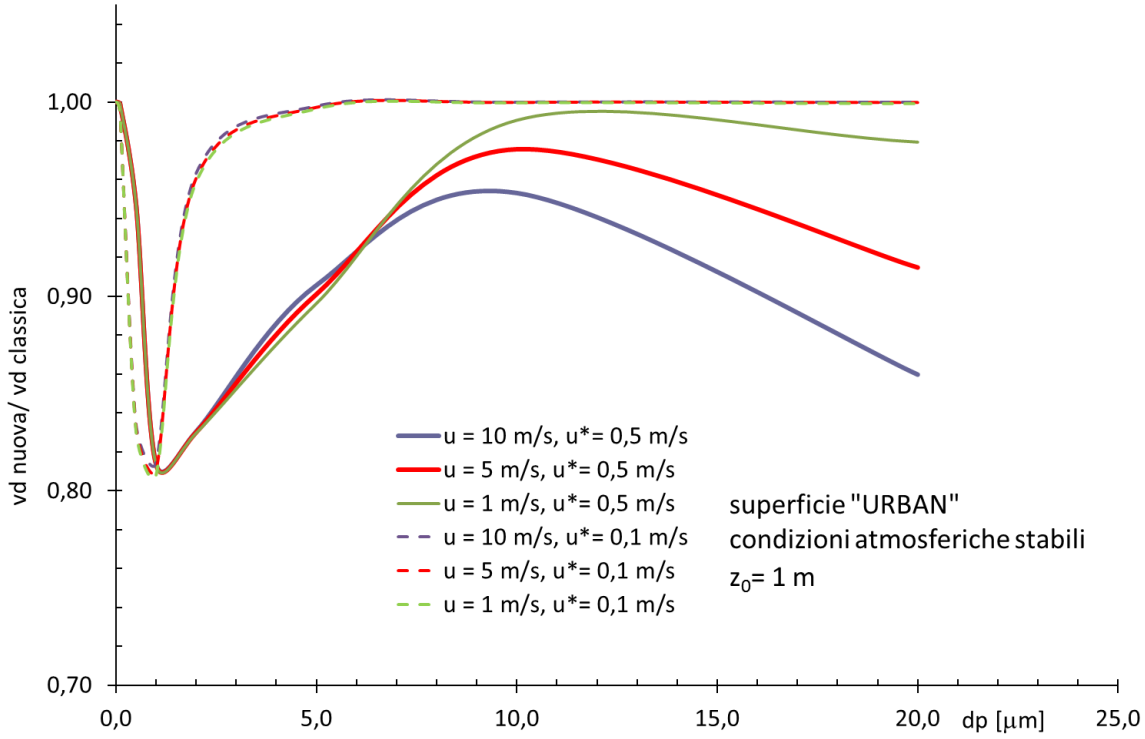

Figura 6 – Andamento del rapporto delle velocità v_d ottenute con le eq.s (20) e (16), per una superficie caratterizzata da area urbana, al variare del diametro della particella, d_p. Le curve si riferiscono a diversi valori di velocità del vento, u, fissando due valori della velocità di attrito, u_*.

8. Confronto tra i modelli della deposizione secca ed i dati sperimentali

Le attività svolte e riportate in questo paragrafo hanno avuto come scopo individuare la parametrizzazione che consente di rappresentare e predire i dati sperimentali presi in esame in maniera "accettabile", tenendo presente la grande variabilità dovuta alle diverse condizioni operative con cui i dati sono stati ottenuti e le difficoltà di generalizzazione messe in evidenza nel paragrafo 7.

In questa fase dei lavori si sono esaminate le combinazione di alcune parametrizzazioni utilizzate dai modelli descritti nei paragrafi precedenti ed i risultati sono stati confrontati con i dati sperimentali riportati in letteratura al variare del diametro della particella, d_p, per diverse tipologie di suolo e condizioni metereologiche.

I modelli impiegati per questo studio si basano sull'uso dell'eq. (16), che per semplicità indicheremo con "Modello 1", e sull'uso dell'eq. (39), che indicheremo con "Modello 2".

Nella Tab. 6 vengono riassunte le relazioni matematiche utilizzate per l'applicazione dei due modelli.

La Tab. 7 riporta per il "Modello 1" le equazioni utilizzate per il calcolo del parametro Ψ_h, e per il "Modello 2" le espressioni utilizzate per il calcolo, nell'eq. (39), della resistenza superficiale r_s. I valori dei parametri γ , α e A impiegati nel "Modello 2" sono riportati in Tab. 4.

In Fig. 7 vengono mostrati i risultati ottenuti dal confronto del "Modello 1" con le misure

sperimentali riportate in (Möller and Schumann, 1970; Sehmel, 1973; Sehmel and Sutter, 1974). Il processo di deposizione dell'inquinante riguarda l'uso di superfici costituite da distese di acqua e superfici piatte, con condizioni metereologiche caratterizzate dalla classe atmosferica stabile, per diverse velocità di attrito u_*.

Si vede un buon accordo tra l'andamento dei dati sperimentali ed il modello, con predizioni che si possono considerare soddisfacenti per il caso con u_*=1,17 m/s.

Si nota, per u_* pari a 0,4 e 0,44 m/s, una sovrastima dei dati sperimentali, di un fattore mediamente pari a 3, quando d_p è inferiore a 1 μm, per valori di d_p più grandi si ha una sottostima che aumenta con il crescere del diametro.

Per tutti i casi esaminati, è presente un minimo che si posiziona su un valore di d_p compreso nell'intervallo 0,5÷ 1 μm.

Infine, nella stessa figura viene riportato l'andamento della velocità di sedimentazione, v_s, calcolata con l'eq. (17). Possiamo notare che, nel caso di u_*=0,11 m/s e diametri d_p superiori a 1 μm, l'eq. (16) coincide con l'eq. (17). Inoltre, anche in questo caso si ha una sottostima dei dati sperimentali per d_p>1 μm, tale sottostima aumenta con l'aumentare di d_p.

In Fig. 8 vengono riportati i risultati ottenuti dal confronto del "Modello 1" con le misure sperimentali riportate in (Pryor, 2007; Coppalle et al., 2010). Il processo di deposizione riguarda particelle di piccole dimensioni e superfici costituite da "area rurale" e "foreste".

Anche in questo caso si può notare un buon accordo tra l'andamento sperimentale ed il modello e viene predetto il minimo per d_p pari a circa 0,4 μm.

Tuttavia, se si esaminano i soli dati sperimentali di Coppalle et al. (2010), per valori di d_p più grandi di 0,4 μm si ha una sottostima che aumenta al crescere del diametro. Rispetto al confronto fatto in precedenza, in questo caso si può avere una differenza anche di due decadi.

Un ulteriore confronto è stato fatto utilizzando le misure sperimentali riportate in (Zhang et Al., 2014), che hanno riguardato diverse tipologie di superficie. Per tutti i tests sono stati utilizzate particelle con densità pari a 2200 kg/m^3.

In Tab. 8 vengono riportati i valori dell'altezza di riferimento z per la valutazione della velocità del vento, l'altezza di rugosità z_o, e le velocità di attrito u_* utilizzate per il lavoro di validazione.

Nelle Figg. 9÷12 vengono mostrati i risultati ottenuti con il "Modello 1", mentre nelle Figg. 13÷15 quelli ottenuti con il "Modello2".

Dal confronto con il "Modello1", è possibile affermare che per i casi con superficie "sticky wood" (Fig. 9) e superficie "plant" (Fig. 11) la predizione di v_d è buona, sia in trend che in valori, per tutte le velocità di attrito u_*, mentre per i casi con superficie "sand" (Fig. 10) e superficie "water" (Fig. 12) sia ha una sottostima significativa nell'intervallo d_p pari a 1÷3 μm.

Se si considera l'applicazione del "Modello2" per i casi riguardanti le superfici "sticky wood", "plant" e "sand" (per superficie "water" il modello non è applicabile) si ottiene una buona stima dei dati sperimentali per d_p>10 μm, mentre si ha una sottostima mediamente di una decade per i diametri più piccoli.

Tabella 6 - Equazioni impiegate per il calcolo delle velocità dei deposizione v_d, per il "Modello 1" e per il "Modello2".

Modello	Velocità di deposizione, vd	Resistenza aerodinamica, r_a	Resistenza sub-layer, r_d	Numero di Stokes, St	resistenza superficiale, rs	Velocità di sedimentazione gravitazionale, vs
Mod. 1	$v_d = v_s + (r_a + r_d + r_a r_d v_s)^{-1}$	$r_a = \frac{1}{k u_*}\left[\ln\frac{z}{z_o} - \Psi_h\right]$	$r_d = \frac{1}{(Sc^{-2/3} + 10^{-3/St})\, u_*}$	$S_t = \frac{v_s}{g}\frac{u_*^2}{\nu}$	-	$v_s = \frac{d_p^2 g(\rho_p - \rho)C_c}{18\nu}$
Mod. 2	$v_d = v_s + (r_a + r_s)^{-1}$		-	$S_t = \frac{v_s}{g}\frac{u_*}{A}$ per vegetazione $S_t = \frac{v_s}{g}\frac{u_*^2}{\nu}$ per rugosità "bluff"	$r_s = \frac{1}{\varepsilon_o u_* (E_B + E_{IM} + E_{IN}) R_{B1}}$	

Tabella 7 - Alcune parametrizzazioni utilizzate nel "Modello 1" e nel "Modello 2".

Modello	Ψ_h	ε_o	EB	Eim	EIN	R1
Mod. 1	$\Psi_h = -5\frac{z}{L}$ per $\frac{z}{L} > 0$ $\Psi_h = e^{\left\{0{,}598 + 0{,}390\ln\left(-\frac{z}{L}\right) - 0{,}09\left[\ln\left(-\frac{z}{L}\right)\right]^2\right\}}$ per $\frac{z}{L} < 0$	-	-	-	-	-
Mod. 2	-	3	$E_B = Sc^{-\gamma}$ Per γ vedi tab. 4	$E_{IM} = \left(\frac{St}{\alpha + St}\right)^2$ Per α vedi tab. 4	$E_{IN} = \frac{1}{2}\left(\frac{dp}{A}\right)^2$ Per A vedi tab. 4	$R_1 = e^{-St^{1/2}}$

Tabella 8 – Dati utilizzanti per la validazione dei modelli con le misure sperimentali riportate in (Zhang et al., 2014).

	z (mm)	u* (m/s)	z_0 (mm)
Sticky wood	15	0,12	0,075
		0,40	0,033
		0,54	0,032
Sand	15	0,14	0,153
		0,32	0,143
		0,49	0,135
Plant	250	0,24	5,927
		0,50	2,877
		1,06	2,106
Water	25	0,15	0,300
		0,36	0,306
		0,57	0,309

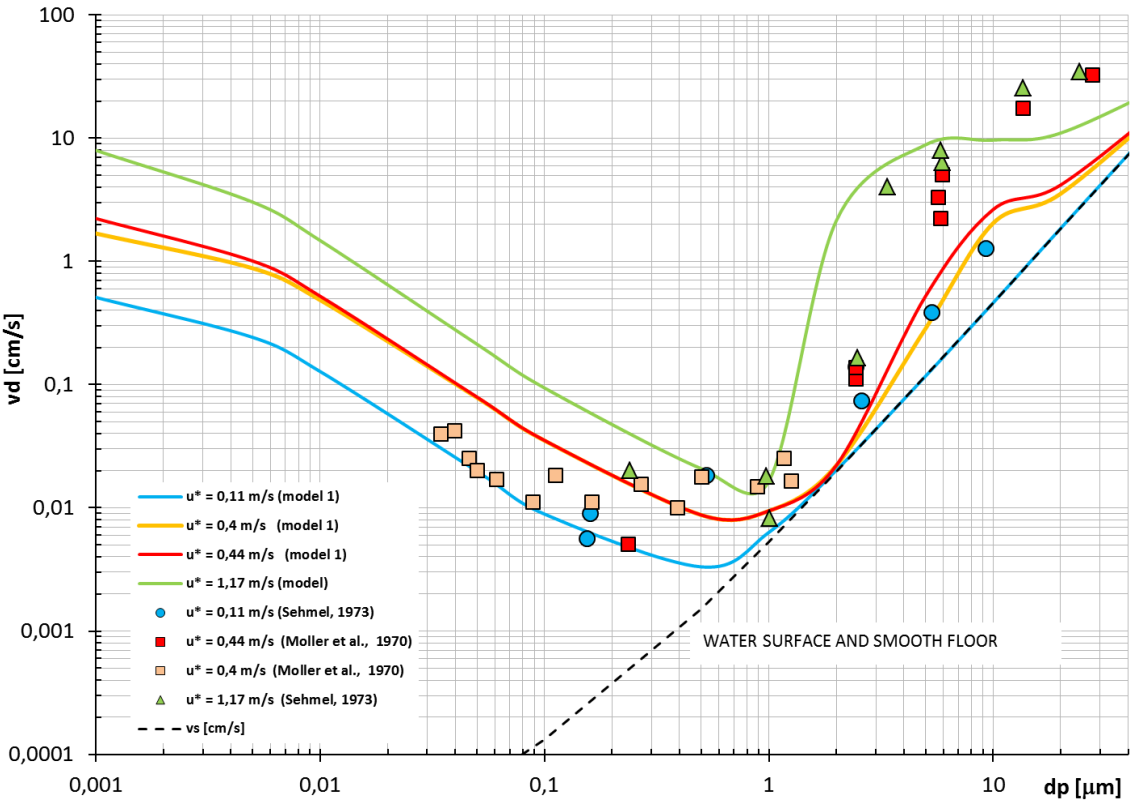

Figura 7 - Confronto tra il “Modello 1” e le misure sperimentali riportati in (Möller and Schumann, 1970; Sehmel, 1973; Sehemel and Sutter, 1974).

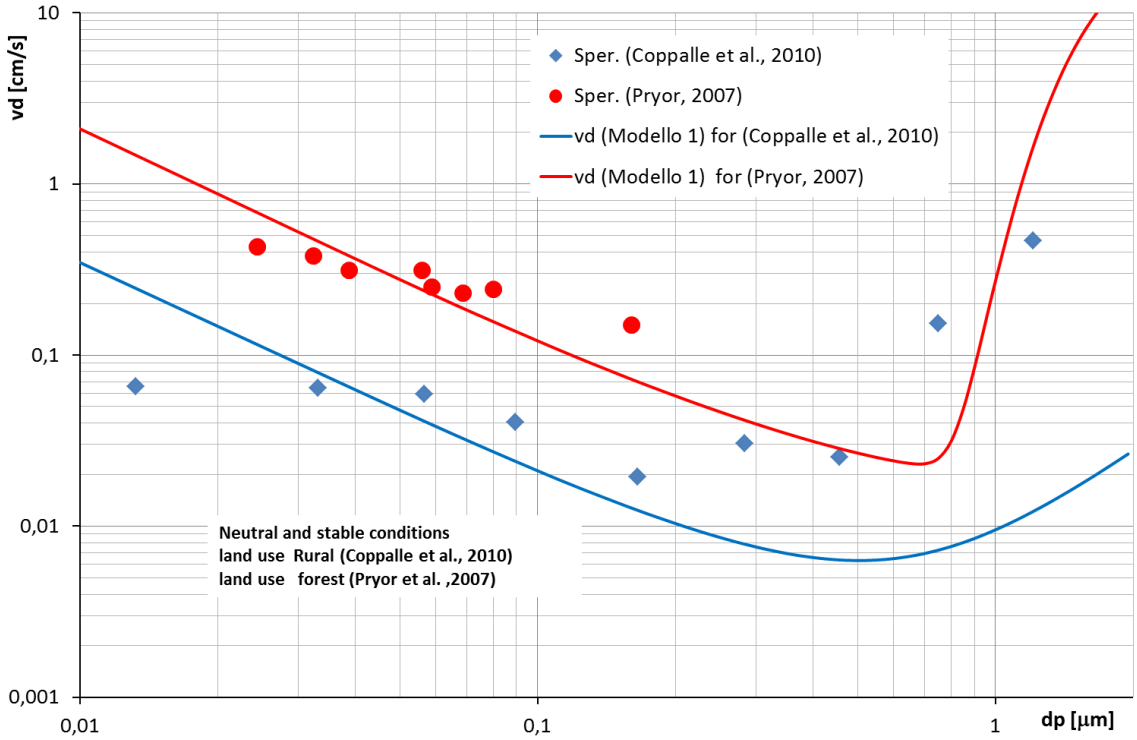

Figura 8 - Confronto tra il “Modello 1” e le misure sperimentali riportati in (Coppallle et al., 2010; Pryor, 2007).

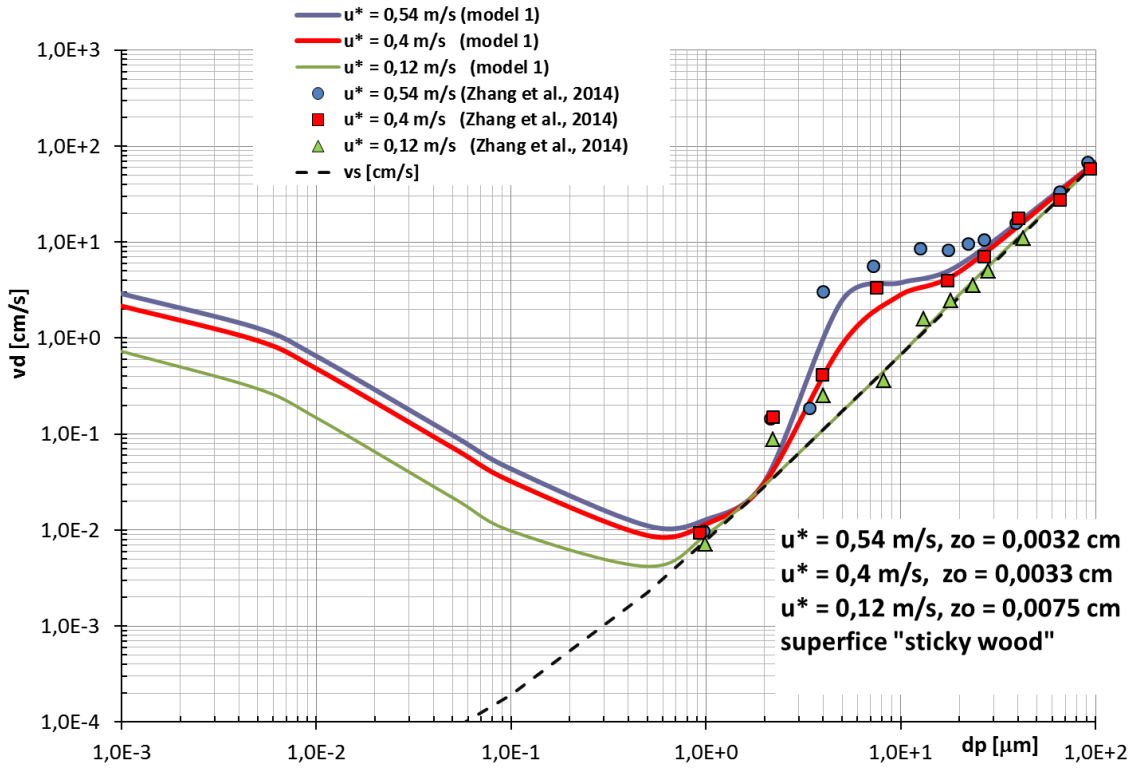

Figura 9 - Confronto tra il "Modello 1" e le misure sperimentali riportati in (Zhang et al., 2014) per superficie "sticky wood".

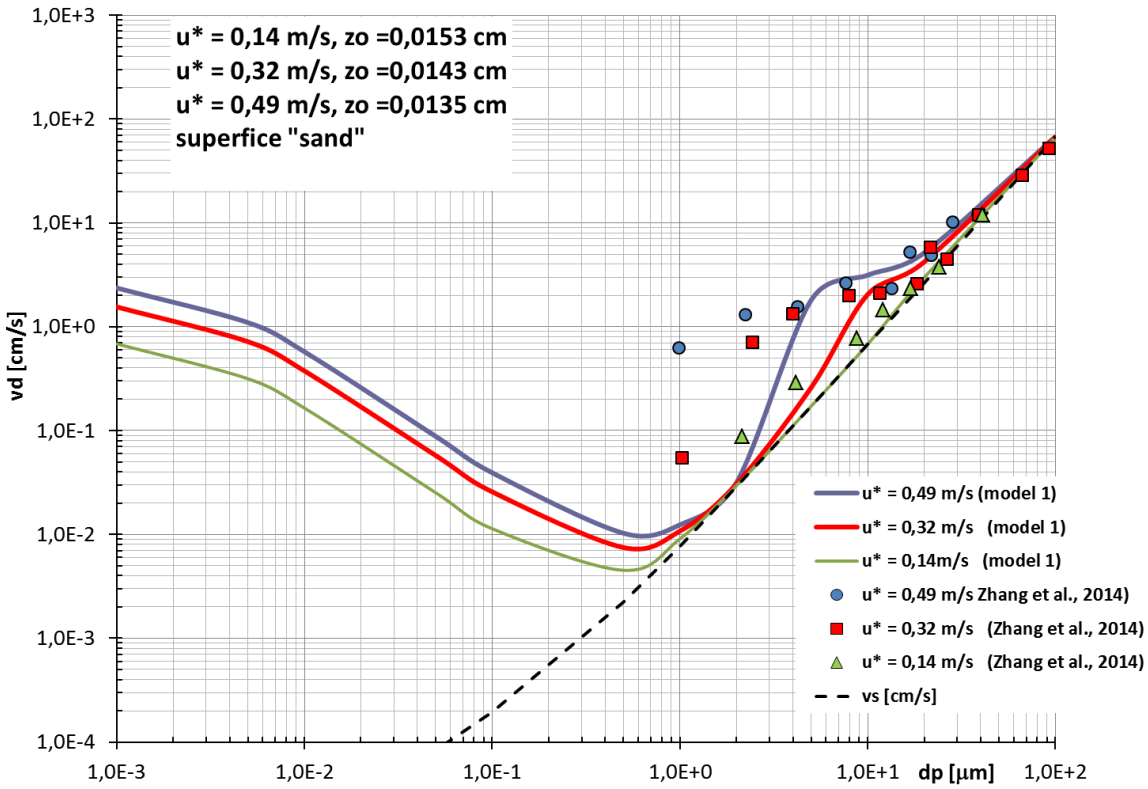

Figura 10 - Confronto tra il "Modello 1" e le misure sperimentali riportati in (Zhang et al., 2014) per superficie "sand".

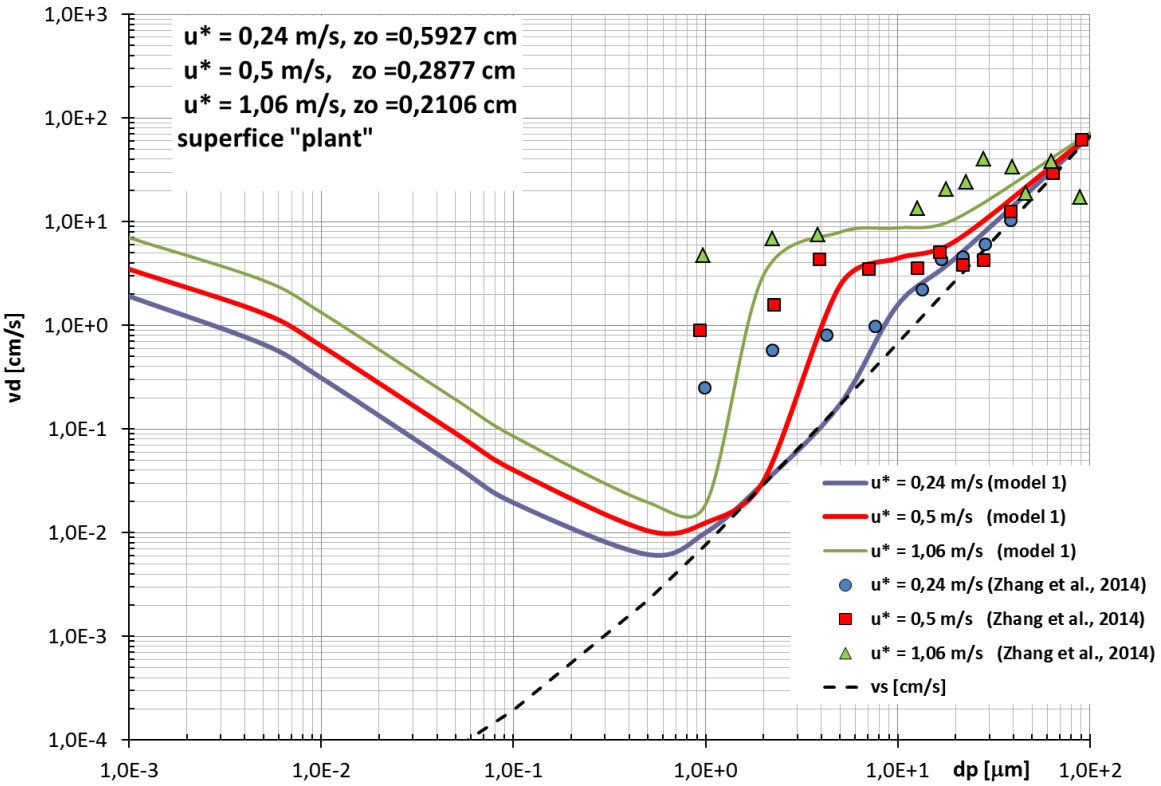

Figura 11 - Confronto tra il "Modello 1" e le misure sperimentali riportati in (Zhang et al., 2014) per superficie "plant".

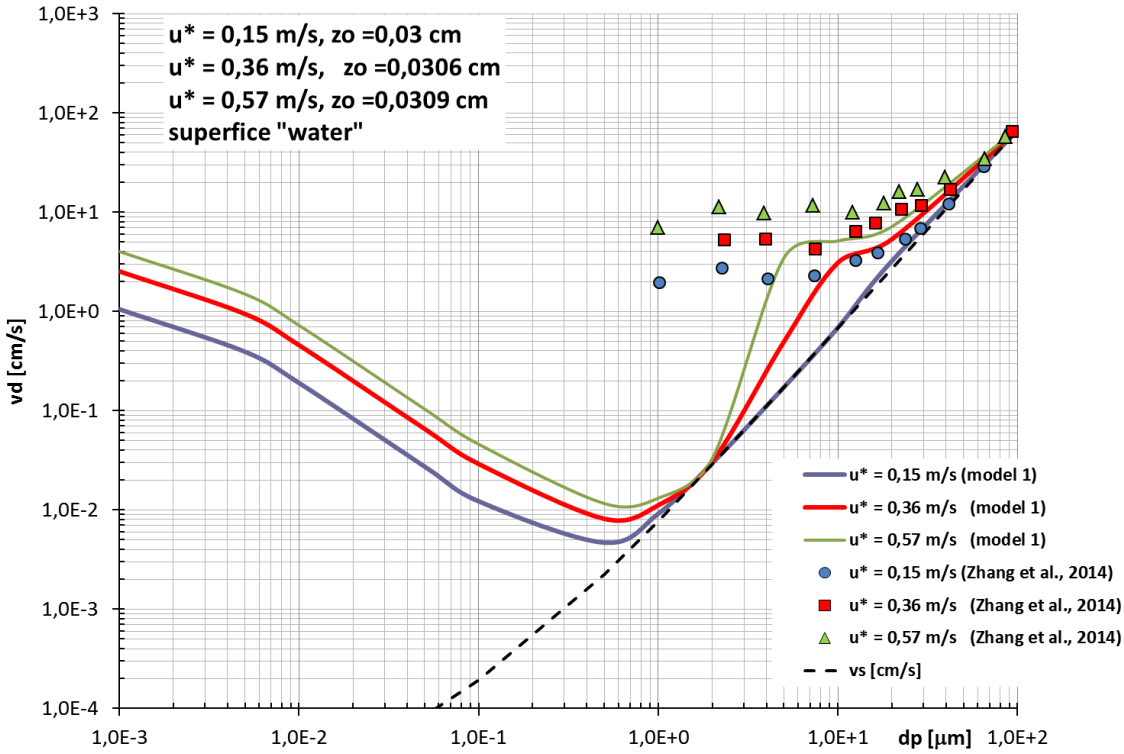

Figura 12 - Confronto tra il "Modello 1" e le misure sperimentali riportati in (Zhang et al., 2014) per superficie "water".

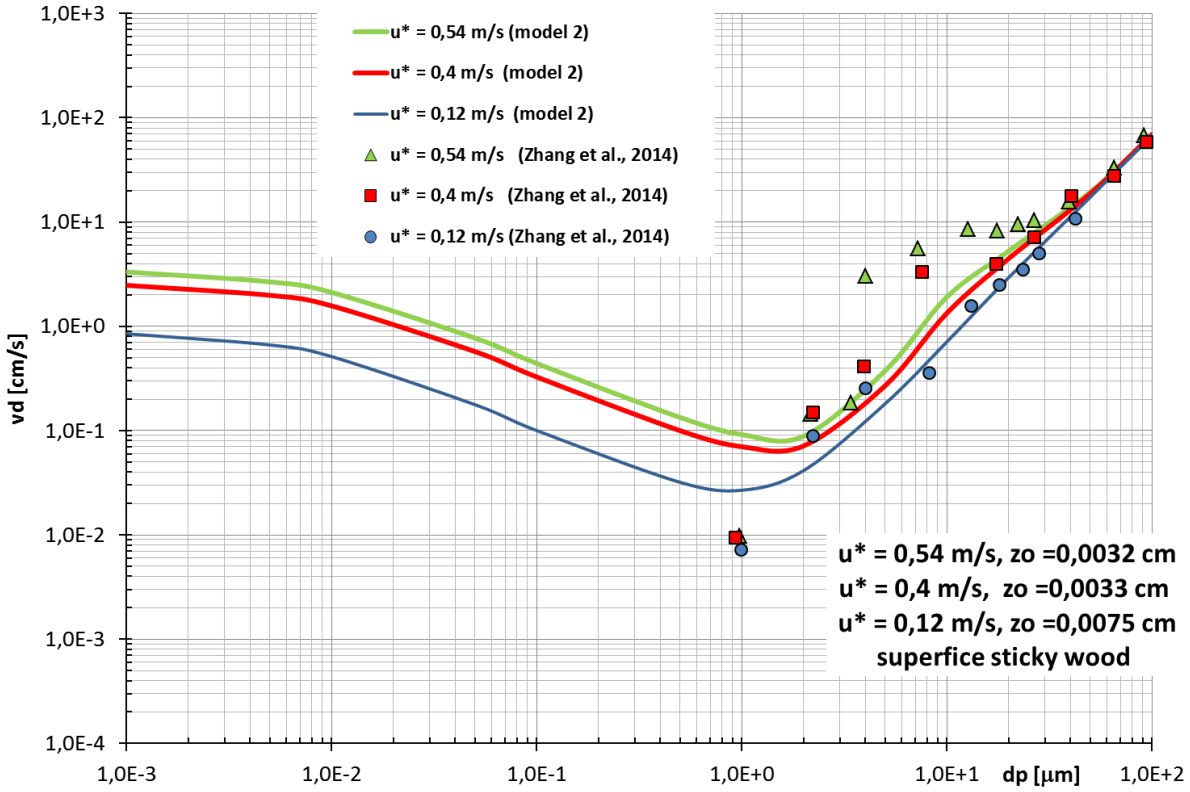

Figura 13 - Confronto tra il "Modello 2" e le misure sperimentali riportati in (Zhang et al., 2014) per superficie "sticky wood".

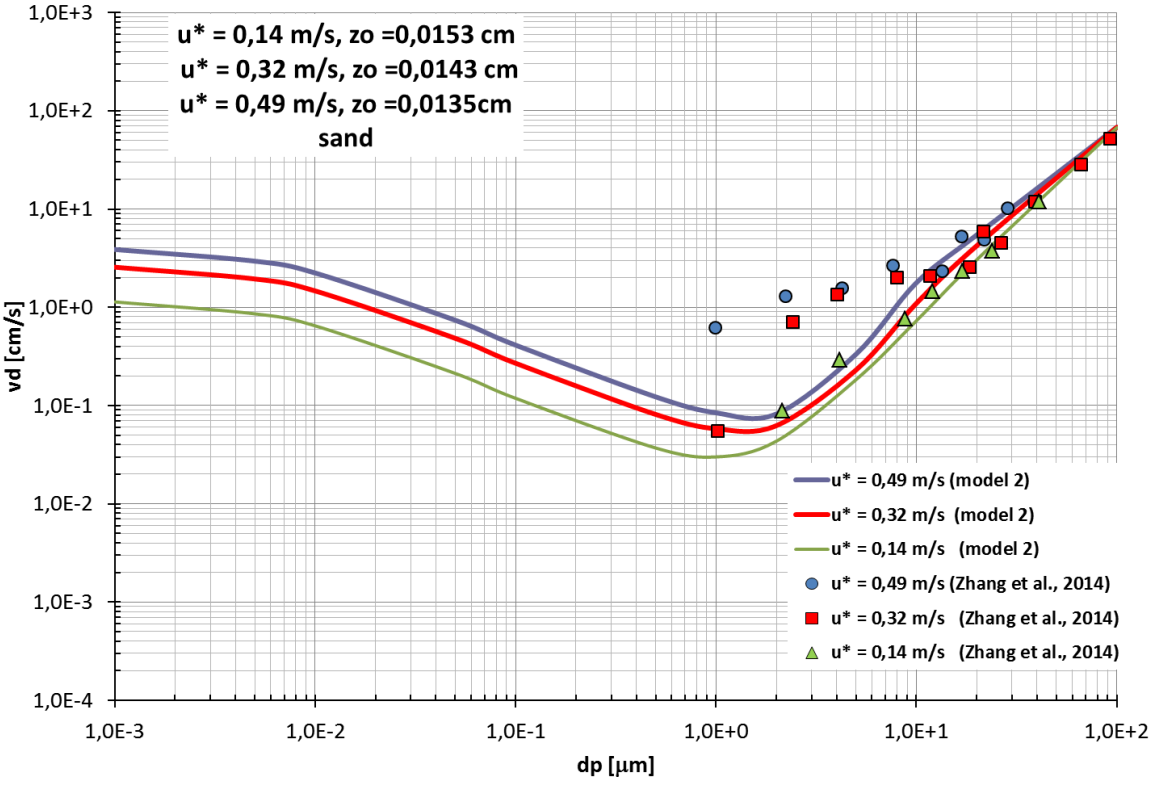

Figura 14 - Confronto tra il “Modello 2” e le misure sperimentali riportati in (Zhang et al., 2014) per superficie “sand”.

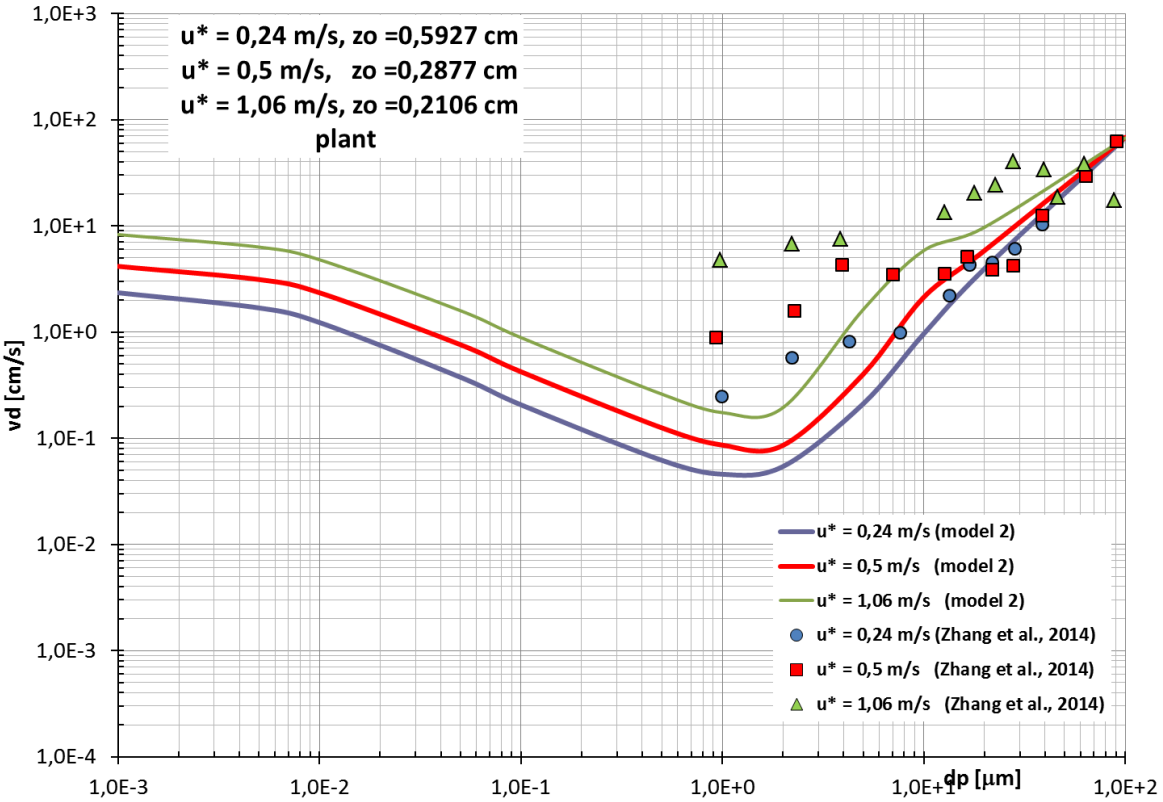

Figura 15 - Confronto tra il “Modello 2” e le misure sperimentali riportati in (Zhang et al., 2014) per superficie “plant”.

9. Sviluppo di una interfaccia grafica di post-processing per RADCAL III

I risultati prodotti dal codice RADCAL III comprendono una elevata quantità di dati relativi alla concentrazione di isotopi in aria e depositati al terreno. Il formato in cui questi dati sono prodotti comprende la localizzazione geometrica del punto di interesse, il tempo e la concentrazione dell’isotopo. Il sistema di coordinate utilizzato considera come origine il punto di rilascio, e individua l’asse x come la direzione del vento, come asse y la direzione orizzontale perpendicolare all’asse x e come asse z la quota rispetto al terreno.

L’andamento delle concentrazioni può quindi essere analizzato attraverso grafici bidimensionali, dove si vanno a fissare tutte le coordinate locali e il tempo a meno di una. Questo genere di visualizzazione risulta molto utile per comprendere l’andamento generale deklla dispersione atmosferica e per quantificare in maniera esatta (rispetto alla risposta fornita dal codice RADCAL III) le concentrazioni nei punti di calcolo considerati.

La mole di dati generati è però così estesa che risulta complesso e ripetitivo analizzare per ogni isotopo considerato e ogni punto di rilevanza i risultati in questa maniera. Inoltre, in questa maniera la geolocalizzazione dellàevento simulato non è immediatamente disponibile, ma va trasportata manualmente su mappe fisiche del sito dell’evento.

A fronte di queste difficoltà è in corso di sviluppo una interfaccia grafica che permetta

di fare fronte alle seguenti esigenze:

- visualizzazione geolocalizzata del sito dell'evento e dell'area affetta dalla dispersione atmosferica,
- visualizzazione monolitica dei risultati, cioè la possibilità di poter analizzare con un singolo colpo d'occhio la distribuzione delle concentrazioni su tutta l'area di interesse,
- interpolazione dei risultati in tutti i punti che non fanno parte della griglia di calcolo di RADCAL III,
- utilizzo semplice e immediato, senza ridondanza di funzionalità.

L'idea di sviluppare un tool specifico, invece di utilizzare software di post-processing di uso generale, come ad esempio ParaView, deriva dal fatto che questi tool sono generalmente complessi nell'utilizzo per chi non li utilizza in maniera continuativa. Questo è dovuto al fatto che, in modo da soddisfare le esigenze di un pubblico molto vasto, il numero di funzionalità disponibili è molto esteso, rendendo complessa l'individuiazione del subset di caratteristiche necessarie all'applicazione sèpecifica.
La destinazione del software RADCAL III è all'*emergency preparedness* e quindi si ipotizza che il parsonale che lo debba utilizzare non sia proficiente o avvezzo all'utilizzo di questa tipologia di software di post-processamento. Inoltre, ParaView non dispone in maniera integrata della possibilità di geolocalizzare le visualizzazioni.
D'altra parte esistono tutta una serie di software legati al GIS (*geographic information system*), che dispongono di mappe dettagliate della superficie terrestre, ma non offrono la possibilità di integrare e interpolare i dati in maniera semplice.

9.1 Software grafico di analisi dati per RADCAL III

Allo scopo di garantire tutte le caratteristiche richieste, e in particolar modo nell'ottica di avere una interfaccia utente semplice e adeguata anche a personale non specificamente tecnico, la scelta è stata orientata su un software originale da sviluppare internamente.
Ad ogni modo, le fondamenta su cui il codice è basato sono mutuate dalle categorie di software sovra esposte, focalizzandosi solo sulle caratteristiche necessarie.
In particolare, i tre fondamenti del codice sono:

- la libreria **VTK** (che è anche alla base di ParaView), che si occupa della gestione dei dati, cioè della loro lettura, interpolazione e visualizzazione;
- il database **OpenStreetMap**, che mette a disposizione mappe a diversi livelli di dettaglio della superficie terrestre, assieme a informazioni geolocalizzate su strade, edifici, luoghi di interesse, ecc. ed è spesso utilizzato anche in ambito GIS;
- il linguaggio **Python**, assieme alla libreria di visualizzazione **Tk**, che permette lo sviluppo di una interfaccia grafica platform-independent.

Questi componenti sono stati integrati tra loro per offrire un software semplice e di immediato utilizzo, specificamente destinato ad analisi di tipo *emergency preparedness.* Inoltre, l'utilizzo della libreria VTK per l'analisi dei dati permette di convertire i risultati in un formato leggibile da software di post-processing di uso generale (come ParaView o VisIt). In questa maniera, l'utente *avanzato* (nel senso che ha una base di conoscenza tecnica della dispersione, e più in generale della visualizzazione di dati) può utlizzare tutte le funzionalità avanzate di questi software ed estendere la capacità di analisi dei dati ad algoritmi più complessi.

9.2 Processamento dei dati

Come detto, le fasi di lettura, manipolazione, interpolazione e visualizzazione dei dati sono espletate attraverso l'utilizzo della libraria VTK (Visualization Tool Kit), vedi Schroeder e Martin (2006). Questa libreria è stata lungamente sviluppata con l'esplicito obiettivo di soddisfare tutte le esigenze di visualizzazione di dati di tipo scientifico e risulta essere particolarmente indicata alle finalità sopra esposte.
I risultati prodotti da RADCAL III sono delle tabelle riportanti le concentrazioni calcolate in ogni punto della griglia di calcolo, per ogni istante temporale. Questa griglia evolve dinamicamente ad ogni passo temporale, andando ad includere via via un numero maggiore di punti seguendo la dispersione della nube lontano dal punto di origine.

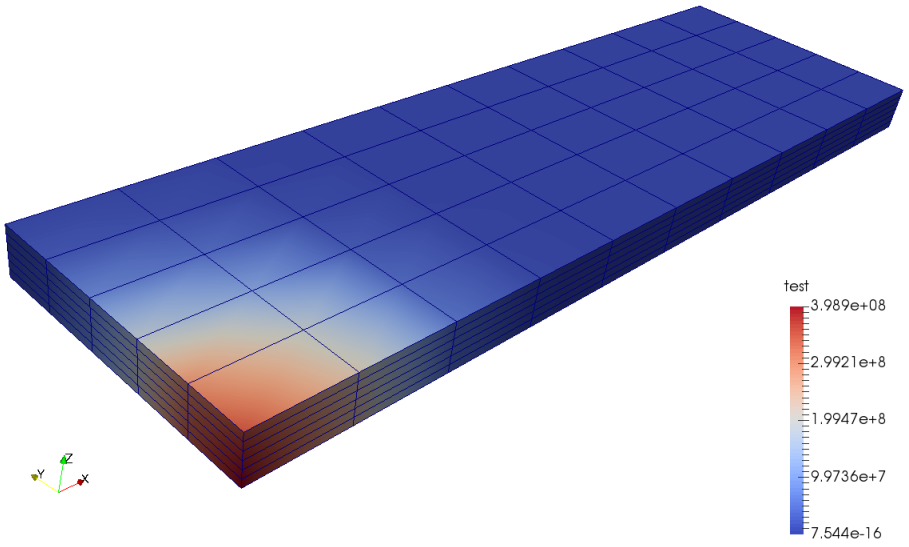

Figura 16 – Esempio di griglia in VTK con visualizzazione di un campo scalare

La struttura dati in VTK prevede una griglia definita da un insieme di punti, topologicamente connessi da celle (non necessariamente uguali fra loro). Le celle sono identificate da due informazioni: il tipo (se si tratta di un quadrato, un tetraedro o un triangolo con lati curvi, ad esempio), e la connettività)cioè il set di punti ordinati che la costituiscono). Su questa griglia, una serie di campi (scalari, vettoriali o tensoriali) può essere associata ai punti o alle celle.
L'utilizzo di questa struttura dati con l'output di RADCAL III richiede quindi di costruire le celle associate ai punti di calcolo. Questo passo può essere effettuato in automatico con una procedura di tipo Delaunay, che è in grado di ricostruire l'inviluppo convesso di un set di punti in maniera automatica. Questo approccio, però, si è rivelato troppo pesante dal punto di vista computazionale, specialmente nel caso delle griglie tridimensionali associate alle concentrazioni in aria.
Una volta costruite le griglie computazionali associate ad ogni passo temporale, si ha a disposizione l'intera libreria di filtri e operazioni sui dati già implementati in VTK, in particolare la possibilità di salvare i dati in formati (eventualmente compressi) comptabili con la maggior parte dei software di visualizzazione, quali ParaView.
I filtri di maggior interesse sono quelli per l'interpolazione dei dati in tutti i punti appartanenti alle celle, e quindi all'inviluppo convesso del set di punti, la possibilità di creare isosuperfici (o isolinee) a valori specificati, gli algoritmi relativi alla

segmentazione e/o alla costruzione si un sottoinsieme della griglia iniziale basato su proprietà geometriche o associate ai campi di dati.

9.3 Visualizzazione geolocalizzata

La seconda funzionalità chiave del software di visualizzazione è la geolocalizzazione del set di dati sull'area geografica di interesse. Questo è molto importante per l'analista in quanto permette di visualizzare in maniera immediata le aree critiche e valutare la pericolosità dell'evento.

Figura 17 – Mappa geolocalizzata ricostruita da un set di 5x5 tile ottenute da OpenStreetMap

Si è scelto di utilizzare il database GIS di OpenStreetMap per ottenere le mappe necessarie, vedi OpenStreetMap Website. Questo database è stato scelto per la sua completezza, offrendo mappe dell'intera superficie terrestre fino ad un livello di risoluzione di circa 30 cm per pixel, la sua facile reperibilità, visto che è ospitata su numerosi server liberamente accessibili, e il tipo di licenza offerta, la Open Database License, che permette l'utlizzo dei dati senza restrizioni, a patto di rispettare i termini di sottoscrizione. In particolare, se non si utilizza un server proprio, o un server esterno a pagamento, non è possibile richiedere oltre un certo quantitivo di dati in maniera

diretta e continuativa. Per questa ragione, come primo approccio ci si è limitati ad utilizzare livelli di risoluzione più laschi, che rientrino nelle prescrizioni del server libero. In un secondo momento, si renderà necessario ospitare un server proprio per la gestione dellle richieste dati di geolocalizzazione, che potrà anche essere integrato con i dati meteo di rilievo per i calcoli in RADCAL III.
L'immagine delle superficie di interesse viene quindi decomposta in *tile* (riquadri) di dimensione prefissata dal livello di risoluzione e allineati con i meridiani e i paralleli terrestri. Il posizionamento relativo di queste tile rispetto al punto di origine viene effettuato in base alle condizioni del vento e alle dimensioni complessive della griglia computazionale di RADCAL III, e poi inserita nella visualizzazione dei dati come piano di riferimento del sistema di coordinate.

9.4 Interfaccia grafica per l'utente

L'ultimo elemento rilevante del software è naturalmente l'interfaccia grafica messa a disposizione per l'utente. Innanzitutto va specificato come tutte le componenti prima esposte sono state integrate in maniera *stand-alone*, in modo tale da poter essere utilizzate autonomamente. Il loro utilizzo, però, è in questa forma abbastanza complesso, in quanto richiede la modifica di listati python e dei file di configurazione associati.
Allo scopo di ridurre al minimo la curva di apprendimento di questi strumenti, e di aprirli a personale tecnicamente meno preparato, si è sviluppata una interfaccia grafica, che si trova ancora in un stato di parziale copertura delle funzionalità sopra esposte.
Assieme a tutto il rimanente software, il linguaggio prescelto è stato python. Questo linguaggio offre grande duttilità nei più disparati utilizzi, e in particolare si è adattato alla situazione in esame perché utilizzabile su diversi sistemi operativi senza modifiche, dispone in maniera nativa di librerie di accesso alla rete e di manipolazione di database di dati, oltre ad essere supportato da VTK in maniera integrata.

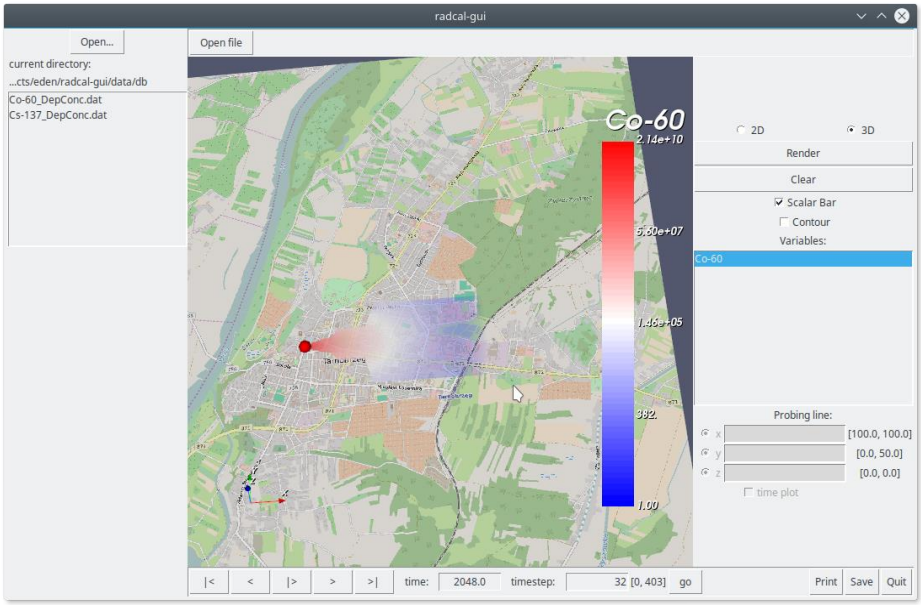

Figura 18 – Esempio di visualizzazione dei risultati ottenuti in RADCAL III

Inoltre, attraverso python è anche disponibile la libreria Tk (libreria grafica associata al linguaggio Tcl), che permette un implementazione rapida ed efficace di interfacce grafiche che non richiedano funzionalità troppo avanzate. Questa libreria si è adattata

egregiamente all'utilizzo previsto in questo contesto, garantendo una veloce prototipazione del layout della finestra grafica e una veloce implementazione delle azioni generate dall'interazione dell'utente con bottoni, liste, finestre e scorciatoie di tastiera.
Le funzionalità al momento implementate comprendono:

- visualizzazione della distribuzione delle concentrazioni ad ogni istante temporale,
- creazione di isosuperfici e isolinee a concentrazione costante,
- aggiustamento della gamma cromatica utilizzata nella visualizzazione.

Attualmente è in via di sviluppo una finestra ulteriore che permetta di costruire grafici bidimensionali a partire dalle visualizzazioni tridimensionali, in modo da poter quantificare in maniera esatta quantità di interesse e localizzazioni di punti caldi.

10. Conclusioni

Il rapporto ATMES (Atmospheric Transport Model Evaluation Study) riguardante lo studio dei modelli per la valutazione della deposizione degli inquinanti radioattivi dispersi in atmosfera ha messo in evidenza che il maggior numero di incertezze si riscontrano nella parametrizzazione effettuata per il termine sorgente e per la deposizione secca e umida (Klug et al., 1992).
A tutt'oggi, non è disponibile un modello matematico capace di trattare in modo esaustivo tutte le fenomenologie coinvolte nella deposizione degli inquinanti gassosi e solidi a causa della pluralità delle fenomenologie coinvolte, sono invece disponibili espressioni semi-empiriche che tuttavia hanno un ben definito intervallo di validità. Inoltre, come evidenziato da Sehmel (1980), effettuando la revisione delle diverse misure sperimentali riguardanti i processi di deposizione secca non è possibile trarre conclusioni a carattere generale a causa delle incertezze sperimentali. Inoltre, le misure sperimentali mostrano una vasta gamma di valori numerici anche per lo stesso tipo di superficie di deposizione. In particolare, viene messo in evidenza che, per gli esperimenti esaminati, la differenza tra le v_d riguardanti gli inquinanti gassosi è stata maggiore di quattro ordini di grandezza, mentre per le particelle di tre ordini di grandezza.
L'obiettivo del lavoro di ricerca descritto in questo rapporto è stato lo studio della trattazione fisico-matematica del fenomeno della deposizione secca degli inquinanti, in forma sia gassosa che corpuscolare, a supporto delle future attività di ricerca che riguarderanno l'implementazione nel codice di calcolo RADCAL III, messo a punto dall'ENEA di Bologna, di un modello capace di effettuare una più robusta valutazione della velocità di deposizione per vari tipi di inquinanti radioattivi.
Dopo una descrizione delle principali fenomenologie coinvolte nel processo di deposizione, sono stati esaminati diversi modelli riportati in letteratura, i quali fanno ricorso a diverse parametrizzazioni delle variabili che definiscono il processo di deposizione e dei fattori adimensionali impiegati per la modellizzazione matematica.
Il lavoro svolto ha riguardato anche uno studio per la individuazione delle parametrizzazioni che possono rappresentare e predire i dati sperimentali presi in esame in maniera "accettabile", tenendo presente la grande variabilità dovuta alle diverse condizioni operative con cui i dati sono stati ottenuti e le difficoltà di generalizzazione descritte in precedenza.

Il prosieguo dell'attività potrà riguardare lo studio dell'applicabilità dei modelli presi in esame per superfici caratterizzate da architettura urbana, non presi in esame in questa prima fase degli studi svolti.
In aggiunta, viene presentata una interfaccia grafica specificamente disegnata per il post-processamento dei dati ottenuti dalle simulazioni di RADCAL III. Questa interfaccia è disegnata per essere utilizzabile da un personale non specificamente addestrato all'uso del codice e all'analisi dei suoi risultati. Essa fornisce una visualizzazione tridimensionale delle concentrazioni, assieme alla geolocalizzazione sul sito dell'evento. In futuro, sarà possibile anche generare grafici bidimensionali per verificare in modo uqantitativo le analisi riscontrate a livello grafico.

Bibliografia

Baklanov B., Sorensen, J.H. (2001) *Parameterisation of radionuclides deposition in atmospheric long-range transport modelling*. Physics and Chemistry of the Earth B 26 (10), 787–799.

Baldocchi D.D., Paw K.T., Shaw R.H., Snyder R.L. (1995) *Advanced Short Course on Biometeorology and Micrometeorology* – 26 Giugno – 1 Luglio 1995, Sassari – Italia.

Binkowski F. S., Shankar U. (1995) The regional particulate matter model. Part I: model description and preliminary results. J. Geophys. Res. 100, 26191–26209.

Brandt J., Christensen J. H., Frohn L. M. (2002) *Modelling transport and deposition of caesium and iodine from the Chernobyl accident using the DREAM model Atmos*. Chem. Phys., 2, 397–417.

Coppalle A., Damay P. E., Maro D., Talbaut M., Connan O., Hébert D. (2010) Validation of aerosols dry deposition velocity models with new data HARMO13, 13th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes - 1-4 June 2010, Paris, France.

Chamberlain A.C. (1991) Radioactive Aerosols. Cambridge University Press, Cambridge.

Davidson C. I., Miller J. M., Pleskow M. A. (1982) The influence of surface structure on predicted particle dry deposition to natural grass canopies. Water, Air and Soil Pollution 18, 25-44.

Giorgi, F. (1986) *A particle dry-deposition parameterization scheme for use in tracer transport* models. J. Geophys. Res.: Atmos. 91, 9794–9806.

Giorgi F. (1988) Dry deposition velocities of atmospheric aerosols as inferred by applying a particle dry deposition parameterization to a general circulation model. Tellus 40B, 23-41.

Golder D. (1972) Relations among stability parameters in the surface layer.In: Boundary-Layer Meteor., 3, 47-58.

Hanna S. R., Gifford F. A., Yamartino R. J. (1991) *Long Range Radioactive Plume Transport Simulation Model/Code – Phase I*. USNRC Division of Contracts and Property Management, Contract Administration Branch, P-902, Washington, DC 20555. Technical report, pp. 121.

Hicks B.B. (1982) Critical assessment document on acid deposition, ATDL Contributory file 81/24. Atmospheric turbulence and diffusion laboratory, NOAA, Oak Ridge, Tennessee.

Hicks, B. B., Baldocchi, D. D., Hosker, R. P., Jr., Hutchison, B. A., Matt, D. R., McMillen, R. T., Satterfield, L. C. (1985) On the Use of Monitores Air Concentrations to Infer Dry Deposition, NOAA Technical Memorandum ERLO ARLZ141, 65 pp.

Jacobson M.Z. (2005) Fundamentals of Atmospheric Modeling Cambridge University Press, 656 pp.

Kouznetsov R., Sofiev M. (2012) A methodology for evaluation of vertical dispersion and dry deposition of atmospheric aerosols. Journal of Geophysical Research, Vol. 117, issue D1.

Klug, W., Graziani, G., Grippa, G., Pierce, D., and Tassone, C.: Evaluation of long range atmospheric transport models using environmental radioactivity data from the Chernobyl accident, The ATMES Report, Elsevier Applied Science, London and New York, pp. 366, 1992.

Magnoni M. (2011) La deposizione umida e secca: aspetti sperimentali e teorici. Congress 25 years after the Chernobyl accident: studies, remarks and recent findings. June 21-22-23, 2011 – UDINE (Italy).

Maryon, R. H., Saltbones, J., Ryall, D. B., Bartnicki, J., Jakobsen, H. A., and Berge, E. (1996) An intercomparison of three long range dispersion models developed for the UK meteorological office, DNMI and EMEP. UK Met Office Turbulence and Diffusion Note 234. ISBN: 82-7144-026-08.

McMahon T.A., Denison P.J. (1979) *Empirical atmospheric deposition parameters – A servey* – Atmos. Environ., 13, 571-585

Milford, J.B. and Davidson, C.I. (1985) The Sizes of Particulate Trace Elements in the Atmosphere—A Review. Journal of the Air Pollution Control Association 35(12): 1249-1260.

Möller U., Schumann G. (1970) Mechanisms of transport from the atmosphere to the Earth's surface, Oceans and Atmospheres, volume 75, pp 3013–3019.

OpenStreetMap Website, https://www.openstreetmap.org/.

Pleim, J., Venkatram A., Yamartino, R. (1984) ADOM/TADAM model development program. ERT P-b980-520, prepared for OME AES of Canada and the Umweltbundesamt, West Germany, 111 pp. [Available from Air Quality Research Branch, Meteorological Service of Canada, 4905 Dufferin St., Downsview, ON M3H 5T4, Canada.

Pryor S. C., Gallagher M., Sievering H., Larsen S. E., Barthelmie R. J ., Birsan F., Nemitz E., Rinne J., Kulmala M., Gro¨ Nholm T., Taipale R., Vesala T. (2007) Review of measurement and modelling results of particle atmosphere–surface exchange Volume 60, Issue 1, pp.s 42–75

Schroeder, W.; Martin, K.; Lorensen, B. (2006), The Visualization Toolkit (4th ed.), Kitware, ISBN 978-1-930934-19-1.

Sehmel G. A., Sutter S. L. (1974) Particle deposition rates on a water surface as a function of particle diameter and air velocity. J. de Rech. Atmos., 8,pp. 912-920.

Sehmel G.A. (1980): *Particle and gas dry deposition: a review* – Atmos. Environ., **14**, 983-1011.

Seinfeld, J. H., Pandis S.N. (1998) Atmospheric chemistry and Physics – John Wiley&Sons, New York, 1326 pp.

Seinfeld J. H., Pandis, S. N. (2006) Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change, 2nd Edn., John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

Silnn W. G. N., Hasse L., Hicks B. B., Hogan A. W. Lal D., Liss P. S., Munnich K. O., Sehmel G. A., Vittorri O. (1978) Some aspects of the transfer of atmospheric trace constituents past the air-sea interface. Atmospheric Environment 12, 2055-2087.

Slinn S.A., Slinn W.G.N. (1980) Predictions for particle deposition on natural waters – Atmos. Environ., 14, 1013-1016

Slinn, W. G. N. (1982) Predictions for particle deposition to vegetative surfaces. Atmos. Environ., 16, 1785–1794.

Till J.E., Meyer H.R., (1983) Radiological Radiological assessment. A textbook on environmental dose analysis Technical Report NUREG/CR-3332; ORNL-5968 ON: DE84004807

Venkatram, A., Pleim, J. (1999) The electrical analogy does not apply to modeling dry deposition of particles. Atmos. Environ. 33, 3075–3076.

Voldner, E. C., Barrie, L. A. Sirois, A. (1986) A literature review of dry deposition of oxides of sulphur and nitrogen with emphasis on long-range transport modelling in North America. Atmos. Environ. 20. 2101-2123.

Voukelatu K., Beccaro S., Meloni P. (2011) Modelli di calcolo per valutazioni di impatto ambientale radiologico implementati nel cod ice di calcolo RadCal-III Rapporto tecnico ENEA NNFISS-LP5-023,.

Wesely M. L., Hicks B. B. (1977) Some factors that affect the deposition rates of sulfur dioxide and similar gases to vegetation. J. Air Polka. Control Ass. 27, 1110-l 116.

Wesely M.L. (1988): *Use of variance techniques to measure dry air-surface exchange rates.* Bound. Layer Meteor., 44, 13-31.

Zhang, L., Gong, S., Padro, J., Barrie, L. (2001) A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module, Atmos. Environ., 35, 549–560.

Zhang, J., Shao, Y., Huang, N. (2014) Measurements of dust deposition velocity in a wind-tunnel experiment, Atmos. Chem. Phys., 14, 8869–8882, doi:10.5194/acp-14-8869-2014.