



Università degli Studi di Cagliari

## **DOTTORATO DI RICERCA**

Geingegneria e Tecnologie Ambientali

Ciclo XXIV

### **TITOLO TESI**

Emissione e dispersione in atmosfera di polveri derivanti da sorgenti  
diffuse nelle attività estrattive e di ripristino ambientale

Settore/i scientifico disciplinari di afferenza

**ING-IND/28 INGEGNERIA E SICUREZZA DEGLI SCAVI**

Presentata da:	Letizia Piras
Coordinatore Dottorato:	Prof. Ing. Aldo Muntoni
Tutor/Relatore:	Prof. Ing. Giorgio Massacci

Esame finale anno accademico 2010 - 2011

## INDICE

*Premessa* pag. 1

**PARTE I** *Inquadramento generale* pag. 3

### **Capitolo 1** **Particolato solido**

1.1 Particolato solido: definizione pag. 4

1.2 Caratteristiche del particolato pag. 5

1.3 Sorgenti di particolato pag. 11

1.4 Effetti del particolato atmosferico pag. 16

1.5 Quadro normativo pag. 23

### **Capitolo 2** **Esposizione a polveri derivanti da attività minerarie e di ripristino ambientale**

2.1 Introduzione pag. 27

2.2 Emissione di polveri da sorgenti diffuse:  
fattori influenti pag. 27

2.3 Valutazione delle emissioni: metodi di campionamento pag. 31

2.4 Valutazione delle emissioni: fattori di emissione pag. 33

2.5 Esposizione a polveri aerodisperse: valutazione pag. 35

**PARTE II** *Analisi caso di studio* pag. 42

### **Capitolo 3** **Valutazione esposizione dei lavoratori**

3.1 Caso di studio pag. 43

3.2 Strumentazione utilizzata e procedura di misura pag. 43

3.3 Determinazione delle concentrazioni di polveri pag. 45

3.4 Analisi condotte sui campioni pag. 47

3.5 Valutazione dell'esposizione dei lavoratori pag. 60

3.6 Distribuzione di metalli nelle diverse frazioni  
granulometriche pag. 68

<b>Capitolo 4</b>	<b>Misure di emissione</b>	
	4.1 Caso di studio	pag. 78
	4.2 Strumentazione di misura	pag. 78
	4.3 Trasporto su pista	pag. 86
	4.4 Movimentazione materiale e sistemazione piste e piazzali	pag. 94
<b>Capitolo 5</b>	<b>Valutazione della dispersione in atmosfera</b>	
	5.1 Introduzione	pag. 101
	5.2 Modello ADMS	pag. 101
	5.3 Analisi di sensibilità del modello	pag. 108
	5.4 Simulazione delle attività campionate	pag. 125
	<b><i>Conclusioni</i></b>	<b>pag. 145</b>
	<b><i>Bibliografia</i></b>	<b>pag. 148</b>

## ***Premessa***

Si definiscono polveri diffuse o *fugitive dust* le polveri generate da sorgenti che immettono particelle solide in atmosfera in flussi non convogliati. Tali sorgenti contribuiscono in modo rilevante alle emissioni di particolato solido in atmosfera. Le principali sorgenti di polveri diffuse includono erosione eolica di superfici esposte, strade pavimentate e non, edilizia e altre attività industriali, in particolare cave e miniere. Secondo uno studio condotto dall'Agenzia per la Protezione Ambientale statunitense (U.S.EPA, 1998), le emissioni da sorgenti diffuse costituiscono l'89% del PM10 totale immesso in atmosfera e il 66% del PM2.5.

L'esposizione a polveri aerodisperse, in ambito lavorativo e non, rappresenta un rischio per la salute degli esposti. Allo stato attuale gli studi epidemiologici hanno dimostrato un legame causale tra l'esposizione ad elevate concentrazioni di polveri e patologie dell'apparato respiratorio, disturbi cardiaci, alterazioni del sistema immunitario, insorgenza di tumori. La presenza di particolato in atmosfera è associato anche a diverse problematiche di rilevanza ambientale, che determinano effetti negativi su ecosistemi, clima e microclima, visibilità e trasparenza dell'aria, degrado dei materiali.

L'esposizione lavorativa a polveri aerodisperse è attualmente regolata dal Decreto Legislativo 9 aprile 2008 e s.m.i., che stabilisce l'obbligo per il datore di lavoro di valutare l'esposizione dei lavoratori e adottare tutte le misure necessarie per la riduzione del rischio. Sulla base di quanto prescritto dalle norme emanate in ambito europeo, il D.Lgs. 81/2008 definisce valori limite di concentrazione per un limitato numero di sostanze chimiche. Per i restanti agenti chimici aerodispersi è prassi comune riferirsi ai valori limite proposti da organismi internazionali di riconosciuta autorità. Le frazioni granulometriche di interesse igienistico sono definite da standard internazionali, che forniscono le specifiche di riferimento per gli strumenti di campionamento.

Da un punto di vista ambientale, il particolato solido rappresenta uno dei sei inquinanti più diffusi in atmosfera. La più recente Direttiva Europea sulla qualità dell'aria, recepita in Italia con il Decreto Legislativo 155/2010, stabilisce valori limite di concentrazione per le frazioni PM10 e PM2.5. Il rispetto di tali limiti è verificato attraverso una complessa rete strumentale, distribuita sul territorio nazionale e gestita dalle singole Regioni. I dati raccolti dagli strumenti, spesso integrati con i risultati di simulazioni effettuate con appropriati modelli matematici, consentono di monitorare lo stato di qualità dell'aria.

Il lavoro di tesi ha come obiettivo lo studio delle emissioni di polveri generate da sorgenti di tipo diffuso, la valutazione della conseguente esposizione dei lavoratori e della dispersione in

atmosfera del particolato emesso, attraverso l'analisi di un caso di studio. La ricerca si basa su una campagna di misure effettuata presso alcuni cantieri di lavoro della società Igea S.p.A., impegnata in attività di messa in sicurezza e ripristino ambientale nelle aree minerarie dismesse dell'Iglesiente e nell'area di Furtei. Sono stati eseguiti parallelamente campionamenti di tipo personale e ambientale. I primi hanno permesso di valutare l'esposizione a polveri dei lavoratori impiegati nei cantieri oggetto di studio; i filtri utilizzati per la raccolta delle polveri sono stati sottoposti ad analisi per la determinazione della silice libera cristallina (SLC) e dei metalli presenti nel particolato. L'analisi al diffrattometro è stata condotta sui filtri utilizzati per la raccolta della frazione respirabile con l'obiettivo di rilevare la presenza di SLC. L'analisi con ICP-MS è stata condotta invece sui campioni di polveri inalabili e ha permesso di determinare i tenori di metalli presenti nel particolato.

I campionamenti di tipo ambientale hanno consentito di caratterizzare le emissioni durante le fasi di trasporto su pista, movimentazione di materiale da cumulo e sistemazione di piste e piazzali. In particolare l'applicazione della tecnica *exposure profile* per il campionamento delle polveri generate dal passaggio dei mezzi ha permesso di ricavare i fattori di emissione, in termini di quantità di polveri emesse per unità di lunghezza percorsa, per le frazioni PM2.5 e PM10. I fattori misurati sono stati confrontati con i fattori di emissione suggeriti dall'U.S.EPA nel AP-42 Document, attualmente unica fonte per la stima delle emissioni in alternativa alla misura sul campo.

Nell'ultima fase del lavoro è stato analizzato il fenomeno di dispersione del particolato generato dalle attività campionate, consentendo di valutare l'impatto delle stesse sulle aree circostanti. Il modello gaussiano ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) è stato utilizzato per simulare le concentrazioni al suolo di PM2.5 e PM10 su base giornaliera e verificare il rispetto delle concentrazioni limite in corrispondenza dei recettori. Le informazioni su emissioni, materiali sottoposti a lavorazione e ritmi di lavoro, raccolte durante la campagna di misura, hanno consentito di ricostruire in modo realistico le attività simulate.

## **PARTE I**

### ***Inquadramento generale***

## Capitolo 1: Particolato solido

### 1.1 Particolato solido: definizione

L'Agenzia per la Protezione Ambientale Statunitense (U.S. E.P.A., 2010) inserisce il particolato solido tra i sei inquinanti più diffusi in atmosfera assieme a piombo, ozono, diossido di azoto, monossido di carbonio e anidride solforosa. Il particolato è l'insieme delle particelle solide sospese nell'aria e, contrariamente agli altri inquinanti, non è definibile univocamente da un punto di vista chimico. Le particelle atmosferiche contengono ioni inorganici, composti metallici e organici, componenti della crosta terrestre; l'origine è riconducibile a sorgenti di diversa tipologia e le particelle che lo costituiscono differiscono per composizione chimica, dimensioni, forma e altre proprietà.

In funzione del processo di generazione, è possibile distinguere particelle primarie e secondarie. Le prime sono emesse come tali in seguito a processi naturali o antropici e tendono a concentrarsi in atmosfera nelle immediate vicinanze del punto di emissione. Le sorgenti naturali che contribuiscono maggiormente alla generazione di particolato primario sono i processi meccanici di erosione, dilavamento e rottura delle particelle di maggiori dimensioni e lo spray marino in prossimità delle coste. I processi di combustione nei motori dei veicoli e quelli riconducibili ad attività industriali costituiscono invece le sorgenti antropiche più rilevanti.

Le particelle secondarie si formano invece in seguito a processi di condensazione di sostanze a bassa tensione di vapore, precedentemente formatesi attraverso evaporazione ad alte temperature, o a causa di reazioni chimiche tra inquinanti primari allo stato gassoso presenti in atmosfera. La formazione di particolato secondario è legata alla presenza in atmosfera di gas precursori, quali  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  e alcuni composti organici volatili (VOC).

Il comportamento del particolato in atmosfera non dipende solo dall'origine e dalle proprietà delle particelle che lo compongono ma anche dalle caratteristiche del fluido nel quale esse sono sospese. Un materiale solido o liquido in sospensione nell'aria rappresenta un corpo in possibile movimento, a prescindere dalle relative caratteristiche aerodinamiche. Si utilizza dunque il concetto di *aerosol* per caratterizzare le particelle sospese in atmosfera. Per aerosol si intende una miscela di almeno due fasi: una gassosa, detta anche fase disperdente, e una solida e/o liquida, denominata anche fase dispersa. Gli aerosol costituiti da particelle primarie sono genericamente classificati come aerosol di dispersione; si definiscono invece aerosol di condensazione quelli la cui fase dispersa è costituita da particelle secondarie.

## **1.2 Caratteristiche del particolato**

### **1.2.1 Proprietà fisiche**

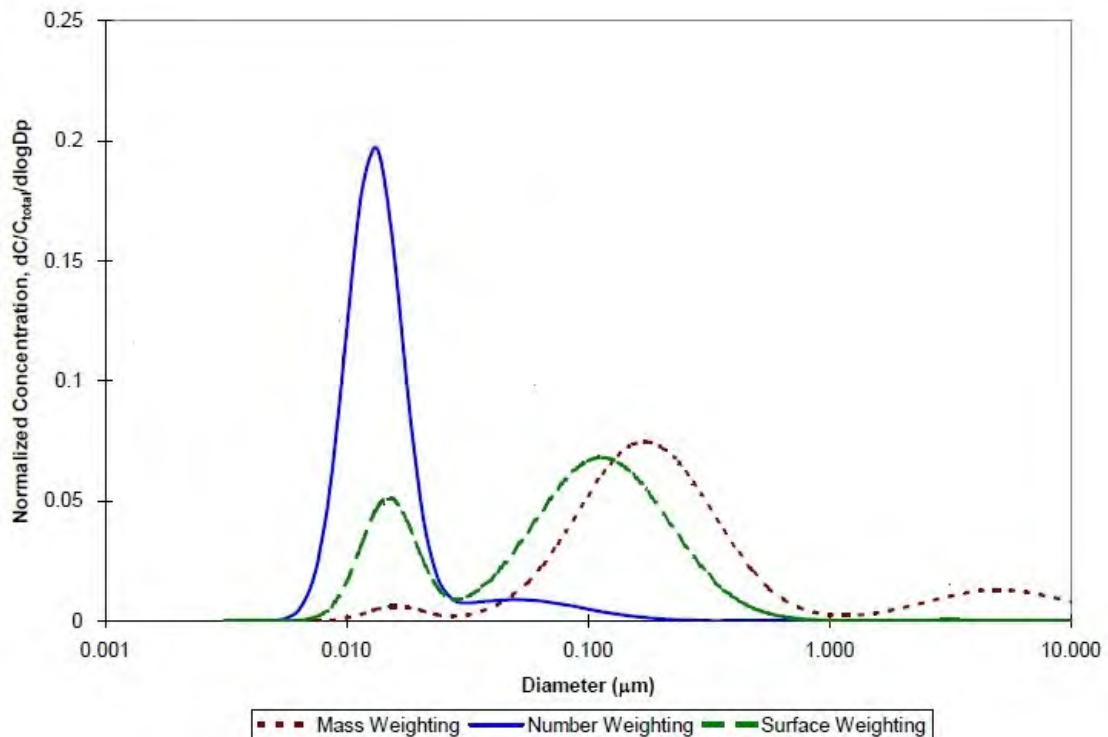
Il parametro principale che governa il comportamento aerodinamico di un aerosol è la dimensione delle particelle in sospensione. La dimensione di una particella sferica è rappresentata dal diametro geometrico; nel caso invece di particelle di forma irregolare, come quelle di cui è composto il particolato atmosferico, è necessario definire un diametro equivalente, cioè il diametro di una sfera che abbia lo stesso comportamento aerodinamico della particella in esame. Si definisce diametro equivalente di Stokes il diametro di una particella sferica caratterizzata dalla stessa massa volumica e dalla stessa velocità di sedimentazione della particella in esame. Nel caso di particelle sferiche, il diametro equivalente di Stokes coincide con quello geometrico.

Le particelle che costituiscono il particolato atmosferico sono però di varia natura e caratterizzate da valori diversi di massa volumica; è necessario dunque utilizzare una grandezza che renda confrontabile il diametro equivalente di particelle con massa volumica differente. Si definisce diametro aerodinamico  $d_a$  di una particella, di forma e massa volumica qualunque, come il diametro di una sfera di massa volumica pari a  $1 \text{ g/cm}^3$  con la stessa velocità terminale di sedimentazione della particella in esame. Particelle con forma e dimensioni uguali ma con diversa composizione sono caratterizzate da uno stesso diametro di Stokes ma da un valore diverso del diametro aerodinamico. Il comportamento delle particelle sospese in aria può essere descritto unicamente in funzione del diametro aerodinamico, che per questo motivo rappresenta la grandezza comunemente utilizzata per caratterizzare il particolato. I meccanismi di trasporto in atmosfera e quelli di deposizione e rimozione sono fortemente influenzati dal diametro aerodinamico delle particelle. Questa grandezza rappresenta anche il parametro più influente nei meccanismi di inalazione e deposizione all'interno dell'apparato respiratorio umano.

### **1.2.2 Distribuzione dimensionale delle particelle**

La dimensione delle particelle sospese in atmosfera varia di cinque ordini di grandezza in un ampio intervallo, individuabile approssimativamente tra  $0,001 \text{ }\mu\text{m}$  e  $100 \text{ }\mu\text{m}$ . La distribuzione granulometrica all'interno di questo intervallo rappresenta un aspetto interessante ai fini della caratterizzazione del comportamento aerodinamico delle particelle aerodisperse. Tale distribuzione può essere analizzata in termini di numerosità di particelle, massa, area superficiale e volume (Figura 1.1).



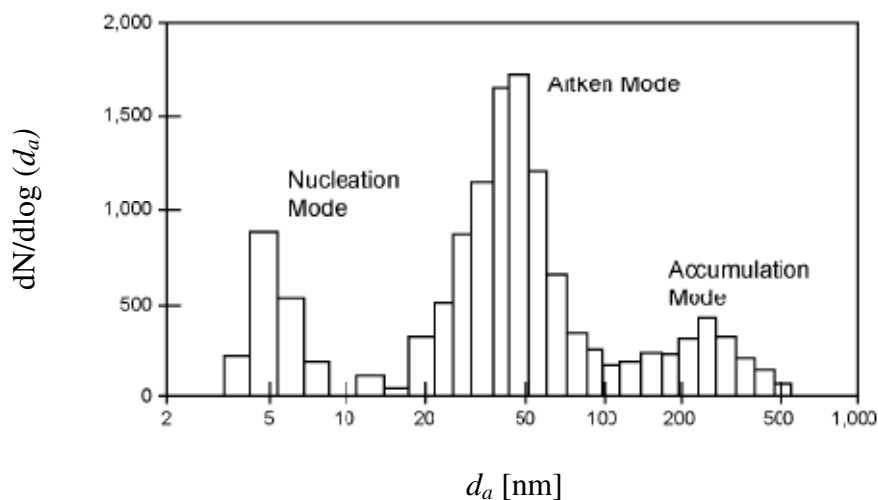


**Figura 1.1:** Distribuzioni della numerosità, dell'area superficiale e della massa per un campione di particolato emesso da un motore diesel.

I primi studi significativi riguardanti l'analisi della distribuzione dimensionale del particolato atmosferico sono stati condotti negli Stati Uniti. Nel 1978 Whitby ha pubblicato i risultati di un'estesa campagna sperimentale condotta in diverse aree, da cui sono state ricavate oltre mille distribuzioni dimensionali. I risultati dello studio hanno mostrato che il maggior numero di particelle ha dimensioni inferiori a 0,1 µm ma la maggior parte del volume particellare disperso in atmosfera è riconducibile a particelle con diametro aerodinamico maggiore di 0,1 µm.

Whitby (1978) ha osservato che le distribuzioni dimensionali del particolato atmosferico presentano tre picchi caratteristici, denominati mode. L'intera distribuzione dimensionale del particolato può essere dunque ben rappresentata con un modello trimodale costituito da tre distribuzioni lognormali. Il picco compreso nell'intervallo 5 ÷ 30 µm è riconducibile a processi meccanici di generazione delle particelle ed è stato denominato *coarse particle mode*. Il picco compreso tra 0,15 e 0,5 µm è stato denominato *accumulation mode* e rappresenta il contributo delle particelle formate da processi di condensazione e coagulazione. Il picco compreso nell'intervallo 0,015 ÷ 0,04 µm è determinato da processi di nucleazione, condensazione e coagulazione; è stato denominato *nuclei mode* e, assieme all'*accumulation mode*, costituisce la classe dimensionale delle particelle fini.

Gli studi di Whitby si basano però su misure eseguite negli anni settanta; da allora non è stato pubblicato nessuno studio sulla distribuzione dimensionale del particolato di portata paragonabile. I dati più recenti, rilevati con l'utilizzo di tecniche di campionamento più affidabili dall' U.S. E.P.A e da alcuni studiosi australiani (Keywood et al., 1999, Keywood et al., 2000), confermano i risultati di Whitby nell'analisi dei modi *accumulation* e *coarse*. L'analisi della distribuzione dimensionale per particelle con diametro inferiore a  $0,1 \mu\text{m}$  ha invece evidenziato notevoli differenze, dovute probabilmente alla capacità degli strumenti di misura moderni di rilevare le particelle con una migliore risoluzione dimensionale e temporale. In funzione della tipologia di sorgente e delle caratteristiche dell'aerosol (temperatura, pressione di vapore saturo dei componenti, ecc.), è stata analizzata la distribuzione dimensionale delle particelle con diametri inferiori a  $0,1 \mu\text{m}$ . Sulla base dei nuovi studi oggi si classificano tali particelle come particolato ultrafine e si suddivide l'intervallo dimensionale in regione di nucleazione, cui corrispondono particelle con  $d_a < 0,01 \mu\text{m}$ , e regione di Aitken, di cui fanno parte le particelle con dimensioni comprese tra  $0,01$  e  $0,1 \mu\text{m}$ .



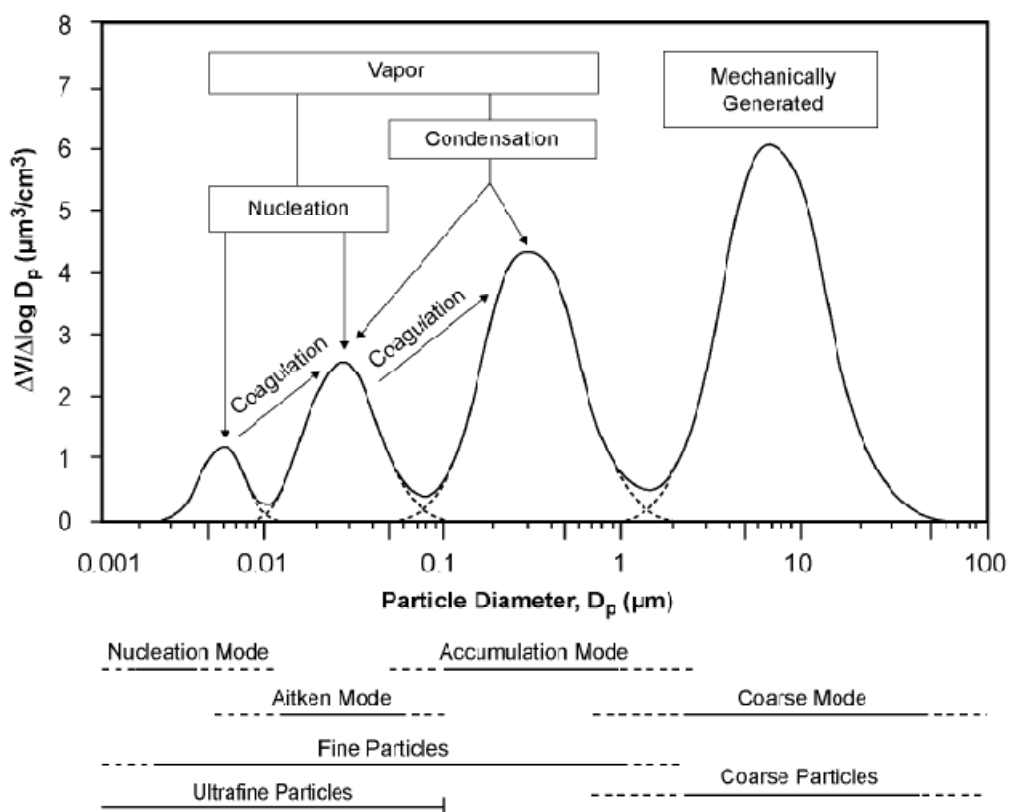
**Figura 1.2:** Distribuzione della numerosità di particelle in funzione del diametro aerodinamico del particolato campionato in un' area rurale (Mäkelä et al. 1997)

Nella figura 1.2 è rappresentato un esempio di distribuzione della numerosità di particelle ricavata da misure eseguite in una foresta finlandese. La concentrazione del particolato totale è risultata pari a  $1011 \text{ particelle}/\text{cm}^3$  e il grafico mostra chiaramente la struttura trimodale della distribuzione delle particelle fini.

Le considerazioni appena discusse consentono di classificare le particelle sulla base della distribuzione dimensionale e dei meccanismi di formazione. Questa classificazione, detta anche modale, è rappresentata in figura 1.3, in cui è mostrata una distribuzione

granulometrica ideale del volume di particolato e i principali meccanismi di formazione e crescita delle particelle. I termini utilizzati per descrivere la distribuzione modale delle particelle sono i seguenti:

- *Nucleation Mode*: individua particelle formate di recente in seguito all'agglomerazione di molecole di vapore sovrassature tramite processi di nucleazione. Sono particelle con diametri inferiori a 10 nm; la determinazione del limite inferiore dell'intervallo dimensionale è incerta perché gli attuali strumenti di misura non consentono di rilevare particelle con diametri inferiori a 3 nm.
- *Aitken Mode*: fanno parte di questa classe le particelle con diametri compresi nell'intervallo 10 ÷ 100 nm, formatesi in seguito a crescita di particelle più piccole e nucleazione.
- *Accumulation Mode*: individua particelle con diametri compresi tra 0,1 µm e il limite inferiore visibile nelle distribuzioni volumetriche o di massa, che ricade generalmente nell'intervallo di diametri compreso tra 1 µm e 3 µm.
- *Fine Particles*: include le particelle che fanno parte delle classi precedenti (*Nucleation*, *Aitken* e *Accumulation Mode*).
- *Coarse Mode* o *Coarse Particles*: sono le particelle con diametro aerodinamico superiore a 1 ÷ 3 µm, generate in seguito a processi di tipo meccanico.
- *Ultrafine Particles*: non costituisce un vero e proprio modo e sono classificate come tali le particelle con diametro inferiore a 0,1 µm a prescindere dal processo di formazione.



**Figura 1.3:** Distribuzione granulometrica dei volumi ideale, con la rappresentazione dei principali processi di formazione e crescita delle particelle.

La classificazione modale si basa sulle dimensioni delle particelle e sui meccanismi di formazione delle stesse; ciascuna classe tuttavia si distingue dalle altre anche per la tipologia di sorgenti, per la composizione e per i fenomeni di crescita e trasporto del particolato.

Le particelle fini in atmosfera crescono in seguito a processi di coagulazione e condensazione. La coagulazione si verifica in seguito alla collisione tra particelle che aderiscono tra loro aumentando così la loro dimensione; la condensazione di gas sulla superficie di particelle esistenti rappresenta l'altro meccanismo di crescita. Il tasso di crescita per coagulazione e condensazione diminuisce al crescere della dimensione delle particelle e diventa nullo per particelle con dimensioni maggiori di 1  $\mu\text{m}$ . E' per questa ragione che le particelle tendono ad accumularsi nel *Accumulation Mode* e non crescere ulteriormente (WHO, 2006). Condizioni di elevata umidità relativa possono tuttavia causare la crescita delle particelle fini oltre il limite di 3  $\mu\text{m}$ , determinando una sovrapposizione degli intervalli dimensionali tipici di particelle fini e grosse.

Le particelle fini si generano principalmente in seguito a combustione o reazioni chimiche tra gas con bassa pressione di vapore saturo; sono costituite principalmente da metalli, ossidi di metalli, carbone, composti organici primari e secondari, solfati, nitrati e ioni idrogeno.

Le particelle classificate come *coarse* (o grossolane) si generano in seguito a processi meccanici di frantumazione di minerali, materiale della crosta e rifiuti organici. Tali particelle, oltre a minerali e materia organica, possono contenere sale, nitrati (formati dalla reazione tra acido nitrico e cloruro di sodio) e solfati (derivanti da reazioni tra diossido di zolfo e altre particelle). Nella zona di sovrapposizione tra *Accumulation Mode* e *Coarse Particles* la caratterizzazione della composizione chimica può permettere l'individuazione del meccanismo di formazione e conseguentemente l'attribuzione delle particelle all'una o all'altra classe.

### 1.2.3 Composizione chimica del particolato

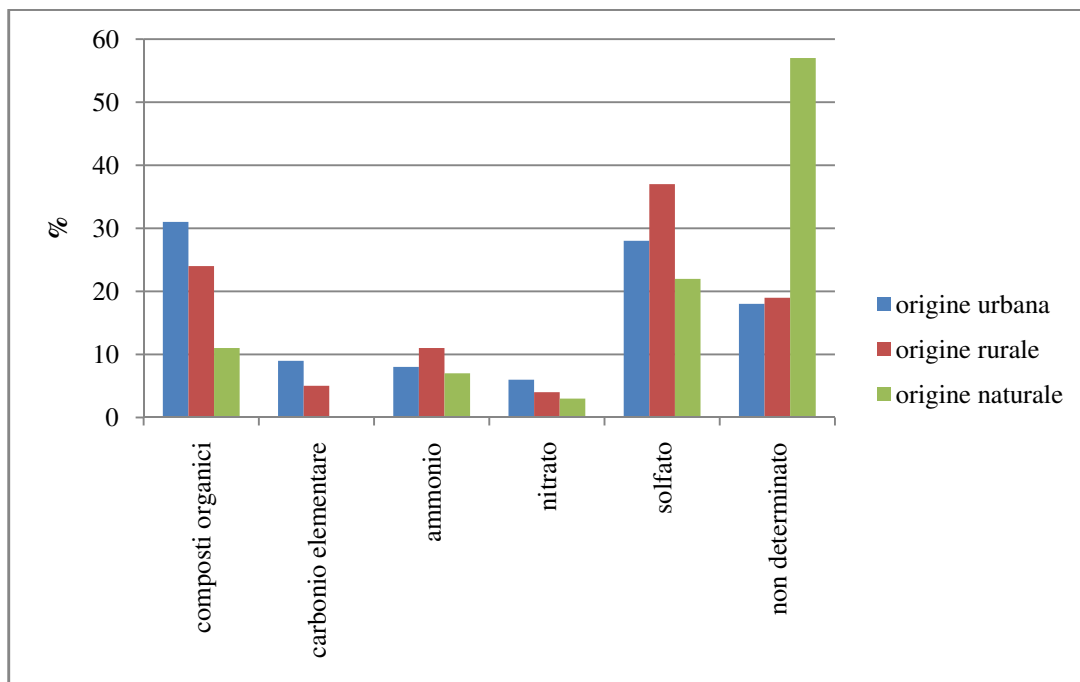
Il particolato atmosferico è costituito principalmente da solfati, nitrati, ammonio, idrogeno in forma ionica, carbonio elementare, acqua (che aderisce alla superficie delle particelle), materiale della crosta terrestre e una grande varietà di composti organici; nelle zone costiere sono inoltre presenti quantità rilevanti di particelle di sale. I numerosi studi condotti in gran parte negli Stati Uniti mostrano che solfati, ioni idrogeno, ammonio, carbonio elementare e composti organici si trovano principalmente nella frazione fine del particolato. Le particelle grosse sono costituite invece prevalentemente da materiale cristallino (calcio, alluminio, silicio, magnesio e ferro), pollini e detriti organici vegetali e animali.

Gli ioni inorganici solubili in acqua costituiscono uno dei maggiori componenti del particolato atmosferico:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$  predominano nel particolato grossolano, invece,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{NH}_4^+$  si trovano preferibilmente nel particolato fine (Seinfeld & Pandis, 1998, Van Dingenen et al., 2004).

Alcuni componenti si possono trovare invece sia nella frazione fine che in quella grossa, ma l'origine è in genere differente. Il potassio ad esempio si rileva in entrambe le frazioni: quello presente nella frazione fine si genera prevalentemente in seguito a incendi, mentre quello presente nelle particelle di maggiori dimensioni deriva dall'erosione del suolo. Il nitrato nelle particelle fini si genera dalla reazione tra acido nitrico e ammoniaca sotto forma di gas; nelle particelle grosse invece si forma prevalentemente perché l'acido nitrico reagisce con le particelle solide preesistenti.

La composizione chimica delle particelle varia non solo in funzione delle dimensioni ma anche della tipologia di sorgenti da cui hanno origine. Il grafico rappresentato in figura 1.4

riporta il confronto tra la composizione tipica del particolato generato in aree urbane, rurali e naturali (Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2010).



**Figura 1.4:** Composizione chimica tipica del particolato in differenti aree

Gli studi condotti per determinare la presenza di metalli pesanti nel particolato atmosferico mostrano notevoli differenze tra le concentrazioni rilevate in aree rurali, urbane e industriali. Le concentrazioni di fondo di cadmio e nichel nel particolato raccolto in aree rurali variano tra  $0.1 \div 0.4 \text{ ng/m}^3$  e  $0.4 \div 2 \text{ ng/m}^3$  rispettivamente. Le stesse concentrazioni raggiungono valori compresi tra  $0.2$  e  $2.5 \text{ ng/m}^3$  per il cadmio e  $1.4$  e  $13 \text{ ng/m}^3$  per il nichel in aree urbane in cui il contributo del traffico di veicoli è rilevante. Nelle aree industriali le concentrazioni possono raggiungere anche  $20 \text{ ng/m}^3$  per il cadmio e  $50 \text{ ng/m}^3$  nel caso del nichel (Ziemacki, et al. 2003).

### 1.3 Sorgenti di particolato

Il particolato solido in atmosfera può essere prodotto da numerose tipologie di sorgenti, classificabili come sorgenti naturali o antropiche. Appartengono alla prima tipologia i processi di erosione dei suoli causati dall’azione eolica, gli incendi boschivi e le eruzioni vulcaniche, lo spray marino e l’insieme delle reazioni chimiche che da origine al particolato secondario.

Le sorgenti antropiche invece possono essere ulteriormente suddivise in stazionarie e mobili. Le sorgenti stazionarie più rilevanti sono riconducibili a:

- combustione di carburante per alimentazione elettrica, riscaldamento domestico e processi industriali di vario tipo;
- attività di costruzione e demolizione;
- cave e miniere;
- macchinari utilizzati nell'attività agricola (mulini, silos,...);
- terreni arati facilmente erodibili;
- riciclo e smaltimento di rifiuti.

Le sorgenti antropiche mobili sono riconducibili principalmente ai veicoli che emettono in modo diretto particolato primario e gas precursori del particolato secondario e indirettamente polveri di tipo diffuso, in seguito al transito su strade pavimentate e non.

Nelle tabelle 1.2, 1.3 e 1.4 sono elencati i principali componenti del particolato atmosferico primario e dei precursori delle particelle secondarie, con l'indicazione delle relative sorgenti cui possono essere ricondotti in funzione delle dimensioni delle particelle. Le principali sorgenti sono distinte in naturali e antropiche per il particolato primario e per i precursori del particolato secondario; il particolato primario è a sua volta diviso in due frazioni granulometriche (particelle con diametro inferiore o superiore a 2.5  $\mu\text{m}$ ). La determinazione dell'origine dei principali costituenti del particolato secondario è estremamente difficile a causa dei processi di miscelazione e trasporto che essi subiscono su distanze di centinaia di chilometri. I componenti del particolato grossolano invece permangono in atmosfera per tempi minori e i loro effetti tendono ad essere più localizzati.

Il particolato atmosferico, sia esso classificato come primario o secondario, presenta caratteristiche generali differenti a seconda che provenga da sorgenti naturali o antropiche, come riassunto in tabella 1.1.

**Tabella 1.1:** Caratteristiche generali del particolato di origine naturale e antropico

	<b>origine</b>	
	<b>naturale</b>	<b>antropica</b>
<b>Proprietà fisiche</b>	diametri grossolani forme irregolari	diametri fini forme regolari
<b>Composizione chimica</b>	sali carbonatici ossidi di ferro e alluminio composti di silice minerali della crosta	solforati nitrati composti organici del piombo idrocarburi
<b>Processi e attività di produzione</b>	erosione trasporto eolico evaporazione (spray marino)	edilizia agricoltura attività industriali combustione (processi industriali, riscaldamento civile,...)
<b>Fattori influenti</b>	tipologia di suolo copertura vegetale condizioni meteorologiche	combustibile processo di carburazione sistemi di abbattimento condizioni meteorologiche

Il contributo relativo di sorgenti naturali e antropiche al particolato totale non è di facile determinazione e varia a seconda della regione geografica. Dalla combinazione tra le informazioni sulla composizione chimica del particolato e i dati relativi alle condizioni meteorologiche che ne favoriscono la diffusione in atmosfera, è possibile determinare il contributo delle diverse sorgenti.



**Tabella 1.2:** Principali componenti del particolato primario (frazione fine  $d_a < 2.5 \mu\text{m}$ ) e relative sorgenti

<b>componenti aerosol</b>	<b>sorgenti naturali</b>	<b>sorgenti antropiche</b>
Solfato $\text{SO}_4^+$	spray marino	combustione di combustibili fossili
Nitrato $\text{NO}_3^-$	-	-
Minerali	erosione e risospensione	sorgenti di tipo diffuso
Ammonio $\text{NH}_4^+$	-	-
Carbonio organico CO	incendi naturali	incendi combustione motori di autoveicoli cottura di alimenti
Carbonio elementare	incendi naturali	combustione di legna motori di autoveicoli cottura di alimenti
Metalli	attività vulcanica	combustione di combustibili fossili fonderie consumo di freni
Bioaerosol	virus e batteri	-

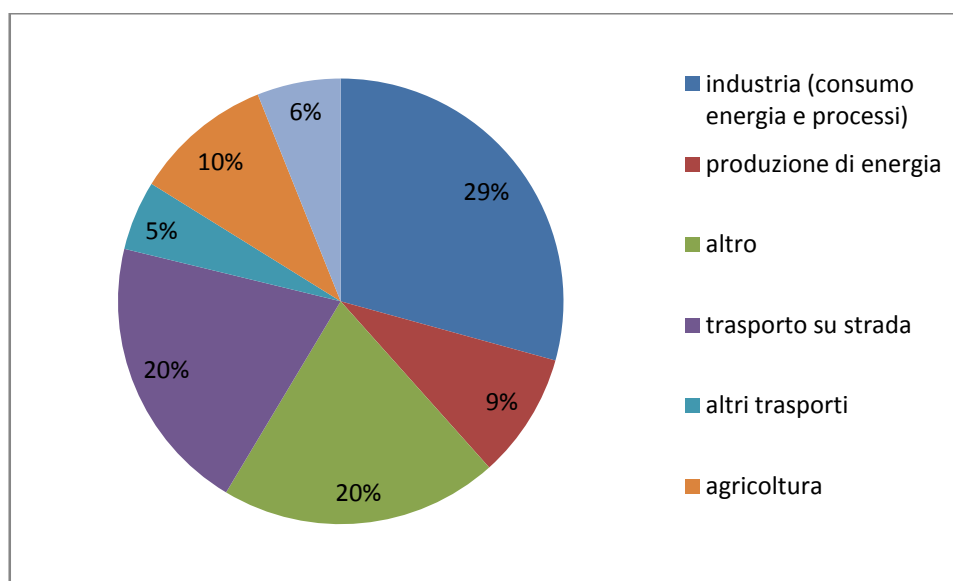
**Tabella 1.3:** Principali componenti del particolato primario (frazione grossolana  $d_a > 2.5 \mu\text{m}$ ) e relative sorgenti

<b>componenti aerosol</b>	<b>sorgenti naturali</b>	<b>sorgenti antropiche</b>
Solfato $\text{SO}_4^+$	spray marino	-
Nitrato $\text{NO}_3^-$	-	-
Minerali	erosione e risospensione	sorgenti di tipo diffuso
Ammonio $\text{NH}_4^+$	-	-
Carbonio organico CO	humus del suolo	usura pneumatici usura asfalto
Carbonio elementare	-	usura pneumatici usura asfalto
Metalli	erosione risospensione detriti organici	-
Bioaerosol	frammenti di piante e insetti pollini spore micotiche batteri	-

**Tabella 1.4:** Principali precursori del particolato secondario ( $d_a > 2.5 \mu\text{m}$ ) e relative sorgenti

componenti aerosol	sorgenti naturali	sorgenti antropiche
Solfato $\text{SO}_4^+$	ossidazione di solfuri emessi da oceani e paludi vulcanismo e incendi	combustione di combustibili fossili (ossidazione di $\text{SO}_2$ )
Nitrato $\text{NO}_3^-$	erosione dei suoli radiazione solare incendi naturali	motori combustione di combustibili fossili
Minerali	-	-
Ammonio $\text{NH}_4^+$	animali selvatici ( $\text{NH}_3$ ) erosione suolo	animali da allevamento ( $\text{NH}_3$ ) acque di scolo suoli fertilizzati
Carbonio organico CO	vegetazione incendi naturali (ossidazione idrocarburi)	motori incendi combustione legna
Carbonio elementare	-	-
Metalli	-	-
Bioaerosol	-	-

Si stima che nei Paesi sviluppati il contributo delle attività umane sia rilevante; secondo gli studi condotti in varie località statunitensi più dei due terzi della quantità totale di particelle fini è riconducibile a sorgenti antropiche (WHO, 2000). La figura 1.5 mostra il contributo relativo all'emissione di particolato PM10 di differenti settori nei Paesi dell'Unione Europea nell'anno 2000.



**Figura 1.5:** Contributo dei settori economici all'emissione di PM10 nei Paesi dell'Unione Europea durante l'anno 2000 (CAFE, 2004)

Le categorie di sorgenti più rilevanti includono processi di combustione dei combustibili fossili (motori a combustione interna e servizi di approvvigionamento elettrico), combustione di biomassa (incendi, camini domestici) ed emissione di ammonio derivante da attività agricole. Gli studi condotti da Hildemann (1991) e altri studiosi hanno dimostrato che caldaie industriali, auto catalitiche e non, mezzi diesel e camini emettono principalmente particelle con dimensioni comprese nell'intervallo  $0,1 \div 0,2 \mu\text{m}$  e contribuiscono dunque in modo rilevante alla frazione fine del particolato atmosferico. Le auto a benzina con marmitta catalitica emettono una quantità di particelle molto inferiore rispetto alle auto non catalizzate; gli autocarri diesel invece determinano emissioni per chilometro percorso cento volte superiori a quelle delle auto catalizzate, sotto forma di particelle di carbone quasi puro con diametri di circa  $0,1 \mu\text{m}$ .

Sono stati condotti numerosi studi su scala regionale per determinare le sorgenti cui sono attribuibili i contributi più rilevanti nell'emissione di particolato atmosferico. Gli studi condotti da Chow et al. (1992) in sei diversi siti ubicati nella San Joaquin Valley in California mostrano che il 50-70% della massa di particolato fine (diametro inferiore a  $2,5 \mu\text{m}$ ) è costituito da particolato secondario (precisamente solfati e nitrati di ammonio) e dalle particelle emesse dai motori dei veicoli. Il 40-60% delle particelle grossolane sembrano derivare invece da sorgenti di tipo diffuso, come strade pavimentate e non, attività agricole ed edili. Uno studio simile condotto a San Paolo ha evidenziato che il 41% del particolato fine deriva dalla combustione di gasolio e oli residui; una percentuale pari a circa 28% è risultata invece derivante da risospensione di particelle di suolo. Si è stimato che le stesse particelle di suolo (59%) e le emissioni industriali (19%) contribuiscono in modo rilevante alla quantità di particolato grossolano presente in atmosfera.

## **1.4 Effetti del particolato atmosferico**

### **1.4.1 Effetti sulla salute**

Allo stato attuale gli studi epidemiologici hanno dimostrato un legame causale tra la presenza di particolato in atmosfera e una serie di effetti sulla salute degli esposti, tra cui:

- disturbi dell'apparato respiratorio (irritazione delle prime vie aeree, tosse, difficoltà respiratorie,...);
- aggravamento dei disturbi di tipo asmatico;
- sviluppo di bronchiti croniche;
- diminuzione della funzionalità polmonare;

- disturbi cardiaci (irregolarità nel battito cardiaco, infarti,..)
- alterazioni del sistema immunitario;
- sviluppo di tumori;
- morte prematura in soggetti con gravi disturbi polmonari o cardiaci.

Gli esposti cui è associato un rischio maggiore comprendono anziani, bambini e persone con problemi respiratori e cardiaci.

Gli effetti più facilmente correlabili all'esposizione al particolato atmosferico interessano il tratto respiratorio, dalle prime vie aeree ai polmoni. Tali effetti consistono principalmente nello sviluppo di reazioni infiammatorie, aggravamento di patologie respiratorie pregresse e alterazione dei meccanismi di difesa polmonare, causando una maggiore suscettibilità a infezioni batteriche di vario tipo. Le particelle possono però esercitare effetti indiretti anche su altri sistemi; è stato dimostrato che l'esposizione intensa a particolato solido può alterare i meccanismi di coagulazione del sangue, incrementando il rischio di ictus e infarto miocardico, e generare o aggravare disturbi vascolari. È fortemente probabile che le particelle solide abbiano anche effetti diretti sul cuore, attraverso i meccanismi di rilascio nel sangue dei componenti delle stesse oppure a causa dei fenomeni di assorbimento.

Allo stato attuale i parametri più importanti per valutare la pericolosità del particolato sono le caratteristiche aerodinamiche, che regolano la capacità di penetrare nell'apparato respiratorio, e la composizione chimica e biologica delle particelle, che ne determina la tossicità.

Le particelle in sospensione entrano nell'organismo umano attraverso le vie aeree (naso e bocca) secondo un processo noto come incorporazione. Tale processo è strettamente legato alle dimensioni delle particelle ed è costituito da più fasi che comprendono l'inalazione dell'aerosol, la deposizione, la ritenzione o l'eventuale rimozione.

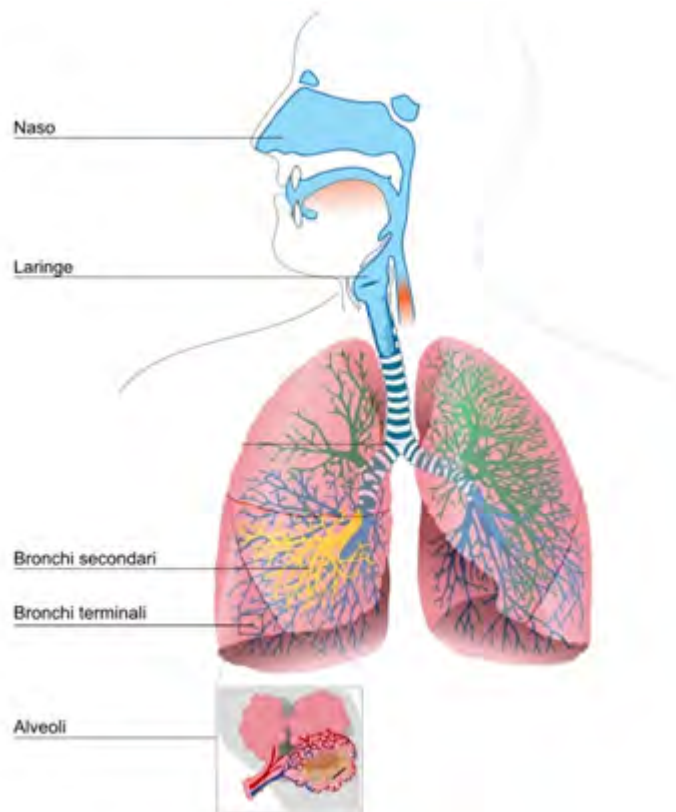
È prassi suddividere l'apparato respiratorio in tre principali regioni:

- regione *extratoracica*: comprende il tratto superiore dell'apparato respiratorio, fino alla laringe;
- regione *tracheo-bronchiale*: è detta anche regione intermedia ed è costituita dalla trachea e dai bronchi;
- regione *alveolare*: comprende le vie respiratorie non ciliate, fino agli alveoli polmonari.

In funzione della capacità di penetrazione delle particelle nei diversi tratti dell'apparato respiratorio si distinguono le seguenti frazioni (UNI ISO 7708):

- *frazione inalabile*: rappresenta la frazione in massa di particelle aerodisperse totali che viene inalata attraverso naso e bocca;
- *frazione extratoracica*: è la frazione in massa delle particelle inalate che non penetrano oltre la laringe;
- *frazione toracica*: è la frazione in massa delle particelle inalate che penetra oltre la laringe;
- *frazione tracheobronchiale*: rappresenta la frazione in massa delle particelle inalate che penetra oltre la laringe ma che non raggiunge le vie respiratorie non ciliate (regione alveolare);
- *frazione respirabile*: è la frazione in massa delle particelle inalate che penetra nelle vie respiratorie non ciliate.

Le particelle inalate, in funzione delle loro proprietà aerodinamiche e delle caratteristiche del flusso respiratorio, hanno una determinata probabilità di toccare una superficie del tratto respiratorio e di aderirvi. Tale fenomeno è noto come deposizione ed è regolato da meccanismi che differiscono a seconda della regione dell'apparato respiratorio. In figura 1.6 è mostrata una rappresentazione schematica dell'apparato respiratorio.



**Figura 1.6:** Schema dell'apparato respiratorio

Ogni tratto dell'apparato respiratorio è caratterizzato da particolari meccanismi di deposizione e successiva rimozione, limitatamente alle particelle non facilmente solubili. Nella regione extratoracica la deposizione avviene principalmente per inerzia ma i fenomeni di trasporto meccanico e le secrezioni garantiscono la rimozione in breve tempo (generalmente in un intervallo di tempo dell'ordine dei minuti). Le particelle che penetrano nella regione tracheobronchiale possono depositarsi per inerzia o sedimentazione e vengono rimosse nell'arco di qualche ora in seguito al trasporto delle secrezioni. La frazione respirabile si deposita invece per sedimentazione e moto browniano; se costituito da particelle lentamente solubili, il particolato può essere rimosso per solubilizzazione o per fagocitosi e successivo trasporto cellulare, solo dopo mesi o addirittura anni.

Se le particelle che vengono inalate sono invece solubili, possono essere assorbite dai tessuti nel punto di deposizione ed esercitare la loro azione dannosa.

Il particolato che si deposita nel tratto superiore dell'apparato respiratorio e non penetra oltre la laringe può generare effetti irritativi, come secchezza o infiammazione di naso e gola. Gli effetti più gravi dell'inalazione di particolato sono però associati alle particelle più fini, che riescono a raggiungere gli alveoli polmonari e permangono nell'apparato respiratorio per lunghi tempi. Tali particelle possono superare la barriera alveolare ed entrare nel circolo sanguigno, contribuendo all'aumento della viscosità del plasma e favorendo così l'insorgenza di trombosi. L'elevata superficie specifica delle particelle più fini favorisce inoltre i fenomeni di adsorbimento delle sostanze da parte dei vari tessuti dell'organismo.

La pericolosità del particolato è condizionata anche dalla composizione chimica delle particelle. Le sostanze più dannose per l'organismo sono sicuramente i metalli pesanti (piombo, cadmio, arsenico, mercurio,...) e le sostanze cancerogene, tra cui gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA). Gravi effetti sulla salute sono associati anche alla presenza nel particolato di sostanze acide, quali biossido di zolfo e ossidi di azoto. È stato dimostrato che la frazione respirabile contenente tali sostanze può generare gravi danni polmonari, aggravamento delle patologie di tipo asmatico, a causa degli effetti di bronco-costrizione sui soggetti esposti, e indebolimento del sistema immunitario.

Secondo il Comitato sulle priorità di ricerca per il particolato solido aerodisperso del CNR Statunitense, le caratteristiche delle particelle che possono condizionare in modo rilevante gli effetti sulla salute degli esposti comprendono:

- dimensioni e distribuzione granulometrica;
- concentrazione in massa e numerica;

- acidità;
- proprietà chimiche della superficie e del nucleo delle particelle;
- presenza di metalli, carbone (organico o elementare), resti di tessuti biologici e elementi della crosta terrestre.

Lo stesso Comitato riconosce che potenzialmente possono condizionare i meccanismi di tossicità l'area superficiale, la reattività chimica, la solubilità in acqua dei componenti e la forma geometrica delle particelle.

Nonostante i numerosi studi condotti finora resta ancora da chiarire se la pericolosità delle particelle disperse in atmosfera dipenda principalmente da parametri morfologici, che condizionano le modalità di ingresso e interazione con l'apparato respiratorio umano, o piuttosto dalla composizione chimica delle particelle.

#### **1.4.2 Effetti sulla vegetazione e sugli ecosistemi**

Il particolato atmosferico interagisce con gli ecosistemi principalmente in seguito ai processi di deposizione secca o umida sul suolo o sulla vegetazione. Gli effetti risultanti dipendono dalla composizione chimica delle particelle (presenza di nitrati, solfati, metalli o nutrienti) e dalla suscettibilità degli ecosistemi. Le particelle costituite da nitrati e solfati rappresentano gli inquinanti che producono maggiori conseguenze in seguito alla deposizione sul suolo. Esse sono in grado di alterare la circolazione e l'assorbimento dei nutrienti, cambiare la struttura dell'ecosistema e condizionare la biodiversità. L'acidificazione dei suoli (legata soprattutto alla presenza di  $H_2SO_4$  e  $HNO_3$ ) e i cambiamenti nella crescita delle piante sono gli effetti ambientali più rilevanti della deposizione di solfati e nitrati nel suolo.

La deposizione di nitrati sul suolo ha pesanti conseguenze anche sugli equilibri dei sistemi acquatici; flussi incontrollati di nitrati possono causare forte riduzione della quantità di ossigeno nell'acqua e generare gravi fenomeni di eutrofizzazione. Effetti rilevanti sul ciclo di alimentazione delle piante possono derivare anche dalla deposizione di particelle di metalli pesanti, come rame, nichel e zinco.

La deposizione del particolato sulla vegetazione può avere effetti di natura fisica e chimica. Le particelle che permangono a lungo sulla superficie fogliare rappresentano un ostacolo per la luce solare, interferendo con la fotosintesi e inibendo lo sviluppo delle piante. Il particolato può inoltre esercitare sulla vegetazione un'azione acida e ossidante, causando il danneggiamento dei tessuti vegetali.

Il particolato fine condiziona inoltre la radiazione solare che attraversa l'atmosfera, in modo diretto attraverso i fenomeni di scattering e assorbimento solare e indirettamente agendo come nuclei di condensazione nella formazione dei sistemi nuvolosi. Si stima che la foschia diminuisca la radiazione solare sul suolo di una percentuale pari all'8%; in alcune aree agricole la diminuzione del raccolto è stata attribuita all'aumento della quantità di particelle aerodisperse.

Gli effetti che il particolato esercita sulla vegetazione e sugli ecosistemi sono difficilmente quantificabili e variano in modo rilevante nel tempo e nello spazio. I fenomeni di deposizione del particolato atmosferico sui recettori dipendono da numerosi fattori, tra cui modalità di deposizione, velocità del vento, umidità, ruvidezza delle superfici e caratteristiche delle particelle (dimensione, forma, composizione chimica, ecc). Inoltre ogni ecosistema ha specificità tali per cui risulta inadeguata la valutazione degli effetti sulla base di analisi su un altro ecosistema.

#### **1.4.3 Effetti su clima e microclima**

Il particolato atmosferico assorbe o riflette la radiazione solare in funzione della lunghezza d'onda della radiazione stessa, della dimensione e della composizione chimica delle particelle. Il fenomeno influisce dunque sul bilancio energetico terrestre, provocando l'assorbimento o la riflessione di parte dell'energia solare. La trasmissione della radiazione ultravioletta può subire un'attenuazione pari al 37% rispetto alla radiazione originaria in condizioni di nebbia o foschia. Il particolato solido condiziona anche le reazioni fotochimiche che si verificano nell'atmosfera, inibendo o incrementando tali processi a seconda della composizione delle particelle.

Oggi non è ancora possibile quantificare con precisione in che misura il particolato possa influire sulle condizioni climatiche globali e locali; la trasmissione della radiazione solare può variare in modo rilevante in differenti aree geografiche e nella stessa area a seconda della stagione.

Oltre agli effetti diretti sulla radiazione solare, il particolato in atmosfera può condizionare il clima in modo indiretto. Le particelle costituiscono infatti nuclei di condensazione per le nuvole, aumentando la probabilità di formazione delle stesse e condizionandone la distribuzione verticale. Un esempio tipico è quello delle aree urbane; queste sono caratterizzate generalmente da valori di umidità relativa inferiori del 2-8% rispetto alle zone rurali, principalmente dovuti al fatto che le temperature medie in tali aree assumono valori medi più alti e le acque meteoriche scorrono più rapidamente. Nonostante ciò le aree urbane



sono frequentemente interessate da corpi nuvolosi e nebbia, a causa delle elevate concentrazioni di particolato in atmosfera.

#### **1.4.4 Effetti sulla visibilità**

Si definisce visibilità la massima distanza, calcolata in una determinata direzione, alla quale viene visto e identificato un oggetto scuro alla luce del giorno oppure una fonte di luce non focalizzata nella notte. Uno dei parametri utili alla valutazione della visibilità è il coefficiente di estinzione della luce, che si definisce come l'attenuazione della luce per distanza unitaria. A sua volta il coefficiente di estinzione è definito come la somma dei coefficienti di assorbimento e riflessione dei gas e delle particelle ed è direttamente proporzionale alla concentrazione in massa delle particelle. La diminuzione di visibilità può avere effetti localizzati, attribuibili a un numero ridotto di sorgenti o a sorgenti singole, oppure può interessare vaste aree geografiche. È un fenomeno riconducibile alla riflessione della radiazione solare ad opera delle particelle fini con dimensioni dello stesso ordine di grandezza della lunghezza d'onda della radiazione visibile. I parametri influenti sono la distribuzione dimensionale delle particolato, la composizione chimica dell'aerosol e il valore di umidità relativa. L'umidità favorisce il processo di assorbimento e contribuisce all'aumento di volume delle particelle. Il particolato solido responsabile della diminuzione di visibilità è costituito principalmente da solfati, nitrati e composti organici.

#### **1.4.5 Effetti sui materiali**

È noto che materiali da costruzione (metalli, rocce, cemento) subiscano gli effetti delle condizioni meteo climatiche esterne. I metalli ossidati tendono a formare un film protettivo; tale strato è soggetto a naturale corrosione ma la presenza di inquinanti di origine antropica, in particolare di biossido di zolfo ( $\text{SO}_2$ ), accelera tali processi corrosivi e indebolisce il film. La deposizione secca di particelle di  $\text{SO}_2$  danneggia soprattutto calcare, marmo e cemento, favorendo la conversione di calcite (carbonato di calcio) in gesso (solfato di calcio diidrato). L'entità dei danni dipende dalla concentrazione di biossido di zolfo, dalla permeabilità e dal contenuto di umidità del materiale interessato. In condizioni umide infatti il particolato depositato costituisce un serbatoio di nuclei di condensazione per le gocciolone d'acqua, nelle quali molti gas si dissolvono aumentando l'acidità delle deposizioni.

La deposizione del particolato, oltre ai processi corrosivi, genera anche l'annerimento dei materiali da costruzione e di tutte le superfici esposte, determinando gravi danni al patrimonio artistico, architettonico e archeologico.

## **1.5 Quadro normativo**

### **1.5.1 Normativa sulla qualità dell'aria**

La normativa italiana che regola l'inquinamento atmosferico da polveri aerodisperse è frutto di leggi emanate in un ampio intervallo di tempo e rientra nel più vasto ambito della normativa in tema di qualità dell'aria. Le prime disposizioni che definiscono valori limite per alcuni inquinanti in atmosfera risalgono agli anni '80; il D.P.C.M. del 1983 stabiliva limiti massimi di accettabilità, in parte modificati con il D.P.R. n.203/1988. I provvedimenti fissavano limiti di medio o lungo periodo (un mese o un anno) per SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, Pb, Fl e particelle sospese e limiti su breve periodo per idrocarburi non metanici e monossido di carbonio. Il confronto tra i dati rilevati e tali limiti consentiva l'analisi dello stato di qualità dell'aria e la verifica dell'andamento di lungo periodo dell'inquinamento atmosferico. Il Decreto Ministeriale 25/11/1994 introduceva il concetto di PM10, definito come "frazione respirabile del particolato totale" e costituito dalle particelle con diametro aerodinamico inferiore a 10 µm. Il decreto definiva per il PM10 anche metodi di misura, periodo di monitoraggio e obiettivi di qualità e forniva indicazioni per la predisposizione di sistemi permanenti di monitoraggio delle concentrazioni di benzene, IPA e PM10 per le aree urbane maggiormente a rischio. Per la prima volta sono introdotti i concetti di stato di attenzione ("situazione che, se persistente, determina il rischio che si raggiunga lo stato di allarme") e quello di stato di allarme ("situazione di inquinamento atmosferico che, se persistente, determina una potenziale condizione di superamento dei limiti massimi di accettabilità e di rischio sanitario per la popolazione").

In ambito europeo, la direttiva 96/62/CE del 27 settembre 1997 in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente ha reimpostato il quadro di riferimento per la valutazione della qualità dell'aria. Il provvedimento fissava i principi base per la definizione di una strategia comune per la valutazione e la gestione della qualità dell'aria con i seguenti obiettivi:

- definire e stabilire obiettivi di qualità dell'aria ambiente nella Comunità Europea al fine di evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi sulla salute umana e sull'ambiente nel suo complesso;
- valutare la qualità dell'aria ambiente negli Stati membri in base a metodi e criteri comuni;
- disporre di informazioni adeguate sulla qualità dell'aria ambiente e far sì che siano rese pubbliche, tra l'altro mediante soglie d'allarme;

- mantenere la qualità dell'aria ambiente, laddove è buona, e migliorarla negli altri casi.

La direttiva è stata recepita in Italia con il Decreto Legislativo n. 351 del 4 agosto 1999, che definiva i principi per la valutazione della qualità dell'aria sul territorio nazionale in base criteri e metodi comuni. Rilevante è stata l'introduzione dei concetti di valore limite ("livello fissato in base alle conoscenze scientifiche al fine di evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi sulla salute umana o per l'ambiente nel suo complesso, che deve essere raggiunto entro un termine prestabilito e che non deve essere successivamente superato") e valore obiettivo ("livello fissato al fine di evitare, a lungo termine, ulteriori effetti dannosi per la salute umana o per l'ambiente nel suo complesso; tale livello deve essere raggiunto, per quanto possibile, nel corso di un dato periodo").

La Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 fissava i valori limite di qualità per l'aria ambiente per il biossido di zolfo, gli ossidi di azoto, il piombo e le particelle. Il PM10 è definito come la frazione di particelle totali che penetrano attraverso un ingresso dimensionale selettivo con efficienza di interruzione del 50% per un diametro aerodinamico di 10  $\mu\text{m}$ . In modo analogo è definito il PM2.5 per il quale, pur non essendo definiti specifici valori limite, è adottata la medesima metodologia di monitoraggio indicata per il PM10. Nel 2000 è approvata la Direttiva 2000/69/CE che fissa i limiti per benzene e monossido di carbonio; i valori limite per l'ozono sono invece definiti dal successivo provvedimento (Direttiva 02/03/CE).

In Italia le Direttive 1999/30/CE e 2000/69/CE sono recepite con il D.M. n. 60 del 2002, che in parte semplifica il quadro normativo nazionale in materia abrogando alcune disposizioni stabilite dalle norme precedenti. La direttiva comunitaria relativa all'ozono è invece recepita con il Decreto Legislativo n.183/2004.

Il Decreto Legislativo n.155/2010 è entrato in vigore il 1° ottobre 2010 e ha recepito la più recente direttiva comunitaria (direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa). Il decreto può essere considerato una sorta di testo unico sulla qualità dell'aria perché razionalizza la normativa precedentemente emanata, confermando il sistema di limiti e prescrizioni già in vigore (ARPAS, 2011). La norma ribadisce le concentrazioni limite per SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, benzene, CO, Pb e PM10 e, per la prima volta nella normativa italiana, stabilisce i valori limite per il PM2.5, i valori obiettivo per l'ozono e i valori obiettivo delle concentrazioni di arsenico, cadmio, nichel, e benzo(a)pirene nel particolato PM10. L'introduzione di concentrazioni limite per alcuni elementi potenzialmente presenti nel PM10 rivela una crescente attenzione per la composizione chimica del particolato, a fronte di valori limite finora stabiliti in termini di concentrazione di

massa, che assumono implicitamente che le particelle siano ugualmente dannose a prescindere dalla composizione chimica delle stesse.

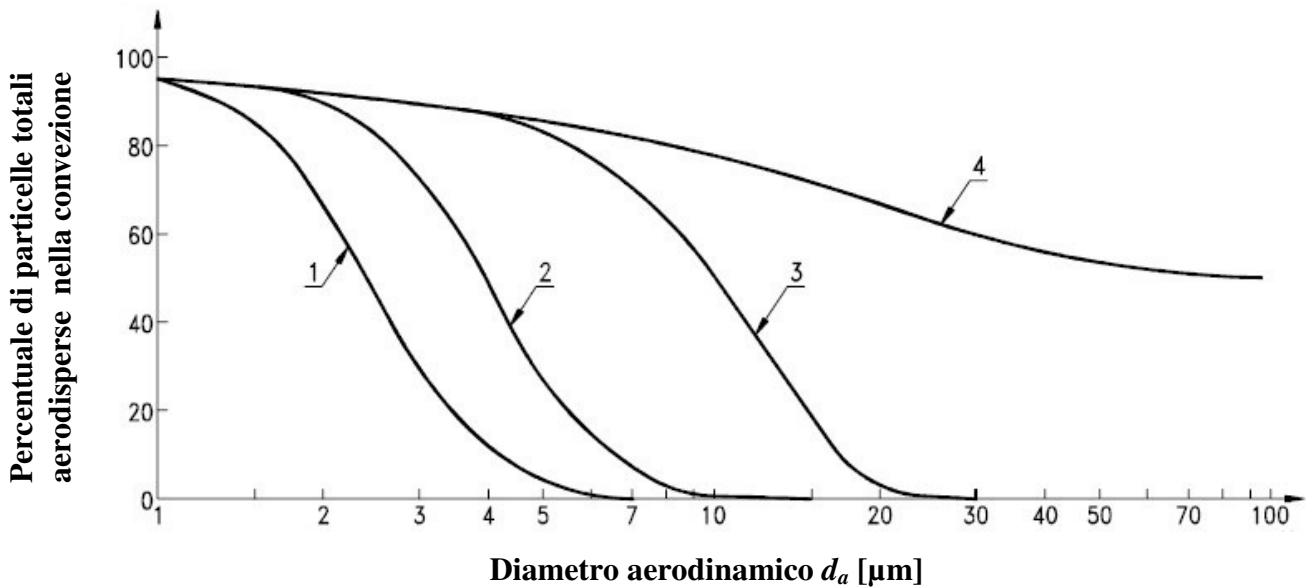
### **1.5.2 Normativa in materia di esposizione a polveri aerodisperse negli ambienti di lavoro**

L'esposizione a polveri aerodisperse negli ambienti di lavoro è regolata da una normativa specifica, che stabilisce metodi di valutazione e misure da adottare per ridurre il rischio. Le prime norme in materia risalgono agli anni '50; il D.P.R. n° 303 del 19 marzo 1956 stabiliva l'obbligo per i datori di lavoro di impedire e ridurre, per quanto possibile, lo sviluppo e la diffusione nell'ambiente di lavoro di polveri di qualunque specie. L'emanazione dei regolamenti dell'Unione Europea ha dato un ulteriore impulso allo sviluppo della legislazione negli anni '80. Il D.Lgs. 277/1991 (attuazione delle direttive n. 80/1107/CEE, n.82/605/CEE, n.83/477/CEE e n.88/646/CEE, in materia di protezione dei lavoratori contro i rischi derivanti da esposizione ad agenti chimici, fisici e biologici durante il lavoro) forniva la definizione di polveri inspirabili ("frazione dell'aggregato di materiali in sospensione presenti nell'aria che viene inspirata") e respirabili ("parte della frazione inspirabile che perviene negli alveoli"). Il decreto introduceva anche il concetto di esposizione, intesa come presenza di un agente chimico nell'aria respirata dal lavoratore, e valore limite, espresso come concentrazione media ponderata dell'esposizione su un periodo di otto ore di una sostanza sotto forma di gas, di vapore o di materiali in sospensione nell'aria sul luogo di lavoro. In presenza di uno o più agenti chimici, il provvedimento stabiliva l'obbligo per il datore di lavoro di valutare il rischio da esposizione verificando il rispetto dei valori limite.

Il successivo Decreto Legislativo n. 626 del 19 settembre 1994 recepiva una serie di direttive comunitarie riguardanti il miglioramento della sicurezza e della salute dei lavoratori nei luoghi di lavoro. Il provvedimento non forniva indicazioni particolari in tema di prevenzione dai rischi da polveri ma disciplinava in generale l'esposizione dei lavoratori ad agenti chimici. Il D.Lgs. 81/2008 (testo unico in materia di salute e sicurezza nei luoghi di lavoro), attualmente in vigore, conferma i principi generali di valutazione dell'esposizione ad agenti chimici e relative misure da adottare per la riduzione del rischio. Fino all'emanazione del presente decreto non esistevano in Italia valori limite di concentrazione riconosciuti per legge, se non per un limitato numero di sostanze. Oggi, sotto l'impulso delle direttive emanate dall'Unione Europea, tali limiti sono in corso di definizione. L'allegato XXXVIII del D.Lgs. 81/2008 stabilisce i valori limite di esposizione professionale per un centinaio di sostanze.

In merito alle metodiche di valutazione dell'esposizione a polveri aerodisperse, è di particolare rilievo la norma UNI EN 481 (1994), citata nell'allegato XLI del D.Lgs.81/2008

tra le norme tecniche di riferimento. La norma definisce le convenzioni di riferimento per la misura delle frazioni granulometriche di interesse (figura 1.7), che devono essere rispettate dalla strumentazione per la misura delle concentrazioni di polveri.



**Figura 1.7:** Convenzioni per la frazione inalabile, toracica, respirabile e respirabile “alto rischio”, espresse come percentuali delle particelle aerodisperse totali

Nella figura 1.7 le curve contrassegnate con i numeri da 1 a 4 rappresentano rispettivamente le convenzioni respirabile “alto rischio” (curva 1), respirabile (curva 2), toracica (curva 3) e inalabile (curva 4). La convenzione respirabile “alto rischio” è di recente definizione ed è stata introdotta per gruppi di esposti che necessitano di particolare protezione, come ad esempio adulti con particolari malattie respiratorie.

È interessante osservare come la convenzione respirabile “alto rischio” e la frazione toracica corrispondano approssimativamente a PM2.5 e PM10, frazioni di interesse per la salvaguardia della qualità dell’aria negli ambienti di vita.

## **Capitolo 2: Esposizione a polveri derivanti da attività minerarie e di ripristino ambientale**

### **2.1 Introduzione**

Cave e miniere possono contribuire in modo rilevante alla produzione totale del particolato disperso in atmosfera. Secondo uno studio condotto nel Regno Unito, il 12% del PM10 totale prodotto da sorgenti antropiche nell'anno 1997 è derivato da attività estrattive (EPAQS, 2000). Nelle attività minerarie e di ripristino ambientale, oggetto della presente ricerca, le polveri sono riconducibili principalmente a trasporto su pista, operazioni di scavo (meccanico e con esplosivo), operazioni di movimentazione di materiale da cumulo, erosione eolica delle superfici esposte.

Dai dati reperibili in letteratura, la sorgente cui sono associate le maggiori emissioni di polveri sono le strade non pavimentate; secondo uno studio sulle polveri generate dalle miniere a cielo aperto di carbone, il 70% delle polveri totali è riconducibile a tale sorgente (Muleski & Cowherd, 1987). Il dato è confermato da studi più recenti, secondo cui le piste contribuiscono in modo rilevante al particolato totale emesso, per una percentuale compresa tra 80-90% (Cole & Zapert, 1995).

Le sorgenti di particolato tipiche delle attività minerarie e di ripristino ambientale sono classificabili come sorgenti di tipo diffuso, perchè immettono in atmosfera particelle solide secondo flussi non convogliati. Le polveri generate da questa tipologia di sorgenti sono costituite principalmente da particelle di suolo e materiale della crosta terrestre; la presenza però di materiale di altra natura (come i residui di lavorazione), le cui superfici sono esposte all'azione del vento o dei macchinari, può generare la diffusione di polveri tossiche. Le polveri emesse da strade pavimentate e non pavimentate possono contenere particelle derivanti dall'usura di freni e pneumatici e allergeni di vario tipo, come pollini e resti biologici.

### **2.2 Emissione di polveri da sorgenti diffuse: fattori influenti**

Per le sorgenti di tipo diffuso la generazione di polveri aerodisperse è causata principalmente da due fenomeni fisici:

- polverizzazione e abrasione esercitata dall'azione di attrezzature e mezzi sul materiale superficiale;
- sospensione e trasporto delle particelle in seguito all'azione di correnti d'aria turbolente, come ad esempio i fenomeni di erosione eolica sulle superfici esposte.

Le emissioni di polveri da sorgenti di tipo diffuso sono caratterizzate da un'ampia variabilità spaziale e temporale, riconducibile ai numerosi fattori da cui dipendono. I meccanismi di produzione di polveri aerodisperse sono condizionati da diversi parametri riconducibili a due principali categorie:

- proprietà delle superfici da cui hanno origine le polveri;
- energia spesa dall'azione eolica o dai macchinari sulla superficie esposta.

### **2.2.1 Proprietà delle superfici esposte**

Le caratteristiche del materiale che maggiormente condizionano la generazione di polveri aerodisperse sono la distribuzione granulometrica del materiale e il contenuto di umidità.

Nei processi di generazione meccanica delle polveri, legate ad esempio al passaggio di un mezzo pesante su una strada non pavimentata, la distribuzione granulometrica delle particelle esposte determina la suscettibilità al fenomeno di trascinamento meccanico. Secondo gli studi condotti da Cowherd et al.(1974), possono essere soggette al trascinamento le particelle con diametro aerodinamico inferiore ai 75  $\mu\text{m}$ . Si stima che per le polveri di tipo diffuso la compensazione tra alte densità e forme irregolari rendano il diametro aerodinamico circa pari all'equivalente geometrico (Cowherd, 2001). Le particelle con diametro inferiore ai 75  $\mu\text{m}$ , generalmente classificate come *silt*, sono dunque maggiormente soggette al fenomeno del trascinamento meccanico. Un aspetto non trascurabile è però l'azione di abrasione che le particelle più grossolane esercitano sulle restanti; uno studio condotto su strade non pavimentate ha registrato un incremento delle emissioni all'aumentare della quantità di particelle grossolane (Watson J.G., et al., 2000).

Come facilmente intuibile, anche la quantità di polveri aerodisperse generate dall'erosione eolica dipende fortemente dalla distribuzione granulometrica del materiale superficiale. La forza del vento mette in moto le particelle del suolo secondo tre modalità: sospensione, saltazione e rotolamento. Le particelle di dimensioni minori, con diametri approssimativamente inferiori a 75  $\mu\text{m}$ , sono trasportate per sospensione e tendono a seguire i movimenti del flusso d'aria; la forza peso di tali particelle è trascurabile rispetto alla forza esercitata dalle fluttuazioni turbolente del vento. La saltazione interessa invece le particelle con dimensioni comprese tra 75 e 500  $\mu\text{m}$ , che possono sollevarsi dalla superficie e compiere salti e rimbalzi seguendo traiettorie di tipo parabolico. Il movimento di massa delle particelle avviene per trasferimento della quantità di moto mediante impatto. Il materiale interessato da questa modalità di trasporto si muove entro poche decine di cm dall'interfaccia aria-suolo. Le particelle di dimensioni maggiori, con diametri compresi tra 500 e 1000  $\mu\text{m}$ , sono trasportate

per rotolamento e traslano orizzontalmente spinte dalla forza del vento e dalle particelle più piccole trasportate per saltazione. Gli studi finora condotti mostrano che il processo di trasporto che contribuisce maggiormente all'erosione eolica è quello della saltazione; sembra inoltre che la soglia di velocità necessaria ad innescare tale processo si abbassi per particelle con dimensioni comprese nell'intervallo  $100 \div 150 \mu\text{m}$ .

Molte superfici esposte all'azione del vento hanno però una riserva limitata di particelle erodibili che, in assenza di meccanismi che la alimentino, si esaurisce in breve tempo. Il processo di esaurimento del materiale erodibile in funzione del tempo è genericamente descritto con una funzione esponenziale.

È importante comunque rilevare che, se il processo di generazione di polveri interessa un ampio intervallo dimensionale, solo una parte delle particelle contribuisce ai valori di concentrazione in atmosfera. Si stima infatti che le particelle con diametro maggiore di  $30 \mu\text{m}$  si depositino a breve distanza dalla sorgente, a meno che non siano immesse in atmosfera ad elevate altezze. Relativamente al particolato con diametri  $> 2.5 \mu\text{m}$ , è stato calcolato che la moda della distribuzione granulometrica è compresa nell'intervallo  $6 \div 25 \mu\text{m}$ ; per campioni raccolti in prossimità delle sorgenti diffuse la moda si sposta verso i valori di diametro maggiori e viceversa per i campioni raccolti a grandi distanze dal punto di emissione (Watson J.G., et al., 2000)

Un altro fattore che condiziona fortemente la produzione di polveri è il valore di umidità del materiale in superficie; l'umidità incrementa la massa delle particelle e la presenza d'acqua costituisce un film coesivo tra i grani e rende le particelle superficiali più resistenti al processo di sospensione. La coesione delle particelle umide persiste anche dopo che l'acqua evapora completamente, grazie alla formazione di una crosta superficiale che conserva l'umidità degli strati sottostanti e protegge dai processi erosivi.

Il contenuto di umidità del materiale superficiale è condizionato dall'intensità e dalla frequenza delle precipitazioni, dall'umidità e dalla temperatura dell'aria, dal grado di evaporazione superficiale e dalla capacità del materiale di conservare l'umidità. L'azione del vento o il passaggio di un mezzo su una strada non pavimentata accelerano il processo di perdita di umidità incrementando i moti d'aria sulla superficie.

L'emissione di polveri in atmosfera per effetto della forza del vento è condizionata anche dalla presenza sulle superfici di elementi non erodibili; la presenza di vegetazione o ciottoli di dimensioni superiori a  $1 \text{ cm}$  dissipa parte dell'energia del vento e protegge le particelle potenzialmente erodibili. I principi fisici che determinano la diminuzione delle emissioni in seguito a un maggiore attrito offerto dalla superficie all'azione del vento sono noti; la



quantificazione dei relativi effetti sulle emissioni da sorgenti di tipo diffuso non sono però ancora valutabili con un buon grado di approssimazione. La presenza invece di grosse particelle isolate può favorire l'erosione a causa dell'incremento della turbolenza attorno all'ostacolo (Watson J.G. et al., 2000).

### **2.2.2 Energia esercitata sulle superfici esposte**

L'emissione di polveri legata ai processi di polverizzazione e abrasione dipende fortemente dalle caratteristiche meccaniche dei mezzi e delle attrezzature che interagiscono con il materiale. È stato ampiamente dimostrato che nelle strade non pavimentate le emissioni per unità di lunghezza aumentano con l'aumentare della velocità (Cowerd, et al. 1974) e che esiste una buona correlazione tra le emissioni di polveri, il peso dei veicoli e il numero di ruote per veicolo.

Nel caso invece di polveri generate dall'erosione eolica i fattori più rilevanti sono la velocità media del vento, l'entità e la frequenza delle raffiche di vento e l'esposizione delle superfici all'azione eolica.

L'azione del vento caratterizzato da elevate velocità è in grado di mettere in sospensione le particelle e la turbolenza associata a tali venti rende possibile il trasporto delle stesse a grandi distanze. La velocità limite d'attrito è una grandezza che consente di studiare il fenomeno ed è determinata sperimentalmente utilizzando un tunnel di vento sulla superficie campione e misurando la velocità del vento per la quale si verificano i primi movimenti delle particelle. Si è osservato che la quantità di particelle sospese cresce in modo direttamente proporzionale al cubo della velocità del vento, quando questa risulti superiore alla velocità limite d'attrito. Le particelle sospese in atmosfera sono soggette principalmente alla forza gravitazionale e alla resistenza atmosferica; i moti turbolenti dell'aria che agiscono su particelle di piccolo diametro possono compensare la forza gravitazionale e far rimanere tali particelle in sospensione per lunghi periodi di tempo. Le distanze percorse dipendono principalmente dall'altezza iniziale delle particelle rispetto alla superficie, dal valore della velocità di sedimentazione che le caratterizza e dalla componente orizzontale della forza del vento.

Il processo erosivo è spesso innescato da raffiche di vento caratterizzate da valori istantanei di velocità particolarmente elevati e nettamente superiori ai valori medi. La variabile meteorologica che rappresenta l'intensità delle raffiche è denominata "the fastest 2 minute wind speed" e corrisponde al più alto valore di velocità che si verifica in un periodo di 2 minuti. È importante rilevare che i valori istantanei di velocità possono superare in modo significativo valori mediati nel tempo e innescare il processo erosivo; per questa ragione può

non essere significativo, ai fini della valutazione delle emissioni di polveri, prendere in considerazione un valore medio di velocità.

Il potenziale erosivo del vento dipende anche dal grado di esposizione delle superfici; su un cumulo di materiale la superficie sopravento è esposta a sollecitazioni superiori rispetto a quelle che agiscono sulla faccia sottovento.

A parità di altre condizioni, la capacità erosiva del vento cresce ogni volta che uno strato di materiale è aggiunto o rimosso dalla superficie; l'effetto mitigativo della vegetazione e degli elementi non erodibili viene meno e nuovi grani di piccole dimensioni sono esposti all'azione eolica.

### **2.3 Valutazione delle emissioni: metodi di campionamento**

La valutazione delle emissioni di polveri delle sorgenti di tipo diffuso è un problema complesso per la numerosità dei parametri influenti, per l'ampia variabilità dimensionale delle particelle coinvolte e per la natura stessa delle sorgenti. Esistono numerosi metodi per la misura delle emissioni da sorgenti di vario tipo; tali metodi sono però progettati per flussi confinati e prevedono il confinamento della sorgente o la cattura della quantità delle polveri emesse. È evidente dunque come l'applicazione di tali metodi sia impossibile nel caso di sorgenti di tipo diffuso.

Gli unici metodi applicabili a tali tipologie di sorgenti sono il metodo *upwind-downwind* e il metodo *exposure profile*.

Il metodo *upwind-downwind* si basa sulla misura delle concentrazioni di polveri in posizione sopra e sottovento, utilizzando campionatori posizionati all'altezza del terreno. Il metodo prevede la misura contemporanea di alcune variabili meteorologiche (è indispensabile la misura di direzione e velocità del vento) e il successivo utilizzo di un modello di dispersione atmosferica per valutare l'entità delle emissioni della sorgente campionata. Il numero di campionatori in posizione sopravento dipende dal grado di isolamento della sorgente e l'aumento di strumenti in posizione sottovento consente una migliore determinazione del pennacchio generato. I valori di concentrazione così misurati sono utilizzati come input nei modelli di dispersione atmosferica, che utilizzano normalmente equazioni di tipo gaussiano.

Il metodo è idealmente applicabile a tutti i tipi di sorgenti diffuse ma presenta notevoli limiti. La tecnica non consente di distinguere in modo sufficientemente preciso i contributi delle singole sorgenti e assume l'ipotesi poco realistica che le sorgenti emettano in modo stazionario.

Il metodo *exposure profile* consiste nella misura contemporanea delle concentrazioni di polveri, della direzione e della velocità del vento nella zona sottovento immediatamente a ridosso della sorgente. I campionatori per la misura delle polveri sono posizionati a diverse altezze dal suolo utilizzando una torre di campionamento e misurano le concentrazioni lungo una sezione trasversale alla direzione del vento; le teste di campionamento devono essere distribuite verticalmente e devono consentire la misura su una porzione del pennacchio che contenga almeno l'80% del flusso totale di massa. Le caratteristiche della griglia di campionamento variano a seconda del tipo di sorgente e delle condizioni ambientali; si stima però che per sorgenti lineari siano sufficienti tre campionatori posti a diverse altezze e nel caso di sorgenti fisse puntuali sia necessario costruire una griglia bidimensionale con almeno cinque campionatori. Nella zona sottovento inoltre deve essere posizionato almeno un altro campionario per rilevare la concentrazione di polveri di fondo.

Il valore di emissione è ottenuto dall'integrazione del flusso di massa nella sezione di misura, secondo la formula:

$$E = \int_A C(h, w)u(h, w)dhdw$$

dove E è il valore di emissione, C è la concentrazione di polveri, u è la velocità del vento, h e w sono rispettivamente la coordinata verticale e trasversale, A è la sezione di misura.

Il metodo *exposure profile* prevede la misura a ridosso della sorgente e rappresenta la tecnica di misura più affidabile per la stima di emissioni da strade non pavimentate. Risulta però di difficile applicazione in presenza di sorgenti areali estese; in questi casi un' alternativa è l'applicazione del *ballon method* che prevede la raccolta di campioni a diverse altezze con l'utilizzo di un pallone sospeso in aria a differenti quote al posto della torre di campionamento.

Per la stima delle emissioni generate dall'erosione eolica è possibile l'applicazione del *portable wind tunnel method*. Tale tecnica utilizza un'attrezzatura di aspirazione la cui bocca è posizionata direttamente sulla superficie della sorgente in esame; il flusso d'aria è aspirato in un condotto circolare all'interno del quale sono misurate le concentrazioni di polvere. Il valore di emissione della sorgente è calcolato come prodotto delle concentrazioni rilevate e della portata del flusso d'aria all'interno del tunnel. Le incertezze più rilevanti nell'applicazione di questa tecnica sono legate alla difficoltà di riprodurre all'interno del condotto le reali condizioni di turbolenza atmosferica.

La valutazione delle emissioni può essere condotta anche costruendo in scala ridotta la sorgente all'interno di un tunnel di vento, nel quale sono riprodotte le condizioni di moto in

atmosfera. Il vantaggio nell'applicazione di questo metodo è la possibilità di controllare i singoli parametri che condizionano l'emissione di particolato ma, come per tutti i modelli fisici, vi sono notevoli difficoltà di applicazione e di scalabilità dei risultati.

#### **2.4 Valutazione delle emissioni: fattori di emissione**

La misura sul campo rappresenta il metodo più affidabile per valutare le emissioni di una specifica sorgente; il campionamento però non è sempre facilmente eseguibile e i risultati derivanti possono non essere rappresentativi della variabilità temporale delle emissioni. È per questo che i fattori di emissione rappresentano spesso l'unico metodo per la valutazione delle polveri generate dalle varie tipologie di sorgenti. L'Agenzia di Protezione Ambientale Statunitense (U.S. E.P.A) ha elaborato un documento ("Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42") che riporta la raccolta di fattori di emissione per le principali categorie di sorgenti, sviluppati sulla base di misure effettuate sul campo. Tali fattori costituiscono uno strumento fondamentale per la gestione della qualità dell'aria, in particolare nella caratterizzazione delle emissioni generate da numerose tipologie di sorgenti e nell'individuazione delle migliori strategie di controllo.

Secondo quanto riportato nella raccolta dei fattori di emissione per gli inquinanti atmosferici elaborata dall' E.P.A., il fattore di emissione è un valore rappresentativo che mette in relazione la quantità di inquinante rilasciato in atmosfera con l'attività che determina tale rilascio. In genere i fattori sono espressi come quantità di contaminante rilasciato per unità di peso, volume, distanza o durata dell'attività che determina l'emissione in atmosfera. Le emissioni sono così determinate utilizzando la seguente formula generale:

$$E = A \cdot EF \cdot \left(1 - \frac{ER}{100}\right)$$

Dove:

$E$  = emissione;

$A$  = attività della sorgente;

$EF$  = fattore di emissione;

$ER$  = efficienza di riduzione delle emissioni (espressa in %).

Il termine relativo alla riduzione delle emissioni si riferisce all'efficienza di cattura e di rimozione delle polveri dei sistemi di controllo e abbattimento delle polveri; questo termine

deve essere valutato con attenzione soprattutto nella stima delle emissioni relative a lunghi periodi temporali.

I fattori di emissione derivano nella maggior parte dei casi dalla media dei dati raccolti sul campo e ritenuti sufficientemente attendibili. È inevitabile dunque che tali medie possano non essere rappresentative dell'emissione di una sorgente specifica; la variabilità nella quantità di contaminante rilasciato in atmosfera dipende dal processo che ne determina la produzione, dalla tipologia di inquinante e dai sistemi di controllo delle emissioni. Nel processo di sviluppo dei fattori di emissione tali variabili sono considerate ma, data la complessità dei processi in esame, alcuni fattori sono stati determinati mediando valori di emissione che differiscono di alcuni ordini di grandezza. Le variabili relative alle caratteristiche dei sistemi di controllo sono quelle che contribuiscono maggiormente all'incertezza nella valutazione delle emissioni. L'introduzione di tecnologie innovative o procedure per il controllo delle emissioni e il miglioramento di quelle esistenti può rendere poco realistica la stima della quantità di contaminante emesso in atmosfera.

I fattori di emissione forniti dall'E.P.A. inoltre sono stati sviluppati per rappresentare le emissioni medie su lunghi periodi di tempo, ad esempio su base annua; i test sulla base dei quali sono stati sviluppati infatti sono stati condotti evitando gli eventi che possono determinare variazioni temporanee dei valori di emissione. Per questa ragione l'utilizzo dei fattori per stime di breve periodo, ad esempio valori di emissione oraria o giornaliera, può fornire risultati non attendibili.

La raccolta dei fattori di emissione elaborata dall'E.P.A. fornisce per ogni fattore una stima dell'attendibilità. L'affidabilità è valutata sulla base della numerosità dei dati disponibili e della loro rappresentatività e in generale sulla base dell'attendibilità di test utilizzati per lo sviluppo del fattore. Un generico fattore sviluppato sulla base dei risultati di un numero considerevole di test eseguiti seguendo procedure standard è considerato affidabile. Al contrario, è assegnato un livello di affidabilità basso ai fattori estrapolati da altri o sviluppati servendosi dei risultati di un numero limitato di misure sul campo. Nel documento dell'E.P.A. sono distinti cinque livelli di affidabilità; l'assegnazione del livello a un determinato fattore prevede due fasi:

- stima della qualità dei dati che sono stati utilizzati per lo sviluppo del fattore;
- valutazione della capacità del fattore di rappresentare l'emissione media annua derivante dall'attività della sorgente in esame.

La qualità dei dati a sua volta è valutata secondo le classi seguenti:

- a. I test sono stati eseguiti sulla base di metodiche comprovate e i risultati sono riportati in maniera sufficientemente dettagliata per un'adeguata validazione;
- b. I test sono eseguiti sulla base di metodiche universalmente riconosciute ma non sono presenti informazioni sufficienti per la validazione dei test;
- c. I test sono basati su metodiche non convenzionali e innovative e non sono presenti sufficienti elementi per determinare le condizioni ambientali;
- d. I test sono eseguiti con metodi non universalmente riconosciuti ma possono fornire risultati dello stesso ordine di grandezza delle emissioni reali.

L'affidabilità del fattore di emissione è valutata dunque secondo la seguente classificazione:

A - Eccellente: il fattore è sviluppato con dati appartenenti alle classi *a* o *b* relativi a test eseguiti in differenti contesti scelti casualmente e la categoria della sorgente cui il fattore si riferisce è sufficientemente specifica da minimizzare la variabilità delle emissioni.

B - Sopra la media: il fattore è sviluppato con dati appartenenti alle classi *a* o *b* relativi a un numero ragionevole di test. Non è però chiaro se il campione scelto possa essere considerato sufficientemente rappresentativo. La categoria della sorgente cui il fattore si riferisce è sufficientemente specifica da minimizzare la variabilità delle emissioni.

C - Media: il fattore è sviluppato con dati appartenenti alle classi *a*, *b* e/o *c* relativi a un numero ragionevole di test. Non è però chiaro se il campione scelto possa essere considerato sufficientemente rappresentativo. La categoria della sorgente cui il fattore si riferisce è sufficientemente specifica da minimizzare la variabilità delle emissioni.

D - Sotto la media: il fattore è sviluppato con dati appartenenti alle classi *a*, *b* e/o *c* relativi a un numero limitato di test. È possibile che il campione scelto non sia sufficientemente rappresentativo.

E - Bassa: il fattore è sviluppato con dati appartenenti alle classi *c* e *d*. È possibile che il campione scelto non sia sufficientemente rappresentativo. I dati della popolazione considerata inoltre presentano un'evidente variabilità.

I fattori di emissione sviluppati dall'U.S. EPA rappresentano lo strumento più comunemente utilizzato per la stima delle emissioni di polveri da sorgenti di tipo diffuso. Il documento che li contiene ("Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42") è scaricabile da internet e in costante aggiornamento.

## **2.5 Esposizione a polveri aerodisperse: valutazione**

L'esposizione a polveri aerodisperse determina un rischio per la salute degli esposti negli ambienti di lavoro (problema igienistico) o negli ambienti di vita (problema ambientale). In

entrambi i casi sono ampiamente dimostrati gli effetti negativi sulla salute degli esposti ma le metodiche seguite per valutare il rischio derivante dall'esposizione a polveri sono differenti. Diverse sono in effetti le condizioni di esposizione (durata, tipologia di soggetti esposti, distanza sorgente-recettori, ecc.) e diversi sono gli obiettivi da raggiungere. Se negli ambienti di lavoro l'obiettivo unico è quello di preservare la salute dei lavoratori, da un punto di vista ambientale il controllo delle concentrazioni in aria del particolato è finalizzato alla tutela della salute degli esposti ma anche alla riduzione degli altri impatti ambientali (effetti su vegetazione ed ecosistemi, visibilità, materiali, ecc.). A conferma della distinzione tra i due approcci, la normativa ha seguito evoluzioni distinte, come descritto nel capitolo precedente. Di seguito sono illustrate le metodiche per la valutazione del rischio da esposizione a polveri negli ambienti lavorativi e di vita.

### **2.5.1 Esposizione a polveri: problema igienistico**

Le frazioni granulometriche di principale interesse per valutare il rischio da esposizione a polveri negli ambienti di lavoro sono la frazione respirabile e quella inalabile. Se le polveri agiscono alterando la struttura degli alveoli polmonari (polveri di silice cristallina e fibre di amianto), la frazione di interesse è quella respirabile. È necessario invece campionare la frazione inalabile, nel caso in cui le sostanze che costituiscono il particolato esercitino la propria azione su organi bersaglio oltre che sull'apparato respiratorio (ad esempio polveri contenenti metalli o sostanze organiche).

La valutazione dell'esposizione a polveri consiste nel determinare la concentrazione delle sostanze tossiche presenti nel particolato e confrontare tale valore con concentrazioni limite di riferimento. Attualmente la normativa italiana stabilisce valori limite per un numero limitato di sostanze; è prassi consolidata dunque riferirsi alle indicazioni fornite da organismi internazionali di riconosciuta autorità. Tra i riferimenti più comunemente utilizzati vi sono i valori limite TLV proposti e periodicamente aggiornati dall' ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists). I TLV (Threshold Limit Values) indicano le concentrazioni delle sostanze aerodisperse al di sotto delle quali si ritiene che la maggior parte dei lavoratori possa essere esposto giorno dopo giorno senza effetti negativi sulla salute. I TLV sono stabiliti sulla base di dati ricavati dall'esperienza in campo industriale o da ricerche scientifiche condotte sull'uomo o sugli animali e, quando possibile, sulla base della combinazione di questi due elementi. La qualità e la natura dei dati sulla base dei quali è fissato un TLV dipendono dalla sostanza. A seconda della sostanza varia anche il criterio con cui il limite è fissato; per alcuni agenti chimici ci si propone di prevenire gravi danni alla

salute, per altri l'obiettivo è eliminare fenomeni irritativi, disagio, forme di stress o riduzione dello stato di vigilanza. I TLV non costituiscono una linea di demarcazione netta tra concentrazione pericolosa e non pericolosa, né un indice di tossicità, ma rappresentano un'utile indicazione per prevenire danni alla salute dei lavoratori (Federchimica, 2003).

Sono definite tre diverse tipologie di TLV:

- TLV-TWA (valore limite di soglia - media ponderata nel tempo): è la concentrazione media ponderata nel tempo, su una giornata lavorativa convenzionale di otto ore e su 40 ore lavorative settimanali, alla quale si ritiene che quasi tutti i lavoratori possano essere esposti giorno dopo giorno senza effetti negativi sulla salute.
- TLV-STEL (valore limite di soglia - limite per breve tempo di esposizione): è la concentrazione cui quasi tutti i soggetti possono essere esposti per un breve periodo di tempo senza che insorgano irritazioni, alterazioni croniche o irreversibili dei tessuti e narcosi. Il TLV-STEL integra il TLV-TWA se esistono effetti acuti riconosciuti di una sostanza la cui azione tossica è principalmente cronica.
- TLV-C (valore limite di soglia - valore massimo): è la concentrazione che non deve essere superata mai, nemmeno istantaneamente. Tale limite riveste particolare importanza per i gas irritanti.

Nel caso delle polveri, i TLV sono riferiti alle particelle totali, a meno che il limite non riporti esplicitamente l'indicazione di una frazione granulometrica specifica. Per particelle totali si intende il particolato sospeso raccolto con il campionatore "37 mm closed face cassette", utilizzato tradizionalmente per il campionamento delle polveri negli Stati Uniti e con un'efficienza di raccolta delle polveri simile a quella dei campionatori per la frazione inalabile, ma non coincidente esattamente con essa.

Un altro importante riferimento per la valutazione del rischio da esposizione a polveri è l'OSHA (Occupational Safety and Health Administration) che ha stabilito una serie di valori limite denominati PEL (Permissible Exposure Limit). Le concentrazioni limite stabilite dall'OSHA sono basate sui limiti TLV proposti dell'ACGIH e sui REL (Recommended Exposure Limits) suggeriti dal N.I.O.S.H. (National Institute of Safety and Occupational Health).

### **2.5.2 Esposizione a polveri: problema ambientale**

Da un punto di vista ambientale, i limiti di concentrazione in aria per le polveri aerodisperse sono stabiliti in termini di concentrazione massima di PM10 (corrispondente con buona



approssimazione alla frazione toracica del particolato) e PM2.5 (corrispondente con buona approssimazione alla frazione respirabile “alto rischio”). L'allegato XI del D.lgs. 155/10 stabilisce per il PM10 un valore limite su base giornaliera di  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , da non superare più di 35 volte l'anno, e un valore limite pari a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  su base annuale. Per la frazione PM2.5 il valore limite su base annuale di  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deve essere raggiunto entro gennaio 2015. Per la stessa frazione granulometrica, un limite più restrittivo (indicativamente pari a  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dovrà essere stabilito con una norma futura e raggiunto entro gennaio 2020. Tali limiti assumono che le particelle abbiano gli stessi effetti sulla salute a prescindere dalla composizione chimica, pur essendo evidente che le specie costituenti il particolato condizionino in modo rilevante le conseguenze dell'esposizione. Attualmente le conoscenze sulla composizione chimica del particolato sono incomplete, anche perché rispetto agli inquinanti gassosi il particolato è molto più complesso da caratterizzare, data la composizione chimica molto variabile e dipendente dalla dimensione delle particelle (Fuzzi, 2009). Una maggiore attenzione alla composizione del particolato, anche in ambito normativo, è testimoniata dalla definizione di valori obiettivo per arsenico, cadmio, nichel e benzo(a)pirene, riferiti al tenore totale di ciascun inquinante presente nella frazione PM10 del materiale particolato, calcolato come media su anno civile.

Il rispetto dei limiti stabiliti dalle norme è monitorato attraverso le reti fisse di misurazione gestite sul territorio dalle singole Regioni, attraverso l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente. In Sardegna la rete di monitoraggio è composta da 44 stazioni automatiche collegate a un centro operativo, che acquisisce ed elabora i dati raccolti sul territorio regionale. Le stazioni monitorano in continuo i livelli di vari inquinanti, tra cui il PM10, e consentono annualmente di valutare lo stato della qualità dell'aria sulla base dei dati acquisiti. Con lo stesso scopo i dati raccolti dalla rete di monitoraggio sono spesso integrati con i risultati di simulazioni effettuate con appositi modelli matematici. I dati delle stazioni di misura non sono sufficienti per una completa conoscenza della distribuzione e dell'entità dell'inquinamento atmosferico in territori vasti. I dati raccolti da ciascuna stazione infatti possono essere considerati rappresentativi di una porzione limitata di territorio. L'utilizzo dei modelli matematici consente di stimare le concentrazioni di inquinanti in vaste regioni e la loro evoluzione nel tempo, sulla base delle emissioni delle sorgenti, delle condizioni meteorologiche e delle caratteristiche delle aree oggetto di studio. Il confronto tra i dati rilevati dalla rete di monitoraggio e quelli stimati dai modelli è utile per valutare il grado di adattamento dei modelli alle situazioni di studio e permette di tarare i modelli stessi, in modo che essi producano risultati più affidabili. I modelli matematici rappresentano anche un ottimo

strumento di previsione: è possibile infatti stimare l'impatto sulla qualità dell'aria di possibili scenari futuri, dovuti ad esempio a cambiamenti nelle fonti emmissive.

Esistono numerose tipologie di modelli di simulazione e la scelta del modello da applicare deve essere fatta in base al fenomeno che si vuole studiare e alle caratteristiche dei dati di ingresso di cui si dispone. Una prima distinzione può essere fatta tra modelli deterministici e modelli stocastici (o statistici). I primi sono basati sulla descrizione fisica del fenomeno di dispersione; le relazioni tra le variabili indipendenti (emissioni, meteorologia, orografia, ecc.) e le variabili dipendenti hanno un significato fisico di causa-effetto.

I modelli stocastici si basano invece sull'elaborazione statistica dei dati raccolti nei siti di interesse e forniscono una previsione delle concentrazioni senza analizzare rapporti causali ma costruendo relazioni statistiche semiempiriche tra le grandezze fondamentali che regolano i fenomeni oggetto di studio. Non essendo basati su un approccio di tipo fisico, i modelli statistici devono essere totalmente ricalibrati se applicati a un sito diverso da quello utilizzato per lo sviluppo delle relazioni, a differenza dei modelli deterministici per i quali è sufficiente modificare opportuni parametri.

A seconda della modalità di descrizione della dinamica dei processi, i modelli deterministici possono essere classificati in modelli euleriani e lagrangiani. Nei modelli euleriani i processi sono analizzati utilizzando come sistema di riferimento un sistema fisso di coordinate cartesiane ortogonali solidale alla superficie terrestre. Nei modelli lagrangiani il sistema di coordinate cartesiane ortogonali non è fisso ma solidale alla massa d'aria in movimento.

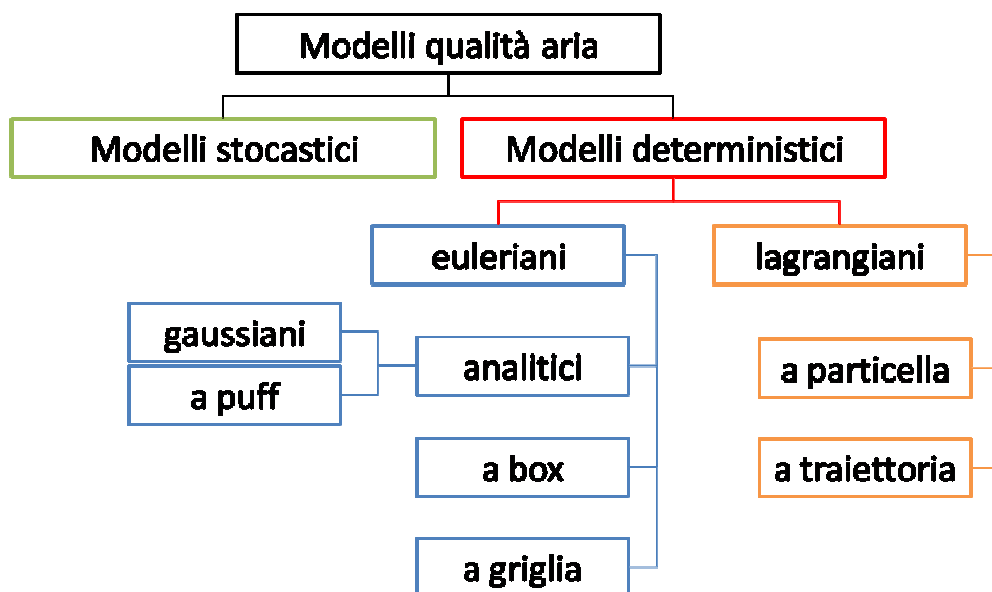
Tra i modelli che utilizzano l'approccio euleriano, i modelli analitici di tipo gaussiano sono ampiamente diffusi per la relativa semplicità di utilizzo e la necessità di limitate risorse di calcolo. Questa tipologia di modelli prevede la risoluzione analitica delle equazioni che descrivono il trasporto e la diffusione in atmosfera, sotto ipotesi semplificative quali stazionarietà ed omogeneità delle condizioni meteorologiche, velocità del vento non nulla, assenza di trasformazioni chimiche degli inquinanti immessi in atmosfera. Esistono formulazioni tradizionali, in cui la dispersione è parametrizzata con coefficienti empirici ricavati da campagne sperimentali, o modificate, in cui la dispersione verticale è parametrizzata in funzione dei dati meteorologici che permettono di ricostruire la struttura termica e meccanica dei bassi strati dell'atmosfera. La descrizione gaussiana è utilizzata anche nei modelli a puff, in cui l'emissione è simulata con una serie di nuvole di inquinante di dimensioni finite. Questa tipologia di modelli consente di ricostruire la dispersione di inquinanti in condizioni non stazionarie e non omogenee.

Tra i modelli euleriani si classificano anche i modelli a box, nei quali il dominio è suddiviso in una o più celle in cui gli inquinanti si considerano perfettamente miscelati e possono essere generati da sorgenti interne o esterne al box. Questa tipologia di modelli è particolarmente adatta alla descrizione di fenomeni di inquinamento generati da un insieme complesso di sorgenti in domini relativamente omogenei.

Nei modelli a griglia il dominio è invece suddiviso in un grigliato di celle tridimensionale, le cui dimensioni sono condizionate dalle risorse di calcolo a disposizione. Questi modelli risolvono l'equazione di diffusione con tecniche di calcolo alle differenze finite e possono includere fenomeni di trasformazione chimica degli inquinanti.

Tra i modelli che utilizzano l'approccio lagrangiano i più comuni sono i modelli a particella e quelli a traiettoria. I primi ricostruiscono la dispersione degli inquinanti in un dominio tridimensionale schematizzando l'emissione totale con un numero di particelle virtuali, ognuna delle quali rappresenta una porzione di massa dell'inquinante rilasciato. Il moto è regolato dal trasporto dovuto al campo di vento e dalle condizioni locali di turbolenza, legate alle fluttuazioni dello stesso campo intorno al valor medio. I modelli a particelle sono particolarmente adatti alla descrizione su scala locale di condizioni di moto turbolento e generalmente richiedono dati meteorologici di ingresso su base oraria.

I modelli a traiettoria sono invece utilizzati principalmente a scala regionale e globale e schematizzano l'immissione di inquinanti con colonne verticali unidimensionali con altezza pari a quello dello strato di rimescolamento.



**Figura 2.1:** Schema generale di classificazione dei modelli utilizzati per valutare la qualità dell'aria

La scelta del modello da utilizzare deve essere fatta in base alla scala spaziale e temporale del fenomeno che si desidera studiare e alle caratteristiche del sito di interesse. In generale i modelli gaussiani sono utilizzati per simulare la dispersione in aree non particolarmente complesse; le condizioni critiche per l'applicazione di questi modelli sono rappresentate da calme di vento e terreni con orografia complessa, per le quali l'utilizzo di un modello tridimensionale fornisce risultati più affidabili. I modelli a puff possono essere considerati una categoria intermedia tra i modelli analitici tradizionali e quelli tridimensionali. Sono considerati validi se una singola traiettoria può rappresentare il trasporto dell'inquinante; in condizioni di forte disomogeneità questa approssimazione può condurre a risultati poco realistici. I modelli euleriani a griglia e quelli lagrangiani a particelle rappresentano gli strumenti più avanzati per la simulazione della dispersione in atmosfera degli inquinanti. Consentono infatti di tener conto di tutte le misure meteorologiche disponibili e della loro variabilità spaziale e temporale. I limiti sono invece rappresentati dalle attuali conoscenze sui meccanismi della turbolenza e dai notevoli tempi di calcolo e risorse computazionali che richiedono le formulazioni più complesse (ANPA, 2000).

## **PARTE II**

### *Analisi caso di studio*

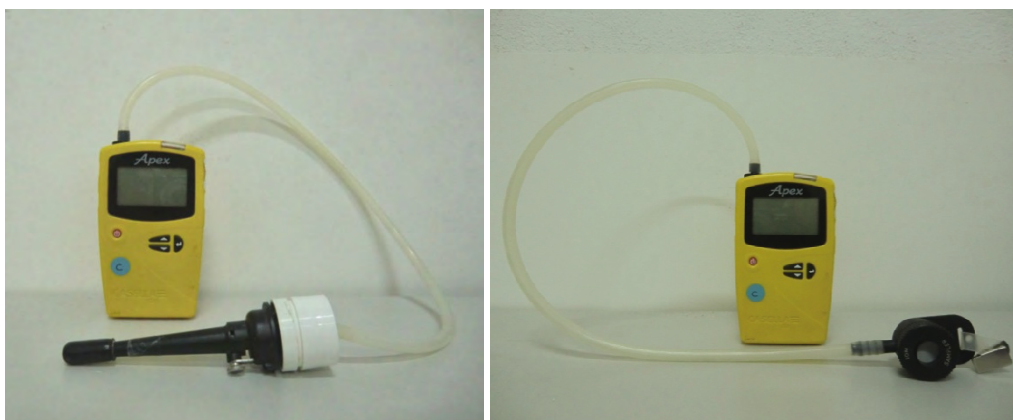
## **Capitolo 3: Valutazione esposizione dei lavoratori**

### **3.1 Caso di studio**

La campagna di misure per la valutazione dell'esposizione a polveri aerodisperse si è svolta presso alcuni cantieri della società IGEA S.p.A. L'azienda svolge principalmente attività di messa in sicurezza, bonifica e risanamento ambientale di aree minerarie dismesse, cui si aggiungono interventi di valorizzazione di siti minerari caratterizzati da particolare valenza scientifica, culturale e turistica. L'azienda opera in tre principali aree minerarie (site nell'Iglesiente, nel Guspinese e presso Lula) cui recentemente si è aggiunto il sito di Furtei. I campionamenti per la determinazione dell'esposizione a polveri dei lavoratori sono stati eseguiti presso i cantieri di Monteponi, San Giovanni, Monte Agruxiau, Seddas Moddizis e in alcune aree di lavoro nel sito minerario di Furtei. Con l'utilizzo dell'apposita strumentazione sono state campionate le frazioni respirabile e inalabile delle polveri aerodisperse e i filtri utilizzati sono stati sottoposti ad analisi presso il laboratorio chimico della società Igea sito a Monteponi. I filtri utilizzati per rilevare la frazione respirabile sono state analizzate per determinare l'eventuale presenza di silice libera cristallina. Sui filtri utilizzati per la frazione inalabile sono state invece condotte analisi quantitative per valutare le concentrazioni di metalli. Per valutare l'esposizione dei lavoratori, i valori di concentrazione ottenuti sono stati poi confrontati con i relativi limiti di legge o con i valori limite stabiliti dall' ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) e dall' OSHA (Occupational Health and Safety Administration).

### **3.2 Strumentazione utilizzata e procedura di misura**

La strumentazione per il campionamento delle polveri è costituita da una pompa aspirante collegata al campionatore di polveri. Per la misura della frazione respirabile è stato utilizzato un ciclone selettivo in plastica conduttiva prodotto dalla ditta SKC, che garantisce il campionamento della frazione respirabile se utilizzato con una portata di aspirazione pari a 2,75 l/min. Le polveri respirabili sono raccolte su un filtro in PVC del diametro di 37 mm e porosità di 5  $\mu$ m. La testa di campionamento IOM è stata invece utilizzata per il campionamento della frazione inalabile. Il campionatore, collegato a una pompa con portata di aspirazione pari a 2 l/min, seleziona le particelle inalabili raccogliendole su un filtro in PVC con porosità 5  $\mu$ m e diametro pari a 25 mm. La strumentazione utilizzata per il campionamento delle due frazioni è mostrata in figura 3.1; la figura 3.2 mostra invece il particolare della testa IOM per il campionamento della frazione inalabile.



**Figura 3.1:** Linea di prelievo per il campionamento della frazione respirabile (foto a sinistra) e della frazione inalabile (foto a destra)



**Figura 3.2:** Selettore IOM per il campionamento della frazione inalabile

Prima e dopo ogni campionamento è stato utilizzato un rotometro per verificare la portata e, quando necessario, ricalibrare le pompe di aspirazione collegate ai campionatori. Prima delle operazioni di pesatura pre e post campionamento, i filtri sono stati conservati per 48 ore in un essiccatore con gel di silice, in modo da mantenere un'umidità costante. Tale accorgimento si è ritenuto sufficiente ad evitare possibili errori in fase di pesatura, dal momento che i supporti in PVC sono caratterizzati da un basso livello di adsorbimento dell'umidità. Le pesate sono state eseguite sempre con la stessa bilancia di precisione a cinque cifre decimali. Per ridurre al minimo le incertezze di misura, l'accuratezza della bilancia è stata verificata con alcuni filtri campione prima di ogni gruppo di pesate e ogni filtro è stato pesato per due volte, assumendo come peso finale la media aritmetica tra i due valori ottenuti. La figura 3.3 mostra la bilancia di precisione utilizzata in laboratorio per le operazioni di pesatura dei filtri e l'essiccatore a gel di silice.



**Figura 3.3:** Bilancia di precisione ed essiccatore con gel di silice

Durante le misure il ciclone e la testa di campionamento per le polveri inalabili sono stati posizionati a breve distanza dalle vie respiratorie del lavoratore, avendo cura che il tubo flessibile che collega pompa e selettore non subisse strozzamenti e non costituisse intralcio per il lavoratore. I campionamenti sono stati eseguiti durante le reali fasi di lavoro e hanno avuto durata complessiva compresa tra 2 e 4 ore. Per ogni campionamento è stata compilata un'apposita scheda con le informazioni sull'attività campionata, la strumentazione utilizzata (tipologia di selettore e numero del filtro) e alcuni dati rilevanti, quali durata del campionamento e volume d'aria campionato.

### **3.3 Determinazione delle concentrazioni di polveri**

La quantità di polveri raccolte sui filtri durante i campionamenti è stata determinata con il metodo ponderale, sulla base delle pesate effettuate sui filtri prima e dopo i campionamenti. Utilizzando i dati relativi ai volumi d'aria campionati è stato poi possibile ricavare le concentrazioni in aria delle frazioni respirabile e inalabile applicando la seguente equazione:

$$C = \frac{m_2 - m_1}{V} = \frac{m_2 - m_1}{Q \cdot t}$$

Dove:

C = concentrazione media di polveri;



$m_2$  = massa del filtro dopo il campionamento;

$m_1$  = massa del filtro prima del campionamento;

V = volume d'aria campionato;

Q = portata;

t = durata del campionamento.

Sono stati effettuati complessivamente 29 campionamenti personali, di cui 18 sulla frazione respirabile e 11 sulla frazione inalabile, in diverse aree di lavoro. Le tabelle 3.1 e 3.2 riassumono le informazioni relative alle attività campionate, le aree di lavoro in cui si sono svolte e le concentrazioni medie di polveri ottenute, per le due frazioni campionate.

**Tabella 3.1:** Campionamenti personali della frazione respirabile

<b>mansione</b>	<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>
conducente pala	mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.96
conducente pala	mov. materiale da cumulo	Monte Agruxiau	0.40
conducente pala	mov. materiale da cumulo	San Giovanni - Piazzale inerti	0.13
conducente pala	mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.08
conducente pala	mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.21
conducente pala	sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.11
conducente pala	sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.51
conducente terna	sistemazione piazzale	Monteponi - Laveria Mameli	0.22
conducente escavatore	stesa materiale	Monteponi - Discarica S.Giorgio	0.69
conducente escavatore	stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.15
addetto lav. minerarie	sistemazione cumuli	Monteponi - Discarica elettrolisi	2.74
addetto lav. minerarie	perforazione e disgaggio	Bugerru - Galleria Herny	0.57
addetto lav. minerarie	disgaggio	San Giovanni - Galleria Lheraud	0.06
addetto lav. minerarie	perforazione e sist. cumuli	Monte Agruxiau	1.03
sondista	sondaggio	Seddas Moddizzis	0.36
sondista	sondaggio	Seddas Moddizzis	0.31
addetto manutenzioni	manutenzione macchine	Monte Agruxiau	0.04
addetto manutenzioni	manutenzione macchine	Monte Agruxiau	0.13

**Tabella 3.2:** Campionamenti personali della frazione inalabile

<b>mansione</b>	<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>
conducente pala	mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	1.24
conducente pala	mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.87
conducente pala	mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	2.33
conducente pala	sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.75
conducente pala	sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	4.63
conducente escavatore	stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.44
conducente escavatore	stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	1.04
conducente escavatore	operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	4.88
conducente mini-escav	mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	1.74
manovale	messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.54
addetto lav. minerarie	controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	4.54

Le concentrazioni medie campionate per la frazione respirabile sono risultate variabili tra un valore minimo di 0.04 mg/m<sup>3</sup> e un massimo di 2.74 mg/m<sup>3</sup>. Per la frazione inalabile le concentrazioni sono variate da un minimo di 0.44 mg/m<sup>3</sup> fino a un massimo di 4.88 mg/m<sup>3</sup>.

Come prevedibile i valori misurati sono estremamente variabili in funzione delle attività campionate e dei materiali sottoposti a lavorazione. In particolare, sui risultati dei campionamenti effettuati sui conducenti di mezzi di vario tipo, ha influito in modo rilevante la tipologia di mezzo (cabinato o no) e le condizioni operative (mezzo chiuso o con finestrini aperti). I risultati ottenuti rispecchiano le reali condizioni di lavoro e rappresentano dunque una buona base dati per una stima dell'effettiva esposizione dei lavoratori.

### **3.4 Analisi condotte sui campioni**

La valutazione del rischio cui sono esposti i lavoratori impiegati nei cantieri oggetto di studio è stata condotta sulla base delle analisi effettuate sui filtri utilizzati per la raccolta delle polveri aerodisperse. I campioni per la raccolta della frazione respirabile sono stati analizzati al diffrattometro per determinare la presenza di silice libera cristallina (SLC).

Sui filtri utilizzati per il campionamento della frazione inalabile sono state invece condotte le analisi per la determinazione dei metalli e di altre importanti specie chimiche. L'analisi ha permesso di ricavare le concentrazioni e confrontare i risultati con i valori limite di esposizione. Nei paragrafi seguenti sono riportate le procedure seguite per l'analisi dei filtri e i risultati ottenuti.

### 3.4.1 Determinazione qualitativa della silice libera cristallina

L'esposizione professionale a silice libera cristallina rappresenta un problema particolarmente rilevante, sia per la gravità delle conseguenze che ne derivano sia per la diffusione di tale agente di rischio in numerosi comparti lavorativi. La silice o biossido di silicio ( $\text{SiO}_2$ ), in forma amorfa o cristallina, è largamente presente nella crosta terrestre e utilizzata in una vasta gamma di prodotti ad uso civile e industriale. La silice libera cristallina può presentarsi sotto forma di quarzo, cristobalite o tridimite; tra le varie forme il quarzo è la varietà più diffusa. È ormai provato come l'inalazione di polveri contenenti silice libera cristallina possa provocare silicosi e varie malattie respiratorie croniche ostruttive; sono associate all'esposizione a tali polveri anche malattie renali e autoimmuni. La silicosi è sicuramente la patologia più conosciuta; la malattia è causata dalla reazione tra il tessuto polmonare e le particelle di silice, da cui si generano tessuti cicatriziali che progrediscono e determinano gravi difficoltà respiratorie. A partire dal 1997 l'IARC (International Agency for Research of Cancer) riconosce la silice libera cristallina, inalata nelle forme di quarzo e cristobalite in ambito lavorativo, come cancerogena per l'uomo. Attualmente non esiste un valore limite stabilito dalla normativa nazionale; l'ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) suggerisce un valore limite di esposizione pari a  $0.025 \text{ mg/m}^3$  per la frazione respirabile.

La concentrazione di silice libera cristallina può essere valutata attraverso determinazione ponderale mediante diffrattometria a raggi X. La superficie del filtro contenente la frazione respirabile delle polveri è irradiata dallo strumento che determina il diffrattogramma delle sostanze cristalline depositate. Sulla base degli angoli di riflessione è possibile individuare la presenza di silice libera cristallina; è noto infatti che la SLC nelle sue tre forme polimorfe diffrange ai seguenti angoli:

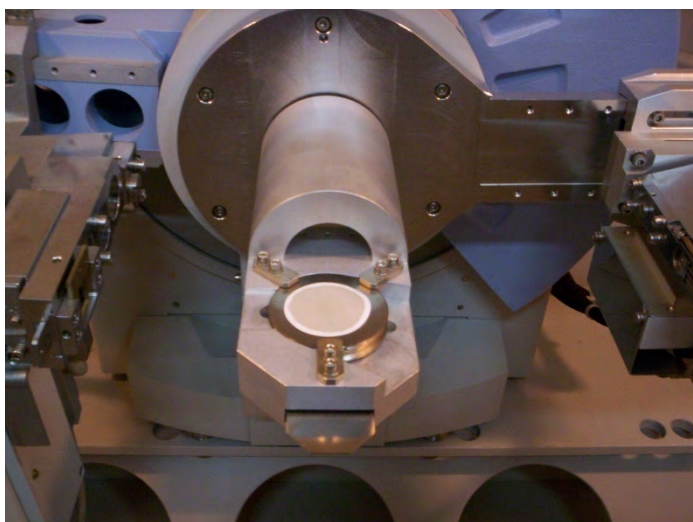
quarzo	26.66 °
cristobalite	21.92°
tridimite	20.79°

Ottenuto il diffrattogramma è possibile interpretare l'intensità dei riflessi e determinare la concentrazione di silice libera cristallina nel campione.

Per il caso in esame, le analisi sui filtri sono state condotte con diffrattometro X'PERT Philips nel laboratorio chimico della società IGEA (figure 3.4 e 3.5).



**Figura 3.4:** Diffrattometro X'PERT Philips

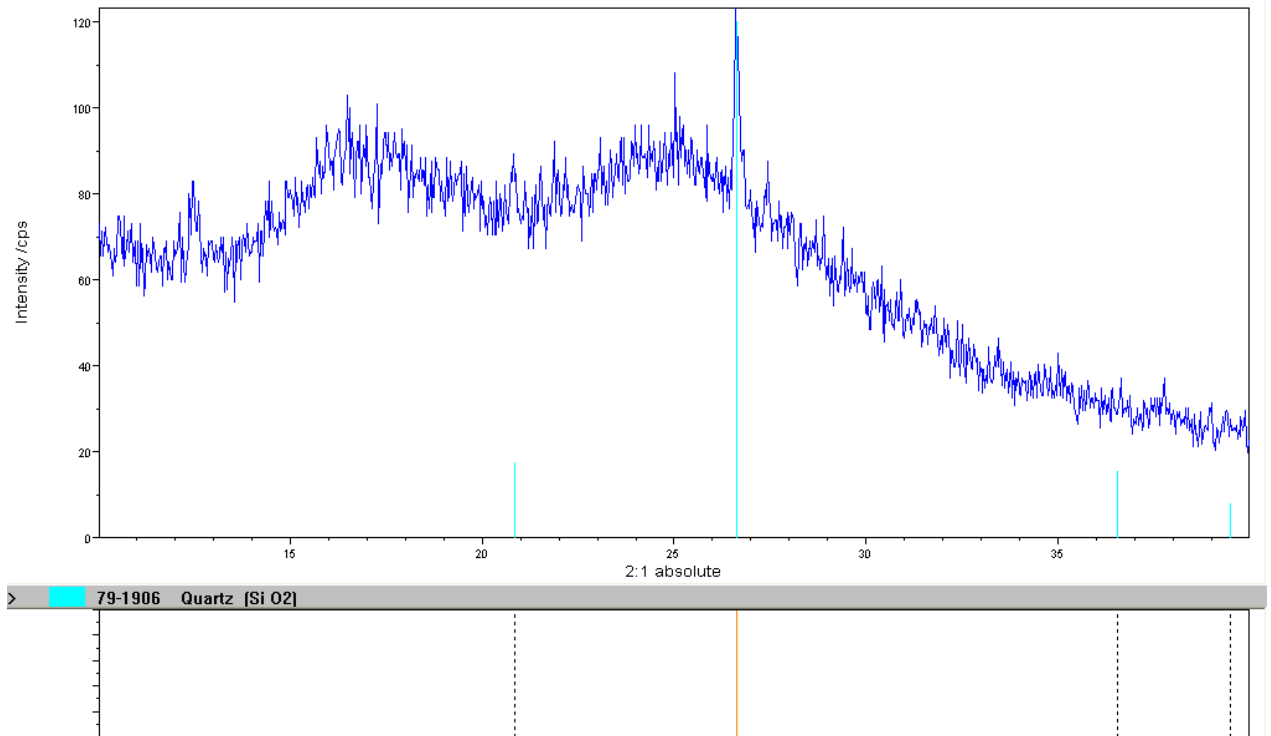


**Figura 3.5:** Posizionamento del filtro nel diffrattometro a raggi X

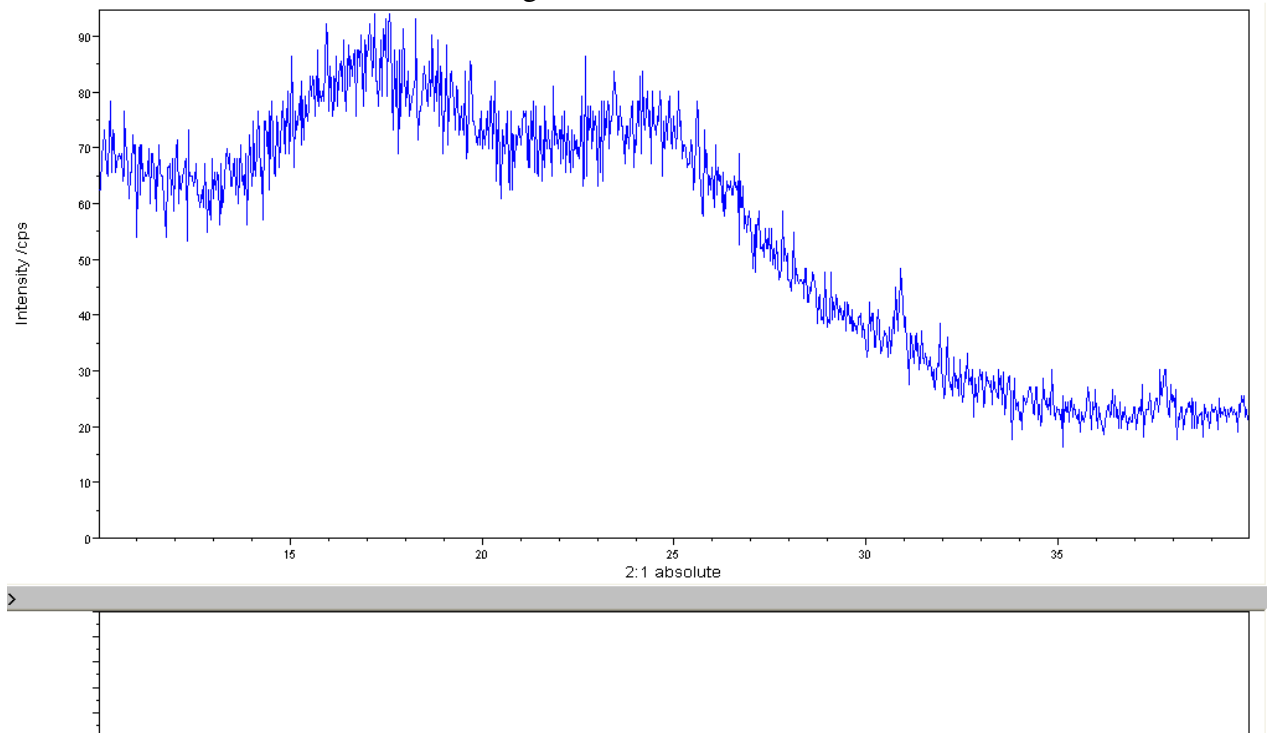
Dalle analisi effettuate, è stata riscontrata la presenza di silice cristallina sotto forma di quarzo in soli 3 campioni su 18. I filtri nei quali è stato rilevato quarzo sono quelli relativi ai campionamenti effettuati a Monteponi nelle discariche elettrolisi e San Giorgio e in località Monte Agruxiau. Visti i risultati, non si è ritenuto di dover procedere a determinazioni di tipo quantitativo.

La figura 3.6 mostra il diffrattogramma del campione prelevato durante l'attività di perforazione e sistemazione cumuli svolta in località Monte Agruxiau. Il grafico evidenzia la presenza di un picco di diffrazione in corrispondenza dell'angolo pari a  $26.66^\circ$ , che

corrisponde all'angolo di diffrazione della silice cristallina sotto forma di quarzo. La figura 3.7 mostra invece il diffrattogramma del campione prelevato a Seddas Moddizzis durante le operazioni di sondaggio. Come si può notare, non è presente nessun picco in corrispondenza dell'angolo di diffrazione caratteristico del quarzo.



**Figura 3.6:** Diffrattogramma del campione prelevato durante l'attività di perforazione e sistemazione cumuli in località Monte Agruxiau



**Figura 3.7:** Diffrattogramma del campione prelevato durante le operazioni di sondaggio in località Seddas Moddizzis

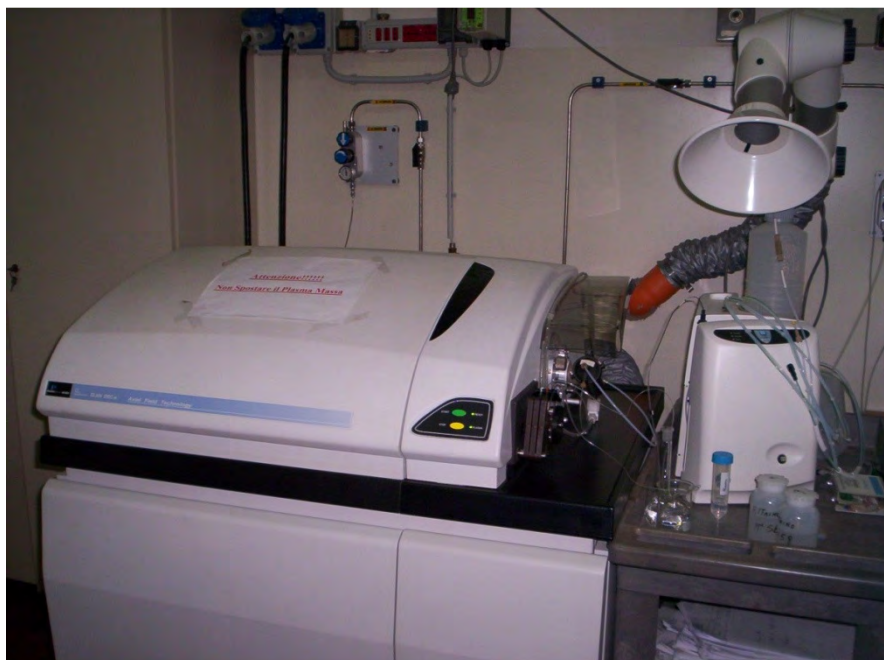
### 3.4.2 Analisi per la determinazione delle concentrazioni di metalli

La valutazione del rischio da esposizione a polveri aerodisperse prevede la determinazione delle concentrazioni delle specie chimiche potenzialmente dannose. I risultati di precedenti analisi condotte dalla società sulla composizione dei suoli ha permesso di individuare le specie chimiche potenzialmente dannose cui sono esposti i lavoratori impiegati nei cantieri oggetto di studio. Sui filtri utilizzati per il campionamento della frazione inalabile sono state dunque effettuate le analisi per la determinazione delle concentrazioni dei seguenti elementi:

- Arsenico As
- Cadmio Cd
- Cromo totale Cr
- Rame Cu
- Mercurio Hg
- Manganese Mn
- Nichel Ni
- Piombo Pb
- Antimonio Sb
- Selenio Se
- Tallio Tl
- Zinco Zn

Le analisi sui filtri sono state condotte dal personale del Laboratorio Chimico IGEA, sito a Monteponi. Per tutte le specie chimiche, ad eccezione del mercurio, è stata condotta l'analisi con spettrometro al plasma accoppiato induttivamente (ICP-MS) (figura 3.8). Prima di effettuare l'analisi, i filtri sono stati sottoposti ad attacco acido tramite microonde, utilizzando una soluzione costituita da 2 cc di acido cloridrico e 1 cc di acido nitrico. I campioni passati in soluzione (figura 3.9) sono stati successivamente introdotti nello strumento per la determinazione delle concentrazioni delle specie chimiche di interesse. La tecnica consiste nel nebulizzare il campione e sottoporre l'aerosol all'azione di una torcia al plasma. Solitamente il plasma è generato utilizzando un flusso di argon che, sottoposto a un forte campo magnetico, genera un gas ionizzato costituito da elettroni e ioni e caratterizzato da una carica complessiva nulla. L'aerosol è introdotto nel plasma e le collisioni con le particelle cariche del plasma generano l'atomizzazione e la ionizzazione degli analiti presenti nel campione. Gli ioni generati vengono trasferiti nell'analizzatore di massa a quadrupolo che, in condizioni di

vuoto, effettua la separazione in funzione della massa. Gli ioni vengono trasmessi a un rilevatore per il conteggio e la determinazione della concentrazione degli elementi cercati.



**Figura 3.8:** Spettrometro al plasma accoppiato induttivamente (ICP-MS)



**Figura 3.9:** Campioni in soluzione

La determinazione delle concentrazioni di mercurio è stata fatta utilizzando la tecnica della spettrofotometria ad assorbimento atomico, come suggerito dalle metodologie standard NIOSH. La figura 3.10 mostra lo spettrometro PerkinElmer, utilizzato per le analisi.



**Figura 3.10:** Spettrofotometro ad assorbimento atomico

La spettrofotometria ad assorbimento atomico sfrutta il principio secondo cui gli atomi dei diversi elementi assorbono le radiazioni secondo uno spettro di assorbimento caratteristico. Il campione, sotto forma di gas, è irradiato da una sorgente che emette una radiazione monocromatica di caratteristiche note. La radiazione trasmessa dal campione è analizzata da un rivelatore, che raccoglie la radiazione in uscita e la confronta con quella prodotta dalla sorgente. L'analisi ha consentito di rilevare la presenza del mercurio nei campioni e determinarne la concentrazione.

Le tabelle, da 3.3 a 3.14, mostrano i risultati ottenuti dalle analisi effettuate sui filtri utilizzati per campionare la frazione inalabile. Ogni tabella è relativa a una specie chimica e riporta la fase campionata, l'area di lavoro in cui si è svolta e il tenore risultante, espresso in mg di contaminate per kg di particolato inalabile.



**Tabella 3.3:** Tenore di arsenico rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>As - Arsenico</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	756.10
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	1296.60
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	177.40
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	737.10
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	237.40
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	1337.10
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	313.60
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	30.03
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	585.90
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	914.20
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	90.09

**Tabella 3.4:** Tenore di cadmio rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Cd - Cadmio</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	71.50
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	28.60
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	16.30
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	54.40
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	7.00
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	68.00
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	60.00
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	6.24
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	1660.50
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	266.90
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	152.84

**Tabella 3.5:** Tenore di cromo rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Cr<sub>TOT</sub> - Cromo totale</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	8338.80
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	6512.00
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	1951.32
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	6190.00
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	1275.60
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	11189.10
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	2513.20
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	161.02
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	5002.40
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	13910.00
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	186.35

**Tabella 3.6:** Tenore di rame rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Cu - Rame</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	2640.70
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	2007.80
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	343.10
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	2032.90
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	440.00
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	1760.20
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	499.40
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	< 1.00
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	1481.10
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	2078.20
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	336.85

**Tabella 3.7:** Tenore di mercurio rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Hg - Mercurio</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	< 0.1
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	< 0.1
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	< 0.1
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	< 0.1
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	< 0.1
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	< 0.1
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	< 0.1
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	9.85
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	83.86
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	< 0.1
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	18.78

**Tabella 3.8:** Tenore di manganese rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Mn - Manganese</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	1993.20
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	479.10
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	547.90
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	1270.20
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	1327.40
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	878.50
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	2659.30
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	690.87
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	3710.20
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	1946.10
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	2169.20

**Tabella 3.9:** Tenore di nichel rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Ni - Nichel</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	3613.90
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	2378.00
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	485.00
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	3657.90
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	465.10
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	6058.20
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	672.80
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	< 1.00
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	1983.00
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	4655.50
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	< 1.00

**Tabella 3.10:** Tenore di piombo rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Pb - Piombo</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	3485.60
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	990.90
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	1364.70
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	1253.20
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	286.20
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	2591.20
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	3533.30
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	589.98
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	34583.00
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	9091.20
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	10703.40

**Tabella 3.11:** Tenore di antimonio rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Sb - Antimonio</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	312.90
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	87.40
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	27.00
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	50.60
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	11.80
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	76.90
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	3622.10
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	< 1.00
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	70.90
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	184.50
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	17.59

**Tabella 3.12:** Tenore di selenio rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Se - Selenio</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	47.71
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	90.82
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	13.67
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	42.15
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	14.58
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	107.55
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	29.79
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.35
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	17.53
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	33.56
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	< 0.30

**Tabella 3.13:** Tenore di tallio rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Tl - Tallio</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	3.50
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	7.60
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	2.10
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	8.50
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	3.50
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	6.70
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	5.20
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.98
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	13.30
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	8.90
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	3.97

**Tabella 3.14:** Tenore di zinco rilevato nella frazione inalabile del particolato

<b>Zn - Zinco</b>		
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>tenore [mg/kg]</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	69116.00
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	9015.00
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	15473.00
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	14127.00
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	2352.00
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	20774.00
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	24054.00
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	915.62
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	366861.00
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	117814.00
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	27320.20

Dall'analisi complessiva dei risultati si deduce che, tra gli elementi analizzati, Piombo, Zinco e Cromo presentano i tenori maggiori. Mercurio, Tallio e Selenio sono invece le specie chimiche che sono risultate presenti in minore proporzione.

I risultati ottenuti sono stati confrontati con i dati relativi a precedenti analisi condotte in alcuni cantieri di lavoro in esame. I dati, messi a disposizione dalla società, si riferiscono ad analisi effettuate su campioni di suolo e su materiale raccolto con deposimetro. Le analisi sul suolo hanno evidenziato la presenza delle seguenti specie chimiche, suddivise per aree:

<i>area di lavoro</i>	<i>specie chimiche rilevate</i>
Monteponi	Piombo, Zinco, Cadmio, Mercurio
Bacino San Giorgio	Piombo, Zinco, Cadmio, Arsenico, Mercurio
San Giovanni miniera	Piombo, Zinco, Cadmio, Arsenico, Antimonio, Mercurio
Seddas Moddizzis	Piombo, Zinco, Cadmio, Mercurio

La seconda tipologia di dati disponibili è relativa a campionamenti effettuati con un deposimetro nelle stesse aree di lavoro da cui sono stati prelevati i campioni di suolo per le analisi precedentemente citate. I dati ottenuti dai campionamenti con deposimetro hanno confermato i risultati delle analisi sui campioni di suolo ad eccezione del mercurio, le cui concentrazioni in aria sono risultate trascurabili.

I risultati ottenuti dalle analisi condotte sui filtri hanno confermato la presenza di Piombo e Zinco in elevati tenori. I tenori di Mercurio, considerevoli nei campioni di suolo, sono risultate trascurabili nella maggior parte dei filtri, confermando i risultati delle analisi sui campioni raccolti con deposimetro. Cadmio e Arsenico, rilevati in quantità elevate nei campioni di suolo, sono presenti anche nelle polveri inalabili raccolte sui filtri ma non in quantità rilevanti.

### **3.5 Valutazione dell'esposizione dei lavoratori**

Sulla base delle concentrazioni di polveri misurate e dei risultati delle analisi condotte sui filtri utilizzati durante i campionamenti, sono state determinate le concentrazioni delle specie chimiche oggetto di studio. La valutazione dell'esposizione dei lavoratori è stata poi effettuata confrontando le concentrazioni ottenute con i valori limite.

$$ER = \frac{C}{TLV}$$

Dove:

*ER* = esposizione relativa;

*C* = concentrazione del singolo elemento [mg/m<sup>3</sup>];

*TLV* = concentrazione limite di soglia [mg/m<sup>3</sup>].

Allo stato attuale la normativa italiana (D.Lgs. 81/2008) stabilisce valori limite di esposizione lavorativa per un numero limitato di sostanze chimiche, tra cui Pb e Cr. Per gli altri elementi analizzati sono stati considerati i limiti suggeriti dall'ACGIH e dall'OSHA. Per gli elementi i cui limiti suggeriti dai due organismi internazionali non sono coincidenti, è stato considerato come riferimento il minore di tali limiti. Per lo zinco, per il quale i due organismi non definiscono alcun valore limite, si è fatto riferimento a un organismo di ricerca tedesco (DFG Commission).

Le tabelle da 3.15 a 3.26 mostrano le concentrazioni rilevate, i valori limite di riferimento e l'esposizione relativa per ciascun elemento analizzato.

**Tabella 3.15:** Concentrazioni di arsenico ed esposizione relativa

<b>As - Arsenico</b>			
<b>0.01 mg/m<sup>3</sup>:TLV-TWA (ACGIH)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.00094	0.094
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00113	0.113
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00041	0.041
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00056	0.056
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00110	0.110
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00059	0.059
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00033	0.033
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.00015	0.015
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00102	0.102
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00049	0.049
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.00041	0.041



**Tabella 3.16:** Concentrazioni di cadmio ed esposizione relativa

<b>Cd - Cadmio</b>			
<b>0.005 mg/m<sup>3</sup>: PEL (OSHA)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.00009	0.018
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00002	0.005
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00004	0.008
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00004	0.008
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00003	0.006
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00003	0.006
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00006	0.012
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.00003	0.006
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00289	0.579
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00014	0.029
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.00069	0.139

**Tabella 3.17:** Concentrazioni di cromo ed esposizione relativa

<b>Cr<sub>TOT</sub> - Cromo totale</b>			
<b>0.5 mg/m<sup>3</sup>: Valore limite di esposizione professionale (D.Lgs. 81/2008)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.01035	0.021
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00565	0.011
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00455	0.009
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00467	0.009
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00591	0.012
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00491	0.010
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00261	0.005
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.00079	0.002
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00872	0.017
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00748	0.015
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.00085	0.002

**Tabella 3.18:** Concentrazioni di rame ed esposizione relativa

<b>Cu - Rame</b>			
<b>1.0 mg/m<sup>3</sup>: TLV-TWA(ACGIH) - PEL (OSHA)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.00328	0.003
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00174	0.002
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00080	0.001
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00153	0.002
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00204	0.002
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00077	0.001
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00052	0.001
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	$4.9 \cdot 10^{-6}$	$4.9 \cdot 10^{-6}$
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00258	0.003
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00112	0.001
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.00153	0.002

**Tabella 3.19:** Concentrazioni di mercurio ed esposizione relativa

<b>Hg - Mercurio</b>			
<b>0.025 mg/m<sup>3</sup>: TLV-TWA (ACGIH)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	$1.2 \cdot 10^{-7}$	$5.0 \cdot 10^{-6}$
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	$8.7 \cdot 10^{-8}$	$3.5 \cdot 10^{-6}$
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	$2.3 \cdot 10^{-7}$	$9.3 \cdot 10^{-6}$
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	$7.5 \cdot 10^{-8}$	$3.0 \cdot 10^{-6}$
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	$4.6 \cdot 10^{-7}$	$1.9 \cdot 10^{-5}$
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	$4.4 \cdot 10^{-8}$	$1.8 \cdot 10^{-6}$
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	$1.0 \cdot 10^{-7}$	$4.2 \cdot 10^{-6}$
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.00005	0.002
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00015	0.006
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	$5.4 \cdot 10^{-8}$	$2.2 \cdot 10^{-6}$
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.00009	0.003

**Tabella 3.20:** Concentrazioni di manganese ed esposizione relativa

<b>Mn - Manganese</b>			
<b>0.2 mg/m<sup>3</sup>: TLV-TWA (ACGIH)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.00274	0.012
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00042	0.002
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00128	0.006
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00096	0.005
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00615	0.031
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00039	0.002
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00277	0.014
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.00337	0.017
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00647	0.032
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00105	0.005
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.00985	0.049

**Tabella 3.21:** Concentrazioni di nichel ed esposizione relativa

<b>Ni - Nichel</b>			
<b>1.0 mg/m<sup>3</sup>: PEL (OSHA)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.00448	0.004
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00206	0.002
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00113	0.001
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00276	0.003
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00216	0.002
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00266	0.003
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00070	0.001
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	4.9·10 <sup>-6</sup>	4.9·10 <sup>-6</sup>
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00346	0.003
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00250	0.003
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	4.5·10 <sup>-6</sup>	4.5·10 <sup>-6</sup>

**Tabella 3.22:** Concentrazioni di piombo ed esposizione relativa

<b>Pb - Piombo</b>			
<b>0.15 mg/m<sup>3</sup>: Valore limite di esposizione professionale (D.Lgs. 81/2008)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.00432	0.029
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00086	0.006
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00318	0.021
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00095	0.006
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00133	0.009
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00114	0.008
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00367	0.024
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.00288	0.019
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.06029	0.402
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00489	0.033
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.04859	0.324

**Tabella 3.23:** Concentrazioni di antimonio ed esposizione relativa

<b>Sb - Antimonio</b>			
<b>0.5 mg/m<sup>3</sup>: TLV-TWA (ACGIH) - PEL (OSHA)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.00039	0.001
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00008	1.5·10 <sup>-4</sup>
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00006	1.3·10 <sup>-4</sup>
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00004	7.6·10 <sup>-5</sup>
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00005	1.1·10 <sup>-4</sup>
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00003	6.8·10 <sup>-5</sup>
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00377	0.008
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	4.9·10 <sup>-6</sup>	9.8·10 <sup>-6</sup>
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00012	2.5·10 <sup>-4</sup>
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00010	2.0·10 <sup>-4</sup>
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.00008	1.6·10 <sup>-4</sup>

**Tabella 3.24:** Concentrazioni di selenio ed esposizione relativa

<b>Se - Selenio</b>			
<b>0.2 mg/m<sup>3</sup>: TLV-TWA (ACGIH) - PEL (OSHA)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.00006	3.0·10 <sup>-4</sup>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00008	3.9·10 <sup>-4</sup>
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.00003	1.6·10 <sup>-4</sup>
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00003	1.6·10 <sup>-4</sup>
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00007	3.4·10 <sup>-4</sup>
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00005	2.4·10 <sup>-4</sup>
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00003	1.5·10 <sup>-4</sup>
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	1.7·10 <sup>-6</sup>	8.5·10 <sup>-6</sup>
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00003	1.5·10 <sup>-4</sup>
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.00002	9.0·10 <sup>-5</sup>
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	1.4·10 <sup>-6</sup>	6.8·10 <sup>-6</sup>

**Tabella 3.25:** Concentrazioni di tallio ed esposizione relativa

<b>Tl - Tallio</b>			
<b>0.1 mg/m<sup>3</sup>: TLV-TWA (ACGIH) - PEL (OSHA)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	4.3·10 <sup>-6</sup>	4.3·10 <sup>-5</sup>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00001	6.6·10 <sup>-5</sup>
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	4.9·10 <sup>-6</sup>	4.9·10 <sup>-5</sup>
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.00001	6.4·10 <sup>-5</sup>
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.00002	1.6·10 <sup>-4</sup>
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	2.9·10 <sup>-6</sup>	2.9·10 <sup>-5</sup>
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.00001	5.4·10 <sup>-5</sup>
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	4.8·10 <sup>-6</sup>	4.8·10 <sup>-5</sup>
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.00002	2.3·10 <sup>-4</sup>
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	4.8·10 <sup>-6</sup>	4.8·10 <sup>-5</sup>
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.00002	1.8·10 <sup>-4</sup>

**Tabella 3.26:** Concentrazioni di zinco ed esposizione relativa

<b>Zn - Zinco</b>			
<b>2.0 mg/m<sup>3</sup> : MAK (DFG Commission)</b>			
<b>attività</b>	<b>area di lavoro</b>	<b>C [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>ER</b>
mov. materiale da cumulo	Furtei - Bacino Is Concas	0.08575	0.043
mov. materiale da cumulo	Furtei - Impianto	0.00782	0.004
mov. materiale da cumulo	Monteponi - Discarica 16	0.03608	0.018
sistemazione piazzale	Furtei - Stazione pompe	0.01066	0.005
sistemazione pista	Furtei - Bacino sterili	0.01090	0.005
stesa materiale	San Giovanni - Bacino F	0.00912	0.005
stesa materiale	Bindua - Canale di raccolta	0.02501	0.013
operazioni di scavo	Monteponi - Discarica 16	0.00447	0.002
mov. materiale da cumulo	Seddas Moddizzis - Laveria	0.63959	0.320
messa in posa recinzione	Monteponi - Waelz	0.06334	0.032
controllo pozzo e falda	Monteponi - Galleria Nicolaj	0.12403	0.062

Le concentrazioni di metalli cui sono esposti i lavoratori risultano ampiamente inferiori ai limiti di riferimento considerati per tutti i campioni analizzati. I valori maggiori di esposizione relativa si sono registrati per arsenico, cadmio e piombo; l'esposizione a zinco, nonostante gli elevati tenori misurati nelle polveri inalabili, è risultata mediamente accettabile, considerato l'elevato valore limite. Le concentrazioni di arsenico hanno raggiunto valori pari al 10% del limite consigliato durante le lavorazioni eseguite nel sito minerario di Furtei, nelle aree dell'impianto e del bacino sterili, e durante le operazioni di messa in sicurezza della laveria Seddas Moddizzis. In quest'ultima area di lavoro la concentrazione di cadmio ha raggiunto un valore pari al 60% della concentrazione limite; durante le operazioni di controllo pozzo e falda svolte in prossimità della Galleria Nicolaj, l'esposizione relativa a cadmio è risultata pari a 0.14. Le concentrazioni di piombo hanno raggiunto valori compresi tra il 30% e il 40% del valore limite nelle aree di lavoro Seddas Moddizzis e Galleria Nicolaj. L'esposizione a zinco è risultata non rilevante, nonostante tale elemento presentasse i maggiori valori di tenore tra tutti gli elementi analizzati. La concentrazione limite considerata come riferimento è infatti la meno restrittiva. I valori minori di esposizione relativa sono stati ottenuti per antimonio, selenio, tallio e mercurio, che rappresentano anche le specie chimiche presenti in proporzioni minori nelle polveri raccolte.

Dall'analisi dei risultati è possibile dedurre che le peggiori condizioni di esposizione si sono registrate durante le operazioni di messa in sicurezza della laveria Seddas Moddizzis. Nonostante la concentrazione di polveri inalabili non sia stata la massima rilevata durante i campionamenti, l'elevato contenuto di metalli delle polveri raccolte ha determinato valori di esposizione sempre elevati rispetto alle altre aree di campionamento. In tale area le esposizioni maggiori si sono registrate per arsenico, cadmio e piombo, classificati dall'ACGIH rispettivamente come cancerogeno A1, cancerogeno A2 e cancerogeno A3.

### **3.6 Distribuzione di metalli nelle diverse frazioni granulometriche**

Lo studio della distribuzione dei metalli nelle diverse frazioni granulometriche del particolato rappresenta un tema rilevante per la comprensione degli effetti sanitari dell'esposizione a polveri. Ad ogni frazione granulometrica è infatti associata una capacità di deposizione differente nelle varie regioni dell'apparato respiratorio e di conseguenza una diversa e specifica azione biologica (Ziemacki, et al., 2003). I dati disponibili in letteratura dimostrano che le specie metalliche tendono ad accumularsi nelle frazioni più fini del particolato, in misura differente a seconda della specie chimica analizzata e della tipologia di sorgente. È ad esempio noto che i metalli prodotti in seguito a processi di tipo combustivo tendano ad accumularsi nelle particelle con diametro inferiore a 3 µm (Krzemińska-Flowers, et al., 2006). Uno studio condotto in alcune aree urbane del Pakistan ha analizzato la distribuzione di dieci metalli (Na, K, Fe, Zn, Pb, Mn, Cr, Co, Ni, Cd) nelle frazioni PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>2.5-10</sub>, PM<sub>10-100</sub>, PM<sub>>100</sub> del particolato sospeso. Le tracce dei metalli analizzati sono risultate associate in gran parte alle frazioni PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>2.5-10</sub> (Shaheen, 2005).

Nel presente lavoro, parallelamente ai campionamenti personali, sono stati eseguiti campionamenti di tipo ambientale per la caratterizzazione delle emissioni delle sorgenti. Come verrà approfondito nel capitolo successivo, per la determinazione delle concentrazioni di polveri sono stati utilizzati degli impattori multistadio, che hanno consentito il campionamento delle frazioni:

- PM<sub>2.5</sub> o PM<sub>4</sub> (a seconda della testa di campionamento montata sull'impattore);
- PM<sub>10</sub>-PM<sub>2.5</sub> (PM<sub>10</sub>-PM<sub>4</sub> in caso di utilizzo della testa di campionamento per PM<sub>4</sub>);
- Frazione inalabile (FI) - PM<sub>10</sub>.

L'utilizzo dell'impattore consente la raccolta contemporanea ma su filtri distinti delle tre frazioni durante lo stesso campionamento. Con l'obiettivo di studiare la distribuzione dei metalli nelle diverse frazioni granulometriche, un numero limitato di tali filtri è stato

sottoposto ad analisi per la determinazione del tenore di metalli. Sono stati analizzati i filtri utilizzati per la raccolta delle polveri durante tre campionamenti:

- Campione 1: movimentazione di materiale da cumulo per ricoprimento discarica in località Monteponi;
- Campione 2: movimentazione di materiale da cumulo in località San Giovanni (piazzale);
- Campione 3: movimentazione materiale da cumulo durante i lavori di messa in sicurezza dell'ex-laveria sita a Seddas Moddizzis.

Durante il prelievo del campione 1 è stata montata sull'impattore la testa di campionamento per la frazione PM2.5; per il campione 2 e 3 è stata invece utilizzata la testa per il campionamento della frazione respirabile (PM4). Le analisi per la determinazione dei metalli sono state condotte seguendo la metodologia descritta in precedenza per i filtri utilizzati durante i campionamenti personali. Le tabelle 3.27, 3.28 e 3.29 riassumono per i tre campioni i risultati delle analisi condotte.

**Tabella 3.27:** Tenore di metalli rilevati nelle tre frazioni del campione 1

	tenore [mg/kg]		
	PM2.5	PM10-PM2.5	FI-PM10
As	10491.00	6371.00	173.50
Cd	71.80	49.30	13.30
Cr <sub>TOT</sub>	3951.00	2643.50	1217.50
Cu	858.50	582.10	300.00
Hg	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Mn	2363.00	2757.10	812.10
Ni	937.20	524.90	1425.10
Pb	1158.00	955.10	465.00
Sb	36.80	30.60	18.20
Se	< 0.3	< 0.3	8.44
Tl	8.20	6.40	1.20
Zn	247522.00	169044.00	24279.00



**Tabella 3.28:** Tenore di metalli rilevati nelle tre frazioni del campione 2

	tenore [mg/kg]		
	PM4	PM10-PM4	FI-PM10
As	853.60	4120.50	101.20
Cd	62.30	38.70	20.80
Cr <sub>TOT</sub>	7314.50	1317.00	643.00
Cu	1313.30	240.10	94.20
Hg	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Mn	1156.60	804.70	351.20
Ni	8164.20	951.80	324.00
Pb	2837.00	1192.40	623.00
Sb	62.80	17.00	6.30
Se	39.68	< 0.3	3.11
Tl	11.10	2.20	0.80
Zn	169932.00	138475.00	16192.00

**Tabella 3.29:** Tenore di metalli rilevati nelle tre frazioni del campione 3

	tenore [mg/kg]		
	PM4	PM10-PM4	FI-PM10
As	1284.96	5583.83	142.19
Cd	563.50	522.30	494.72
Cr <sub>TOT</sub>	11331.86	2063.65	658.65
Cu	1481.37	535.78	342.59
Hg	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Mn	1431.30	1400.28	927.59
Ni	4806.47	1891.62	723.45
Pb	12422.19	8900.94	8076.84
Sb	75.11	27.20	15.81
Se	58.86	< 0.3	< 0.3
Tl	9.78	4.47	3.26
Zn	314723.00	245431.00	127432.00

Come si può osservare dall'analisi complessiva dei risultati, la frazione più grossolana del particolato (FI-PM10) ha un tenore di metalli sempre inferiore a quella rilevato nelle due frazioni più fini, per le specie chimiche e i campioni analizzati. Unica eccezione è rappresentata dal Ni rilevato nel campione 1, che presenta un tenore maggiore nella frazione

più grossa. La tendenza dei metalli a concentrarsi nelle frazioni più fini del particolato è risultata particolarmente accentuata per As e Zn (campioni 1 e 2), per i quali la variazione percentuale del tenore per ciascuna delle frazioni più fini rispetto al tenore della frazione grossolana (FI-PM10) è risultata superiore al 500%.

Sulla base dei risultati ottenuti sono stati ricavati i tenori delle specie chimiche analizzate per la frazione PM10, applicando le seguenti formule:

$$t_{PM10} = \frac{t_{PM2.5} \cdot m_{PM2.5} + t_{PM10-PM2.5} \cdot m_{PM10-PM2.5}}{m_{PM2.5} + m_{PM10-PM2.5}}$$

$$t_{PM10} = \frac{t_{PM4} \cdot m_{PM4} + t_{PM10-PM4} \cdot m_{PM10-PM4}}{m_{PM4} + m_{PM10-PM4}}$$

Dove:

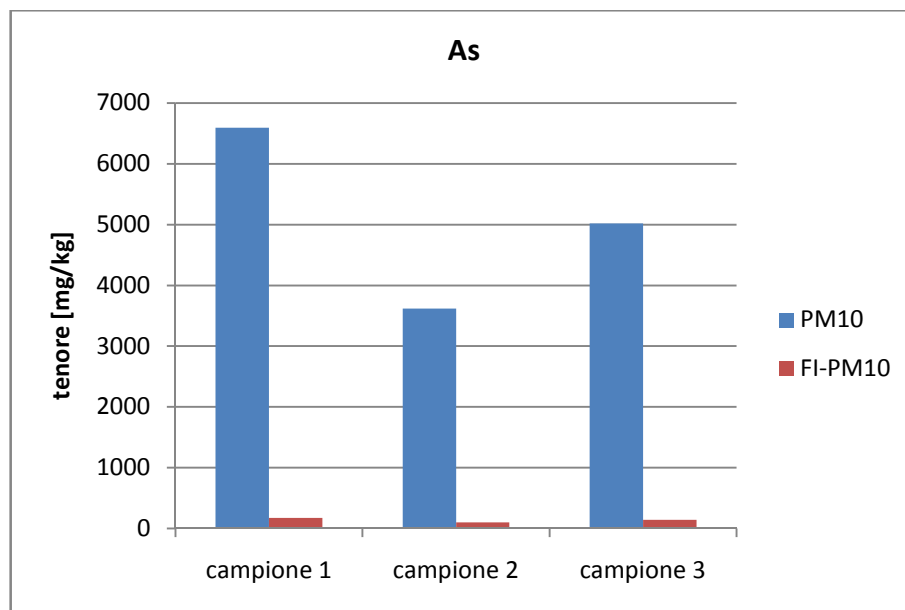
$t_{PM2.5}$  e  $t_{PM4}$  = tenore rilevato rispettivamente nella frazione PM2.5 e nella frazione PM4;

$t_{PM10-PM2.5}$  e  $t_{PM10-PM4}$  = tenore rilevato rispettivamente nella frazione PM10-PM2.5 e nella frazione PM10-PM4;

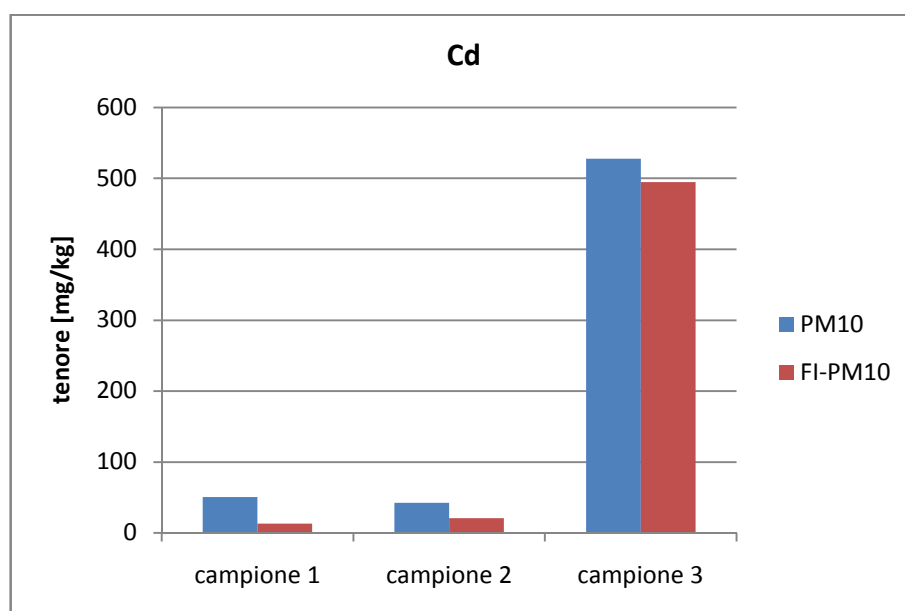
$m_{PM2.5}$  e  $m_{PM4}$  = massa di polveri raccolte sui filtri per le frazioni PM2.5 e PM4;

$m_{PM10-PM2.5}$  e  $m_{PM10-PM4}$  = massa di polveri raccolte sui filtri per le frazioni PM10-PM2.5 e PM10-PM4.

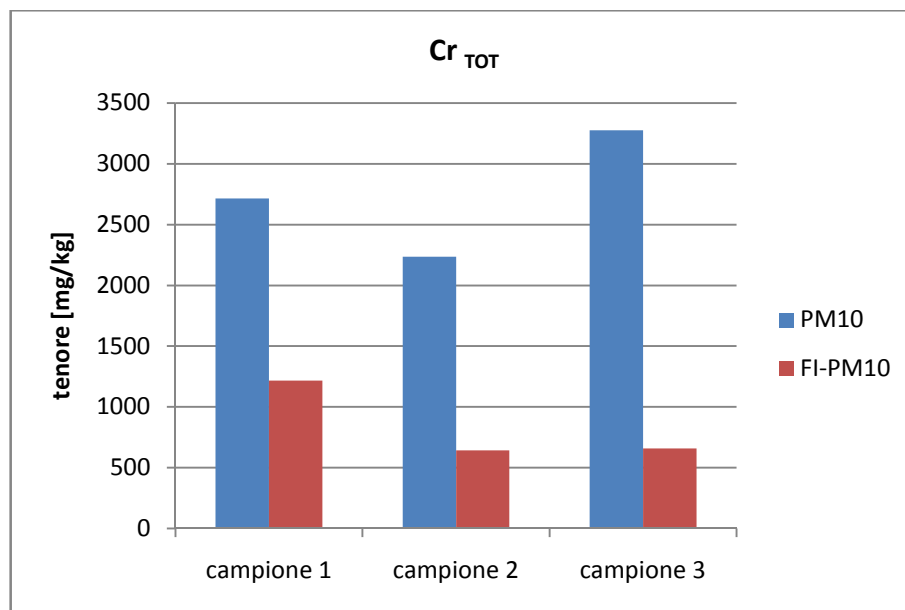
I tenori di metalli per la frazione PM10 così calcolati sono stati confrontati con i tenori rilevati nella frazione più grossolana (FI-PM10). Il confronto non è stato fatto per mercurio e selenio, che hanno evidenziato tenori inferiori al limite di rilevabilità del metodo di analisi utilizzato. Le figure da 3.11 a 3.20 mostrano i risultati per i tre campioni analizzati.



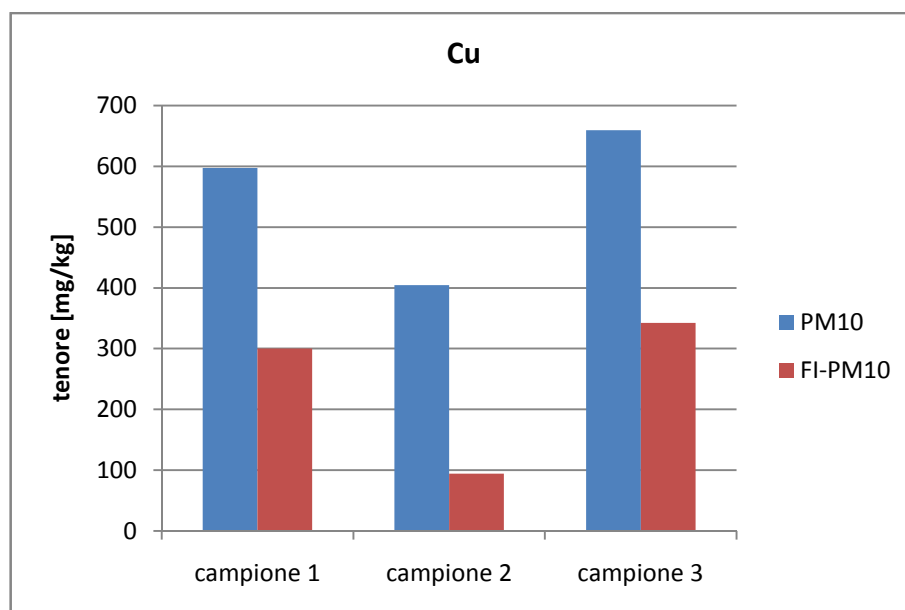
**Figura 3.11:** Tenore di arsenico nelle frazioni PM10 e FI-PM10



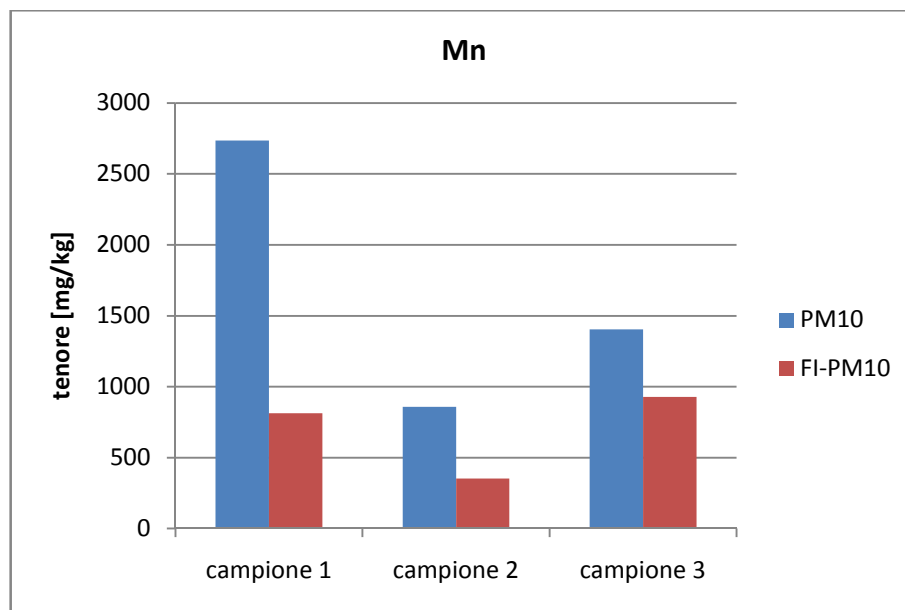
**Figura 3.12:** Tenore di cadmio nelle frazioni PM10 e FI-PM10



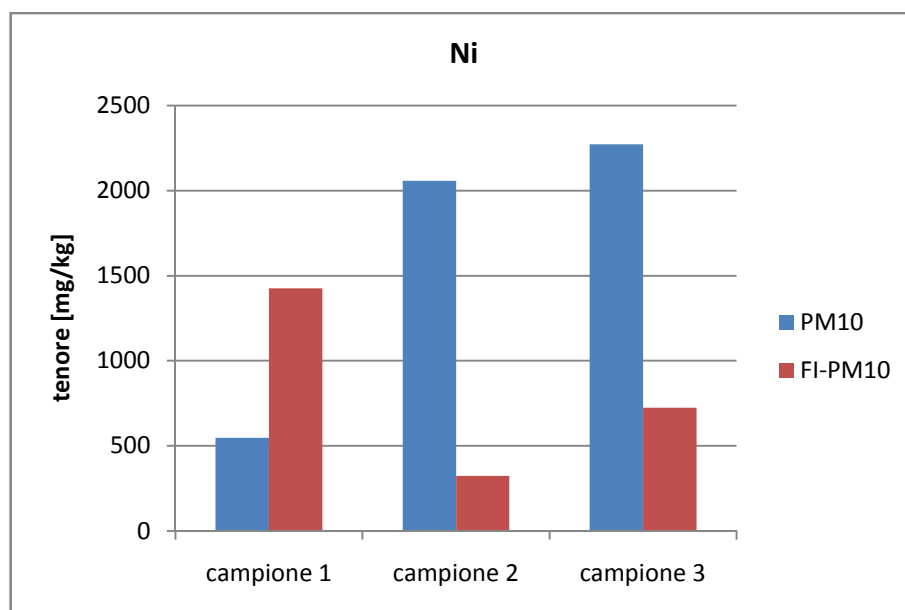
**Figura 3.13:** Tenore di cromo nelle frazioni PM10 e FI-PM10



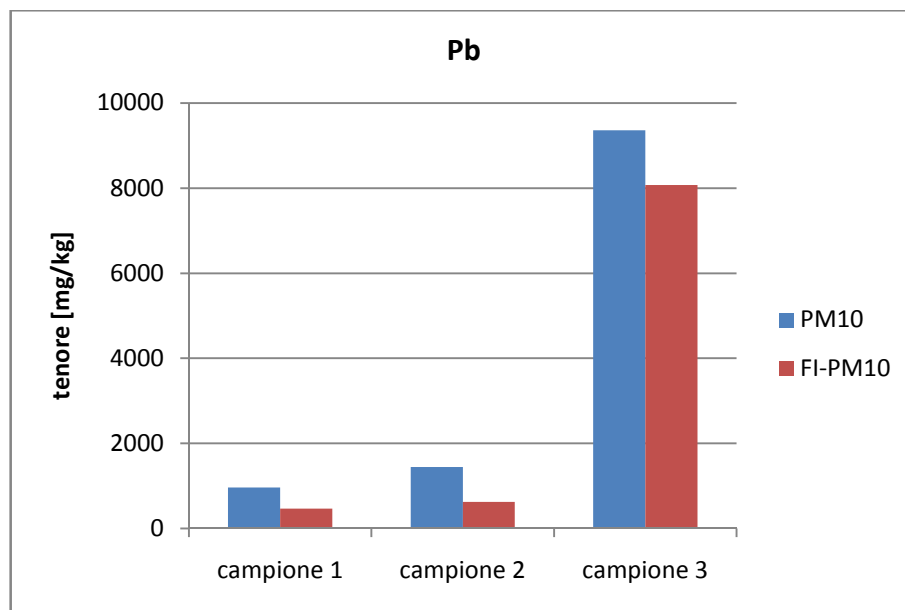
**Figura 3.14:** Tenore di rame nelle frazioni PM10 e FI-PM10



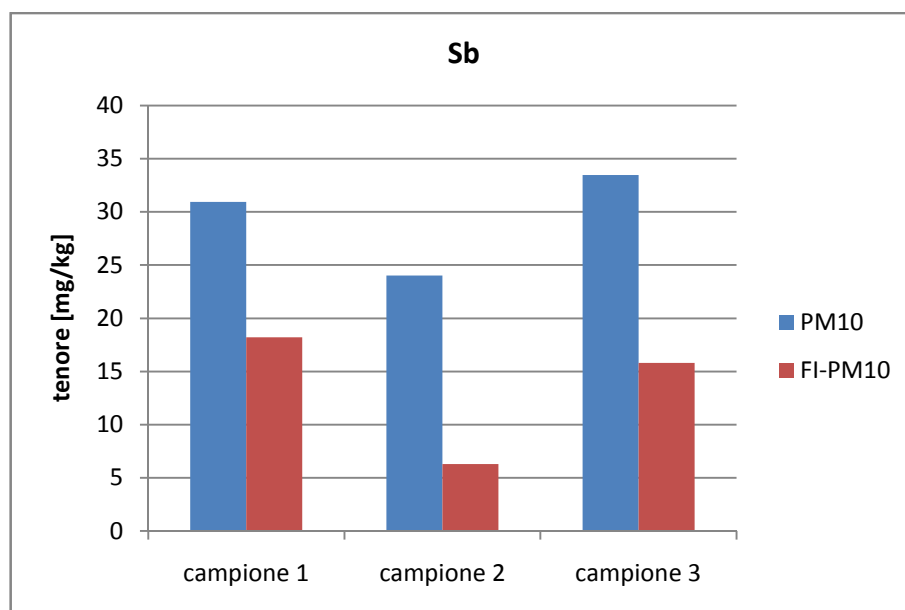
**Figura 3.15:** Tenore di manganese nelle frazioni PM10 e FI-PM10



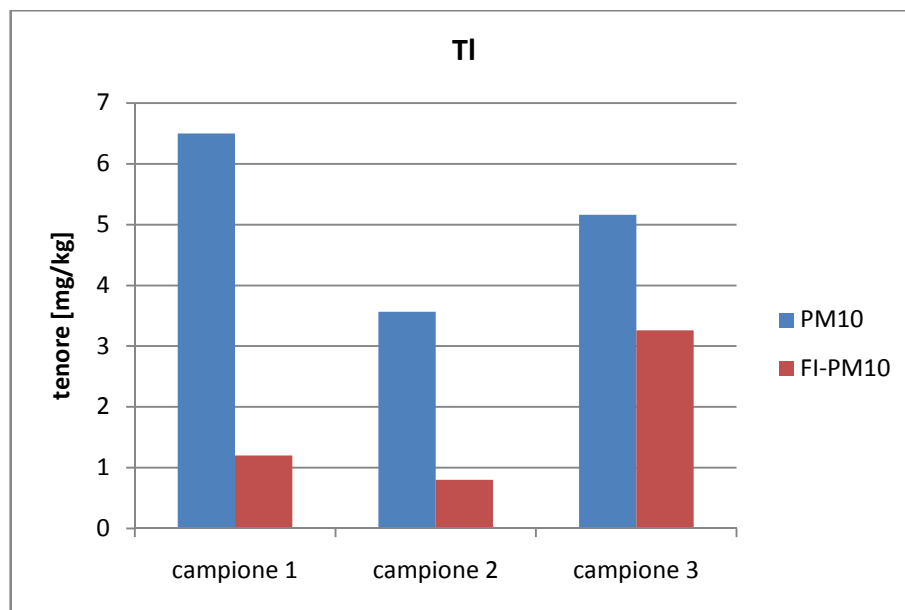
**Figura 3.16:** Tenore di nichel nelle frazioni PM10 e FI-PM10



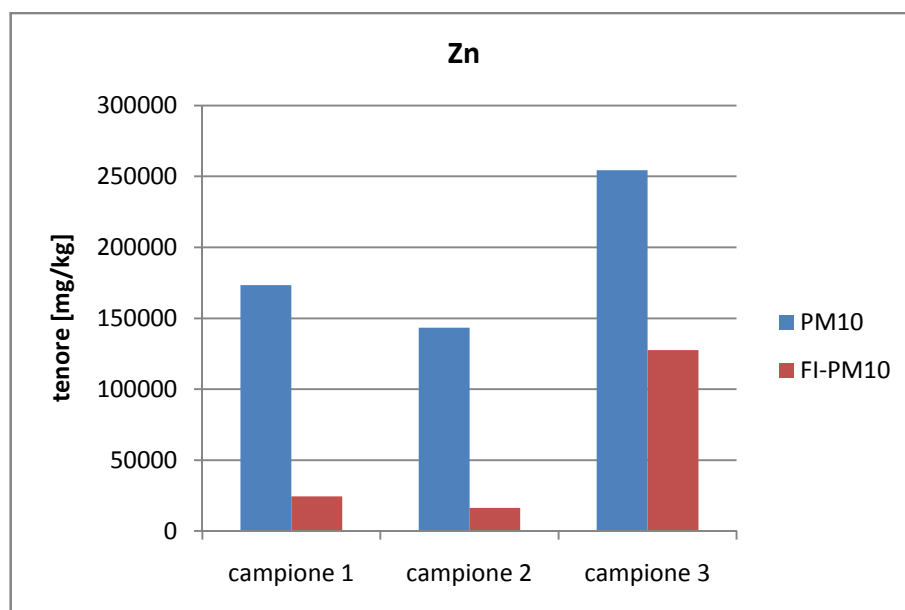
**Figura 3.17:** Tenore di piombo nelle frazioni PM10 e FI-PM10



**Figura 3.18:** Tenore di antimonio nelle frazioni PM10 e FI-PM10



**Figura 3.19:** Tenore di tallio nelle frazioni PM10 e FI-PM10



**Figura 3.20:** Tenore di zinco nelle frazioni PM10 e FI-PM10

Il rapporto tra il tenore della frazione FI-PM10 e il tenore della frazione PM10 risulta minimo nel caso dell'arsenico con un valore pari al 3% per i tre campioni analizzati. Tale rapporto assume valori superiori per tutte le altre specie chimiche ma variabile a seconda del campione analizzato. La concentrazione dei metalli nella frazione PM10 è risultata meno accentuata nel

campione 3 per quasi tutte le specie chimiche (ad eccezione di cromo, nichel e antimonio) con valori del rapporto  $t_{\text{INAL-PM10}} / t_{\text{PM10}}$  variabili tra 94% e 50%. L'analisi di questo campione ha mostrato dunque tenori di metalli non trascurabili anche nella frazione più grossolana del particolato.

Lo studio della distribuzione dei metalli nella varie classi granulometriche del particolato è un tema rilevante per una migliore comprensione degli effetti sulla salute umana. Ad ogni classe granulometrica del particolato è infatti associata una specifica azione biologica perché diversa è la capacità di penetrazione e deposizione nell'apparato respiratorio. A parità di tenore nella frazione inalabile, la distribuzione dei metalli nelle diverse classi può influire in modo rilevante sull'azione tossica del particolato inalato.



## Capitolo 4: Misure di emissione

### 4.1 Caso di studio

I campionamenti sono stati eseguiti con l'obiettivo di caratterizzare le emissioni di polveri derivanti da sorgenti di tipo diffuso, caratteristiche delle attività minerarie e di ripristino ambientale. La campagna di misure si è svolta nei mesi di giugno e luglio 2010 presso alcuni cantieri della società Igea SpA, siti nelle località di Monteponi, San Giovanni, Seddas Moddizzis e in alcune aree di lavoro del sito minerario di Furtei. Le misure sono state eseguite durante le seguenti fasi di lavoro:

- transito di mezzi su piste di servizio
- movimentazione di materiale da cumulo
- sistemazione di piste e piazzali.

### 4.2 Strumentazione di misura

#### 4.2.1 Catena di misura

La strumentazione utilizzata per le misure sul campo è costituita dai seguenti elementi:

- strumenti di tipo Respicon TM e relativi datalogger;
- pompe di flusso volumetriche;
- stazione meteorologica;
- PC portatile.



**Figura 4.1:** Strumentazione utilizzata

La concentrazione di polveri è stata misurata utilizzando quattro strumenti Respicon collegati ad altrettante pompe volumetriche, che hanno garantito una portata di aspirazione costante durante l'esecuzione dei campionamenti. I dati raccolti dagli strumenti sono stati memorizzati grazie all'utilizzo di datalogger, collegati via cavo ai Respicon. Il principio di funzionamento e le caratteristiche degli strumenti sono descritti in dettaglio nei paragrafi successivi.

Per rilevare le principali variabili meteorologiche è stata utilizzata una stazione meteorologica professionale; velocità e direzione del vento, pressione atmosferica, temperatura e umidità relativa sono state acquisite durante i campionamenti. Tutti i dati sono stati registrati su un PC portatile e utilizzati in fase di post elaborazione.

#### 4.2.2 Strumenti Respicon: generalità

La misura delle concentrazioni di polveri emesse dalle sorgenti analizzate è stata eseguita con l'utilizzo di strumenti di tipo Respicon TM, impattore virtuale multistadio che associa la classificazione inerziale con la rilevazione fotometrica delle concentrazioni di polvere.



**Figura 4.2:** Impattore multistadio Respicon<sup>TM</sup>

Come in tutti gli impattori inerziali, l'aerosol, convogliato all'interno dello strumento, è soggetto a una brusca deviazione causata da un ostacolo. Le particelle con sufficiente inerzia sono in grado di separarsi dal filetto fluido e seguire la traiettoria rettilinea iniziale; quelle con minore inerzia invece seguono la deviazione del flusso d'aria. Il Respicon appartiene alla classe degli impattori virtuali, nei quali l'ostacolo è rappresentato da un'apertura caratterizzata a valle da un'elevata resistenza dinamica.

Ad una determinata velocità del flusso d'aria, l'energia cinetica posseduta da ogni particella conferisce alla stessa, in funzione delle caratteristiche dimensionali e aerodinamiche, la capacità di separarsi dal flusso principale e oltrepassare l'apertura. L'aumento della velocità

del flusso d'aria conferisce a particelle con diametro aerodinamico sempre più piccolo tale capacità; secondo questo principio è dunque possibile separare diverse frazioni granulometriche con uno stesso strumento. Il Respicon è un impattore a due stadi, cui corrispondono diametri di taglio pari a 2,5 µm e 10 µm, e permette di determinare simultaneamente le due frazioni di interesse PM10 e PM2.5. Lo strumento, con un'apposita testa di campionamento per la raccolta del PM4, è anche in grado di determinare le cinque frazioni di interesse igienistico, di cui tre misurate direttamente (frazioni inalabile, toracica e respirabile) e due ottenute dal calcolo (frazioni extratoracica e tracheobronchiale). Le polveri campionate sono raccolte in appositi filtri il cui peso consente la determinazione delle concentrazioni per ogni frazione.

Lo strumento associa alle tradizionali tecniche di misura gravimetrica, descritte in precedenza, un sistema di lettura ottica, che consente di rilevare la variabilità nel tempo delle concentrazioni. Tre sensori ottici posizionati in corrispondenza delle celle di campionamento rilevano simultaneamente e in modo continuo le concentrazioni durante l'intera durata del campionamento.

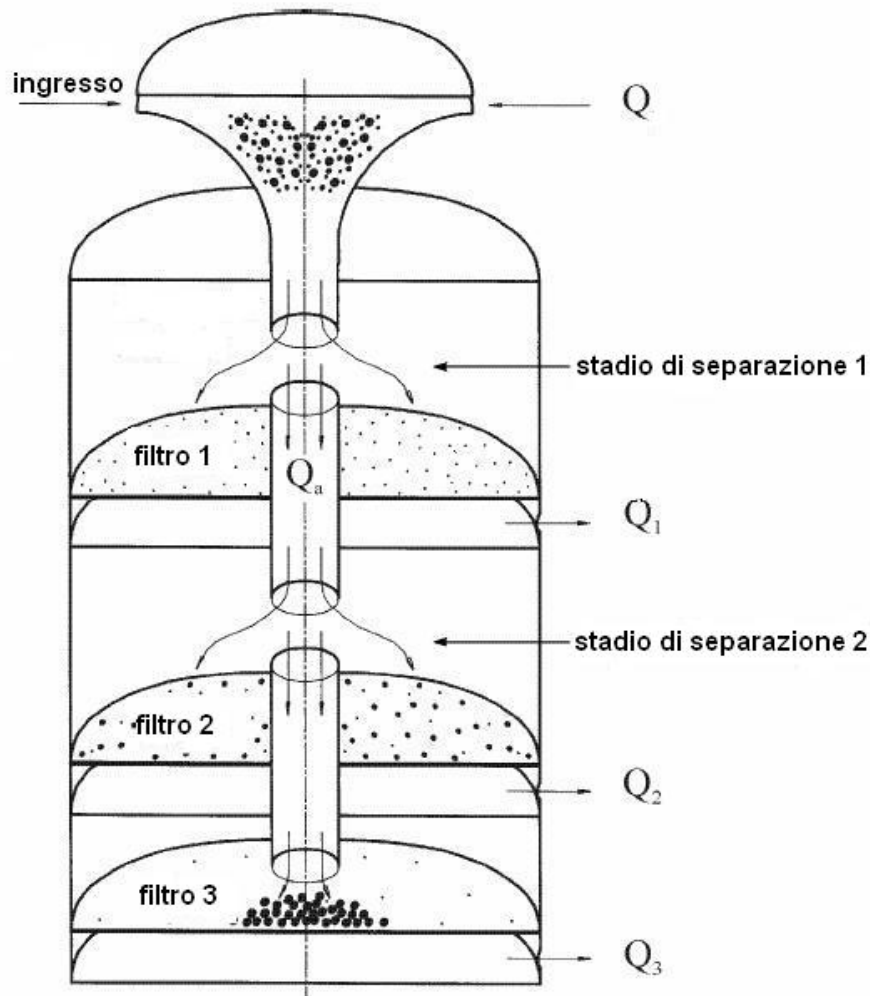
**Tabella 4.1:** Principali caratteristiche del Respicon™

<b>meccanismo di classificazione</b>	impattore virtuale a due stadi	
<b>modalità operative</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- campionamenti personali</li> <li>- campionamenti stazionari</li> </ul>	
<b>dimensioni</b>	altezza	82 mm
	larghezza	60 mm
<b>peso</b>	230 g	
<b>caratteristiche dei filtri</b>	materiale	fibra di vetro
	diametro	37 mm
<b>fotometro</b>	numero di sensori	3
	range di misura	0 ÷ 200 mg/m <sup>3</sup>
	limite inferiore di rilevabilità	0,1 mg/m <sup>3</sup>
	risoluzione	50 µg
	laser a infrarossi	780 nm, 5mW
	dispositivo rilevatore	fotodiodo al silicio
	segnale in uscita	0 ÷ 4 V

#### 4.2.3 Principio di funzionamento

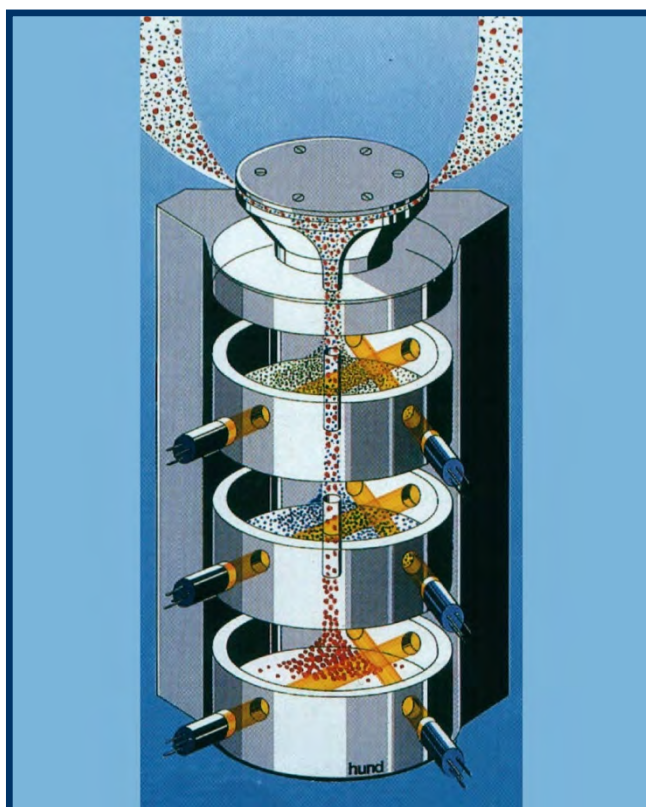
Per eseguire il campionamento il Respicon deve essere collegato a una pompa esterna con portata costante che genera un flusso d'aria primario all'interno dello strumento. Il flusso è aspirato da un ingresso superiore ad anello e condotto inizialmente in un canale centrale; all'interno dello strumento la portata totale (pari a 3,11 l/min) si suddivide in tre portate costanti  $Q_1$ ,  $Q_2$  e  $Q_3$ , pari rispettivamente a 2,66 l/min, 0,33 l/min e 0,11 l/min. Lo strumento è

costituito da due stadi di separazione e tre camere di campionamento, come mostrato in figura 4.3.



**Figura 4.3:** Classificazione inerziale all'interno del Respicon™

All'ingresso di ogni camera il flusso d'aria subisce una brusca deviazione a causa della presenza di un'apertura centrale. Parte del flusso fuoriesce trasversalmente tramite un ugello con le portate  $Q_1$ ,  $Q_2$  e  $Q_3$ ; la restante parte è invece convogliata nell'apertura centrale e penetra nella camera di campionamento sottostante. In ogni camera sono presenti un filtro, posizionato alla base, e un sistema di lettura ottica, fissato invece sulle pareti dello strumento, come mostrato in figura 4.4. Il filtro raccoglie le particelle campionate che non hanno sufficiente inerzia per opporsi alla brusca deviazione di flusso e consente in fase di post elaborazione di determinare le frazioni di interesse. Il sensore ottico invece consente di rilevare istante per istante la concentrazione di particelle in ogni camera di campionamento.



**Figura 4.4:** Sistema di rilevazione ottica

Il primo stadio di separazione è caratterizzato da un diametro aerodinamico di taglio pari a 2.5  $\mu\text{m}$ ; la frazione PM2.5 si deposita sul filtro e contemporaneamente è misurata dal fotometro della prima camera di campionamento. Le particelle con diametro aerodinamico maggiore si oppongono alla deviazione del flusso e penetrano nella seconda camera; le particelle appartenenti alla frazione PM10, privata del PM2.5 raccolto nel primo filtro, si depositano sul secondo filtro mentre il sensore ottico ne rileva le concentrazioni. La sensibilità del fotometro è funzione, tra gli altri fattori, anche della dimensione delle particelle; per particelle con dimensioni maggiori della lunghezza d'onda del raggio incidente la sensibilità diminuisce al crescere del diametro. Per questa ragione i valori di concentrazione rilevati dal secondo fotometro sono corretti con un fattore pari a 7. Il filtro alla base della terza e ultima camera di campionamento raccoglie le polveri più grossolane, corrispondenti alla frazione inalabile cui è sottratto il PM10; il fotometro rileva la concentrazione relativa cui deve essere applicato un fattore di correzione pari a 28.

#### **4.2.4 Determinazione delle concentrazioni: metodo ponderale**

Il Respicon è dunque in grado di misurare direttamente e simultaneamente PM10 e PM2.5. Come nella strumentazione tradizionale, il calcolo delle concentrazioni si esegue sulla base della massa di particelle depositate nei singoli filtri, determinata sulla base della differenza di

peso del filtro prima e dopo il campionamento. Le concentrazioni delle frazioni sono calcolate utilizzando le formule seguenti:

Concentrazione media della frazione PM2.5 
$$PM_{2.5} = \frac{m_1 \cdot 1000}{Q_1 \cdot t} \left[ \frac{mg}{m^3} \right]$$

Concentrazione media della frazione PM10 
$$PM_{10} = \frac{(m_1 + m_2) \cdot 1000}{(Q_1 + Q_2) \cdot t} \left[ \frac{mg}{m^3} \right]$$

Con l'utilizzo della testa di campionamento per la frazione respirabile lo strumento consente di misurare le tre frazioni di interesse igienistico, secondo analoghe formule:

Concentrazione media della frazione respirabile 
$$C_{resp} = \frac{m_1 \cdot 1000}{Q_1 \cdot t} \left[ \frac{mg}{m^3} \right]$$

Concentrazione media della frazione toracica 
$$C_{tor} = \frac{(m_1 + m_2) \cdot 1000}{(Q_1 + Q_2) \cdot t} \left[ \frac{mg}{m^3} \right]$$

Concentrazione media della frazione inalabile 
$$C_{inal} = \frac{(m_1 + m_2 + m_3) \cdot 1000}{(Q_1 + Q_2 + Q_3) \cdot t} \left[ \frac{mg}{m^3} \right]$$

Dove:

$m_1, m_2, m_3$  = massa di polvere depositata sui filtri 1, 2, 3 in mg;

$Q_1$  = portata in uscita dalla prima camera di campionamento pari a 2,66 l/min;

$Q_2$  = portata in uscita dalla seconda camera di campionamento pari 0,33 l/min;

$Q_3$  = portata in uscita dalla terza camera di campionamento pari 0,11 l/min;

t = tempo di campionamento in min.

A partire dalle concentrazioni così determinate, è possibile ricavare le concentrazioni medie delle frazioni extratoracica e tracheobronchiale dalle formule seguenti:

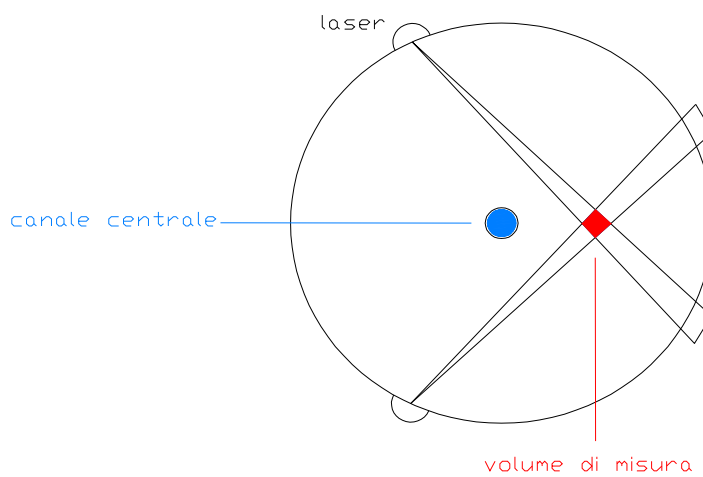
Concentrazione media della frazione extratoracica 
$$C_{extor} = C_{inal} - C_{tor} \left[ \frac{mg}{m^3} \right]$$

Concentrazione media della frazione tracheo-bronchiale 
$$C_{trbr} = C_{tor} - C_{resp} \left[ \frac{mg}{m^3} \right]$$

#### 4.2.5 Rilevazione della variazione temporale delle concentrazioni

Il Respicon TM, oltre a fornire un dato di concentrazione media relativo al tempo di campionamento per le frazioni di interesse, è in grado di rilevare le variazioni nel tempo di

tali concentrazioni grazie alla strumentazione ottica incorporata nel mantello. In ogni camera di campionamento sono presenti due dispositivi laser ad infrarossi, che emettono un segnale luminoso con lunghezza d'onda pari a 780 nm a una potenza di 5 mW, e un fotodiodo ricevitore al silicio che rileva la luce diffusa dalle particelle. I dispositivi laser sono posti a circa 10 mm dai filtri e disposti in modo tale da individuare un volume di misura decentrato rispetto alla simmetria cilindrica dello strumento, per evitare sovrapposizioni con il flusso d'aria centrale. Si assume che la concentrazione di particelle all'interno del volume di misura sia rappresentativo della concentrazione dell'intera camera di campionamento.



**Figura 4.5:** Schema del sistema di rilevazione fotometrica

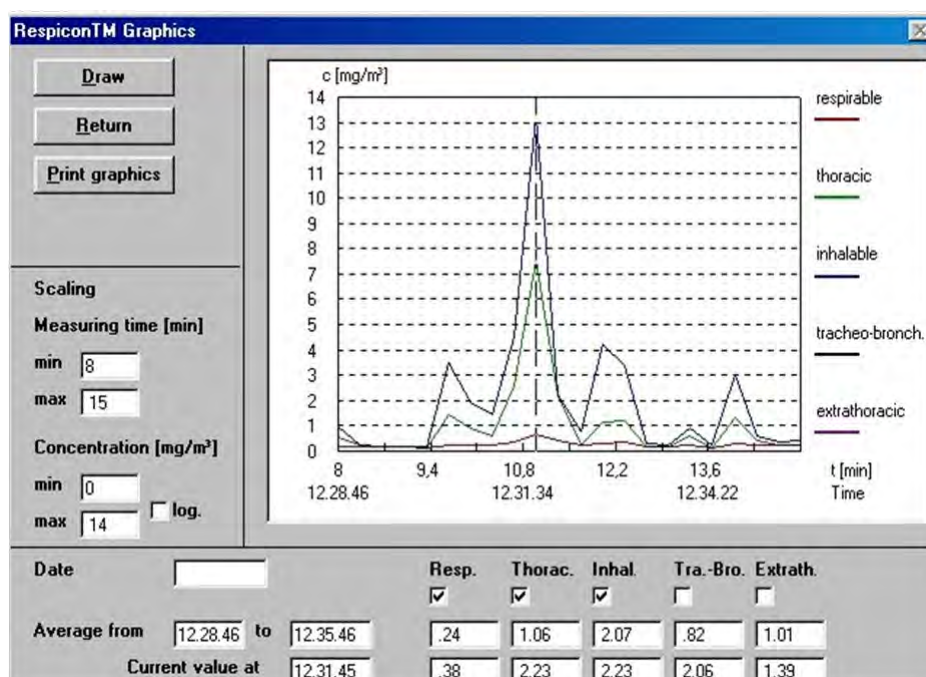
La luce emessa dal dispositivo laser colpisce le particelle che a loro volta diffondono tale segnale luminoso in tutte le direzioni; il fotodiodo rileva la luce diffusa e converte i fotoni in un segnale elettrico. La tensione generata è funzione della concentrazione di particelle e viene inviata tramite un circuito elettrico a un datalogger. Il dispositivo datalogger, collegato tramite cavo allo strumento, riceve e memorizza i dati raccolti durante la misura.

Noti i valori di massa dei filtri, è possibile calcolare appropriati fattori di calibrazione espressi in  $(\text{mg}/\text{m}^3)/\text{mV}$ , che consentono di convertire le letture fotometriche in mV in valori di concentrazione. Un software dedicato consente poi di analizzare i dati in fase di post-elaborazione. Il risultato finale è un grafico riportante in ordinata le concentrazioni delle diverse frazioni di polvere espresse in  $\text{mg}/\text{m}^3$  e in ascissa due differenti scale dei tempi. Una scala riporta l'orario assoluto in ore, minuti e secondi durante il quale è stata effettuata la misura; l'altra fornisce invece il tempo progressivo in minuti calcolato a partire dall'inizio della misura.



**Figura 4.6:** Datalogger

A partire dai dati relativi all'intero campionamento, è possibile effettuare analisi di maggior dettaglio, isolando ad esempio particolari intervalli temporali e osservando i relativi valori di concentrazione. Tutti i dati sono inoltre esportabili in formato numerico e possono essere facilmente elaborati con l'utilizzo dei più comuni software di calcolo.



**Figura 4.7:** Schermata del software di elaborazione



## 4.3 Trasporto su pista

### 4.3.1 Procedura di misura

Come discusso nei capitoli precedenti, la fase di trasporto su pista rappresenta una delle attività cui è associata la maggior produzione di polveri. I campionamenti per la valutazione delle emissioni sono stati condotti nell'area di San Giovanni, lungo la pista che collega il piazzale adibito a deposito e uno dei bacini sterili oggetto di lavori di messa in sicurezza. Le misure sono state eseguite con l'obiettivo di determinare il fattore di emissione della pista per le frazioni PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>, utilizzando la tecnica *exposure profile*. Una torre di altezza pari a 3 m è stata posizionata sottovento a una distanza di 5 m dal bordo della pista. Gli strumenti Respicon per la misura delle concentrazioni di polveri sono stati fissati sulla torre di campionamento a tre diverse altezze (0.75, 1.50 e 3 m rispettivamente) e hanno rilevato i valori di concentrazione con una scansione temporale di 1 secondo per l'intera durata del campionamento. In posizione sopravento, a circa 15 m dalla pista, è stata posizionata una seconda torre sulla quale sono stati montati uno strumento per la misura della concentrazione ambientale di polveri a un'altezza di 1,5 m e una stazione meteo. Quest'ultima, collegata a un PC portatile, ha permesso di rilevare alcune variabili meteorologiche (velocità e direzione del vento, temperatura, umidità relativa) durante il campionamento.

Le emissioni di polveri sono state registrate durante i passaggi a diverse velocità di due tipologie di mezzi in prossimità del piazzale della miniera di San Giovanni. Sono stati utilizzati un dumper, che ha viaggiato scarico e in condizioni di pieno carico, e un'autovettura di massa pari a circa 1 t. La velocità del dumper durante ciascun passaggio è stata ricavata cronometrando manualmente il tempo impiegato dal mezzo per percorrere una distanza nota; i passaggi con l'autovettura sono invece stati eseguiti a velocità predefinite. La tabella 4.2 riassume le informazioni riguardanti il numero di passaggi misurati, le velocità registrate e le condizioni di carico dei mezzi.

**Tabella 4.2:** Passaggi, velocità e condizioni di carico dei veicoli durante il campionamento

veicolo	numero di passaggi	velocità minima [km/h]	velocità massima [km/h]
dumper (carico)	38	7.3	21.8
dumper (scarico)	18	9.0	21.2
auto	17	20.0	30.0

Tra un passaggio e il successivo è stato fatto trascorrere un tempo sufficiente affinché la nuvola di polvere generata decadesse; questo ha consentito in fase di post-elaborazione di

distinguere agevolmente i passaggi e di calcolare il contributo del singolo evento. Il campionatore sopravento ha registrato valori di concentrazione ambientale trascurabili, per entrambe le frazioni granulometriche campionate.

Le misure sono state eseguite in condizioni di instabilità atmosferica; la temperatura ha oscillato tra 25-30 °C, il vento ha soffiato da Sud-Est con velocità media pari a 2,5 m/s circa costante per l'intera durata del campionamento.

Alcuni campioni di materiale superficiale sono stati prelevati dalla pista e sottoposti ad analisi granulometrica e di umidità. La percentuale di silt (corrispondente alla frazione di particelle di diametro geometrico inferiore a 75 µm) è stata determinata tramite analisi granulometrica a secco, come suggerito dall' U.S. EPA (1993). La percentuale di umidità è stata misurata con igrometro elettronico. Entrambe le analisi sono state eseguite presso i laboratori del DIGITA (Dipartimento di Geoingegneria e Tecnologie Ambientali) dell'Università di Cagliari. La percentuale media di silt e il contenuto di umidità sono risultati pari rispettivamente a 15% e 0.5%.

#### 4.3.2 Derivazione dei fattori di emissione

I fattori di emissione sono stati calcolati sulla base delle concentrazioni rilevate dagli strumenti posizionati sottovento alle diverse altezze dal suolo. I valori di concentrazione registrati dal singolo campionatore sono stati considerati rappresentativi di una porzione del plume generato dal transito dei veicoli. Per ciascun passaggio il fattore di emissione è stato calcolato utilizzando la seguente formula (Gillies, et al., 2005):

$$EF = \sum_{j=1}^M \left\{ \Delta t \cdot \cos \theta_j \cdot \sum_{i=1}^N u_{ij} \cdot C_{ij} \cdot \Delta Z_i \right\}$$

dove:

EF= emissione di polveri in grammi per chilometro percorso [g/km];

$\Delta t$  = intervallo di campionamento (pari a 1 s);

$\theta$  = angolo tra la direzione media del vento e la direzione perpendicolare alla pista;

$u_{ij}$ = velocità media del vento al tempo  $t_j$  nella posizione del campionatore i-esimo sulla torre di campionamento [m/s];

$C_{ij}$  = concentrazione di polveri al tempo  $t_j$  misurata dal campionatore i-esimo [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ];

$\Delta Z_i$  = altezza dell'area attribuita al campionatore i-esimo [m];

M = numero di intervalli di tempo inclusi nell'evento;

N = numero di campionatori sulla torre (pari a 3).

Durante il campionamento la velocità del vento è stata misurata a un'altezza di 1.5 m dal suolo; è stato dunque necessario stimare la grandezza per le altre altezze dal suolo. A tale scopo è stata utilizzata la legge di potenza, un'equazione empirica utile per stimare il profilo del vento su un'altezza limitata (Veranth, et al., 2003):

$$u(z) = u_{ref} \cdot \left( \frac{z}{z_{ref}} \right)^P$$

dove:

$u(z)$  = velocità del vento stimata all'altezza  $z$ ;

$u_{ref}$  = velocità del vento misurata all'altezza di riferimento  $z_{ref}$  (pari a 1,5 m);

$P$  = esponente con valore empirico, variabile a seconda della classe di stabilità atmosferica.

#### 4.3.3 Risultati e discussione

I fattori di emissione EF, espressi in grammi di polvere emessa per chilometro percorso [g/VKT], sono stati ottenuti applicando a ciascun evento l'equazione descritta in precedenza. Come suggerito dall' U.S. EPA (2006), i passaggi caratterizzati da un angolo tra la direzione media del vento e la perpendicolare alla linea centrale della pista superiore a 45° non sono stati inclusi nei calcoli per la derivazione dei fattori di emissione medi.

I risultati riportati in tabella 4.3 rappresentano i fattori di emissione medi ottenuti nel caso del dumper, calcolati mediando i passaggi alle diverse velocità sotto differenti condizioni di carico.

**Tabella 4.3:** Fattori di emissione ottenuti per il passaggio del dumper

veicolo	numero di passaggi	PM2.5	PM10	EF <sub>PM2.5</sub> /EF <sub>PM10</sub>
		EF [g/VKT]	EF [g/VKT]	
dumper (carico)	34	158	1560	0.10
dumper (scarico)	13	100	812	0.12

I fattori di emissione per la frazione PM2.5 sono notevolmente più bassi di quelli ottenuti per la frazione PM10. Il risultato è coerente con i numerosi dati reperibili in letteratura, secondo cui il particolato emesso dal transito di mezzi su piste non pavimentate è costituito prevalentemente da particelle grossolane. Il rapporto EF<sub>PM2.5</sub>/EF<sub>PM10</sub> ottenuto sulla base dei campionamenti effettuati è risultato pari a circa 0.1; il dato è coerente con il valore

raccomandato dall' U.S. EPA per la stima delle emissioni da strade non pavimentate (MRI, 2006).

La tabella 4.4 mostra invece i risultati ottenuti per lo stesso tratto di pista durante il passaggio dell'auto a due velocità fisse. Il rapporto  $EF_{PM2.5}/EF_{PM10}$  è notevolmente più alto di quello ottenuto nel caso del dumper e pari a 0.16.

**Tabella 4.4:** Fattori di emissione ottenuti per il passaggio dell'auto

velocità dell'auto [km/h]	numero di passaggi	PM2.5	PM10	$EF_{PM2.5}/EF_{PM10}$
		EF [g/VKT]	EF [g/VKT]	
20	7	64	395	0.16
30	6	79	504	0.16

Considerando i transiti effettuati con la stessa tipologia di veicolo e le stesse condizioni operative, il fattore di emissione calcolato per il singolo evento è risultato piuttosto variabile, nonostante le condizioni meteorologiche e le proprietà del materiale superficiale della pista siano rimasti relativamente costanti durante la durata del campionamento. Come suggerisce lo studio condotto da Veranth, et al. 2003, il dato non è sorprendente se si considera il carattere turbolento del fenomeno analizzato.

#### 4.3.4 Confronto con i fattori di emissione EPA

I fattori di emissione ottenuti dai dati raccolti sul campo (EF misurati) sono stati confrontati con i fattori di emissione stimati sulla base delle equazioni suggerite dall' U.S. EPA (EF stimati). Per la stima delle emissioni da strade non pavimentate, l'ultima versione dell' AP-42 Document (U.S. EPA, 2006) propone l'utilizzo di due diverse equazioni. La prima equazione, riportata di seguito, è proposta per la stima delle emissioni derivanti da strade non pavimentate di siti industriali, presumibilmente interessate da transito di mezzi pesanti.

$$E = k \cdot \left(\frac{s}{12}\right)^a \cdot \left(\frac{W}{3}\right)^b$$

dove:

E = fattore di emissione espresso in libbre per miglio percorso [lb/VMT];

s = contenuto di silt del materiale superficiale [%];

W = peso medio del veicolo [tons];

k, a, b = costanti empiriche variabili a seconda della frazione granulometrica di interesse.

Una seconda equazione è invece suggerita nel caso di emissioni derivanti da strade ad accesso pubblico, percorse da veicoli leggeri:

$$E = \frac{k \cdot \left(\frac{S}{12}\right)^a \cdot \left(\frac{S}{30}\right)^d}{\left(\frac{M}{0.5}\right)^c} - C$$

dove:

E = fattore di emissione espresso in libbre per miglio percorso [lb/VMT];

s = contenuto di silt del materiale superficiale [%];

S = velocità media del veicolo [mph];

M = contenuto di umidità del materiale superficiale [%];

C = emissioni riconducibili a tubo di scarico, pneumatici e freni [lb/VMT];

k, a, d, c = costanti empiriche variabili a seconda della frazione granulometrica di interesse.

Considerando i due veicoli analizzati, si è scelto di utilizzare l'equazione per strade non pavimentate di siti industriali nel caso del dumper; per i passaggi effettuati dall'auto è stata invece utilizzata l'equazione suggerita per strade ad accesso pubblico.

La tabella 4.5 riporta il confronto tra fattori di emissione misurati e i fattori di emissione stimati sulla base delle equazioni suggerite dall' EPA. I fattori sono espressi in grammi di particolato emesso per chilometro percorso (g/VKT).

**Tabella 4.5:** Confronto tra fattori di emissione misurati e stimati

veicolo	numero di eventi	PM2.5		PM10	
		EF misurato [g/VKT]	EF stimato [g/VKT]	EF misurato [g/VKT]	EF stimato [g/VKT]
dumper carico	34	158	176	1560	1760
dumper scarico	13	100	108	812	1082
auto (20 km/h)	7	64	45	395	416
auto (30 km/h)	6	79	51	504	510

Considerando tutti i veicoli e le condizioni operative campionate, i fattori di emissione misurati sono risultati complessivamente comparabili a quelli stimati, sia per la frazione PM2.5 sia per la frazione PM10. Per quanto riguarda i passaggi del dumper (a pieno carico e scarico), la differenza tra i valori medi misurati e stimati varia tra -7% e -25%.

I fattori di emissione misurati durante il transito dell'auto sono estremamente vicini a quelli ottenuti applicando l'equazione EPA per la frazione PM10 ma non per la frazione PM2.5, per la quale è stato misurato un rapporto  $EF_{PM2.5}/EF_{PM10}$  superiore a quello raccomandato dall'EPA.

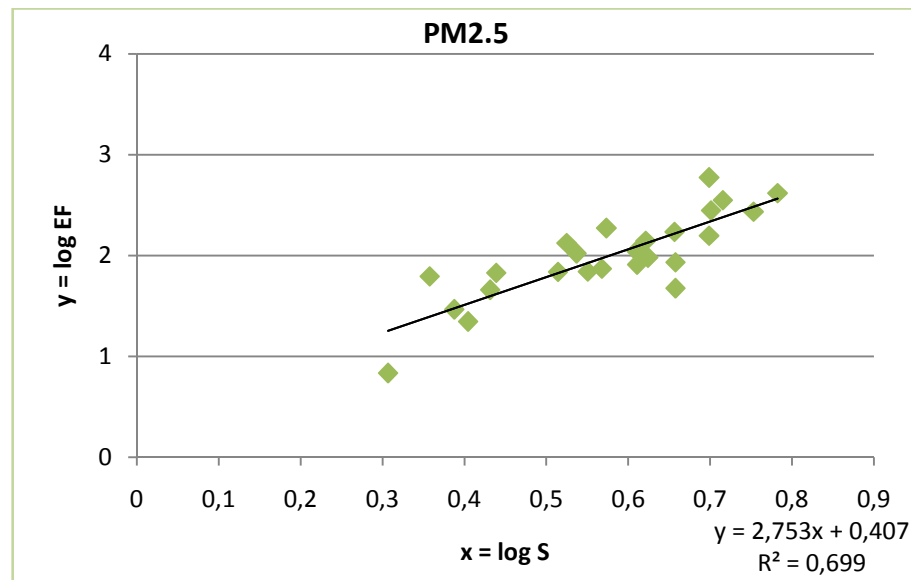
#### **4.3.5 Relazione emissione – velocità del mezzo**

Come facilmente intuibile, la velocità del veicolo è una delle variabili che maggiormente condizionano le emissioni derivanti dal transito su strade non pavimentate. Tuttavia l'equazione suggerita per strade in siti industriali nell'ultima versione dell' AP-42 Document prodotto dall' U.S. EPA (2006) non tiene conto di questo parametro. La versione precedente del documento, risalente al 1998, proponeva una sola equazione, valida per tutte le tipologie di veicoli, che comprendeva tra i diversi fattori anche la velocità del mezzo. Gli studi sperimentali hanno evidenziato però la tendenza dell'equazione a sovrastimare le emissioni per basse velocità; era dunque raccomandato l'utilizzo di un fattore correttivo da applicare all'equazione nel caso di velocità dei mezzi inferiore a 15 mph (24 km/h circa). Per superare tale discrepanza, a partire dal 2000 sono stati avviati numerosi studi che hanno condotto allo sviluppo separato di due equazioni, una per strade in siti industriali e una per strade ad accesso pubblico, analizzate nel precedente paragrafo. Dagli studi di validazione effettuati, l'equazione suggerita per strade industriali, che non contiene il fattore di velocità, non ha evidenziato nessuna tendenza di sotto o sovrastima al variare della velocità dei veicoli. Il dato potrebbe dipendere dalla forte correlazione esistente tra la velocità dei mezzi e il contenuto di silt del materiale superficiale (Muleski & Cowherd Jr., 2001).

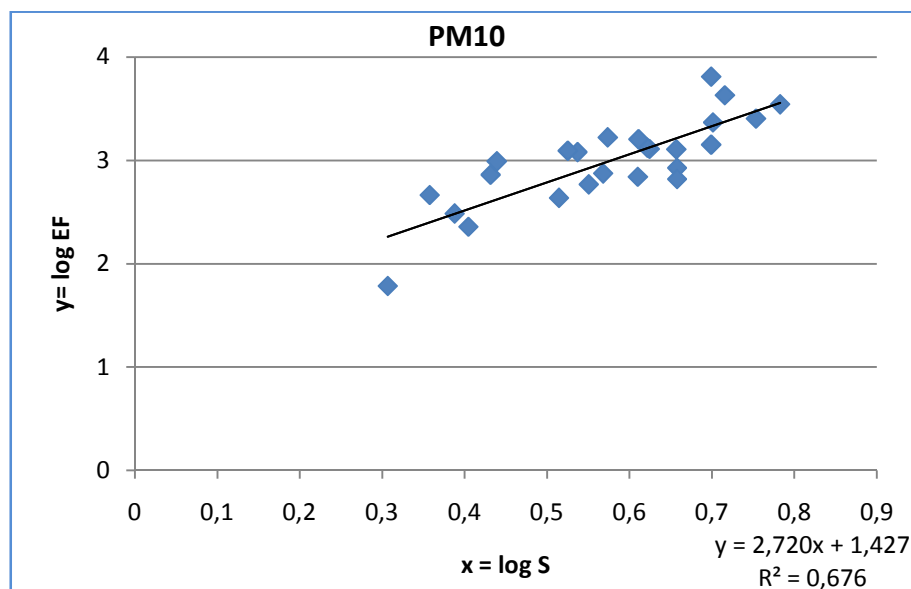
Numerosi studi reperibili in letteratura sono stati condotti per isolare l'effetto della velocità dei veicoli dai numerosi parametri da cui dipendono le emissioni. Gillies et al. (2005) hanno analizzato in che modo le caratteristiche dei veicoli possano influire sulla quantità di polveri generata dal transito degli stessi; velocità e peso del mezzo sono risultati i parametri più importanti e hanno evidenziato una relazione lineare con le emissioni in condizioni di stabilità atmosferica. Altre caratteristiche del veicolo, come numero di ruote, altezza o area, non hanno influenzato in modo rilevante il valore delle emissioni.

Sulla base dei dati raccolti sul campo durante il transito del dumper, è stata analizzata la correlazione tra fattori di emissione EF e velocità S. È stata trovata una buona correlazione sia per la frazione PM2.5 sia per la frazione PM10 nel caso del dumper carico, che rappresenta la condizione statisticamente più significativa tra i dati a disposizione.

Le figure 4.8 e 4.9 mostrano i risultati dell'analisi di correlazione condotta sui dati disponibili. Il coefficiente di correlazione  $R^2$  è risultato pari a 0.699 e 0.677 per le frazioni PM2.5 e PM10 rispettivamente.



**Figura 4.8:** Correlazione tra EF e velocità del veicolo S per la frazione PM2.5



**Figura 4.9:** Correlazione tra EF e velocità del veicolo S per la frazione PM10

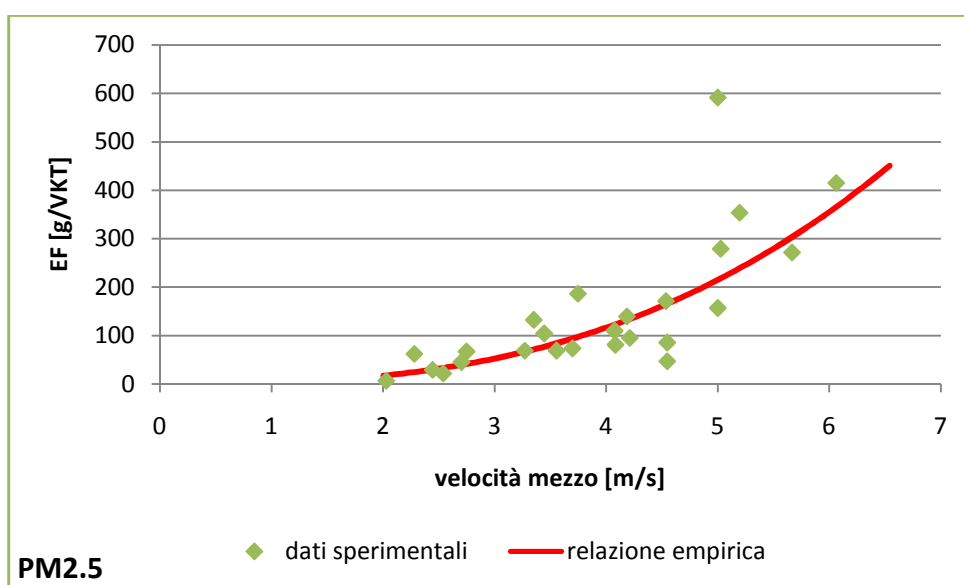
È stata dunque ricavata una relazione empirica del tipo:

$$EF = k \cdot S^d$$

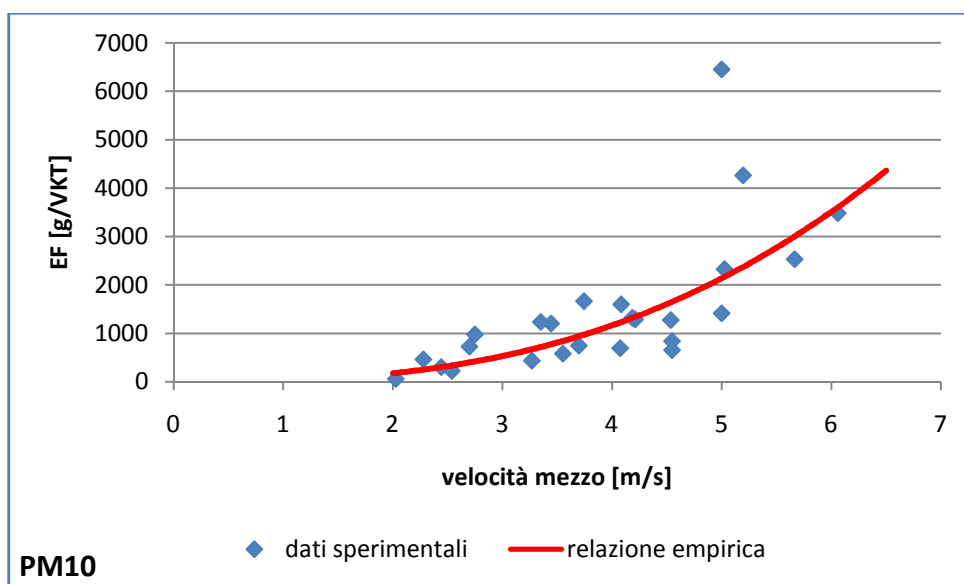
dove k e d sono costanti e assumono i valori:

	<b>k</b>	<b>d</b>
<b>PM2.5</b>	2.56	2.75
<b>PM10</b>	26.77	2.72

Le figure 4.10 e 4.11 mostrano il confronto tra le relazioni empiriche ricavate e i dati sperimentali per entrambe le frazioni granulometriche.



**Figura 4.10:** Confronto tra relazione empirica e dati sperimentali per la frazione PM2.5



**Figura 4.11:** Confronto tra relazione empirica e dati sperimentali per la frazione PM10

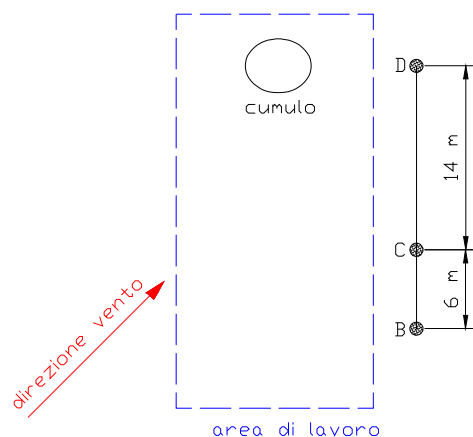


#### 4.4 Movimentazione materiale e sistemazione piste e piazzali

Le operazioni di movimentazione di materiale da cumulo e sistemazione di piste e piazzali sono state campionate nei cantieri di Monteponi, San Giovanni, Seddas Moddizis e in alcune aree di lavoro nel sito minerario di Furtei. Per caratterizzare la polverosità di tali attività gli strumenti Respicon sono stati montati su tre strutture di altezza pari a 1,5 m e disposti nell'area di lavoro in posizione sottovento rispetto alle principali sorgenti di polveri. La disposizione degli strumenti è stata però spesso condizionata dalla morfologia del sito e dalla necessità di non costituire intralcio per i mezzi in manovra. Tutte le giornate di campionamento sono state caratterizzate da elevate temperature e vento da debole a moderato; le misure sono state condotte in condizioni di instabilità atmosferica durante l'esecuzione delle normali fasi di lavoro. Alla fine di ogni giornata di misura sono stati prelevati campioni del materiale sottoposto a lavorazione per la caratterizzazione granulometrica e la determinazione del contenuto di umidità. La procedura di misura seguita ha permesso di caratterizzare la polverosità delle fasi campionate in termini di concentrazione di polveri medie per l'intera fase di lavoro ma non ha consentito di quantificare le emissioni delle sorgenti analizzate. Nei paragrafi seguenti sono descritte singolarmente le attività campionate, la procedura di misura adottata e i valori medi di concentrazione ottenuti.

##### Attività 1

La fase di lavoro si è svolta nell'area mineraria di Monteponi e prevedeva il carico, il trasporto e la stesura di terreno vegetale sulla superficie di una discarica. Gli strumenti sono stati posizionati nel piazzale di carico (figura 4.12), dove per l'intera durata del campionamento ha operato una pala gommata con benna di capienza pari a 1.2 m<sup>3</sup>.



**Figura 4.12:** Schema dell'area di lavoro (attività 1)



**Figura 4.13:** Disposizione degli strumenti e operazioni di carico durante l'attività 1

Dall'osservazione sul campo la polverosità della fase era dovuta al transito del mezzo sul piazzale piuttosto che alle operazioni di carico del terreno vegetale, presumibilmente più grossolano e con un'elevata percentuale di umidità. Le analisi effettuate sui campioni hanno confermato tali impressioni; il materiale superficiale del piazzale è risultato avere una maggiore percentuale di fini e un minor contenuto di umidità rispetto al terreno vegetale; i risultati sono riassunti in tabella 4.6.

**Tabella 4.6:** Risultati delle analisi sui campioni di materiale (attività 1)

<b>campione</b>	<b>contenuto silt [%]</b>	<b>umidità [%]</b>
materiale piazzale	27.1	1.0
terreno vegetale	4.5	7.7

La tabella 4.7 riassume le concentrazioni medie riferite a un tempo di campionamento di 40 minuti, durante i quali la pala ha ripetuto il ciclo di lavoro per 10 volte. Le concentrazioni medie sono state calcolate eliminando gli intervalli di pausa tra un ciclo e l'altro, durante i quali la pala si allontanava dal piazzale di carico per conferire il materiale in discarica. I risultati ottenuti indicano un'estrema variabilità delle concentrazioni in funzione della posizione di misura, a parità di frazione granulometrica campionata. Il campionatore D ha raccolto le maggiori quantità di polveri probabilmente perché allineato più favorevolmente

alla direzione media del vento. Il rapporto tra fini (PM4) e frazione inalabile varia da un massimo di 17% a una percentuale minima del 7%, rilevata dal campionatore B.

**Tabella 4.7:** Concentrazioni medie rilevate durante l'attività 1

<b>campionatore</b>	<b>PM4 [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>PM10 [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>FI [mg/m<sup>3</sup>]</b>
B	0.24	1.35	3.35
C	0.50	1.91	5.29
D	1.19	2.61	6.75

### Attività 2

L'attività 2 si è svolta nel piazzale San Giovanni durante la simulazione di operazioni di movimentazione di materiale da cumulo. Durante il campionamento una pala gommata ha movimentato circa 150 m<sup>3</sup> di pietrame prelevando da un grosso cumulo e creandone un'altro nelle immediate vicinanze. I campionatori sono stati disposti sottovento rispetto all'area di lavoro e a diverse distanze dalla stessa, allineati lungo la direzione media del vento.



**Figura 4.14:** Disposizione degli strumenti durante l'attività 2

La tabella 4.8 mostra le concentrazioni medie rilevate dai campionatori posti a 2, 11 e 24 m dall'area di lavoro; la frazione delle polveri più grossolane è risultata predominante rispetto alla frazione di fini per tutte le distanze analizzate.

**Tabella 4.8:** Concentrazioni medie rilevate durante l'attività 2

<b>campionatore</b>	<b>distanza da sorgente [m]</b>	<b>PM4 [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>PM10 [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>FI [mg/m<sup>3</sup>]</b>
B	2	1.45	7.17	19.10
C	11	0.15	0.82	3.94
D	24	0.12	0.59	1.26

Osservando la riduzione delle concentrazioni con l'aumentare della distanza (Tabella 4.9), è possibile notare come le concentrazioni diminuiscano drasticamente entro 11 m dall'area di lavoro per le tre frazioni granulometriche; la riduzione percentuale nei successivi 13 metri è risultata nettamente inferiore. Non sono state rilevate differenze significative tra le riduzioni percentuali delle tre frazioni granulometriche.

**Tabella 4.9:** Variazione delle concentrazioni con la distanza dalla sorgente

<b>distanza da sorgente [m]</b>	<b>variazione percentuale [%]</b>		
	<b>PM4</b>	<b>PM10</b>	<b>FI</b>
11	-89.36	-88.63	-79.37
24	-91.78	-91.83	-93.39

### Attività 3

La fase campionata si è svolta presso l'area mineraria di Furtei durante le operazioni di sistemazione di un piazzale di lavoro. Durante il campionamento una pala gommata ha prelevato del materiale da un cumulo, precedentemente predisposto vicino all'area di lavoro, e ha proceduto alla stesura dello stesso sul piazzale. Un campionatore (respicon B) è stato posto nei pressi della zona di carico del materiale (a circa 6 m dal cumulo); i restanti due (respicon C e D) sono stati posizionati nel piazzale (figura 4.15). L'attività è risultata poco polverosa, sia per l'umidità del materiale utilizzato (sul campione prelevato è stato rilevato un contenuto di umidità pari a 5.3 %) sia per l'elevato grado di compattazione dello strato superficiale del piazzale. La tabella 4.10 mostra le concentrazioni medie rilevate dai campionatori durante la fase di lavoro.

**Tabella 4.10:** Concentrazioni medie rilevate durante l'attività 3

<b>campionatore</b>	<b>PM4 [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>PM10 [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>FI [mg/m<sup>3</sup>]</b>
B	n.d.	n.d.	0.73
C	n.d.	n.d.	0.97
D	n.d.	n.d.	0.71



**Figura 4.15:** Strumenti nella zona di carico e nel piazzale durante l'attività 3

Come mostra la tabella, è stato possibile valutare solo le concentrazioni per la frazione più grossolana delle polveri. La massa di polveri raccolta sui filtri per la frazione PM4 e PM10 è risultata al di sotto del limite di rilevabilità della bilancia utilizzata.

#### Attività 4

L'attività si è svolta nell'area mineraria di Furtei, durante le operazioni di sistemazione della pista adiacente il bacino sterili. Gli strumenti di misura sono stati disposti lungo un tratto di pista di lunghezza pari circa a 50 m, nel quale ha operato una pala gommata durante l'intera durata del campionamento.



**Figura 4.16:** Operazioni di sistemazione della pista durante l'attività 4

Il materiale prelevato è risultato avere un contenuto di umidità del 2.3 % e una percentuale di silt pari all'11%. La tabella 4.9 mostra le concentrazioni rilevate dai tre campionatori e i valori medi di concentrazione per frazione granulometrica.

**Tabella 4.11:** Concentrazioni medie rilevate durante l'attività 4

<b>campionatore</b>	<b>PM4 [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>PM10 [mg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>FI [mg/m<sup>3</sup>]</b>
B	0.43	1.32	3.79
C	0.10	1.35	5.24
D	0.39	2.22	8.33
<b>C<sub>medie</sub></b>	<b>0.30</b>	<b>1.63</b>	<b>5.78</b>

Considerando le concentrazioni medie, la frazione PM4 è risultata pari al 5% della frazione inalabile. Il rapporto percentuale tra concentrazione del PM10 e concentrazione della frazione inalabile è pari a 28%.

#### **4.4.1 Risultati e discussione**

Le misure effettuate durante le operazioni di movimentazione di materiale da cumulo e sistemazione di piste e piazzali rivelano la predominanza della frazione più grossolana delle polveri. Analizzando i dati raccolti dai campionatori nelle diverse aree di lavoro, il rapporto medio tra le concentrazioni del PM10 e le concentrazioni della frazione inalabile è pari a 34%, con un valore minimo di 21% e un massimo di 47%. Il rapporto percentuale medio tra le concentrazioni di PM4 e PM10 è risultato pari a 23%, variabile da un minimo pari al 7% a un massimo pari a 46%. In tutte le aree di lavoro è stata campionata anche la frazione PM2.5

delle polveri; le masse raccolte sui filtri sono sempre risultate inferiori al limite di rilevabilità della bilancia di precisione utilizzata. Il dato consente di affermare che l'emissione di polveri fini è sicuramente trascurabile rispetto a quella delle frazioni più grossolane.

Le predominanza della frazione grossolana (frazione inalabile) delle polveri emesse è legato alle caratteristiche granulometriche dei materiali sottoposti a lavorazione e alla distanza ridotta tra sorgenti e campionatori, che non ha consentito di tener conto della deposizione delle particelle più grossolane a breve distanza del punto di emissione.

L'emissione di particolato durante le fasi campionate è condizionato da numerose variabili, legate alle caratteristiche del materiale e alla forze agenti sullo stesso (forza del vento ed energia esercitata dai macchinari utilizzati). Durante i campionamenti è risultato però evidente come il contenuto di umidità del materiale sia la variabile che maggiormente condiziona le emissioni di polveri.

## **Capitolo 5: Valutazione della dispersione in atmosfera**

### **5.1 Introduzione**

L'analisi della dispersione in atmosfera delle polveri generate dalle attività campionate è stata condotta con l'utilizzo del modello gaussiano ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System), prodotto da CERC (Cambridge Environmental Research Consultants). Il software è classificabile tra i modelli a scala media e utilizza il modulo FLOWSTAR per ricostruire il campo di vento in territori caratterizzati da orografia complessa.

Inizialmente si è proceduto allo studio delle caratteristiche del modello e all'analisi dei limiti e delle potenzialità, sulla base delle informazioni reperibili in letteratura. È stata poi condotta un'analisi di sensibilità per determinare la risposta del modello a diverse condizioni meteorologiche. Mantenendo costanti i dati di input (tipologia e posizione delle sorgenti, emissione di inquinanti e topografia), sono state effettuate numerose simulazioni per la determinazione della dispersione di polveri nell'area oggetto di studio variando la direzione media del vento e le caratteristiche di stabilità dell'atmosfera. Successivamente, sulla base dei dati rilevati dalle stazioni meteorologiche di riferimento per le aree di studio, sono state condotte le simulazioni per la determinazione delle concentrazioni medie giornaliere derivanti dalle attività campionate.

Le informazioni raccolte durante i campionamenti effettuati per la determinazione delle emissioni sono risultate estremamente utili e hanno consentito di ricostruire in maniera realistica i ritmi di lavoro durante una giornata tipo.

### **5.2 Modello ADMS**

#### **5.2.1 Caratteristiche generali**

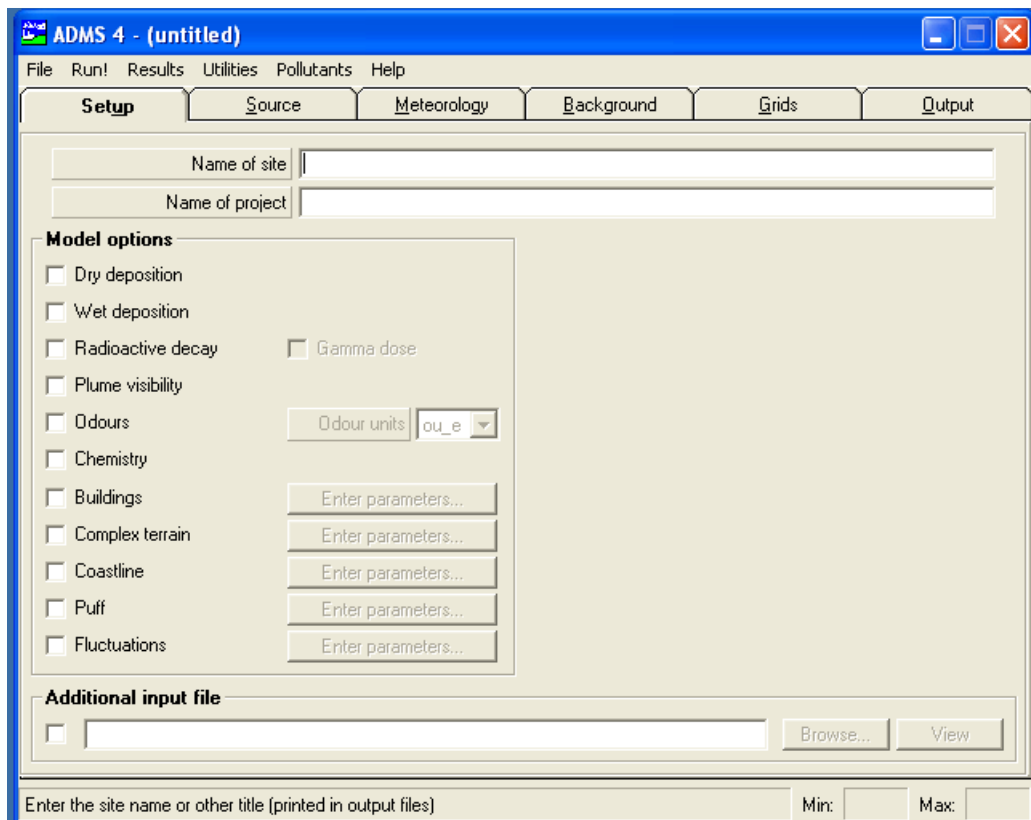
ADMS è un modello gaussiano modificato che consente di simulare la dispersione di particolato o inquinanti gassosi all'interno dello strato limite atmosferico. Numerosi studi di validazione sono stati condotti per verificarne l'attendibilità e attualmente il software è ampiamente utilizzato in ambito sia accademico, sia industriale, per scopi di ricerca, pianificazione e monitoraggio ambientale (Silvester, et al., 2006).

Il modello può essere applicato fino a 60 chilometri di distanza dalla sorgente ma fornisce utili informazioni anche a distanze maggiori (fino a 100 km). Possono essere effettuate simulazioni di breve e lungo periodo, ottenendo come output concentrazioni medie orarie o giornaliere. Il software consente di simulare le concentrazioni di inquinanti derivanti da diverse tipologie di sorgenti (puntuali, lineari, areali, volumetriche e jet) a differenti altezze



dal suolo (da un minimo di 0 m ad un massimo di 3000 m). ADMS utilizza il modello FLOWSTAR per simulare i campi di vento su terreni con orografia complessa. Come indicato in CERC (2010), è necessario utilizzare tale modulo solo quando il gradiente del terreno è superiore a 1:10 e i risultati sono attendibili fino a gradienti pari a 1:3.

A seconda del caso in esame e dei processi che si ritengono rilevanti per gli obiettivi prefissi, le simulazioni possono essere effettuate attivando diverse opzioni, tra cui quelle relative a deposizione secca e umida, inquinanti chimicamente reattivi, presenza di edifici, sorgenti caratterizzate da emissioni variabili nel tempo.



**Figura 5.1:** Schermata iniziale del software UK ADMS

### 5.2.2 Ricostruzione dello strato limite atmosferico

Lo strato limite atmosferico è descritto in ADMS attraverso due parametri fondamentali:

- altezza dello strato limite  $h$ ;
- lunghezza di Monin-Obukhov  $L_{MO}$ .

La lunghezza  $L_{MO}$  è definita a sua volta come:

$$L_{MO} = \frac{-u_*^3}{\left(\frac{kgF_{\theta 0}}{\rho C_p T_0}\right)}$$

dove:

$u_*$  = velocità di attrito sulla superficie terrestre;

$k$  = costante di Von Karman (pari a 0.4);

$g$  = accelerazione di gravità;

$F_{\theta 0}$  = flusso di calore sensibile superficiale;

$\rho$  = densità dell'aria;

$C_p$  = capacità termica specifica dell'aria;

$T_0$  = temperatura dell'aria in prossimità della superficie.

La lunghezza  $L_{MO}$  è un parametro di scala utile nello strato superficiale e corrisponde al rapporto tra l'intensità della turbolenza prodotta da fattori meccanici e quella di origine termica o convettiva. In condizioni di instabilità,  $L_{MO}$  è negativa e il suo valore assoluto rappresenta una misura dell'altezza sopra la quale la turbolenza convettiva, legata a moti di origine termica, prevale su quella meccanica. Quando l'atmosfera è stabile, tipicamente durante le ore notturne, la lunghezza di Monin-Obukhov assume valori positivi; la stratificazione stabile inibisce i moti turbolenti verticali e il termine di produzione convettiva diventa negativo.

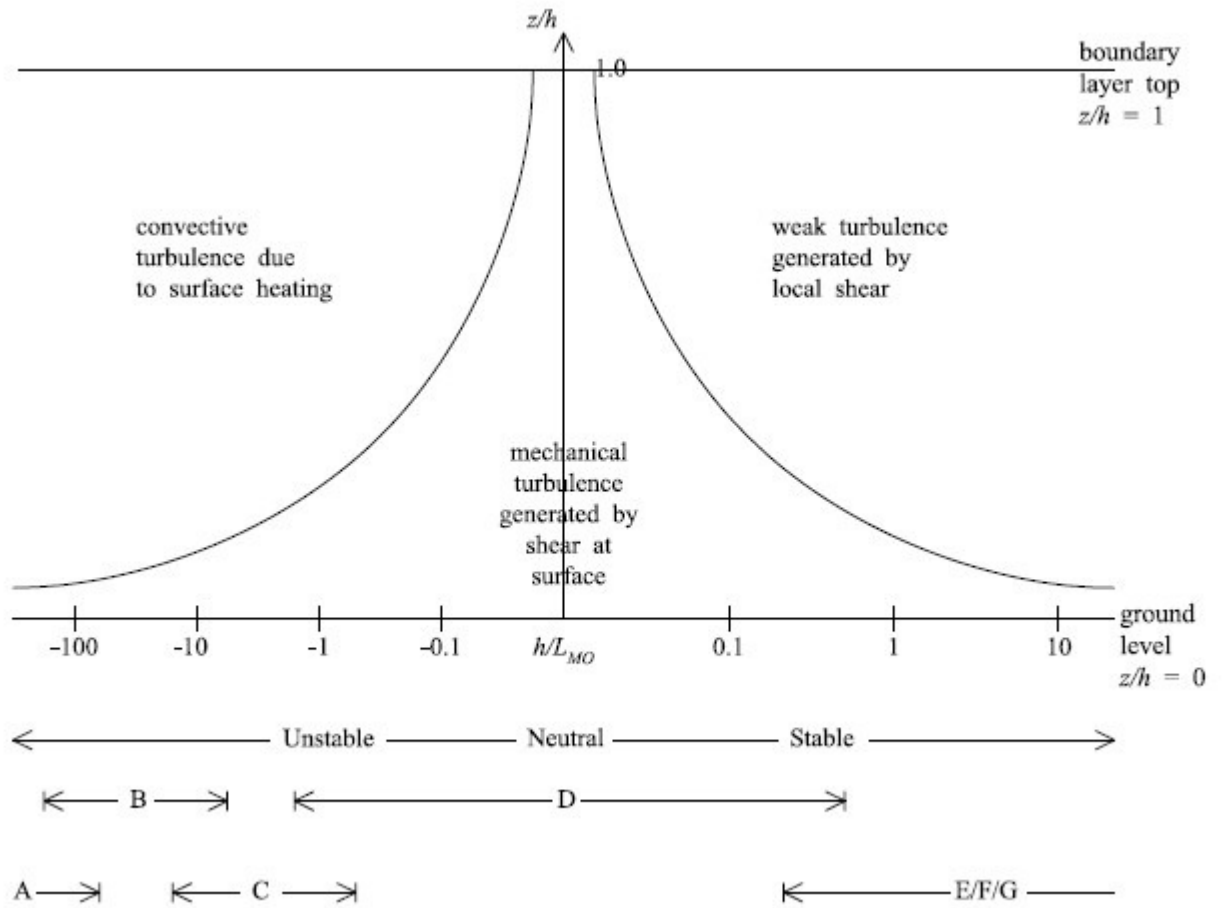
In sostanza le caratteristiche dello strato limite sono definite in funzione dei parametri  $h/L_{MO}$  e  $z/h$  dove  $z$  rappresenta l'altezza dal suolo, come mostrato nelle figure 5.2 e 5.3.

Il modello utilizza dunque uno schema di risoluzione diverso da quello tradizionale basato sulle classi di stabilità atmosferica ideate da Pasquill e Gifford, con il quale non sussiste una corrispondenza precisa. Differenti valori di  $h$  e  $L_{MO}$  possono corrispondere infatti a una stessa classe di Pasquill-Gifford, soprattutto in condizioni di stabilità atmosferica (classi E, F, G). L'approccio utilizzato dal modello ADMS, contrariamente a quello basato sulle classi di stabilità, consente di tener conto delle variazioni delle proprietà dello strato limite con l'altezza. Tutte le variabili utilizzate per descrivere lo strato limite sono calcolate a diverse altezze e espresse come funzioni di  $z/L_{MO}$  e  $z/h$ . Anche i parametri  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ , che descrivono la dispersione laterale e verticale, sono calcolati utilizzando tali variabili e variano dunque con l'altezza della sorgente e del pennacchio. Nei modelli basati sulla classificazione di Pasquill tali grandezze sono invece indipendenti dall'altezza del pennacchio.

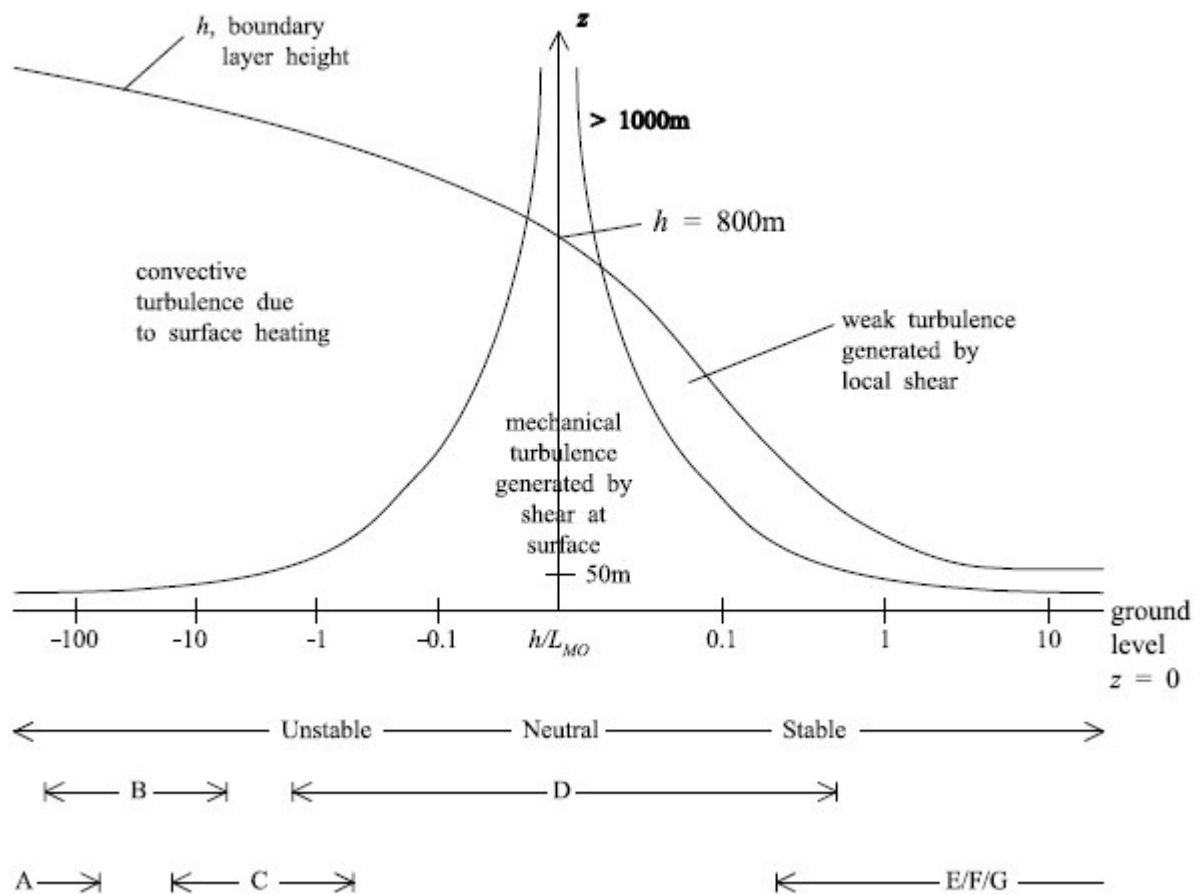
La tabella 5.1, suggerita da CERC 2010, mostra comunque i valori di velocità del vento  $U$ , lunghezza di Monin Obukhov  $L_{MO}$  e altezza dello strato limite  $h$  utilizzabili per rappresentare le classi di stabilità di Pasquill-Gifford.

**Tabella 5.1:** Corrispondenza tra  $h$ ,  $L_{MO}$  e classi di stabilità di Pasquill-Gifford

U [m/s]	$L_{MO}$ [m]	$1/L_{MO}$ [m <sup>-1</sup> ]	h [m]	$h/L_{MO}$	classe P-G
1	-2	-0.5	1300	-650	A
2	-10	-0.1	900	-90	B
5	-100	-0.01	850	-8.5	C
5	$\infty$	0	800	0	D
3	100	0.01	400	4	E
2	20	0.05	100	5	F
1	5	0.2	100	20	G



**Figura 5.2:** Rappresentazione schematica adimensionale della variazione della lunghezza di Monin-Obukhov con la stabilità atmosferica



**Figura 5.3:** Rappresentazione schematica dimensionale della variazione della lunghezza di Monin-Obukhov con la stabilità atmosferica

### 5.2.3 Dispersione di inquinanti su terreni pianeggianti

In condizioni stabili o neutre la distribuzione delle concentrazioni è assunta di tipo gaussiano, con riflessione del pennacchio sul terreno e sul limite superiore dello strato limite, in presenza di inversione. Il modello calcola la concentrazione di un generico inquinante sulla base della risoluzione analitica esatta dell'equazione di trasporto e diffusione in atmosfera. L'algoritmo di base è indicato di seguito; gli ultimi tre termini rappresentano le riflessioni nella sommità dello strato limite e risultano nulli in assenza di inversione.

$$C(x, y, z) = \frac{Q_s}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \cdot e^{-y^2/2\sigma_y^2} \cdot [e^{-(z-z_s)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z+z_s)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z+2h-z_s)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z-2h+z_s)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z-2h-z_s)^2/2\sigma_z^2}]$$

Dove:

$C(x, y, z)$  = concentrazione di inquinante nella posizione  $x, y, z$ ;

$Q_s$  = portata di emissione della sorgente di inquinante;

$U$  = velocità media del vento;

$\sigma_y$  = parametro di dispersione orizzontale;

$\sigma_z$  = parametro dispersione verticale;

$z_s$  = altezza della sorgente;

$h$  = altezza dello strato limite atmosferico.

In condizioni stabili tutta la turbolenza è generata meccanicamente e generalmente diminuisce con l'altezza. Il parametro di dispersione verticale  $\sigma_z$  all'altezza media del pennacchio è legato alla componente verticale di turbolenza  $\sigma_w$  e al tempo  $t$  dalla relazione:

$$\sigma_z = \sigma_w t \left( \frac{1}{b^2} + \frac{N^2 t^2}{1 + 2Nt} \right)^{-1/2}$$

dove  $N$  è la frequenza di galleggiamento;  $b$  è invece funzione di  $z_s/h$  e assicura una corretta transizione tra soluzioni valide per rilasci superficiali e quelle per sorgenti in quota.

Il parametro di dispersione trasversale  $\sigma_y$  è pari a:

$$\sigma_y^2 = \sigma_{yt}^2 + \sigma_{yw}^2$$

Il termine  $\sigma_{yt}$  rappresenta la dispersione dovuta alla turbolenza e dipende dalla velocità di attrito e dal tempo; in condizioni di stabilità atmosferica (per valori positivi di  $h/L_{MO}$ ) tale dipendenza è assunta lineare. Il secondo termine  $\sigma_{yw}$  rappresenta invece la dispersione del pennacchio legata alle variazioni della direzione media del vento.

Il modello non utilizza la distribuzione gaussiana in condizioni di instabilità atmosferica. Come indicato in CERC (2010), numerosi studi sperimentali sulla diffusione di inquinanti hanno dimostrato che la forma dei profili verticali di concentrazione, in condizioni di strato limite convettivo, è significativamente diversa da quella gaussiana. È importante tener conto di questa differenza nel valutare i processi di deposizione e soprattutto i valori di concentrazione; assumere un profilo gaussiano può infatti condurre alla sottostima delle concentrazioni al suolo nel caso di sorgenti con altezza di rilascio elevata. Il modello utilizza una distribuzione non gaussiana grazie alla quale il massimo di concentrazione si registra a un'altezza sempre più piccola man mano che aumenta la distanza sottovento dalla sorgente. Il parametro di dispersione trasversale  $\sigma_y$  è ottenuto dalla combinazione di tre componenti; la prima rappresenta la turbolenza dovuta ai moti convettivi, la seconda è legata alla turbolenza

generata meccanicamente e la terza tiene conto delle variazioni della direzione del vento. La dispersione verticale è legata alla componente verticale di turbolenza e definita in modo tale da produrre un profilo di concentrazione inclinato rispetto a quello generato dalla distribuzione gaussiana.

#### **5.2.4 Dispersione di inquinanti in aree con orografia complessa**

L'orografia del terreno può condizionare fortemente la dispersione di inquinanti in atmosfera, modificando la traiettoria e le caratteristiche di turbolenza del flusso. Tale effetto è tanto più rilevante quanto minore è l'altezza di rilascio dell'inquinante dalla sorgente. Per simulare il flusso in aree con orografia complessa ADMS utilizza il modulo FLOWSTAR sviluppato da CERC. Il modello utilizza una soluzione analitica linearizzata delle equazioni di continuità e del momento della quantità di moto, includendo anche la stratificazione del flusso. Come specificato in CERC (2010), FLOWSTAR è in grado di simulare le aree di inversione del flusso che si possono generare in prossimità dei rilievi in determinate condizioni meteorologiche e per certi valori di rugosità superficiale e gradienti. Tali regioni sono caratterizzate da un vento che assume una direzione opposta rispetto a quella del vento medio e influiscono in modo determinante sulla dispersione degli inquinanti.

Come hanno dimostrato gli studi condotti da Carruthers et al. (1988), FLOWSTAR simula correttamente il flusso su una scala spaziale compresa tra decine di metri e diversi chilometri; in presenza di rilievi isolati il modulo è applicabile per gradienti inferiori a 1:2 nel lato sopravvento e 1:3 nel lato sottovento. Tali limitazioni rendono le simulazioni meno affidabili se il modello è applicato a regioni con orografia complessa, come ad esempio le aree di cava. I numerosi studi condotti per valutare le prestazioni del modello su tali aree hanno mostrato che l'accuratezza dei risultati diminuisce notevolmente rispetto ai risultati ottenuti su aree pianeggianti. ADMS non è in grado di simulare efficacemente la dispersione di inquinanti provenienti da aree di cava, nelle quali forti pendenze ed effetti termici determinano un complesso regime di flussi, difficilmente ricostruibile con modelli di tipo gaussiano. Tali flussi di carattere turbolento tendono ad aumentare il tempo di permanenza del pennacchio all'interno della cavità aumentando la probabilità di deposizione delle particelle e diminuendo la percentuale di particolato che fuoriesce dalla cava. ADMS tende dunque a sovrastimare le concentrazioni di particolato nelle regioni circostanti l'area di cava. Tale limite è comune a tutti i modelli di tipo gaussiano, sviluppati principalmente per simulare la dispersione di inquinanti su terreni pianeggianti o con bassi rilievi e non affidabili nel ricostruire gli scenari di dispersione nelle immediate vicinanze della sorgente (Lowndes et al., 2008).

### **5.3 Analisi di sensibilità del modello**

Dopo aver analizzato le caratteristiche principali di ADMS, è stata condotta un'analisi di sensibilità per verificare la risposta del modello a diverse condizioni meteorologiche. L'attività lavorativa simulata è stata analizzata durante la campagna di misure e ha avuto come obiettivo il ricoprimento con materiale drenante di un bacino sterili, sito nell'area mineraria di San Giovanni. Il materiale di natura calcarea è stato prelevato dal piazzale di deposito con l'utilizzo di una pala gommata, caricato sui dumper e trasportato nell'area di lavoro; dopo essere stato scaricato, è stato distribuito sulla superficie del bacino con l'utilizzo di un escavatore.

Tutte le simulazioni sono state eseguite in versione short-term; i risultati ottenuti sono valori medi di concentrazione, derivanti da una tipica ora lavorativa e relativi alla frazione PM30. Tale frazione, come suggerito dall'EPA (2006), può essere considerata rappresentativa del particolato totale sospeso. Per tutti gli scenari analizzati, sono stati ricavati i valori di concentrazione oraria di PM30 ad un'altezza di 1.5 m dal suolo e i relativi valori di deposizione secca.

Nei paragrafi seguenti sono descritti la metodologia utilizzata per simulare l'attività, i dati di ingresso e i risultati ottenuti.

#### **5.3.1 Selezione delle sorgenti e valutazione delle emissioni**

Sulla base di quanto osservato durante le giornate di campionamento, per l'attività analizzata sono state selezionate le seguenti sorgenti di polveri:

- operazioni di carico del materiale sui dumper;
- trasporto del materiale su pista;
- scarico del materiale.

La fase di distribuzione del materiale drenante sulla superficie del bacino non è stata inclusa tra le sorgenti. L'altezza di rilascio delle polveri durante questa fase di lavoro è ridotta e favorisce la deposizione del particolato a breve distanza dal punto di emissione; per tali ragioni le emissioni riconducibili a questa fase sono state considerate trascurabili.

Il modello di dispersione utilizzato consente di simulare le concentrazioni di inquinanti derivanti dall'emissione di diverse tipologie di sorgenti. Attualmente non esistono indicazioni precise su come scegliere la geometria da assegnare alle sorgenti, soprattutto se di tipo mobile. Secondo quanto indicato dal TCEQ (Texas Commission of Environmental Quality) (1999), le sorgenti mobili possono essere simulate come aree o volumi. In questo caso si

raccomanda di utilizzare una larghezza della sorgente modificata, ottenuta sommando 6 m alla larghezza fisica della strada, per tener conto dell'estensione orizzontale della scia generata dal passaggio del mezzo.

Diversi studi dimostrano che la scelta della geometria non è un aspetto marginale e può modificare i risultati delle simulazioni. Nel dipartimento di Ingegneria Chimica e Ambientale dell'Università di Nottingham sono state condotte analisi di sensibilità sul modello UK ADMS, simulando le concentrazioni derivanti dall'emissione di una strada non pavimentata in un'ipotetica area pianeggiante. Nelle numerose simulazioni effettuate, la sorgente è stata definita alternativamente come sorgente lineare, areale, volumica e serie di sorgenti puntuali. Sono stati ottenuti risultati molto simili nelle simulazioni in cui la strada è stata definita come sorgente lineare e serie di sorgenti puntuali. Al contrario l'utilizzo di una geometria volumica ha portato a risultati non confrontabili con quelli ottenuti con le altre tipologie di sorgenti. Inoltre la risposta del modello alle diverse condizioni di stabilità atmosferica simulate è risultata meno affidabile.

Uno studio condotto da Reed e Westeman (2005) ha portato allo sviluppo di un modulo per la simulazione delle sorgenti di tipo mobile con l'utilizzo del modello ISC3 (Industrial Source Complex Model). Le emissioni totali derivanti dal transito di un mezzo su una pista sono state distribuite su un numero di sorgenti puntuali lungo il percorso. I risultati ottenuti sono stati poi confrontati con dati di concentrazione rilevati sul campo. Il modulo ha permesso di migliorare i risultati di ISC3 del 77% rispetto ai risultati ottenuti dallo stesso modello utilizzando una geometria areale per la sorgente mobile.

Sulla base dei dati di letteratura analizzati si è deciso definire la pista oggetto di studio come una serie di sorgenti puntuali con diametro pari a 5 m; tale larghezza corrisponde all'ampiezza della nuvola di polvere osservata sul campo durante il transito dei mezzi. Come suggerito da Lowndes et al. (2006), non sono stati lasciati spazi tra le sorgenti in modo da simulare l'emissione continua della strada. Il percorso tra il piazzale di deposito e il bacino sterili è lungo 1200 m; sono state dunque utilizzate 240 sorgenti puntali per simulare l'emissione derivante dal transito dei mezzi sulla pista.

Le attività di carico e scarico del materiale sono state definite come sorgenti puntuali, con diametro di 2.5 m, pari alla larghezza dei mezzi utilizzati durante le operazioni. La tabella 5.2 riassume i parametri utilizzati per la definizione delle sorgenti; le altezze di rilascio sono state stimate sulla base di quanto osservato durante le lavorazioni.



**Tabella 5.2:** Definizione delle sorgenti

sorgente	geometria	diametro [m]	altezza di rilascio [m]
carico materiale	puntuale	2.5	4
transito su pista	serie di sorgenti puntuali	5	1.5
scarico materiale	puntuale	2.5	1.5

Le emissioni di particolato generate dalle sorgenti sono state valutate con l'utilizzo dei fattori di emissione EPA, sulla base delle informazioni raccolte durante la campagna di misure. Le polveri emesse durante le fasi di carico e scarico del materiale sono state stimate con l'utilizzo dell'equazione suggerita dall'EPA (2006) per le operazioni di movimentazione di materiale da cumulo.

$$E = k \cdot 0.0016 \cdot \frac{(U/2.2)^{1.3}}{(M/2)^{1.4}}$$

Dove:

E = fattore di emissione (polveri emesse per massa di materiale movimentato) [kg/Mg];

U = velocità media del vento [m/s];

M = contenuto di umidità del materiale [%];

k = coefficiente numerico variabile a seconda della frazione granulometrica (pari a 0.74 per PM30).

Il fattore di emissione dipende dalla velocità media del vento; è stato dunque necessario calcolare diversi fattori per le diverse condizioni meteorologiche simulate e le altezze di rilascio delle sorgenti considerate. Per quanto riguarda il contenuto di umidità, è stato assunto un valore pari a 0.7 %, come suggerito dall' EPA per pietrame calcareo (EPA, 2006).

La valutazione del fattore di emissione per la fase di trasporto si è basata sui risultati dei campionamenti effettuati su un tratto della pista che collega il piazzale di deposito con il bacino sterili. Come analizzato nel capitolo precedente, i fattori di emissione sono stati ricavati sulla base delle concentrazioni rilevate dagli strumenti Respicon posizionati sulla torre di campionamento, secondo la tecnica *exposure profile*. I fattori di emissione ottenuti dal campionamento sono relativi alle frazioni PM2.5 e PM10; è stato dunque necessario stimare i valori per le polveri totali sospese. L'equazione EPA per la stima dei fattori di emissione di

strade non pavimentate suggerisce un rapporto  $\frac{EF_{PM10}}{EF_{TSP}}$  pari a 0.3. Sulla base dei fattori ricavati dai campionamenti per la frazione PM10, sono stati dunque ottenuti i seguenti fattori per TSP:

$$EF_{TSP}(\text{dumper scarico}) = \frac{812}{0.3} = 2707 \text{ g/VKT}$$

$$EF_{TSP}(\text{dumper carico}) = \frac{1560}{0.3} = 5200 \text{ g/VKT}$$

L'ipotesi assunta è coerente con i risultati degli studi condotti da Organiscak e Reed (2004), secondo cui le polveri generate dal transito su pista sono prevalentemente non respirabili e costituite per l'80% da particelle con diametro superiore a 10 µm.

La tabella 5.3 riassume i fattori di emissione utilizzati e i valori di emissione oraria inseriti nel modello per ciascuna sorgente. Le emissioni sono state calcolate sulla base delle informazioni raccolte sul campo sui reali ritmi di lavoro.

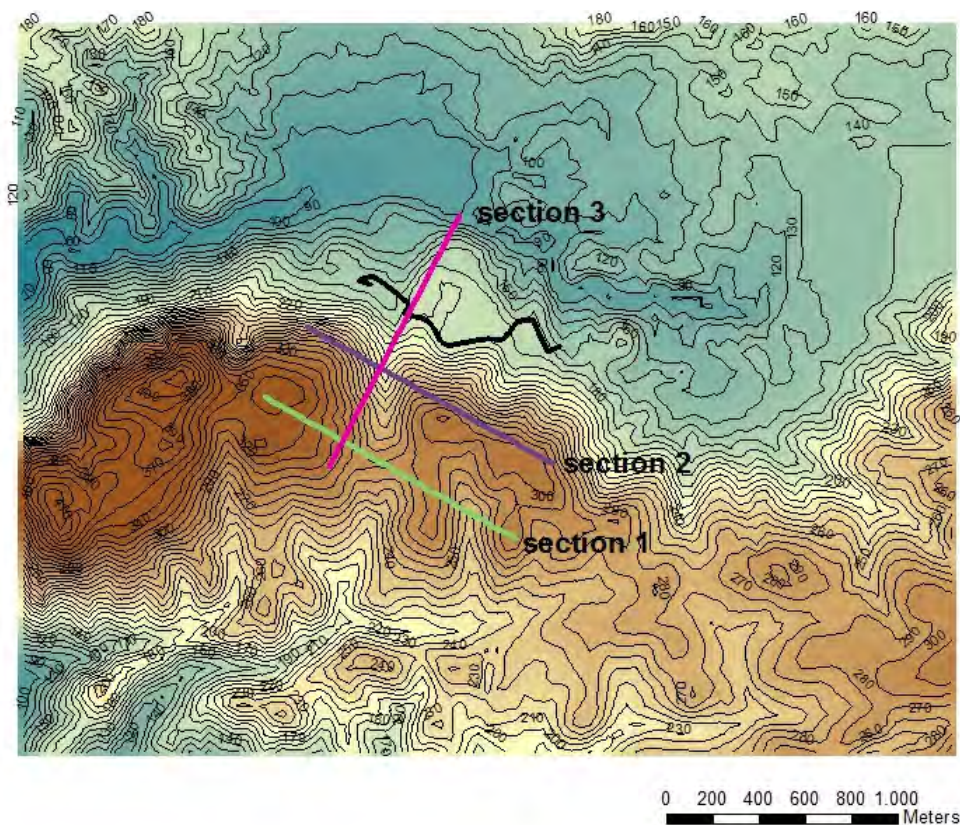
**Tabella 5.3:** EF e valori di emissione oraria per le sorgenti considerate

<b>sorgente</b>	<b>condizioni di lavoro</b>	<b>EF [g/VKT]</b>	<b>emissione oraria [g/s]</b>
trasporto	dumper scarico	2707	5.46
	dumper carico	5200	10.49
<b>sorgente</b>	<b>stabilità atmosferica</b>	<b>EF [kg/Mg]</b>	<b>emissione oraria [g/s]</b>
carico materiale	instabile	$0.17 \cdot 10^{-2}$	$7.36 \cdot 10^{-2}$
	neutra	$1.25 \cdot 10^{-2}$	$54.25 \cdot 10^{-2}$
	stabile	$0.24 \cdot 10^{-2}$	$10.24 \cdot 10^{-2}$
scarico materiale	instabile	$0.16 \cdot 10^{-2}$	$6.74 \cdot 10^{-2}$
	neutra	$1.03 \cdot 10^{-2}$	$44.81 \cdot 10^{-2}$
	stabile	$0.12 \cdot 10^{-2}$	$5.08 \cdot 10^{-2}$

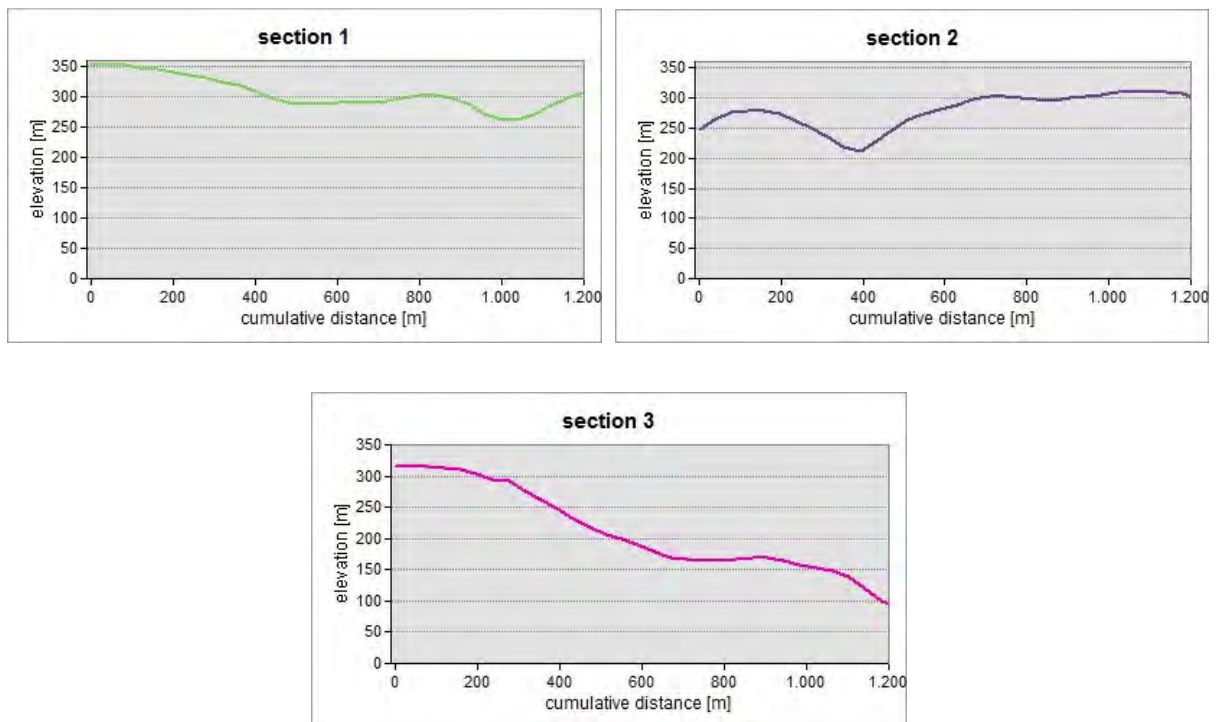
### 5.3.2 Dati di ingresso

Dopo aver determinato le emissioni da assegnare alle sorgenti, si è proceduto all'inserimento dei dati di ingresso nel modello. Le simulazioni sono state effettuate attivando le opzioni per la determinazione del campo di vento su topografia complessa e il calcolo dei valori di deposizione secca.

Il sito analizzato è posizionato ai piedi di un rilievo con quote variabili tra 50 m e 425 m s.l.m. e pendenze comprese nell'intervallo 25-75%. Le figure 5.4 e 5.5 mostrano la mappa delle isoipse con equidistanza pari a 10 m, la posizione delle sorgenti e alcune sezioni dell'area. Per includere nelle simulazioni l'effetto della topografia è necessario fornire al modello un file in formato txt che descriva la variazione spaziale della quota. È stato acquisito il modello digitale del terreno, costituito da una griglia regolare di punti con passo 10 m, elaborato dalla Regione Sardegna. Con l'utilizzo del software ArcGis è stata ritagliata l'area di interesse e il file è stato convertito in un formato compatibile con il programma di simulazione. La versione 4.2 del modello UK ADMS, utilizzata per tutte le simulazioni, consente di inserire nell'opzione per terreni con orografia complessa un numero massimo di 16500 punti. È stato dunque necessario interpolare il DEM originario e ridurre la risoluzione spaziale a un valore pari a 40 m. Sono stati effettuati alcuni test preliminari per verificare che il passaggio a una risoluzione inferiore non comportasse variazioni nei valori di concentrazione risultanti; non state rilevate differenze sostanziali nei risultati, a conferma che la risoluzione adottata è stata sufficiente per descrivere l'orografia del sito.



**Figura 5.4:** Mappa delle isoipse dell'area analizzata



**Figura 5.5:** Alcune sezioni relative all'area in esame

Le simulazioni sono state effettuate con l'obiettivo di verificare la risposta del modello alle diverse condizioni meteorologiche. Per determinare la direzione media del vento da adottare sono state analizzate le frequenze elaborate sulla base dei dati rilevati dalla stazione meteorologica di Decimomannu su un periodo di 30 anni. Come prevedibile, il vento dominante è risultato il Maestrale, la cui direzione di  $315^\circ$  risulta parallela alla valle. È stato dunque possibile studiare la dispersione del particolato lungo la valle in cui sono localizzate le sorgenti analizzate. Sono state effettuate le simulazioni anche per la direzione perpendicolare all'asse della valle ( $45^\circ$ ).

La dispersione del particolato sospeso è stata simulata per entrambe le direzioni ipotizzando condizioni atmosferiche convettive, neutrali e stabili, corrispondenti alle classi di stabilità A, D e F. Sulla base delle indicazioni reperibili in CERC 2010, sono stati inseriti i parametri di input necessari per simulare le diverse condizioni di stabilità atmosferica (Tabella 5.4).

**Tabella 5.4:** Dati meteorologici utilizzati nelle simulazioni

<b>direzione di provenienza del vento [°]</b>	<b>velocità del vento [m/s]</b>	<b>flusso di calore superficiale [W/m<sup>2</sup>]</b>	<b>altezza dello strato limite [m]</b>	<b>classe di stabilità</b>
315	1	113	1300	A
	5	0	800	D
	2	-6	100	F
45	1	113	1300	A
	5	0	800	D
	2	-6	100	F

Per includere nelle simulazioni l'effetto della deposizione secca, il modello ADMS richiede l'inserimento della distribuzione granulometrica del particolato e il valore della massa volumica delle particelle che lo costituiscono. Si è deciso di assumere le caratteristiche del materiale superficiale prelevato dalla pista come rappresentativo del particolato derivante dall'attività in esame, considerando che il transito su pista rappresenta di gran lunga la sorgente cui sono associate le maggiori emissioni. Sulla base delle analisi effettuate al picnometro sui campioni prelevati dalla pista, è stata determinata una massa volumica media pari a 2740 kg/m<sup>3</sup>; tale valore è stato dunque utilizzato per le simulazioni. Coerentemente con le ipotesi fatte nella fase di valutazione delle emissioni, si è ipotizzato che il PM10 costituisca il 30% del particolato totale emesso. Al rapporto PM2.5/PM10 è stato assegnato il valore di 0.1, in accordo con i risultati ottenuti dai campionamenti effettuati per la determinazione dei fattori di emissione.

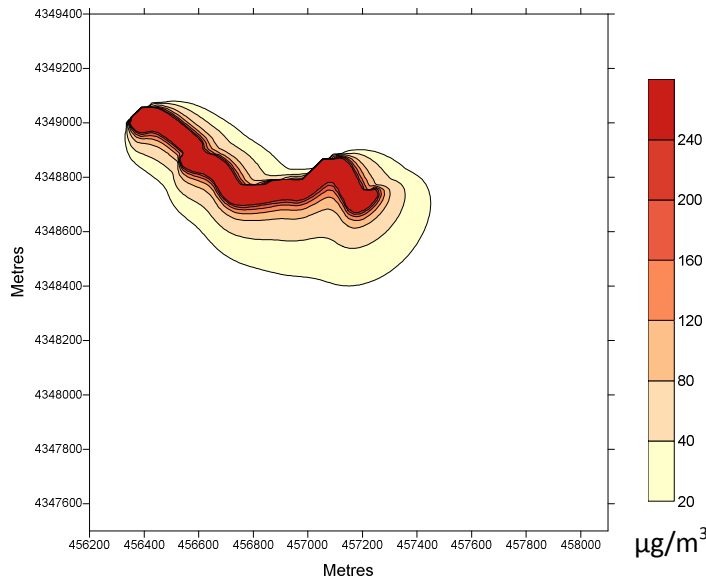
### 5.3.3 Risultati e discussione

Le prime simulazioni sono state condotte senza considerare l'effetto della topografia dell'area sulla dispersione del particolato; sono state dunque simulate le differenti condizioni di stabilità atmosferica ipotizzando un terreno pianeggiante, per entrambe le direzioni del vento considerate.

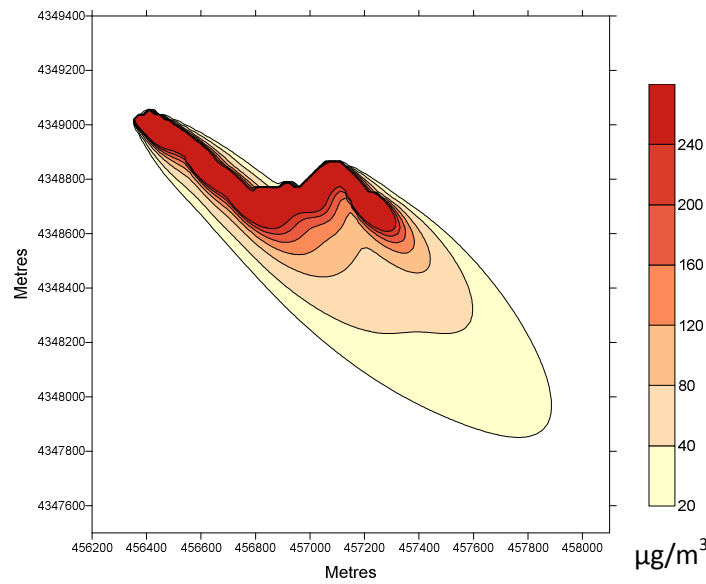
La stabilità atmosferica determina la resistenza che la troposfera oppone ai moti verticali delle particelle d'aria. La classe di stabilità A corrisponde a condizioni atmosferiche di forte instabilità o convettive, per le quali i volumi d'aria che salgono rimangono più caldi dell'aria circostante e il moto verticale è agevolato. Tale condizione favorisce la veloce dispersione dell'inquinante in senso verticale; ne risultano basse concentrazioni al suolo e rapida dissipazione. I risultati delle simulazioni effettuate mostrano infatti una ridotta dispersione

orizzontale del particolato, che assume alte concentrazioni solo in prossimità della sorgente. Distanze maggiori sono invece raggiunte dal particolato in condizioni di neutralità atmosferica (classe D), durante le quali i moti verticali non sono né favoriti né inibiti. Tali condizioni, tipiche delle giornate caratterizzate da forte nuvolosità e venti moderati o forti, favoriscono i flussi di deposizione vicino alla sorgente e la dispersione del pennacchio. Come prevedibile la massima dispersione orizzontale è stata simulata in condizioni di stabilità atmosferica (classe F), durante le quali l'altezza dello strato limite è bassa e i moti verticali sono inibiti. Le concentrazioni di particolato si mantengono alte anche a notevoli distanze dalla sorgente e la dispersione verticale del pennacchio è praticamente nulla.

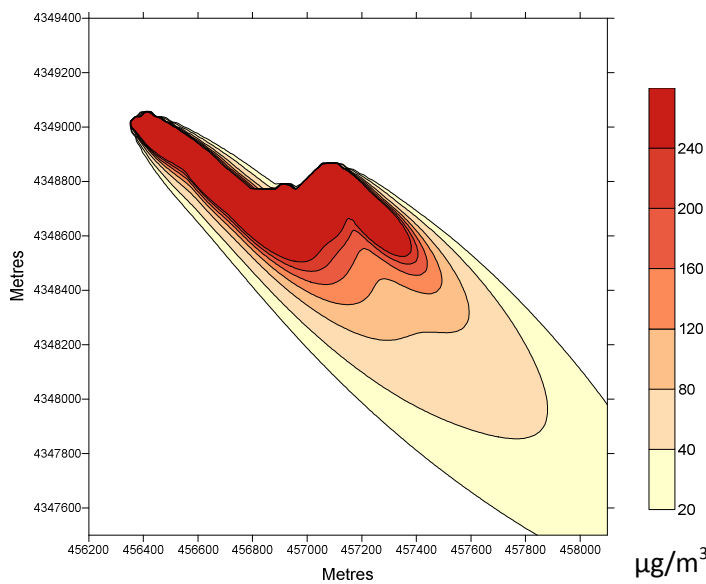
Le figure 5.6 e 5.7 mostrano i risultati delle simulazioni relative alle condizioni atmosferiche appena discusse, effettuate per le direzioni del vento 315° e 45° ipotizzando un terreno pianeggiante. Le concentrazioni medie di particolato sono espresse in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e si riferiscono a una tipica ora lavorativa.



Classe A: condizioni di instabilità atmosferica

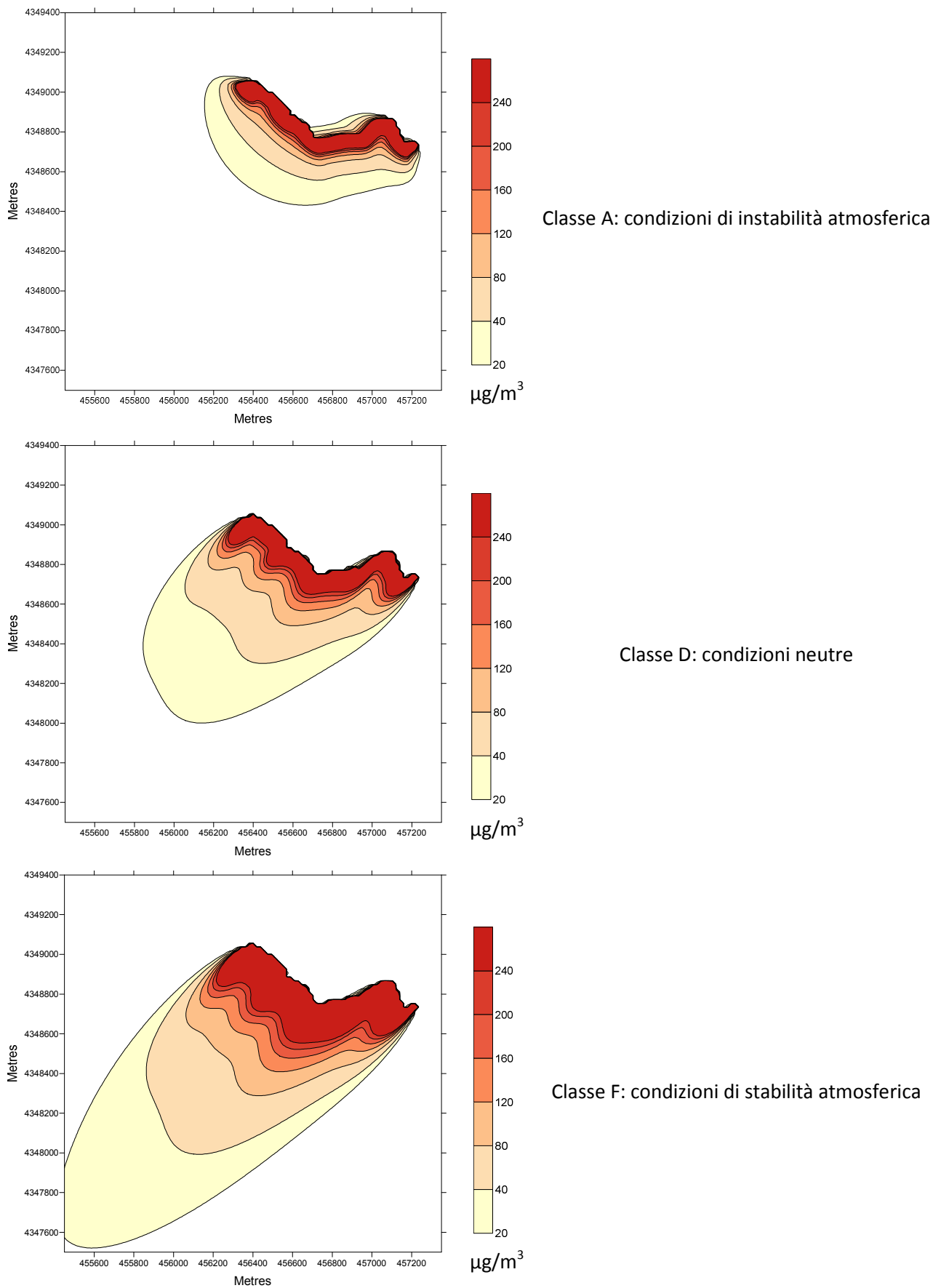


Classe D: condizioni neutre



Classe F: condizioni di stabilità atmosferica

**Figura 5.6:** Concentrazioni medie orarie per diverse condizioni di stabilità atmosferica con direzione di provenienza del vento pari a 315° (terreno pianeggiante)



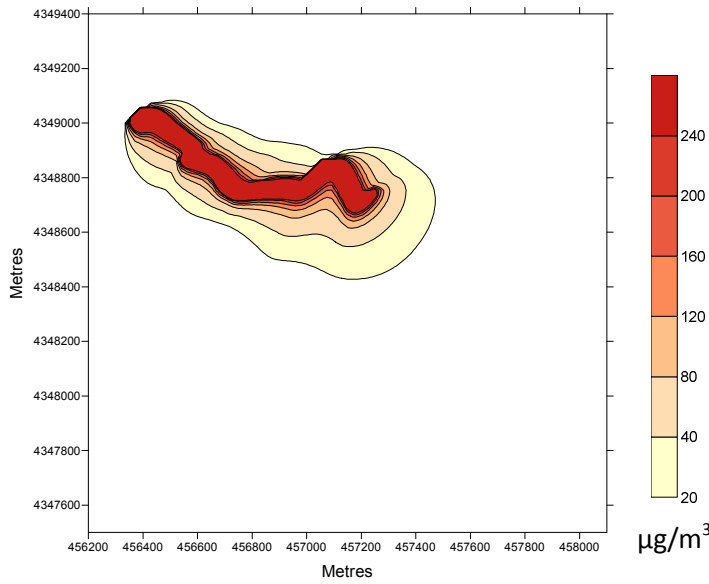
**Figura 5.7:** Concentrazioni medie orarie per diverse condizioni di stabilità atmosferica con direzione di provenienza del vento pari a  $45^\circ$  (terreno pianeggiante)



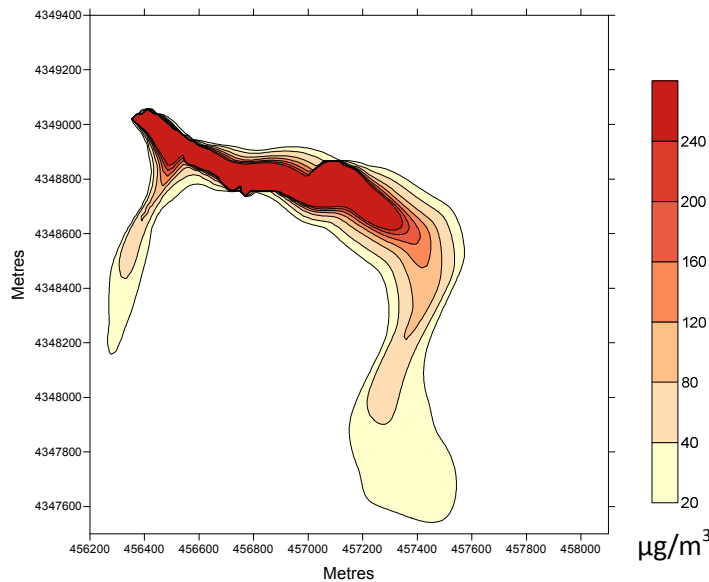
Le simulazioni appena analizzate sono state ripetute includendo tra le opzioni quella relativa alle aree ad orografia complessa, per osservare l'effetto della topografia sulla dispersione del particolato. Il vento dominante, proveniente da nord-est, ha permesso di analizzare la dispersione lungo la valle principale che caratterizza l'area in esame. Come mostrato nella figura 5.8, le tre condizioni meteorologiche simulate producono risultati molto diversi. In condizioni di instabilità atmosferica il particolato rimane confinato nelle aree prossime alle sorgenti, rendendo l'effetto della topografia quasi irrilevante. I risultati della simulazione sono del tutto simili a quelli ottenuti ipotizzando un terreno pianeggiante.

L'elevata velocità del vento che è stata assunta per simulare condizioni atmosferiche neutre ha prodotto un forte incanalamento del particolato nelle valli del rilievo. L'entità di tale fenomeno è risultata sensibile alla risoluzione adottata per ricostruire il campo di vento. ADMS consente infatti di impostare diverse risoluzioni per la definizione del campo di flusso, mantenendo lo stesso modello digitale del terreno. A parità di risoluzione spaziale utilizzata per descrivere l'orografia dell'area, è stato possibile dunque ricostruire il campo di vento in maniera più o meno dettagliata. Incrementando la risoluzione il campo di vento è simulato in modo più accurato ma i tempi necessari per l'esecuzione dei processi di calcolo aumentano. Per il caso in esame, la penetrazione del particolato nelle valli è risultata maggiore quando è stata utilizzata la risoluzione massima (figura 5.9).

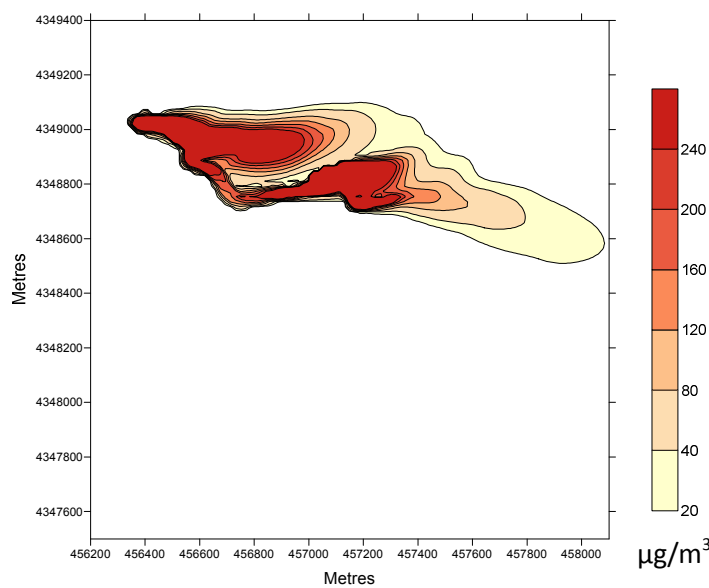
L'effetto di incanalamento non è stato invece simulato in condizioni di stabilità atmosferica, per le quali il particolato subisce una deviazione nella direzione opposta a causa dei flussi inversi simulati alla base del rilievo. La figura 5.10 mostra il campo di vento simulato a 1 m dal suolo per la classe F; le frecce, il cui modulo è proporzionale alla velocità del vento, indicano localmente la direzione del vento.



Classe A: condizioni di instabilità atmosferica

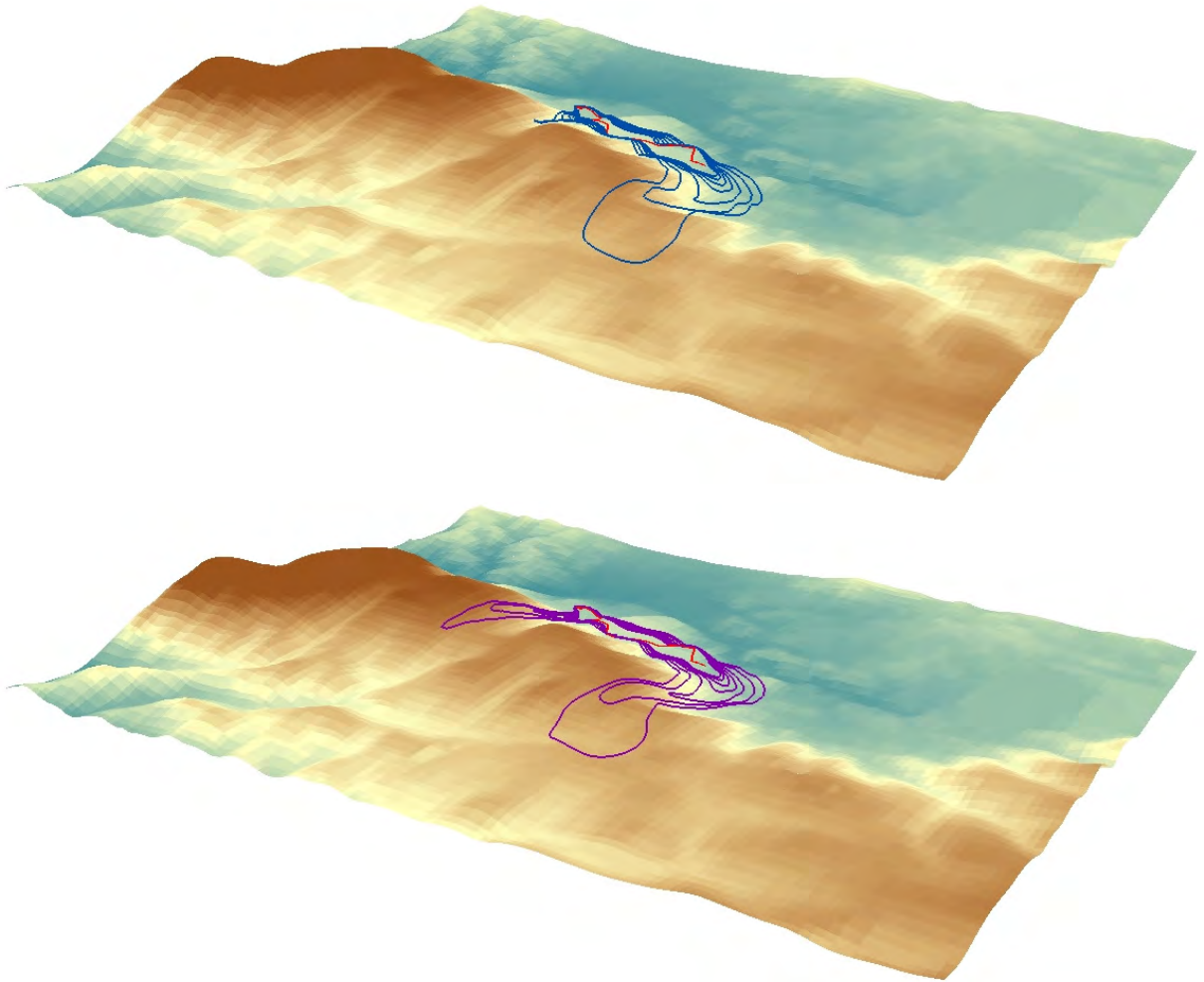


Classe D: condizioni neutre

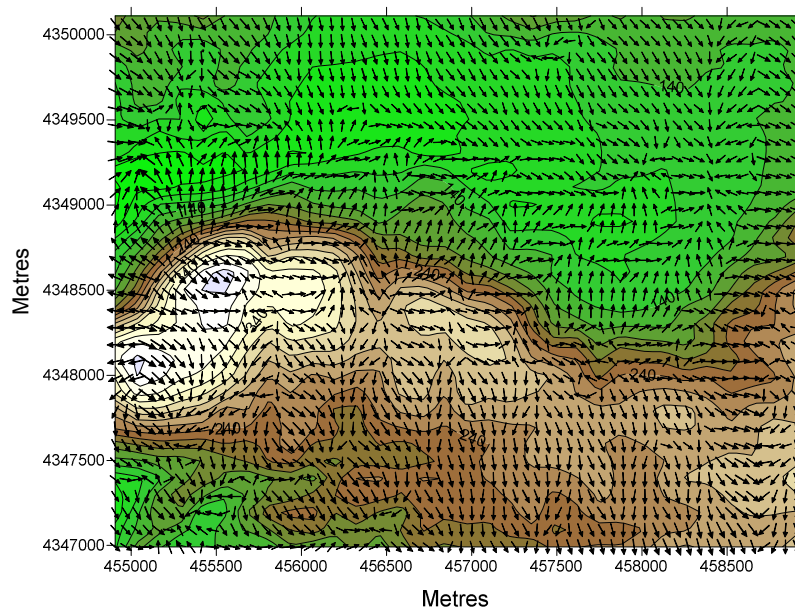


Classe F: condizioni di stabilità atmosferica

**Figura 5.8:** Concentrazioni medie orarie per diverse condizioni di stabilità atmosferica con direzione di provenienza del vento pari a 315° (topografia reale)

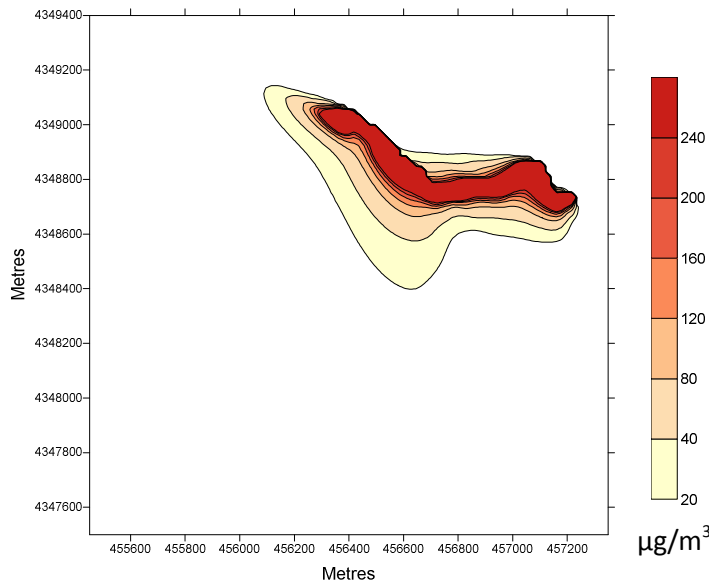


**Figura 5.9:** Viste tridimensionali delle linee di isoconcentrazione ottenute rispettivamente con minima e massima risoluzione.

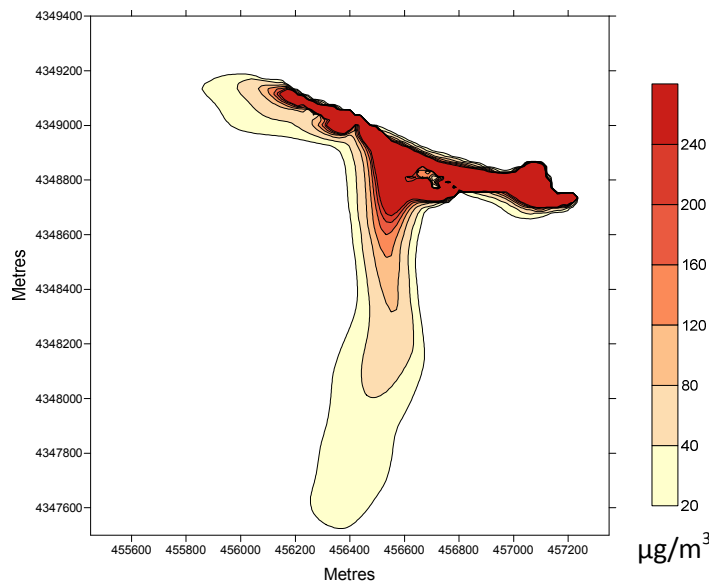


**Figura 5.10:** Ricostruzione del campo di vento a 1 m dal suolo in condizioni di stabilità (direzione media di provenienza del vento:  $315^\circ$ )

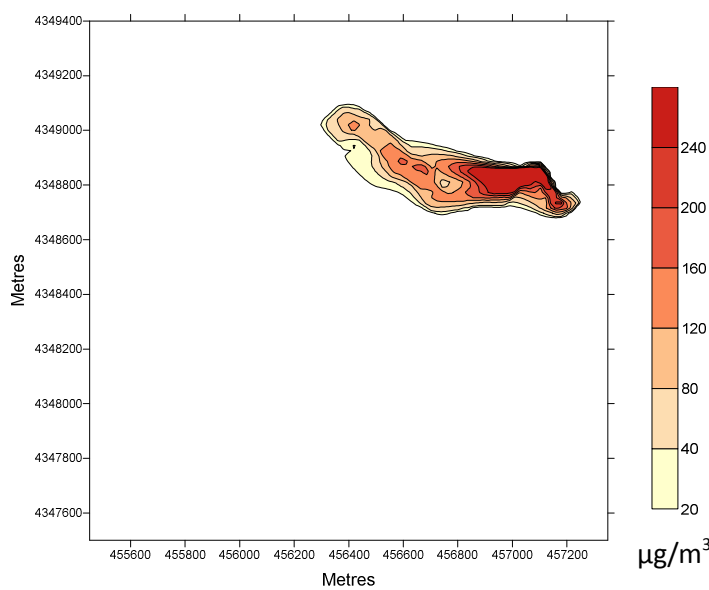
I risultati relativi alla dispersione del particolato in direzione perpendicolare all'asse del rilievo principale ( $45^\circ$  misurati da Nord) sono riportati in figura 5.11. Il particolato risulta confinato vicino alla sorgente quando le condizioni dell'atmosfera sono instabili e l'effetto della topografia non è rilevante, come ottenuto nel caso della dispersione lungo la valle. Le condizioni neutre favoriscono l'advezione del particolato a grandi distanze e il vento risulta fortemente incanalato. I risultati ottenuti per la classe F, rappresentativa di tipiche condizioni di stabilità atmosferica, sono invece inaspettati. Le condizioni atmosferiche dovrebbero favorire la dispersione orizzontale del particolato, come mostrano le simulazioni preliminari effettuate ipotizzando il terreno pianeggiante. Sulla base dei risultati ottenuti, la presenza del rilievo sembra ostacolare la dispersione orizzontale; ne risulta un confinamento del particolato addirittura superiore a quello simulato in condizioni convettive. Analizzando la ricostruzione del campo di vento, il modello simula un flusso inverso alla base del rilievo principale, come mostrato in figura 5.12. La mappa rappresenta i valori della componente longitudinale della velocità del vento nella direzione del vento medio, pari a  $45^\circ$  dalla direzione Nord. Tutta l'area sopravento del rilievo è occupata da valori negativi di tale componente, che indicano la presenza di un flusso inverso. Confrontando i campi di vento ricostruiti dal modello a diverse altezze, si nota che l'estensione areale della regione interessata da tale flusso diminuisce con la quota, diventando trascurabile a un'altezza di 30 m dal suolo. Per le stesse condizioni di stabilità atmosferica sono state effettuate simulazioni per osservare l'andamento delle concentrazioni a diverse quote dal suolo, considerando l'orografia reale e ipotizzando il terreno pianeggiante. L'entità della dispersione verticale della nuvola di particolato è risultata maggiore nelle simulazioni eseguite includendo la topografia reale. Sulla base dei risultati ottenuti con il modello ADMS sembra dunque che la presenza del rilievo nell'area oggetto di studio favorisca i moti verticali in condizioni stabili e determini al suolo bassi valori di concentrazione di particolato.



Classe A: condizioni di instabilità atmosferica

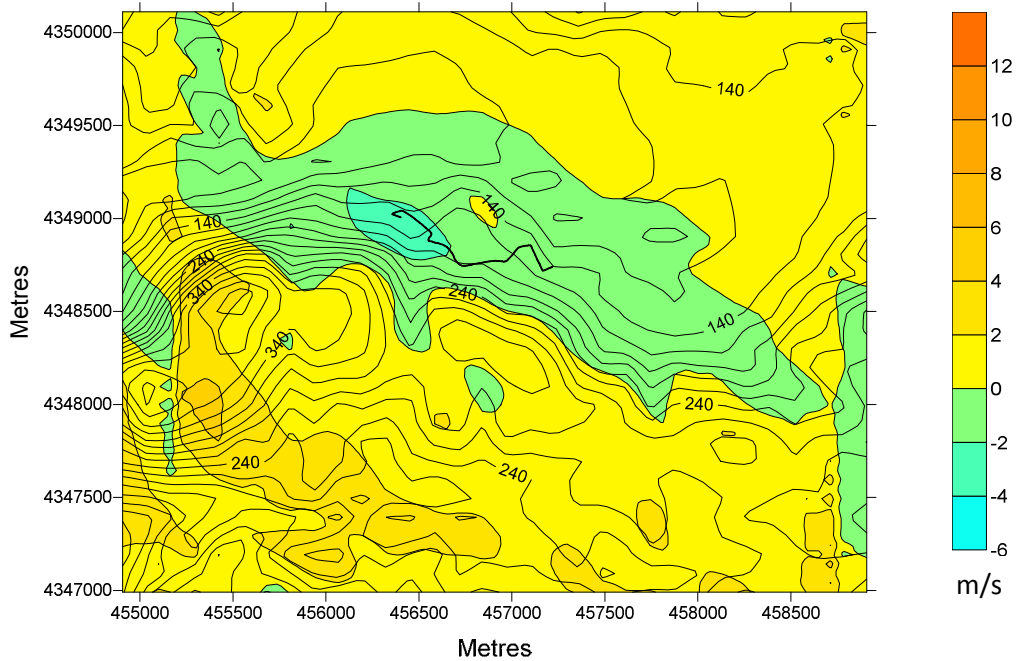


Classe D: condizioni neutre



Classe F: condizioni di stabilità atmosferica

**Figura 5.11:** Concentrazioni medie orarie per diverse condizioni di stabilità atmosferica con direzione di provenienza del vento pari a 45° (topografia reale)



**Figura 5.12:** Componente longitudinale della velocità del vento nella direzione 45° a 1 m dal suolo

Per tutte le simulazioni analizzate finora, sono stati ottenuti i valori di deposizione secca, corrispondenti alla frazione di particolato che si deposita al suolo. I risultati ottenuti per le direzioni 45° e 315° in condizioni convettive e neutre non sono sorprendenti. I valori di deposizione in condizioni di atmosfera neutra sono risultati maggiori rispetto a quelli simulati per condizioni di instabilità, sia per le simulazioni preliminari che per quelle condotte considerando l'effetto della topografia reale. Analizzando invece i risultati ottenuti nel caso della dispersione attraverso la valle (direzione del vento pari a 45°) in condizioni di stabilità atmosferica, i valori di deposizione ottenuti su terreno pianeggiante sono risultati superiori a quelli calcolati considerando la topografia reale (figura 5.13). Il risultato può essere interpretato analizzando il metodo utilizzato dal modello per il calcolo della deposizione secca.

La velocità di deposizione è composta da una componente diffusiva ( $v'_d$ ) e una legata agli effetti della gravità ( $v_s$ ). La componente diffusiva  $v'_d$  varia al variare delle condizioni meteorologiche ed è stimata dal modello sulla base della seguente relazione:

$$\frac{1}{v'_d} = r_a + r_b + r_s$$

Nell'equazione il termine  $r_a$  rappresenta la resistenza aerodinamica della particella e dipende principalmente dal grado di turbolenza atmosferica. Il secondo termine ( $r_b$ ) rappresenta invece l'azione del quasi-laminar layer, il sottile strato d'aria che sovrasta l'interfaccia aria-suolo

interessato dai moti di tipo browniano. L'ultima termine ( $r_s$ ) rappresenta l'interazione tra inquinante e suolo e assume valori nulli per il particolato. (APAT, 2003). La componente  $v_s$  è spesso denominata velocità terminale o velocità di sedimentazione e dipende esclusivamente dalle caratteristiche delle particelle (diametro e densità). La velocità di deposizione è ottenuta dalla combinazione delle due componenti secondo la relazione:

$$v_d = \frac{v_s}{1 - \exp\left(-\frac{v_s}{v_d}\right)}$$

Definita la velocità di deposizione delle particelle, il modello assume la quantità di particolato che si deposita al suolo proporzionale alle concentrazioni simulate al livello del suolo e calcola i valori di deposizione secca sulla base della seguente equazione (CERC 2010):

$$F = v_d \cdot C(x, y, 0)$$

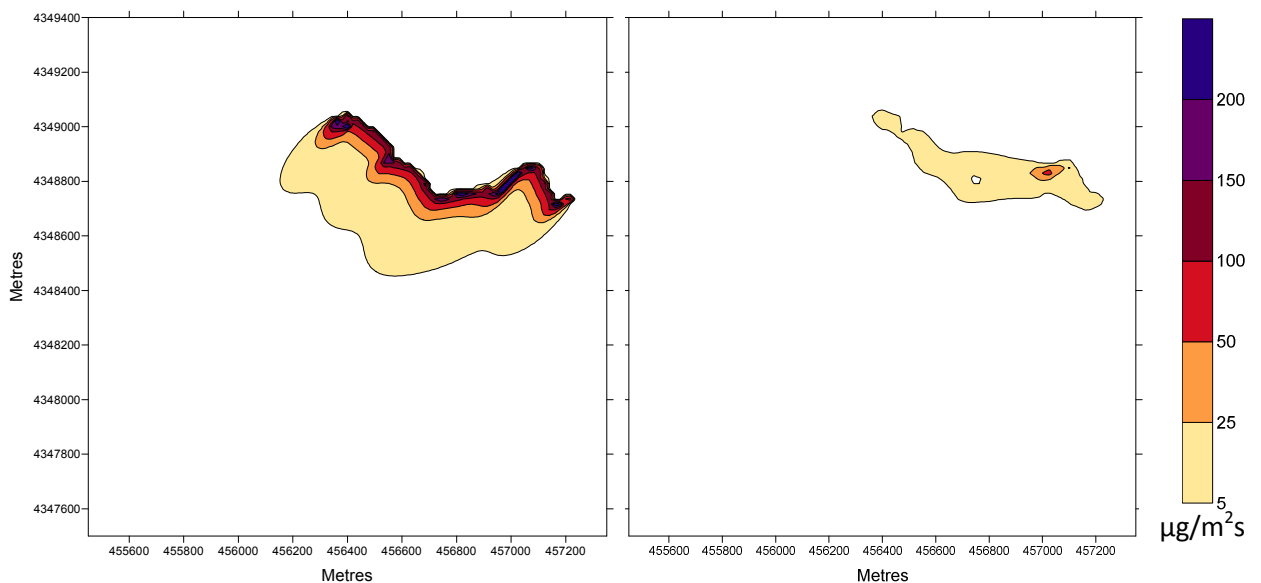
dove:

$F$  = quantità di particolato depositato nell'area unitaria per unità di tempo [ $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{s}$ ];

$v_d$  = velocità di deposizione [m/s];

$C(x,y,0)$  = concentrazione di particolato calcolata al suolo.

Secondo questa metodologia, a bassi valori di concentrazione al suolo corrispondono bassi valori di deposizione secca. I risultati ottenuti andrebbero validati con un'opportuna campagna di misure, che potrebbe essere utile per verificare l'affidabilità delle previsioni fornite dal modello.



**Figura 5.13:** Particolato depositato in condizioni di stabilità atmosferica ipotizzando il terreno pianeggiante (grafico a sinistra) e utilizzando la topografia reale (grafico a destra)

#### **5.4 Simulazione delle attività campionate**

Sono state selezionate alcune attività lavorative in svolgimento durante la campagna di misure nei cantieri oggetto di studio, con l'obiettivo di verificare la dispersione di particolato derivante. Tali attività coincidono con quelle esaminate nel capitolo precedente, relativo ai campionamenti per la caratterizzazione delle emissioni. Le simulazioni sono state condotte per le frazioni PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>, che attualmente rappresentano le frazioni granulometriche normate sia in ambito nazionale che europeo. Tutti i risultati sono presentati in termini di concentrazioni medie giornaliere di particolato. Per ogni scenario è stato incluso l'effetto della topografia reale; il fenomeno di deposizione secca è stato invece considerato trascurabile, vista la dimensione ridotta delle frazioni analizzate. I dati meteorologici inseriti nel modello sono stati registrati dalle stazioni meteorologiche vicine ai siti di interesse, gestiti dall'ARPAS. Per le attività 1 e 2 sono stati utilizzati i dati della stazione meteorologica di Iglesias; le variabili meteo registrate dalla stazione di Samassi sono state invece assunte rappresentative delle condizioni meteorologiche nel sito minerario di Furtei. Il modello riceve in ingresso i dati orari per le principali variabili meteorologiche, quali direzione e velocità del vento, umidità relativa, ecc. I valori utilizzati hanno frequenza oraria e per ciascuna attività si riferiscono all'effettiva giornata di campionamento. ADMS consente di inserire emissioni variabili nel tempo; per ricostruire gli scenari in modo più realistico è stata dunque assunta un'emissione oraria nulla durante le ore non lavorative.

Nelle sezioni seguenti sono presentati le fasi di selezione delle sorgenti e valutazione delle emissioni, i dati di input utilizzati e i risultati ottenuti per ciascuna delle quattro attività esaminate.

##### Attività 1

La prima attività analizzata è finalizzata al ricoprimento di una discarica con terreno vegetale nell'area mineraria di Monteponi. La fase è stata eseguita con l'utilizzo di una pala meccanica gommata, con la quale il materiale è stato prelevato dal piazzale di deposito e trasportato in prossimità della discarica per un breve tratto di pista. Con l'utilizzo di un miniescavatore il terreno è stato poi steso sulla superficie della discarica. Sulla base di quanto osservato durante i campionamenti, sono state considerate come sorgenti di polveri il trasporto e le operazioni di scarico del materiale. Il contributo delle fasi di carico e stesa del materiale è stato invece considerato trascurabile, vista la ridotta altezza di rilascio. Le emissioni derivanti dal trasporto su pista sono state simulate utilizzando una serie di sorgenti puntuali, con diametro e altezza di rilascio pari a 2 m. In assenza di fattori di emissione specifici per la pista, è stata utilizzata

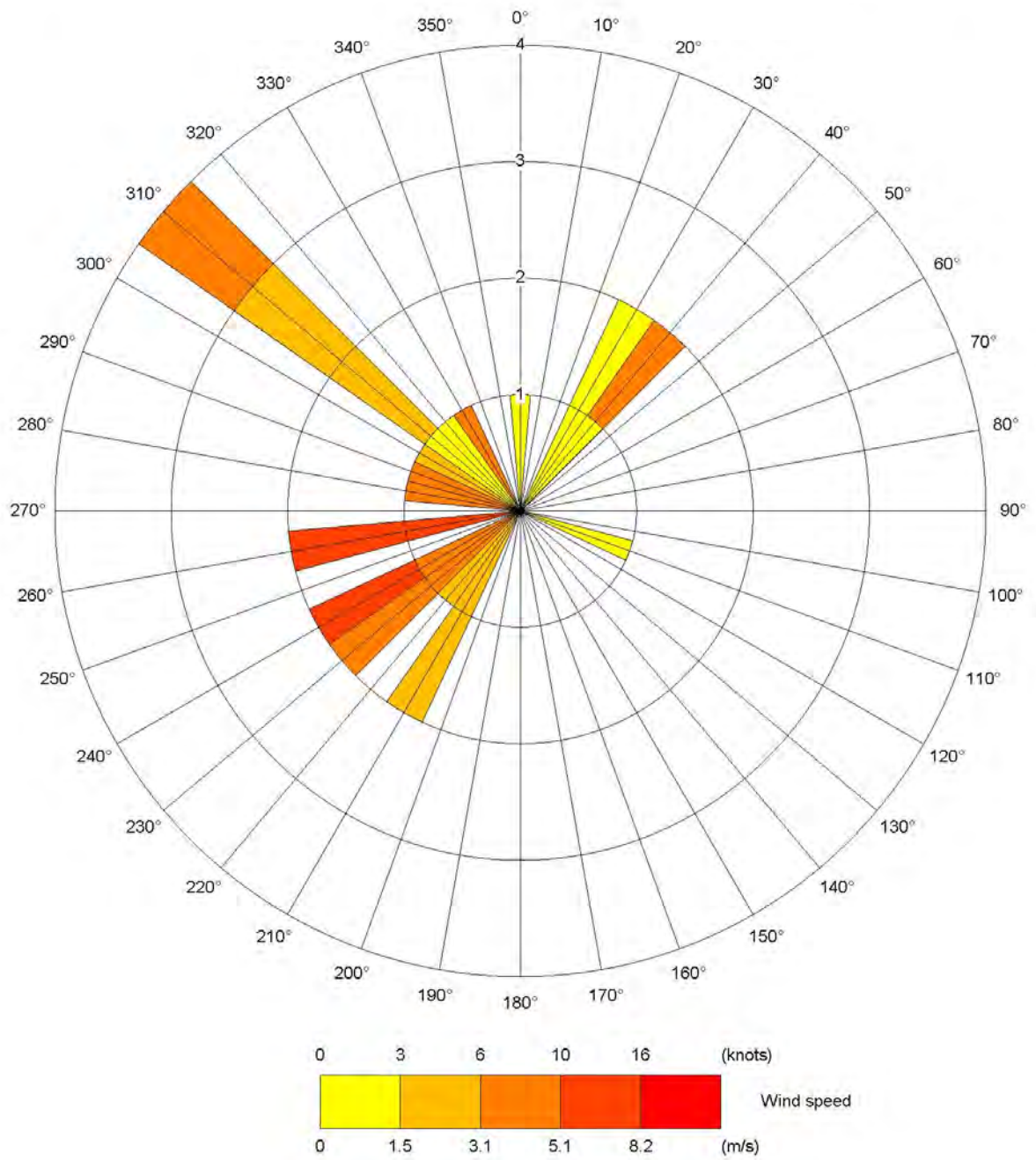


l'equazione suggerita dall'EPA per la stima delle emissioni da strade non pavimentate (EPA, 2006). Utilizzando i dati di peso della pala meccanica scarica e con benna carica e i risultati delle analisi granulometriche sul materiale superficiale della pista sono stati stimati i fattori di emissione per la frazione PM2.5 e PM10. Le emissioni derivanti dalle operazioni di scarico del terreno vegetale sono state stimate con l'equazione EPA per la movimentazione di materiale da cumulo. La tabella 5.5 riassume i fattori e i valori di emissione delle sorgenti utilizzati nelle simulazioni per le due frazioni di particolato.

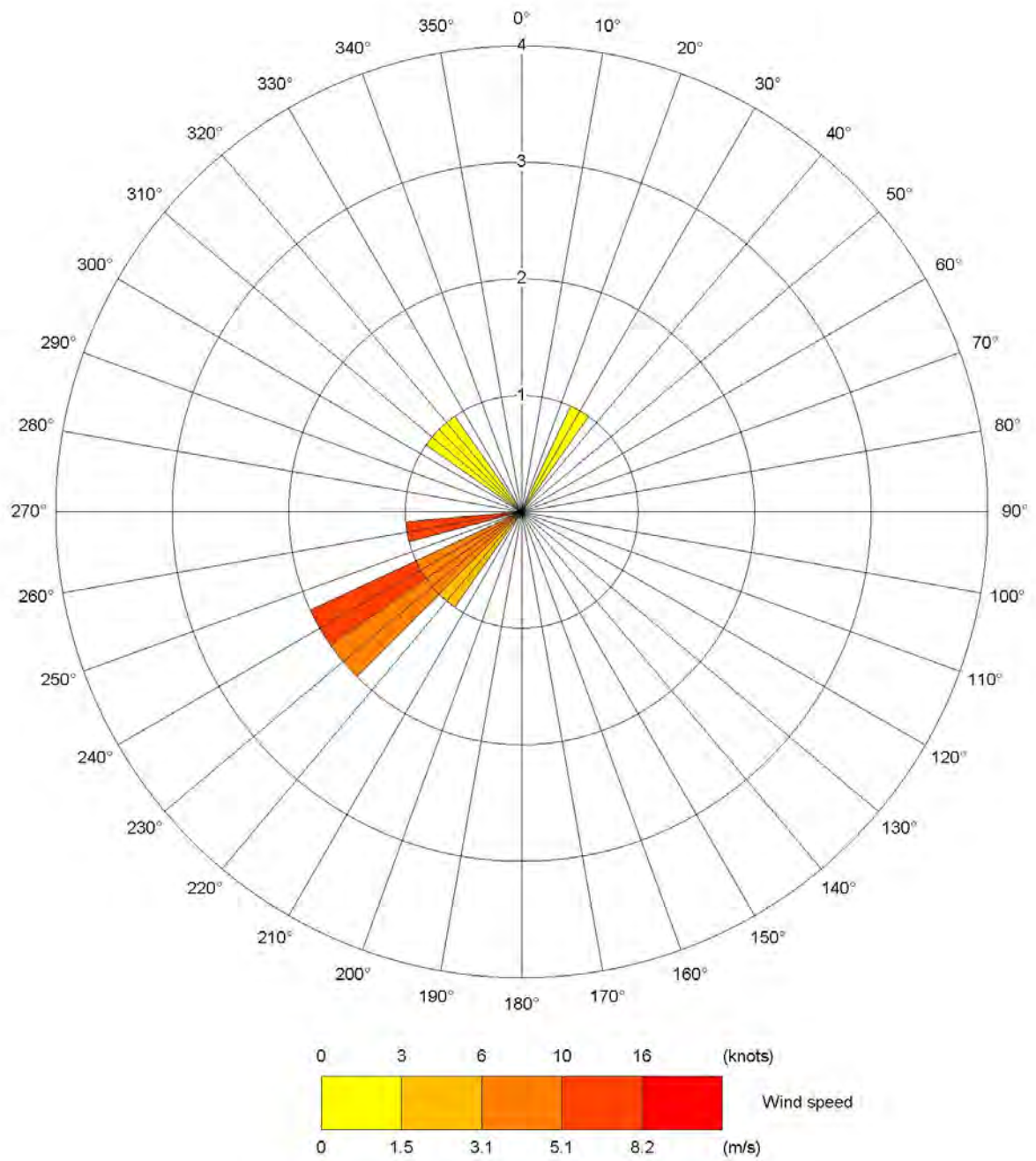
**Tabella 5.5:** EF e valori di emissione per l'attività 1

sorgente	PM2.5		PM10	
	EF [g/VKT]	emissione [g/s]	EF [g/VKT]	emissione [g/s]
trasporto (pala scarica)	165	0.06	1650	0.63
trasporto (pala carica)	186	0.07	1863	0.71
sorgente	EF [kg/Mg]	emissione [g/s]	EF [kg/Mg]	emissione [g/s]
scarico materiale	$0.002 \cdot 10^{-2}$	$0.025 \cdot 10^{-2}$	$0.014 \cdot 10^{-2}$	$0.163 \cdot 10^{-2}$

Le figure 5.14 e 5.15 mostrano i dati di vento relativi rispettivamente all'intera giornata e alle sole ore lavorative. I risultati delle simulazioni per le frazioni PM2.5 e PM10 sono invece riportati in figura 5.16.



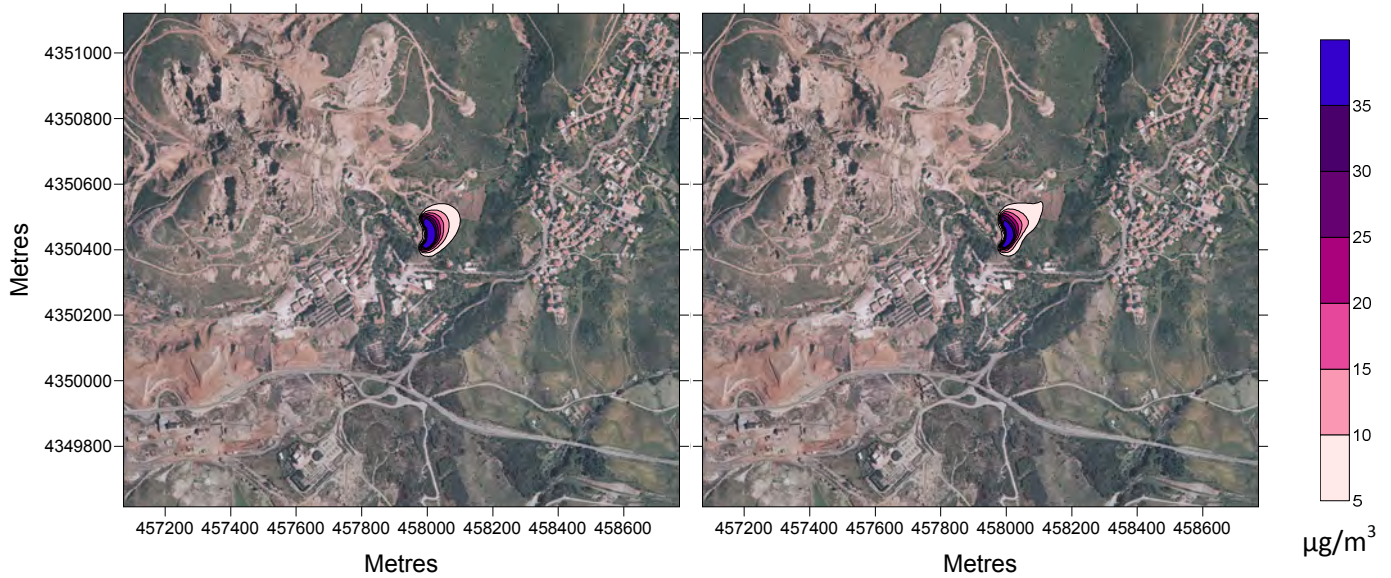
**Figura 5.14:** Dati di vento relativi all'intera giornata per l'attività 1



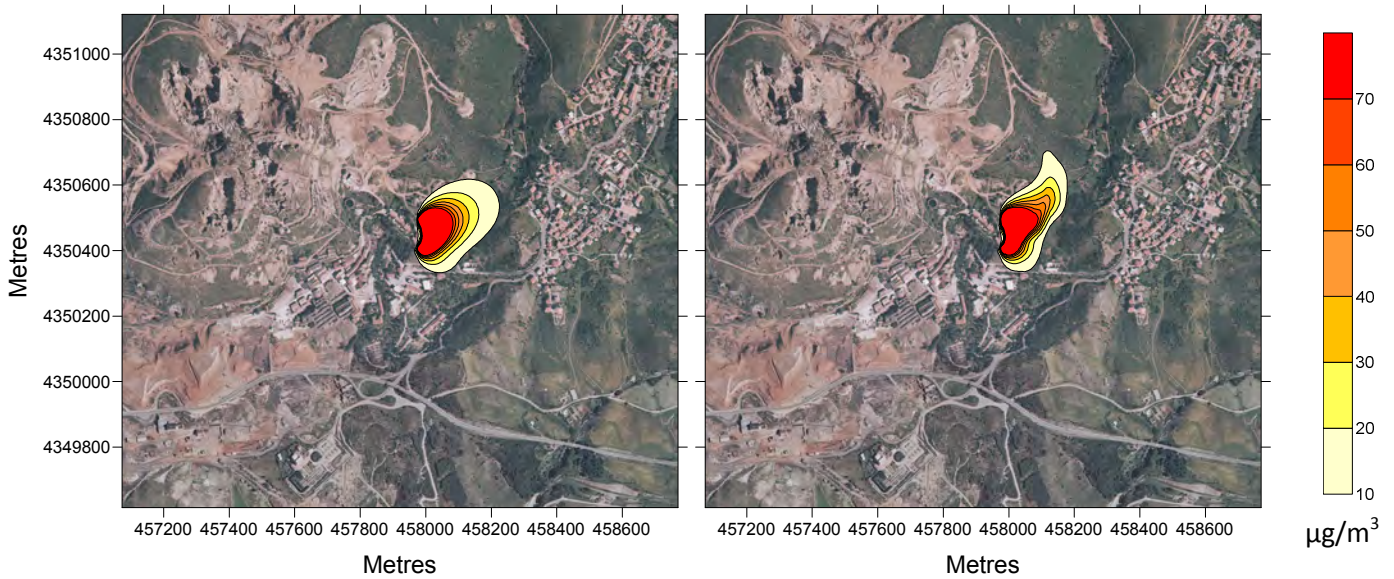
**Figura 5.15:** Dati di vento relativi alle ore lavorative per l'attività 1

# ATTIVITA' 1

## PM2.5



## PM10



**Figura 5.16:** Concentrazioni medie giornaliere simulate ipotizzando terreno pianeggiante (mappa a sinistra) e utilizzando l'orografia reale (mappa a destra) per le frazioni PM2.5 e PM10

I risultati delle simulazioni mostrano che le concentrazioni di particolato si mantengono ampiamente al di sotto dei limiti di legge a breve distanza dalle sorgenti. Il fatto che le emissioni avvengano in condizioni di instabilità favorisce i moti convettivi e determina una veloce dispersione del particolato. Dal confronto tra i dati di vento e i risultati delle simulazioni è possibile notare come le condizioni meteorologiche registrate durante le ore lavorative siano quelle che condizionano maggiormente la dispersione del particolato. Nonostante la direzione del vento fosse favorevole alla dispersione del particolato verso il centro abitato, i bassi valori di emissione fanno sì che le concentrazioni registrino bassi valori in corrispondenza del recettore. Sulla base delle condizioni di vento simulate e dei risultati ottenuti, la topografia dell'area provoca inoltre una parziale deviazione del particolato, ostacolando la dispersione in direzione del centro abitato.

### Attività 2

L'attività simulata ha avuto come obiettivo il ricoprimento di una discarica con materiale drenante e coincide con quella analizzata nei paragrafi precedenti, relativi all'analisi di sensibilità del modello. La selezione e la caratterizzazione delle sorgenti è stata condotta coerentemente a quanto descritto in precedenza. Le emissioni sono state valutate sulla base dei fattori di emissione campionati, relativamente alla fase di trasporto del materiale su pista. Per la fase di carico e scarico è stato invece utilizzato il fattore di emissione suggerito dall'EPA per le operazioni di movimentazione di materiale da cumulo (EPA, 2006). La tabella che segue riassume i fattori e i valori di emissione utilizzati durante le simulazioni per le due frazioni di interesse.

**Tabella 5.6:** EF e valori di emissione per l'attività 2

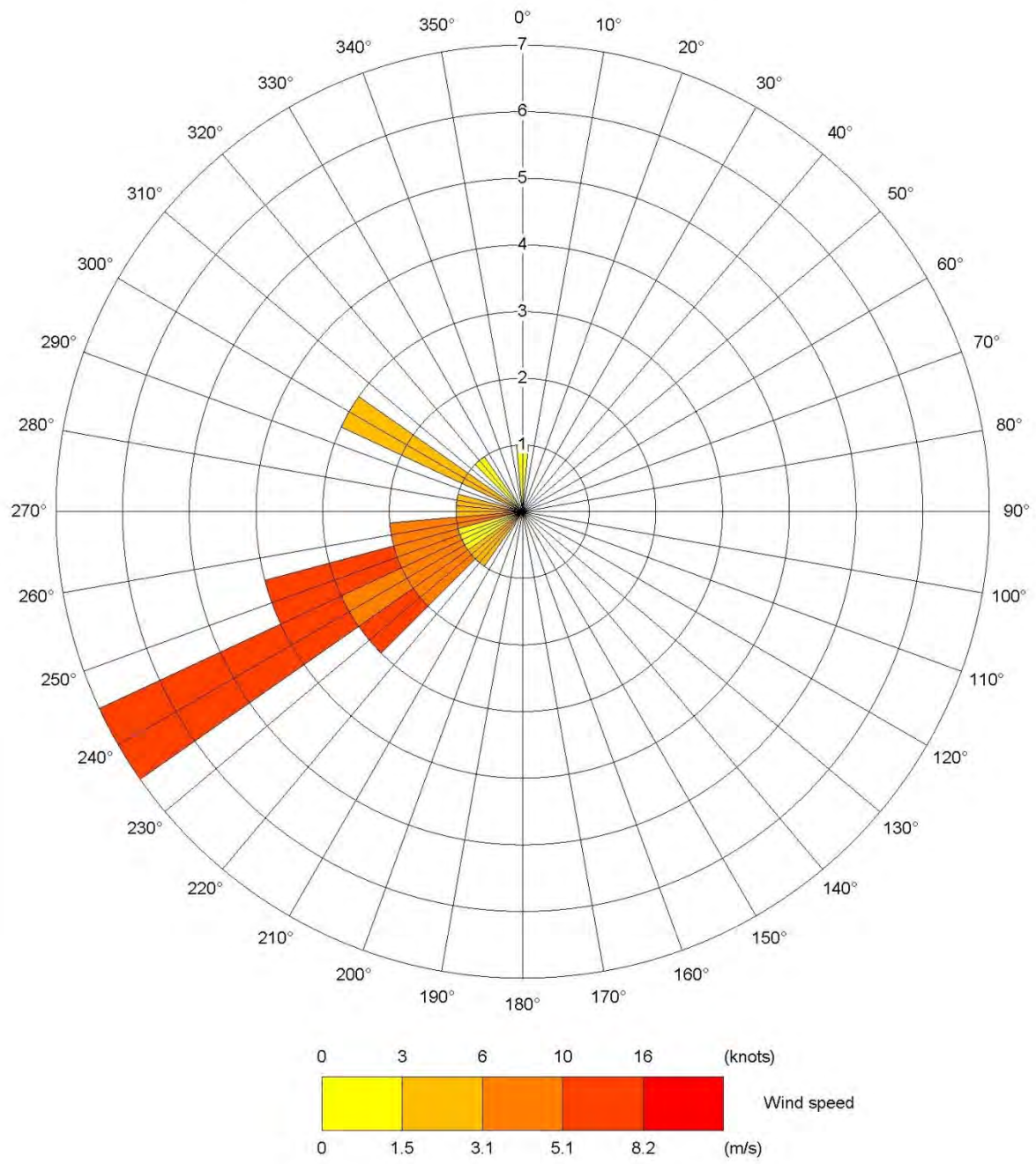
sorgente	PM2.5		PM10	
	EF [g/VKT]	emissione [g/s]	EF [g/VKT]	emissione [g/s]
trasporto (dumper scarico)	100	0.20	812	1.64
trasporto (dumper carico)	158	0.32	1560	3.15
sorgente	EF [kg/Mg]	emissione [g/s]	EF [kg/Mg]	emissione [g/s]
carico materiale	$0.10 \cdot 10^{-2}$	$4.34 \cdot 10^{-2}$	$0.66 \cdot 10^{-2}$	$28.66 \cdot 10^{-2}$
scarico materiale	$0.08 \cdot 10^{-2}$	$3.82 \cdot 10^{-2}$	$0.58 \cdot 10^{-2}$	$25.23 \cdot 10^{-2}$

I grafici delle figure 5.17 e 5.18 mostrano i dati di vento relativi alla giornata di campionamento dell'attività 2. Come per l'attività analizzata precedentemente, i risultati delle

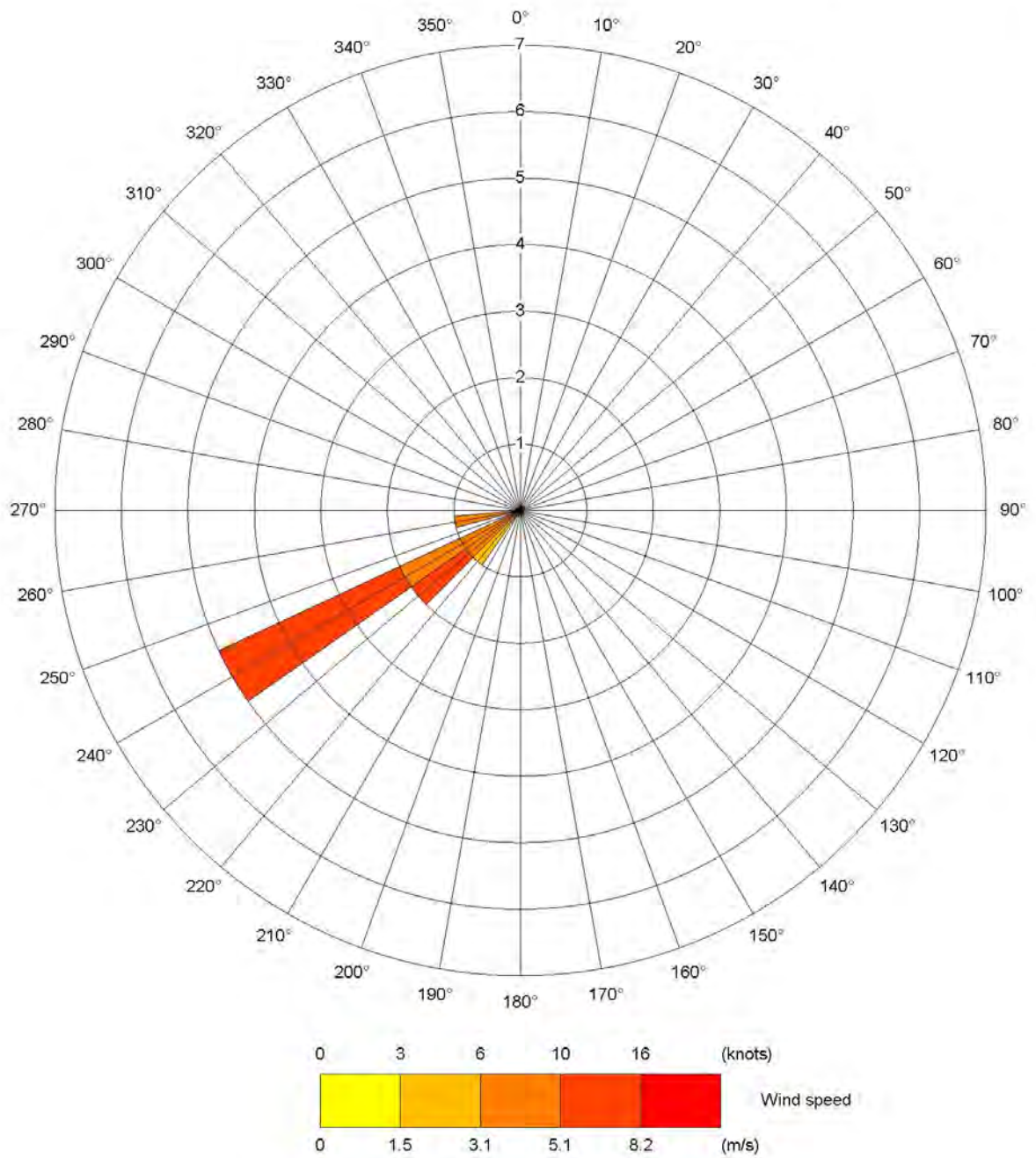
simulazioni sono influenzati in modo rilevante dai valori di vento registrati durante le ore di lavoro, quelle durante le quali avviene effettivamente l'emissione di particolato.

Le concentrazioni medie giornaliere simulate sono presentate nella figura 5.19. L'orografia del sito sembra provocare una leggera deviazione al fenomeno di dispersione del particolato, i cui valori di concentrazione giornaliera risultano al di sotto dei limiti di legge a breve distanza dalle sorgenti. Per entrambe le frazioni il particolato assume valori significativi di concentrazione solo nelle immediate vicinanze dell'area di lavoro e in corrispondenza dei possibili recettori (come la strada statale e i vicini centri abitati) i valori di PM2.5 e PM10 sono bassi.

Il modello utilizzato consente di visualizzare il contributo delle singole sorgenti; come prevedibile dalla fase di valutazione delle emissioni, il trasporto su pista produce la gran parte del particolato disperso in atmosfera generato dall'attività analizzata (figura 5.20).



**Figura 5.17:** Dati di vento relativi all'intera giornata per l'attività 2

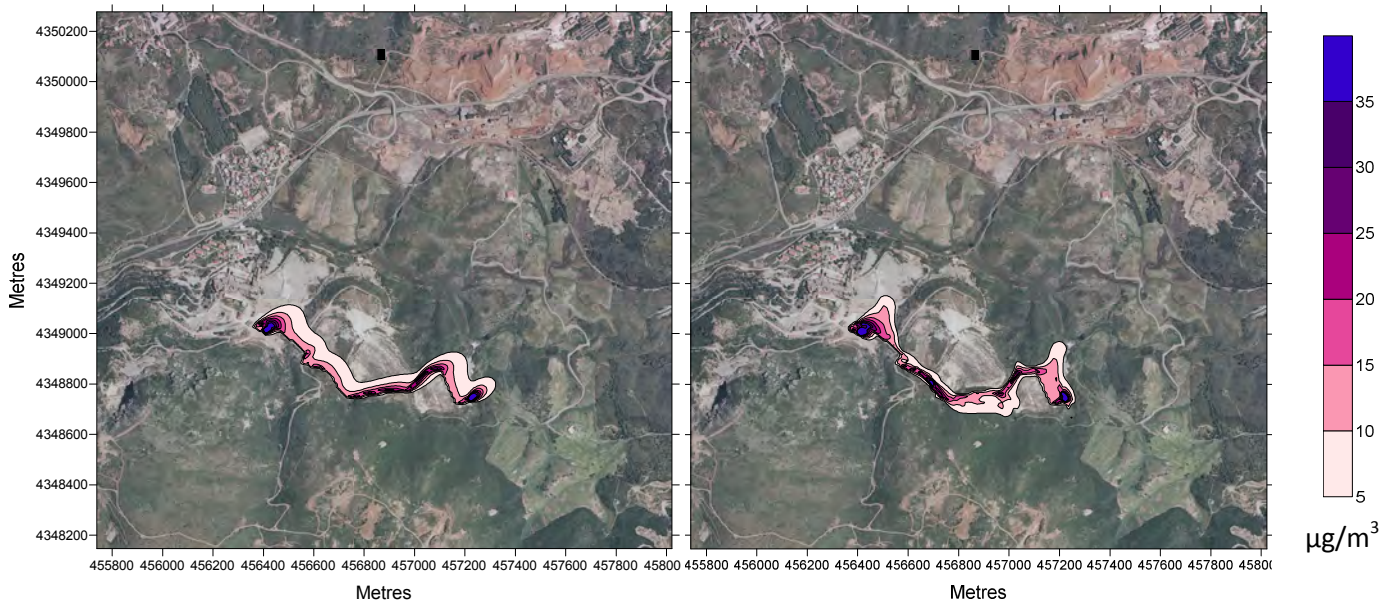


**Figura 5.18:** Dati di vento relativi alle ore lavorative per l'attività 2

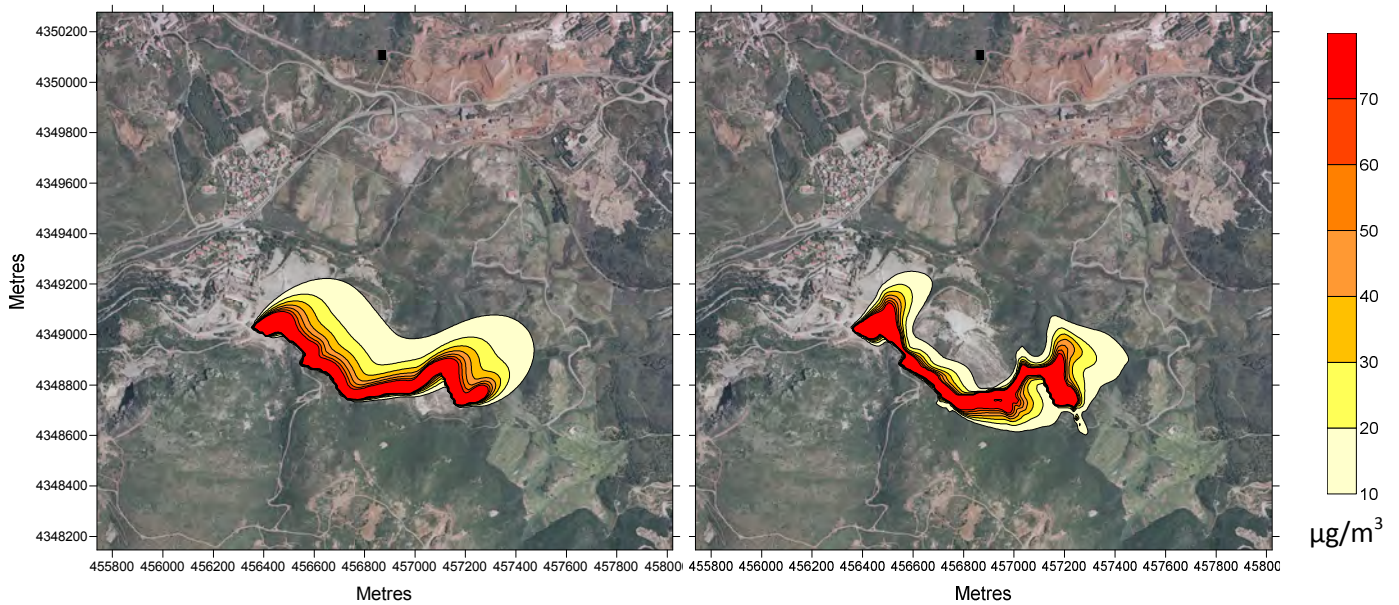


## ATTIVITA' 2

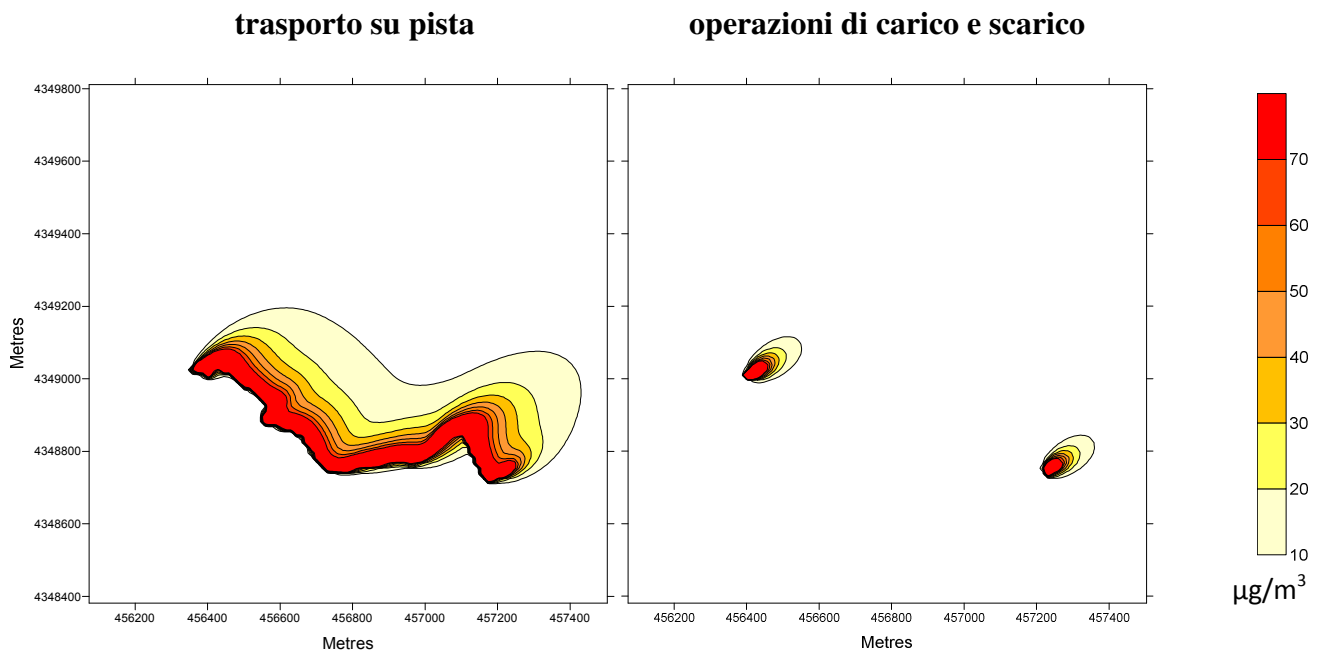
### PM2.5



### PM10



**Figura .19:** Concentrazioni medie giornaliere simulate ipotizzando terreno pianeggiante (mappa a sinistra) e utilizzando l'orografia reale (mappa a destra) per le frazioni PM2.5 e PM10



**Figura 5.20:** Contributo delle diverse sorgenti alla dispersione di particolato su terreno pianeggiante per la frazione PM10

### Attività 3

Durante l'attività 3 una pala gommata ha operato per spianare e sistemare un piazzale di lavoro, nel sito minerario di Furtei. Non essendo stato possibile ricavare fattori di emissione specifici per la lavorazione, è stata utilizzata un'equazione suggerita dall'EPA per operazioni di spianamento su terreno superficiale. L'equazione, riportata di seguito per il particolato totale, è inserita nell'AP-42 Document e deriva da campionamenti effettuati durante le lavorazioni in alcune miniere di carbone a cielo aperto negli Stati Uniti.

$$EF = \frac{2.6 \cdot s^{1.2}}{M^{1.3}}$$

Dove:

EF = fattore di emissione per TSP, espresso in kg/h;

s = contenuto di silt del materiale superficiale [%];

M = contenuto di umidità del materiale superficiale [%].

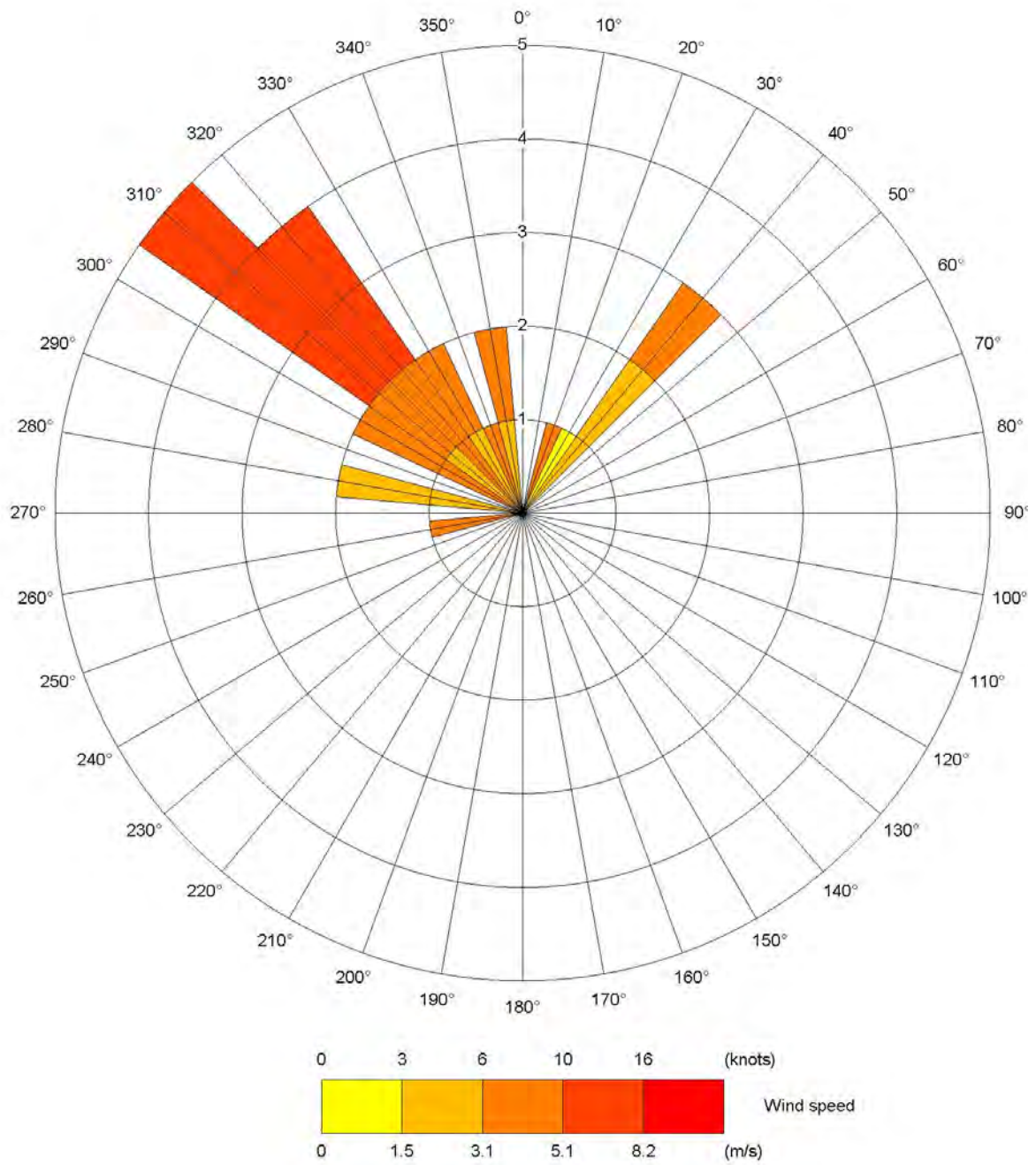
Applicando gli opportuni coefficienti di correzione (EPA,1998), sono stati ricavati i fattori di emissione per le frazioni PM2.5 e PM10, utilizzando i risultati delle analisi sui campioni prelevati nel sito. I valori di emissione ricavati sono riportati nella tabella 5.7.

**Tabella 5.7:** Valori di emissione di particolato PM2.5 e PM10 per l'attività 3

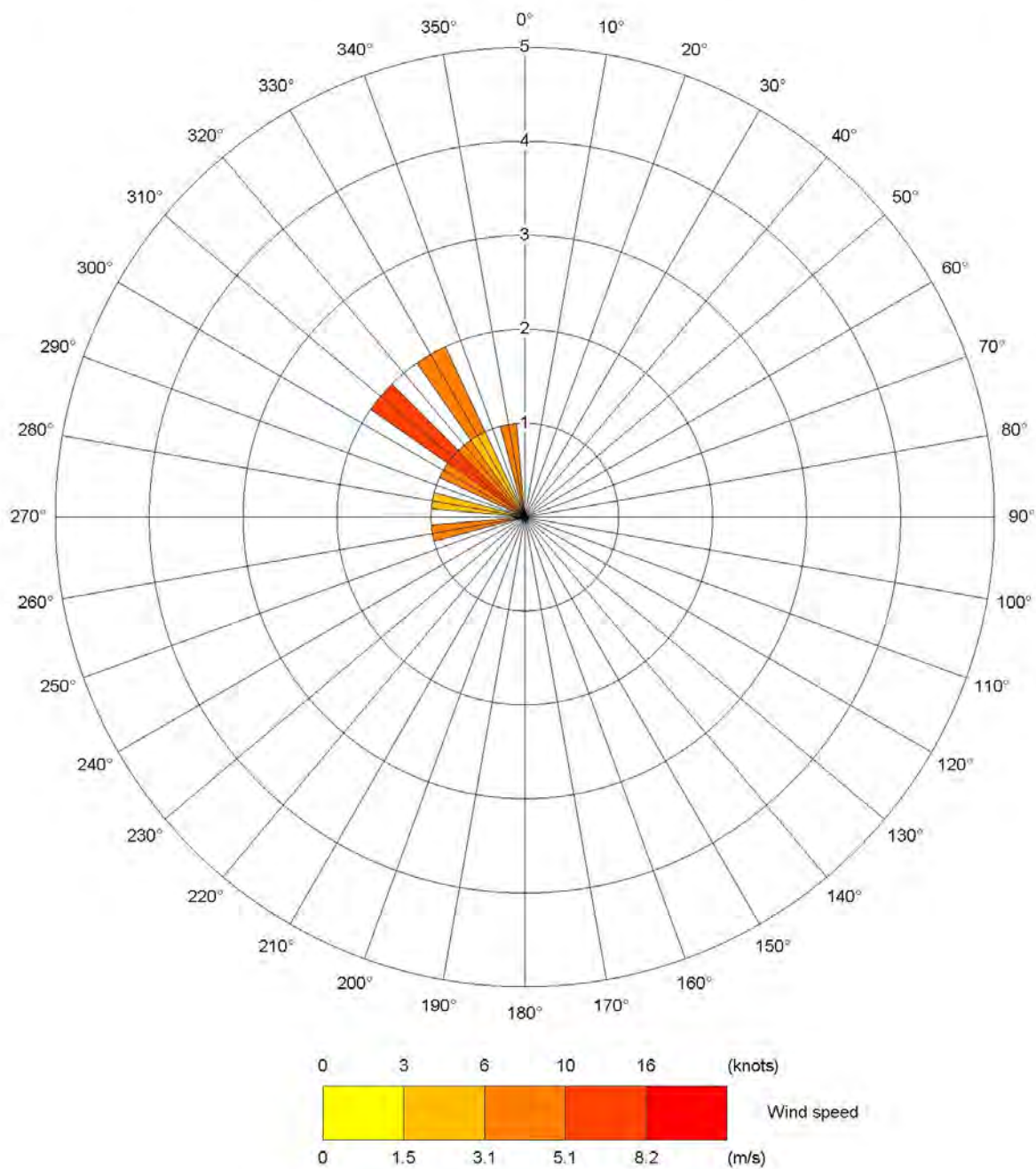
<b>emissione [g/s]</b>	
<b>PM2.5</b>	<b>PM10</b>
0.036	0.054

Per simulare le emissioni è stata utilizzata una sorgente areale con superficie pari a quella del piazzale (521 m<sup>2</sup>) e altezza di rilascio di 1 m.

Nelle figure 5.21 e 5.22 sono mostrati i dati di vento registrati durante la giornata di campionamento. I risultati delle simulazioni ottenute considerando l'effetto della topografia sono invece riportati in figura 5.23. La dispersione di particolato derivante dall'attività è risultata irrilevante, per entrambe le frazioni granulometriche. Il dato è interpretabile considerando i bassi valori di emissione utilizzati per le simulazioni e risulta in linea con i campionamenti effettuati, sulla base dei quali non è stato possibile valutare le concentrazioni medie di PM2.5 e PM10 neanche a breve distanza dalla sorgente.



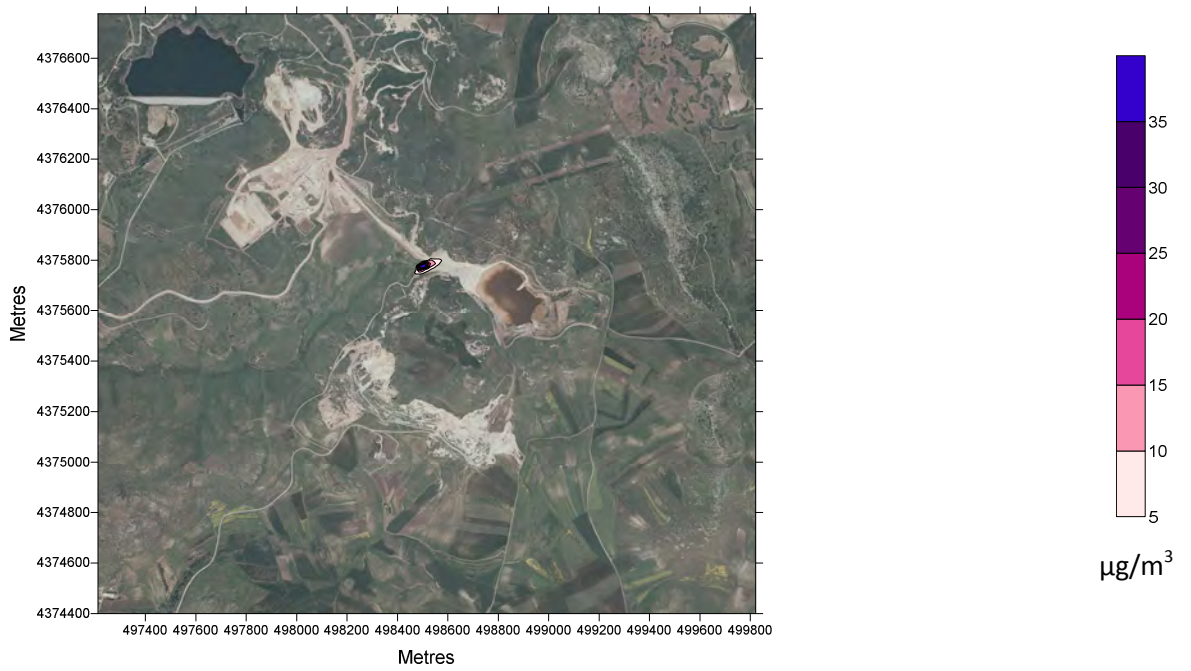
**Figura 5.21:** Dati di vento relativi all'intera giornata per l'attività 3



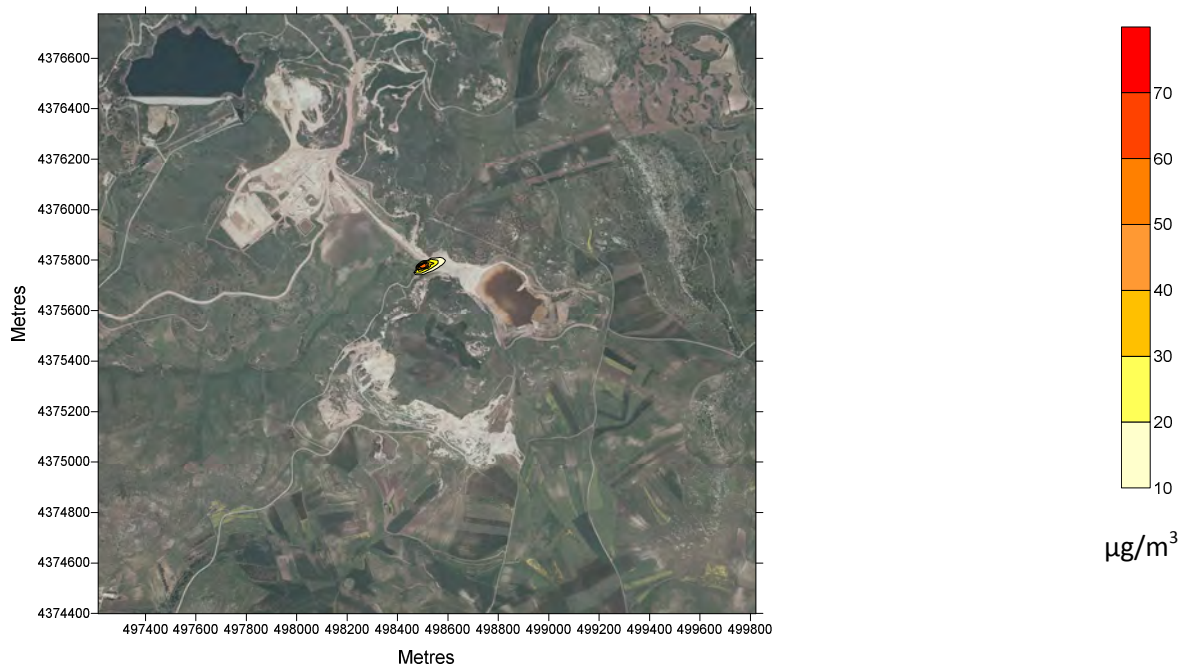
**Figura 5.22:** Dati di vento relativi alle ore lavorative per l'attività 3

### ATTIVITA' 3

#### PM2.5



#### PM10



**Figura 5.23:** Concentrazioni medie giornaliere simulate utilizzando l'orografia reale per le frazioni PM2.5 e PM10

#### Attività 4

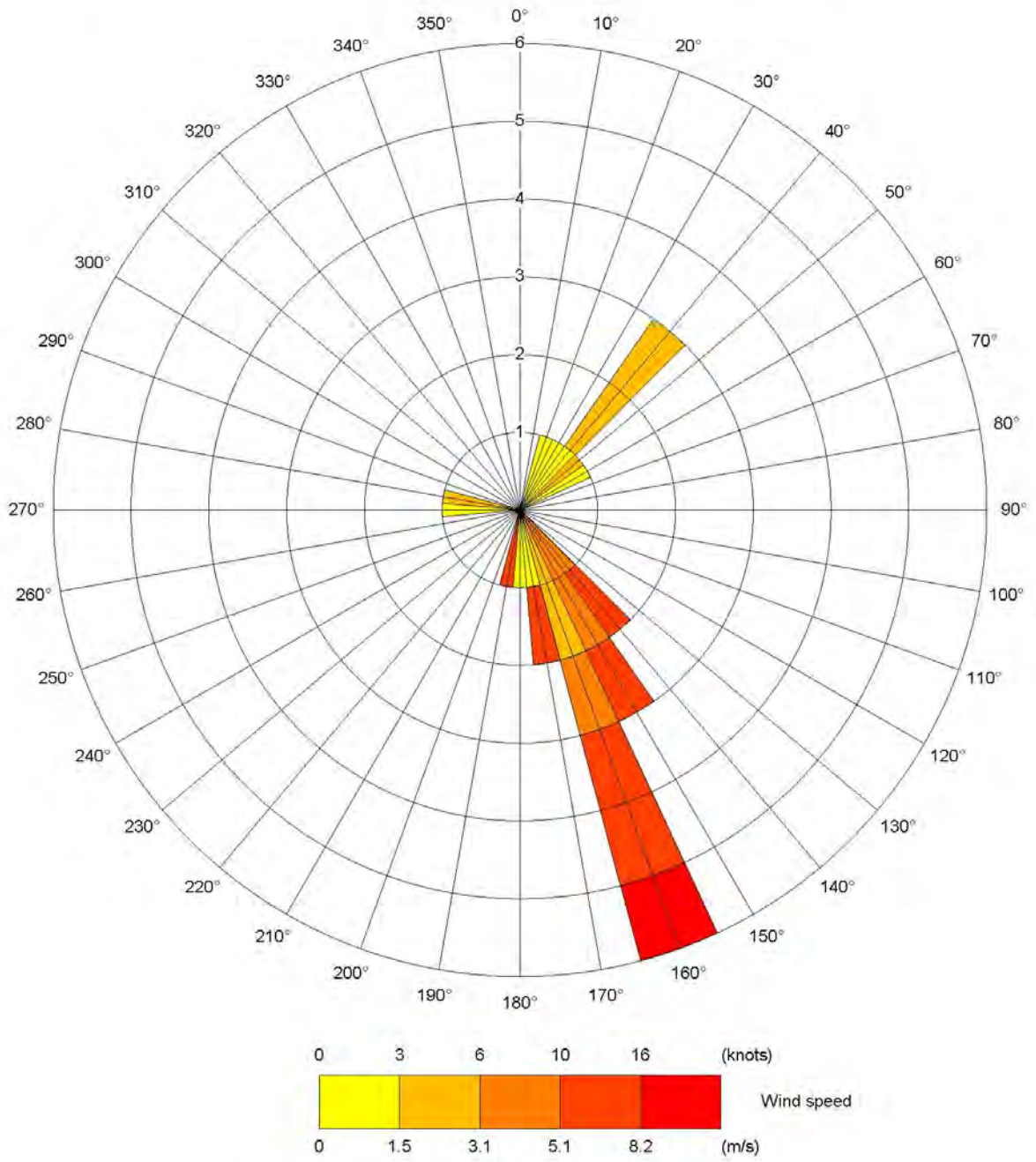
L'attività 4 si è svolta nel sito minerario di Furtei, in prossimità del bacino sterili. Come descritto nel capitolo precedente, una pala gommata ha operato per allargare e spianare una pista. Come per l'attività 3 descritta in precedenza, è stato utilizzato il fattore di emissione per operazioni di spianatura e stimati i valori di emissione per le frazioni PM2.5 e PM10 (Tabella 5.8).

**Tabella 5.8:** Valori di emissione di particolato PM2.5 e PM10 per l'attività 4

emissione [g/s]	
PM2.5	PM10
0.21	0.46

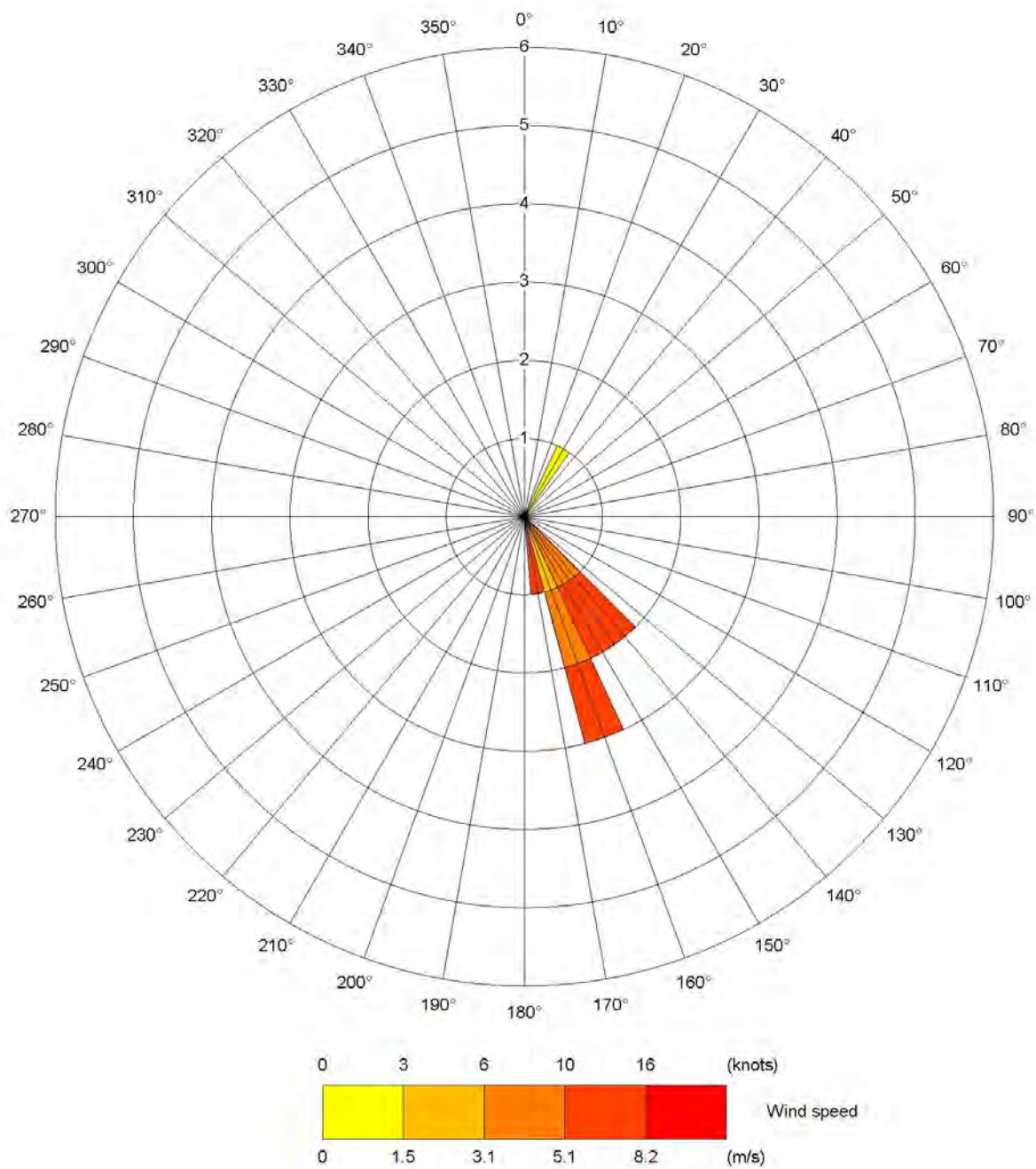
L'attività di spianamento si è svolta lungo una pista; si è dunque deciso di simulare le emissioni con una serie di sorgenti puntuali. Ogni sorgente è stata definita con un diametro pari a 5 m e un'altezza di rilascio di 1 m, sulla base di quanto osservato durante i campionamenti.

Le figure 5.24 e 5.25 mostrano i dati di vento utilizzati per le simulazioni relative all'attività 3; le concentrazioni medie giornaliere sono invece riportate in figura 5.26, nella quale si riportano le simulazioni ottenute includendo la topografia del sito. I risultati sembrano sottostimare la dispersione di particolato derivante dall'attività, considerando quanto osservato durante i campionamenti effettuati nel sito. Tali risultati derivano dai bassi valori di emissione stimati con l'utilizzo dell'equazione EPA, che sembra fornire un risultato non attendibile soprattutto per la frazione PM10.



**Figura 5.24:** Dati di vento relativi all'intera giornata per l'attività 4





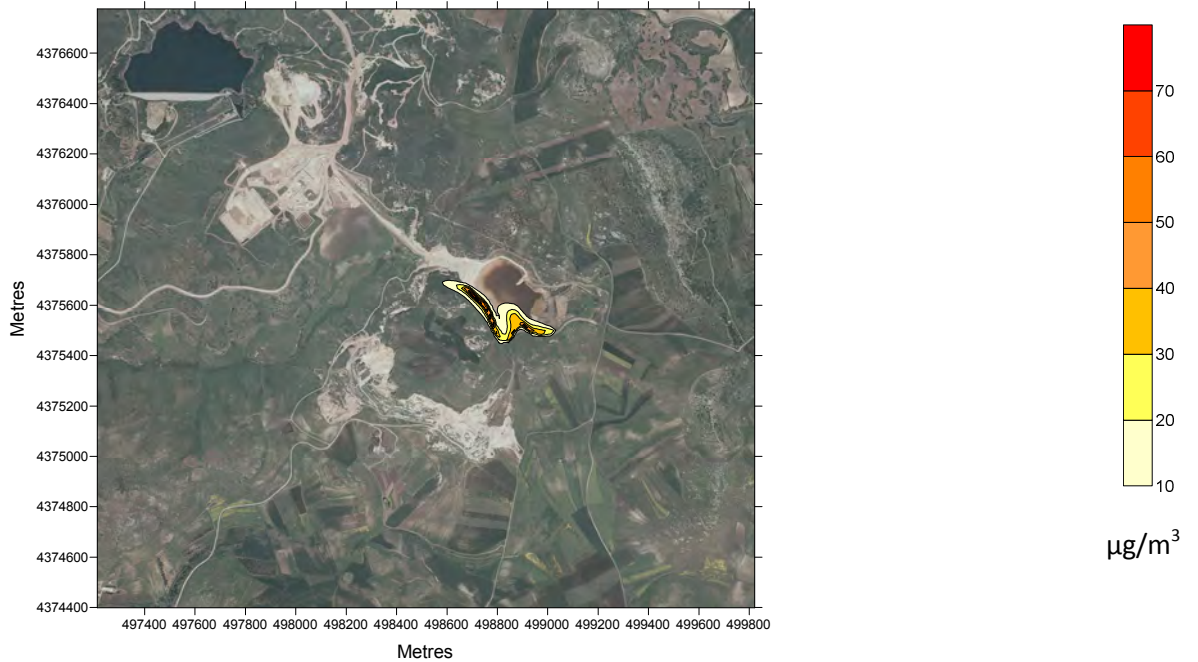
**Figura 5.25:** Dati di vento relativi alle ore lavorative per l'attività 4

## ATTIVITA' 4

### PM2.5



### PM10



**Figura 5.26:** Concentrazioni medie giornaliere simulate utilizzando l'orografia reale per le frazioni PM2.5 e PM10

#### **5.4.1 Discussione dei risultati**

Sulla base dei risultati ottenuti, la dispersione di particolato derivante dalle attività analizzate non risulta problematica per le zone prossime alle aree di lavoro. Le concentrazioni medie giornaliere, a breve distanza dalle sorgenti, assumono valori inferiori ai valori limite stabiliti dalle norme per entrambe le frazioni analizzate. I bassi valori di concentrazione al suolo derivano da bassi valori di emissione e condizioni meteorologiche favorevoli alla dispersione del particolato. Fatta eccezione per la fase di trasporto su pista dell'attività 2 (per la quale sono stati ottenuti sul campo i fattori di emissione), è stato necessario ricorrere alle equazioni dell'EPA per la valutazione delle emissioni. Grazie alla campagna di misure effettuata, è stato possibile utilizzare le caratteristiche dei materiali realmente sottoposti a lavorazione per la determinazione delle variabili delle equazioni. Definiti i fattori di emissione, si è proceduto al calcolo delle emissioni sulla base dei reali ritmi di lavoro.

Nel complesso i valori di emissione ottenuti sembrano realistici, se confrontati con i risultati dei campionamenti ambientali condotti nelle aree di lavoro. L'unica eccezione è rappresentata dall'attività di allargamento e spianamento della pista (attività 4), per la quale l'equazione suggerita dall'EPA sembra determinare una sottostima delle emissioni, soprattutto per la frazione PM10.

Le condizioni meteorologiche durante le quali le sorgenti delle attività analizzate emettono particolato in atmosfera sono di generica instabilità atmosferica. Tali condizioni favoriscono la rapida dispersione verticale delle polveri e determinano bassi valori di concentrazione al suolo. I risultati delle simulazioni confermano tale tendenza; le concentrazioni di particolato assumono valori significativi solo a breve distanza dalle sorgenti.

## ***Conclusioni***

Il particolato aerodisperso rappresenta un rischio per i soggetti esposti, in ambito lavorativo e non, e determina conseguenze rilevanti sull'ambiente. Le attività estrattive e di ripristino ambientale contribuiscono all'emissione del particolato in atmosfera; le sorgenti di polveri, classificabili come sorgenti diffuse, sono riconducibili ad operazioni di scavo, trasporto su piste di servizio, movimentazione di materiali, erosione eolica di superfici esposte.

Il presente lavoro si è basato su una campagna di misure effettuata presso alcuni cantieri della società Igea S.p.A., impegnata in attività di messa in sicurezza e ripristino ambientale di siti minerari dismessi. Le misure hanno permesso di caratterizzare l'esposizione a polveri dei lavoratori impiegati nei cantieri oggetto di studio e le emissioni derivanti dalle principali sorgenti. L'utilizzo di un modello di trasporto e diffusione ha consentito poi di valutare l'impatto delle attività campionate sulle aree circostanti.

I campionamenti personali hanno mostrato che i lavoratori sono esposti a concentrazioni di polveri molto variabili, in funzione delle attività svolte, dei materiali sottoposti a lavorazione e delle condizioni operative. Sono stati effettuati complessivamente 29 campionamenti, di cui 18 sulla frazione respirabile e 11 sulla frazione inalabile. Le concentrazioni medie campionate per la frazione respirabile sono risultate variabili tra un minimo di 0.04 mg/m<sup>3</sup> e un massimo di 2.74 mg/m<sup>3</sup>. Per la frazione inalabile le concentrazioni sono variate da un minimo di 0.44 mg/m<sup>3</sup> fino a un massimo di 4.88 mg/m<sup>3</sup>. I campioni di frazione respirabile sono stati analizzati al diffrattometro a raggi X; la presenza di silice libera cristallina è stata rilevata in soli 3 campioni sui 18 analizzati. I campioni di polveri inalabili sono stati analizzati per la determinazione dei tenori di As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl e Zn. Piombo, zinco e cromo hanno evidenziato i tenori maggiori, in accordo con i risultati di precedenti analisi condotte su campioni di suolo nelle stesse aree di lavoro. Sulla base dei valori di concentrazione e dei tenori, sono state ricavate le concentrazioni di metalli cui sono esposti i lavoratori e confrontate con i relativi valori limite. In tutti i casi analizzati le concentrazioni sono risultate al di sotto dei limiti. Le maggiori esposizioni relative, calcolate come rapporto tra concentrazioni e valori limite, si sono registrate per arsenico, cadmio e piombo, classificati rispettivamente come cancerogeno A1, A2 e A3. Tra le fasi lavorative campionate, le peggiori condizioni di esposizione si sono registrate durante le operazioni di messa in sicurezza della laveria Seddas Moddizzis, a causa dell'elevato contenuto di metalli rilevato nelle polveri inalabili. Per un limitato numero di campioni, è stata inoltre analizzata la distribuzione dei metalli nelle diverse frazioni granulometriche. Il tema è rilevante perché ad ogni classe granulometrica del particolato è associata una diversa capacità di penetrazione e deposizione

nell'apparato respiratorio e, di conseguenza, una specifica azione biologica. A parità di tenore nella frazione inalabile, la differente distribuzione dei metalli nelle diverse classi granulometriche determina una differente azione tossica delle polveri. Tutti i campioni hanno evidenziato tenori di metalli maggiori nelle frazioni più fini del particolato inalabile, in misura differente a seconda della specie chimica e del campione; la tendenza è risultata particolarmente accentuata nel caso dell'arsenico.

I campionamenti di tipo ambientale sono stati condotti con l'obiettivo di caratterizzare le emissioni di particolato durante le fasi di trasporto su pista, movimentazione di materiale da cumulo e sistemazione di piste e piazzali. Le misure effettuate durante il transito su pista di due tipologie di mezzi (dumper e autoveicolo) in differenti condizioni operative hanno permesso di ricavare i fattori di emissione EF per le frazioni PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>. Le emissioni di PM<sub>10</sub> sono risultate nettamente superiori rispetto a quelle di PM<sub>2.5</sub>; il rapporto  $EF_{PM_{2.5}}/EF_{PM_{10}}$  è risultato pari a 0.10 nel caso del dumper e 0.16 nel caso dell'auto. I fattori di emissione misurati sono stati confrontati con quelli stimati sulla base delle equazioni suggerite dall'U.S.EPA, ottenendo risultati complessivamente comparabili, considerando tutti i veicoli e le condizioni operative campionate. Nel caso del dumper a pieno carico, condizione statisticamente più rappresentativa tra i dati sperimentali a disposizione, è stata trovata una buona correlazione tra emissioni e velocità del mezzo, sia per la frazione PM<sub>2.5</sub> sia per la frazione PM<sub>10</sub>. Le misure effettuate durante le operazioni di movimentazione di materiale e sistemazione di piste e piazzali hanno permesso di caratterizzare la polverosità delle fasi lavorative in termini di concentrazioni medie, evidenziando una predominanza della frazione grossolana del particolato. Il dato è interpretabile considerando le caratteristiche granulometriche dei materiali sottoposti a lavorazione e la ridotta distanza tra sorgenti e campionatori, che non ha consentito di tener conto della deposizione delle particelle più grossolane a breve distanza dal punto di emissione.

Utilizzando le informazioni raccolte durante la campagna di misure, è stato studiato l'impatto che le attività campionate hanno sulle aree circostanti, in termini di concentrazioni al suolo di PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>. Sulla base dei risultati delle simulazioni condotte con il modello gaussiano ADMS, la dispersione di particolato derivante dalle fasi lavorative analizzate non risulta problematico per le zone prossime alle aree di lavoro. Le concentrazioni medie giornaliere a breve distanza dalle sorgenti, per entrambe le frazioni granulometriche di interesse, risultano inferiori ai valori limite stabiliti dalle norme. I bassi valori di concentrazione derivano da valori di emissione contenuti, in particolare per la frazione PM<sub>2.5</sub>, e dalle condizioni di instabilità atmosferica, in atto in occasione dei campionamenti. Tali condizioni, che

favoriscono la dispersione del particolato e determinano bassi valori di concentrazione al suolo, si instaurano tipicamente in assenza di nuvolosità nelle ore centrali della giornata, durante le quali si concentrano le emissioni derivanti dalle attività oggetto di studio.

Analizzando complessivamente i risultati, il caso di studio non evidenzia particolari criticità, né in termini di esposizione lavorativa né in termini di impatto sulla qualità dell'aria. La campagna di misure ha però mostrato un'estrema variabilità delle emissioni nelle varie fasi lavorative, dipendente principalmente dalle caratteristiche dei materiali sottoposti a lavorazione e dalle condizioni operative. Relativamente all'esposizione dei lavoratori alle polveri, tale variabilità suggerisce la necessità di un monitoraggio continuo delle condizioni di esposizione, soprattutto in considerazione dell'elevato contenuto di metalli pesanti rilevato nelle polveri campionate. L'attività svolta dalla società interessa inoltre numerose aree, caratterizzate da topografie differenti; anche dal punto di vista dell'impatto ambientale, si raccomanda dunque un'analisi caso per caso. Il fenomeno di dispersione del particolato evidenzia infatti una forte dipendenza dalle caratteristiche orografiche delle aree interessate, soprattutto nel caso di sorgenti di tipo diffuso, caratterizzate da modeste altezze di rilascio in atmosfera. La composizione chimica del particolato emesso dalle aree oggetto di studio suggerisce inoltre un'ulteriore cautela nel valutare come non significativo l'impatto sulla qualità dell'aria. Nonostante gli attuali valori limite siano espressi in termini di concentrazione di massa, la tossicità del particolato in atmosfera dipende anche dalla composizione chimica. In ambito normativo, una maggiore attenzione alla problematica è testimoniata dalla recente definizione di valori obiettivo per As, Cd, Ni e benzo(a)pirene, riferiti al tenore totale di ciascun inquinante presente nella frazione PM10 del particolato.

## **Bibliografia**

Abdul-Wahab, S.A., 2006. Impact of fugitive dust emissions from cement plants on nearby communities. *Ecol. Modell.*, 195 (3-4), pp. 338-348.

ANPA Agenzia Nazionale per la Protezione Ambientale, 2000. I modelli nella valutazione della qualità dell'aria. Disponibile all'indirizzo: <http://www.arpad.toscana.it/temi-ambientali/aria/modellistica-per-la-qualita-dellaria/linee-guida/apad-modelli-valutazione-qa.pdf> [Consultato in data 09 settembre 2010].

APAT Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici, 2003. La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria. Disponibile all'indirizzo: <http://www.apat.gov.it/site/files/MicrometeorologiaDispersioneInquinanti.pdf> [Consultato in data 10 settembre 2010].

Appleton, T.J., Kingman, S.W., Lowndes, I.S. & Silvester S.A., 2006. The development of a modelling strategy for the simulation of fugitive dust emissions from in-pit quarrying activities: a UK case study. *Int. J. Min., Reclam. Environ.*, 1 (20), pp. 57-82.

Artiñano, B., Gómez-Moreno, F.J., Pujadas, M., Moreno, N., Alastuey, A., Querol, X., Martín, F., Guerra, A., Luaces, J.A. & Basora, J., 2007. Measurement of particulate concentrations produced during bulk material handling at the Tarragona harbour. *Atmos. Environ.*, 41 (30), pp.6344-6355.

CAFE Clean Air for Europe Programme, 2004. Second Position Paper on Particulate Matter - December 20<sup>th</sup>, 2004. [Online]. Disponibile all'indirizzo: [http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/pdf/working\\_groups/2nd\\_position\\_paper\\_pm.pdf](http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/pdf/working_groups/2nd_position_paper_pm.pdf). [Consultato in data 09 settembre 2010]

Carruthers, D. J., Hunt, J. C. R. and Weng, W. S., 1988. A Computational Model of Stratified Turbulent Air Flow over Hills - FLOWSTAR I. *Computer Techniques in Environmental Studies: Proceedings of Envirossoft 88, 2nd International Conference*, Porto Carras, Grecia, pp. 481-492.

CERC Cambridge Environmental Research Consultants Ltd, 2010. ADMS 4 Atmospheric Dispersion Modelling System - User Guide Version 4.2.

Chakraborty, M.K., Ahmad, M., Singh, R.S., Pal, D., Bandopadhyay, C. & Chaulya, S.K., 2002. Determination of the emission rate from various opencast mining operations. *Environ. Model. Software*, 17 (5), pp. 467-480.

Chow, J.C., Watson, J.G., Lowenthal, D.H., Solomon, P.A., Magliano, K.L., Ziman, S.D. & Richards, L.W., 1992. PM10 source apportionment in California's San Joaquin Valley. *Atmos. Environ.*, 26 (18), pp. 3335-3354.

Cole, C.F. and Zapert, J.G., 1995. Air Quality Dispersion Model Validation at Three Stone Quarries. Washington, DC: National Stone Association, 1995.

Contu, S., Deidda, I., Mancosu, G., Massacci, G., Ricchi, F. & Zucca, A., 2002. Sampling of fugitive dust in an industrial plant. In: *Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production: proceedings of the seventh International Symposium (SWEMP 2002)*, Cagliari, Italia, 7-10 October 2002.

Cowherd, C. J., 2001. Fugitive dust emissions. In: P.A. Baron and K. Willeke, eds. 2001. *Aerosol Measurement: Principles, Techniques, and Applications* (second edition). Hoboken, New Jersey: Wiley-Interscience. Ch. 28.

Cowherd, C. J., Axetell, K.J., Guenther, C.M. & Jutze, G.A., 1974. Development of emission factors for fugitive dust sources. EPA Publication No. EPA-450/3-74/037. NTSI Publication No. PB-238 262.

Diego, I., Pelegry, A., Torno, S., Torano, J. & Menendez, M., 2009. Simultaneous CFD evaluation of wind flow and dust emission in open storage piles. *Appl. Math. Model.*, 33, pp. 3197-3207.

EPAQS Expert Panel on Air Quality Standards, 2000. The Air Quality Strategy for England and Wales. HMSO, Londra, 2000.

Etyemezian, V., Kuhns, H., Nikolich, G., Fitz, D.R., Bumiller, K., Merle, R. & Langston, R., 2005. TRAKER: A method for fast assembly and update of paved and unpaved road dust emission inventories. In: U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), *14<sup>th</sup> International Emission Inventory Conference: Transforming Emission Inventories - Meeting future challenges today*. Las Vegas, Nevada 11-14 aprile 2005. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttnchie1/conference/ei14/> [Consultato in data 05 maggio 2010].

Federchimica Federazione Nazionale dell'Industria Chimica, 2003. Valori limite di soglia e indici biologici di esposizione per i rischi derivanti da agenti chimici negli ambienti di lavoro. SC Sviluppo chimica, 2003.

Ferguson, J.H., Dows, H.W. & Pfof, D.L., 1999. Fugitive dust: nonpoint sources. *Agricultural MU Guide* [Online]. G1885, pp. 1-4. Disponibile all'indirizzo: <http://extension.missouri.edu/explorepdf/agguides/agengin/g01885.pdf> [Consultato in data 22 Aprile 2009].

Fuzzi, S., 2009. Caratterizzazione del particolato fine atmosferico: attuale situazione e prospettive. In: Atti del quarto Convegno Nazionale *Controllo ambientale degli agenti fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti*. Vercelli, 24-27 marzo 2009.

Gillies, J.A., Etyemezian, V., Kuhns, H., Nikolic, D. & Gillette, D.A., 2005. Effect of vehicle characteristics on unpaved road dust emissions. *Atmos. Environ.*, 39 (13), pp. 2341-2347.

Hayden, J. & Richards, J., 2005. TEOM - based measurement of industrial unpaved road PM10, PM2.5 e PM10-PM2.5 emission factors. In: U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), *14<sup>th</sup> International Emission Inventory Conference: Transforming Emission Inventories - Meeting future challenges today*. Las Vegas, Nevada 11-14 aprile



2005. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttnchie1/conference/ei14/> [Consultato in data 24 maggio 2010].

Hildemann, L.M., Markowski, G.R., Jones, M.C. & Cass, G.R., 1991. Submicrometer aerosol mass distributions of emissions from boilers, fireplaces, automobiles, diesel trucks, and meat cooking operations. *Aerosol Sci. Tech.*, 14(1), pp.138-152.

Ho, K.F., Lee, S.C., Chow, J.C. & Watson J.C., 2003. Characterization of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> source profiles for fugitive dust in Hong Kong. *Atmos. Environ.*, 37 (8), pp. 1023-1032.

ISPESL Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza sul Lavoro, 2005. Linee guida nell'esposizione professionale a silice libera cristallina, Firenze: Edizioni Regione Toscana.

Kenny, L.C., 2000. The international conventions for health-related sampling of aerosols - A review of current status and future evolution. *Appl. Occup. Environ. Hyg.*, 15 (1), pp. 68-71.

Keywood, M.D., Ayers, G.P., Gras, J.L., Gillett, R.W. & Cohen, D.D., 1999. Relationships between size segregated mass concentrations data and ultrafine particle number concentrations in urban areas. *Atmos. Environ.*, 33, pp. 2907-2913.

Keywood, M.D., Ayers, G.P., Gras, J.L., Gillett, R.W. & Cohen, D.D., 2000. Size distribution and sources of aerosol in Launceston, Australia, during winter 1997. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 50, pp. 418-427.

Krzemińska-Flowers, M., Bem, H. & Górecka, H., 2006. Trace metals concentrations in size-fractionated urban air particulate matter in Łódź, Poland. I. Seasonal and site fluctuations. *Polish J. Of Environ. Stud.*, 15 (5), pp. 759-767.

Lowndes, I.S., Silvester, S.A., Kingman, S.W. & Hargreaves, D.M., 2008. The application of an improved multi-scale computational modelling techniques to predict fugitive dust dispersion and deposition within and from surface mining operations. In: *12<sup>th</sup> US/North American Mine Ventilation Symposium*. Reno, Nevada USA 9-11 Giugno 2008.

Mäkelä, J.M., Aalto, P., Jokinen, V., Pohja, T., Nissinen, A., Palmroth, S., Markkanen, T., Seitsonen, K, Lihavainen, H. & Kumula, M., 1997. Observations of ultrafine aerosol particle formation and growth in boreal forest. *Geophys. Res. Lett.*, 41, pp. 1219-1222.

Martín. F., Pujadas, M., Artíñano, B., Gómez-Moreno, F., Palomino, I., Moreno, N., Alastuey, A., Querol, X., Basora, J., Luaces, J.A. & Guerra A., 2007. Estimates of atmospheric particle emissions from bulk handling of dusty materials in Spanish harbours. *Atmos. Environ.*, 41 (30), pp. 6356-6365.

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2010. *Gli inquinanti* [Online]. Disponibile all'indirizzo: [http://www.minambiente.it/home\\_it/menu.html?mp=/menu/menu\\_attivita/&m=argomenti.html](http://www.minambiente.it/home_it/menu.html?mp=/menu/menu_attivita/&m=argomenti.html) [||Inquinamento atmosferico.html](#) [||Qualità dell'aria.html](#) [||Gli inquinanti.html](#) [Consultato in data 9 gennaio 2010]

MRI Midwest Research Institute, 2006. Background document for revisions to fine fraction ratios used for AP-42 fugitive dust emission factors. MRI Project No. 110397. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch13/bgdocs/b13s02.pdf> [Consultato in data 10 giugno 2010].

Muleski, G.E. & Cowherd, C. Jr., 2002. The effect of vehicle speed on unpaved road emissions. In: U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), *11<sup>th</sup> International Emission Inventory Conference: Emission Inventories - Partnering for the future*. Atlanta, Georgia 15-18 aprile 2002. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttnchie1/conference/ei11/> [Consultato in data 24 maggio 2010].

Muleski, G.E. & Cowherd, C. Jr., 2001. Reevaluation of unpaved road emission factor model. In: U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), *10<sup>th</sup> International Emission Inventory Conference: One Atmosphere, One Inventory, Many challenges*. Denver, Colorado 1-3 maggio 2001. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttnchie1/conference/ei10/> [Consultato in data 09 aprile 2010].

Muleski, G.E. & Cowherd, C., 1987. Evaluation of the effectiveness of chemical dust suppressants on unpaved roads. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park N.C., USA.

Organiscak, J.A. & Reed, W.R., 2004. Characteristics of fugitive dust generated from unpaved mine haulage roads. *Int. J. Min., Reclam. Environ.*, 18 (4), pp. 236-252.

Park, J.M., Rock, J.C., Wang, L., Seo, Y.C., Bhatnagar, A. & Kim, S., 2009. Performance evaluation of six different aerosol samplers in a particulate matter generation chamber. *Atmos. Environ.*, 43 (2), pp. 280-289.

Petavratzi, E., Kingman, S.W. & Lowndes, I.S., 2007. Assessment of the dustiness and the dust liberation mechanisms of limestone quarry operations. *Chem. Eng. Process.*, 46(12), pp. 1412-1423.

Petavratzi, E., Kingman, S. & Lowndes, I., 2005. Particulates from mining operations: a review of sources, effects and regulations. *Miner. Eng.*, 18 (12), pp. 1183-1199.

Pons, A., Harion, J.L., Le Louër, P., Ranty, C. & Ziebel, A., 2007. Quantification of diffuse dust emissions from open sources of an integrated steel plant. In: *DustConf 2007: How to improve air quality*. Maastricht, Olanda 23-24 aprile 2007. Disponibile all'indirizzo: [http://www.dustconf.com/CLIENT/DUSTCONF/UPLOAD/S10/PONS\\_F\\_P.PDF](http://www.dustconf.com/CLIENT/DUSTCONF/UPLOAD/S10/PONS_F_P.PDF) [Consultato in data 24 aprile 2010].

Reed, W.R. & Westman, E.C., 2005. A model for predicting the dispersion of dust from a haul truck. *Int. J. Min., Reclam. Environ.*, 19 (1), pp. 66-74.

Seinfeld, J.H. & Pandis, S.N., 1998. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.

Shaheen, N., Shah, M.H. & Jaffar, M., 2005. A study of airborne selected metals and particulate size distribution in relation to climatic variables and their source identification. *Water, Air, & soil Poll.*, 164, pp. 275-294.

Silvester, S.A., Lowndes, I.S. & Hargreaves, D.M., 2009. A computational study of particulate emissions from an open pit quarry under neutral atmospheric conditions. *Atmos. Environ.*, 43 (40), pp.6415-6424.

Silvester, S., Lowndes, I., Docx, J. & Kingman, S., 2006. The application of computational fluid dynamics to the improved prediction of dust emissions from surface quarrying operations. In: *5<sup>th</sup> International Conference on CFD in the Process Industries*. CSIRO, Melbourne, Australia 13-15 dicembre 2006.

TCEQ Texas Commission of Environmental Quality, 1999. Air Quality Modelling Guidelines. TCEQ New Source Review Permits Division RG-25.

Thompson, R.J. & Visser, A.T., 2002. Benchmarking and management of fugitive dust emissions from surface-mine haul roads. *Trans. Instn. Min. Metall. (Sect. A: Min. technol.)*, Gennaio-Aprile, 111, pp. A28-A34.

Tsai, C.J. & Chang, C.T., 2002. An investigation of dust emissions from unpaved surfaces in Taiwan. *Sep. Purif. Technol.*, 29 (2), pp. 181-188.

UNI Ente Nazionale Italiano di Unificazione, 2000. *UNI 10796:2000 Valutazione della dispersione in atmosfera di effluenti aeriformi – Guida ai criteri di selezione dei modelli matematici*, Milano: UNI.

UNI Ente Nazionale Italiano di Unificazione, 1998. *UNI ISO 7708:1998 Definizioni delle frazioni granulometriche per il campionamento relativo agli effetti sanitari*. Milano: UNI.

UNI Ente Nazionale Italiano di Unificazione, 1994. *UNI EN 481: 1994 Definizione delle frazioni granulometriche per la misurazione delle particelle aerodisperse*. Milano: UNI.

U.S. Environmental Protection Agency, 2010. *Six Common Air Pollutants* [Online]. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/air/urbanair/> [Consultato in data: 09 settembre 2010].

U.S. Environmental Protection Agency, 2006. *AP42, Compilation of air pollutant emission factors. Volume 1 (Fifth edition): stationary point and area sources. Chapter 13: Miscellaneous sources. Unpaved roads. Section 13.2.2.*

Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/final/c13s0202.pdf> [Consultato in data 17 marzo 2009]

U.S. Environmental Protection Agency, 1998. *AP42, Compilation of air pollutant emission factors. Volume 1 (Fifth edition): stationary point and area sources. Chapter 13: Miscellaneous sources. Unpaved roads. Background document - Emission factor documentation for AP-42 section 13.2.2.*

Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/bgdocs/b13s02-2.pdf>

[Consultato in data 17 marzo 2009]

U.S. Environmental Protection Agency, 2006. *AP42, Compilation of air pollutant emission factors. Volume 1 (Fifth edition): stationary point and area sources. Chapter 13: Miscellaneous sources. Aggregate handling and storage piles. Section 13.2.4.*

Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/final/c13s0204.pdf>

[Consultato in data 17 marzo 2009]

U.S. Environmental Protection Agency, 2006. *AP42, Compilation of air pollutant emission factors. Volume 1 (Fifth edition): stationary point and area sources. Chapter 13: Miscellaneous sources. Industrial wind erosion. Section 13.2.5*

Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/final/c13s0205.pdf>

[Consultato in data 17 marzo 2009]

U.S. Environmental Protection Agency, 2006. *AP42, Compilation of air pollutant emission factors. Volume 1 (Fifth edition): stationary point and area sources. Chapter 13: Miscellaneous sources. Background document for Revisions to fine ratios used for AP-42 Fugitive dust emission factors*

Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/bgdocs/b13s02.pdf>

[Consultato in data 17 marzo 2009]

U.S. Environmental Protection Agency, 1998. National air pollutant emission trends, procedures document, 1990-1996. Report No. EPA-454/R-98-008.

U.S. Environmental Protection Agency, 1994. Surface coal mine - Emission factor field study. EPA Publication No. EPA-454/R-95-010

U.S. Environmental Protection Agency, 1979. Iron and steel plant - Open source fugitive. Emission evaluation. EPA Publication No. EPA-600/2-79-103.

Van Dingenen, R. et al., 2004. A European aerosol phenomenology - 1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.*, 38 (16), pp. 2561-2577.

Veranth, J.M., Pardyjak, E.R. & Seshadri, G., 2003. Vehicle-generated fugitive dust transport: analytic models and field study. *Atmos. Environ.*, 37 (16), pp. 2295-2303.

Vrins E., 1996. Sampling requirements for estimating fugitive dust emissions. *J. Aerosol Sci.*, 27, (Supplement 1), pp. S71-S72.

Watson, J.G., Chow, J.C. & Pace, T.G., 2000. Fugitive dust emissions. In: Wayne T. Davis eds. 2000. *Air Pollution Engineering Manual*. Second Edition. John Wiley and Sons. Ch, 4.

Watson, J.G. & Chow, J.C., 2000. Reconciling urban fugitive dust emissions inventory and ambient source contribution estimates: summary of current knowledge and needed research. Desert Research Institute DRI Document No. 6110.4F.

Whitby, K.T., 1978. The physical characteristics of sulphate aerosols. *Atmos. Environ.* 12, pp. 135-159.

WHO World Health Organization, 2000. *Air Quality Guidelines for Europe. Second edition.* WHO Regional Publications, European Series, No. 91.

WHO World Health Organization, 2006. *Air Quality Guidelines - Global update 2005.* Copenhagen: WHO Publications.

Williams, D.S., Shukla, M.K. & Ross, J., 2008. Particulate matter emission by a vehicle running on unpaved road. *Atmos. Environ.*, 42 (16), pp. 3899-3905.

Ziemacki, G., Cattani, G., Cusano, M.C., Stacchini, G. & Marconi, A., 2003. Contenuto i metalli nelle varie frazioni dimensionali di materiale particellare. *Ann. Ist. Super. Sanità*, 39 (3), pp. 371-379.