

POLITECNICO DI TORINO

**Corso di Laurea Magistrale
in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio**

Tesi di laurea magistrale

*Analisi della qualità dell'aria in rapporto ai green roof:
esame di casi studio internazionali e sperimentazione del
Politecnico di Torino*



Relatrice:

Professoressa Marina Clerico

Candidato:

Leonardo Torresi

Co-relatore:

Ing. Matteo Bo

A.A. 2017/2018

Il successo di una civiltà non si realizza esclusivamente nelle sue realizzazioni estetiche ma anche, e certamente in modo ancora più decisivo, nella durata e nella qualità della vita dei suoi cittadini.

(Occidente. Ascesa e crisi di una civiltà, Niall Ferguson, 2011)

Sommario

Abstract	4
1 Introduzione	5
2 Particolato atmosferico	7
2.1 Descrizione	7
2.2 Composizione chimica	10
2.3 Sorgenti	11
2.4 Effetti sull'uomo e sull'ambiente	15
2.5 Normativa	17
2.6 Metodi di misurazione	20
2.6.1 Misurazione della concentrazione	20
2.6.2 Misurazione della distribuzione dimensionale	22
2.7 Inquinamento da PM: la situazione alle varie scale	22
2.7.1 Inquinamento da PM: la situazione globale	22
2.7.2 Inquinamento da PM: la situazione europea	26
2.7.3 Inquinamento da PM: la situazione italiana	29
2.7.4 Inquinamento da PM: la situazione di Torino	31
3 Tetti verdi	36
3.1 Introduzione ai tetti verdi	36
3.2 Componenti dei tetti verdi	37
3.2.1 Tetto dell'edificio	38
3.2.2 Membrana impermeabile e membrana di protezione all'azione delle radici	38
3.2.3 Elemento di protezione dall'azione delle radici	38
3.2.4 Strato drenante	38
3.2.5 Strato filtrante	39
3.2.6 Substrato di crescita	40
3.2.7 Vegetazione	41
3.3 Benefici legati ai tetti verdi	44
3.3.1 Riduzione del consumo energetico	44
3.3.2 Miglioramento nella gestione delle acque meteoriche	45
3.3.3 Miglioramento della qualità dell'aria	46
3.3.4 Altri benefici	47

3.4	Punti deboli dei tetti verdi	48
3.5	Potenziali applicazioni	49
4	Green roof e qualità dell'aria: l'analisi della deposizione secca.....	51
4.1	Modello di deposizione secca.....	51
4.2	Deposizione secca sulla vegetazione.....	55
5	Green roof e qualità dell'aria: esame di casi studio	59
5.1	Manchester	59
5.2	Suzhou.....	65
5.3	New York	68
5.4	Singapore.....	73
5.5	Altri casi studio	76
6	Descrizione dello studio sperimentale	91
6.1	Strumentazione di misurazione	91
6.1.1	Politecnico di Torino.....	91
6.1.2	Stazione di monitoraggio di Torino Lingotto (Arpa Piemonte).....	97
6.2	Progetto del green roof al Politecnico di Torino	101
7	Risultati dello studio sperimentale.....	103
7.1	Analisi del dataset di Torino Lingotto (Arpa Piemonte).....	103
7.1.1	Analisi storica su scala annua	103
7.1.2	Analisi storica sul periodo di interesse	105
7.2	Analisi del dataset del sito-obiettivo (Politecnico di Torino).....	109
7.2.1	Andamento temporale	109
7.2.2	Statistica descrittiva	111
7.3	Analisi dei dataset dei parametri meteorologici (UniTo).....	114
7.4	Confronto tra i dataset	114
7.4.1	Particolato aerodisperso	115
7.4.2	Parametri meteorologici.....	118
7.4.3	Particolato aerodisperso e parametri meteorologici.....	120
8	Conclusioni	125
	Fonti	127

Abstract

La presente tesi nasce dal progetto del Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente, del Territorio e delle Infrastrutture (DIATI) di installare un tetto verde presso il Politecnico di Torino: l'obiettivo dello studio è l'analisi del rapporto esistente tra qualità dell'aria e tetti verdi a partire dall'esame di casi studio internazionali; verranno inoltre forniti i risultati relativi alla campagna di misurazione del particolato atmosferico presso il Politecnico di Torino, sul sito-obiettivo per il tetto verde: questa analisi ex-ante verrà ovviamente seguita da misurazioni successive all'installazione del tetto verde e risulterà utile a verificarne l'efficacia.

L'inquinamento atmosferico interessa praticamente tutti i Paesi del mondo e rappresenta il più grande problema ambientale in relazione alla salute umana. Nella presente tesi si propone un'ampia descrizione del particolato aerodisperso (Particulate Matter, PM), uno degli inquinanti principali: attraverso una rassegna della letteratura esistente e l'utilizzo di database disponibili online, verranno fornite informazioni sulla composizione chimica, sulle sorgenti principali, sugli effetti sull'uomo e sull'ambiente, sulla normativa vigente, sulle metodologie impiegate per la misurazione della concentrazione e sulla situazione attuale dell'inquinamento da particolato.

Una strategia per mitigare l'inquinamento è rappresentata dall'incremento della presenza della vegetazione in quanto promuove la deposizione secca; tuttavia, dato l'elevato tasso di edificazione, vi è poco spazio disponibile alla crescita di piante nelle aree urbane, proprio laddove la qualità dell'aria risulta particolarmente critica. Una possibile soluzione a tal problema è l'installazione di tetti verdi su larga scala in quanto i tetti arrivano a costituire circa il 25% della superficie totale delle città. Sulla base della letteratura esistente, verrà presentata un'ampia descrizione dei tetti verdi a partire dall'analisi delle varie componenti, dei principali benefici e punti deboli, andando infine a descrivere potenziali applicazioni atte a massimizzare i vantaggi relativi all'installazione degli stessi.

L'esame dei casi studio internazionali inerenti alla relazione tra qualità dell'aria e tetti verdi è stato svolto ponendo particolare attenzione agli articoli inerenti a misurazioni in situ della concentrazione di inquinanti e ha permesso l'identificazione delle strategie atte a massimizzare la cattura degli inquinanti, delle possibili modalità di indagine per quantificarla e dei risultati attendibili mediante l'installazione del tetto verde in progetto.

I risultati ottenuti attraverso alla campagna di misurazione presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino, infine, dimostrano l'esistenza di un'elevata correlazione con le misure di concentrazione di particolato aerodisperso relative alla stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto: risulterà dunque possibile valutare la variazione imposta dal tetto verde continuando a paragonare i due dataset ed è possibile pertanto affermare con ragionevole certezza che un'eventuale variazione significativa riscontrata dopo l'installazione del tetto verde sarebbe ascrivibile all'effetto della vegetazione.

1 Introduzione

La seguente tesi nasce dal progetto del Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente, del Territorio e delle Infrastrutture (DIATI) di installare un tetto verde presso l'edificio della segreteria studenti, all'ingresso della sede centrale del Politecnico di Torino adiacente a corso Castelfidardo. Il tetto verde, comunemente denominato anche in italiano con la sua traduzione in inglese "green roof", è un tetto di un edificio parzialmente o completamente coperto di vegetazione e terreno di coltura. I primi esempi di tetti verdi risalgono addirittura al V secolo a.C., quando furono realizzati i giardini pensili in Babilonia, mentre quelli moderni sono nati nei primi anni '60 in Germania a ridosso della crisi energetica, per ridurre il consumo energetico degli edifici. La Germania è nota tuttora come il leader internazionale dei tetti verdi in quanto sono stati utilizzati su larga scala, tanto che sono presenti in più del 10% degli edifici tedeschi. I tetti verdi sono poi divenuti piuttosto popolari in tutto il mondo e oggi diversi Paesi, tra cui Stati Uniti d'America, Singapore, Canada, Australia, Giappone e Cina stanno attuando iniziative per promuovere la loro installazione sia su nuovi edifici sia su quelli già esistenti. La diffusione dei tetti verdi è legata ai numerosi benefici legati alla installazione degli stessi, soprattutto in relazione al risparmio energetico degli edifici. La seguente tesi si focalizzerà, invece, su loro impatto positivo sulla qualità dell'aria. I tetti degli edifici ricoprono, generalmente, circa un quarto della superficie totale di una città; negli ultimi decenni, dunque, sono state svolte molte ricerche sulla rimozione degli inquinanti da parte della vegetazione che ricopre i tetti verdi in quanto una loro presenza a vasta scala potrebbe essere una delle soluzioni atte a migliorare la qualità dell'aria in ambiente urbano.

L'inquinamento atmosferico interessa praticamente tutti i Paesi del mondo e rappresenta il più grande problema ambientale in relazione alla salute umana: l'Organizzazione Mondiale della Sanità stima infatti che, a livello globale, sia la causa di circa 7 milioni di morti all'anno. Uno degli inquinanti principali è sicuramente il particolato aerodisperso (Particulate Matter, PM), trattato nel capitolo 2, mentre gli altri inquinanti sono stati oggetto della tesi di altri miei compagni di studio. Ad una descrizione generale dell'inquinante (2.1), della composizione chimica (2.2), delle sorgenti (2.3) e degli effetti, sull'uomo e sull'ambiente, legati alla presenza del PM nell'aria ambiente (2.4), segue un breve riassunto della storia della normativa ambientale italiana in relazione al particolato (2.5). In particolare, nel paragrafo 2.3, viene proposta un'elaborazione dei dati Eurostat relativi alle emissioni nei Paesi dell'Unione Europea al fine di dare un'idea dell'ordine di grandezza della quantità di PM emesso rispetto a quella potenzialmente catturabile dai tetti verdi. Nel paragrafo 2.6, vengono descritte le principali metodologie e strumentazioni impiegate per la misurazione della concentrazione dell'inquinante, necessaria per la valutazione del livello di inquinamento e dell'efficacia di eventuali misure volte ad abbatterlo. Infine, nel paragrafo 2.7, viene presentata la situazione attuale dell'inquinamento da particolato, a partire dalla scala globale fino ad arrivare a Torino, in modo da comprendere le motivazioni per cui il PM è di notevole interesse.

Il capitolo 3 presenta una descrizione generale dei tetti verdi: a seguito di una breve introduzione (3.1), vengono analizzate le varie componenti dei tetti verdi ingegnerizzati (3.2) e i principali benefici (3.3) e punti deboli (3.4) riportati in letteratura, andando infine a descrivere potenziali applicazioni atte a massimizzare i vantaggi relativi all'installazione degli stessi (3.5).

Nel capitolo 4, viene descritto il modello di deposizione secca (4.1), meccanismo attraverso il quale avviene la cattura degli inquinanti da parte della vegetazione (4.2).

Nel capitolo 5, vengono presentati casi studio inerenti alla relazione tra qualità dell'aria e tetti verdi, con particolare attenzione posta agli articoli inerenti a misurazioni in situ della concentrazione di inquinanti.

Nel capitolo 6, vengono descritte le strumentazioni (6.1) da cui sono ricavati i dati oggetto dell'analisi ex-ante proposta nel successivo capitolo e si accenna al progetto del tetto verde del Politecnico di Torino, ancora in fase embrionale (6.2).

Infine, nel capitolo 7, si presentano i risultati relativi alla campagna di misurazione del particolato atmosferico presso il Politecnico di Torino, sul sito-obiettivo per il tetto verde. Questa analisi ex-ante verrà ovviamente seguita da misurazioni successive all'installazione del tetto verde e risulterà utile a verificarne l'efficacia. Le misure saranno confrontate con quelle ottenute dalla stazione di monitoraggio di Torino Lingotto in quanto il gruppo di ricerca di Sicurezza Ambientale del DIATI, in studi pregressi, ha trovato che le condizioni di qualità dell'aria nei due siti sono, in prima approssimazione, paragonabili.

In conclusione, il capitolo 8 contiene le principali considerazioni tratte da ciò che si è presentato nella tesi.

2 Particolato atmosferico

2.1 Descrizione

Il particolato atmosferico (PM) è generalmente definito come una miscela di particelle solide e/o liquide che rimane in sospensione nell'aria. Il PM atmosferico può essere emesso da un'ampia varietà di sorgenti che influenzano le sue proprietà fisiche (dimensioni, superficie, densità), la sua composizione chimica e la distribuzione dimensionale. In particolare, il PM può essere classificato come primario o secondario in base al suo meccanismo di formazione: le particelle primarie vengono emesse direttamente nell'atmosfera mentre le particelle secondarie si formano dopo la trasformazione chimica dei loro precursori gassosi. Le particelle che costituiscono il particolato atmosferico sono caratterizzate da diverse forme e diverse densità: Figura 2.1-1 mostra quattro esempi di particelle aventi diversa morfologia ed emesse da diverse fonti [1]. Pertanto, per quantificare la dimensione si ricorre al diametro aerodinamico equivalente, vale a dire al diametro di una sfera di densità unitaria (1000 kg/m^3) che ha la stessa velocità di sedimentazione (dovuta alla gravità) della particella di interesse, di qualsiasi forma e densità [2]. Nel resto della tesi si intenderà con diametro il diametro aerodinamico equivalente, per evitare di appesantire il testo.

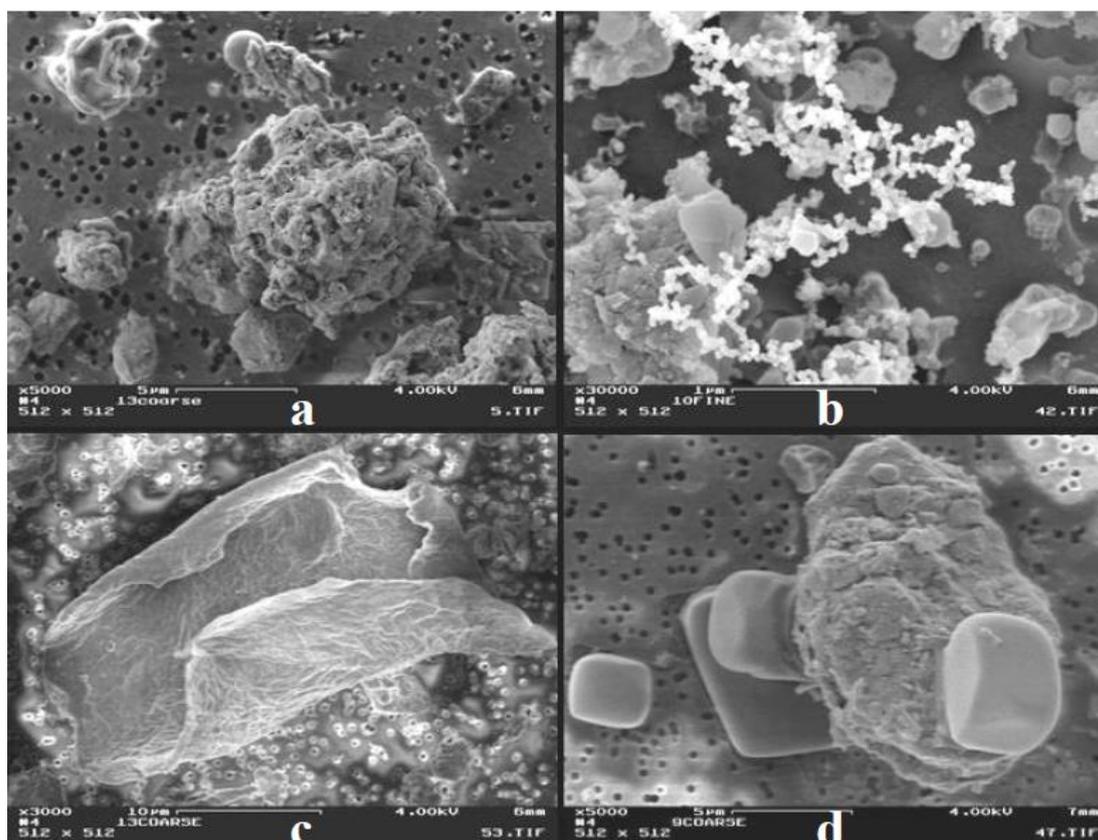


Figura 2.1-1 Immagini al microscopio di quattro diverse particelle, aventi diversa forma. La figura “a” mostra una ruvida particella cristallina; la figura “b” lunghe catene ramificate di nanoparticelle emessa da scarichi di motori Diesel; la figura “c” un frammento di pelle, di forma piatta; la figura “d” un cristallo di cloruro di sodio, di forma cubica [1].

In base alla natura e alle dimensioni delle particelle è possibile distinguere [3,4]:

- aerosol: particelle solide o liquide sospese in aria aventi diametro inferiore a $1 \mu\text{m}$;

- foschie: goccioline con diametro inferiore a 2 μm ;
- nebbia: termine comunemente applicato all'aerosol visibile nel quale la fase dispersa è liquida (solitamente una dispersione di acqua vicino al suolo);
- esalazioni: costituite da particelle solide con diametro inferiore ad 1 μm e rilasciate solitamente da processi chimici e metallurgici;
- fumo: particelle solide di solito con diametro inferiore ai 2 μm derivanti da combustioni incomplete, costituite principalmente da carbone o altri materiali combustibile e trasportate da miscele di gas;
- polveri: sospensione di particelle solide aventi diametro compreso tra i 0.25 μm e 500 μm prodotte da disgregazione di materiale per mezzo di triturazione, macinazione ed esplosioni;
- sabbie: da particelle solide con diametro superiore ai 500 μm .

Il particolato atmosferico comprende particelle con dimensioni che variano da pochi nanometri a diverse centinaia di micrometri. Generalmente, si definiscono ultrafini, fini e grossolane le particelle aventi diametro rispettivamente inferiore a 0.1 μm , inferiore a 2.5 μm (PM_{2.5}) e inferiore ai 10 μm (PM₁₀). In linea di massima, si può affermare che le particelle fini e grossolane si originano diversamente, richiedono diversi approcci per la rimozione delle sorgenti, sono soggette a trasformazioni separatamente, sono rimosse dall'atmosfera con meccanismi differenti, sono caratterizzate da diverse composizioni chimiche e proprietà ottiche e differiscono significativamente nelle modalità di deposizione nel tratto respiratorio: di conseguenza, la distinzione tra particelle fini e grossolane è fondamentale in qualsiasi trattazione riguardi il PM [1,4].

Figura 2.1-2 mostra una tipica distribuzione in numero e in volume del particolato atmosferico. Si sottolinea, comunque, che la distribuzione è fortemente sito-specifica. Ipotizzando costante la densità delle particelle, la distribuzione in volume può essere vista come una distribuzione in massa: questa è caratterizzata dalla presenza di due mode, la “moda di accumulazione” (accumulation mode) e la “moda grossolana” (coarse mode). La moda grossolana è costituita da particelle aventi un diametro compreso tra i 2 μm e i 50 μm , generalmente prodotte da processi meccanici come il vento o l'erosione (polvere minerale, pollini, sale marino) anche se vi possono essere composti secondari come nitrati e solfati. La moda di accumulazione (da 0.1 μm a 2 μm) è legata alle emissioni primarie, alla condensazione di solfati, nitrati e composti organici secondari e alla coagulazione di particelle più piccole. L'accumulation mode è il risultato di due sotto-mode sovrapposte: il “condensation submode”, formato da emissioni primarie di particolato, crescita di particelle più piccole per coagulazione e condensazione di vapore, e il “droplet submode”, formato da agglomerati di particelle dei “nuclei di Aitken” a causa della collisione tra le stesse per agitazione termica [4,5].

Considerando la distribuzione in numero del particolato, si ottiene uno scenario diverso: ne segue che le particelle con diametro maggiore di 0.1 μm contribuiscono alla quasi totalità della massa di PM ma sono trascurabili dal punto di vista della numerosità rispetto a quelle con diametro minore. Solitamente, due mode dominano la distribuzione numerica: la “moda di nucleazione” (nucleation mode) e i “nuclei di Aitken” (Aitken nuclei). Le particelle del nucleation mode, con diametro inferiore a 10 nm, sono generalmente create in situ dalla nucleazione della fase gas, e questa moda può essere presente o meno a seconda delle condizioni atmosferiche. Come evidente da Figura 2.1-2, le particelle del nucleation mode hanno massa trascurabile: si pensi che 100000 particelle con diametro pari a 10

nm al cm^3 hanno una concentrazione in massa minore di $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'Aitken nuclei è costituito principalmente da particelle primarie su cui possono condensare altri inquinanti presenti in atmosfera; i meccanismi principali per la formazione di nuove particelle appartenenti alla dimensione dei nuclei di Aitken sono dunque la nucleazione e la condensazione [4,5].

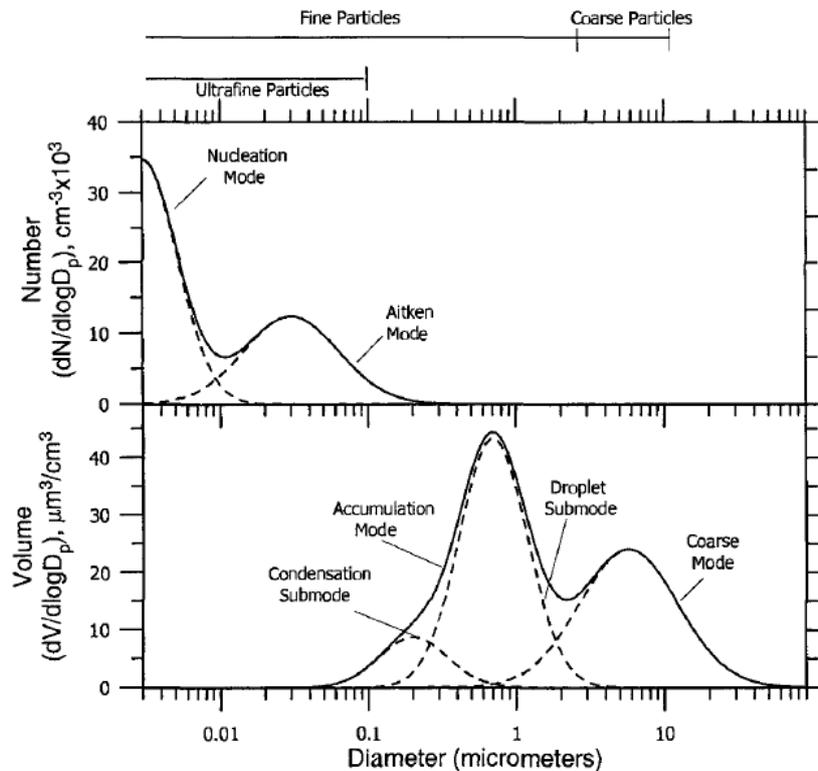


Figura 2.1-2 Distribuzione tipica del particolato in numero (sopra) e in volume (sotto) [4].

Il tempo di permanenza delle particelle nell'atmosfera è fortemente legato alla loro dimensione. Le particelle grossolane, a causa della sedimentazione per gravità, e quelle che formano la moda di nucleazione, che rapidamente formano particelle con dimensioni maggiori per coagulazione, hanno tempi di permanenza relativamente brevi, pari ad alcuni minuti o alcune ore; al contrario, le particelle dell'accumulation mode possono persistere fino a qualche settimana nell'atmosfera e possono essere trasportate dal vento fino a migliaia di chilometri dall'area in cui sono formate [1].

La nucleazione, cui si accennava poc'anzi, è il processo di formazione di una nuova fase sotto forma di nuclei stabili risultanti dall'aggregazione di un certo numero di molecole o di ioni da una fase madre preesistente. Questo processo, che dà origine al particolato secondario, può avvenire in assenza o in presenza di materiale estraneo. Con nucleazione omogenea si intende la formazione spontanea di nuclei che avviene per effetto della sovrassaturazione della soluzione in assenza di germi cristallini preesistenti e di sostanze estranee. Un vapore saturo o insaturo può divenire soprasaturo a seguito di vari processi termodinamici, come compressione isoterma, raffreddamento isobaro, espansione adiabatica: la temperatura del vapore resta costante nel primo di questi, diminuisce negli altri due casi. Nel processo di nucleazione omogenea, le collisioni fra molecole provocano la formazione di un grande numero di nuclei potenziali, la maggior parte dei quali è instabile ed è destinata a ridisciogliersi nella fase madre; soltanto un certo numero di aggregazioni molecolari riesce a raggiungere una dimensione critica al di sopra della quale il successivo processo di accrescimento

può procedere spontaneamente. Il tasso di crescita delle particelle formate attraverso la nucleazione varia tra 1 nm/h e 20 nm/h, a seconda della disponibilità di gas condensabile. La nucleazione eterogenea, invece, può aver luogo a livelli di soprasaturazione significativamente minori rispetto a quelli necessari per quella omogenea e avviene su una sostanza estranea o su una superficie estranea, come uno ione o una particella solida: la grande quantità di area superficiale che caratterizza il particolato fine fornisce appunto un substrato per la nucleazione eterogenea [4,6].

2.2 Composizione chimica

La composizione chimica del particolato atmosferico varia molto sia su scala temporale sia su scala spaziale e dipende da numerosi fattori: i più importanti sono la composizione chimica della zona d'origine, la natura delle principali sorgenti e la distanza da queste [5].

Gli elementi che costituiscono principalmente il particolato atmosferico, generalmente, sono gli ioni inorganici, soprattutto nitrati, solfati e ammoniaca, la polvere minerale, il sale marino e l'aerosol carbonioso [7]. L'aerosol carbonioso è formato da carbonio elementale (EC) e carbonio organico (OC). Il carbonio elementale, detto anche "black carbon", carbonio grafite o fuliggine, è emesso direttamente nell'atmosfera principalmente da processi di combustione che avvengono in presenza di ossigeno sub-stechiometrico. Il black carbon è caratterizzato da elevata capacità di assorbimento di radiazione luminosa e si ritiene che sia una delle sostanze che maggiormente contribuiscono al cambiamento climatico globale. Il carbonio organico, che può essere sia emesso direttamente sia il risultato della condensazione di gas organici a bassa volatilità, è formato da miscele di centinaia di composti organici tra cui alcani, idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e BTEX (Benzene, Toluene, Etilbenzene e Xilene) [4].

La speciazione chimica del particolato varia in funzione del range dimensionale considerato: nelle particelle fini si trovano soprattutto solfati, ammoniaca, OC, EC e alcuni metalli di transizione, come nichel e zinco, mentre nella frazione grossolana prevalgono il ferro, le particelle organiche biogeniche (polline, spore, frammenti di vegetazione) ed elementi della superficie terrestre (silicio, calcio, magnesio, titanio, ferro, alluminio). I nitrati possono essere trovati sia nella frazione fine, in forma di nitrato di ammonio (NH_4NO_3) prodotto dalla reazione tra acido nitrico (HNO_3) e ammoniaca (NH_3), sia in quella grossolana, come risultato delle reazioni tra acido nitrico e particelle grossolane [4].

Figura 2.2-1 mostra una tipica distribuzione dimensionale di alcuni ioni presenti nel PM: tali ioni possono trovarsi allo stato liquido o reagire con altri composti e formare particelle solide [8]. Il grafico indica che i solfati, nitrati e ammoniaca hanno due mode nel range compreso tra 0.1 μm e 1 μm (condensation mode e droplet mode) e un terzo nella frazione grossolana (coarse mode). Il condensation mode ha un picco intorno al 0.2 μm , come risultato della condensazione dalla fase gassosa delle componenti del particolato secondario. Il droplet mode ha un picco attorno a 0.7 μm e la sua esistenza è legata alle reazioni eterogenee nella fase acquosa. Più di metà dei nitrati si trova nel coarse mode insieme alla maggior parte del sodio e del calcio; il nitrato nella frazione grossolana è il risultato delle reazioni dell'acido nitrico con il cloruro di sodio o con il materiale della crosta terrestre: questo rappresenta un caso interessante in cui il PM secondario (nitrato) si forma tramite una reazione tra materiale naturalmente prodotto (sale marino o polvere crostale) e un inquinante antropogenico (acido nitrico) [4].

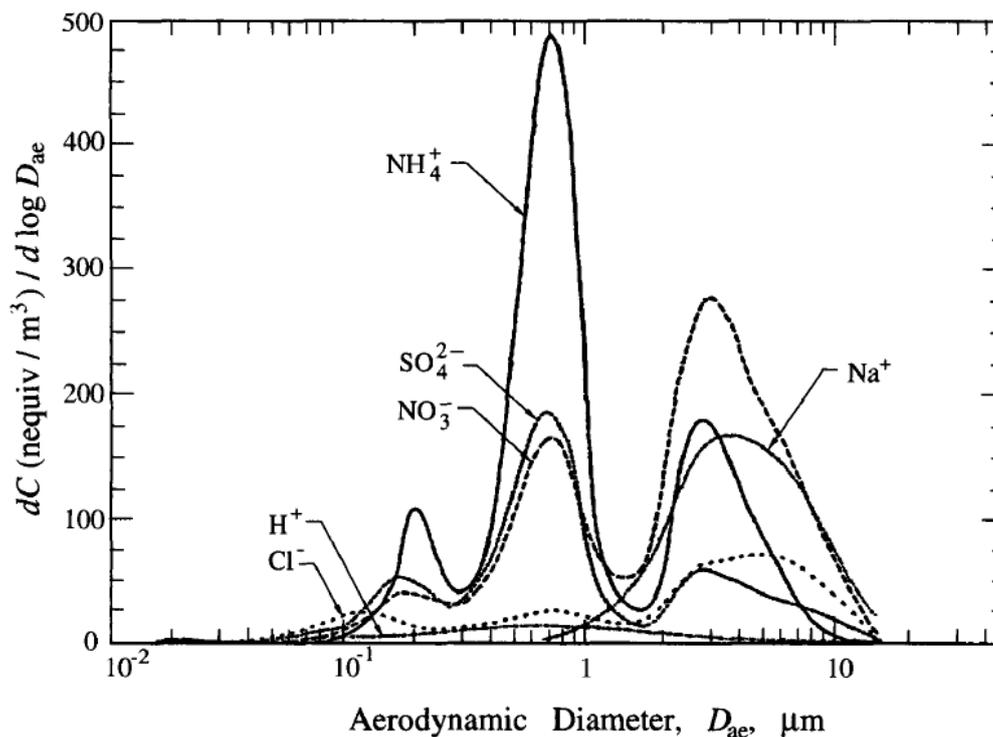


Figura 2.2-1 Distribuzione dimensionale di alcuni ioni (idrogeno, cloro, sodio, solfato, nitrato, ammoniaca) nel particolato. I dati fanno riferimento a misure avvenute a Claremont (USA) [4].

La natura chimica del particolato emesso da sorgenti naturali è molto diversa rispetto a quella del particolato antropogenico: nel primo caso, prevalgono i minerali della litosfera, gli ossidi di ferro e di alluminio, i sali carbonatici e i composti della silice mentre il particolato antropogenico, generalmente predominante nelle aree urbane, è costituito principalmente da carbonio elementare, composti organici del piombo, idrocarburi, pesticidi, diossine, composti clorurati, metalli pesanti e solfati antropogenici [5].

L'analisi chimica del particolato, che può portare alla determinazione di oltre 40 elementi in tracce, è alla base del source-apportionment, metodo utile ad indentificare le fonti di inquinamento atmosferico e a quantificarne il contributo [4,9,10].

2.3 Sorgenti

Il particolato atmosferico può essere sia di origine naturale, generato soprattutto da processi a bassa temperatura, sia di origine antropica, generato prevalentemente ad alte temperature [5,7].

La sorgente naturale principale di particolato a livello globale è rappresentata dall'oceano, che emette sale o spray marino per l'azione del vento e delle onde. Le altre fonti emissive naturali importanti sono la crosta terrestre, a seguito di processi di erosione meccanica, alterazione chimica e biologica ed erosione eolica, le emissioni vulcaniche e gli incendi boschivi. Il particolato antropogenico, invece, deriva principalmente dalle attività industriali, dalla combustione di combustibili fossili per il riscaldamento domestico e la produzione di energia, dall'incenerimento dei rifiuti, dalla produzione di sostanze chimiche e dal traffico veicolare [1,5,7]. Per dare un'idea dell'ordine di grandezza, si stima che in Italia, nel 2015, l'emissione pro-capite legata al trasporto non connesso ad attività economiche sia pari a 190 g/ab·y [11].

Le fonti appena citate portano alla formazione sia di particolato primario sia di particolato secondario. I principali gas precursori del PM sono l'ammoniaca, gli ossidi di azoto (NO_x), il biossido di zolfo e i composti organici volatili e il loro contributo è assolutamente non trascurabile. Ad esempio, si stima che l'emissione di una tonnellata di ossidi di azoto dia luogo alla formazione di 880 kg di PM_{10} [5,12].

A livello globale, il particolato antropogenico rappresenta solo il 10% del particolato totale: tuttavia, per via della composizione chimica e per via del fatto che le sorgenti di PM legate all'attività umana sono concentrate e localizzate nelle aree urbane, proprio laddove risiede la maggior parte della popolazione e dunque è massima l'esposizione, il particolato antropogenico riveste particolare importanza [7,13].

Per quanto riguarda il particolato presente in ambienti chiusi, le sorgenti sono associate prevalentemente alle attività svolte indoor: le fonti principali in ambito domestico sono il fumo di tabacco e la cucina, a cui si aggiungono i sistemi di riscaldamento, la pulizia e la risospensione legata alla presenza umana. La frazione grossolana del particolato indoor è relativa soprattutto alla risospensione mentre la frazione fine ai processi di combustione e alle attività di pulizia. Negli ambienti di lavoro, la natura del particolato dipende principalmente dai processi produttivi svolti e dai materiali utilizzati. Il contributo del particolato presente nell'aria ambiente dipende da molti fattori, tra cui la tipologia della ventilazione degli ambienti (naturale o meccanica), la distanza dalle sorgenti, le condizioni meteorologiche e le caratteristiche dell'edificio [14].

Per dare un'idea dell'ordine di grandezza delle emissioni antropiche dirette di particolato e del peso relativo di alcune attività, si riporta un'analisi del quadro emissivo europeo, elaborato sulla base del database Eurostat [11], l'Ufficio Statistico della Comunità Europea che raccoglie ed elabora i dati dell'Unione Europea (UE) a fini statistici [15]. Sono stati riportati i dati relativi al periodo 2008-2015 in quanto, al momento, sono gli unici completi.

Figura 2.3-1 riporta la stima del quantitativo di particolato antropogenico emesso dal 2008 al 2015: si nota un trend decrescente e come circa il 70% del PM_{10} sia costituito da particolato fine. Figura 2.3-2 evidenzia come circa i due terzi delle emissioni totali siano ascrivibile a soli 7 Paesi dei 28 che formano l'Unione Europea: ciò dipende sia dal numero di abitanti sia dal grado di industrializzazione; Figura 2.3-3 mostra infatti come alcuni di questi 7 Paesi siano caratterizzati da un livello di emissioni pro-capite inferiore rispetto alla media europea. Per completezza, nello stesso grafico sono stati riportati i dati relativi a Lettonia e Malta, caratterizzati rispettivamente da un quantitativo di particolato emesso per abitante massimo e minimo nell'UE.

Eurostat fornisce le stime non solo in base ai Paesi, ma anche rispetto alla tipologia di sorgente: in particolare, le sorgenti sono divise in attività economiche e domestiche. Confrontando Figura 2.3-4 e Figura 2.3-6, si nota come, negli ultimi anni, le attività domestiche siano più impattanti riguardo il $\text{PM}_{2,5}$ rispetto a quelle economiche, viceversa per il PM_{10} . Figura 2.3-5 e Figura 2.3-7 mostrano il quantitativo di emissioni relativo a diverse attività economiche e domestiche. Per quanto riguarda le attività economiche, Eurostat fa riferimento alla classificazione NACE europea (Classificazione statistica delle attività economiche nelle Comunità europee) mentre la legenda delle figure si riferisce alle corrispettive categorie Ateco [16]. Si sottolinea come, sia per il $\text{PM}_{2,5}$ sia per il PM_{10} , il riscaldamento e il raffreddamento domestico rappresentino la sorgente principale di particolato.

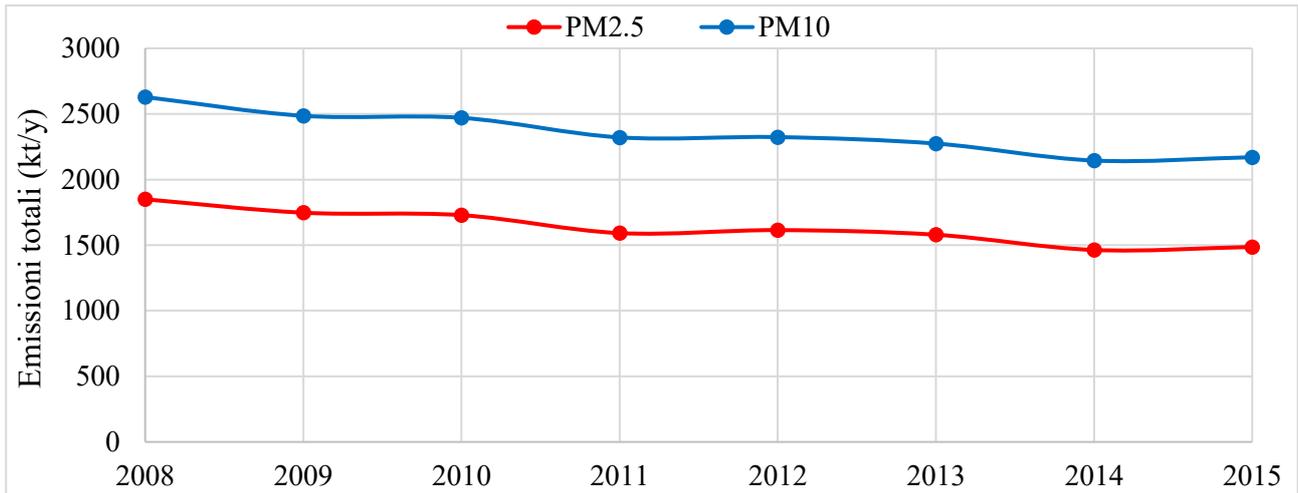


Figura 2.3-1 Emissioni totali annue di particolato antropogenico nell'Unione europea [11].

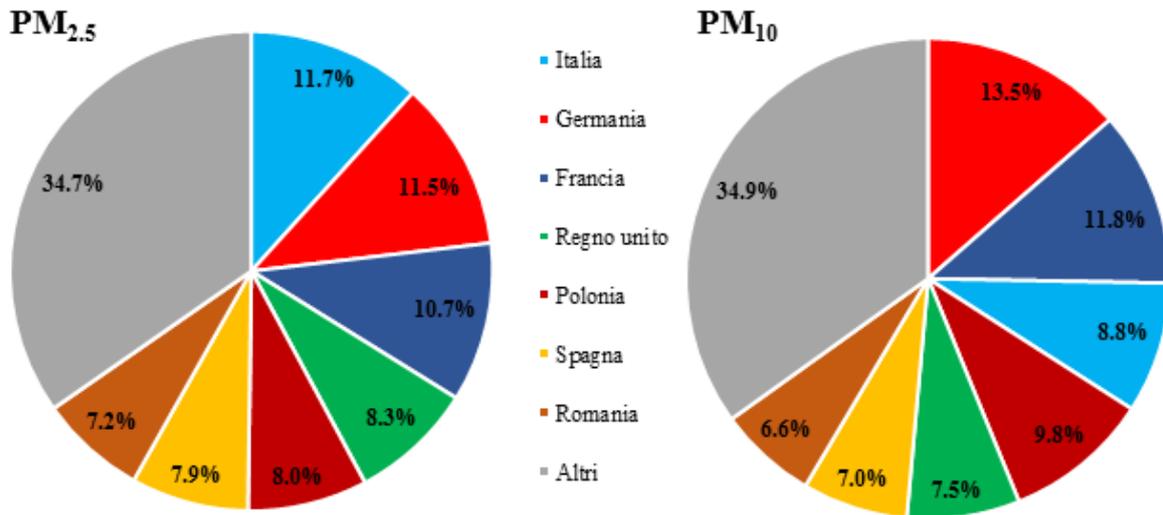


Figura 2.3-2 Quantitativo relativo di PM2.5 (a sinistra) e PM10 (a destra) emesso nel 2015 dai sette Paesi dell'Unione Europea caratterizzati da maggiori emissioni di particolato rispetto al quantitativo totale dell'UE [11].

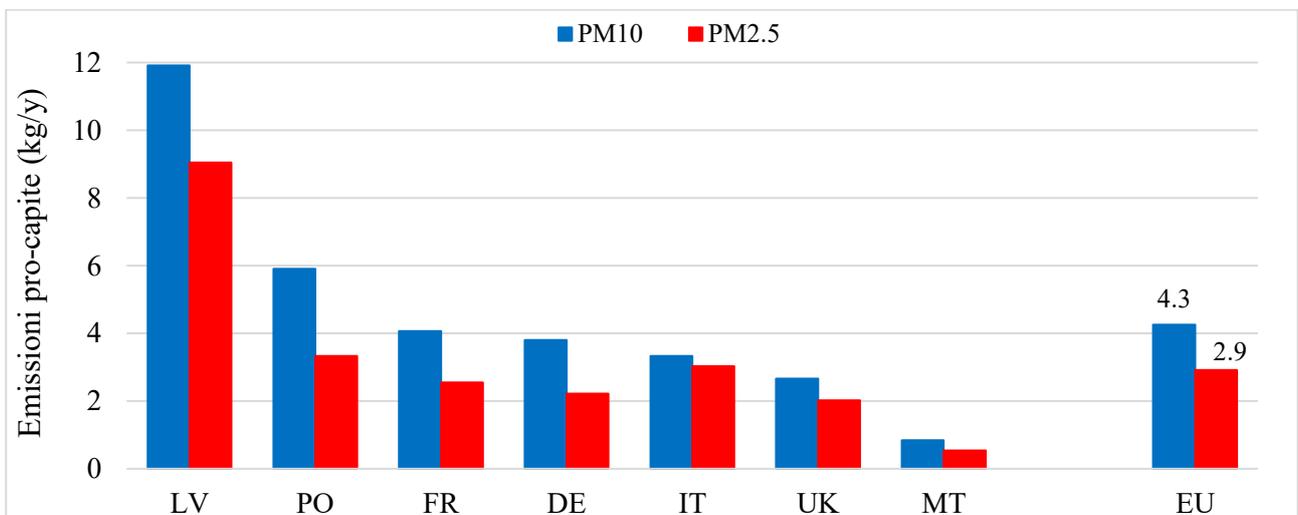


Figura 2.3-3 Emissioni pro-capite di particolato nel 2015 in alcuni Paesi dell'Unione Europea e media europea (EU): Lettonia (LV), Polonia (PO), Francia (FR), Germania (DE), Italia (IT), Regno Unito (UK), Malta (MT) [11].

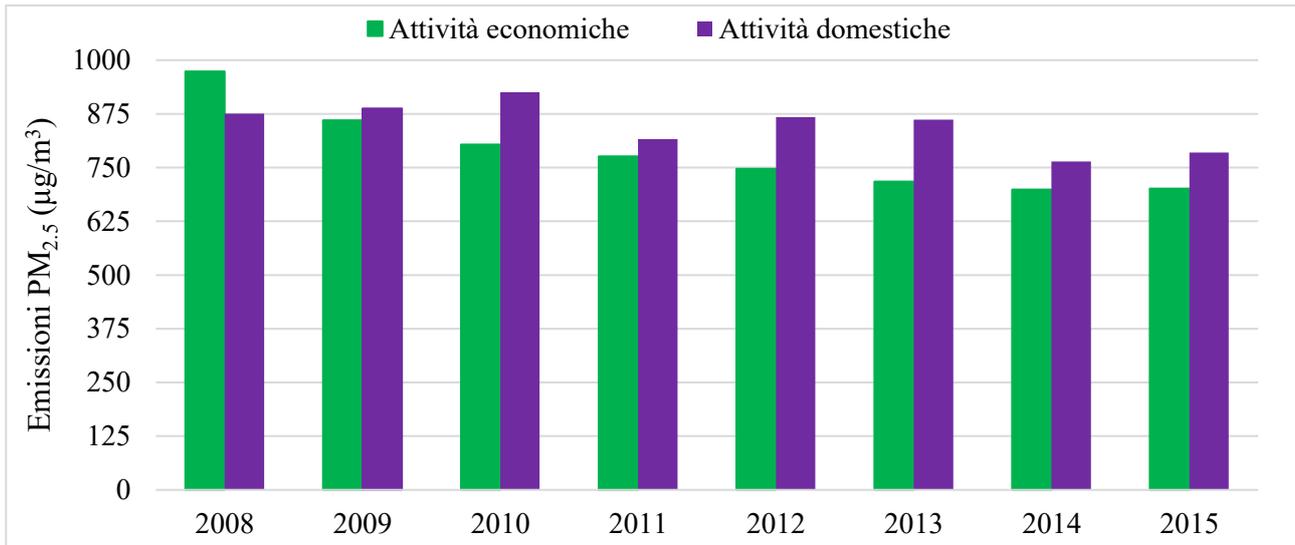


Figura 2.3-4 Emissioni annue totali di PM_{2.5} antropogenico in Unione Europea divisi per tipologia di sorgente [1].

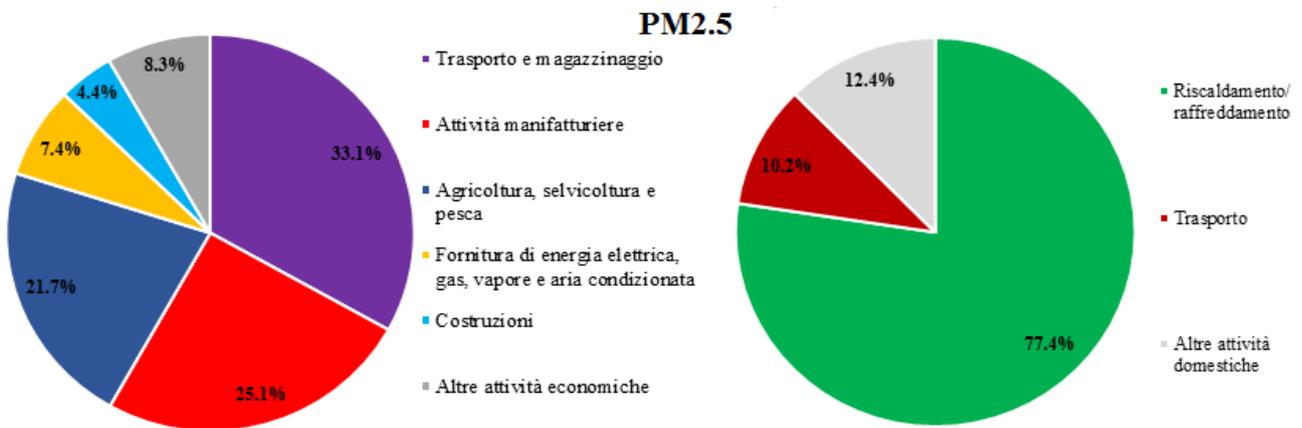


Figura 2.3-5 Quantitativo relativo di PM_{2.5} emesso nel 2015 in Unione Europea da attività economiche (a sinistra) e da attività domestiche (a destra) [1].

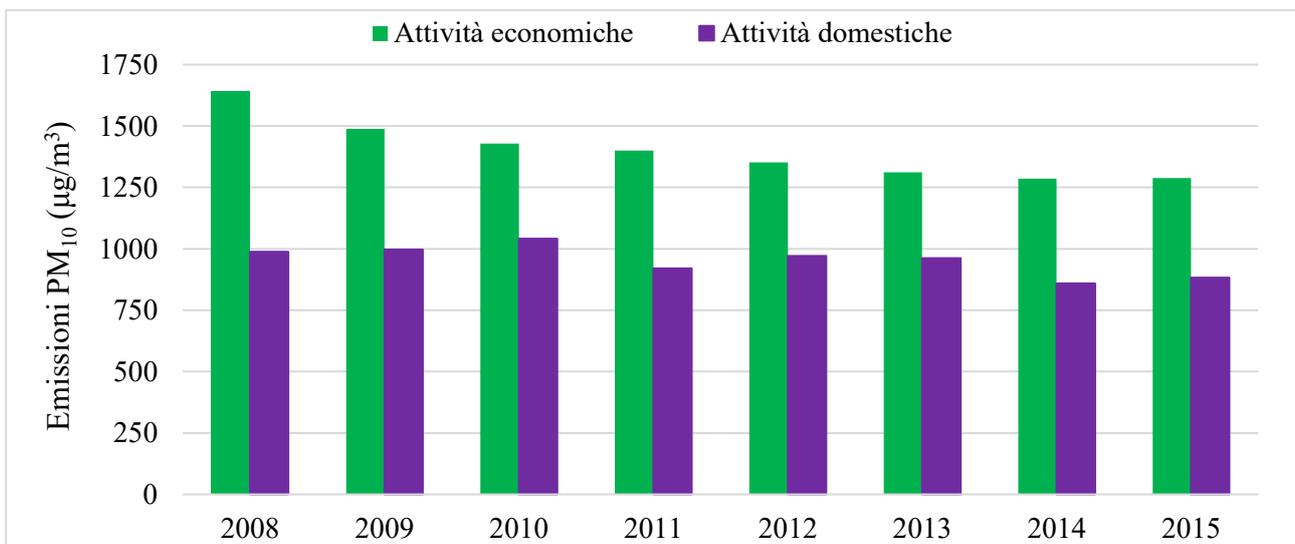


Figura 2.3-6 Emissioni annue totali di PM₁₀ antropogenico in Unione Europea divisi per tipologia di sorgente [1].

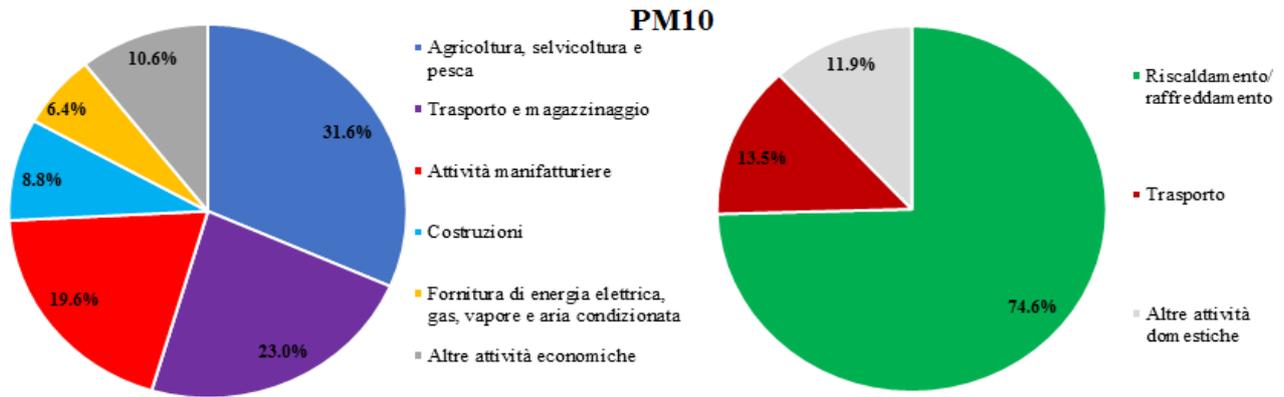


Figura 2.3-7 Quantitativo relativo di PM₁₀ emesso nel 2015 in Unione Europea da attività economiche (a sinistra) e da attività domestiche (a destra) [11].

2.4 Effetti sull'uomo e sull'ambiente

L'esposizione al PM₁₀ e al PM_{2.5} costituisce un serio pericolo per la salute umana e avviene praticamente in continuo: oltre al particolato presente nell'aria ambiente, infatti, vi è l'esposizione a quello indoor, dove le persone spendono la maggior parte del proprio tempo [14,17].

Le vie respiratorie umane possono essere schematicamente divise in tre regioni (Figura 2.4-1) e ogni regione è caratterizzata dal diametro del particolato che, attraverso diversi meccanismi, vi si può depositare (Figura 2.4-2): la regione extra-toracica, formata da naso, bocca, faringe e laringe, interessata da deposizione per intercettazione e impatto inerziale di particolato con diametro aerodinamico equivalente (d_{ae}) compreso tra i 15 μm e 100 μm ; la regione toracica, che include trachea, bronchi e bronchioli, interessata dalla deposizione per sedimentazione di particelle caratterizzate da d_{ae} compreso tra 15 μm e 5 μm ; la regione alveolare (detta anche "regione degli scambi gassosi"), composta da bronchioli respiratori, dotti alveolari, sacchi alveolari e alveoli, interessata dalla sedimentazione e diffusione di particolato con d_{ae} compreso tra 0.1 μm e 5 μm [18].

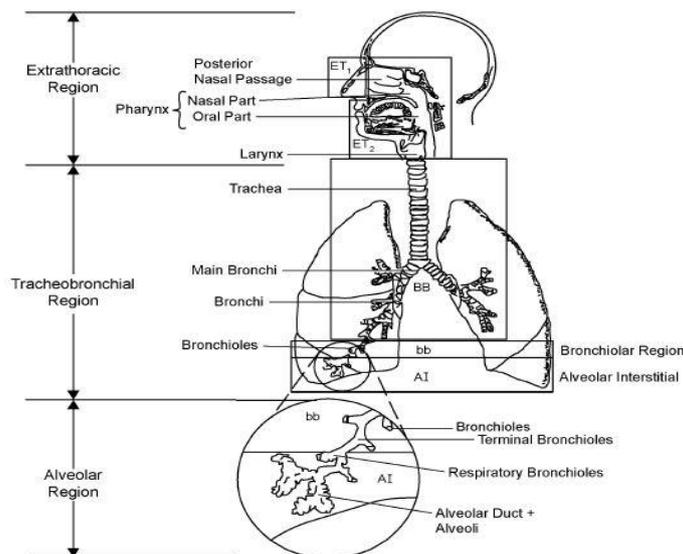


Figura 2.4-1 Schema della suddivisione dell'apparato respiratorio [19].

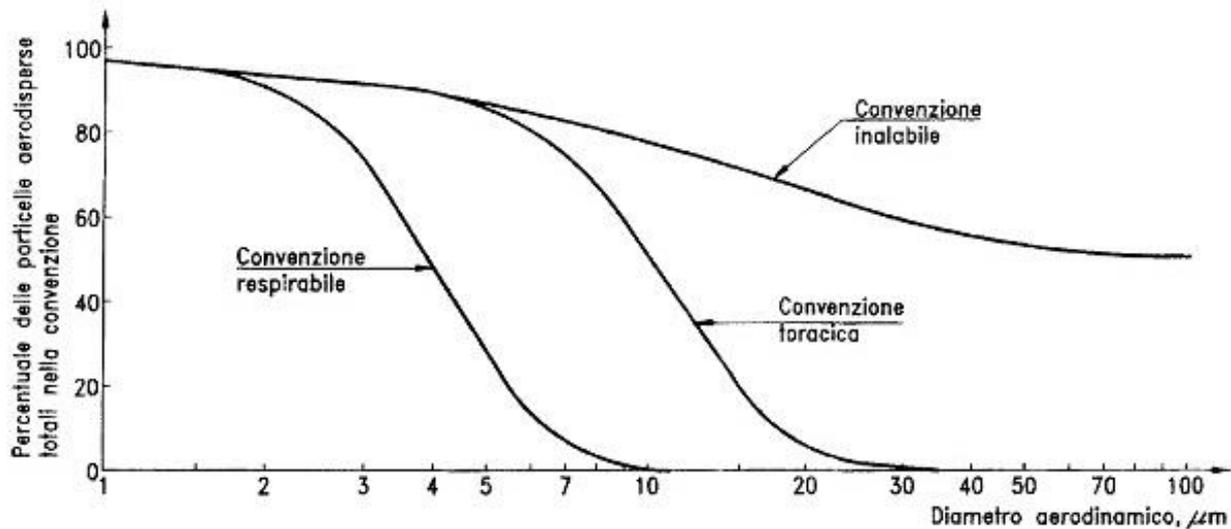


Figura 2.4-2 Convenzione della frazione inalabile, toracica, respirabile rispetto al particolato aerodisperso totale secondo norma UNI EN 481:1994 [20].

La pericolosità del particolato atmosferico è accentuata dal fatto che vi si possono adsorbire altri inquinanti, come sostanze metalliche e idrocarburi policiclici aromatici, e che alcune particelle aerodisperse risultano scarsamente solubili in acqua: di conseguenza, dopo l'inalazione e la deposizione, rimangono presenti nell'apparato respiratorio e producono effetti associati alla tossicità della particella [21,22].

Gli studi epidemiologici hanno evidenziato l'esistenza di una correlazione tra esposizione acuta a particolato aerodisperso e alterazioni della funzionalità respiratoria, ricoveri in ospedale e mortalità per malattie respiratorie. Inoltre, l'esposizione prolungata nel tempo al PM, già a partire da basse dosi, viene associata all'incremento di mortalità per malattie respiratorie e di patologie quali asma, bronchiti croniche e riduzione della funzionalità respiratoria. L'esposizione cronica è associata anche a un incremento del rischio di tumore delle vie respiratorie: il PM appartiene infatti alla categoria 1 nella classificazione dell'International Agency for Research on Cancer. In particolare, il PM_{2.5} è caratterizzato da maggior mutagenicità rispetto al PM₁₀. Si segnala che l'Organizzazione Mondiale della Sanità ha raccomandato di mantenere la concentrazione di tale inquinante al livello più basso possibile, non esistendo una soglia al di sotto della quale non sono dimostrabili effetti sulla salute [21,22].

Per quanto riguarda l'impatto ambientale, inoltre, è noto che il particolato atmosferico influenza il clima principalmente attraverso due meccanismi: il PM ha effetto sia sull'assorbimento sia sulla dispersione della radiazione solare ed ha un ruolo importante nei processi di formazione delle nubi. L'interazione delle particelle di aerosol con la radiazione solare dipende dalla sua composizione chimica: ad esempio, il carbonio elementare è una delle più importanti specie che assorbe la radiazione solare, mentre il solfato mostra il comportamento opposto. La capacità del PM di influenzare il modo in cui la radiazione solare viene trasmessa attraverso l'atmosfera ha conseguenze rilevanti in termini di bilancio radiativo e quindi in termini di cambiamenti climatici. Per quanto riguarda il processo di formazione delle nubi, le polveri aerodisperse favoriscono la formazione di nebbie e nuvole, costituendo i nuclei di condensazione attorno ai quali si condensano le gocce

d'acqua. Il particolato atmosferico contribuisce inoltre all'effetto "isola di calore urbana" e, soprattutto la frazione fine, causa la diminuzione di visibilità^[1,23-25].

Infine, la deposizione secca e umida del particolato, a seconda della natura chimica dello stesso, può esercitare ulteriori impatti negativi. La deposizione secca verrà descritta nel capitolo 4 mentre la deposizione umida indica la rimozione di inquinanti dall'atmosfera attraverso il loro trasferimento nelle idrometeorie^[26]. In generale, la deposizione del PM può portare alla contaminazione dei suoli e dei corpi idrici su cui avviene. Inoltre, le polveri possono depositarsi sulle foglie delle piante, andando a formare una patina opaca che ostacola il processo fotosintetico, o su edifici e monumenti, provocando erosione e deterioramenti dei materiali^[23,24,27].

2.5 Normativa

Il riferimento normativo attuale italiano riguardo la qualità dell'aria ambiente è il Decreto Legislativo 155/2010, attuazione della direttiva 2008/50/CE. L' "aria ambiente" è definita come l'aria esterna presente nella troposfera, ad esclusione di quella presente nei luoghi di lavoro definiti dal Decreto Legislativo 81/08, ovvero dal Testo unico sulla salute e sicurezza sul lavoro^[28].

A livello nazionale, la normativa relativa alla qualità dell'aria ambiente è piuttosto recente: il primo atto sull'inquinamento atmosferico dell'aria ambiente da particolato aerodisperso fu il Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri 28 Marzo 1983, che definiva i limiti massimi di accettabilità delle concentrazioni e di esposizione relativi a inquinanti presenti nell'aria ambiente. Per "inquinante" si intende qualsiasi sostanza presente nell'aria ambiente che può avere effetti dannosi sulla salute umana o sull'ambiente nel suo complesso^[28]. Per quanto riguarda il particolato, il D.P.C.M. 145/83 faceva riferimento alle "particelle sospese", vale a dire al Particolato Totale Sospeso (TSP): non veniva fatta, dunque, una distinzione in base al diametro aerodinamico della particelle; il monitoraggio del particolato totale sospeso oggi giorno sta perdendo di importanza in quanto è stato dimostrato che il maggior rischio sanitario è dovuto ai PM₁₀^[29]. I limiti sono riportati in Tabella 2-1: si nota che vengono definiti sia il limite massimo di accettabilità, valutato mediante la media delle concentrazioni medie su 24 ore osservate nell'arco di un anno, sia il limite massimo di esposizione, valutato mediante il 95° percentile di tutte le concentrazioni medie su 24 ore osservate nell'arco di un anno. Il percentile *k*-esimo di un campione di dati è un valore che è maggiore di una percentuale *k* dei dati, e minore della restante percentuale *100-k*, dove *k* è un numero tra 0 e 100^[30]. Pertanto, la definizione di un percentile è equivalente alla definizione di un numero massimo di superamenti annui del limite normativo: in particolare, stabilire il 95° percentile di tutte le concentrazioni medie di 24 ore rilevate nell'arco di 1 anno corrisponde ad imporre un numero massimo di superamenti annui pari a 18, nell'ipotesi che vi siano dati relativi a ciascun giorno dell'anno. Generalmente, si ricorre a due categorie di aggregazione del dato: la media annua e il numero di superamenti riferiti a concentrazioni orarie, giornaliere o alle medie mobili su otto ore. Sostanzialmente, lo scopo della media annua è la valutazione dell'esposizione media della popolazione, mentre lo scopo dei superamenti rispetto a un limite di legge o rispetto a una soglia giornaliera è quello di valutare l'esposizione acuta a picchi di concentrazione su breve periodo^[31]. Il decreto stabiliva inoltre il metodo di determinazione del materiale particellare in sospensione nell'aria: il particolato veniva raccolto su filtri a membrana con micro-pori e la determinazione della concentrazione veniva fatta per gravimetria.

Il Decreto del Presidente della Repubblica 203/1988 non modificò i valori limite del TSP contenuti nel D.P.C.R. 28/3/83 ma introdusse valori guida di qualità dell'aria (vedi Tabella 2-1), ovvero "limiti delle concentrazioni e limiti di esposizione relativi ad inquinamenti nell'ambiente esterno destinati alla prevenzione a lungo termine in materia di salute e protezione dell'ambiente e a costituire parametri di riferimento per l'istituzione di zone specifiche di protezione ambientale per le quali è necessaria una particolare tutela della qualità dell'aria" [32]. Si indicò il metodo dei "fumi neri" per la determinazione delle concentrazioni di TSP. Il metodo prescriveva che un volume noto di aria attraversasse un filtro di carta e la riflettanza della macchia formatasi venisse misurata mediante riflettometro: dall'indice di annerimento della macchia si determinava il valore della massa di fumo nero mediante opportune curve di taratura stabilite da un gruppo di lavoro dell' "Organisation for Economic Co-operation and Development" [33]. Il metodo dei fumi neri fornisce indicazioni sulla frazione del materiale carbonioso presente per cui può essere impiegato nelle atmosfere urbane, in cui le fonti di inquinamento possono essere direttamente o indirettamente riconducibili a fenomeni di combustione [34].

Il decreto ministeriale del 15 Aprile 1994 identificò il PM₁₀ come un inquinante di interesse prioritario e definì i livelli di attenzione e di allarme, cioè quelle concentrazioni di inquinanti atmosferici, tra cui il particolato sospeso, tali da determinare stato di attenzione o di allarme: lo stato di attenzione, se persistente, determina il rischio che si raggiunga lo stato di allarme il quale, a sua volta, rischia di determinare una condizione di rischio ambientale e sanitario (vedi Tabella 2-1). Il decreto ministeriale del 25 Novembre 1994 definì il metodo di misurazione del PM₁₀, gli obiettivi di qualità su base annuale per lo stesso (vedi Tabella 2-1) e introdusse l'obbligo di predisporre sistemi permanenti di monitoraggio del PM₁₀, con priorità nelle città in aree urbane con una popolazione superiore ai 150 mila abitanti, tra cui Torino.

Il decreto ministeriale 60/2002, recepimento della direttiva 1999/30/CE, introdusse il PM_{2.5} tra gli inquinanti da monitorare: in realtà, non venne fissato alcun limite riguardo al PM_{2.5} ma venne specificato che dovesse essere considerato nei piani e programmi per la qualità dell'aria. Il limite riguardo la concentrazione di PM_{2.5} non è stato introdotto fino al Decreto Legislativo 155/2010, che rappresenta l'attuale quadro normativo di riferimento.

Tabella 2-1 mostra come nel tempo i limiti si siano abbassati e sia stata svolta una graduale distinzione basata sul diametro aerodinamico, passando dal TSP al PM₁₀ e infine al PM_{2.5}, seguendo le conoscenze sull'impatto degli inquinanti fornite dalla Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS). La Direttiva 2008/50 recita, infatti, che "è opportuno [...] definire adeguati obiettivi per la qualità dell'aria ambiente che tengano conto delle pertinenti norme, orientamenti e programmi dell'Organizzazione Mondiale della Sanità" [35].

Tabella 2-2 evidenzia che i limiti suggeriti dalle linee guida della OMS [36] sono più restrittivi rispetto ai limiti normativi italiani, recepiti dalla normativa europea: questo è dovuto al fatto che i limiti europei tengono conto dell'effettiva possibilità di raggiungere tali livelli. Si sottolinea anche che la direttiva 2008/50/CE non prevede, a differenza delle linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità, limiti massimi giornalieri del PM_{2.5} e lascia possibilità di azione alle autorità competenti locali in caso di elevate concentrazioni giornaliere [35,37].

Tabella 2-1 Riepilogo dell'evoluzione dei limiti riguardanti la concentrazione di particolato aerodisperso nell'aria ambiente nella normativa italiana. I limiti attualmente vigenti vengono riportati in grassetto.

Atto legislativo	Inquinante	Concentrazione su 24 h	Valore ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Note
D.P.C.M. 145/1983	TSP	Standard di qualità - media annuale	150	-
		Standard di qualità - giornaliero	300	95° percentile
D.P.R. 203/1988	TSP	Valore guida - media annuale	40-60	Metodo "fumi neri".
		Valore guida - giornaliero	100-150	Metodo "fumi neri".
D.M. 107/1994	TSP	Livello di attenzione - media annuale	150	-
		Livello di allarme - giornaliero	300	-
D.M. 159/1994	PM ₁₀	Obiettivi di qualità - media annuale	60	Dal 1.1.1996 al 31.12.1998
		Obiettivi di qualità - media annuale	40	Dal 1.1.1999
D.M. 60/2002	PM ₁₀	Valore limite - media annuale	40	Entro l'1.1.2005
		Valore limite - giornaliero	50	Entro l'1.1.2005 (max 35 superamenti)
		Valore limite - media annuale	20	Entro l'1.1.2010
		Valore limite - giornaliero	50	Entro l'1.1.2010 (max 7 superamenti)
D.Lgs. 155/2010	PM₁₀	Valore limite - media annuale	40	-
		Valore limite - giornaliero	50	(max 35 superamenti)
	PM_{2.5}	Valore limite - media annuale	25	Entro l'1.1.2015
		Valore limite - media annuale	20	Entro l'1.1.2020

Tabella 2-2 Confronto tra i limiti presenti nella linea guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) e i limiti attualmente vigenti in Unione Europea (UE).

Inquinante	Arco temporale	Limite OMS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Limite UE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
PM ₁₀	24 h	50	50
	1 anno	20	40
PM _{2.5}	24 h	25	n.d.
	1 anno	10	20

Ai sensi del Decreto Legislativo 155/2010, il metodo di riferimento per la misurazione del PM₁₀ e il PM_{2.5} in aria ambiente è la norma UNI EN 12341:2014. Ai fini della misurazione della qualità dell'aria ambiente, si applicano i metodi di riferimento o i metodi equivalenti: infatti, "è ammesso l'utilizzo di metodi diversi da quelli di riferimento purché dotati di apposita certificazione di equivalenza, rilasciata secondo i principi, le metodologie e le procedure di prova indicati nelle *Guidances for the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods*" pubblicate dalla Commissione europea [28]. Nel caso la concentrazione di PM₁₀ e di PM_{2.5} venga misurata da sistemi di misura automatici (AMS), la validità della misurazione deve essere dimostrata secondo i criteri specificati nella norma UNI EN 16450:2017.

2.6 Metodi di misurazione

La misurazione del particolato aerodisperso è uno strumento essenziale per valutare la qualità dell'aria ambiente e l'efficacia delle azioni atte a mitigare l'inquinamento. Ad oggi è disponibile un gran numero di strumenti per la misurazione del PM e i risultati, anche a parità di luogo e periodo delle campagne di monitoraggio, possono essere molto differenti per via delle diverse strumentazioni e procedure di campionamento utilizzate. Le proprietà fondamentali del particolato che vanno analizzate sono la concentrazione e la distribuzione dimensionale: Figura 2.6-1 mostra i metodi e gli strumenti più comuni per misurarle [38].

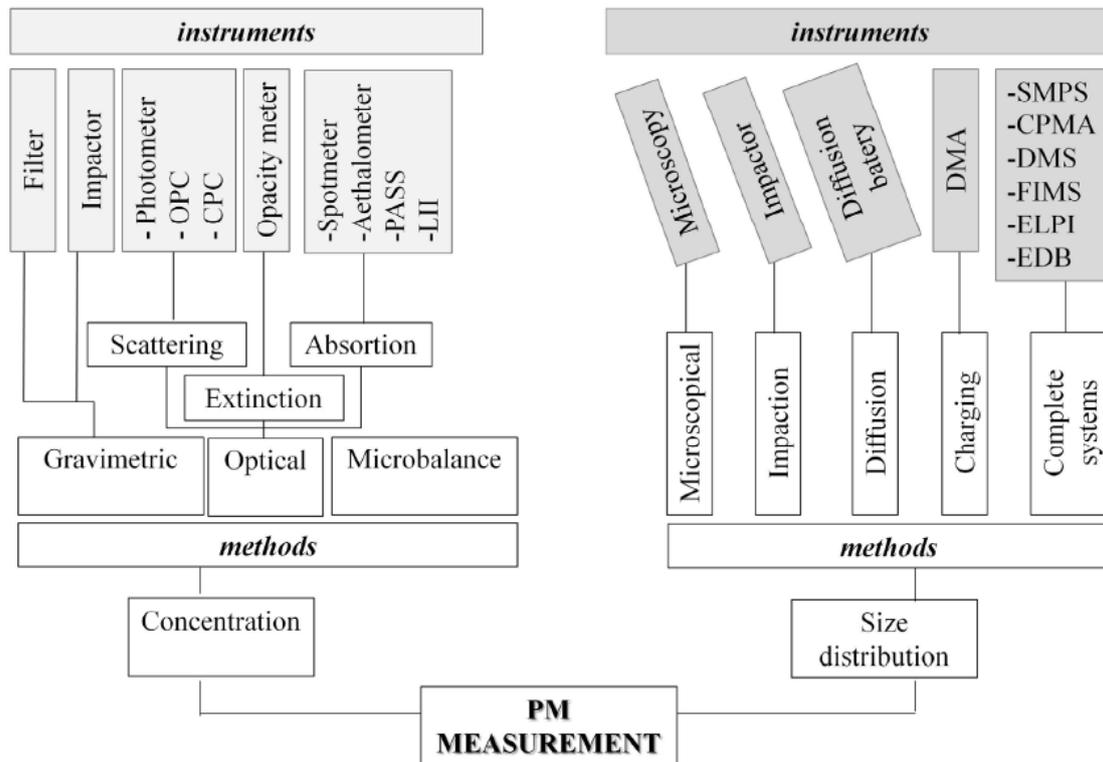


Figura 2.6-1 Metodi e strumenti di misurazione del particolato aerodisperso [38].

2.6.1 Misurazione della concentrazione

Le misure della concentrazione del PM possono essere espresse in massa, in numero di particelle e in superficie, misurate attraverso metodi gravimetrici, ottici e da microbilance.

La metodologia cui si riferisce la normativa per la determinazione della concentrazione in massa del PM_{2.5} e del PM₁₀ è basata sulla gravimetria ed è descritta dalla norma UNI EN 12341:2014. Il principio di funzionamento dello strumento è il seguente: l'aria entra a portata nota e costante (pari a 2.3 m³/h) attraverso una testa di separazione ad impatto inerziale che seleziona la frazione dimensionale di interesse, che viene raccolta su un filtro; la massa di particolato viene determinata mediante pesatura del filtro pre-campionamento e post-campionamento. La concentrazione *c* di particolato è dunque ottenibile attraverso la seguente formula:

$$c = \frac{m_1 - m_U}{\varphi_A \cdot t} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right)$$

in cui c rappresenta la concentrazione di particolato, espressa in $\mu\text{g}/\text{m}^3$; m_I e m_U indicano rispettivamente la massa del filtro post-campionamento e pre-campionamento, espresse in μg ; φ_A è la portata a condizione ambiente e t il tempo di campionamento, pari a 24 h. Il vantaggio di questa metodologia è la possibilità di svolgere analisi al microscopio o chimiche sui campioni, utili ad esempio per il source-apportionment; lo svantaggio principale è costituito dall'impossibilità di avere misure in tempo reale e di poter dunque apprezzare la variabilità della concentrazione su scale temporali inferiori al tempo di campionamento. Infatti, le pesature dei filtri devono essere svolte in laboratorio, dunque off-line, e il tempo di campionamento non può essere breve in quanto è necessario raccogliere una certa quantitativo di massa sui filtri [38-40].

Le strumentazioni ottiche sono, invece, generalmente in grado di fornire dati sulla concentrazione in termini di numero di particelle in tempo reale e si basano sui fenomeni di scattering, assorbimento ed estinzione di radiazioni luminose. Quando le particelle vengono illuminate da un fascio luminoso, le radiazioni vengono in parte diffuse in tutte le direzioni (scattering), in parte trasformate in altre forme di energia (assorbimento): l'estinzione può essere calcolata come somma di scattering e assorbimento. Il fenomeno di estinzione della luce viene tipicamente utilizzato per misurare le emissioni dei motori diesel e non per la concentrazione di particolato nell'aria ambiente [38], per cui non verrà descritto nella seguente tesi.

Gli strumenti più diffusi basati sullo scattering sono gli Optical Particle Counter (OPC), i Condensation Particle Counter (CPC) e i fotometri. Il principio di funzionamento degli OPC è il seguente: il campione d'aria, aspirato in continuo, viene investito da un fascio di luce laser all'interno della camera del sistema; successivamente, un diodo rileva la luce diffusa dalle particelle che attraversano il raggio e ogni impulso rilevato corrisponde al passaggio di una particella. Dall'intensità dell'impulso si risale poi alla dimensione dell'aerosol che sarà funzione del suo diametro ottico, che equivale al diametro di una particella sferica avente lo stesso indice di rifrazione. Oltre alla concentrazione numerica totale, questi strumenti permettono anche di misurare il numero di particelle in diversi range dimensionali. Nei CPC, l'aria aspirata viene saturata con il vapore del fluido di lavoro (butanolo o acqua) per poi entrare in un condensatore, costituito da un tubo mantenuto a bassa temperatura dal raffreddamento delle pareti; qui, per convezione e conduzione, il vapore di gas saturo si raffredda fino a raggiungere una sovrasaturazione del fluido, in base al grado della quale le particelle crescono per condensazione del vapore sulle particelle stesse. Queste "gocce" sono quelle che vengono contate da un rivelatore ottico. Infine, i fotometri sono strumenti che misurano la dispersione delle radiazioni non delle singole particelle ma di un gruppo di particelle. La maggior parte dei fotometri utilizza radiazioni con lunghezza d'onda vicina ai 600 nm, dunque nel range del visibile, e l'intensità della luce diffusa viene misurata attraverso fotorilevatori posti a 90° o 45° [38,40].

L'assorbimento della radiazione luminosa viene sfruttato principalmente per misurare la concentrazione di black carbon. Esistono varie strumentazioni che utilizzano diverse tecniche basate sul fenomeno dell'assorbimento: nella presente tesi, si fa riferimento solamente all'etalometro, uno degli strumenti utilizzati in un caso studio esposto nel capitolo 5. Il principio di funzionamento è il seguente: l'aria aspirata viene convogliata attraverso un materiale filtrante, andando così a creare un "deposito" di densità crescente, che viene investito da un fascio luminoso: l'aumento di attenuazione tra due misure consecutive risulta proporzionale alla concentrazione del materiale nel flusso d'aria campionato. Queste misurazioni non avvengono dunque in continuo ma gli etalometri possono

operare anche su periodi nell'ordine del secondo, fornendo così i risultati pressoché in tempo reale [38].

Le microbilance determinano la concentrazione del particolato a partire dall'alterazione della frequenza di risonanza che si ha quando le particelle si accumulano sulla superficie di un elemento oscillatorio [38].

2.6.2 Misurazione della distribuzione dimensionale

Le misurazioni della distribuzione dimensionale si basano su varie proprietà del particolato, tra cui proprietà ottiche, mobilità aerodinamica ed elettrica, proprietà geometriche e inerzia [38]: esistono pertanto varie strumentazioni atte a determinarla; nella presente tesi, vengono esposte solamente quelle utilizzate nei casi studio presentati nel capitolo 4: microscopio a scansione e impattatore multistadio.

La Microscopia Elettrica a Scansione (SEM) sfrutta un fascio di elettroni che colpisce un campione, che emette a sua volta diversi tipi di segnali, tra cui elettroni e raggi X: questi vengono raccolti attraverso dei rilevatori e amplificati per poi incidere su uno schermo fluorescente l'immagine visiva. I microscopi elettrici sono caratterizzati da una risoluzione media di pochi nanometri, molto migliore rispetto a quella dei microscopi ottici. Queste analisi, che vengono effettuate su campioni di particolato ricavati attraverso metodi gravimetrici, permettono di ottenere, oltre alla distribuzione dimensionale, il numero e informazioni sulla morfologia delle particelle [38,41-43].

La tipologia di impattatori più diffusa, denominata "a cascata", sfrutta la classificazione inerziale per ottenere la suddivisione del particolato in varie frazioni dimensionali: il materiale raccolto può essere poi sottoposto ad analisi gravimetriche e chimiche. L'impattatore a cascata è detto anche multistadio: in ciascuna fase, un getto d'aria contenente il particolato arriva ad una piastra impattante e le particelle più grandi del diametro aerodinamico di cut-off vengono raccolte mentre quelle più piccole seguono il flusso di gas che circonda la piastra di raccolta e sono raccolte nelle fasi successive, nelle quali gli orifizi sono via via più piccoli [38].

2.7 Inquinamento da PM: la situazione alle varie scale

2.7.1 Inquinamento da PM: la situazione globale

L'inquinamento atmosferico rappresenta il più grande problema ambientale in relazione alla salute e riguarda praticamente tutti i Paesi del mondo e qualunque ceto sociale. Si stima che, nel 2012, l'inquinamento indoor e outdoor abbia causato circa 7 milioni di morti, un nono del numero totale, e che circa la metà di queste dipendano dal solo inquinamento dell'aria ambiente [44]. Solo il 10% della popolazione vive in città che risultano conformi alle "Air quality guidelines" della Organizzazione mondiale della Sanità (OMS). L'inquinamento continua a crescere ad un tasso impressionante e compromette l'economia e la qualità della vita delle persone; rappresenta dunque un'emergenza sanitaria pubblica [3]. L'attuale direttore generale dell'OMS, il dottor Tedros Adhanom Ghebreyesus, ha denunciato che l'inquinamento atmosferico minaccia sì tutto il mondo ma sono le popolazioni più povere ed emarginate a sopportarne il maggior peso; più del 90% delle morti legate all'inquinamento avvengono in paesi a reddito basso o medio-basso. Addirittura, i cittadini di Ulaanbaatar, capitale

della Mongolia e classificata dall'Unicef come la capitale più inquinata del mondo, preoccupati dalla situazione, hanno iniziato a bere “oxygen cocktail”, bevande arricchite in ossigeno, per tentare di mitigare gli effetti dannosi dell'aria che respirano. Il numero di episodi di inquinamento acuto sta aumentando in molte città per cui, afferma Tedros, “i dirigenti pubblici, a tutti i livelli di governo, inclusi i sindaci, hanno iniziato a prestarvi attenzione e ad agire” [3,45].

Uno degli inquinanti principali è il particolato aerodisperso, tanto che la riduzione della concentrazione di PM₁₀ e di PM_{2.5} rientra tra gli indicatori relativi agli “obiettivi per uno sviluppo sostenibile” promossi dall'Organizzazione delle Nazioni Unite nel documento [46]. L'Health Effects Institute, organizzazione no-profit e indipendente statunitense, afferma che il particolato fine nell'aria ambiente ha causato nel 2016 circa 4.1 milioni di morti, rappresentando il sesto fattore di rischio in assoluto in termini di numero di morti [47].

Si riporta la situazione globale dell'inquinamento dell'aria ambiente da particolato atmosferico sulla base del documento “Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease”, redatto nel 2016 dall'Organizzazione Mondiale della Sanità.

Lo studio si basa sulle misure in campo della concentrazione media annua del particolato da più di 3000 città aventi un numero di abitanti che va da alcune centinaia a più di 10 milioni. La maggior parte di queste ospita più di 20 mila abitanti mentre il loro insieme ospita 1.6 miliardi di persone, che rappresentano il 43% della popolazione urbana globale. Non sono state considerate le centraline di monitoraggio relative ad “hot spot” o ad aree industriali, in modo da avere la massima rappresentatività dell'esposizione umana. I dati fanno riferimento al periodo temporale che va dal 2008 al 2015 [3].

Onde facilitare la lettura di tabelle e grafici, i 103 Paesi che hanno fornito i dati sono stati divisi in base alla collocazione geografica e al reddito: Africa a reddito medio-basso (Afr-LMIC): Etiopia, Nigeria, Repubblica Democratica del Congo...; America a reddito medio-basso (Amr-LMIC): Argentina, Brasile, Colombia...; America a reddito elevato (Amr-HIC): Canada, Cile, Stati Uniti d'America...; Area orientale mediterranea a reddito medio-basso (Emr-LMIC): Egitto, Iran, Pakistan...; Area orientale mediterranea a reddito elevato (Emr-HIC): Arabia Saudita, Emirati Arabi Uniti, Qatar; Europa a reddito medio-basso (Eur-LMIC): Albania, Romania, Turchia...; Europa a reddito elevato (Eur-HIC): Francia, Italia, Russia...; Asia sud-orientale a reddito medio-basso (Sear-LMIC): Bangladesh, India, Repubblica Democratica di Corea...; Area del Pacifico occidentale a reddito medio-basso (Wpr-LMIC): Cina, Mongolia, Vietnam...; Area del Pacifico occidentale a reddito elevato (Wpr-LMIC): Australia, Giappone, Nuova Zelanda, Repubblica di Corea, Singapore.

Figura 2.7-1 mostra il livello di PM₁₀ nelle varie città monitorate, in funzione del numero di abitanti: si osserva che, tendenzialmente, la concentrazione di particolato aumenta all'aumentare della dimensione dei centri abitati. A livello globale, le 5 città caratterizzate dal più alto livello di PM₁₀, con concentrazioni che vanno dai 370 µg/m³ ai 180 µg/m³, sono, in ordine decrescente, Riyadh (Arabia Saudita), Ma'amaer (Bahrain), Delhi (India), Il Cairo (Egitto) e Ulaanbaatar (Mongolia). I dati relativi alle diverse città sono comunque di limitata comparabilità in quanto possono variare molti fattori, tra cui la collocazione delle stazioni di monitoraggio, i metodi di misurazione, la copertura temporale delle misure e la qualità delle stesse [3].

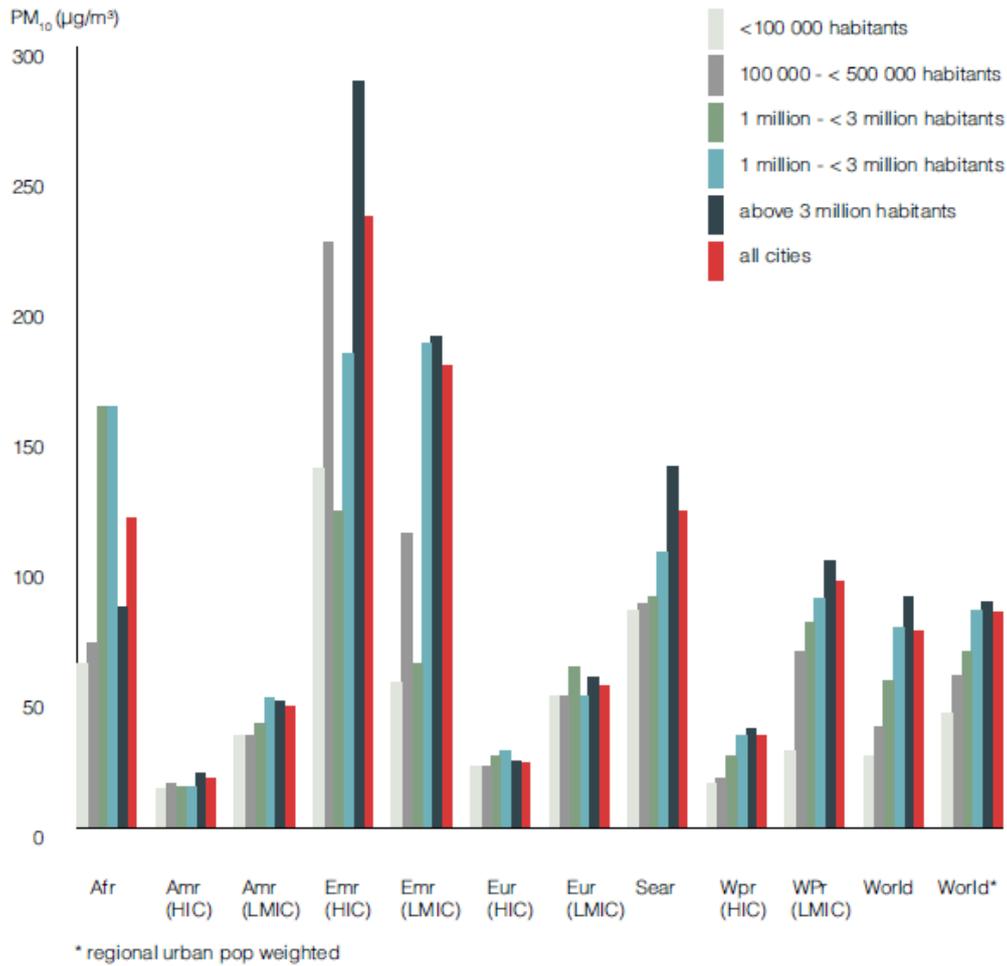


Figura 2.7-1 Concentrazione di PM₁₀ suddivisa per regione e numero di abitanti delle città considerate nello studio^[3].

Per poter stimare l'esposizione a livello globale, è stato utilizzato il modello "Data Integration Model for Air Quality" (DIMAQ), che fornisce stime della concentrazione di PM_{2.5} in tutto il mondo ad alta risoluzione spaziale, pari a circa 11km x 11km all'equatore^[48]. I dati di input utilizzati sono state le misure in campo da più di 6000 stazioni di monitoraggio, i dati satellitari, le stime della popolazione, la topografia, le informazioni sulle reti di monitoraggio e le misure di specifici contributi all'inquinamento mediante modelli di trasporto chimico. DIMAQ ha una struttura gerarchica nella quale vengono prodotte equazioni di calibrazione per ciascun Paese utilizzando prioritariamente i dati dai Paesi, se disponibili; qualora i dati non fossero invece sufficienti al fine di produrre stime accurate, si utilizzano informazioni a livello regionale. Una volta che le equazioni di calibrazioni sono state stabilite e testate, il modello viene utilizzato per stimare la concentrazione mediana annua di PM_{2.5}, molto importante per stimare gli impatti sulla salute^[3].

Figura 2.7-2 riporta la mappa globale della concentrazione mediana annua di PM_{2.5} nell'anno 2014 ottenuta mediante l'utilizzo del modello. In base a questi dati, il 92% della popolazione mondiale è esposto a livelli di PM_{2.5} superiori a quelli suggeriti dall'Air Quality Guidelines e solo la regione americana ad alto reddito è caratterizzata da una concentrazione media minore dei 10 µg/m³ suggeriti (vedi Figura 2.7-3). Le aree con concentrazioni di PM_{2.5} più elevate risultano essere il Mediterraneo Orientale, il Sud-Est dell'Asia e le regioni del pacifico occidentale. È bene ricordare che le sorgenti dell'inquinante sono anche di origine naturale, come ad esempio le tempeste di sabbia che possono

essere particolarmente impattanti nelle regioni vicino ai deserti: Figura 2.7-4 mostra infatti concentrazioni più alte nelle aree rurali rispetto a quelle nelle aree urbane in Africa e nelle regioni orientali del Mediterraneo. Tuttavia, bisogna considerare che l’impatto sulla salute delle sabbie del deserto non è ancora ben noto: una migliore comprensione dello stesso potrebbe portare ad una valutazione diversa rispetto a quella presentata in Figura 2.7-5, in quanto potrebbe risultare che il particolato atmosferico naturale è molto meno impattante rispetto a quello antropogenico [3].

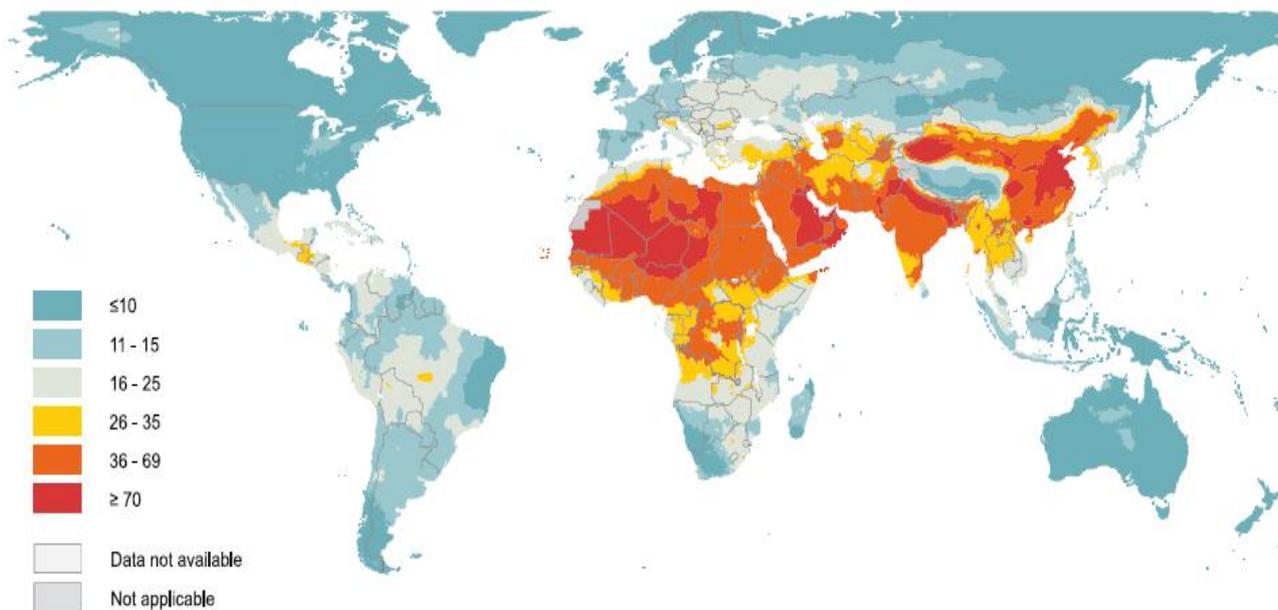


Figura 2.7-2 Mappa globale della concentrazione mediana annua di PM_{2.5} nel 2014. [3]

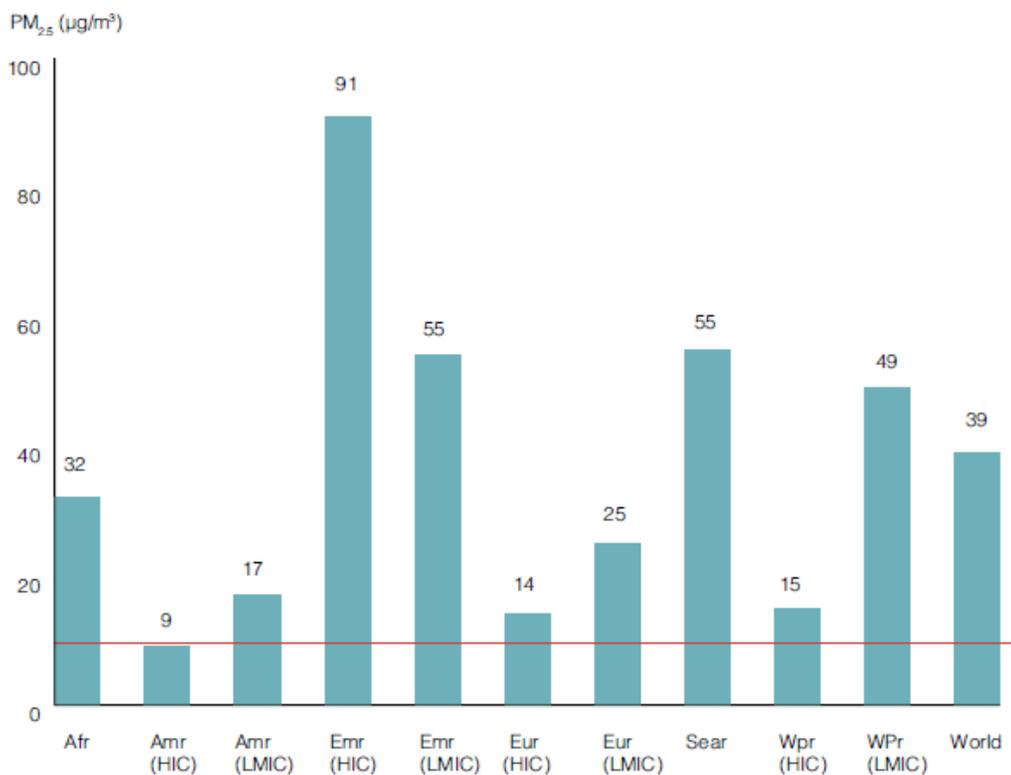


Figura 2.7-3 Concentrazione media annua di PM_{2.5} nelle varie regioni nel 2014 [3].

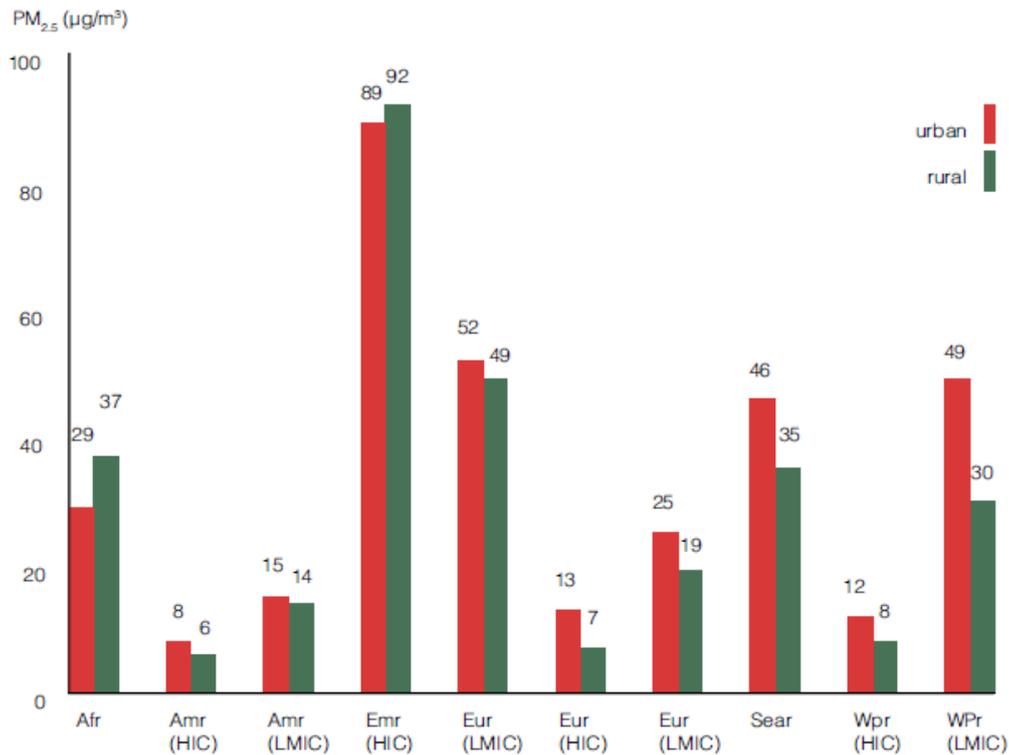


Figura 2.7-4 Concentrazione mediana annua di PM_{2.5} suddivisa per regione e per tipo di area (urbana/rurale)^[3].

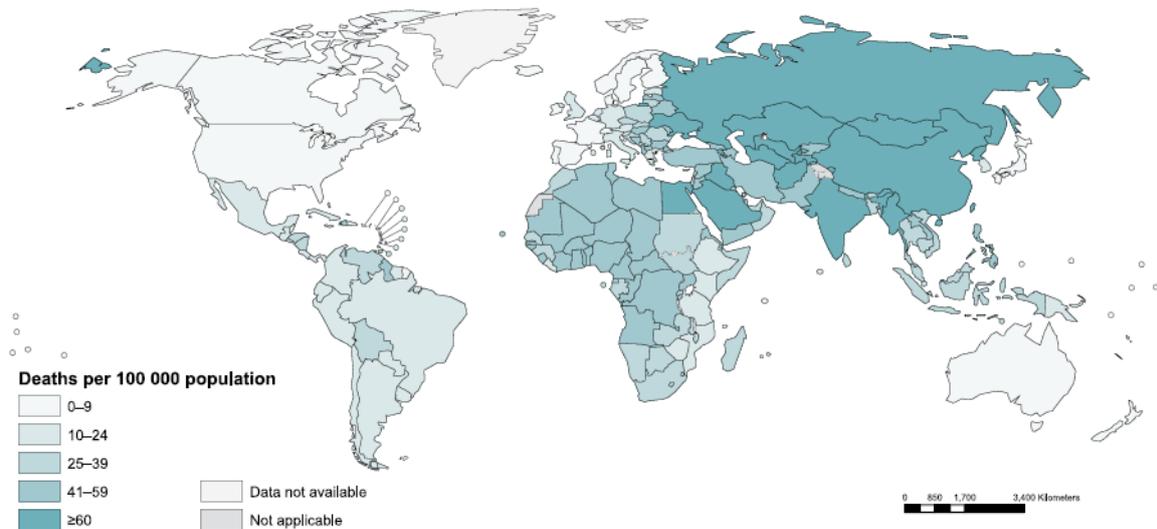


Figura 2.7-5 Numero di morti per 100 mila persone causati dall'inquinamento da PM_{2.5}^[3].

2.7.2 Inquinamento da PM: la situazione europea

Il particolato atmosferico aerodisperso rappresenta un serio problema ambientale anche per l'Europa. La seguente descrizione della situazione europea si basa sul documento "Air quality in Europe - 2017 report", redatto dall'Agenzia Europea per l'Ambiente. L'analisi dello stato di fatto nel 2015 si basa sulle misure provenienti da 2380 stazioni di monitoraggio collocate nell'Unione Europea e in altri 10 Paesi extra UE, tra cui Albania, Islanda e Serbia ^[49].

Il valore di concentrazione media giornaliera di PM_{10} (vedi Figura 2.7-6) ha superato il limite europeo di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in ampie porzioni del continente nel 2015: circa il 19% delle stazioni di monitoraggio, il 95% delle quali collocate in aree urbane (78%) o suburbane (17%), ha registrato livelli superiori al limite, in 20 Paesi UE e cinque Paesi Extra-UE. Alcuni dei superamenti sono stati causati da episodi di inquinamento da particolato avvenuti nella primavera e nell'autunno del 2015. Questi episodi sono stati causati principalmente dal riscaldamento domestico tramite combustione; altre sorgenti impattanti sono state l'agricoltura e l'intrusione di sabbia del Sahara, arrivata fino alla Germania [49]. Al contrario, solo il 3% delle stazioni di monitoraggio ha riportato superamenti del limite europeo riguardo la concentrazione media annua di PM_{10} (vedi Figura 2.7-7). Tuttavia, considerando il limite suggerito dalle Air Quality Guidelines, risultano non conformi il 54% delle stazioni, presenti in tutti i Paesi ad eccezioni di Estonia e Islanda [49].

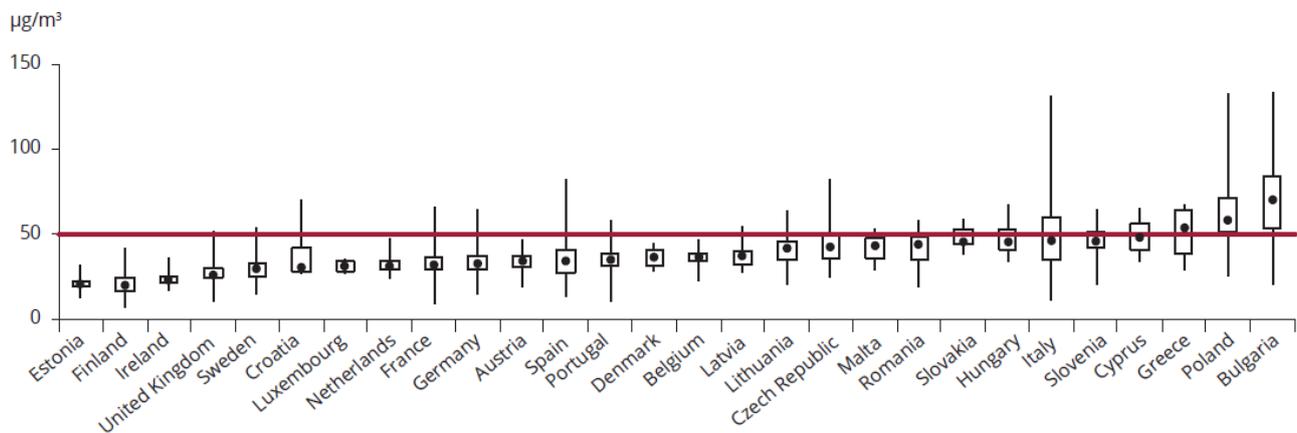


Figura 2.7-6 Box-plot della concentrazione media giornaliera di PM_{10} nel 2015 nei paesi europei, in relazione al limite giornaliero massimo europeo (in rosso) [49].

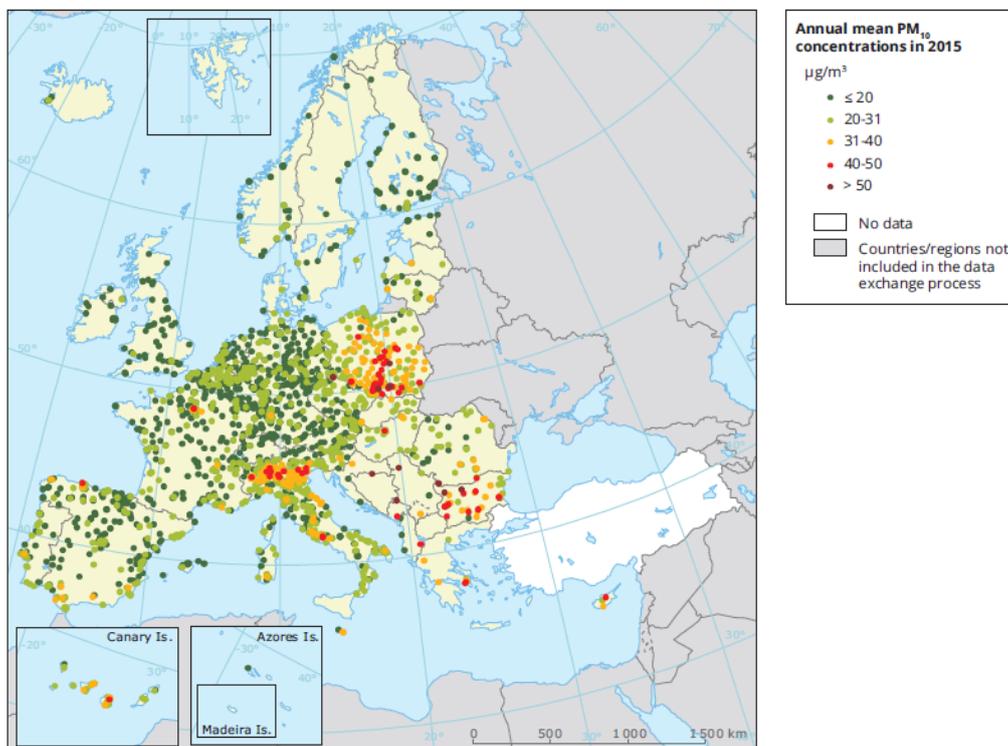


Figura 2.7-7 Concentrazione media annua di PM_{10} nel 2015 [49].

Per quanto riguarda il $PM_{2.5}$ (vedi Figura 2.7-8), il limite europeo basato sul valore di concentrazione media annua è stato superato solo nel 6% delle stazioni di monitoraggio, nel 93% dei casi in aree urbane e suburbane. Anche in questo caso, la situazione è ben peggiore se si guarda il limite proposto dall'Organizzazione Mondiale della Sanità: il valore suggerito di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ è stato superato dal 75% delle stazioni, collocate in 27 dei 32 Paesi considerati [49].

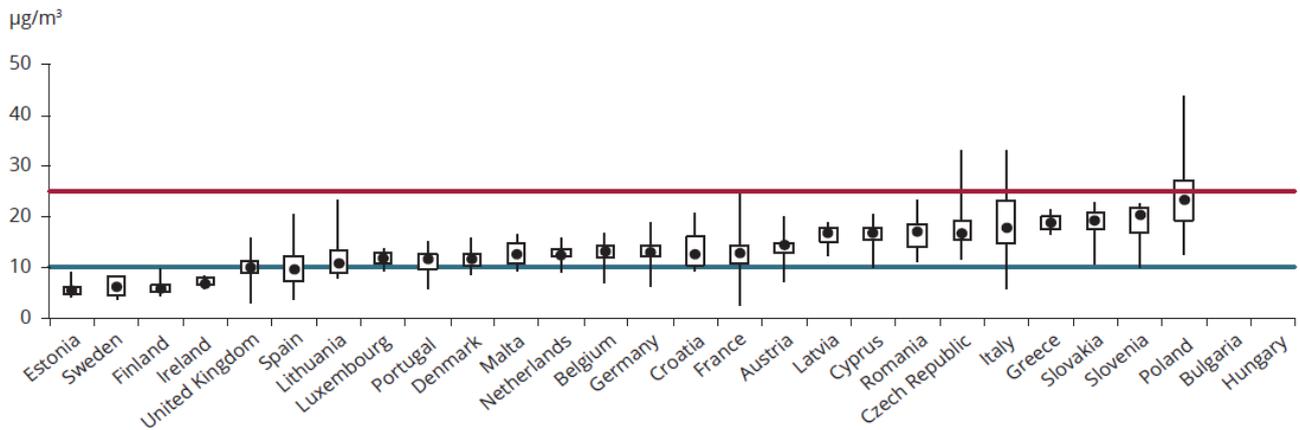


Figura 2.7-8 Box-plot della concentrazione giornaliera di $PM_{2.5}$ nel 2015 nei paesi europei, in relazione al limite giornaliero massimo europeo (in rosso) e al limite proposto dall'OMS (in blu) [49].

In generale, si può affermare che si osservano concentrazioni di particolato aerodisperso minori nell'Europa settentrionale rispetto a quelle registrate nell'Europa orientale e meridionale. Nell'Europa nel Nord-Ovest e del Sud, si nota un aumento di concentrazione di $PM_{2.5}$ spostandosi dalle aree rurali a quelle urbane, mentre nell'Europa centrale il livello di particolato fine resta simile. La composizione chimica del PM varia molto nel territorio: tendenzialmente, nelle zone centrali è costituito principalmente da materiale carbonioso, nelle regioni del Nord-Ovest da nitrati e da polvere minerali nelle regioni meridionali. Il rapporto tra $PM_{2.5}$ e PM_{10} varia tra 0.44 e 0.90 [50].

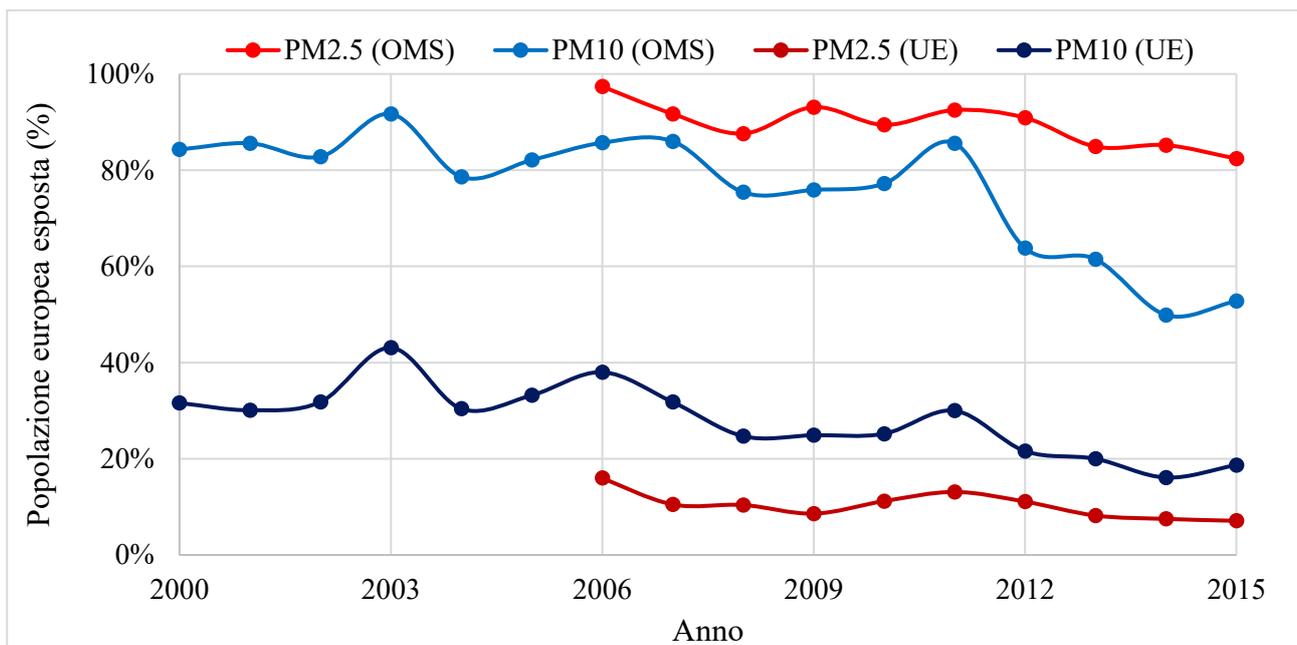


Figura 2.7-9 Frazione di popolazione urbana europea esposta a concentrazioni medie annue superiori ai limiti dell'OMS e ai limiti europei dal 2000 al 2015 [51]. Elaborazione grafica a partire dal database dell'EEA.

In conclusione, si riporta in Figura 2.7-9 la frazione di popolazione urbana esposta a concentrazioni medie annue di particolato superiori ai limiti imposti dall'Unione Europea e a quelli presenti nelle "Air Quality Guidelines" dell'Organizzazione Mondiale della Sanità nell'arco temporale che va dal 2000 al 2015, sulla base del database disponibile online dell'European Environmental Agency (EEA). Per quanto riguarda il $PM_{2.5}$, si considerano solo i dati successivi al 2006 in quanto, in certe aree europee, non vi erano un numero di misure sufficienti a renderle rappresentative [51]. Tendenzialmente, si osserva un trend decrescente per entrambi gli inquinanti ma la situazione è tuttora allarmante: si stima che nel 2014 il $PM_{2.5}$ abbia causato 399 mila morti premature nell'EU-28 (8,1 % del numero totali di morti [52]), più di 125 mila delle quali in due soli Paesi, Germania e Italia [3].

2.7.3 Inquinamento da PM: la situazione italiana

I cittadini italiani risultano sempre più preoccupati rispetto al fenomeno dell'inquinamento atmosferico tanto che, secondo stime dell'Istat, la maggior parte della popolazione lo avverte come il problema ambientale più urgente [53]. Con riferimento ai dati relativi al 2014 forniti dall'Agenzia Europea dell'Ambiente in "Air quality in Europe – 2017 Report", l'Italia risulta il secondo Paese europeo, in termini assoluti, per morti premature attribuibili all'esposizione al $PM_{2.5}$ (circa 60 mila), seconda solo alla Germania, la quale tuttavia ospita un numero superiori di abitanti. D'altro canto, considerando i suoi 981 decessi prematuri annui per milione di abitanti causati dal $PM_{2.5}$, l'Italia occupa solamente il 10° posto del "ranking" dell'Unione Europea ma presenta valori decisamente più alti rispetto alla media europea (801 morti per milione di abitanti) e alle altre grandi economie europee: infatti, in Germania, Francia, Regno Unito e Spagna, il numero di decessi all'anno attribuibili al particolato fine per milione di abitanti è rispettivamente pari a 818, 547, 584 e 524.

Le prime misurazioni continuative di polveri aerodisperse nell'aria ambiente risalgono ai primi anni '70 nelle città di Milano e Torino. I dati registrano che le concentrazioni rilevate sono diminuite drasticamente nel corso del tempo: mentre nel 1973 a Torino la media annua di TSP era pari a $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a Milano nel 1978 si arrivò a circa $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alla fine degli anni '90 la media annua era scesa sistematicamente sotto i $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a Milano ed era intorno ai $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a Torino. Anche considerando gli ultimi due decenni, si osservano trend decrescenti nella concentrazione di PM_{10} statisticamente significativi per oltre il 70% delle stazioni di monitoraggio della rete nazionale: la concentrazione media di particolato grossolano è infatti diminuita di oltre il 20% dal 2007 al 2015. Per quanto riguarda il $PM_{2.5}$, la riduzione nel periodo di osservazione (2009-2015) è inferiore, pari al 5% ma va tenuto conto che l'intervallo temporale analizzato è ai limiti della significatività statistica. Nonostante questi dati positivi, il rispetto dei limiti presenti nella normativa vigente è ancora arduo sulla maggior parte del territorio nazionale e il raggiungimento dei livelli raccomandati dall'Organizzazione Mondiale della sanità appare ben lontano [54,55].

Si riportano di seguito i dati relativi all'anno 2016 in quanto sono i più recenti disponibili al momento della scrittura della tesi nelle pubblicazioni ufficiali dell'ISPRA.

Per quanto riguarda il PM_{10} , nel 2016 solo nel Comune di Frosinone si è riscontrato un valore della concentrazione media annua superiore ai $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, limite normativo vigente ma meno di una città su cinque risulta conforme al valore suggerito dall'Organizzazione Mondiale della Sanità; al contrario,

il valore limite giornaliero di concentrazione media di PM_{10} è stato superato nel 35% delle aree urbane indagate (vedi Figura 2.7-10).

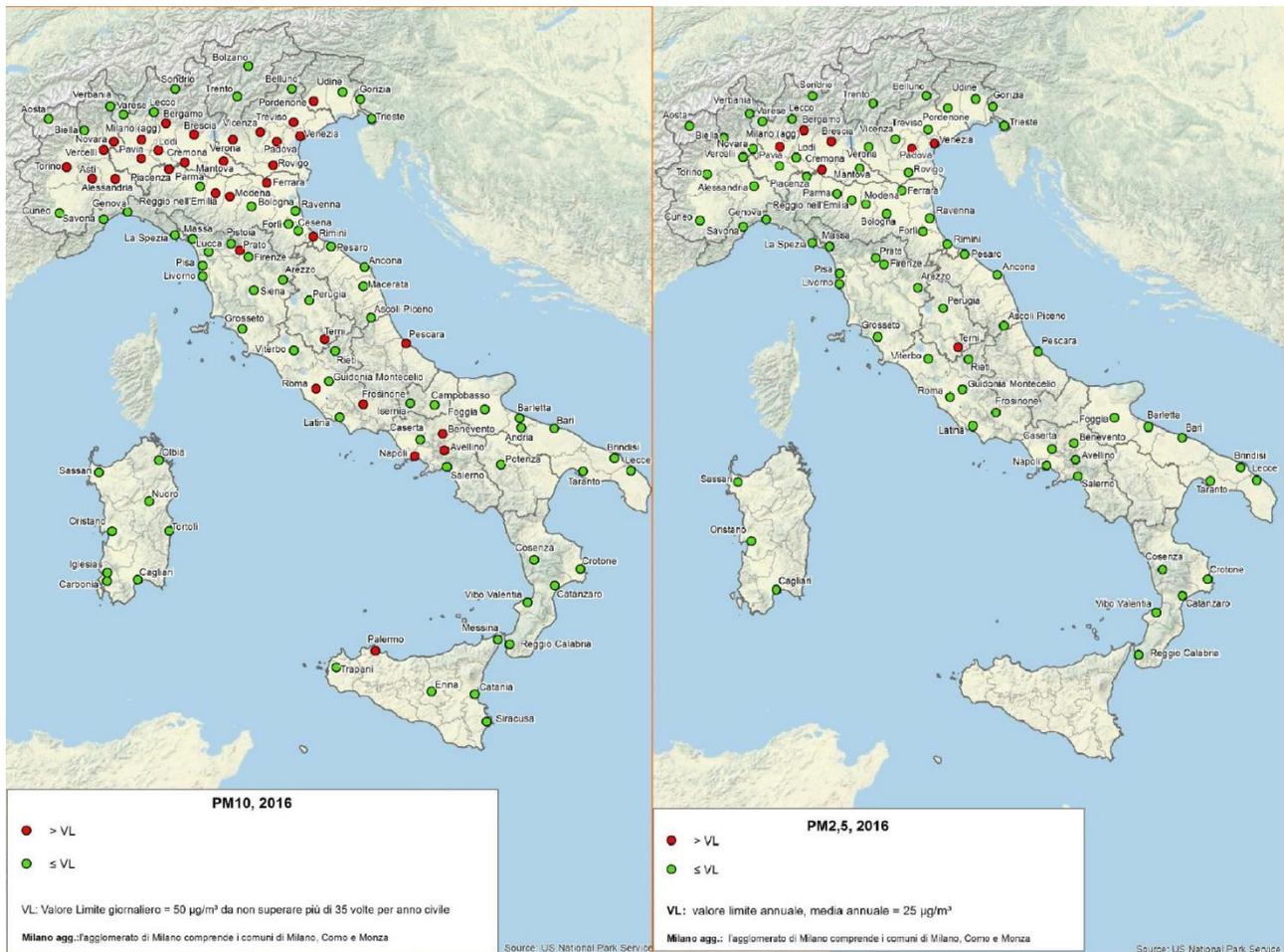


Figura 2.7-10 Superamenti del limite di concentrazione media giornaliera di PM_{10} e annua di $PM_{2,5}$ nel 2016 [56].

I superamenti sono estesi a gran parte del bacino padano e interessano anche alcune aree urbane del Centro Sud [54]. In ogni caso, la percentuale di capoluoghi di provincia con più di 35 giorni di superamento del limite per il PM_{10} si è dimezzata in otto anni, passando dal 66% del 2008 al 35% del 2016. Nel Centro-Italia la quota di capoluoghi che non hanno rispettato il limite dei 35 giorni di superamento è passata dal 75% del 2008 al 14% del 2016 (alcune città come Firenze, Livorno, Ancona e Perugia da alcuni anni sono rientrate nei limiti per il PM_{10}). Tuttavia, restano critiche le città di Frosinone, Terni e Roma. Anche al Sud si registra un trend positivo, pur restando alcune importanti criticità come le città di Napoli, Benevento, Avellino, Siracusa e Palermo. Viceversa, nel Nord-Italia negli ultimi anni la quota di capoluoghi che non hanno rispettato i limiti per il particolato è rimasta sostanzialmente invariata, a testimonianza di una oggettiva difficoltà d'intervento [57]. Per quanto concerne il particolato fine, 7 comuni su 80 superano il limite medio annuo imposto dal Decreto Legislativo 155/2010 (vedi Figura 2.7-10). Anche in questo caso, il confronto con i limiti suggeriti dall'Organizzazione Mondiale della Sanità è però preoccupante: nel 30% delle città si riscontrano concentrazioni medie annue superiori ai 20 µg/m³, valore indicato addirittura come limite giornaliero dall'OMS, e circa il 94% dei comuni presenta valori di concentrazione media annua superiore ai 10

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ (vedi Tabella 2-2). Non sorprende dunque il fatto che l'Italia sia considerata tra le nazioni con gli indici di rischio sanitario più elevati nelle stime recentemente elaborate dall'EEA [56].

2.7.4 Inquinamento da PM: la situazione di Torino

Il particolato atmosferico rappresenta una criticità per la Città Metropolitana di Torino, tanto che la centralina di Rebaudengo rappresenta la centralina in cui sono avvenuti più superamenti del limite di concentrazione massima giornaliera di PM_{10} tra quelle dei capoluoghi di provincia italiani nel 2017 e che il capoluogo piemontese figura al primo posto in quanto a concentrazione media di PM_{10} tra le 20 città più grandi di Italia, Spagna, Germania, Francia e Regno Unito in un'elaborazione dei dati fatta da Legambiente sulla base dei dati, relativi all'anno 2013, presenti sul report del 2016 dell'Organizzazione Mondiale della Sanità [58].

La qualità dell'aria del capoluogo piemontese è monitorata dalla rete di monitoraggio della qualità dell'aria, composta da 18 postazioni fisse di proprietà pubblica, da 3 stazioni fisse di proprietà privata e da un mezzo mobile per la realizzazione di campagne di rilevamento dei parametri chimici di qualità dell'aria [59]. Si riporta in Tabella 2-3 l'elenco delle stazioni che misurano il particolato aerodisperso.

Tabella 2-3 Elenco delle stazioni di monitoraggio, ubicazione e parametri misurati riguardanti il particolato. Per quanto riguarda la tipologia si indicano con F le stazioni di fondo e con T le stazioni di traffico; per quanto riguarda il sito, si indica con R la zona rurale, con S la zona suburbana e con U la zona urbana [59].

Stazione	Indirizzo	Parametri Misurati	Tipologia - Sito
Baldissero	Str. Pino Torinese, 1 – Baldissero	$\text{PM}_{10\beta}$	FR
Beinasco	Via San Giacomo	PM_{10} , $\text{PM}_{10\beta}$, $\text{PM}_{2.5\beta}$	FS
Borgaro	Via Italia, sn – Borgaro	PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$	FS
Carmagnola	P.zza I Maggio sn – Carmagnola	PM_{10}	TU
Ceresole Reale	c/o cent. Idroelettrica -Ceresole	$\text{PM}_{10\beta}$, $\text{PM}_{2.5\beta}$	FR
Chieri	Via Bersezio sn – Chieri	$\text{PM}_{2.5}$	FS
Collegno	C.so Francia, 137 - Collegno	PM_{10}	TU
Druento	Cascina Peppinella – Druento	PM_{10}	FR
Ivrea	Viale della Liberazione, 1 – Ivrea	PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$	FS
Leini	Via vittime di Bologna, 12 -Leini	$\text{PM}_{10\beta}$, $\text{PM}_{2.5\beta}$	FS
Oulx	Via Roma sn – Oulx	PM_{10}	TS
Pinerolo	P.zza III Alpini, 1 – Pinerolo	$\text{PM}_{10\beta}$	FU
Settimo T.se	Via Milano, 31 – Settimo	PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$	TU
Susa	P.zza della Repubblica – Susa	PM_{10}	FS
TO-Consolata	Via Consolata, 10 – Torino	PM_{10}	TU
TO-Grassi	Via P. Veronese, 305 – Torino	PM_{10}	TU
TO-Lingotto	Via A. Monti, 21 – Torino	PM_{10} , $\text{PM}_{10\beta}$, $\text{PM}_{2.5}$	FU
TO-Rebaudengo	P.zza Rebaudengo, 23 -Torino	$\text{PM}_{10\beta}$, $\text{PM}_{2.5\beta}$	TU
TO-Rubino	Via Rubino sn -Torino	PM_{10} , $\text{PM}_{10\beta}$, $\text{PM}_{2.5\beta}$	FU

L'attività di misura degli inquinanti è iniziata a Torino nei primi anni '70, a cura del Comune di Torino, nelle tre stazioni urbane di Consolata, Rebaudengo e Lingotto [60]. Si riporta in Figura 2.7-11 il valore della concentrazione di TSP in funzione del tempo registrata presso la stazione di Torino Consolata, attiva dal 01/01/1972. La diminuzione registrata rispetto ai primi anni di rilevamento è stata ottenuta grazie al trasferimento all'esterno dell'area metropolitana e alla chiusura di alcuni

impianti industriali di notevole impatto ambientale, alla progressiva sostituzione con il metano di combustibili altamente inquinanti, quali l'olio combustibile e il carbone, alla diminuzione delle emissioni del biossido di zolfo, precursore del particolato, e ai miglioramenti tecnologici nelle emissioni degli autoveicoli [61].

Il focus sulla situazione attuale di Torino si basa sul documento "Anteprima 2017: Uno sguardo all'aria – Relazione annuale sui dati rilevati dalla rete metropolitana di monitoraggio della qualità dell'aria" redatto dalla Città Metropolitana di Torino in collaborazione con Arpa Piemonte.

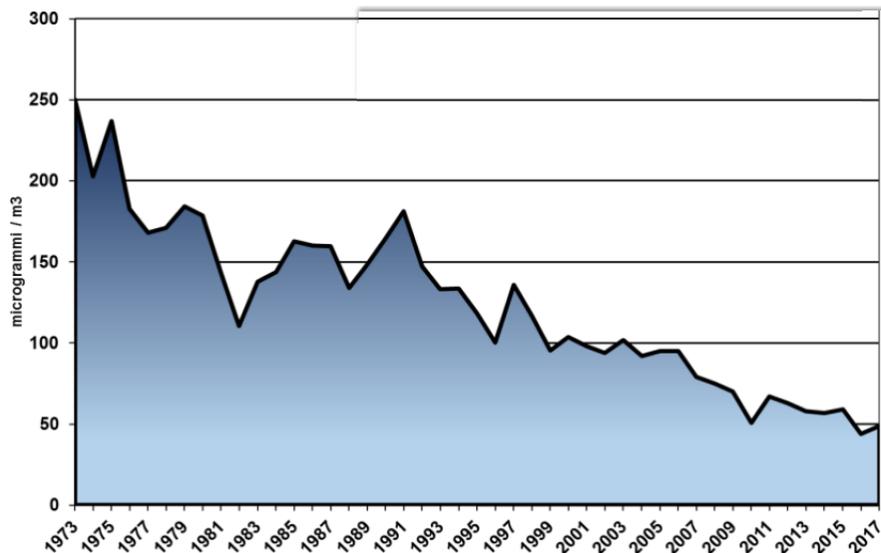


Figura 2.7-11 Andamento della media delle medie mensili presso la stazione di monitoraggio di Torino Consolata dal 1973 al 2017 [60].

Come evidente da Figura 2.7-12, la concentrazione di PM_{10} nel 2017 presenta un netto incremento rispetto al triennio precedente e in particolare al 2016, rispetto al quale il peggioramento è dovuto principalmente a condizioni di dispersione atmosferica più sfavorevoli per la qualità dell'aria. A conferma di ciò, si fa riferimento all'indice "numero di giorni favorevoli all'accumulo di PM_{10} ", il cui valore in funzione del mese è riportato in Figura 2.7-13. Tale indice, valido per l'agglomerato torinese, analizza in forma semplificata le interazioni tra fenomeni di trasporto, trasformazione chimica e dispersione degli inquinanti e meteorologia, con il fine di identificare i giorni in cui si determinano condizioni di stagnazione favorevoli alla formazione di particolato grossolano. Il numero di occorrenze di giorni favorevoli all'accumulo di PM_{10} nel 2017 è stato pari a 119 giorni, più alto rispetto agli anni precedenti. I dati sulla piovosità media risultano infatti essere al di sotto della media del periodo 2006-2017 sia per il numero di giorni piovosi (63 contro 76 di media) sia, in modo molto più marcato, in termini di precipitazioni totali (540 mm contro 1062 mm di media). Il mese più secco è stato ottobre, addirittura privo di eventi piovosi [59].

L'ottobre 2017 è stato un mese particolarmente critico dal punto di vista meteorologico: è risultato essere il più secco degli ultimi 60 anni, il secondo ottobre più caldo dal 1958 ed è stato inoltre caratterizzato da un frequente contrasto barico a ridosso dell'arco alpino nordoccidentale che ha determinato la formazione di venti forti nelle vallate alpine, spesso in sconfinamento alle zone pianeggianti. Questa situazione anomala ha contribuito allo sviluppo e alla rapida propagazione degli

incendi boschivi che hanno colpito l'intera regione Piemonte e specificamente la Città Metropolitana di Torino. La qualità dell'aria delle zone limitrofe allo sviluppo degli incendi e dell'area urbana del capoluogo piemontese è stata inesorabilmente influenzata dal fenomeno: tra i vari inquinanti normati, il contributo aggiuntivo più importante ha riguardato il particolato aerodisperso. Le campagne di monitoraggio svolte da Arpa Piemonte durante i giorni più critici, vale a dire dal 24 al 27 ottobre, hanno stimato che circa il 40% del PM₁₀ registrato nell'area sia stato originato dagli incendi boschivi, considerando sia il contributo primario diretto sia il contributo indiretto, cioè il particolato secondario formatosi in seguito alla trasformazione in particelle di sostanze emesse in origine in forma gassosa. Di conseguenza, si sono registrati valori di concentrazione media giornaliera di particolato aerodisperso che non si registravano da oltre dieci anni, arrivando a 200-250 µg/m³. Ad ogni modo, il contributo degli incendi boschivi del mese di ottobre non ha modificato in maniera significativa né il numero di superamenti del valore limite giornaliero di PM₁₀, né le medie annuali di PM_{2.5} [62].

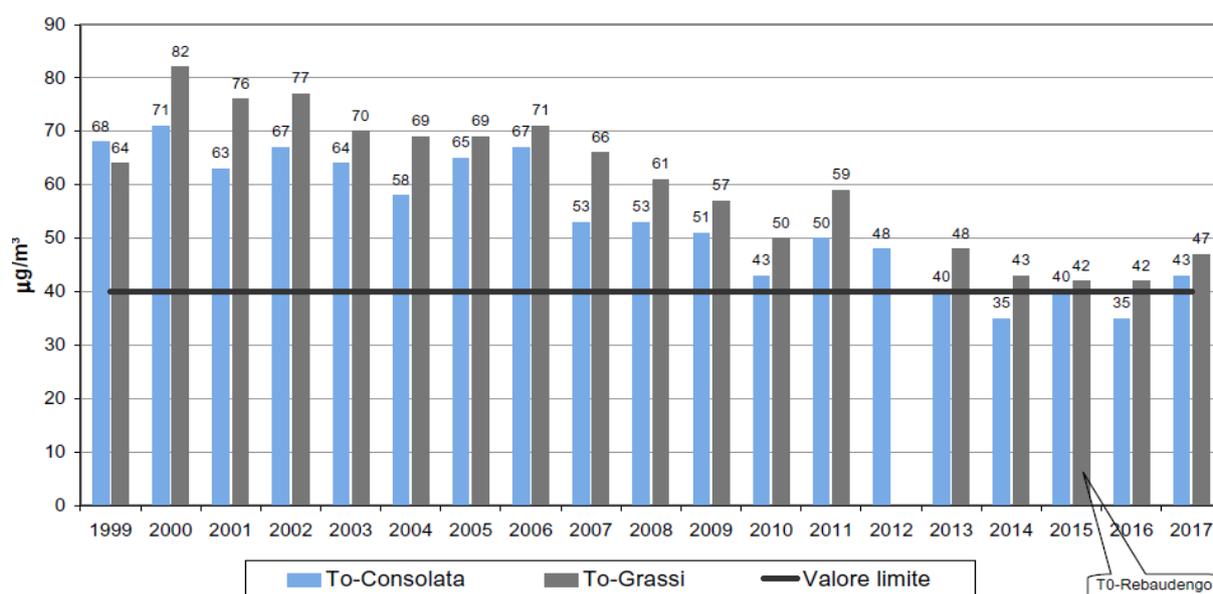


Figura 2.7-12 Concentrazione media annua di PM₁₀ presso le stazioni di Torino Consolata e Torino Grassi dal 1999 al 2017 [59].

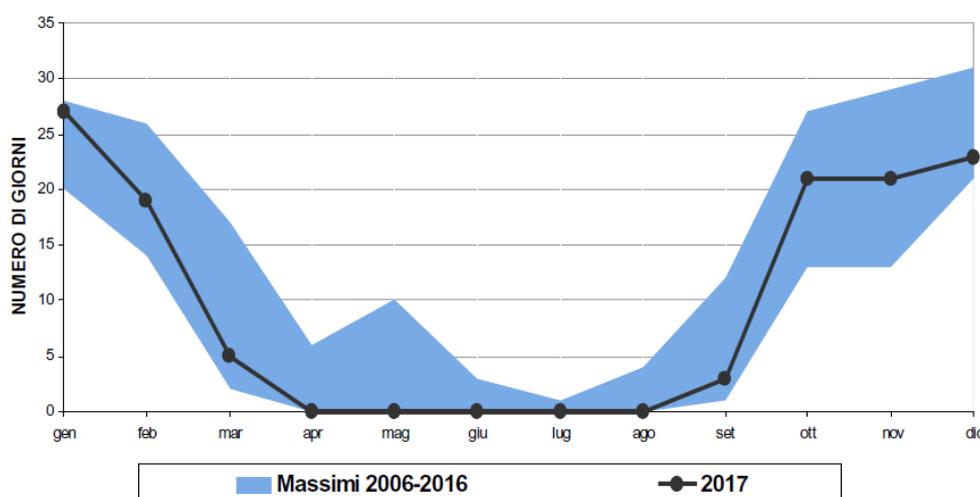


Figura 2.7-13 Numero di giorni favorevoli all'accumulo di PM₁₀ nell'agglomerato torinese: confronto anno 2017 con anni 2006-2016 [59].

Figura 2.7-14 e Figura 2.7-15 mostrano l’eccezionalità dei valori di concentrazione rispettivamente di PM_{10} e $PM_{2.5}$ misurati presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto: si nota che, nei giorni più critici, la concentrazione di PM_{10} e di $PM_{2.5}$ registrati nel 2017 è decisamente maggiore rispetto alla media degli anni 2005-2016, arrivando ad essere anche più che tripla. I dati utilizzati per creare i grafici sono stati estratti da AriaWeb, portale Web che consente la visualizzazione di dati delle stazioni di misura del Sistema di Rilevamento della Qualità dell’Aria della Regione Piemonte. Analoghe considerazioni potevano essere tratte analizzando le altre stazioni.

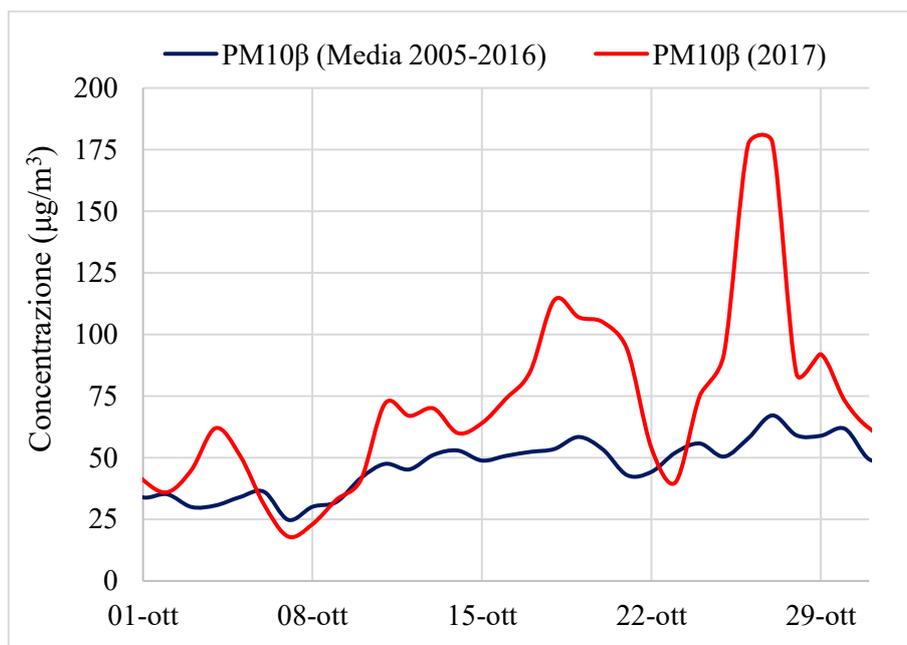


Figura 2.7-14 Concentrazione di PM_{10} nel mese di ottobre presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto: confronto tra i dati del 2017 e la media dei valori registrati tra il 2005 ed il 2016. Elaborazione dati da AriaWeb.

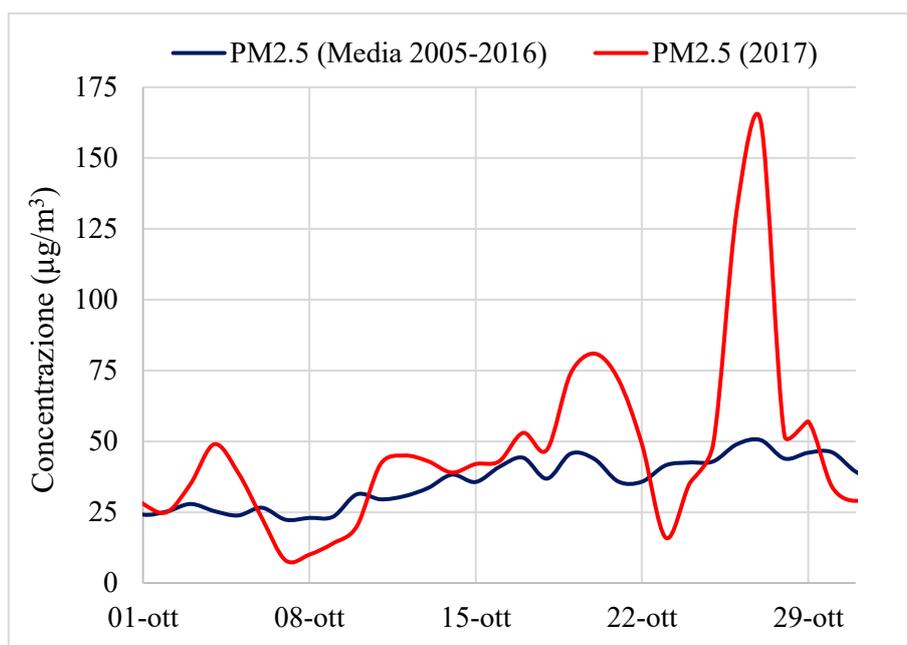


Figura 2.7-15 Concentrazione di $PM_{2.5}$ nel mese di ottobre presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto: confronto tra i dati del 2017 e la media dei valori registrati tra il 2005 ed il 2016. Elaborazione dati da AriaWeb.

Ne risulta che, per quanto riguarda le concentrazioni di particolato nella Città Metropolitana di Torino, ottobre è stato uno dei mesi più critici del 2017, insieme a gennaio e dicembre. Confrontando Figura 2.7-13 e Figura 2.7-16 si può notare inoltre la stretta relazione tra condizioni meteorologiche sfavorevoli e la concentrazione elevata di particolato: gennaio, ottobre e dicembre sono stati per l'appunto i mesi caratterizzati da un maggior numero di giorni favorevoli all'accumulo di particolato. I valori di Figura 2.7-16 sono relativi alla stazione di Torino Rebaudengo, che nel 2017 è stato caratterizzato da ben 118 superamenti del limite medio giornaliero del PM₁₀ e dal superamento del limite normativo relativo alla concentrazione media annua sia per quanto riguarda il PM₁₀ sia per quanto riguarda il PM_{2.5}. Torino Rebaudengo non rappresenta sicuramente un'eccezione: nel 2017, nella Città Metropolitana di Torino il valore limite di concentrazione media annua di PM₁₀ è stato superato in 5 stazioni su 18 mentre il valore limite giornaliero dello stesso è stato superato in 14 stazioni su 18 per più dei 35 giorni consentiti dalla normativa. Bisogna sottolineare che le stazioni che hanno rispettato il numero di superamenti massimo sono collocate in quota o nelle vallate alpine. Anche per il particolato fine la situazione non è rosea: il valore limite annuale di 25 µg/m³ è rispettato esclusivamente nelle stazioni di Ceresole Reale e Ivrea [59].

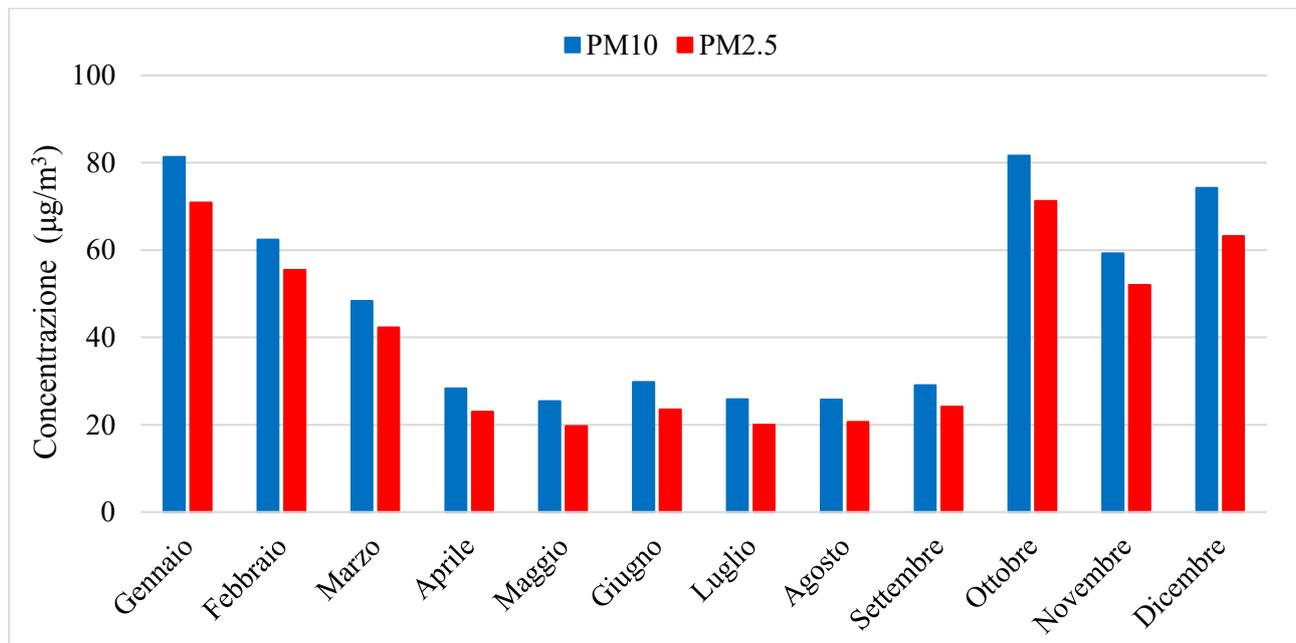


Figura 2.7-16 Concentrazione media mensile di PM₁₀ e PM_{2.5} nella stazione di Torino Rebaudengo nel 2017. Elaborazione dati da AriaWeb.

3 Tetti verdi

3.1 Introduzione ai tetti verdi

Il tetto verde è un tetto di un edificio parzialmente o completamente coperto di vegetazione e terreno di coltura [63]. Gli elementi minimi che formano il tetto verde sono uno strato impermeabile, uno strato di protezione dalle radici, un sistema di drenaggio, un tessuto filtrante, un terreno di coltura a bassa densità (substrato) e la vegetazione. I sistemi a tetto verde possono essere modulari, con i vari strati disponibili in griglie mobili, spesso ad incastro, o si può installare ciascuna componente del sistema separatamente [64]. Il ruolo giocato da ogni componente è ben definito nei tetti verdi ingegnerizzati mentre le componenti dipendono dalla collocazione geografica [65].

I primi esempi di tetti verdi risalgono addirittura al V secolo a.C. quando furono realizzati i giardini pensili in Babilonia. I tetti verdi erano anche utilizzati nell'antica Mesopotamia sugli ziggurat, ovvero nelle torri templarie dei Sumeri, Babilonesi e Assiri [66]. Persino l'architettura romana adottava questa tipologia di copertura, presente ad esempio nella Villa dei Misteri (Pompei). Inoltre, nei Paesi dell'Europa Settentrionale, in particolare in Norvegia, era piuttosto comune coprire il tetto con dell'erba durante le condizioni climatiche estreme [67]. Dopo molti secoli di raro utilizzo, i tetti verdi sono stati riscoperti nel '900 dall'architetto svizzero Le Corbusier che li ha inclusi nei celebri cinque punti dell'architettura moderna. Praticamente nello stesso periodo, l'architettura organica statunitense li propose come metodo di integrazione tra edifici e natura [68]. I tetti verdi moderni sono nati nei primi anni '60 in Germania a ridosso della crisi energetica, per ridurre il consumo energetico degli edifici. La Germania è nota tuttora come il leader internazionale dei tetti verdi in quanto sono stati utilizzati su larga scala, tanto che attualmente sono presenti in più del 10% degli edifici tedeschi. I tetti verdi sono poi divenuti piuttosto popolari in tutto il mondo e oggi diversi Paesi, tra cui Stati Uniti d'America, Singapore, Canada, Australia, Giappone e Cina, stanno attuando iniziative per promuovere la loro installazione sia su nuovi edifici sia su quelli già esistenti. Ad esempio, a Toronto (Canada) è obbligatorio coprire una porzione del tetto degli edifici che occupano più di 2000 m² con la copertura vegetale mentre a Portland (USA), i nuovi edifici essere dotati di tetto verde su almeno il 70% della superficie [67]. Anche Torino ha incentivato la realizzazione dei tetti verdi: nel 2016, è stata approvata una modifica del regolamento edilizio comunale che prevede l'esonero totale dal pagamento dei contributi sul costo di costruzione di "orti e giardini sulle coperture degli edifici" [69].

I tetti verdi vengono classificati in quattro categorie: intensivi, semi-intensivi, estensivo single-course, estensivo multi-course; tuttavia, comunemente, si distinguono semplicemente i tetti verdi intensivi da quelli estensivi. I tetti verdi intensivi sono caratterizzati da uno spessore del terreno di coltura maggiore di 30 cm: lo spessore elevato di substrato ha il beneficio di garantire una buona capacità di immagazzinamento dell'acqua e di aumentare il numero di specie vegetali selezionabili, inclusi piccoli alberi e arbusti; tuttavia, i tetti verdi intensivi richiedono elevati costi di investimento, considerazioni strutturali legate al peso addizionale che l'edificio deve sostenere, e manutenzione elevata in termini di irrigazione, diserbo e nutrienti. Quando lo spessore del substrato è compreso tra i 15 e i 30 cm, il tetto verde viene classificato come semi-intensivo: solitamente la vegetazione, in questo caso, è costituita da piccole piante, piccoli arbusti ed erbe. Anche questa categoria di tetti verdi richiede manutenzione regolare e costi di investimento piuttosto elevati per garantire delle buone. I tetti verdi estensivi sono caratterizzati da uno spessore di terreno di coltura inferiore ai 10 cm (single-

course) o compresi tra i 10 e i 15 cm (multi-course). Il modesto spessore di substrato restringe la gamma di specie vegetali adatte (tipicamente viene utilizzato il Sedum) ma comporta un'irrigazione poco frequente, insieme a bassi costi di investimento e di manutenzione. Inoltre, questa tipologia di tetti è molto leggera per cui è preferita in caso di restrizioni legate al peso da sostenere da parte dell'edificio. Proprio a causa di questi pregi, i tetti verdi estensivi sono i più diffusi, specialmente negli Stati Uniti d'America [67]. Si riporta in Tabella 3-1 la classificazione della copertura in funzione della manutenzione necessaria secondo la norma UNI 11235:2015 "Istruzioni per la progettazione, l'esecuzione, il controllo e la manutenzione di coperture a verde".

Tabella 3-1 Classificazione della copertura in funzione della manutenzione necessaria. I valori sono validi in caso di superficie della copertura pari ad almeno 500 m². [70]

Tipologia di inverdimento	Mo Mandopera/m ² /anno
Estensivo a minima manutenzione	Mo < 2 min
Estensivo a bassa manutenzione	2 min ≤ Mo < 4 min
Intensivo a ridotta manutenzione	4 min ≤ Mo < 8 min
Intensivo a media manutenzione	8 min ≤ Mo < 15 min
Intensivo ad alta manutenzione	Mo > 15 min

3.2 Componenti dei tetti verdi

Al contrario dei giardini pensili tradizionali, i tetti verdi moderni sono strutturalmente ingegnerizzati e progettati per combattere gli effetti negativi dell'urbanizzazione. Nella scelta delle componenti è importante considerare sia gli aspetti tecnici sia la richiesta del cliente, che desidera una lunga durata del tetto [71]. Gli elementi comunemente presenti in un tetto verde sono schematizzati in Figura 3.2-1 e le componenti base sono le seguenti, in ordine dal basso: membrana impermeabile, membrana di protezione dalle radici, strato filtrante, strato drenante, substrato di crescita e vegetazione.



Figura 3.2-1 Schema delle diverse componenti del tetto verde. [71]

3.2.1 Tetto dell'edificio

Al fine della progettazione di un tetto verde, bisogna individuare correttamente il carico permanente addizionale, da valutare in relazione ai materiali che costituiscono i singoli strati ed elementi considerando il caso in cui i questi siano completamente saturi di acqua, a favore di sicurezza [70].

3.2.2 Membrana impermeabile e membrana di protezione all'azione delle radici

La membrana impermeabile è necessaria nel tetto verde per evitare perdite di acqua, che interesserebbero l'edificio [67]. Una perdita di una sola goccia può far sì che l'utilizzatore finale consideri il tetto verde un fallimento. A causa dell'umidità del suolo e della presenza dello strato drenante, il contenuto d'acqua è sempre alto. Inoltre, in caso di perdita in un tetto verde operante tutti gli strati vanno rimossi al fine di identificare la posizione della perdita. Dunque, risulta consigliabile l'installazione di uno strato impermeabile [71].

Generalmente, lo strato impermeabile è costituito da membrane bituminose o da membrane sintetiche poliolefiniche o in polivinilcloruro. Al fine della progettazione, è necessario che l'elemento di tenuta sia caratterizzato, oltre che, ovviamente, da ottima tenuta all'acqua, anche da elevata stabilità dimensionale, adeguata resistenza al carico statico e resistenza ai microrganismi, in quanto il manto può venire a contatto con i microrganismi presenti nel terreno. Una elevata stabilità dimensionale risulta fondamentale nella fase di applicazione dello strato impermeabile, che può essere soggetto ad alte temperature e da elevate escursioni termiche diurne fintantoché non viene applicata la copertura a verde. Durante questo periodo, per evitare danneggiamenti meccanici, la membrana non deve muoversi dalla sua posizione originale di posa e non deve essere soggetta a tensionamenti in corrispondenza dei punti fissi: un'elevata stabilità dimensionale, in ogni caso, riduce al minimo il rischio di danneggiamenti dovuto a questi accidentali movimenti. Nel caso si adoperino membrane bituminose, è consigliabile che la posa venga effettuata in doppio strato, al fine di garantire una maggior tenuta all'acqua rispetto ad eventuali difetti locali di saldatura [70].

3.2.3 Elemento di protezione dall'azione delle radici

La protezione dall'azione delle radici, comunemente svolta da fogli sottili in polietilene, rappresenta una barriera meccanica, chimica e biologica della struttura del tetto dall'apparato radicale delle piante che potrebbe penetrare attraverso gli strati superiori. Questo elemento risulta necessario per i tetti verdi intensivi, opzionale per quelli estensivi [70,71]. Spesso, la protezione all'azione delle radici è integrata nell'elemento di tenuta all'acqua: in questi casi, la funzione anti-radice è svolta dalla membrana superiore, che può venire a contatto con le radici [70]. In ogni caso, è importante verificare la compatibilità dell'elemento di protezione dalle radici con la membrana impermeabile e il funzionamento in diverse condizioni climatiche [67].

3.2.4 Strato drenante

Lo strato di drenaggio è essenziale per il successo di qualsiasi tetto verde in quanto fornisce un bilancio ottimale tra aria e acqua nell'intero sistema. Considerando che la maggior parte delle specie vegetali utilizzate nei tetti verdi richiede un substrato aerato e non occluso dall'acqua per una crescita

ottimale, lo strato di drenaggio risulta fondamentale per la rimozione dell'acqua in eccesso dal substrato onde assicurare condizioni aerobiche nel substrato. Inoltre, lo strato di drenaggio protegge la membrana impermeabile e migliora le performance termiche dei tetti verdi [71].

La proprietà fondamentale di questo elemento è la capacità drenante rispetto alle acque meteoriche e di irrigazione. La capacità drenante offerta dallo strato, riferita al metro lineare di fronte, è data dal prodotto dello spessore per la velocità del flusso laminare di acqua all'interno dello strato, calcolabile attraverso la legge di Darcy. In condizioni di un gradiente idraulico i pari all'1%, che coincide con la pendenza del sistema drenante in caso di moto uniforme, la norma UNI 11235:2015 impone un valore minimo di capacità drenante longitudinale pari a $0.1 \text{ lm}^{-1}\text{s}^{-1}$ a 20 kPa di compressione nel caso si utilizzi un sistema drenante prefabbricato. In ogni caso, si consiglia una pendenza dell'elemento drenante pari al 2%. La grandezza che deve essere controllata è la portata idraulica, che deve essere tale da evitare la formazione di battenti idrici agenti sull'elemento di tenuta in normali condizioni d'uso. A fini progettuali, si deve garantire una portata almeno pari a quella che si otterrebbe considerando un evento meteorico con un periodo di ritorno di almeno 10 anni e durata 15 minuti sul tetto verde [70].

Le tipologie di strati drenanti tipicamente utilizzate sono i pannelli modulari e i materiali granulari. I pannelli modulari sono costituiti da materiali plastici ad alta resistenza, come polietilene o polistirene, e sono caratterizzati dalla presenza di comparti che garantiscono l'immagazzinamento di acqua durante il processo di drenaggio. Il materiale granulare sfrutta, invece, l'elevata porosità per immagazzinare l'acqua e può essere sia di origine naturale sia di origine artificiale: vengono spesso utilizzati pozzolana, pomice, argilla espansa, laterizi macinati e aggregati granulari [67,70,71].

La selezione dello strato drenante dipende dai costi, dai requisiti costruttivi, dal tipo di vegetazione e dalla scala del tetto verde. Generalmente, vengono utilizzati materiali granulari nei tetti verdi di piccola dimensione, come quelli presenti sugli edifici residenziali: è una soluzione piuttosto basic ma spesso risulta essere una misura a bassi costi sufficiente ad innalzare lo strato del terreno colturale rispetto all'acqua drenante. Tuttavia, il tetto su cui va installato deve essere piatto o debolmente inclinato e l'impiego dei materiali granulari presenta delle limitazioni per quanto riguarda l'installazione e la manodopera. I pannelli modulari riescono ad immagazzinare più acqua nei comparti rispetto a quella immagazzinata dal materiale granulari, con valori che oscillano dai 2 ai 4.3 l/m^2 . Il limite maggiore per il loro utilizzo è rappresentato dai costi; tuttavia, sono preferibili nei moderni tetti verdi in quanto facilmente installabili e le operazioni di manutenzione risultano più semplici perché possono essere compartimentati [67,71].

3.2.5 Strato filtrante

Lo strato filtrante serve principalmente ad evitare il passaggio di particelle fini dallo strato colturale verso l'elemento di drenaggio per favorire il mantenimento nel tempo della funzionalità di quest'ultimo. Per garantire un buon funzionamento, l'elemento filtrante deve essere caratterizzato da una conducibilità idraulica almeno 10 volte maggiore di quella dello strato colturale [70].

Per la realizzazione dello strato filtrante, ad oggi si utilizzano soprattutto geotessili: essi sono dotati di alta resistenza a trazione per sopportare il carico sovrastante e la presenza di piccoli pori garantisce

una buona permeabilità all'acqua nella direzione normale inibendo il movimento delle particelle del suolo nello strato di drenaggio [71]. Secondo alcuni studi, la presenza di geotessili permette di immagazzinare fino al 300% di acqua meteorica in più rispetto ai tetti verdi che ne sono privi [67].

3.2.6 Substrato di crescita

Il substrato di crescita rappresenta lo strato critico in quanto influenza direttamente la crescita delle piante e dunque il successo a lungo termine di un tetto verde è strettamente connesso a questo elemento [67]. I benefici legati al terreno colturale sono numerosi, tra i quali l'aumento di qualità dell'acqua di dilavamento, la riduzione del flusso idrologico di picco e i miglioramenti dal punto di vista di isolamento termico e sonoro [71].

Le caratteristiche del substrato di crescita ideale sono molteplici, tra cui le più importanti risultano essere: bassa densità di mucchio, elevata capacità di ritenuta idrica, ottima conducibilità idraulica, bassa tendenza ad originare percolato, elevata capacità sorptiva, elevata stabilità, supporto ad ampie varietà di piante, presenza minima di sostanza organica, tendenza a contribuire al miglioramento dell'acqua di dilavamento e basso costo [67,71]. Lo strato colturale deve risultare, inoltre, privo di semi, radici o parti di piante tali da generare lo sviluppo di vegetazione indesiderata [70]. La restrizione sulla densità è legata al fatto che il substrato di crescita rappresenta la componente del tetto verde che contribuisce maggiormente al carico sull'edificio. In relazione a ciò, tanto minore è la densità di questo elemento, tanto maggiore può essere il suo spessore e dunque tanto più ampio sarà il range di specie vegetali utilizzabili. A tal fine, la letteratura consiglia che tale strato sia costituito per più dell'80% da materiale inorganico. Il contenuto organico del terreno colturale non deve infatti essere troppo elevato, nonostante il fatto che all'aumentare di questo aumentino sia la crescita della vegetazione sia il contenuto in umidità del substrato: la presenza di sostanza organica rappresenta infatti una sorgente di contaminazione per l'acqua di dilavamento. Le linee guida suggeriscono un contenuto in sostanza organica pari al 4-8% per i tetti verdi estensivi e al 6-12% per quelli intensivi. Si nota come alcune delle caratteristiche del substrato di crescita ideale siano in contrasto: ad esempio, all'aumentare del contenuto di sostanza organica, aumenta la capacità sorptiva e la capacità di ritenzione idrica del mezzo ma, come sovraesposto, aumenta la densità del terreno e diminuisce la qualità dell'acqua di dilavamento [67,71].

Non è dunque lecito aspettarsi che un materiale abbia tutte le caratteristiche necessarie per costituire l'elemento: è pertanto comune utilizzare una miscela di diversi costituenti avente differenti caratteristiche e con frazioni ben definite per ottenere un buon substrato [71]. I materiali più comunemente utilizzati sono, oltre ai prodotti commerciali ad-hoc, pomice, zeolite, scoria, vermiculite, perlite, torba, mattoni rotti e altri materiali di rifiuto. L'utilizzo di materiali da rifiuti locali è un ottimo modo per limitare i costi e per rendere il tetto verde più sostenibile. Si potrebbe anche utilizzare il compost, se miscelato con altri materiali: l'impiego di solo compost infatti porta a crescita di erbacce indesiderate, aumenta il carico sul tetto durante gli eventi meteorici e danneggia l'intero tetto a lungo termine. Anche l'impiego del terreno da giardino, che risulta piuttosto comune laddove non esistono prodotti commerciali specifici per i tetti verde, comporta numerosi svantaggi: infatti, esso è caratterizzato da scarsa capacità di ritenuta d'acqua, difficile aerazione, elevata densità e dà origine ad un percolato ricco in nutrienti [67,71].

In definitiva, la scelta della tipologia e dello spessore di strato dipende principalmente dalla tipologia di vegetazione, dal contesto climatico e dalla strategia di irrigazione [70].

3.2.7 Vegetazione

La vegetazione rappresenta l'elemento chiave del tetto verde. Il successo del sistema è infatti strettamente connesso allo stato di salute delle piante in quanto le specie vegetali influenzano la qualità delle acque di dilavamento e garantiscono benefici riguardo la qualità dell'aria. Bisogna però considerare che il tetto non rappresenta lo spazio naturale per la crescita delle piante: lo spessore e il peso del substrato sono limitate per via di motivi strutturali e l'acqua rappresenta un fattore limitante: ai fini progettuali, è dunque fondamentale promuovere un'assoluta integrazione fra lo strato di vegetazione, lo strato colturale e le strategie di irrigazione[67,70,71].

Figura 3.2-2 e Figura 3.2-3 mostrano le foto di alcune specie vegetali utilizzabili in tetti verdi e citate nei casi studio discussi nel capitolo 5.

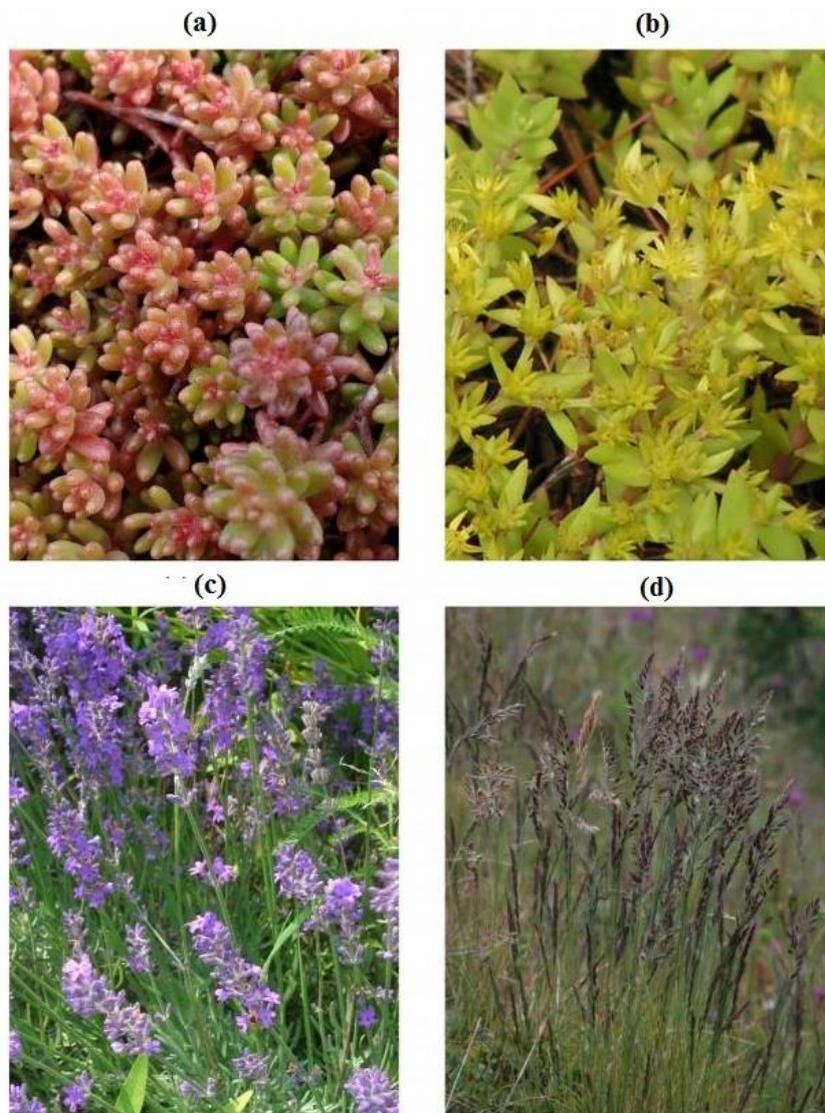


Figura 3.2-2 Specie vegetali utilizzabili in tetti verdi estensivi: (a) *Sedum album* [72]; (b) *Sedum sarmentosum* Bunge [73]; (c) *Lavandula angustifolia* [74]; (d) *Festuca rubra* [75].



Figura 3.2-3 Specie vegetali utilizzabili in tetti verdi intensivi: (a) *Pinus Mugo* Var. *Pumilio* [76]; (b) *Pinus Strobus* "Nana" [77]; *Acer Palmatum* [78]; *Mangolia Genie* [79].

La scelta della specie vegetale deve tener conto principalmente del contesto climatico e del contesto territoriale, degli obiettivi che si vogliono raggiungere mediante la costruzione del tetto verde e di ulteriori fattori, tra cui i vincoli legati allo spessore del substrato [67].

La profondità del terreno culturale rappresenta un parametro chiave per la scelta della specie vegetale. Tabella 3-2 riporta il tipo di vegetazione utilizzabile in funzione dello spessore del substrato di crescita, compreso il coefficiente di compattazione. Le specie erbacee rivestono notevole interesse in quanto presentano dimensioni piuttosto contenute dell'apparato aereo e radicale, una buona capacità di propagazione e una spiccata resistenza a stress termici e idrici. Anche le piante arbustive sono piuttosto comuni in quanto si prestano a molteplici tipologie di uso sia per l'elevato valore ornamentale sia, soprattutto, per la resistenza a fattori avversi tipici dei tetti verdi, come l'aridità, gli eccessi termici e le basse temperatura. Il loro utilizzo è inoltre favorito anche dall'ampia variabilità specifica e intraspecifica. Gli alberi rappresentano, invece, una rarità nei tetti verdi in quanto si hanno problemi legati alla stabilità verticale dell'albero stesso, a causa della limitata profondità dello strato culturale e alla difficoltà che incontrano le radici ad espandersi lateralmente a raggiera per aumentare

la superficie di ancoraggio. Gli alberi di I, II, e III grandezza si differenziano per la differenza nell'altezza di completo sviluppo, rispettivamente superiore a 16 metri, compresa tra i 10 e i 16 metri e compresa tra i 4 e i 10 metri [70].

Tabella 3-2 Tipologia di vegetazione disponibile in funzione dello spessore del substrato di crescita

Tipo di vegetazione	Spessore del terreno colturale (cm)							
	8	10	15	20	30	50	80	100
Sedum								
Erbacee perenni a piccolo sviluppo								
Grandi erbacee perenni, piccoli arbusti tappezzanti								
Tappeti erbosi								
Arbusti di piccola taglia								
Arbusti di grande taglia, piccoli alberi								
Alberi di III grandezza								
Alberi di II grandezza								
Alberi di I grandezza								

Per quanto riguarda il contesto climatico, è necessario considerare le caratteristiche del sito in termini di radiazione solare, di idrometeorie e di atmosfera: i parametri che andranno analizzati sono dunque la temperatura media giornaliera, l'escursione termica diurna e annua, la radiazione solare diretta e diffusa, l'umidità, le precipitazioni, la composizione atmosferica e il vento. In particolare, l'effetto del vento sulla capacità di ritenzione idrica e la sensibilità all'irraggiamento riflesso e all'accumulo di calore nel substrato impongono la scelta di specie vegetali con buone caratteristiche di resistenza alla siccità [70]. In generale, si può affermare che è auspicabile che la specie vegetale riesca a sopportare condizioni climatiche critiche [67,71]. È buona norma analizzare, in fase di progettazione, le piante situate nelle immediate vicinanze del sito del tetto verde in quanto la loro presenza indica la capacità di sopravvivenza delle stesse nelle condizioni climatiche locali [70].

Anche il contesto territoriale deve essere valutato con meticolosità. Innanzitutto, va analizzata la presenza di edifici nelle immediate vicinanze del tetto su cui si vuole costruire il tetto verde. Ad esempio, le superfici contigue riflettenti, come ad esempio superficie continue chiari o pareti vetrate, possono provocare variazioni dell'irraggiamento solare sulle specie vegetali o zone d'ombra. Gli edifici circostanti, inoltre, possono potenziare o depotenziare l'intensità dell'azione del vento. Bisogna inoltre valutare eventuali emissioni di aria o di fumi in prossimità del sito, in quanto possono provare un rapido degrado delle specie vegetali. Infine, per quanto possibile, è consigliabile valutare l'evoluzione temporale del contesto edilizio, urbano e vegetazionale: vi potrebbero infatti essere variazioni delle condizioni al contorno in caso di costruzioni di nuovi edifici o infrastrutture e di crescita di alberi confinanti [70].

Nel caso di installazione di un tetto verde estensivo, è bene che le specie vegetali selezionate richiedano poca manutenzione e scarsa irrigazione e, dato lo spessore ridotto di terreno colturale, è necessario inoltre che siano dotate di radici corte e piuttosto morbide. Proprio queste caratteristiche rendono il Sedum il genere di piante più comunemente utilizzato per i tetti verdi estensivi. Il Sedum è un genere di piante succulente e, data la limitata traspirazione, è in grado di immagazzinare l'acqua in eccesso e sopravvivere a condizioni di siccità: secondo alcuni studi, alcune specie di Sedum riescono a sopravvivere perfino due anni senza acqua [67,68,71].

3.3 Benefici legati ai tetti verdi

Il tetto verde rappresenta un importante strumento di compensazione e mitigazione ambientale nel tessuto urbano, laddove l'elevato disturbo antropico e l'alta densità edilizia concedono poco spazio alle dinamiche naturali: la superficie dei tetti può arrivare a ricoprire fino al 25% dell'area totale di una città [80,81]. I tetti verdi garantiscono infatti benefici ambientali sia in maniera diretta sia in maniera indiretta, tra i quali spiccano la riduzione del consumo energetico dell'edificio ove sono installati, la diminuzione della temperatura in ambiente urbano, il miglioramento nella gestione delle acque meteoriche, il miglioramento della qualità dell'aria e l'isolamento acustico e termico [67,68,71,82]. Oltre ai benefici legati alla tutela ambientale, i tetti verdi risultano anche utili nell'ambito della pianificazione urbana per vari motivi: la creazione di spazi verdi compensa il suolo sottratto alla vegetazione per mezzo della costruzione di edifici e i tetti verdi migliorano l'aspetto urbano, hanno un prezioso valore ecologico, poiché concorrono alla conservazione ex situ della flora e della fauna in ambiente antropico, e contribuiscono al recupero del ciclo idrologico naturale attraverso l'evapotraspirazione [70].

Segue una breve descrizione dei principali benefici legati ai tetti verdi, con maggiore attenzione posta su quelli ambientali.

3.3.1 Riduzione del consumo energetico

I tetti verdi rappresentano, sia in climi caldi sia in climi freddi, una soluzione molto efficace in termini di riduzione della variazione della temperatura interna e del consumo energetico [68]. In regime estivo, riescono a garantire vantaggi in termini di comfort e risparmio energetico mediante la riduzione delle temperature operative massime degli ambienti confinati: ciò è dovuto in principalmente ai processi di evapotraspirazione e agli effetti di ombreggiamento, in secondo luogo alle caratteristiche ottiche delle specie vegetali, cioè al diverso albedo rispetto ai materiali tipicamente utilizzati per il tetto degli edifici [83]; durante il periodo invernale, il tetto verde si comporta come isolante diminuendo il flusso di calore [71]. Delle misure su un tetto verde sperimentale installato su un edificio commerciale a Singapore, hanno indicato che il consumo energetico annuale è diminuito fino al 15%, a causa della diminuzione del fabbisogno energetico per la climatizzazione e il riscaldamento [84]; un caso studio presso una scuola superiore in provincia di Bari ha portato a simili risultati [85].

Dal punto di vista dei consumi energetici legati al raffreddamento, inoltre, si avrebbe anche un beneficio indiretto legato alla mitigazione dell'effetto di "isola di calore", sempre più diffuso nelle aree urbane. Il fenomeno è causato soprattutto dalle caratteristiche termiche e radiative dei materiali costituenti le superficie urbane, nelle quali la riflessione della radiazione solare è secondaria rispetto all'assorbimento. Sicuramente, il fenomeno dipende anche dalle attività umane che si concentrano nelle città o nel circondario delle città: attività industriali, traffico veicolari, impianti di riscaldamento e condizionamento contribuiscono infatti al riscaldamento delle aree urbane sia in maniera diretta sia in maniera indiretta, alterando le proprietà radiative dell'atmosfera tramite le emissioni [85]. L'applicazione a larga scala di tetti verdi contribuirebbe a far diminuire la temperatura in ambiente urbano, con diminuzioni del valore medio annuo che vanno da 0,3 a 3°C : uno studio in Inghilterra ha dimostrato che se la copertura di tetti verdi aumentasse del 10% nella città di Manchester, si eviterebbe l'aumento di temperatura ambiente previsto nella città inglese pari a 4°C in 80 anni [86,87].

La mitigazione dell'effetto "isola di calore urbano" è dovuta principalmente all'evapotraspirazione e all'albedo dei tetti verdi, che varia tra 0.7 e 0.85, molto più alto dei materiali che rivestono un tetto tradizionale, caratterizzati generalmente da un albedo pari 0.1-0.2 [87].

3.3.2 Miglioramento nella gestione delle acque meteoriche

I tetti verdi rappresentano una delle migliori tecniche di gestione delle acque meteoriche a livello urbano in quanto la vegetazione e il terreno colturale hanno la capacità di immagazzinare grandi quantitativi d'acqua [67]. Le superfici impermeabili ricoprono più del 60% delle aree urbane e i tetti arrivano a rappresentare circa il 25% della superficie totale di una città [81]: ciò comporta problemi di sovraccarico al sistema fognario in quanto le acque meteoriche che scorrono sui tetti si riversano quasi istantaneamente nella rete fognaria. I tetti verdi rappresentano un'efficace misura per evitare questi problemi in quanto il run-off derivante da essi presenta un marcato sfasamento orario rispetto al diagramma idrologico della precipitazione e la cessione dell'acqua avviene con picchi molto meno marcati, indice di un lento deflusso sino al raggiungimento della saturazione del terreno colturale [88]. Infatti, l'acqua piovana, una volta precipitata nel tetto verde, viene assorbita in parte dalla vegetazione e in parte dal terreno colturale o ritenuta nei pori, dove può poi venir prelevata dalle piante per essere stoccata nel tessuto delle stesse o traspirata nell'atmosfera. La restante acqua passa attraverso il tessuto filtrante e da qui entra nello stato drenante dove verrà trattenuta nei pori, nel caso l'elemento di drenaggio sia costituito da materiale granulare, o nei comparti, nel caso di utilizzo di pannelli modulari. Solo dopo aver saturato lo spazio disponibile, l'acqua in eccesso defluirà. L'acqua ritenuta nel tetto verde in parte evaporerà, in parte sarà utilizzata dalle piante e in parte traspirerà, ritornando così a far parte del ciclo idrologico [71]. In sostanza, dunque, la precipitazione atmosferica si traduce in ruscellamento, detenzione e ritenzione idrica. La ritenzione e la detenzione di un tetto verde rivestono una grande importanza dal punto di vista ambientale: infatti, da un lato il volume d'acqua trattenuto dal pacchetto multistrato viene sottratto alla gestione dei reflui, dall'altro il vapore acqueo legato all'evapotraspirazione tende a raffreddare lo strato d'aria sovrastante, contribuendo così alla mitigazione dell'effetto isola di calore [88].

In generale, il potenziale di ritenzione e di detenzione di qualsiasi tetto verde dipende fortemente dal tipo e dallo spessore del terreno di coltura, dal tipo di elemento di drenaggio e dalla sua capacità di immagazzinamento, dal tipo di vegetazione, dal volume di precipitazione, dal tempo trascorso dal precedente evento meteorico e dall'inclinazione del tetto verde [67,71].

Per quanto riguarda la qualità dell'acqua di ruscellamento, la letteratura, sebbene la maggior parte delle ricerche convenga su un suo miglioramento, riporta risultati contrastanti in quanto i tetti verdi possono influenzarla in diversi modi, depurandola o inquinandola ulteriormente [67]. Sia la vegetazione sia il terreno colturale possono filtrare il particolato, rimuovendolo dall'acqua di percolamento. Il substrato di crescita agisce anche come sito di scambio di ioni per i nutrienti e i metalli presenti in acqua: se la concentrazione di uno ione nell'acqua piovana è minore rispetto a quella nel substrato, si avrà il passaggio degli ioni dal substrato all'acqua di percolamento; viceversa, il terreno colturale si comporta come un pozzo, abbassando dunque la concentrazione dello ione nell'acqua di dilavamento. La situazione si complica considerando l'assorbimento da parte delle piante e i metodi di fertilizzazione che rispettivamente rimuovono e aggiungono nutrienti[9]. La qualità dell'acqua di dilavamento dipende dunque da molteplici fattori: caratteristiche fitodepurative

delle specie vegetali; caratteristiche di percolamento e adsorbimento del terreno colturale; contenuto organico del substrato di crescita, al diminuire del quale aumenta la qualità; quantità di pioggia; qualità dell'acqua piovana; tipologia di tetto verde, intensivo o estensivo (il primo risulta più efficace in termine di riduzione degli inquinanti); metodi di fertilizzazione e manutenzione; età del tetto verde; caratteristiche chimico-fisiche del contaminante. Il terreno di coltura e la vegetazione rivestono, tra i vari fattori, il ruolo più importante riguardo l'alterazione della qualità dell'acqua di dilavamento [67,71,89].

3.3.3 Miglioramento della qualità dell'aria

La vegetazione rimuove gli inquinanti in diversi modi: le piante assorbono gli inquinanti gassosi attraverso i propri stomi, intercettano il particolato mediante le foglie e i tessuti vegetali e il suolo sono capaci di degradare alcuni composti organici come gli idrocarburi policiclici aromatici. Inoltre, diminuendo la temperatura superficiale mediante il raffreddamento tramite traspirazione e fornendo ombra, le specie vegetali limitano in maniera indiretta la concentrazione di alcuni inquinanti secondari, come l'ozono troposferico, riducendo le reazioni fotochimiche che li formano. Per di più, la richiesta di energia dell'edificio ove sono installati, riducendosi il bisogno di aria condizionata, viene diminuita e di conseguenza vengono diminuite le emissioni degli impianti di produzione di energia elettrica, apprezzabilmente se installati a larga scala [82,90].

Le specie vegetali possiedono diverse capacità nella rimozione degli inquinanti. Ad esempio, le conifere sempreverdi forniscono tendenzialmente maggiori benefici rispetto alle specie caducifoglie in quanto trattengono per l'intero anno le proprie foglie. Gli alberi e gli arbusti sono generalmente caratterizzati da maggiore efficacia nella rimozione di contaminanti rispetto alle specie erbacee, soprattutto a causa della maggiore area superficiale del fogliame. Dunque, i tetti verdi intensivi, la cui vegetazione è costituita da alberi e arbusti, sono più efficaci rispetto a quelli estensivi, che possono comunque svolgere un ruolo complementare. Una selezione attenta della vegetazione e della tipologia dei tetti verdi, congiunta ad un crescente utilizzo di questi ultimi, può dunque migliorare la qualità dell'aria [71,81,82,91].

I casi-studio esistenti verranno approfonditi nel capitolo 5 mentre nel capitolo 4 viene descritto il processo di deposizione secca, attraverso cui gli inquinanti vengono catturati. La maggior parte degli studi presenti in letteratura sulla relazione tra tetti verdi e la qualità dell'aria si concentra sull'ozono, sul biossido di azoto e sul particolato atmosferico. Del PM si è ampiamente discusso nel capitolo 2; segue una breve descrizione degli altri due inquinanti.

L'ozono (O_3) è un gas altamente reattivo e dotato di un elevato potere ossidante. Circa il 90% dell' O_3 presente in atmosfera si concentra nella stratosfera ad una quota compresa fra i 30 e i 50 chilometri dal suolo: in questo strato, la sua presenza è essenziale per la biosfera in quanto il composto scherma gran parte delle radiazioni ultraviolette emesse dal Sole, dannose per gli esseri viventi. La presenza di ozono in troposfera è invece indesiderabile in quanto l'inalazione di questo gas nuoce alla salute umana: gli effetti di una eccessiva esposizione sull'uomo riguardano soprattutto gli occhi e le prime vie respiratorie. L'ozono è un inquinante secondario che si forma all'interno di un ciclo di reazioni fotochimiche che coinvolgono, in particolare, gli ossidi di azoto ed è dunque un componente del cosiddetto "smog fotochimico". Le reazioni fotochimiche vengono promosse durante le giornate

caratterizzate da forte insolazione: le più alte concentrazioni di ozono si rilevano infatti nei mesi più caldi dell'anno e nelle ore di massimo irraggiamento solare mentre nelle ore serali e nei periodi invernali la concentrazione di O₃ diminuisce [^{92,93}].

L'assorbimento di ozono da parte delle piante può avvenire o meno sullo stoma delle stesse foglie [⁹⁴]. Lo stoma rappresenta l'apparato con cui le parti aeree delle piante riescono ad avere degli scambi gassosi tra l'aria atmosferica e quella contenuta negli spazi intercellulari del parenchima: è costituito tipicamente da due cellule epidermiche reniformi, con la faccia concava volta l'una verso l'altra, che delimitano dunque una fessura (apertura stomatica) che, col variare del loro turgore, si allarga, si stringe o si chiude; questi stomi variano numericamente a seconda della specie, da qualche decina fino a un migliaio per mm², e costellano soprattutto la superficie inferiore delle foglie [⁹⁵]. La conduttanza attraverso lo stoma influenza il livello di ozono rimosso dalla vegetazione e aumenta in presenza di un gradiente di concentrazione tra la struttura fogliare interna e l'ambiente circostante. In presenza di elevati livelli di ozono, l'inquinante si accumula all'interno degli spazi intercellulari e diminuisce il flusso totale di O₃. L'ozono può essere completamente detossificato all'interno della struttura fogliare della pianta: infatti, dopo essere entrato negli stomi, viene sottoposto a reazioni di degradazione all'interno della regione intercellulare [^{81,94,96}].

Il biossido di azoto (NO₂) si presenta come un gas dall'odore forte e pungente e di colore rosso-bruno: il ben noto colore giallognolo delle foschie che ricoprono le città ad elevato traffico è dovuto difatti alla presenza di elevati livelli di NO₂. Il biossido di azoto è considerato un inquinante secondario poiché deriva principalmente dall'ossidazione in atmosfera del monossido di azoto ed è ritenuto uno degli inquinanti atmosferici più pericolosi per diversi motivi: innanzitutto, si tratta di un gas tossico irritante per le mucose e responsabile di specifiche patologie a carico dell'apparato respiratorio come bronchiti, allergie e irritazioni; in secondo luogo, svolge un ruolo fondamentale nella formazione dello smog fotochimico in quanto costituisce l'intermedio di base per la produzione di inquinanti secondari molto pericolosi come l'ozono; infine, contribuisce alla formazione di piogge acide [^{92,93,97}].

Il biossido di azoto è un altro inquinante che le piante possono assorbire attraverso gli stomi durante i processi fotosintetici e di respirazione. Il gas può reagire con l'acqua presente all'interno della struttura fogliare per formare acidi nitrici e nitrosi che possono subire ulteriori reazioni con altri composti presenti nelle piante. La selezione delle specie vegetali risulta cruciale per la rimozione del biossido di azoto tramite tetti verdi perché alte concentrazioni di NO₂ risultano essenziali per il metabolismo di alcune piante, dette "NO₂-philic", mentre possono provocare danni in altre, influenzando l'attività enzimatica e modificando la permeabilità delle cellule. Infine, è dimostrato che la presenza di condizioni che consentono alle radiazioni ultraviolette di raggiungere le piante possono determinare un maggiore assorbimento di biossido di azoto da parte delle stesse [^{81,98,99}].

3.3.4 Altri benefici

I tetti verdi rappresentano una soluzione interessante anche sotto diversi altri aspetti. Un ulteriore beneficio ambientale rispetto a quelli sovraesposti riguarda la riduzione dell'anidride carbonica. Il carbonio rappresenta infatti la componente principale della struttura delle piante e dunque il biossido di carbonio viene "naturalmente sequestrato" sia dalla vegetazione per fotosintesi sia dal terreno

culturale in forma di rifiuti vegetali. Inoltre, i tetti verdi contribuiscono alla riduzione indiretta delle emissioni di CO₂ per la produzione di energia elettrica in relazione al minor fabbisogno energetico dell'edificio in cui sono installati [82].

I tetti verdi rivestono un ruolo importante dal punto di vista dell'ambiente urbano. La loro presenza tende, infatti, a mitigare la scomparsa di habitat e di biodiversità. Per di più, i tetti verdi riducono anche l'inquinamento acustico, particolarmente problematico nelle grandi città e dovuto principalmente al traffico veicolare. La riduzione del rumore avviene principalmente mediante l'isolamento del tetto e l'assorbimento delle onde sonore che si diffrangono su di esso. Si riscontrano risultati migliori nei tetti verdi negli edifici più bassi, in quanto la vicinanza della vegetazione al campo sonoro urbano diretto aumenta le capacità di assorbimento [67,71,82].

Infine, i tetti verdi rappresentano anche un ottimo affare dal punto di vista economico in relazione, principalmente, al valore estetico aggiunto all'edificio, all'abbassamento dei consumi elettrici e all'aumento del tempo di vita utile del tetto [67,71]. Le analisi hanno infatti dimostrato che i tetti verdi sono investimenti a lungo termine con rendimenti a breve termine. In generale, l'installazione di tetti verdi è un investimento a basso rischio e i probabili profitti derivanti da questa tecnologia sono molto più elevati rispetto alle potenziali perdite finanziarie [100].

3.4 Punti deboli dei tetti verdi

Esistono molti ostacoli alla diffusione dei tetti verdi, legati soprattutto all'opinione pubblica e alle istituzioni politiche: senza un supporto governativo e un'adeguata normativa, è difficile far conoscere al pubblico comune l'utilità dei tetti verdi [71]. Queste difficoltà sono particolarmente presenti nei paesi in via di sviluppo, in cui, tra l'altro, sono praticamente inesistenti ricerche a livello locale: solo 31 Paesi hanno contribuito alle pubblicazioni sui tetti verdi, il 66% delle quali sono concentrate negli Stati Uniti d'America e nell'Unione Europea [67,71].

L'ostacolo principale è rappresentato dagli elevati costi di investimento iniziale: un tetto verde ha un costo superiore del 30% rispetto ai tetti tradizionali; considerando però che il tempo di vita utile con l'installazione di un tetto verde passa mediamente da 25 a 40 anni, il costo attualizzato è in realtà inferiore del 25%. Si stima inoltre che il ritorno dell'investimento avviene in circa 10 anni. La presenza del tetto verde, tra l'altro, aumenta il valore sia dell'edificio su cui viene installato sia degli edifici circostanti. Bisogna constatare che la letteratura fornisce risultati discordanti riguardo le analisi costi-benefici, principalmente a causa della differente collocazione geografica: si stima che il costo di installazione di un tetto verde in Canada vari tra i 130 e i 150 €/m² mentre in India sia pari a circa 30-50 €/m². In generale, è comunque praticamente impossibile svolgere un'analisi costi-benefici onnicomprensiva in quanto alcuni benefici, come la mitigazione dell'effetto isola di calore urbana e il miglioramento della qualità dell'aria, sono difficilmente quantificabili in denaro. In ogni caso, la maggior parte della letteratura conviene sul fatto che i tetti verdi siano investimenti a lungo termine con rendimenti a breve termine e a basso rischio [67,71,88,101].

Un'altra preoccupazione piuttosto diffusa è legata alla tenuta idrica del tetto verde e alle conseguenti perdite sul tetto ma in realtà un tetto verde compiuto a regola d'arte non solo previene le perdite ma

aumenta il tempo di vita utile del tetto in quanto lo protegge da radiazioni ultraviolette, da stress termici e da danni meccanici [71,102].

Un ulteriore scoglio per i proprietari degli edifici riguardo l'installazione del tetto verde è rappresentato dalla manutenzione: operazioni come irrigazione e fertilizzazione sono infatti fondamentali per il successo del tetto verde, essendo necessari per garantire la buona salute della vegetazione e dunque la massimizzazione dei benefici. Attraverso una progettazione a regola d'arte, una scelta ottimale della vegetazione e controlli scadenziati, le operazioni di manutenzione possono comunque essere relativamente ridotte e non eccessivamente costose [67,71].

Infine, vi sono anche alcune perplessità sull'effettiva sostenibilità ambientale del tetto verde, in particolare relativamente all'utilizzo di materiali polimerici, come propilene e polietilene. Il loro impiego è molto diffuso nei tetti verdi in quanto sono leggeri, versatili, isolanti, durevoli, resistenti alla corrosione, facilmente trasportabili e installabili poco costosi; tuttavia, i materiali polimerici producono un significativo impatto ambientale, soprattutto durante la fase di produzione e smaltimento. Uno studio di Bianchini ha comunque dimostrato che, considerando l'ozono, il biossido di azoto e il particolato aerodisperso, la quantità degli inquinanti considerati rimossi dal tetto verde durante il tempo di vita utile è di gran lunga superiore a quella emessa nella produzione dei polimeri, soprattutto in caso di utilizzo di materiale riciclato. Tuttavia, dato che le sostanze tossiche rilasciate durante la fase di produzione sono molteplici e interessano diverse matrici ambientali e che, al termine della vita utile, queste componenti sono destinate a smaltimento in discarica o incenerimento, il loro utilizzo dovrebbe essere evitato, in favore di materiali ecocompatibili [67,71,100].

3.5 Potenziali applicazioni

La letteratura fornisce alcuni esempi di applicazioni atte ad aumentare i benefici relativi ai tetti verdi.

Van Mechelen et al. suggeriscono di utilizzare le acque grigie domestiche per l'irrigazione, in modo da ridurre il carico alla fognatura, minimizzare la richiesta idrica esterna e ampliare il range di specie vegetali utilizzabili, evitando di impiegare solamente piante grasse. Le acque grigie sono costituite dagli scarichi delle lavatrici, della vasca di bagno e della cucina e rappresentano dal 65 al 90% dei reflui domestici prodotti; le acque provenienti dalla cucina sono tipicamente ricche di nutrienti e ciò diminuirebbe l'apporto di fertilizzanti. Tuttavia, i pochi studi svolti al riguardo hanno portato a risultati negativi, registrando danni alla vegetazione e un peggioramento delle performance termiche. In ogni modo, data la variabilità della qualità delle acque grigie e la scarsità di ricerche al riguardo, i risultati sono difficilmente generalizzabili. Una eventuale soluzione potrebbe essere l'utilizzo delle acque grigie solo dopo un'operazione di filtraggio mediante filtri a sabbia o bio-filtri in modo da evitare danni alla vegetazione [71,103]. Vijayaraghavan propone invece di utilizzare l'acqua di ruscellamento proveniente dal tetto verde per fini non potabili, se necessario previo trattamento mediante filtro a sabbia [71].

Infine, è stato dimostrato che la prestazione dei pannelli fotovoltaici migliora se accoppiati al tetto verde, soprattutto nei climi temperati, per formare il cosiddetto "tetto verde ibrido". È noto che l'efficienza degli impianti fotovoltaici dipende dalla temperatura dei moduli e della circostante aria ambiente: minore è la temperatura, migliore è la prestazione; dunque, dato che l'evapotraspirazione

della vegetazione superficiale tende a raffreddare l'aria ambiente e la superficie, l'efficienza del fotovoltaico aumenta. I pannelli fotovoltaici forniscono a loro volta un aiuto ai tetti verdi in quanto fanno ombra sulla superficie, riducendo dunque l'esposizione solare, il tasso di evaporazione e conseguentemente l'esigenza di irrigazione^[71,104].

4 Green roof e qualità dell'aria: l'analisi della deposizione secca

4.1 Modello di deposizione secca

Per deposizione, si intende il trasporto da un punto nell'aria ad un punto di una superficie. La deposizione secca riduce la concentrazione di inquinanti C_i attraverso un processo di primo ordine:

$$\frac{dC_i}{dt} = -\frac{V_{d,i}}{z} \times C_i$$

dove z è l'altezza in cui l'inquinante è ben miscelato $V_{d,i}$ rappresenta la velocità di deposizione, che dipende dall'inquinante i e da molti altri fattori, tra cui la natura della superficie su cui avviene la deposizione [105,106].

La velocità di deposizione è infatti un coefficiente che tiene conto dei vari processi coinvolti nella deposizione, tra cui la diffusione browniana, l'intercettazione, l'impatto inerziale e la sedimentazione.

La diffusione browniana è legata ai moti browniani: le particelle aerodisperse in un fluido vengono continuamente "bombardate" dalle circostanti molecole; questo bombardamento costante risulta in un moto casuale delle particelle, detto "moto browniano". Il fenomeno è legato al coefficiente di diffusione browniana D , pari a:

$$D = \frac{k_B T C_C}{3\pi\mu_a D_P} \left(\frac{m^2}{s} \right)$$

dove k_B è la costante di Boltzmann (JK^{-1}); T è la temperatura del fluido (K); C_C è il cosiddetto "slip correction factor", che tiene conto della diminuzione della resistenza viscosa per le particelle sub-micrometriche (-); μ_a rappresenta la viscosità dinamica dell'aria ($\text{Pa}\cdot\text{s}$); D_P indica il diametro della particella (m) [4]. Figura 4.1-1 mostra la variazione del valore di D in funzione del diametro della particella aerodispersa.

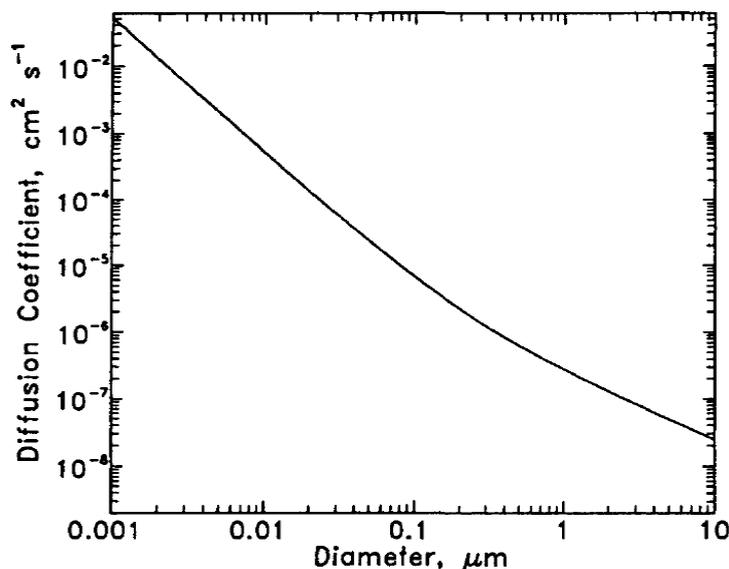


Figura 4.1-1 Coefficiente di diffusione in funzione del diametro per $T=20^\circ\text{C}$. [4]

L'intercettazione si verifica quando particelle dotate di piccola inerzia, che seguono perfettamente le linee di flusso che descrivono il moto medio del fluido in cui sono disperse, passano nelle vicinanze di un ostacolo ove sono trattenute nel caso in cui la distanza tra il centro della particella e la superficie sia inferiore alla metà del diametro [107].

L'impatto si ha invece quando una particella non riesce a seguire la deviazione del flusso in prossimità di un ostacolo per via della sua inerzia: ne segue che questa particella collide con la superficie dell'ostacolo e vi rimane adesa. L'efficienza di questo processo è collegata al numero di Stokes:

$$St = \frac{V_S u_*}{gA} \quad (-)$$

dove V_S e u_* rappresentano rispettivamente la velocità di sedimentazione della particella e la velocità di attrito (m/s), g l'accelerazione di gravità (m/s^2) e A è legato alle dimensioni del collettore (m) e varia in base alla specie vegetale [4,107].

Il processo di sedimentazione, infine, è causato dalla forza di gravità e causa un moto discensionale delle particelle. La velocità di sedimentazione si calcola tramite un bilancio tra la forza di gravità e la resistenza viscosa ed è pari alla velocità di Stokes:

$$V_S = \frac{D_p^2 (\rho_s - \rho_a) g C_c}{18 \mu_a} \quad \left(\frac{m}{s} \right)$$

dove ρ_s e ρ_a indicano rispettivamente la massa volumica della particella e dell'aria (kg/m^3).

Figura 4.1-2 mostra la dipendenza della velocità di sedimentazione dal diametro della particella. Si nota che V_S diminuisce al diminuire del diametro, arrivando ad assumere valori estremamente bassi per particelle sub-micrometriche.

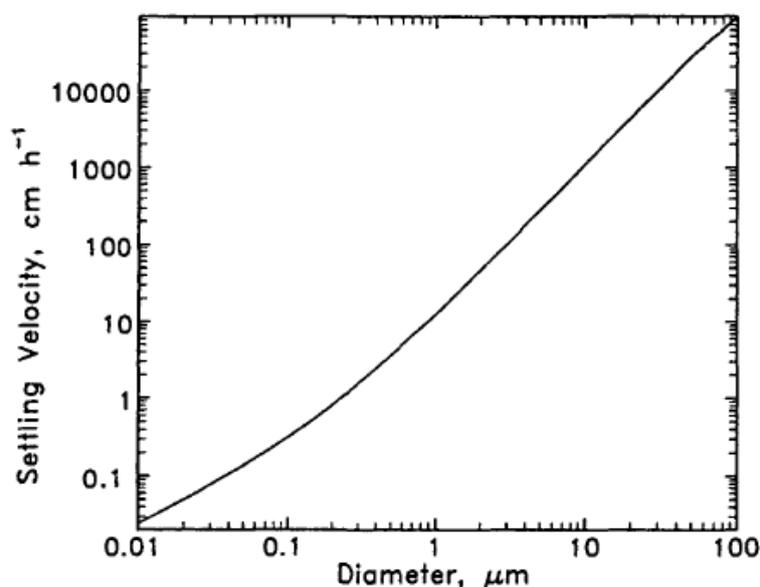


Figura 4.1-2 Velocità di sedimentazione di una particella di densità pari a 1000 kg/m^3 in funzioni del diametro, con T pari a 25°C [4].

In linea di massima, si può affermare che il processo dominante del moto è la diffusione browniana per le particelle sub-micrometriche e la gravità per il particolato con dimensione superiore ai 10 μm .

Essendo praticamente irrealizzabile la creazione di un modello che descrive accuratamente i vari processi, si fa ricorso appunto alla velocità di deposizione per descrivere con un unico coefficiente la complessità intrinseca della deposizione secca; tuttavia, proprio per il fatto che il parametro ingloba molti processi chimici e fisici, V_d non è semplice da specificare. Il flusso di deposizione secca F_i , vale a dire la quantità dell'inquinante i che si deposita nell'unità di tempo in una superficie di area unitaria, si esprime tramite la seguente formula:

$$F_i(z) = -V_{d,i}(z) \cdot C_i(z) \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^2\text{s}} \right)$$

dove z rappresenta l'altezza rispetto al suolo, da cui dipendono la concentrazione di inquinante e la velocità di deposizione e conseguentemente il flusso di deposizione; essendo per convenzione un flusso diretto verso il basso negativo, vi è la presenza del segno “-” in modo che V_d sia positivo [4].

Il valore della velocità di deposizione dipende dunque dalla sedimentazione e dai processi che concorrono alla deposizione secca, che possono essere rappresentati come tre fasi consecutive: trasporto aerodinamico dall'atmosfera dallo strato superficiale di aria ad un sottile strato di aria stagnante adiacente la superficie, detto “sottostrato quasi-laminare”, trasporto browniano attraverso questo quest'ultimo strato e infine captazione nella superficie. Questi processi possono essere visti in analogia con le resistenze elettriche (vedi Figura 4.1-3): in particolare, i meccanismi di deposizione del particolato sono assimilabili a tre resistenze in serie (r_a, r_b, r_c) e una in parallelo ($1/V_s$) [4].

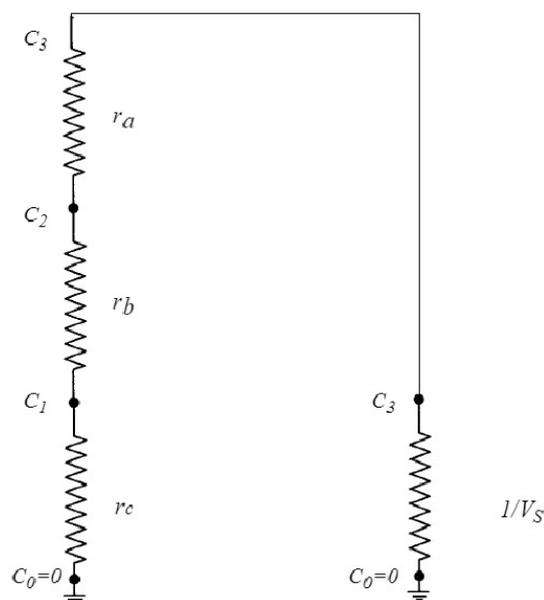


Figura 4.1-3 Modello di resistenze della deposizione secca.

La resistenza r_a indica la “resistenza aerodinamica” ed è determinata dal trasporto turbolento e dunque assume valori relativamente bassi durante il giorno e alti durante la notte. La resistenza r_b rappresenta la “resistenza quasi-laminare” e dipende dalle proprietà della sostanza e della superficie: lo strato quasi-laminare ha uno spessore dipendente dallo sforzo di taglio turbolento presenti nelle immediate

vicinanze della superficie e potrebbe dunque non essere presente, se non in alcuni elementi, come ad esempio le foglie delle piante, generalmente in continuo movimento; le particelle si muovono in questo strato prevalentemente per diffusione browniana. La resistenza r_c indica la resistenza offerta dalla superficie ed è legata alle condizioni meteorologiche, alle proprietà chimiche dell'inquinante ed alle caratteristiche della superficie. Generalmente si assume che le particelle aderiscano alla superficie, il che implica che il termine r_c sia nullo, e ne risulta una velocità di deposizione pari a:

$$V_d = f(r_a, r_b, r_c, V_s) = \frac{1}{r_a + r_b + r_a r_b V_s} + V_s \left(\frac{m}{s} \right)$$

dove il termine $r_a r_b V_s$ rappresenta una resistenza virtuale, legata ad un artificio matematico e non a un'effettiva resistenza fisica [4].

Figura 4.1-4 mostra la dipendenza della velocità di deposizione dal diametro. I dati fanno riferimento a prove in laboratorio su una superficie d'acqua. Si evidenzia che si registrano valori minimi della velocità di deposizione per diametri delle particelle compresi tra 0.1 e 1 μm , laddove i contributi alla deposizione secca offerti dalla diffusione browniana e dalla sedimentazione risultano trascurabili. Per diametri inferiori, le particelle si comportano, in prima approssimazione, come i gas e la diffusione browniana rappresenta un meccanismo di trasporto efficace; per diametri superiori, il processo più significativo in termini di deposizione è rappresentato dalla sedimentazione per gravità [4].

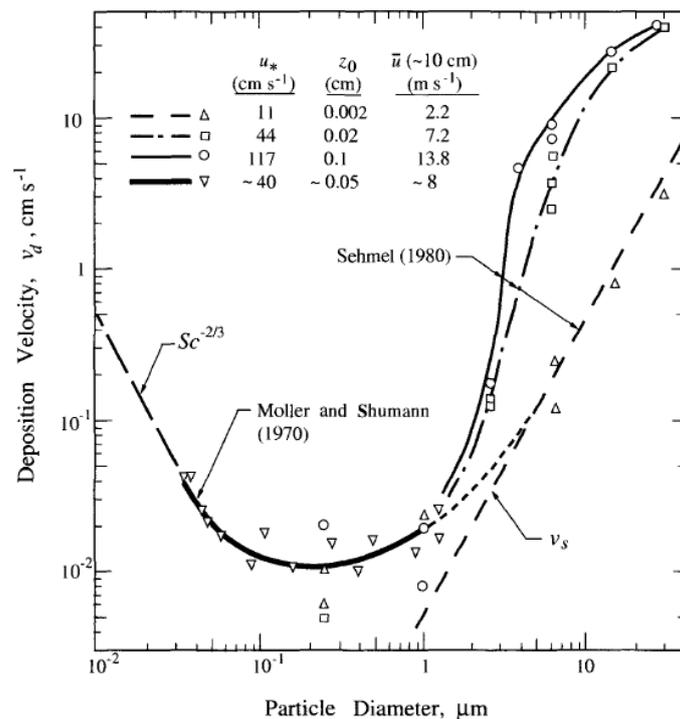


Figura 4.1-4 Valori da letteratura della velocità di deposizione in funzione del diametro della particella legati alla deposizione secca su una superficie d'acqua [4].

Il modello di deposizione per i gas è del tutto analogo: la differenza principale consiste nel fatto che la sedimentazione diviene trascurabile e che la deposizione è particolarmente legata a proprietà chimiche della superficie e dello stesso gas. Infatti, nel modello di deposizione del particolato si può trascurare il termine di resistenza della superficie r_c in quanto è lecito semplificare dicendo che le

particelle semplicemente aderiscono alla superficie; al contrario, un gas può essere soggetto a vari fenomeni, tra cui assorbimento reversibile [4].

4.2 Deposizione secca sulla vegetazione

Si può affermare che, in generale, le superficie naturali promuovono la deposizione [4]. Il valore della velocità di deposizione è infatti generalmente più elevato sulla vegetazione rispetto che su altre superfici a causa dell'elevata superficie specifica, dell'assunzione metabolica delle piante, dell'adesività della superficie fogliare e delle proprietà aerodinamiche. Dunque, i tetti verdi sono in grado di catturare gli inquinanti grazie alla presenza dello strato di vegetazione superficiale [67,105].

L'effetto della vegetazione sulla deposizione dipende innanzitutto dalla scala spaziale di riferimento. Considerando una pianta nell'insieme, la deposizione è influenzata principalmente dalla forma della stessa e dalla struttura delle foglie o degli aghi; andando invece a considerare le singole foglie, la deposizione può essere aumentata o ridotta a seconda della struttura della superficie [108]. Per quanto riguarda il modello di resistenze, nel caso in cui la superficie di deposizione sia rappresentata dalla vegetazione, la resistenza aerodinamica e quasi-laminare sono influenzate principalmente da velocità del vento, dimensioni delle foglie e stabilità atmosferica: in generale, la somma r_a+r_b diminuisce all'aumentare del vento e dell'altezza della vegetazione [4].

Il PM_{10} che si deposita sulle specie vegetali può essere ritenuto e incapsulato dalla vegetazione e non venir così dilavato dalle acque meteoriche. Il grado di ritenzione e incapsulamento del particolato varia a seconda delle specie di pianta, in base alle caratteristiche della foglia (rugosità, levigatezza, pelosità, lunghezza del picciolo, rigidità, orientamento), alla composizione chimica della cuticola (variabilità nelle quantità delle singole costituenti della cera, responsabili dell'idrofobia della cuticola) e alla struttura della cuticola (spessore, morfologia, alterazione della struttura con l'età, presenza dei cristalli epicuticolari che forniscono proprietà autopulenti) [109].

Per quanto riguarda i gas, la resistenza della superficie r_c sulle specie vegetali dipende dai percorsi disponibili dallo strato quasi-laminare alla vegetazione, che sono l'assorbimento da parte del tessuto vegetale all'interno degli stomi delle foglie, della cuticola e del mesofillo delle foglie, nonché dalla deposizione sul suolo e dalle reazioni che possono avvenire in presenza di uno strato d'acqua. Ciascuno di questi percorsi può essere rappresentato da un'adeguata resistenza al trasporto e la resistenza r_c viene quindi determinata sommando queste resistenze in parallelo [4].

La quantità depositata $Q_{d,i}$ di inquinante i su una specie vegetale può essere espressa con la seguente formula:

$$Q_{d,i} = LAI \cdot V_{d,i} \cdot C_i \cdot t \left(\frac{g}{m^2} \right)$$

dove C_i rappresenta la concentrazione in aria dell'inquinante i , t il tempo di riferimento e LAI l'"indice di area fogliare", pari alla superficie fogliare per unità di superficie di terreno [105].

Tabella 4-1, Tabella 4-2 e Tabella 4-3 riportano valori della velocità di deposizione da letteratura di diverse specie vegetali rispetto al particolato e ad altri inquinanti. Si è preferito inserire anche i dati

relativi a piante difficilmente installabili su tetti verdi per mostrare l'ampio range di V_d , che varia di oltre quattro ordini di grandezza, in funzione dell'inquinante e della specie vegetale.

Tabella 4-1 Valori di velocità di deposizione in funzione delle specie vegetali, dimensioni del particolato d_p e velocità del vento riportati in letteratura [108].

Author	Year	Species	d_p in μm	u in m s^{-1}	v_d in cm s^{-1}
BUNZL <i>et al.</i>	1989	<i>Picea abies</i>			
WHITE a. TURNER	1970	<i>Fraxinus excelsior</i>	0,1-20	2	
		<i>Quercus petraea</i>	0,1-20	2	
		<i>Betula pubescens</i>	0,1-20	2	
		<i>Corylus avellana</i>	0,1-20	2	
HORI	1953	<i>Picea glehnii</i>	20	1,4	
PETERS a. EIDEN	1992	<i>Picea abies</i>	1	0,5	
BECKETT <i>et al.</i>	2000	<i>Pinus nigra</i>	1,28	1-3	█
		<i>Cupressocyparis leylandii</i>	1,28	1-3	█
		<i>Acer campestre</i>	1,28	1-3	█
		<i>Populus deltoides</i>	1,28	1-3	█
		<i>Sorbus intermedia</i>	1,28	1-3	█
FREER-SMITH <i>et al.</i>	2004	<i>Quercus petraea</i>	0,8	3	
		<i>Alnus glutinos</i>	0,8	3	
		<i>Fraxinus excelsior</i>	0,8	3	
		<i>Acer pseudo-platanus</i>	0,8	3	
		<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,8	3	
		<i>Ficus nitida</i>	0,8	3	
		<i>Eucalyptus globulus</i>	0,8	3	
QUARG	1996	Grass	0,1-12		█
GALLAGHER <i>et al.</i>	1997	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,01-10		█
CHAMBERLAIN	1966	Grass	32	1-7,4	█
BELOT a. GAULTHER	1975	Pinus and Quercus shoots	2	1-10	█
NICKOLA a. CLARK	1976	<i>Artemisia tridentata</i>	5		█
HORBERT <i>et al.</i>	1976	Grass	1-3		█
SIMPSON	1961	<i>Artemisia tridentata</i>	2,5		
CLOUGH	1973	Grass	1-10	6	

Tabella 4-2 Valori della velocità di deposizione V_d di SO_2 , NO_2 , O_3 e PM_{10} riportati in letteratura relativi a diverse specie vegetali. Con h_0 si intende l'altezza media di rugosità, con NGMD il diametro geometrico medio in μm [90].

Pollutants	Vegetation (h_0 in m)	V_d Value (cm s^{-1})	References
SO_2	Short grass (0.1)	$0.2 \pm 0.1 - 0.4 \pm 0.2$	Sorimachi <i>et al.</i> (2003)
	Grass (0.3)	0.6-0.8	Feliciano <i>et al.</i> (2001)
	Heathland	0.8 ± 0.4	Erismann <i>et al.</i> (1993)
	Grassland	1.2 ± 0.3	Erismann <i>et al.</i> (1993)
	Grassland (0.1-0.8)	0.4-0.7	Pio and Feliciano (1996)
	Deciduous forest	0.48 ± 0.45	Zhang <i>et al.</i> (2002)
	Deciduous forest (22)	0.30-1.04	Finkelstein (2001)
NO_2	Heathland	0.10-0.35	Coe and Gallagher (1992)
	Grass (0.15)	0.27 ± 0.017	Watt <i>et al.</i> (2004)
	Wheat	0-0.35	Pilegaard <i>et al.</i> (1998)
	Grassland	0.11-0.24	Hesterberg <i>et al.</i> (1996)
	Orchard (2.1)	0.2-0.6	Walton <i>et al.</i> (1997)
Coniferous forest	0.4	Rondón <i>et al.</i> (1993)	
O_3	Short grass (0.1)	$0.2 \pm 0.2 - 0.4 \pm 0.3$	Sorimachi <i>et al.</i> (2003)
	Grassland (0.22)	0.22-0.36	Stocker <i>et al.</i> (1993)
	Grass (0.1-0.8)	0.1-0.5	Pio <i>et al.</i> (2000)
	Mooreland	0.2-0.7	Fowler <i>et al.</i> (2001)
	Deciduous trees (33)	0.2-1.0	Padro (1996)
	Deciduous forest (22)	0.10-0.75	Finkelstein (2001)
PM_{10}	Grass (0.06)	0.16-0.12 ($d_p = 5$)	Chamberlain (1967)
	Nature grass (0.3-0.5)	0.22 ± 0.06	Wesely <i>et al.</i> (1985)
	Rye grass (0.75-1)	0.16 ± 0.072 (NGMD = 0.52)	Vong <i>et al.</i> (2004)
	Urban grass (0.1-0.25)	$0.33 - 0.38$ ($d_p = 0.6 - 0.8$)	Fowler <i>et al.</i> (2004)
	Urban woods (25)	$0.7 - 1.07$ ($d_p = 0.6 - 0.8$)	
	Deciduous trees (22)	0.1 ($d_p < 2$)	Hicks <i>et al.</i> (1989)
	Beach (24-25)	0.45 (NGMD ³ = 0.02-0.03) 0.15 (NGMD ³ = 0.06-0.07)	Pryor (2006)

Tabella 4-3 Valori della velocità di deposizione riportati in letteratura. Con z_0 si intende l'altezza di rugosità, con z_R la quota di riferimento dove si è determinata la velocità di deposizione, con L la lunghezza di Monin-Obukhov, con z_i l'altezza dello strato limite planetario. Le condizioni di stabilità atmosferica sono contrassegnate come di seguito: I instabile, S stabile, N neutrale, NN stabile tendente alla neutralità, MI moderatamente instabile [107].

Surface (h in m)	z_0 (cm)	d_p (μm)	u_* (cm s^{-1})	Extracted V_d (cm s^{-1}) or proposed correlation	Method	z_R (m)	Stability	Comments
Semi-arid savannah		0.05–0.5	30–60	$V_{ds}/u_* = 0.002$	EC-EIC	7	S	L in m
Dry moss	0.37	23.6	37	$V_{ds}/u_* = 0.002[1 + (-300/L)^{2/3}]$	T in WT	0.1	I	
		3	87	3.4 ± 0.3			N	
		23.6	87	0.75 ± 0.2				
		23.6		7.3 ± 2				
Wet moss		23.6		11.1 ± 2				
Grass (0.06)	0.63	23.6	18–183	2.9–9.2	T in WT	0.11		
		19	35–140	2.7–3.9				
		5	35–140	0.16–1.2				
		2	70	0.090				
		1	35–140	0.019–0.053				
		~ 0.08	35–140	0.023–0.076				
Grass	1.6–7.5	23.6	17–94	1.4–6.8	T on-site	0.6	N	
Grass model (0.075)	1	23.6	28–146	4.9–35.7	T in WT	0.11		Sticky and rigid vertical blades
		19	35–140	7.2–34				
		5	35–140	0.14–1.9				
		2	70	0.034				
		1	35–140	0.010–0.034				
		~ 0.08	35–140	0.019–0.049				
Moorland	1	0.011–0.04	15–55	0.02–0.06	EC-CPC	3.6	NN (?)	
		0.12–0.13	10–70	0.002–0.032	EC-OPC			
		0.15–0.16	10–70	0.004–0.066				
		0.22–0.24	10–70	0.013–0.115				
		0.4–0.45	10–70	0.032–0.270				
Grass (0.08)	~ 1	0.03	~ 70	0.145	T in WT	0.1		
		0.2	~ 70	0.025				
Grass		Cs-134,135		0.04–0.05	A			
		Te-132						
Grass (0.1–0.2)	1.5	0.05–0.2	24 (mean)	0.06 ± 0.03	Gradient	0.45		Mean of 6 runs
Grass	3	0.05–0.1	9.25	0.25	EC-Diff	5	S	Mean of 4 runs
			14.6	1			I	Mean of 5 runs
Tall grass		SO_4^{2-}		1.2 ± 0.3	Gradient	19.9	S	No cross-calibration of the two samplers
				1.7 ± 0.8			I	
Grass		SO_4^{2-}	25 (mean)	0.3 ± 0.2	Gradient	0.75	I	Mean over 12 runs
Grass	1.1	5–31	57	0.8–8.0	Gradient	1		Fog droplets over hill
Short grass		Part. S	25	0.18 ± 0.02	EC-FPD		I	Drought
			30	0.18 ± 0.02			S	
			14	0.26 ± 0.11			I	Watered
Lush grass			30	0.41 ± 0.05			I	Watered
			22	0.1 ± 0.07			S	
Mature grass (0.3–0.5)	2.4–3.6	Part. S		0.22 ± 0.06	EC-FPD	~ 6	S	L in m
				$V_{ds}/u_* = 0.002$			I	
				$V_{ds}/u_* = 0.002[1 + (-300/L)^{2/3}]$				
Mature grass (0.3–0.4)		0.1–0.5		< 0.05	EC-FPD	4		
Cereal "swards"(0.13)	1.2	23.6	27–135	1.9–7.8	T in WT	0.2		
Cereal "ears" (0.13)	1		90	5.3				Dry barley
			90	3.2				Dry wheat
			36–175	7.3–36.5				Wetted wheat
Low grass (0.07–0.14)	2.2	0.1–0.2	18	$V_{ds} = 0.87 \pm 0.09$	EC	2.86	N	
Long grass (0.6–0.75)	6.3		24	$V_{ds} = 1.13 \pm 0.10$				
Heathland (0.3–0.4)		0.1–0.5 (4 ranges)		< 0.05 (night), ~ 1 (day)	EC	1.3	I/S	
Lush grass	9.4	SO_4^{2-}		< 0.72	EC-FPD	6.5	S/I	
Tall grass		SO_4^{2-}		1.2 ± 0.3	Gradient	19.9	S	No cross-calibration of the two samplers
				1.7 ± 0.8			I	
Rye grass (0.75–1)		NGMD = 0.52		0.16 ± 0.072	EC-OPC	5	S	
				0.3 ± 0.067			N	
				0.44 ± 0.125			I	
Cereal (1)	1–20	0.15–0.3	< 30	0.38 ± 0.29	Gradient	9.3	I	
Cereal (0.2–1)	4 (1–10)	NGMD = 0.19 (0.09–2.5)	49	0.37 ± 0.04	EC-OPC	5.5	S	
			59	1.19 ± 0.18			I	
Cereal (1)	4 ± 2	0.8	$U \in [6, 9 \text{ m s}^{-1}]$	0.9 ± 0.8	Gradient	9.3	0.08	Night-time
				2.65 ± 1.1			-0.13	Day-time
Spruce saplings (0.45)		0.82	45	0.5	T in WT	0.45		
Spruce (5) in winter	5.7	3–19	106.5	$V_i + W_s \in [-1.4; 26.6]$	EC-LWC	11		Fog droplets before snow
	8.9	3–15	129	$\in [2.1; 22.9]$				before snow
	8.6	3–15	79.2	$\in [0.2; 11.9]$				after snow

Scots pine (13)	120	0.015–0.04 0.05–0.08 0.03	8–128	0.3–2.8 0.3–2.1 0.5–4	REA	22	L > 100 m	
Pine (15)	140	0.05–0.5		$V_d/u_* = 0.004$ $V_d/u_* = 0.004 +$ $0.0009(-z_d/L)^{2/3}$	EC-EIC	25	N/S I	
Pine (17) Douglas fir (17)	136	Part. S Pb-214	10–80	0.7 0.73 ± 0.10	EC-FPD A		I	Extrapolation of V_d from accumulation on foliage
Douglas fir (17)	136	SO ₄ ²⁻ NO ₃ ⁻ (NH ₄) ₂ SO ₄		0.7 ± 0.3 1.2 ± 0.4 ~0.04u _* ^{1.47}	Gradient	30	S/I	
Douglas fir (17)	140	0.1–0.18 0.18–0.24 0.24–0.3 0.3–0.5	15–75	0.02–0.42 0.02–1.21 0.02–2.02 0.03–1.66	EC-OPC	25		Dry aerosol
Spruce (30)	250	0.5–1 1–2 2–5 5–8 8–10		1.5 ± 0.4 1.1 ± 0.4 0.9 ± 0.5 1.1 ± 0.4 0.95 ± 0.7	A			Extrapolation of V_d from accumulation on foliage
Spruce (30)	250	0.02 0.18–0.25 0.25–0.35 0.35–0.49		0.77 1.05 1.23 1.47	EC-CPC EC-OPC	39		3-Weeks mean Statistical uncertainty
Deciduous leaf (22)		SO ₄ ²⁻ (<2)		0.02u _* 0.001u _* 0.1	EC-FPD A (Petri dish)	37(?)	MI S	In-canopy measurements Snow cover No snow
Deciduous leafless (28)		0.05–0.1	12–66 28–61 20–66	<0 –0.01–0.43 –0.08 ± 0.18	EC-Diff EC-FPD	39	S I S/I	
Beech (24–25)		Part S (0.01–2) NGMD ∈ [0.02–0.03] ∈ [0.06–0.07] ∈ [0.05–0.06]		Median $V_d = 0.45$ Median $V_d = 0.15$ Median $V_d = 0.006u_*$	EC-CPC	35		L > 50 m $\sigma_G > 2.2$

Per quanto riguarda i tetti verdi, si ricorda che quelli intensivi, la cui vegetazione è costituita da alberi e arbusti, caratterizzati da maggior efficacia nella rimozione di contaminanti rispetto alle specie erbacee, risultano più efficaci rispetto a quelli estensivi, che possono comunque svolgere un ruolo complementare. Una selezione attenta della vegetazione e della tipologia dei tetti verdi può migliorare la qualità dell'aria. In generale, gli organismi vegetali caducifogli andrebbero evitati in quanto in alcuni periodi dell'anno, spesso proprio in concomitanza di quelli caratterizzati da maggior numero di episodi di inquinamento, sono privi di foglie per cui diminuisce enormemente la superficie su cui potenzialmente ha luogo la deposizione [71,81,82,91,108].

5 Green roof e qualità dell'aria: esame di casi studio

5.1 Manchester

Il caso studio in esame si basa sul documento “Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city” (2012). L’obiettivo principale dello studio di Speak è la valutazione delle differenze nella cattura del particolato da parte di quattro specie vegetali perenni comuni nei tetti verdi del Regno Unito: *Sedum Album*, *Festuca rubra*, *Agrostis stolonifera* e *Plantago lanceolata*. Il *Sedum* è un genere di piante succulento tipici dei tetti estensivi, *F. rubra* e *A. stolonifera* sono specie erbacee tipiche dei prati britannici mentre *P. lanceolata* è una specie invasiva comune nei tetti verdi. Le piante sono cresciute in serre “pulite magneticamente” presso il sito di controllo, il “Firs Botanical Garden”, per poi essere trasportate in due tetti studio. Alcuni esemplari delle quattro specie sono state lasciate nella serra nel sito di controllo al fine di compiere paragoni^[91].

I due tetti sono collocati presso Oxford Road, una delle strade più trafficate della città di Manchester. Si stima che nel 2010 il flusso di traffico giornaliero medio annuo in questa strada fosse pari a circa 11500 veicoli. L’inquinamento da particolato rappresenta una criticità della città di Manchester: il distretto Oxford Road e l’intero centro rientrano infatti nelle “Air Quality Management Areas”, zone del Regno Unito particolarmente a rischio di superamento degli obiettivi di qualità dell’aria, tanto che le autorità competenti hanno l’obbligo di attuare specifici piani di miglioramento^[91,110]. Uno dei due tetti (Tetto 1) è collocato sopra il Manchester Technology Centre, un edificio a tre piani posto nelle immediate vicinanze di un’autostrada caratterizzata da un flusso di traffico che supera i 60 mila veicoli al giorno: il Tetto 1 rappresenta dunque un sito in cui ci si aspetta un elevato carico di inquinanti. L’altro tetto (Tetto 2), al contrario, è rappresentativo di un inquinamento urbano di fondo. Il Firs Botanical Garden è situato in un’area periferica, a circa 3.5 km dai siti di monitoraggio^[91]. Figura 5.1-1 mostra l’ubicazione dei siti di interesse.



Figura 5.1-1 Ubicazione dei siti di interesse dello studio nella città di Manchester^[91].

Le piante sono state portate nei siti in esame nel mese di marzo 2011 mentre dal 5 luglio al 3 agosto dello stesso anno sono avvenuti i campionamenti, durante i quali venivano prelevate abbastanza foglie da fornire due campioni per specie, evitando quelle giovani in quanto non rappresentative dell'intero periodo in esame. Durante i campionamenti, è stata misurata la concentrazione di PM_{10} nell'aria ambiente nei tre siti mediante il campionatore d'aria personale "Sidepak AM510" (Figura 5.1-2) [91]. Il principio di funzionamento di quest'ultimo si basa sulle proprietà ottiche del particolato, valutando lo scattering a 90° rispetto alla radiazione avente lunghezza d'onda pari 670 nm emessa da un diodo laser incorporato. Lo strumento, non conforme alla norma UNI 12341:2014, è in grado di fornire la concentrazione di aerosol in real-time ed è dotato di tre preselettori che permettono di misurare alternativamente la concentrazione di PM_{10} , $PM_{2.5}$ e PM_1 . Il campionatore viene impiegato soprattutto nel campo dell'igiene industriale e della salute e sicurezza sul lavoro ma è stato anche utilizzato dall'US EPA per valutare la qualità dell'aria ambiente di Chicago [111,112]. Per determinare il livello di PM_{10} magnetico, sono stati ottenuti campioni d'aria di 100 l dai tre siti ad una portata pari a 1.4 l/min, utilizzando il campionatore congiuntamente alla testa di campionamento IOM (Figura 5.1-2) equipaggiata di filtri in vetro, con dimensioni dei pori pari ad 1 μm . Per quanto riguarda la concentrazione di particolato, sono stati presi in considerazione anche i dati dalla stazione di monitoraggio ubicata presso Piccadilly Gardens in modo da valutare la corrispondenza tra le varie misure (vedi Figura 5.1-1) [91].



Figura 5.1-2 a) SidePak Personal Aerosol Monitor AM510 [113]. b) Testa di campionamento IOM. Le componenti, da sinistra verso destra, sono: corpo del campionatore, anello o-ring del corpo, fondo del porta-filtro, filtro, parte superiore del porta-filtro, o-ring della piastra anteriore, piastra anteriore [114].

Figura 5.1-3 evidenzia che il trend complessivo della concentrazione di PM_{10} nell'aria ambiente nei tre siti risulta piuttosto simile, nonostante la magnitudo della concentrazione differisca, e infatti la correlazione tra i dati risulta significativa [91].

I campioni di foglie sono stati trasportati in laboratorio dove sono state essiccate in forni alla temperatura di $40^\circ C$ per un periodo di tempo pari a 2 o 3 giorni, a seconda della specie vegetale, per poi essere poste e conservate in busta di plastica fino alle successive analisi [91].

I campioni sono stati successivamente sottoposti a misurazioni magnetiche. Le proprietà magnetiche delle foglie sono infatti considerate un indicatore dell'inquinamento dell'area ambiente, utile ad aumentare la risoluzione temporale e spaziale di monitoraggio: questo perché, ad esempio, il PM_{10}

proveniente dal traffico veicolare è ricco di ferro, legato alla impurità dei combustibili. Mediante l'applicazione di un campo magnetico di intensità pari a 1 Tesla, è stata impartita ai campioni la saturazione isoterma di rimanenza (SIRM), vale a dire il massimo valore assoluto che la magnetizzazione di un materiale ferromagnetico può raggiungere quando sottoposto ad un campo magnetico esterno. Il campo magnetico è stato applicato mediante il "Pulse Magnetizer" (Molspin, Ltd.), un magnetizzatore ad impulsi. La misura del SIRM fornisce una misura della concentrazione totale di particelle magnetiche all'interno della foglia, una volta che i valori sono normalizzati sull'area fogliare. La saturazione isoterma di rimanenza è stata misurata mediante il "Minispin" (Molspin, Ltd.), un magnetometro fluxgate low-cost [91,115].

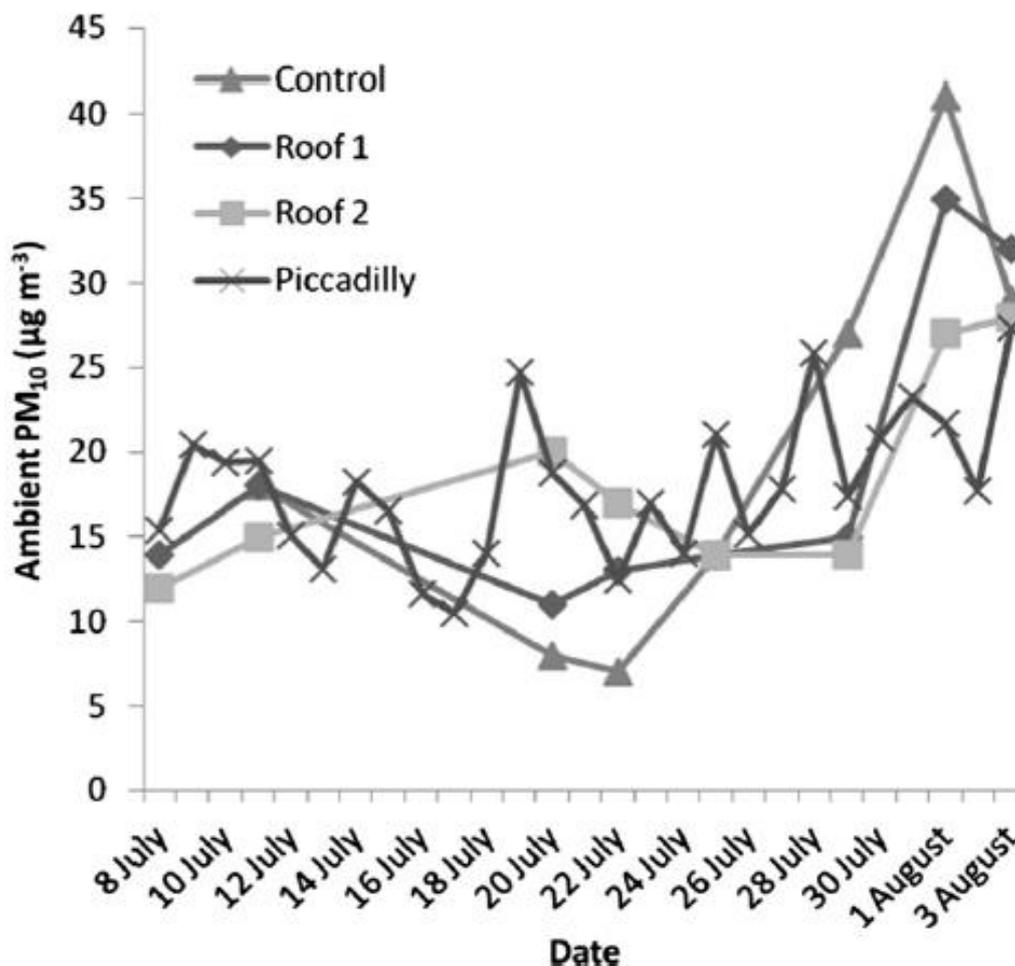


Figura 5.1-3 Concentrazione media di PM_{10} nell'aria ambiente tra le 11 e le 13 di ciascun giorno presso Firs Garden (Control), Tetto 1 (Roof 1), Tetto 2 (Roof 2); concentrazione media giornaliera di PM_{10} nell'aria ambiente presso la stazione di monitoraggio di Piccadilly [91].

La Figura 5.1-4 riporta i risultati delle analisi magnetiche e permette di fare alcune considerazioni. Innanzitutto, si nota che, a parità di specie vegetale e giorno di riferimento, nella quasi totalità dei casi il valore del SIRM assume valori massimi nel Tetto 1 e minimi nel sito di controllo. Si ipotizza che i campioni provenienti dal Firs Botanical Garden risultino caratterizzati da SIRM minori principalmente per la diversa composizione del particolato, non essendo la concentrazione dell'aria ambiente significativamente minore rispetto a quella registrata nei tetti (vedi Figura 5.1-3). Il PM_{10} all'interno della serra è supposto essere, infatti, soprattutto di tipo non-magnetico e biogenico, formato da pollini e dalla condensazione di composti organici volatili biogenici (BVOCs) [91].

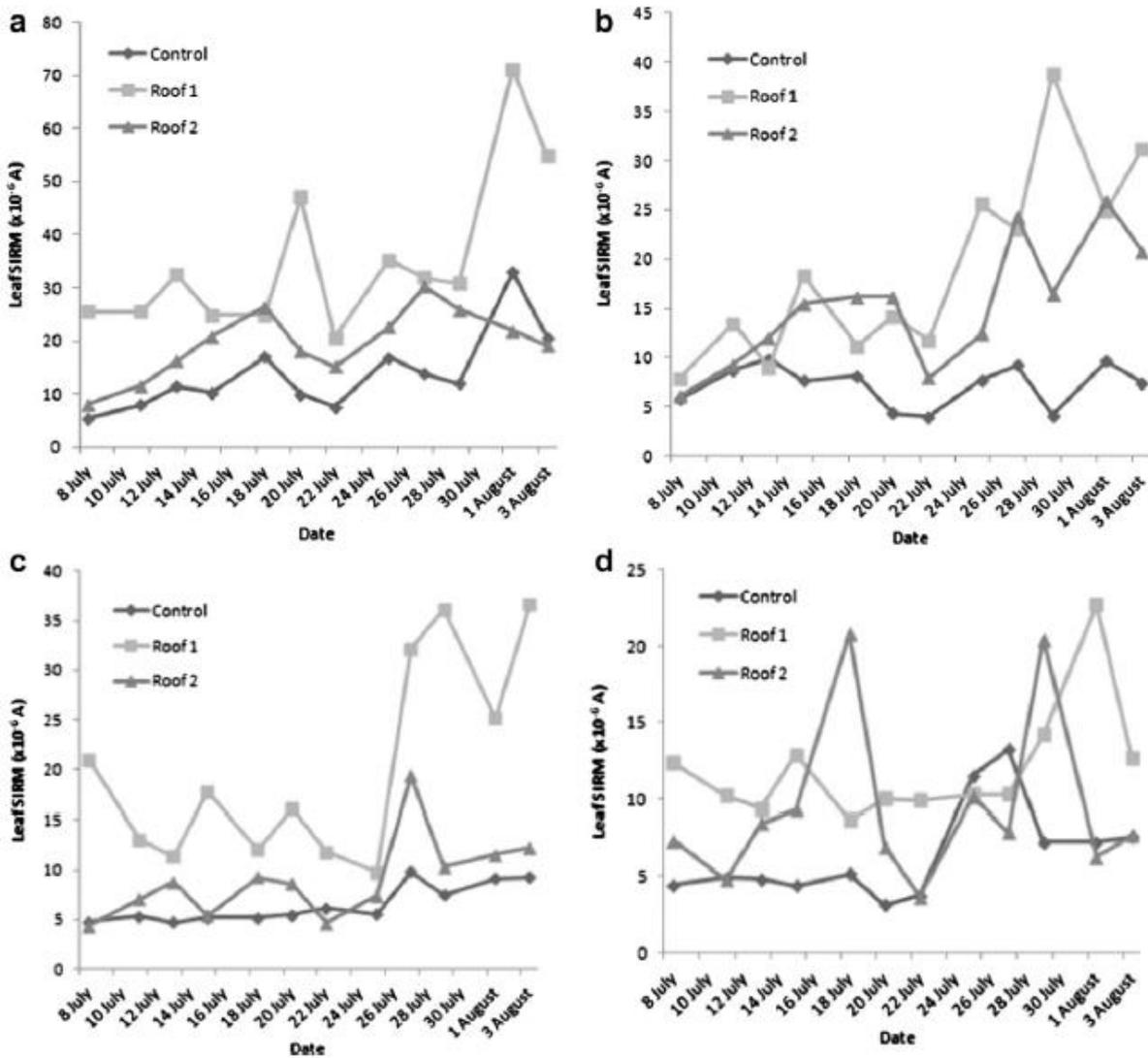


Figura 5.1-4 Valori del SIRM normalizzati sull'area fogliare dai campioni provenienti dal Tetto 1 (Roof 1), Tetto 2 (Roof 2) e dal Firs botanical garden (Control). Le lettere indicano le seguenti specie vegetali: A. stolonifera (a), F. rubra (b), P. lanceolata (c) e S. album (d) [91].

Inoltre, in Figura 5.1-4 si nota che il valore del SIRM varia molto a seconda della specie vegetale considerata a parità di sito e di giorno di riferimento, tanto che la scala y dei grafici è differente nei quattro grafici: ciò dipende chiaramente dalla differente capacità di cattura che le caratterizza; Figura 5.1-5 rende ancora più evidente il relativo trend decrescente: A, stolonifera, F. rubra, P. lanceolata e S. Album. Le immagini ottenute con il microscopio elettronico a scansione, riportate in Figura 5.1-6, mostrano, infine, le diverse micro-morfologie superficiali delle foglie delle quattro specie vegetali e la predisposizione delle particelle ad accumularsi all'interno delle scanalature parallele, presenti nell' A. stolonifera e F. rubra. Le foglie dell' A. stolonifera sono inoltre dotate di piccole spine che potrebbero migliorare la cattura delle particelle. Anche le altre due specie vegetali sono caratterizzate da superfici scanalate che sono però distribuite casualmente ai confini di strutture simili a tassellature. La maggior efficienza nella cattura del particolato della P. Lanceolata rispetto al S. album. si spiega con la maggior accentuazione delle scanalature e con la presenza di una superficie cerosa. Devono anche essere inoltre considerate le influenze morfologiche macro sulla cattura di particelle: le erbe caratterizzate da foglie lunghe e sottili, come la P. lanceolata, possono influenzare il flusso d'aria vicino alla superficie e aumentare la deposizione [91].

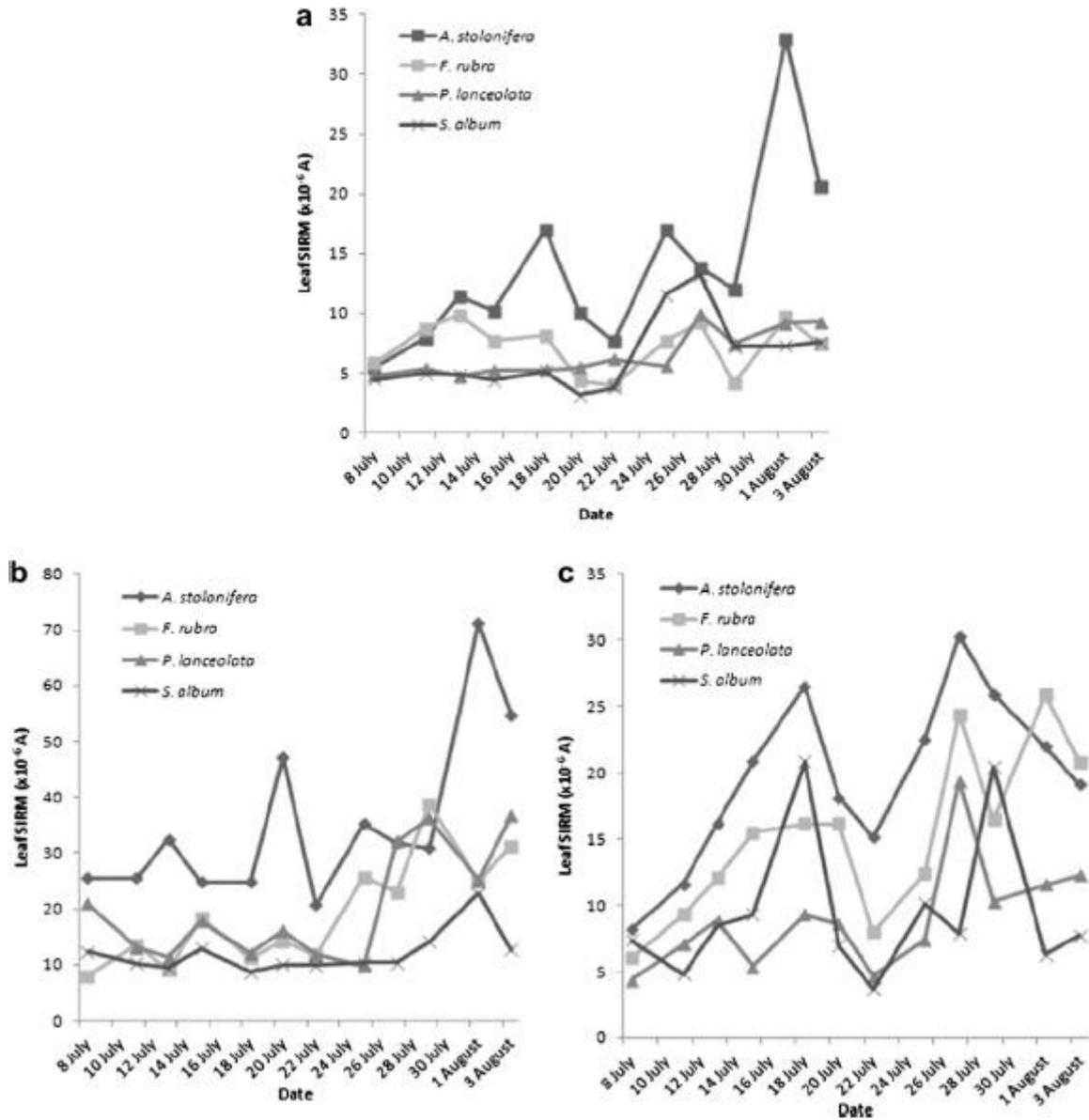


Figura 5.1-5 Valori del SIRM normalizzati sull'area fogliare dai campioni prelevate dalle specie vegetali in esame provenienti dal Firs Botanical Garden (a), Tetto 1 (b), Tetto 2 (c) [91].

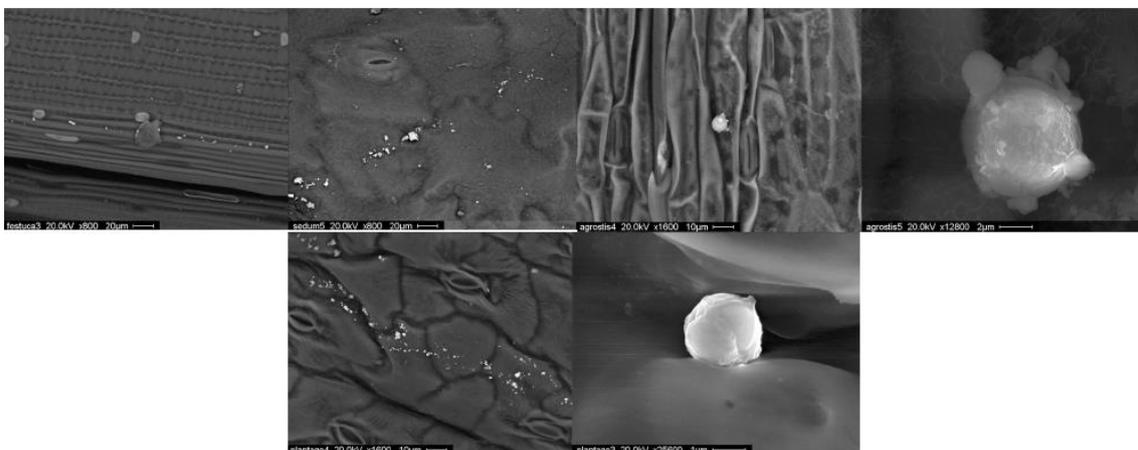


Figura 5.1-6 Immagini della superficie fogliare delle quattro specie vegetali (da sinistra a destra, F. rubra, S. album, A. stolonifera e P. lanceolata) ottenute con il microscopio elettronico a scansione [91].

La quantificazione del particolato aerodisperso rimosso è avvenuta a partire dalle immagini delle foglie ottenute mediante un microscopio elettrico a scansione, utilizzate per ricavare il numero N di particelle. Ipotizzando una forma sferica delle particelle con diametro D e una massa volumica ρ delle stesse pari a 1300 kg/m^3 , è stata calcolata la massa M di particolato nei campioni attraverso la seguente formula:

$$M = \rho \cdot \frac{N\pi D^3}{6} \text{ (kg)}$$

La massa di particolato per unità di area fogliare è stata quindi utilizzata per quantificare la rimozione di PM_{10} da parte delle diverse specie vegetali [91].

Per ottenere il quantitativo annuo di particolato catturato dalle diverse specie vegetali (Tabella 5-1), si è valutata la massa M per unità di superficie del tetto considerando i dati relativi al Tetto 2, considerato il sito più rappresentativo in quanto soggetto ad inquinamento di fondo urbano. Per tener conto della compromissione della crescita della vegetazione nei mesi invernali, è stato considerato un tasso di rimozione durante il periodo invernale pari al 50% di quello estivo [91].

Infine, è stato individuato uno scenario (Scenario*) relativo all'installazione diffusa di tetti verdi nella città di Manchester. A partire da fotografie aeree del centro di Manchester e di Oxford Road, è stata calcolata l'estensione della superficie potenzialmente adatta ai tetti verdi mediante il software ArcGIS, semplicemente a partire dalla costruzione di poligoni sui tetti piani presenti e dunque senza alcuna considerazione di tipo strutturale; circa il 15.3% dei 326 ettari considerati è risultato potenzialmente idoneo. Le emissioni annue di PM_{10} nell'area considerata, la maggior parte della quale è classificata come Air Quality Management Areas, sono stimate essere pari a 9.18 tonnellate. Tabella 5-1 riporta il quantitativo di PM_{10} rimosso nel caso in cui i tetti verdi potenzialmente installabili fossero ricoperti dalle specie vegetali considerate[91]: si sottolinea che, con queste ipotesi, annualmente potrebbe essere rimosso addirittura il 18% del particolato emesso. Tuttavia, bisogna considerare che questo scenario (Scenario*) è piuttosto irrealistico, visto che non è stata effettuato un vero e proprio studio di fattibilità dell'installazione dei tetti verdi per cui queste stime sono solamente indicative.

Tabella 5-1 Stima del quantitativo annuo specifico di PM_{10} rimosso dalle specie vegetali considerate presso Tetto 2 e del quantitativo assoluto annuo di PM_{10} rimosso nello Scenario* [91].

Specie vegetale	PM_{10} catturato ($\text{gm}^{-2}\text{year}^{-1}$)	PM_{10} catturato nello Scenario* (Tyear^{-1})	PM_{10} catturato nello Scenario* rispetto alle emissioni del 2010 (%)
Agrostis stolonifera	1.81 ± 0.06	0.90 ± 0.03	9.80 ± 0.33
Festuca rubra	3.21 ± 0.10	1.61 ± 0.05	17.54 ± 0.54
Plantago lanceolata	0.49 ± 0.02	0.25 ± 0.01	2.72 ± 0.11
Sedum album	0.42 ± 0.01	0.21 ± 0.01	2.29 ± 0.11

5.2 Suzhou

Il seguente caso studio si basa sul documento “Study on the Thermal Effects and Air Quality Improvement of Green Roof” (2015). Lo studio di Luo si pone come scopo la valutazione degli effetti termici (che non verranno trattati) e dei miglioramenti della qualità dell'aria forniti dai tetti verdi attraverso un esperimento presso Suzhou con un sistema simile ad un tetto verde, denominato “Green Roof Manager (GRM) system” [116]. Suzhou è una città cinese che ospita più di 10 milioni di abitanti e si trova nella provincia Jiangsu, lungo la riva del Fiume Azzurro e sulle sponde del lago Taihum [117]. L'inquinamento da particolato aerodisperso rappresenta un problema per la città in questione, tanto che le concentrazioni medie di PM_{2.5} e PM₁₀ nel periodo 2013-2015 furono pari rispettivamente a 62.7 µg/m³ e 89 µg/m³ [118].

Il Green Roof Manager è un sistema che non richiede manutenzione, controllato attraverso dispositivi elettronici e dotato di controlli manuali in caso fosse necessario. Tutti i dispositivi sono alimentati da pannelli solari e l'acqua piovana viene stoccata onde ridurre il consumo idrico. Una serie di parametri ambientali, come la temperatura, l'umidità del substrato e la radiazione solare sono misurati e trasmessi tramite GPRS ad un sistema informatico che controlla l'ombreggiatura e l'irrigazione [116] e che non verrà descritto nella presente tesi.

La vegetazione del sistema è contenuta in strutture simili a vasi (vedi Figura 5.2-1); vi è la presenza di tre strati a supporto della vegetazione che, dal fondo alla superficie, sono costituiti rispettivamente da mattoni, tessuto e suolo. Al di sotto dei questi strati, vi è un serbatoio d'acqua che ha la funzione di immagazzinare l'acqua destinata all'irrigazione e di evitare perdite che danneggerebbero il tetto. Lo strato di mattoni, composto da mattoni frantumati di piccole dimensioni e perlite, è in grado di mantenere l'umidità nel caso il substrato tenda a divenire asciutto e ha la capacità di drenare rapidamente l'acqua meteorica anche in caso di eventi meteorici intensi; lo strato di tessuto filtra l'acqua impedendo il passaggio di particelle del terreno; lo strato di suolo, composto da torba, rappresenta il terreno colturale, costituendo il substrato per la vegetazione. Tra questi ultimi due strati sono collocati sensori di temperatura e umidità per fornire informazioni sulle condizioni del substrato. Le specie vegetali coltivate sono *Sedum sarmentosum* Bunge, *Lolium perenne* L., *Capsicum annum* L. e *Portulaca grandiflora* [116].

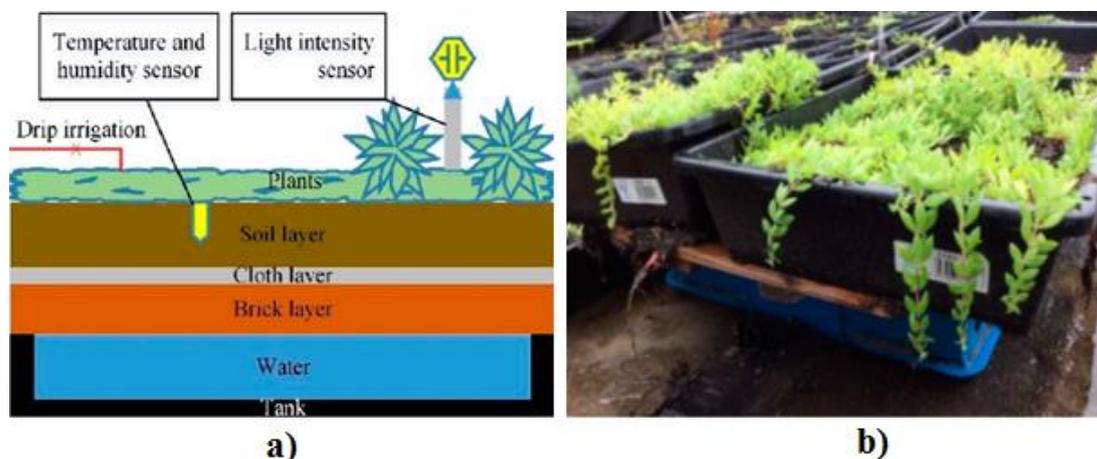


Figura 5.2-1 a) Schema della struttura in cui sono state piantate le specie vegetali [116] b) Foto della struttura, simile ad un vaso, su cui è stata coltivata la specie vegetale “*Sedum sarmentosum* Bunge” [116].

L'esperimento è stato condotto a Suzhou (Figura 5.2-2) a partire da giugno 2014 ed ha avuto una durata di tre mesi. Le misurazioni sono avvenute in due tetti aventi area pari a 49 m² e posti a 30 metri di distanza. In uno dei due tetti (Roof with GRM) è presente il sistema GRM, con 108 "vasi", mentre l'altro ne è privo (Bare roof). I due siti di campionamento sono stati selezionati in modo da garantire che siano lontani da sorgenti locali di PM_{2.5} [116] e per poter valutare l'impatto della vegetazione a partire da condizioni ambientali e concentrazione degli inquinanti pressoché identiche.



Figura 5.2-2 Ubicazione dei luoghi in cui sono avvenute le misure (Suzhou, Cina. In uno dei due tetti ("Roof with GRM") è presente il sistema GRM mentre l'altro ne è privo ("Bare roof")) [116].

Nei due tetti, a 10 cm dal suolo, sono avvenute misurazioni della concentrazione di PM_{2.5} mediante DC1700 (Dylos Air Quality monitors), mostrato in Figura 5.2-3 [116]. Lo strumento, non conforme alla norma UNI 12341:2014, è un contatore laser di particelle, in grado di determinare il numero di particelle in due range dimensionali, cioè per diametri compresi tra 0.5 µm e 2.5 µm o tra 2.5 µm e 10 µm. Il dispositivo è adatto a misurazioni indoor ma può essere utilizzato anche outdoor essendo dotato di una batteria che garantisce 12 ore di autonomia. I risultati sono espressi in termini di numero di particelle per 0.01 piedi cubici, che equivalgono circa a 28.3 litri: risulta dunque necessario avere indicazioni riguardo la densità del particolato per poter stimare la concentrazione [119,120].

I dati riportati nel documento fanno riferimento alle misure ottenute il 24 agosto 2014 e sono stati utilizzati per calcolare, rispetto alle medie orarie, le differenze di concentrazione in termini assoluti e percentuali, rispettivamente indicati con ΔC (Bare-GR) e $\Delta C\%$ (Bare-GR_ratio) attraverso le seguenti formule:

$$\Delta C(h) = Bare - GR = \bar{C}_{PM_{2.5}, Bare\ roof}(h) - \bar{C}_{PM_{2.5}, Bare\ roof}(h) \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)}$$

$$\Delta C\%(h) = Bare - GR_Ratio = \frac{\Delta C(h)}{\bar{C}_{PM_{2.5}, Bare\ roof}(h)} \text{ (}\%\text{)}$$

dove $\bar{C}_{PM_{2.5}}$ rappresenta la concentrazione media dell'inquinante relativa all'ora h .



Figura 5.2-3 DC1700 (Dylos Air Quality monitors) [119,120].

Figura 5.2-4 mostra l'andamento della concentrazione di $PM_{2.5}$ in funzione del tempo nei due tetti; si nota che la concentrazione media oraria di $PM_{2.5}$ registrata nel tetto dotato di GRM risulta sempre minore rispetto a quella presente nel tetto che ne è privo: questi risultati suggeriscono che l'installazione di un tetto verde può effettivamente migliorare la qualità dell'aria [116].

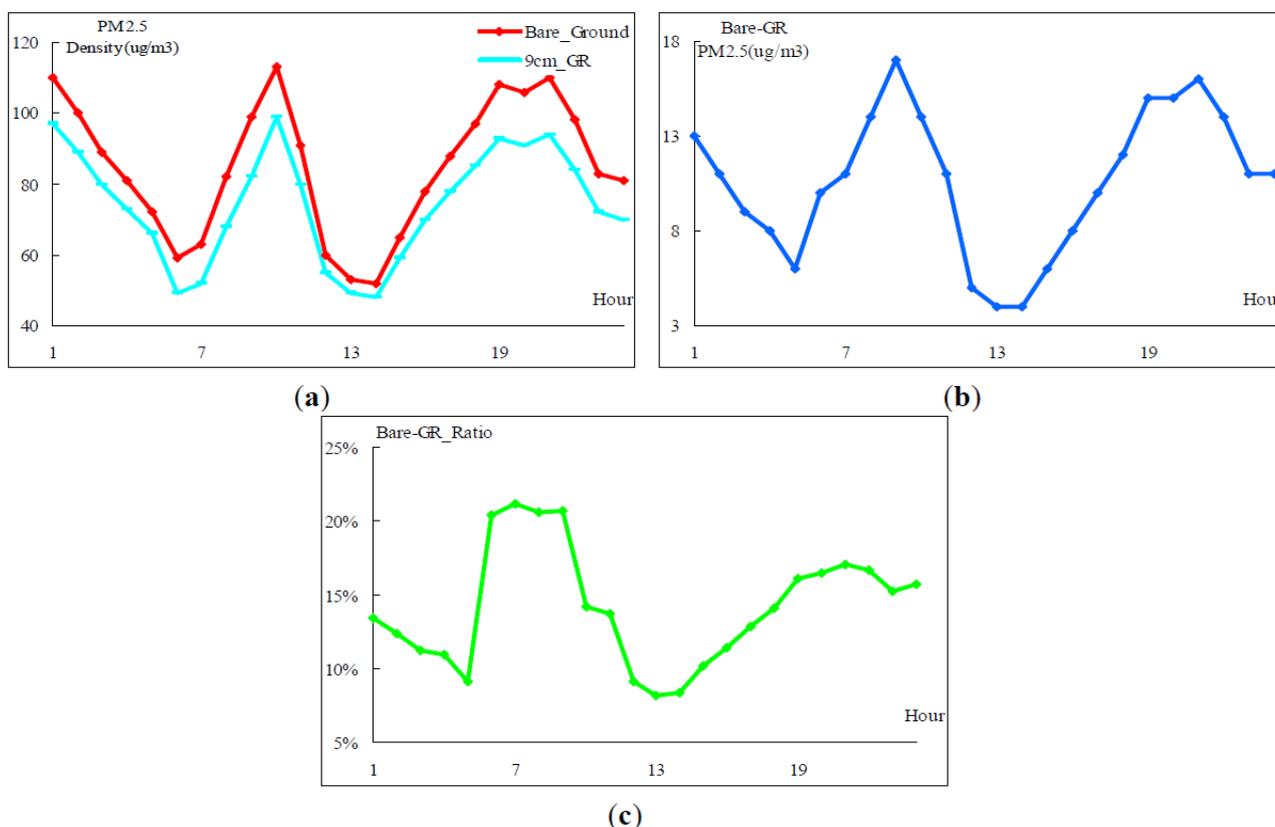


Figura 5.2-4 Concentrazione media oraria di $PM_{2.5}$ misurati nel tetto con il sistema GRM (9cm_GR) e senza il sistema GRM (Bare_Ground) (a); valori medi orari di ΔC (Bare-GR) (b); valori medi orari di $\Delta C\%$ (c). I dati fanno riferimento alle misure svolte il 24 agosto 2014 [116].

5.3 New York

Il caso studio in esame si basa sul documento “A case study of air quality above an urban roof top vegetable farm” (2015). Questo studio di Tong si basa sulla misurazione della concentrazione di $PM_{2.5}$ presso il “Brooklyn Grange Rooftop Farm” situato a New York [121].

Il Brooklyn Grange Rooftop Farm è la più grande aziende agricole del mondo collocata al di sopra di un tetto e, nonostante il nome, si trova nel borgo del Queens, in cima ad un edificio commerciale di 7 piani (vedi Figura 5.3-2 e Figura 5.3-3) posto nelle vicinanze di una delle principali arterie stradali della metropoli statunitense, caratterizzata da un traffico medio annuo pari a 40 mila di veicoli al giorno. L'installazione del tetto verde, durata sei giorni, risale al maggio 2010 [121,122].

L'obiettivo dell'azienda agricola è la creazione di un modello sostenibile per l'agricoltura urbana attraverso la produzione di verdure destinate alla comunità locale: ogni anno, considerando sia il tetto in esame sia un suo analogo situato presso il New York Navy Yard, vengono coltivate e vendute, sia a ristoranti sia direttamente al pubblico, oltre 22 tonnellate di circa 40 tipi di ortaggi. Inoltre, il Brooklyn Grange ospita eventi educativi e fornisce servizi di consulenza e installazione di prodotti legati all'agricoltura urbana [123].

La concentrazione di $PM_{2.5}$ è stata misurata simultaneamente a livello del suolo, del terzo piano e del tetto, rispettivamente posti a 13 e 26 metri di altezza. La campagna di misurazione è durata 10 ore al giorno per una settimana, in modo da registrare i dati durante le ore di punta del traffico mattutino e serale. La concentrazione del particolato è stata monitorata mediante l'utilizzo di tre Grimm Aerosol Spectrometer (modello 1.108), dotato di sonde iso-cinetiche onde ridurre l'effetto della variabilità della velocità del vento. Lo strumento (Figura 5.3-1), non conforme alla norma UNI 12341:2014, distingue 15 classi dimensionali per le particelle avente diametro compreso tra $0.3 \mu m$ e $20 \mu m$: il $PM_{2.5}$ è stato approssimato alla somma delle classi dimensionali comprese tra $0.3 \mu m$ e $3 \mu m$ e il numero di particelle è stato convertito in massa con l'ipotesi di forma sferica e densità pari a $1.4 g/cm^3$. Il dispositivo è portatile e possiede un filtro gravimetrico integrato su cui tutte le particelle vengono raccolte dopo la misurazione ottica, permettendo dunque ulteriori analisi. Il principio di misurazione si basa sullo scattering della radiazione emessa da un diodo laser a 780 nm. I dati sono registrati con una cadenza temporale di 6 secondi, con riferimento al tasso di inalazione umano in condizioni di riposo [121,124].



Figura 5.3-1 Grimm Aerosol Spectrometer[124].

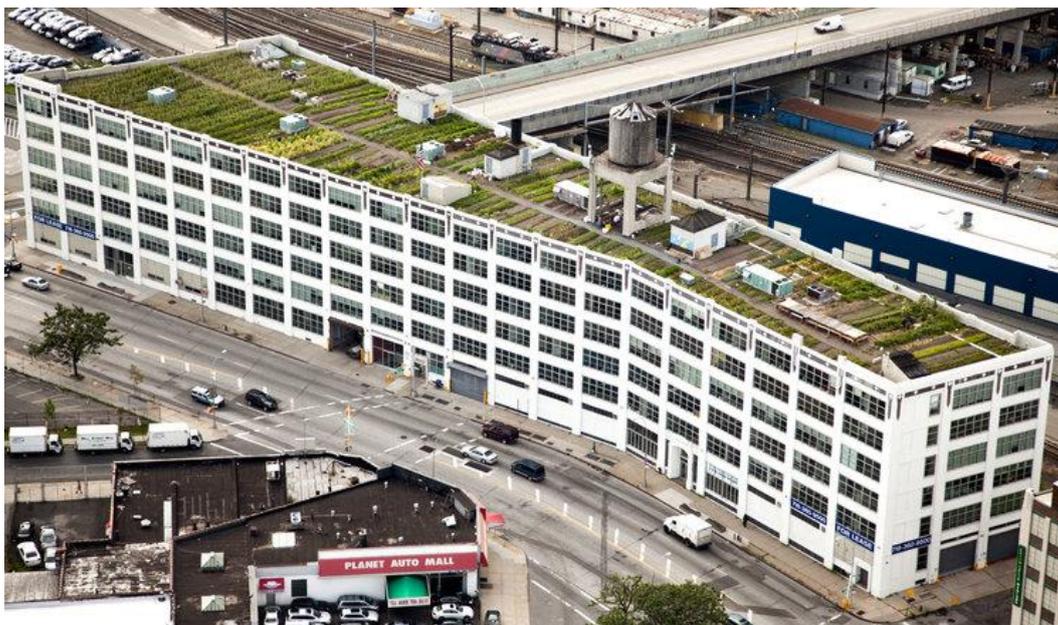


Figura 5.3-2 Foto di Brooklyn Grange Rooftop Farm, 37-18 Northern Blvd, Long Island City (New York, Stati Uniti d'America) (1/2) [123]



Figura 5.3-3 Foto di Brooklyn Grange Rooftop Farm, 37-18 Northern Blvd, Long Island City (New York, Stati Uniti d'America) (2/2) [125]

Lo studio fa riferimento ai dati registrati dal 19 al 21 giugno, giorni caratterizzati da atmosfera instabile o fortemente instabile: la lunghezza L di Monin-Obukhov assume infatti valori che vanno da -17 metri a -123 metri. L è stata calcolata mediante l'utilizzo del processore meteorologico AERMET, sviluppato dall'Environmental Protection Agency, agenzia governativa ambientale statunitense, a partire dai dati delle stazioni meteorologiche più vicine al sito. Essendo stata l'atmosfera instabile per il 72% del tempo da giugno ad agosto, Tong ritiene che i dati riportati nello studio possano essere rappresentativi delle condizioni atmosferiche estive [121].

La lunghezza di Monin-Obukhov è stata utilizzata per garantire la consistenza del profilo verticale della velocità del vento (Figura 5.3-4): quest'ultimo è stato ottenuto a partire dai dati relativi a direzione e velocità del vento misurati alla frequenza di 1 Hz da quattro anemometri 3-D Gill Sonic distribuiti verticalmente su un palo nel tetto. Il profilo di velocità del 19 giugno indica un'instabilità moderata, caratterizzata da wind shear e movimenti verticali dell'aria verticale smorzati: ciò tende ad isolare il tetto rispetto all'inquinamento stradale. Al contrario, il 20 giugno è caratterizzato da elevata instabilità, contraddistinta da un intenso movimento verticale dell'aria che tende ad impedire un forte aumento della velocità del vento. Inoltre, Figura 5.3-4 mostra che la velocità del vento resta costante tra la superficie del tetto e 1.5 metri, altezza del muro perimetrale, a prescindere dal tempo e dalle condizioni di stabilità; ciò suggerisce che l'aerodinamica nelle vicinanze del tetto non è dominata dalla presenza della vegetazione ma dalla presenza del muro perimetrale, che crea vortici a piccola scala. Per di più, la componente principale del $PM_{2.5}$ è costituita da particelle aventi diametro compreso tra $0.3 \mu m$ e $2 \mu m$, range in cui la dispersione domina sulla deposizione. Nonostante l'indisponibilità di misurazioni analoghe in un tetto nelle vicinanze e privo di vegetazione per permettere un confronto, Tong asserisce quindi che la dispersione e l'aerodinamica del tetto dominano sul processo di deposizione sulla vegetazione [121].

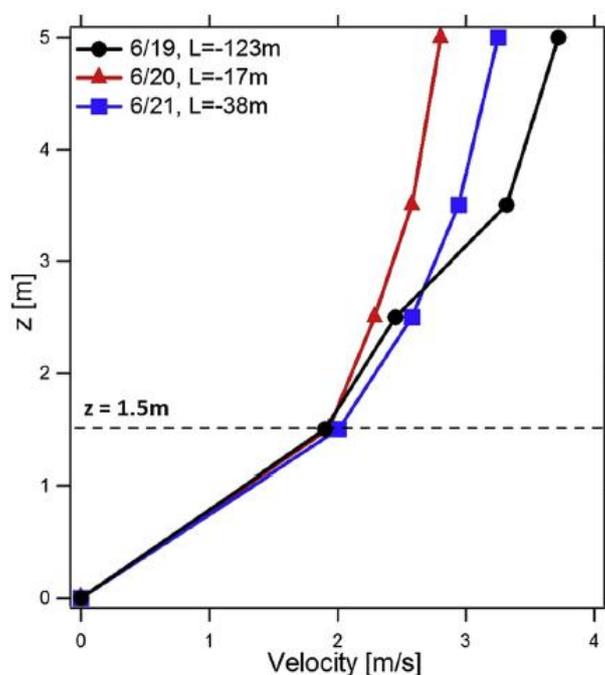


Figura 5.3-4 Profilo verticale medio giornaliero della velocità del vento in funzione dell'altezza (z) rispetto al tetto relativo ai tre giorni di campionamento. Nella legenda sono indicati i giorni di campionamento (mm/dd) e i valori della lunghezza di Monin-Obukhov, calcolati mediante AERMET [121].

Figura 5.3-5 mostra l'andamento della concentrazione di $PM_{2.5}$ in funzione del tempo nei tre giorni di campionamento alle diverse quote di misurazione. Innanzitutto, si può notare come l'elevata risoluzione temporale abbia permesso di identificare la variazione stocastica, pressoché istantanea, della concentrazione di $PM_{2.5}$. Queste variazioni risultano molto più frequenti e intense a livello della strada rispetto che a 13 metri dal suolo e alla quota del tetto, laddove la concentrazione del particolato fine risulta considerabilmente meno variabile rispetto agli altri siti. Si evince dunque che la concentrazione di $PM_{2.5}$ sul tetto è caratterizzata sia da valor medio giornaliero minore sia da minor numero di picchi stocastici [121].

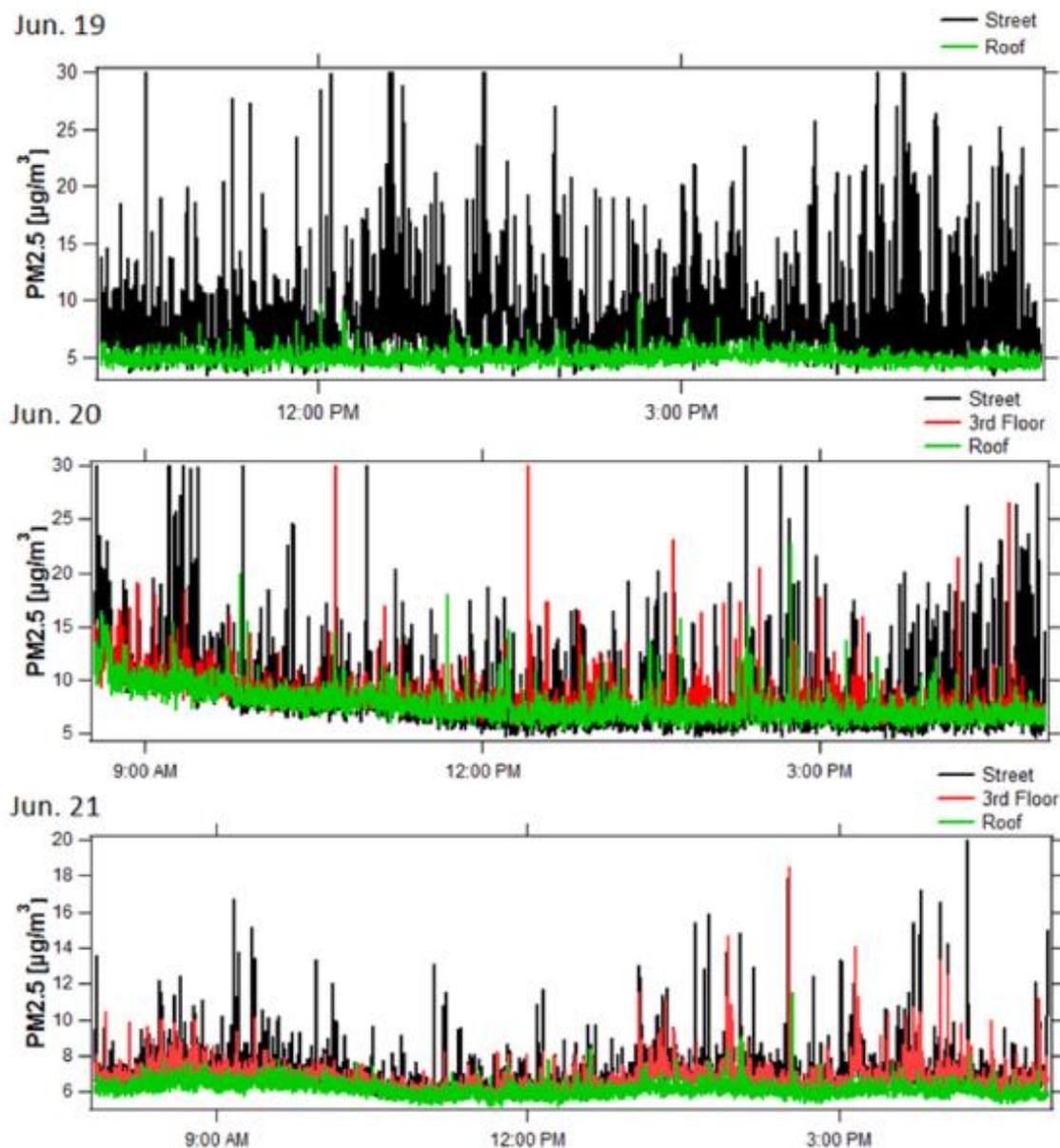


Figura 5.3-5 Andamento della concentrazione di $PM_{2.5}$ in funzione del tempo il 19, 20 e 21 giugno (Jun.) al livello della strada (street), del terzo piano (3rd floor) e del tetto (Roof) [121].

Tabella 5-2 e Figura 5.3-6 mostrano come la concentrazione di $PM_{2.5}$ diminuisce all'aumentare della quota rispetto al livello della strada: a livello del tetto, la concentrazione di particolato fine risulta inferiore, dal 7% al 33%, rispetto a quella registrata al livello del suolo [121]. Si nota inoltre come la riduzione sia massima il 19 giugno: si ipotizza che ciò sia dovuto principalmente al ruolo dell'instabilità atmosferica, che assume minore intensità proprio in quel giorno.

Infine, si riporta in Figura 5.3-7 la proporzione in massa delle varie classi dimensionali costituenti il $PM_{2.5}$ a livello della strada e del tetto: si nota come la percentuale in massa relativa alla classe dimensionale più grossolana ($2.0 \mu\text{m} - 3.0 \mu\text{m}$) sia maggiore a livello del suolo rispetto a quella che si registra a 26 metri di altezza, viceversa quella più fine ($0.3 \mu\text{m} - 0.4 \mu\text{m}$). Questo risultato è legato principalmente alla risospensione dei prodotti di usura dei veicoli causata dalle turbolenze indotte dal traffico, che tende ad alimentare la frazione "grossolana" del $PM_{2.5}$ a livello stradale e che non riesce a raggiungere, se non in minima parte, la quota del tetto [121].

Tabella 5-2 Valori della concentrazione media di PM_{2.5} in funzione del giorno e della quota di misurazione, considerando la deviazione standard (media ± deviazione standard) [121].

Data	Concentrazione media di PM _{2.5} (µg/m ³)		
	Suolo	Piano 3	Tetto
19/06/2014	8.09 ± 3.42	n.d.	4.98 ± 0.56
20/06/2014	7.78 ± 2.85	7.64 ± 1.42	7.03 ± 1.00
21/06/2014	7.04 ± 0.01	6.74 ± 0.77	6.10 ± 0.36

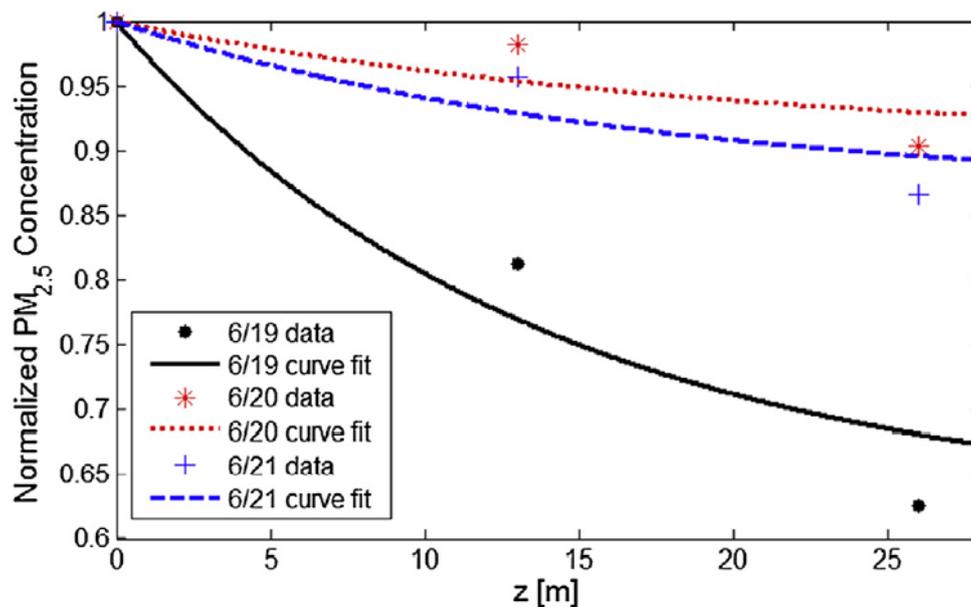


Figura 5.3-6 Simulazione dell'andamento della concentrazione di PM_{2.5} in funzione della quota (curve fit) nei tre giorni di misurazione. I dati sperimentali (data) sono rappresentati come punti. Il valore della concentrazione è stato normalizzato rispetto alla concentrazione misurata al livello della strada [121].

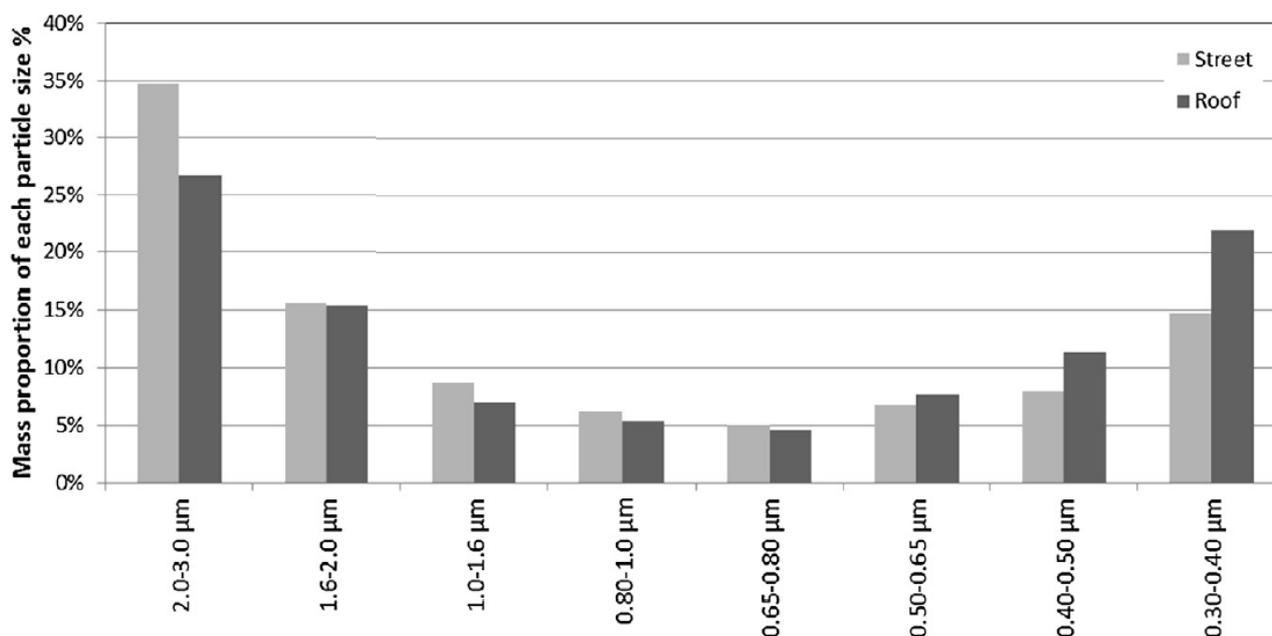


Figura 5.3-7 Percentuale in massa di ciascuna classe dimensionale considerata nel PM_{2.5} al livello della strada (Street) e del tetto (Roof) [121].

5.4 Singapore

Il seguente caso studio si basa sul documento “A pilot green roof project in Singapore” (2005). Lo studio di Tan e Sia si basa su un progetto pilota di tetto verde, a cui è seguito effettivamente l’installazione del tetto verde, e pone l’attenzione sulla scelta di specie vegetali adatte rispetto al clima, sui benefici termici e sulle variazioni della qualità dell’aria. Il tetto verde pilota è stato installato sul tetto di un parcheggio multipiano a Punggol, città ubicata nella regione nord-orientale di Singapore. Il tetto, che si trova a 24 metri di altezza dal suolo ed ha una superficie pari a circa 4000 m², è stato ricoperto da quattro diversi sistemi di tetto verde per il 75% della propria area [126].

La valutazione degli effetti del tetto verde sulla qualità dell’aria si basa sulla variazione della concentrazione degli inquinanti registrata da strumenti di monitoraggio collocati sul tetto prima e dopo l’installazione del tetto verde. I dati raccolti prima dell’installazione avevano provato come la qualità dell’aria al di sopra del tetto fosse direttamente influenzata dalle emissioni da traffico stradale, legato sia al parcheggio stesso sia alla superstrada adiacente. Secondo Tan e Sia, la natura della sorgente emissiva e l’assenza della migrazione a lunga distanza di inquinanti transfrontalieri dai paesi limitrofi durante la campagna di monitoraggio garantiscono l’indicatività di un confronto tra i dati pre-installazione e post-installazione [126]. Secondo il modesto parere dello scrivente, affinché una comparazione sia effettivamente significativa, dovrebbero essere considerati ulteriori fattori fondamentali, tra cui i parametri meteorologici: ad esempio, un paragone tra la concentrazione degli inquinanti nello stesso mese di due anni consecutivi potrebbe portare infatti a risultati fuorvianti qualora la piovosità fosse notevolmente differente.

Figura 5.4-1 mostra il parcheggio multipiano in esame dopo l’installazione del tetto verde.



Figura 5.4-1 Parcheggio multipiano di Punggol dopo l’installazione del tetto verde [127].

Gli inquinanti monitorati sono il particolato aerodisperso, il black carbon e i gas acidi. La concentrazione di PM è stata monitorata mediante l'utilizzo di un contatore di particelle a condensazione (TSI Incorporated), un campionatore di aerosol (Airmetrics) e il "Micro-Orifice Uniform Deposition Impactor" (MSP Corporation): nessuno dei tre dispositivi risulta conforme alla norma UNI EN 12341:2014 [126]. Il principio alla base dello strumento della TSI Incorporated è l'accrescimento delle dimensioni delle particelle attraverso la formazione di goccioline mediante la condensazione di alcol isopropilico seguito da rilevazione delle goccioline tramite tecnica ottica, basata sulla dispersione della radiazione emessa da un fascio laser e la presenza di un fotorivelatore [128]. Il dispositivo dell'Airmetrics è invece un campionatore portatile gravimetrico in cui l'aria viene prelevata a basse portate (5 l/min) e collettata in un filtro in quarzo dopo esser passata per un preselettore [129]. Infine, lo strumento della MSP Corporation è stato utilizzato per studiare la distribuzione dimensionale del particolato e consiste in un impattatore inerziale multistadio, utile a raccogliere campioni di particelle di diverse dimensioni per successive analisi gravimetriche e chimiche. La portata di campionamento è pari a 30 l/min e, attraverso l'utilizzo di migliaia di micro-ugelli di precisioni, vengono ridotte le perdite di carico e il rimbalzo del particolato [130]. Figura 5.4-2 riporta le immagini degli strumenti adoperati per la misurazione del particolato: non essendo specificati i modelli nel documento, sono riportati i dispositivi analoghi delle stesse ditte produttrici.



Figura 5.4-2 (a) Condensation Particle Counter: Model 3755 (TSI Incorporated) [131]. (b) Minivolume aerosol sampler (Airmetrics) [132]. (c) Micro-Orifice Uniform Deposition Impactor: Model 110NR (MSP Corporation) [133].

Il black carbon è stato monitorato tramite "The Aethelometer" (Magee Scientific) mentre la concentrazione dei gas acidi (SO_2 , HONO, HNO_3) è stata registrata da "Annular Denuder System" (Magee Scientific Company). Lo strumento di misurazione del black carbon preleva l'aria ambiente con una portata pari a pochi litri al minuto per poi convogliarla in un nastro filtrante in fibra di quarzo ed esegue un'analisi ottica in continuo. Durante questo processo, il nastro non si muove finché "la macchia" non raggiunge una certa densità. Il metodo ottico utilizzato si basa sull'attenuazione di un fascio di radiazione ad opera del filtro [134]. L'Annular Denuder è un tubo di vetro aperto in cui è montato un cilindro in vetro che aumenta l'area superficiale, aumentando così il numero di molecole di gas che impattano sulla parete interna chimicamente rivestita. I gas, caratterizzati da elevati coefficienti di diffusione, vengono adsorbiti dalle pareti per poi essere sottoposti a successive misurazioni di concentrazione [135].

Il confronto tra i dati pre-installazione e post-installazione del tetto verde ha portato a risultati diversi a seconda dell'inquinante considerato ed è riportato in Tabella 5-3.

Tabella 5-3 Confronto tra i valori di concentrazione misurati prima dell'installazione del tetto verde pilota (pre-TV) e dopo l'installazione del tetto verde pilota (post-TV) [126].

Inquinante	Concentrazione pre-TV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentrazione post-TV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Variazione
PM _{2.5}	n.d.	n.d.	↑ 16 %
PM ₁₀	25.8	36.7	↑ 42 %
SO ₂	2.204	1.394	↓ 37 %
HONO	1.722	1.359	↓ 21 %
HNO ₃	0.047	0.070	↑ 48 %

Per quanto riguarda il particolato aerodisperso, si è registrato un aumento della concentrazione sia del PM_{2.5} sia del PM₁₀ (vedi Tabella 5-3): in particolare, le misurazioni hanno rilevato che la concentrazione in massa delle particelle aventi diametro maggiore di 0.56 μm si è innalzata significativamente. Questi incrementi sono probabilmente riconducibili alla ri-sospensione di particelle dai granuli di ghiaia utilizzati nell'intorno dei tetti verdi e delle particelle dal substrato, ove non debitamente coperte dalla vegetazione (vedi Figura 5.4-3) [126]: attraverso un'esecuzione a regola d'arte del tetto verde, questi incrementi potrebbero dunque essere evitati.



Figura 5.4-3 Possibili fonti di particolato grossolano; (a) Ghiaia presente nell'interno dei tetti verdi. (b) Substrato esposto per via della mancanza di vegetazione in alcune porzioni del tetto verde [126].

D'altro canto, la campagna di monitoraggio ha portato alla luce una diminuzione del 24% della concentrazione di particelle con diametro inferiore a 0.56 μm e della concentrazione di black carbon: essendo sia le particelle ultrafini sia il carbonio elementare generate prevalentemente dal traffico, è lecito affermare che i tetti verdi possono essere utili per rimuovere gli inquinanti legati alle emissioni veicolari se posti nelle immediate vicinanze della sorgente [126].

Infine, è stata registrata una diminuzione del 6% del numero di particelle per unità di volume e ciò indicherebbe una riduzione dell'impatto sulla salute umana, in quanto secondo alcuni studi gli effetti sulla salute del particolato sono correlati più alla concentrazione in numero del PM che a quella in massa [126].

5.5 Altri casi studio

Si è deciso di riportare in un'unica sezione gli altri studi analizzati, che verranno trattati più brevemente in quanto non fanno riferimento a misure in campo relative alla rimozione di particolato.

Molti studi infatti si basano infatti sulla modellazione dei processi di cattura degli inquinanti da parte della vegetazione: uno dei modelli più citato è l'“Urban Forest Effects (UFORE) Model”. Questo modello si basa su dati meteorologici, misure di concentrazioni di inquinanti, dati sito-specifici e informazioni sulla vegetazione di interesse. Gli inquinanti considerati sono il monossido di carbonio (CO), il biossido di azoto (NO₂), l'ozono (O₃), il biossido di zolfo (SO₂) e il particolato aerodisperso (PM₁₀ e PM_{2.5}). UFORE-D (Dry Deposition) è una parte di UFORE atta a quantificare la deposizione secca degli inquinanti in alberi e arbusti e il conseguente miglioramento della qualità dell'aria nell'arco di un anno: ciò avviene implementando un modello basato sulle resistenze, analogo a quello esposto nel paragrafo 4.1. UFORE-D calcola diversi parametri, come ad esempio la resistenza aerodinamica, la resistenza dello strato quasi-laminare e la resistenza degli stomi, per arrivare alla determinazione della velocità di deposizione degli inquinanti e dunque a definire il flusso di deposizione degli stessi [136].

Il modello UFORE-D è stato utilizzato, ad esempio, da Currie e Bass in uno studio (“Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model”, 2008) atto a valutare i benefici nella qualità dell'aria ottenuti attraverso un aumento della vegetazione urbana a Midtown, distretto di Toronto [137].

La rimozione degli inquinanti presi in considerazione nello studio (biossido di zolfo, PM₁₀, biossido di azoto e ozono) è stata calcolata mediante UFORE considerando i dati meteorologici orari, le concentrazioni degli inquinanti e la superficie occupata dalla vegetazione. La capacità di cattura degli inquinanti da parte delle singole specie vegetali è stata stimata anche in relazione alla superficie fogliare: per quanto riguarda il periodo invernale, per le piante caducifoglie è stata considerata solo la superficie della corteccia, attraverso un indice di superficie pari a 1.7 m² di corteccia per 1 m² di superficie di terreno. La velocità di deposizione è stata considerata nulla durante i periodi di precipitazione onde evitare di sovrastimare la deposizione secca, unico processo di rimozione considerato. Infine, attraverso l'utilizzo di ArcGis, Currie e Bass hanno stimato la superficie di Midtown, calcolando la superficie occupata dalla vegetazione attuale e dai tetti [137].

Lo studio riporta l'elaborazione di diversi scenari: quelli di nostro interesse sono lo scenario base, cioè quello che considera la quantità di inquinante rimosso esclusivamente dagli alberi e dagli arbusti già presenti nel distretto, e quello in cui la vegetazione urbana esistente viene affiancata dall'installazione di tetti verdi estensivi, ricoperti di specie erbacee, in tutti i tetti del distretto, la cui superficie ammonta a circa 1 km². Figura 5.5-1 mostra come, per ciascun inquinante, l'installazione

dei tetti verdi comporta un abbattimento di inquinanti ascrivibile alla vegetazione pari al 30% in più rispetto a quello che si ha con gli alberi e gli arbusti già presenti a Midtown.

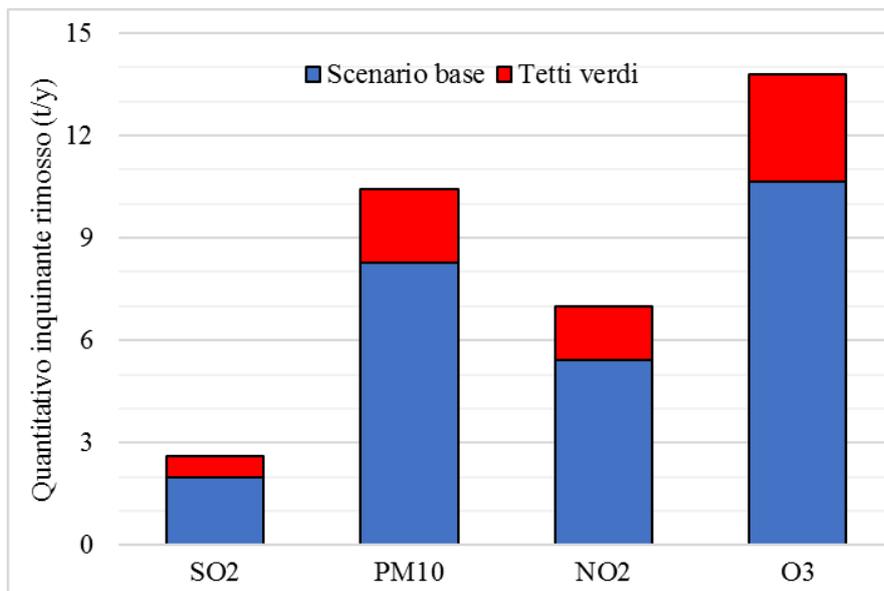


Figura 5.5-1 Stima del quantitativo annuo di inquinante rimosso rispetto alla specie inquinante e allo scenario ottenuta dall'applicazione del modello UFORE nel distretto di Midtown (Toronto) [137]. Elaborazione grafica a partire dai dati presentati nell'articolo "Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model".

L'applicazione di UFORE ha infatti portato ad una stima della rimozione addizionale di inquinanti pari a circa 7 tonnellate all'anno, di cui circa il 40% è costituito da ozono (vedi Figura 5.5-2): risulta dunque che l'installazione dei tetti verdi estensivi comporta benefici per la qualità dell'aria [137]. Infine, si è pensato di calcolare il quantitativo di inquinanti rimossi per ogni m² di superficie occupata da un tetto verde estensivo; i dati sono riportati in Tabella 5-4. Bisogna considerare che ovviamente questa rappresenta solo una stima indicativa. Currie e Bass affermano infatti che non vi è una relazione lineare tra la superficie di tetti verde estensivi e il quantitativo di inquinanti catturati [137].

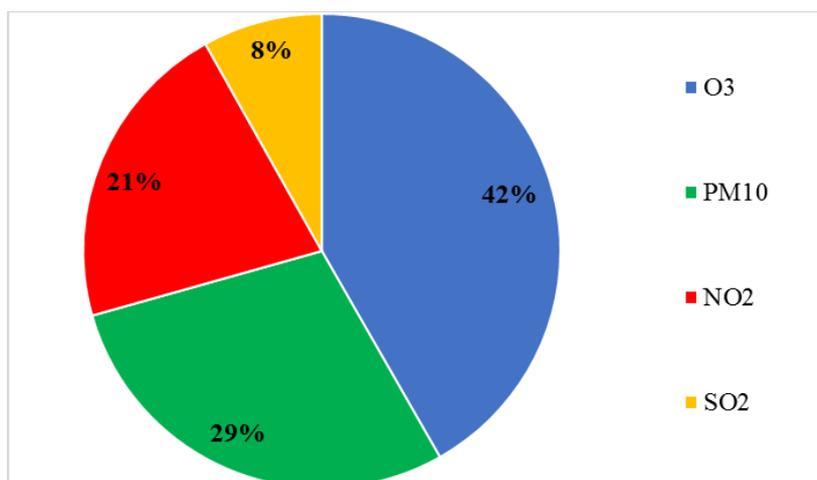


Figura 5.5-2 Stima della frazione di inquinanti rimossi dai tetti verdi estensivi rispetto al quantitativo totale annuo pari a 7 tonnellate, ottenuta dall'applicazione del modello UFORE nel distretto di Midtown (Toronto) [137]. Elaborazione grafica a partire dai dati presentati nell'articolo "Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model".

Tabella 5-4 Stima del quantitativo annuo rimosso dai tetti verdi estensivi per unità di superficie occupata dal tetto verde, estrapolata dai dati presenti nell'articolo "Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model".

SO ₂	PM ₁₀	NO ₂	O ₃
0.56 $\frac{g}{m^2y}$	1.99 $\frac{g}{m^2y}$	1.47 $\frac{g}{m^2y}$	2.88 $\frac{g}{m^2y}$

Il modello UFORE è stato utilizzato anche per valutare i miglioramenti della qualità dell'aria forniti dai tetti verdi a Washington, capitale degli Stati Uniti d'America, in "RE-GREENING WASHINGTON, DC: A Green Roof Vision Based on Quantifying Storm Water and Air Quality Benefits" (2005). Per fare questa valutazione, innanzitutto è stata calcolata la superficie virtualmente occupabile da tetti verdi: considerando che un tetto verde può arrivare a ricoprire circa l'80% del tetto di un singolo edificio, in modo lasciar spazio agli altri servizi essenziali come riscaldamento, ventilazione e aria condizionata, l'area totale potenziale ricoperta dai tetti è risultata essere pari a circa 700 ettari; sono stati poi definiti cinque scenari, a seconda della copertura di tetti verdi (20%, 40%, 60%, 80% e 100% dell'area disponibile). Per tener conto della presenza dei vincoli strutturali degli edifici, si è ipotizzato che solo il 20% dei tetti verdi fosse di tipo intensivo e il restante 80% di tipo estensivo, considerando che la vegetazione superficiale fosse costituita dal 50% di arbusti e dal 50% di specie erbacee: questa composizione è stata ritenuta accettabile per approssimare l'ampia gamma di specie vegetali caducifoglie e sempreverdi utilizzata nei tetti verdi, sia in termini di cambiamento stagionale del fogliame sia in termini di morfologia e dimensione delle foglie [138].

Tabella 5-5 indica il quantitativo annuo di inquinanti rimosso dai tetti verdi nei vari scenari. Si nota come in questo caso sia presente una relazione lineare tra la superficie occupata dai tetti verdi e la quantità di inquinanti catturati: ciò probabilmente è dovuto al fatto che è stata trascurata l'esatta ubicazione dei tetti verdi, per cui non è stata considerata la differenza nelle condizioni al contorno.

Tabella 5-5 Stima del quantitativo annuo di inquinanti rimosso dai tetti verdi in funzione dello scenario, ottenuta dall'applicazione del modello UFORE a Washington. La percentuale indicata nel nome dello scenario equivale alla frazione di area di tetti verdi installati rispetto all'area potenziale totale [138].

Scenario	Area tetti verdi (ha)	Quantitativo di inquinanti rimossi (t/y)
Scenario 1 (20%)	139.3	11.6
Scenario 2 (40%)	278.6	23.2
Scenario 3 (60%)	417.9	34.8
Scenario 4 (80%)	557.2	46.4
Scenario 5 (100%)	696.5	58.0

Confrontando i risultati ottenuti in "RE-GREENING WASHINGTON, DC: A Green Roof Vision Based on Quantifying Storm Water and Air Quality Benefits" e in "Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model", si notano differenze nonostante sia stato applicato in entrambi i casi lo stesso modello: si ipotizza che ciò dipenda principalmente dalla diversa qualità dell'aria ambiente nelle due città, dai diversi inquinanti considerati e dalla diversa copertura vegetale proposta.

Ad esempio, dato che Currie e Bass non avevano preso in considerazione il monossido di carbonio, ovviamente il quantitativo relativo di inquinanti rimossi varia (cfr. Figura 5.5-2 e Figura 5.5-3). Inoltre, nello scenario proposto a Midtown, la vegetazione dei tetti verdi era costituita solo da specie erbacee mentre, nel caso della capitale statunitense, è stato proposto di utilizzare una miscela di specie erbacee e arbusti: questo spiega anche la differenza nell'efficienza di rimozione degli inquinanti (cfr. Tabella 5-4 e Tabella 5-6), a sua volta sicuramente legata anche alla diversa qualità dell'aria nelle due città nord-americane.

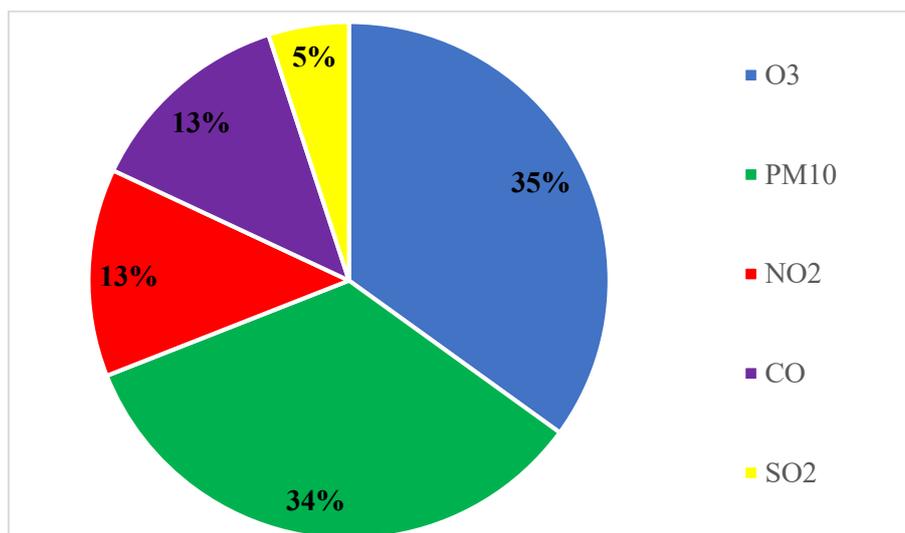


Figura 5.5-3 Stima della frazione di inquinanti rimossi dai tetti verdi rispetto al quantitativo totale annuo, ottenuta dall'applicazione del modello UFORE a Washington [138]. Elaborazione grafica a partire dai dati presentati nell'articolo "RE-GREENING WASHINGTON, DC: A Green Roof Vision Based on Quantifying Storm Water and Air Quality Benefits"

Tabella 5-6 Stima del quantitativo annuo rimosso dai tetti verdi per unità di superficie occupata dal tetto verde, estrapolato dai dati di "RE-GREENING WASHINGTON, DC: A Green Roof Vision Based on Quantifying Storm Water and Air Quality Benefits".

SO ₂	O ₃	PM ₁₀	NO ₂	CO
$0.42 \frac{g}{m^2 y}$	$2.92 \frac{g}{m^2 y}$	$2.83 \frac{g}{m^2 y}$	$1.08 \frac{g}{m^2 y}$	$1.08 \frac{g}{m^2 y}$

Un altro studio basato su un modello di deposizione secca in analogia con le resistenze elettriche, simile a UFORE-D, è "Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago" (2008). Lo studio di Yang si pone l'obiettivo di quantificare la rimozione degli inquinanti per mezzo dei tetti verdi esistenti a Chicago, prima città del Nord-America in termini di area di tetti verdi: nel 2007, erano presenti tetti verdi su circa 300 edifici, per una superficie totale vicina ai 30 ettari [90].

Innanzitutto, è stata svolta un'analisi dei tetti verdi esistenti. In collaborazione con il dipartimento ambientale della città di Chicago, è stata stilata una lista di 170 tetti verdi presenti, includendo informazioni su tipologia e indirizzo. Successivamente, a partire da foto digitale aree di ciascun tetto verde, è stata calcolata l'area di specie erbacee e degli alberi e la percentuale areale dei tetti ricoperta da vegetazione. Sono state ottenute informazioni dettagliate solo su 71 dei 170 verdi inclusi nella lista: l'area di questi 71 tetti verdi è comunque pari a 19.8 ettari, ossia al 71% dell'area totale dei tetti verdi presenti a Chicago. In base alle analisi sulle foto aree, questi 19.8 ettari sono ricoperti per il

63% da prati e altre specie vegetali relativamente piccole, il 14% da piante erbacee, l'11% da alberi e arbusti e il 12% da varie strutture e superfici dure, non considerate nel processo di deposizione [90].

La rimozione degli inquinanti è stata calcolata mediante un modello di deposizione secca, a partire da dati orari della concentrazione di SO₂, NO₂, PM₁₀ e O₃ (Figura 5.5-4) e da dati meteorologici (temperatura, velocità del vento, precipitazioni) registrati dalle stazioni di monitoraggio di Chicago.

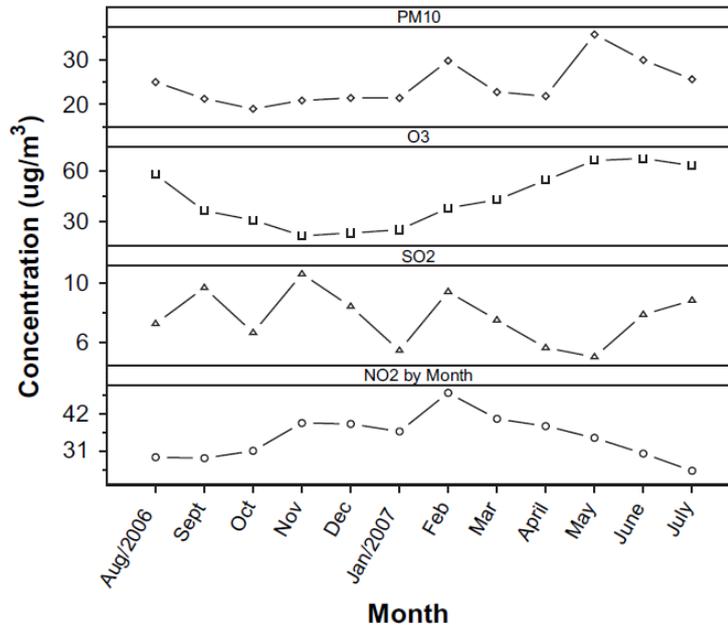


Figura 5.5-4 Valori di concentrazione media mensile a Chicago tra agosto 2006 e luglio 2007 [90].

La tipologia di vegetazione è stata classificata come specie erbacee corte, piante erbacee grandi e alberi caducifoglie. La velocità di deposizione in funzione della specie vegetale e dell'inquinante ottenuta dal modello è riportata in Tabella 5-7: si nota che la velocità di deposizione può variare, per una stessa specie vegetale e per uno stesso inquinante, anche di un ordine di grandezza in funzione del mese, assumendo valori minimi e massimi rispettivamente a febbraio e maggio [90]. L'attendibilità dei valori della velocità di deposizione ottenuti è confermata dal fatto che rientrano nei range proposti da letteratura (vedi Tabella 4-1, Tabella 4-2 e Tabella 4-3).

Tabella 5-7 Stima della velocità di deposizione in funzione della specie vegetale (s.v.) e dell'inquinante ottenuta dal modello di deposizione secca utilizzato da Yang et al. Le specie vegetali sono state classificate come specie erbacee corte (A), piante erbacee grandi (B) e alberi caducifoglie (C). I valori fanno riferimento alla velocità di deposizione media mensile minima ($V_{d,min}$) e massima ($V_{d,max}$); tra parentesi è indicato l'errore standard [90].

S.v.	SO ₂		NO ₂		PM ₁₀		O ₃	
	V _{d,min} (cm/s)	V _{d,max} (cm/s)						
A	0.040 (±0.005)	0.390 (±0.006)	0.010 (±0.001)	0.390 (±0.006)	0.100 (±0.005)	0.190 (±0.003)	0.010 (±0.001)	0.420 (±0.007)
B	0.040 (±0.006)	0.480 (±0.007)	0.010 (±0.001)	0.490 (±0.007)	0.100 (±0.006)	0.250 (±0.004)	0.010 (±0.001)	0.540 (±0.008)
C	0.050 (±0.006)	0.570 (±0.007)	0.010 (±0.001)	0.580 (±0.008)	0.130 (±0.008)	0.360 (±0.006)	0.010 (±0.001)	0.650 (±0.008)

A partire da questi dati, è stata stimata la rimozione degli inquinanti dai 19.8 ettari di tetti verdi considerati nel periodo di riferimento dello studio, che va dall'agosto 2006 al luglio 2007 (vedi Figura 5.5-5). Risulta evidente che, così come i valori di velocità di deposizione, l'entità della rimozione risulta minima e massima rispettivamente nei mesi di febbraio e maggio. Nell'anno considerato, la quantità di inquinanti catturati dai tetti verdi è risultata essere pari a 1675 kg, costituita al 52% di ozono (vedi Figura 5.5-6). Ipotizzando che la tipologia e la copertura vegetale dei tetti verdi considerati siano le stesse anche degli altri tetti verdi presenti a Chicago, il quantitativo di inquinanti rimossi dai 27.9 ettari di tetti verdi nella metropoli statunitense salirebbe a 2388 kg [90].

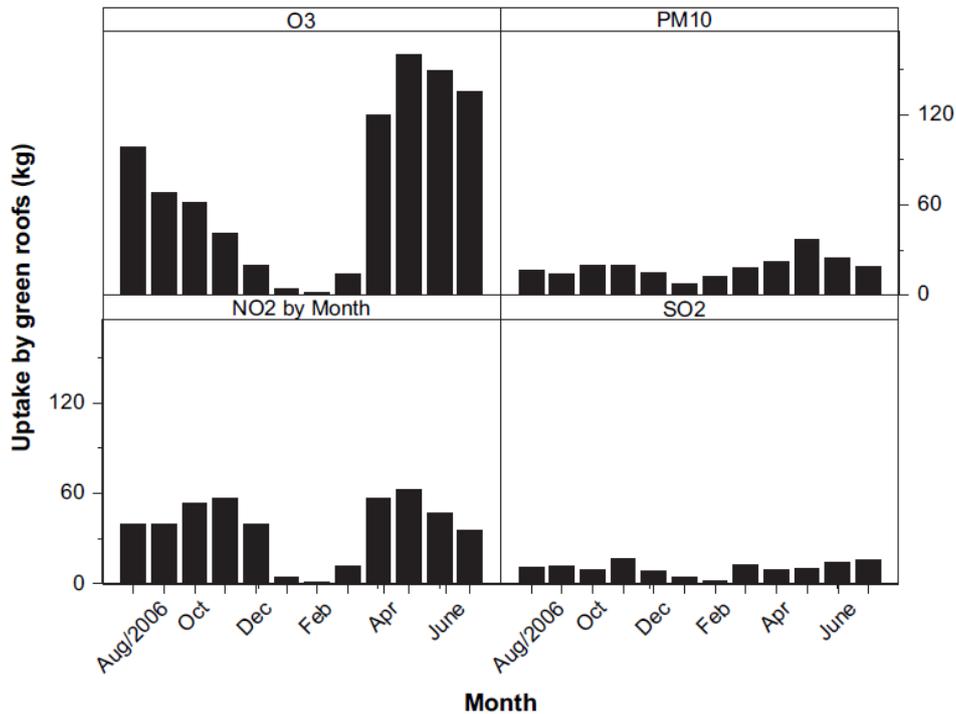


Figura 5.5-5 Stima del quantitativo mensile catturato dai tetti verdi considerati (Uptake by green roofs) a Chicago ipotizzato nello studio di Yang et al. [90].

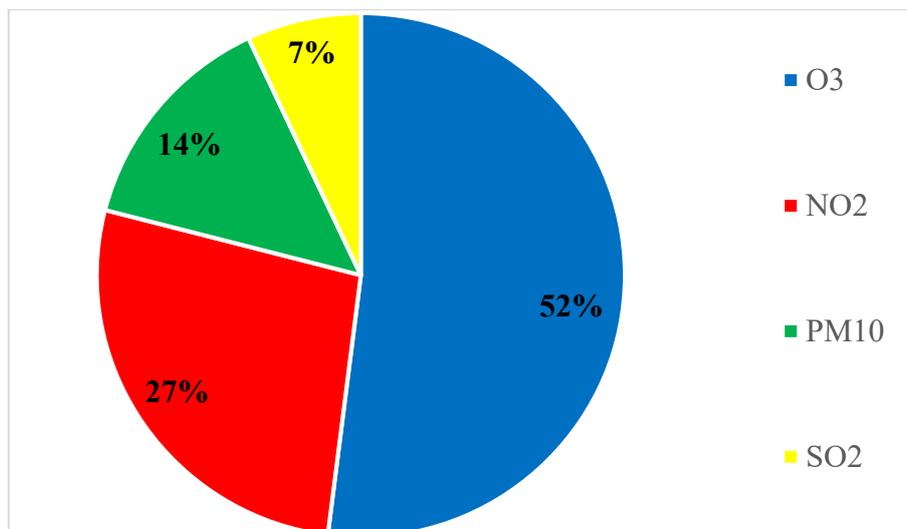


Figura 5.5-6 Stima della frazione di inquinanti rimossi dai tetti verdi rispetto al quantitativo totale annuo, ipotizzato dallo studio di Yang et al. a Chicago [90]. Relazione grafica a partire dai dati presentati nell'articolo "Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago".

Tabella 5-8 riporta un confronto tra le stime del quantitativo annuo specifico di inquinanti rimosso dai tetti verdi ottenute attraverso l'applicazione di modelli di deposizione secca: si nota come l'ordine di grandezza dei valori ottenuti dai diversi studi sia lo stesso; il minimo si registra a Toronto principalmente perché i tetti verdi proposti in questo scenario sono solamente di tipo estensivo e le specie erbacee di piccole dimensioni sono caratterizzate da minor capacità di cattura degli inquinanti rispetto alle specie arbustive, considerate come parte integrante della copertura vegetale dei tetti verdi negli altri due casi studio.

Tabella 5-8 Confronto tra le stime del quantitativo annuo di inquinanti rimosso da un ettaro di tetto verde riportate in "Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model" (Currie e Bass, 2008), "RE-GREENING WASHINGTON, DC: A Green Roof Vision Based on Quantifying Storm Water and Air Quality Benefits" (Deutche et al., 2005) e "Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago" (Yang et al., 2008)

Toronto <i>(Currie e Bass, 2008)</i>	Washington <i>(Deutche et al., 2005)</i>	Chicago <i>(Yang et al., 2008)</i>
69 kg ha ⁻¹ y ⁻¹	77 kg ha ⁻¹ y ⁻¹	85 kg ha ⁻¹ y ⁻¹

Yang et al. sottolineano come i risultati ottenuti siano delle stime e non delle quantificazioni esatte in quanto nello studio sono stati trascurati alcuni fattori importanti, come l'altezza degli edifici, la collocazione e la varietà della vegetazione, l'aumento di concentrazione di PM₁₀ legato all'erosione del substrato vegetale da parte del vento e gli effetti sulla turbolenza e sul trasporto indotto dalla geometria degli street-canyon urbani [90]. Gli street-canyon urbani sono definiti come lo spazio tra gli edifici sopra la strada [139] e sono virtualmente ubiquitari nelle aree urbane ad alta densità abitativa [106]: gli effetti dell'installazione di tetti verdi considerando la dinamica degli inquinanti negli street canyon sono stati oggetto dello studio di Pugh et al., "Effectiveness of Green Infrastructure for Improvement of Air Quality in Urban Street Canyons" (2012).

La geometria degli street-canyon infatti ha influenza sul trasporto degli inquinanti: i vortici turbolenti presenti all'interno degli street canyon risultano isolati dal sovrastante "urban boundary layer" (UBL), portando ad incrementi dei tempi di residenza dell'aria all'interno del canyon. Laddove gli street canyon contengono sorgenti di inquinanti, come ad esempio il traffico veicolare, l'aumento del tempo di residenza comporta un incremento della concentrazione di inquinanti al livello del terreno, proprio dove l'esposizione della popolazione risulta più probabile. I tempi di residenza aumentano ulteriormente all'aumentare del rapporto tra altezza e larghezza del canyon e al diminuire della velocità del vento sovrastante. Gli inquinanti emessi dal traffico veicolare possono essere diluiti dalla dispersione, che risulta però limitata negli street canyon per la geometria degli stessi. La deposizione negli street canyon risulta più efficace della deposizione nell'UBL principalmente per tre motivi: aumento del rapporto tra superficie e volume nel canyon rispetto all'UBL, minor volume in cui l'inquinante viene miscelato inizialmente e presenza di concentrazioni più elevate all'interno dello street canyon, specialmente in caso di bassa velocità del vento. Tutti questi effetti possono essere sfruttati per abbattere l'inquinamento mediante l'aumento della velocità di deposizione all'interno delle superfici del canyon [106].

Attraverso l'implementazione di un modello chimico e di deposizione, Pugh et. al. hanno dimostrato che la presenza della vegetazione all'interno degli street canyon può costituire un efficiente filtro per gli inquinanti urbani, portando a miglioramenti piuttosto repentini della qualità dell'aria a livello

stradale. Bisogna considerare che il tetto non rappresenta però una superficie propriamente interna agli street canyon bensì il limite inferiore dell'UBL: l'effetto dell'installazione dei tetti verdi, benché non trascurabile, risulta dunque minore rispetto a quello legato ai "green wall". Queste considerazioni valgono nel caso in cui gli edifici che delimitano lo street canyon siano della stessa altezza^[106]. È lecito supporre che la capacità di rimozione da parte del tetto verde aumenterebbe se il tetto verde fosse installato su un edificio più basso rispetto a quello posto innanzi.

Il processo della deposizione secca del particolato su alcune specie vegetali utilizzate nei tetti verdi è stato analizzato anche da Viecco et.al. in "Potential of particle matter dry deposition on green roofs and living-walls vegetation for mitigating urban atmospheric pollution in semi-arid climates" (2018). Lo studio si è focalizzato su cinque specie vegetali (*Pitosporum tobira*, *Lavandula angustifolia*, *Lampranthus spectabilis*, *Sedum album* e *Sedum reflexum*) comuni nell'area metropolitana di Santiago (Cile) in quanto adatte a climi semi-aridi poichè sono tolleranti alla siccità, richiedono poca manutenzione e irrigazione e per le proprie caratteristiche estetiche. In particolare, ciascuna specie è stata valutata in termini di deposizione secca di PM_{10} e $PM_{2.5}$ sulle foglie e di cattura del particolato aerodisperso sulla cera fogliare^[140].

L'analisi si basa su esperimenti svolti in una stanza in condizioni ambientali controllate. Le specie vegetali sono state piantate in modelli di terreno di piccole dimensioni su un substrato composto da humus, suolo vegetale e perlite. Prima di ogni test, le foglie sono state lavate con acqua distillata in modo da rimuovere l'eventuale particolato adsorbito prima dell'esperimento: ciascuna specie vegetale è stata inserita nella stanza separatamente e sono state monitorate le condizioni ambientali. L'aria della stanza è stata miscelata mediante l'utilizzo di ventilatori; il particolato è stato generato attraverso la combustione pulita (senza fiamme) di incenso mediante l'utilizzo di piastre riscaldanti a $300^{\circ}C$. Una volta finita la combustione, è stato valutato l'andamento della concentrazione indoor di PM_{10} e $PM_{2.5}$ per tre ore^[140]. Figura 5.5-7 rappresenta un disegno schematico della stanza in cui sono state svolte le prove per quantificare la deposizione secca del particolato sulle specie vegetali.

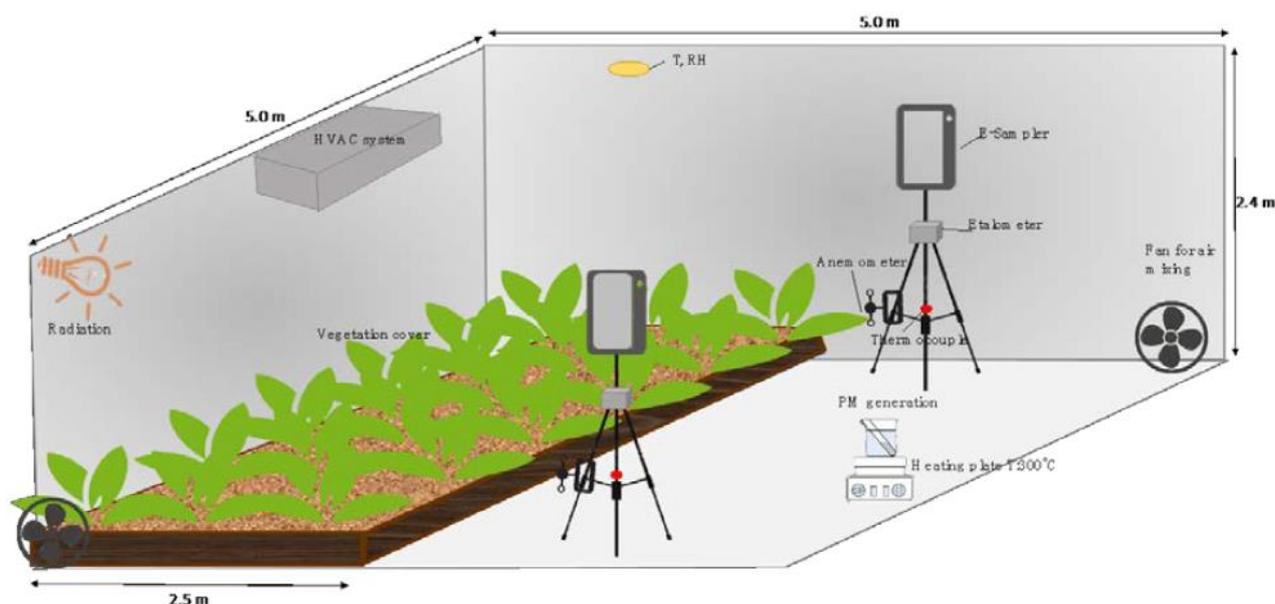


Figura 5.5-7 Schema della stanza utilizzata per l'esperimento di Viecco et al.^[140]

La concentrazione di PM₁₀ e PM_{2.5} all'interno della stanza è stata monitorata mediante due E-Sampler (Met One) [140]. Lo strumento (vedi Figura 5.5-8) fornisce la misurazione del particolato in tempo reale attraverso misure ottiche. Una pompa rotativa a palette interna aspira l'aria a basse portate (2 l/min) nella camera di rilevamento per poi farla passare attraverso radiazioni laser (670 nm): le particelle aerodisperse, a seconda della concentrazione, disperdono la radiazione, che viene raccolta da strumenti ottici di precisione in vetro. Il dispositivo dà inoltre la possibilità di inserire dei filtri per svolgere analisi gravimetriche ed è utilizzabile anche per il monitoraggio dell'aria ambiente [141].



Figura 5.5-8 E-Sampler (Met One).

Figura 5.5-9 e Figura 5.5-10 riportano l'andamento della concentrazione di PM₁₀ e PM_{2.5} in presenza e in assenza di specie vegetali. La concentrazione di PM₁₀ e PM_{2.5} nella stanza ha raggiunto valori di concentrazione pari a circa 140 µg/m³, simili a quelli riscontrati nell'aria ambiente di Santiago durante i periodi critici dal punto di vista dell'inquinamento. La differenza tra le curve di decadimento con e senza vegetazione (zona grigia) evidenzia l'impatto della vegetazione sulla riduzione della concentrazione di PM nell'ambiente. Inoltre, confrontando i valori registrati in presenza di *Lavandula angustifolia* e di *Sedum album*, appare evidente come la seconda specie vegetale risulti più efficace nella cattura del particolato [140].

Al termine dei test condotti nella stanza, sono stati prelevati tre campioni dalle foglie delle specie vegetali e, tramite analisi di laboratorio, è stato quantificato il particolato aerodisperso depositatosi sulle foglie e catturato dalla cera fogliare; per poter paragonare i dati, ci si riferisce a PM_{dd} , cioè al peso di particolato depositatosi per unità di area fogliare e unità di tempo, determinato attraverso la seguente formula:

$$PM_{dd,i} = \frac{W_{PM_{x,i}}}{S_{dd,i} \cdot t} \left(\frac{\mu g}{cm^2 h} \right)$$

dove W_{PM} il peso del particolato della classe dimensionale x depositatosi sulla specie vegetale in questione i (μg), S_{dd} la superficie delle foglie (cm^2) e t la durata della prova (h) [140].

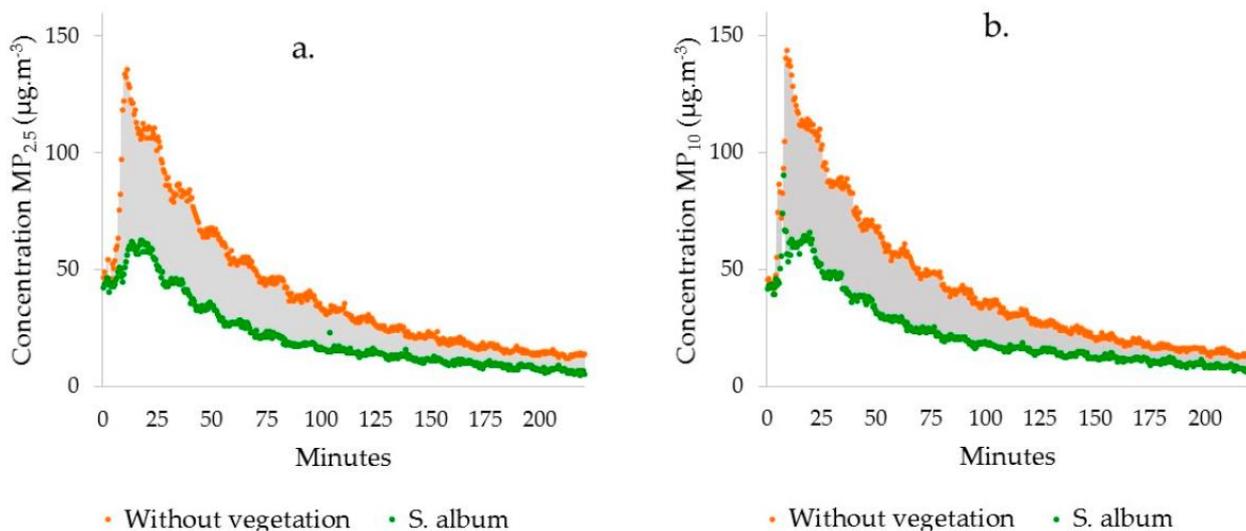


Figura 5.5-9 Andamento della concentrazione indoor di $\text{PM}_{2.5}$ (a) e di PM_{10} (b) in presenza di *Sedum album* (in verde) e in assenza di vegetazione (without vegetation, in arancione). L'esperimento è stato condotto da Viecco et al. [140]

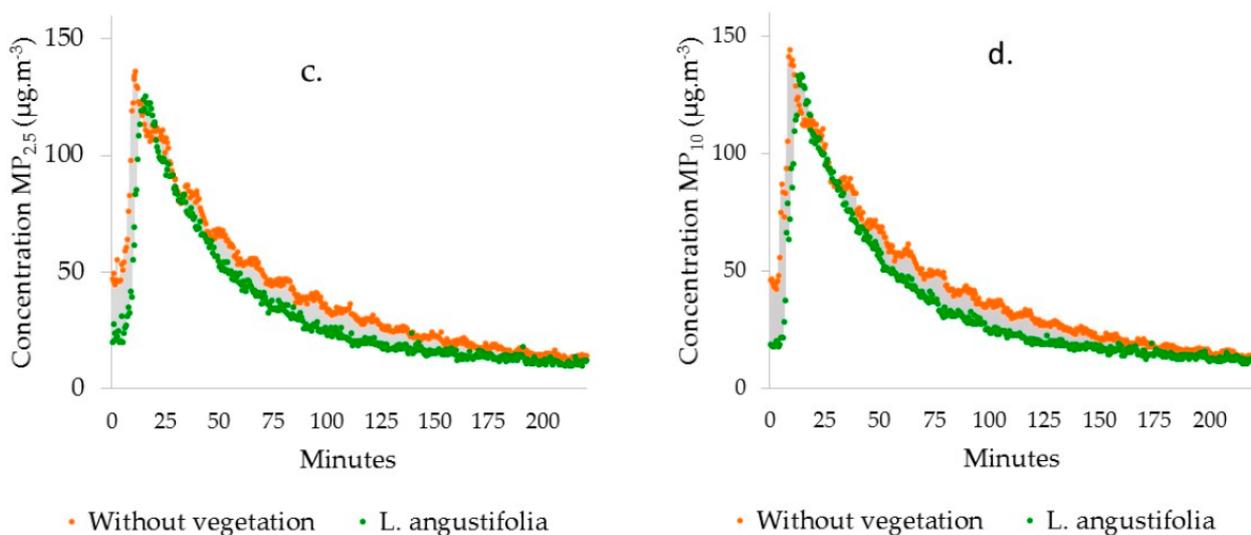


Figura 5.5-10 Andamento della concentrazione indoor di $\text{PM}_{2.5}$ (c) e di PM_{10} (d) in presenza di *Lavandula angustifolia* (in verde) e in assenza di vegetazione (without vegetation, in arancione). L'esperimento è stato condotto da Viecco et al. [140]

Figura 5.5-11 e Tabella 5-9 riportano i valori di PM_{dd} in funzione della specie vegetale. Questi valori sono utili per valutare l'efficienza relativa delle diverse piante ma non sono direttamente comparabili con quelli ottenuti da altri studi in quanto ottenuti con diversi strumenti e diverse condizioni di prova. In particolare, si nota come la quantità di particolato catturato dal *Sedum Album* stimata da Speak et al. (vedi Tabella 5-1) sia nettamente inferiore rispetto a quella stimata da Viecco et al. Ciò è dovuto principalmente alle diverse condizioni ambientali: la vegetazione era esposta nel primo caso all'aria ambiente di Manchester, caratterizzata da concentrazioni di molto inferiori rispetto a quelle registrate nella stanza chiusa nell'esperimento di Santiago. Inoltre, la stima di Speak et al. si basa su analisi al microscopio mentre quella di Viecco et al. su misurazioni gravimetriche.

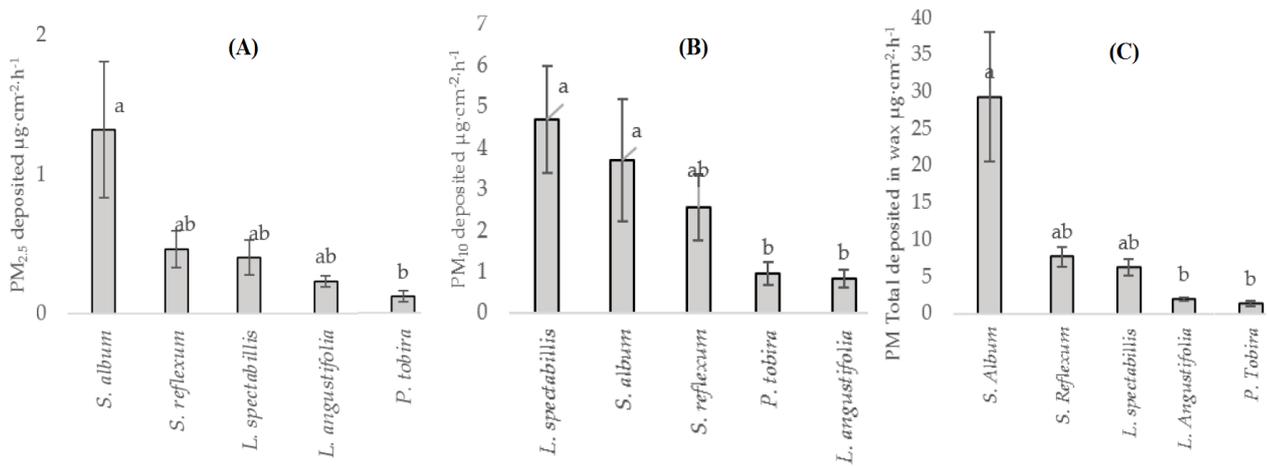


Figura 5.5-11 (A) PM_{2.5,da} depositatosi sulle foglie delle diverse specie vegetali; (B) PM_{10,da} depositatosi sulle foglie delle diverse specie vegetali; (C) PM_{da} catturato dalla superficie cerosa delle foglie. Le barre indicano l'errore standard. Le specie vegetali analizzate nello studio di Viecco et al. sono Pitosporum tobira, Lavandula angustifolia, Lampranthus spectabilis, Sedum album e Sedum reflexum [140].

Tabella 5-9 Stima della quantità di particolato depositatosi sulle foglie (± errore standard) delle specie analizzate nello studio di Viecco et al. [73].

Specie vegetale	PM _{da} (µg·cm ⁻² ·h ⁻¹)
Sedum album	29.33 ± 8.74
Sedum reflexum	7.77 ± 1.34
Lampranthus spectabilis	6.28 ± 1.16
Lavandula angustifolia	1.98 ± 0.16
Pitosporum tobira	1.38 ± 0.32

“Review of plants to mitigate particulate matter, ozone as well as nitrogen dioxide air pollutants and applicable recommendations for green roofs in Montreal, Quebec” (2018) costituisce un’analisi della letteratura esistente riguardante la rimozione degli inquinanti da parte della vegetazione presente nei tetti verdi intensivi al fine di individuare delle specie vegetali adatte al clima di Montreal (Canada) ed efficaci in termine di riduzione della concentrazione di ozono, biossido di azoto e particolato. La capitale del Quebec è ubicata in una zona con un clima estremamente rigido, con temperature minime che possono raggiungere i -28.9 °C, per cui sono state selezionate le piante capaci di sopravvivere a tali condizioni termiche, le quali potrebbero comunque essere idonee a zone temperate. Un ulteriore criterio di selezione delle specie vegetali è legato alle limitazioni sul carico sul tetto, per cui sono state scelte solo quelle piante che possono raggiungere al massimo un’altezza di 3.5 metri [81].

Le specie vegetali selezionate da Gourdji sono riportate in Tabella 5-10. Per quanto riguarda il particolato aerodisperso, sono state scelte le conifere in quanto la struttura complessa dell’ago e del fogliame delle conifere è associata ad elevati valori di velocità di deposizione del PM. Inoltre, essendo sempreverdi, contribuiscono a ridurre la concentrazione di particolato anche nei periodi invernali, caratterizzati da elevati livelli di PM. Al contrario, le specie vegetali caducifoglie come alcune latifoglie risultano maggiormente efficaci in termini di rimozione di ozono, essendo caratterizzate da elevata conduttanza negli stomi: gli episodi di inquinamento da O₃ sono frequenti infatti nei mesi estivi, quando le temperature sono elevate. Inoltre, le latifoglie sono caratterizzate da ridotte emissioni

di BVOC, precursori dell'ozono. Infine, per quanto riguarda il biossido di azoto, è stata scelta una specie di magnolia in quanto non solo riesce a sopportare alte concentrazioni di NO_2 ma lo utilizza nel processo metabolico^[81].

Tabella 5-10 Specie vegetali raccomandate da Gourdji per i tetti verdi di Montreal. Viene riportato l'inquinante atmosferico per cui sono caratterizzate da elevate capacità di cattura e l'altezza massima raggiungibile^[81].

Inquinante target	Specie vegetale	Altezza massima (cm)
PM	Pinus strobus "Nana"	200
	Pinus mugho var. pumilio	150
	Pinus mugho "Slowmound"	90
	Pinus pumilia "Dwarf Blue"	100
O ₃	Acer palmatum "Shaina"	175
	Acer palmatum "Mikawa-Yatsubusa"	150
NO ₂	Magnolia "Genie"	350

Barnparesos et al. hanno invece analizzato gli impatti sulla concentrazione indoor di particolato in "Indoor Air Quality and Thermal Conditions in a Primary School with a Green Roof System" (2017). Lo studio si basa su un tetto verde estensivo situato su una scuola di Nea Smyrni (Figura 5.5-12), nella periferia di Atene. Il tetto verde in questione ricopre circa un terzo dell'edificio e ha un'estensione pari a 374 m²; la copertura vegetale presente è costituita da specie erbacee^[142].



Figura 5.5-12 Scuola di Nea Smyrni^[142].

La campagna di monitoraggio è stata svolta da giugno 2016 a giugno 2017. La concentrazione del particolato è stata misurata mediante due strumenti portatili (vedi Figura 5.5-13), “Osiris” (Turkney instruments) e “Lighthouse Handheld” (Lighthouse worldwide solutions) [142]. Osiris è in grado di misurare simultaneamente il TSP, PM₁₀, PM_{2.5} e PM₁. Il dispositivo utilizza un nefelometro appositamente sviluppato da Turnkey: l'aria campionata viene continuamente convogliata verso il nefelometro, che analizza le singole particelle mentre passano attraverso un raggio laser; le particelle vengono quindi raccolte su un filtro di riferimento. Lo strumento può essere alloggiato in un cavalletto e, oltre alla possibilità di alimentazione tramite rete elettrica o batteria, offre anche l'opzione di alimentazione tramite energia solare o eolica [143]. Lighthouse Handheld è un contatore di particelle che permette di distinguere fino a sei classi dimensionali delle particelle (0.3, 0.5, 1.0, 2.5, 5.0, 10.0 µm). Il principio di funzionamento si basa su misurazioni ottiche di radiazioni emesse da un diodo laser che investono l'aria campionata [144].

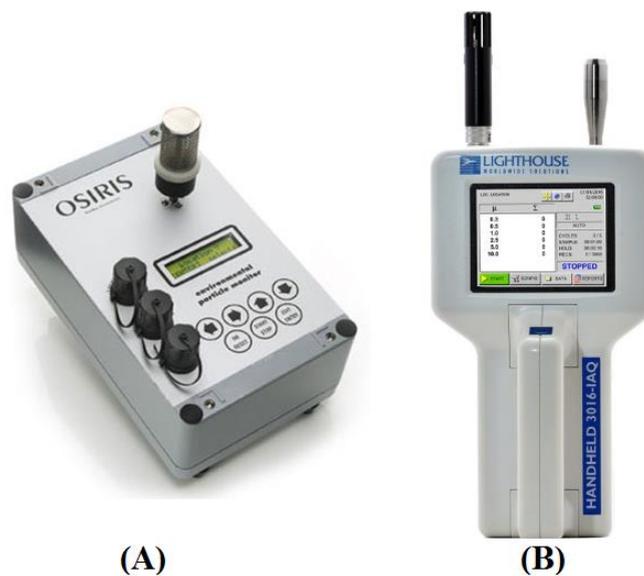


Figura 5.5-13 Strumenti impiegati per il monitoraggio del particolato aerodisperso indoor presso una scuola di Nea Smyrni. (A) Osiris (Turkney Instrumentations); (B) Lighthouse handheld [143,144].

Le misurazioni sono state svolte simultaneamente nelle aule G3 e B1 (vedi Figura 5.5-12), rispettivamente poste sotto il tetto verde e sotto un tetto in cemento. Le due aule sono paragonabili sia per numero di studenti sia per volumetrie.

Durante le lezioni, in entrambe le aule si sono riscontrati valori molto bassi di concentrazione di PM_{2.5} e PM₁, a differenza di quelli del PM₁₀: ciò è legato principalmente alle attività degli studenti, che causano risospensione del particolato grossolano. Le concentrazioni di particolato registrate nelle due aule sono molto simili, indicando che il tetto verde in questione non fornisce benefici sul PM indoor. Analizzando il rapporto tra le concentrazioni indoor e outdoor, si riscontra che durante il periodo delle lezioni si riscontrano concentrazioni di particolato aerodisperso all'interno della scuola pari al triplo di quelle presenti nell'aria ambiente [142]. Si ipotizza dunque che il tetto verde abbia un impatto trascurabile sui livelli di PM indoor perché il particolato presente nelle aule è dovuto soprattutto alle attività svolte dagli studenti ed è poco correlato all'inquinamento dell'aria ambiente, riguardo cui il tetto verde può fornire maggiori benefici.

Infine, si fa riferimento a “Effect of green roof on ambient CO₂ concentration” (2010) non tanto per l’oggetto del documento quanto per le modalità dell’indagine. Lo studio di Li et al. si pone l’obiettivo di quantificare l’impatto di un tetto verde situato ad Hong Kong sulla concentrazione di anidride carbonica nell’aria ambiente e si basa anche su misurazioni in campo [145].

Infatti, è stata monitorata la concentrazione di CO₂ mediante due “Li-7500” (Li-Core), riportato in Figura 5.5-15. Il principio di misurazione si basa sull’assorbimento di radiazioni infrarosse a diverse lunghezze d’onda. Lo strumento fornisce i valori di concentrazione di anidride carbonica e di vapore acqueo in tempo reale; se accoppiato ad un anemometro sonico, si possono ottenere i flussi dei due gas attraverso la tecnica “eddy-covariance” [145,146]. Figura 5.5-14 mostra la collocazione dei due dispositivi: si nota che gli strumenti sono stati posti a soli 2 metri di distanza. Si sottolinea che le concentrazioni registrate nei due punti sono sempre risultate significativamente differenti, tranne che nei periodi particolarmente ventosi, in quanto il vento tende a rendere uniforme la distribuzione spaziale del gas [145]. Risulta dunque evidente che, in determinate condizioni, non è necessario svolgere le analisi a 30 metri di distanza, come effettuato da Tan nel caso studio di Singapore (vedi paragrafo 5.4), per ottenere risultati indicativi.



Figura 5.5-14 Setup delle misure in campo. P1 e P2 indicano l’ubicazione degli strumenti [146].



Figura 5.5-15 LI-7500 Gas Analyser (LI-COR) [146].

6 Descrizione dello studio sperimentale

Nella prima parte del presente capitolo verranno descritti gli strumenti di misurazione del particolato atmosferico da cui sono stati estratti i dati utilizzati per l'analisi ex-ante riportata nel capitolo 7: oltre a quella presente presso il sito-obiettivo per la realizzazione del tetto verde nel Politecnico di Torino (paragrafo 6.1.1), verrà citata la strumentazione impiegata presso la stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Arpa Piemonte di Torino Lingotto (paragrafo 6.1.2). Questa stazione è stata scelta in quanto studi pregressi del gruppo di ricerca di Sicurezza Ambientale del DIATI hanno trovato che le condizioni di qualità dell'aria nei due siti sono, in prima approssimazione, confrontabili. Per i parametri riguardanti le condizioni ambientali e meteorologiche, si sono utilizzati i dati forniti dalla strumentazione utilizzata presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino e quelli pubblici della stazione meteorologica di Fisica dell'Atmosfera dell'Università degli Studi di Torino. Figura 6.1-2 mostra l'ubicazione dei siti in cui sono presenti gli strumenti di misurazione da cui sono stati estratti i dati. Nella seconda parte del capitolo (6.2), verranno fornite alcune informazioni riguardo il progetto del tetto verde del Politecnico di Torino.

6.1 Strumentazione di misurazione

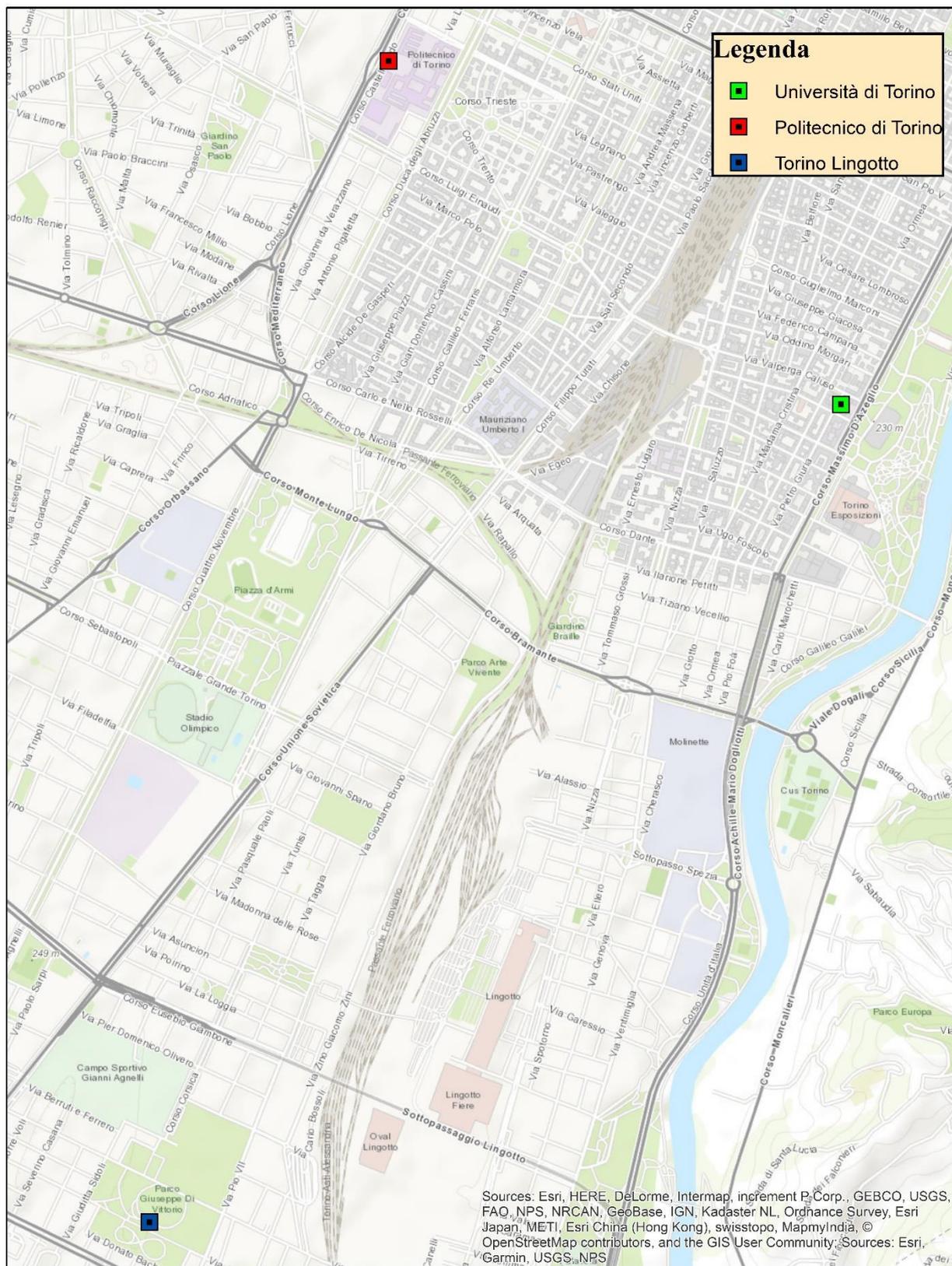
6.1.1 Politecnico di Torino

La campagna di misurazione è stata svolta a partire dal 18 settembre 2018 presso il sito-obiettivo, ubicato sul tetto dell'edificio della segreteria studenti del Politecnico di Torino, adiacente a corso Castelfidardo.

La concentrazione di particolato è stata misurata mediante due diversi strumenti (vedi Figura 6.1-1): l'Air Pollution Monitor 2 (APM-2, Comde Derenda) e l'Explorer Plus (Zambelli).



Figura 6.1-1 Strumenti utilizzati per la determinazione del particolato presso il sito-obiettivo del tetto verde presso il Politecnico di Torino.



1:25,000

0 250 500 1,000 m

Figura 6.1-2 Ubicazione dei siti ove   presente la strumentazione da cui sono stati estratti i dati utilizzati nel capitolo 7.

L'Air Pollution Monitor 2 (Figura 6.1-3) è uno strumento certificato TÜV in grado di determinare in continuo la concentrazione di particolato aerodisperso (PM₁₀ e PM_{2.5}). L'equivalenza tra il metodo di misurazione utilizzato e il metodo gravimetrico è stata confermata dalla linea guida "Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods" [147].



Figura 6.1-3 Air Pollution Monitor 2 (Comde-Delenda) [147].

Si descrive di seguito il principio di funzionamento dello strumento. L'aria esterna viene convogliata con una portata volumetrica di 3.3 l/min ad una testa di campionamento, ove vengono allontanate le particelle aventi diametro superiore ai 10 μm . L'aria convogliata viene poi divisa in due sotto-flussi da un impattatore virtuale (Figura 6.1-4) collocato a valle dell'inlet [147,148]. Un impattatore virtuale è un dispositivo simile ad un impattatore convenzionale ma la superficie di impatto viene sostituita da uno spazio virtuale di aria stagnante o a bassa velocità [149]. Questa suddivisione accade nel volume intorno a due getti d'aria tramite ugelli posti l'uno di fronte all'altro: in questo processo, il flusso laterale (3.1 l/min) viene convogliato tra i due ugelli perpendicolarmente al flusso in ingresso mentre le particelle che non riescono a seguire il flusso laterale (normal mode) per via della propria massa inerziale mantengono la propria traiettoria e dunque entrano nel flusso assiale (enrichment mode), avente portata pari a 0.2 l/min. In questo modo, il PM_{2.5} segue il flusso laterale, il PM₁₀ quello assiale. La presenza dell'impattatore virtuale è necessaria per via dei principi fisici coinvolti nella riflessione: infatti, le particelle di un diametro simile a quello della lunghezza d'onda del fascio sono caratterizzate da una riflessione quantitativamente più efficiente, in relazione alla loro massa, per cui contribuiscono alla maggior parte del segnale totale. Dato che lo strumento utilizza lunghezze d'onda

di 680 nm, la frazione “complementare”, particolato avente diametro compreso tra 2.5 e 10 μm , contribuisce significativamente meno al segnale luminoso diffuso ed è dunque sottorappresentata: il deficit di sensibilità viene compensato dal dispositivo attraverso un arricchimento selettivo di concentrazione della frazione $\text{PM}_{2.5-10}$ proprio attraverso l’impattatore virtuale, collegato a monte rispetto all’unità fotometrica. In poche parole, l’arricchimento di concentrazione della frazione complementare equivale ad aumentare la sensibilità in quel range [147,148].

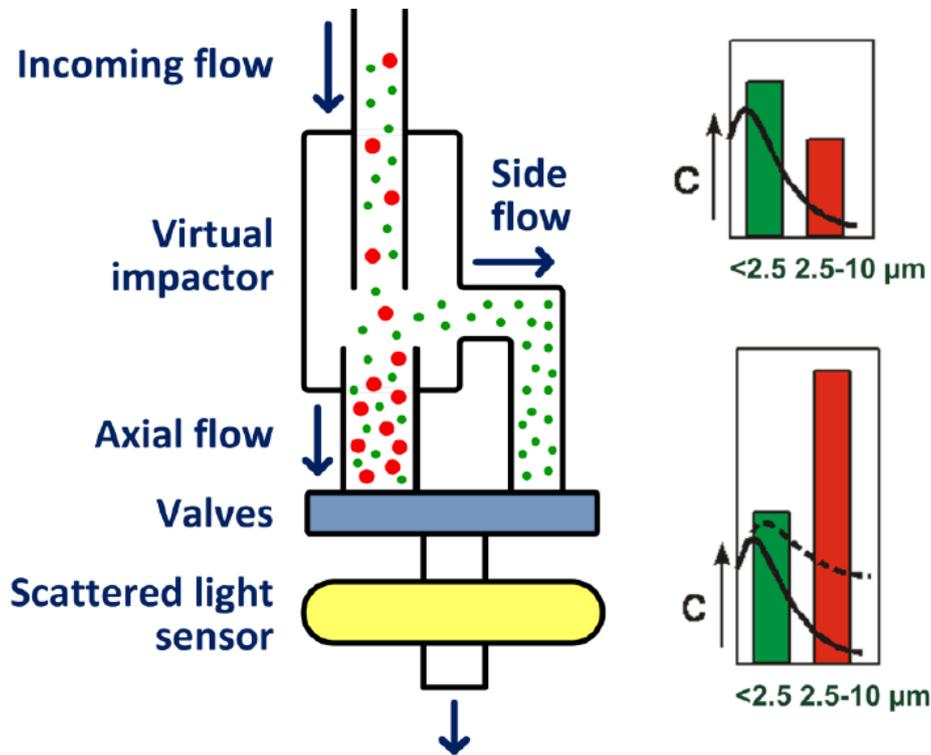


Figura 6.1-4 Schema del principio di funzionamento dell’impattatore virtuale dell’APM-2 [147].

A valle dell’impattatore, vi è un’unità deviatrice (blocco valvola elettromagnetico) atta a determinare se all’unità fotometrica (Figura 6.1-5) arriverà il particolato contenuto nel flusso assiale o in quello laterale, dunque se verrà determinata rispettivamente la concentrazione di PM_{10} o di $\text{PM}_{2.5}$; lo switch è automatico ed avviene ogni due minuti: di default, la concentrazione di PM_{10} nei due minuti in cui avviene la misurazione di $\text{PM}_{2.5}$ viene posta uguale alla concentrazione di PM_{10} misurata nei due minuti precedenti (analogamente per il $\text{PM}_{2.5}$). L’unità fotometrica rappresenta il cuore della misurazione e consiste in un diodo laser e in un fotometro semiconduttore: le due componenti sono montate con un angolo di 90° tra loro. La luce emessa dal diodo laser illumina uno spazio di misurazione definito e la luce diffusa dalle particelle all’interno dello spazio di misurazione viene percepita dal fotometro. Il segnale viene reso disponibile, dopo un’amplificazione, come un segnale di voltaggio, da 0 a 5 V: questo voltaggio risulta proporzionale alla concentrazione in massa di particolato nello spazio di misurazione, per un range che varia tra 0 e $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I valori di concentrazione sono ottenuti dallo strumento a partire da curve di calibrazione, non modificate nella campagna di misurazione in esame [147,148].

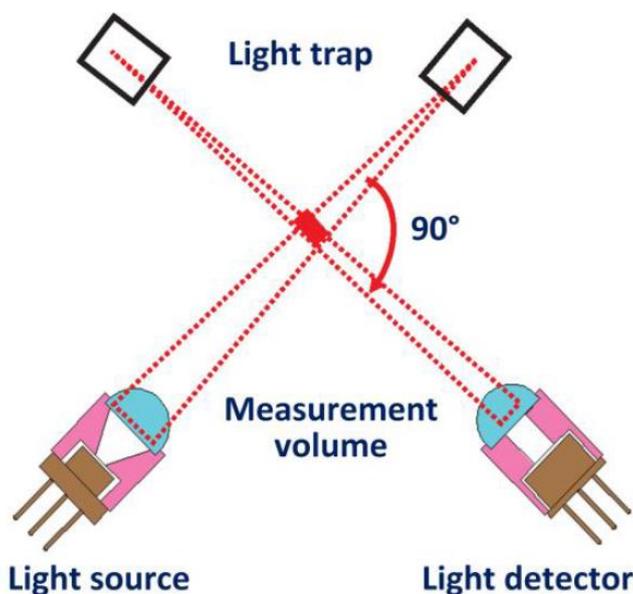


Figura 6.1-5 Schema del principio di funzionamento dell'unità fotometrica [147].

Lo strumento fornisce anche dati su umidità relativa, temperatura esterna e pressione atmosferica e offre la possibilità di memorizzare i dati su scheda SD e di visualizzarli sul display. L'installazione dello strumento nel sito è avvenuta il 18 settembre 2018 e sono stati svolti dei controlli regolari per verificarne il funzionamento e dei download dei dati (Figura 6.1-6).

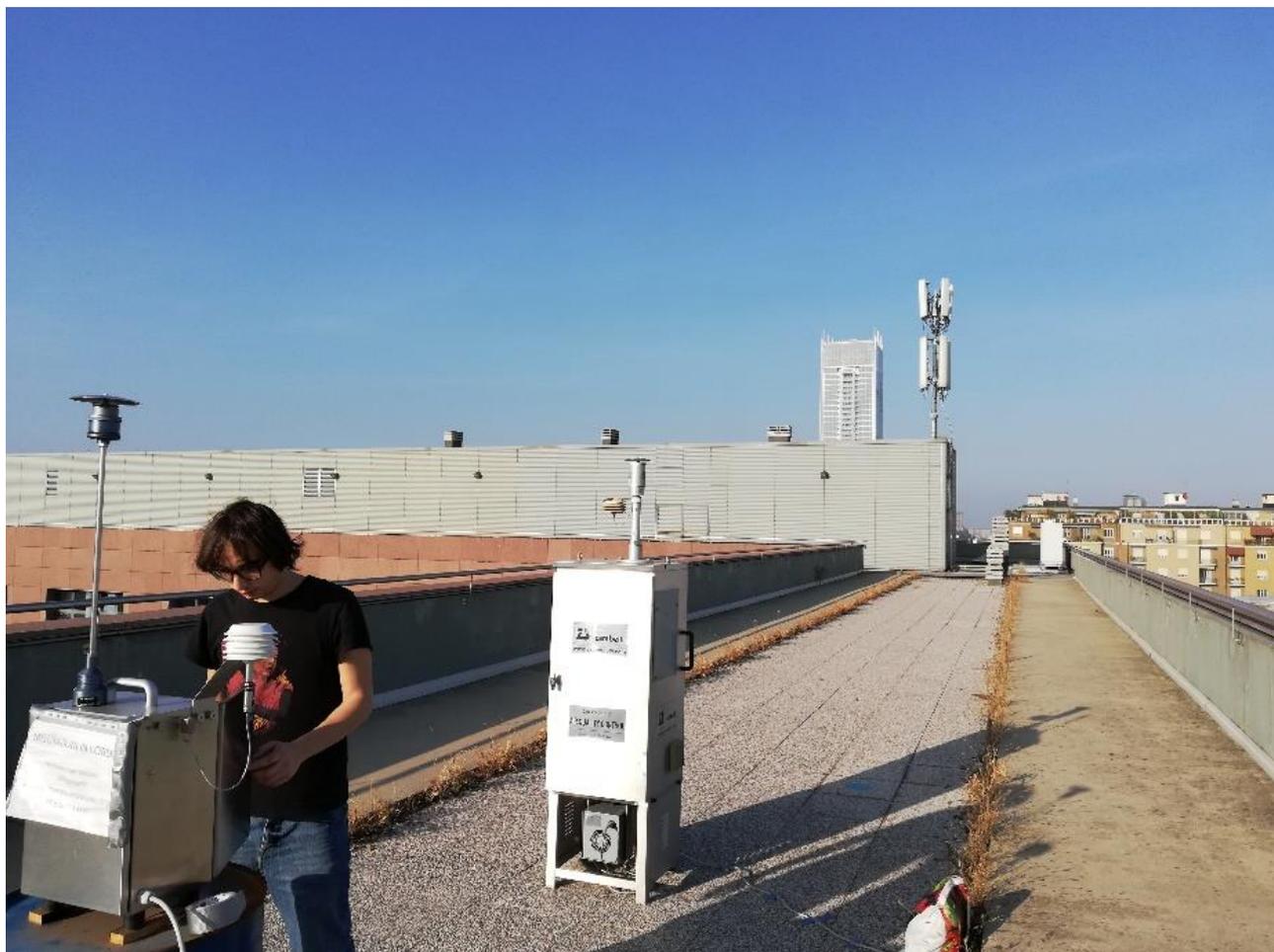


Figura 6.1-6 Svolgimento di un controllo atto a verificare il funzionamento dell'Air Pollution Monitor 2.

Lo strumento ottico costituisce un sistema di misura automatico per la misurazione della concentrazione del particolato. Seguendo i suggerimenti contenuti nella norma UNI EN 16450:2017, si è scelto – nell’ambito delle misurazioni per la tesi di dottorato dell’ing. Matteo Bo del gruppo di Sicurezza Ambientale del DIATI del Politecnico di Torino – di effettuare in parallelo alla strumentazione ottica una campagna di misurazione con campionatori di riferimento gravimetrici. Tale verifica costituisce per la seguente tesi e per il progetto di dottorato in precedenza citato, una finalità indicativa del comportamento in un contesto reale dello strumento non standard. Non si tratta, pertanto, di uno studio approfondito per la certificazione di conformità dello strumento non standard, per il cui scopo si rivolge la norma tecnica citata. In tal senso, il periodo di disponibilità dei dati provenienti in simultanea sia dal campionatore gravimetrico sia dallo strumento ottico (27 ottobre-4 novembre) è troppo breve: la norma in questione stabilisce infatti che sia necessario il confronto tra le misure avvenute tra strumenti standard e non standard per almeno due stagioni climatiche differenti.

Dunque, in affiancamento all’APM-2, è stato utilizzato uno strumento gravimetrico, costituito da un campionatore sequenziale (Explorer Plus), da un cambio-filtri automatico (Controller 16) e da una testa di prelievo idonea alla misurazione dei PM_{2.5}; questa strumentazione è alloggiata in una cabina termo-ventilata [150]. La metodologia di misurazione è certificata come conforme alla norma UNI EN 12341:2014, descritta nel paragrafo 2.6.

Come già detto, l’installazione del campionatore gravimetrico è avvenuta il 26 ottobre 2018. Anche in questo caso, sono stati effettuati controlli regolari della strumentazione per verificare il corretto funzionamento sia dell’apparato elettronico sia delle operazioni di carico e di scarico dei filtri. Tale operazione avviene in automatico alla mezzanotte di ciascun giorno. La portata di campionamento è stata impostata pari a 38.3 l/min, come prescritto da norma UNI EN 12341:2014.

Figura 6.1-7 mostra i filtri utilizzati nell’Explorer Plus nel periodo che va dal 27 ottobre al 4 novembre: anche semplicemente dalla differenza dei toni cromatici, si nota come alcuni filtri, aventi un colore simile al bianco, siano stati sottoposti a valori di concentrazione di particolato atmosferico minori rispetto ad altri, più scuri; ovviamente, il giudizio basato sulla mera osservazione è puramente qualitativo in quanto il colore dipende soprattutto dalla composizione del particolato. Come prescritto dalla norma UNI EN 12341:2014, la pesatura dei filtri è avvenuta sia prima sia dopo il loro utilizzo nel campionatore. La pesatura post-campionamento è avvenuta il 7 novembre, dopo che i filtri sono stati sottoposti all’operazione di condizionamento per 48 ore, a temperatura di 20°C (± 5°C) e umidità relativa pari al 50 % (± 5%).



Figura 6.1-7 Foto dei filtri utilizzati nell’Explorer Plus dal 27 ottobre al 4 novembre.

6.1.2 Stazione di monitoraggio di Torino Lingotto (Arpa Piemonte)

La stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto (Figura 6.1-8) è ubicata nel Parco Giuseppe di Vittorio (Torino), nei pressi della stazione ferroviaria di Lingotto. Ai sensi del Decreto Legislativo 155/2010, il sito di campionamento è definito “urbano”, cioè ubicato in un'area edificata in continuo o almeno in modo predominante; ivi vengono misurate concentrazioni “di fondo”, in quanto la collocazione della stazione è tale da garantire che vi sia l'influenza dal contributo integrato di tutte le fonti poste sopravento alla stazione rispetto alla direzione predominante dei venti e non da emissioni derivanti da specifiche tipologie di sorgente (es: traffico, industriale) [28,151].

Gli strumenti attualmente presenti nella stazione di monitoraggio di Torino Lingotto atti a determinare la concentrazione di particolato sono Skypost PM HV (TCR Tecora) e SM 200 (Opsis), per quanto riguarda il PM₁₀, e Charlie/Sentinel PM (TCR Tecora) per il PM_{2.5} (vedi Figura 6.1-9). Entrambi gli strumenti citati della TCR Tecora sono campionatori gravimetrici conformi alla norma UNI EN 12341:2014; nei grafici saranno identificati con la sigla “lv”, che sta per “low volume”, traduzione di “basso volume”: i campionatori si definiscono infatti basso volume qualora la portata di aspirazione dell'aria sia pari a 2.3 m³/h, alto volume se il flusso di aspirazione è molto più elevato, nell'ordine delle centinaia di litri al minuto. Si è optato per sottolineare tale caratteristica nei grafici in quanto, nel passato, furono presenti campionatori alto volume nella stazione in esame.



Figura 6.1-8 Stazione di monitoraggio di Torino Lingotto [151].



Figura 6.1-9 Strumenti di misurazione del particolato nella stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto: (a) Skypost PM HV (TCR Tecora); (b) SM 200 (Opsis); (c) Charlie/Sentinel PM (TCR Tecora) [152-154].

Lo strumento SM 200 è certificato TÜV ed il principio di funzionamento si basa invece sull'attenuazione dei raggi β . L'aria campionata attraversa una testa di campionamento, atta a separare il PM_{10} dal particolato avente dimensioni maggiori, e la frazione di interesse si accumula su un filtro, tipicamente costituito da teflon. Dopo il periodo di campionamento, il peso delle particelle filtrate viene determinato in base alla diminuzione del livello di radiazione β misurato da un rivelatore, proporzionale all'aumento della massa [154,155]. Lo strumento rappresenta dunque un sistema di misura automatico per la misurazione della concentrazione del particolato.

Tabella 6-1 riporta un quadro riassuntivo della strumentazione di misurazione del particolato aerodisperso nella stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto.

Tabella 6-1 Strumentazione di misurazione del particolato aerodisperso nella stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto [151].

Strumento di misurazione	Inquinante	Principio di funzionamento	Data di installazione
Skypost PM HV (TCR Tecora)	PM_{10}	Gravimetrico (lv)	01/01/2010
SM 200 (Opsis)	PM_{10}	Attenuazione raggi β (β)	08/02/2005
Charlie/Sentinel PM (TCR Tecora)	$PM_{2.5}$	Gravimetrico (lv)	11/07/2005

I valori di concentrazione media giornaliera misurati sono stati presi da AriaWeb. Nell'analisi storica dei dati, è stata ovviamente presa in considerazione la data di installazione degli strumenti: ad esempio, non si è calcolata la concentrazione media annua degli inquinanti nel 2005 in quanto le misure o non sono disponibili o non fanno riferimento all'intero anno.

Figura 6.1-10, Figura 6.1-11 e Figura 6.1-12 mostrano l'esistenza di una forte correlazione tra le misure dei diversi strumenti. I grafici riportati sono degli scatter plot per cui i dati vengono visualizzati mediante una collezione di punti aventi una posizione sull'asse orizzontale determinata

da una variabile (x) e sull'asse verticale determinata dall'altra (y); in particolare, nei casi in esame, ogni marcatore ha una posizione determinata dalle misure di concentrazione degli inquinanti con i diversi strumenti nello stesso giorno. Ad esempio, Figura 6.1-10 mette in relazione i valori di concentrazione di PM_{10} registrati mediante Skypost PM HV e SM 200 nello stesso giorno. Gli scatter plot vengono comunemente utilizzati per valutare l'esistenza di una relazione tra due diverse grandezze: se i punti si dispongono lungo una retta, la correlazione tra le due grandezze è alta. La bontà dell'adattamento dei punti alla retta di interpolazione lineare è quantificata dal coefficiente di determinazione R^2 , che assume un valore tanto più vicino all'unità quanto migliore è il fitting. Nei grafici viene riportata anche l'equazione della retta d'interpolazione: il valore dell'intercetta (q) rappresenta l'entità dello scostamento medio tra i valori delle due serie (X e Y) mentre il coefficiente angolare (m) assume valori negativi in caso di relazione inversa e positivi in caso di relazione diretta; inoltre, tanto più m assume valori vicini all'unità, tanto più l'incremento di x risulta simile all'incremento di y [156,157]. Nel caso di Figura 6.1-10, il valore di q dipende dall'incertezza sistematica presente tra i due diversi strumenti: è interessante notare come lo stesso parametro misurato nello stesso luogo e nello stesso periodo vari a seconda dello strumento utilizzato, in particolare del principio di funzionamento. Diverso è invece il caso di Figura 6.1-11 e Figura 6.1-12, in cui lo scostamento dipende principalmente dalla diversa frazione granulometrica considerata.

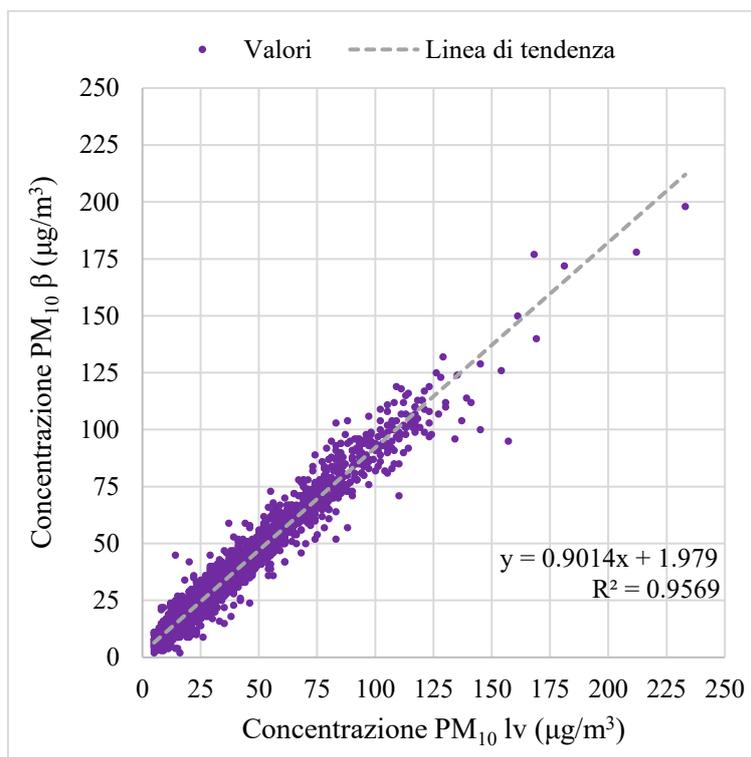


Figura 6.1-10 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riporta rispettivamente la concentrazione di PM_{10} misurata mediante Skypost PM HV (PM_{10} lv) e SM 200 (PM_{10} β) presso la stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto. Il periodo di riferimento va dal 2010 al 2018.

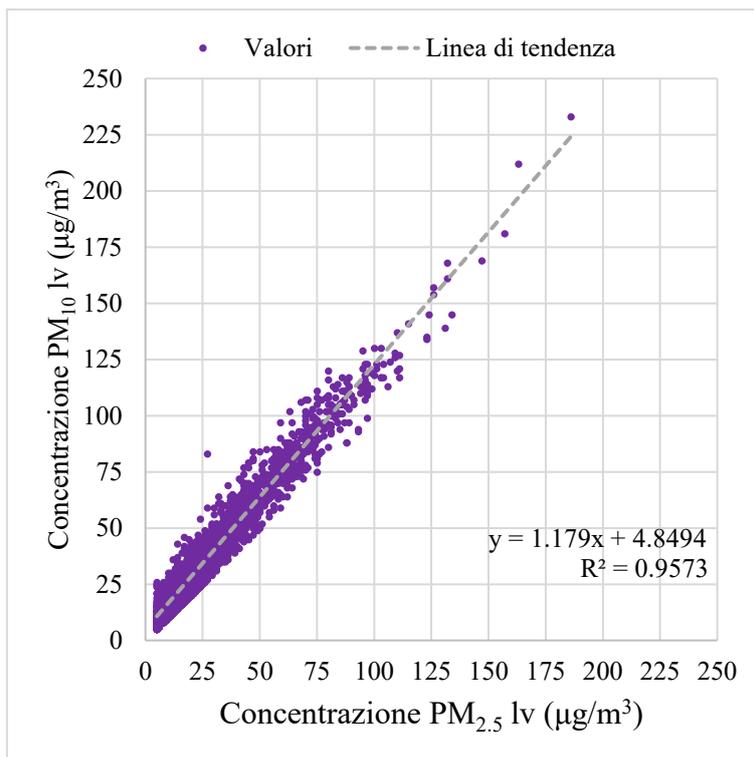


Figura 6.1-11 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riporta rispettivamente la concentrazione di PM_{2,5} misurata mediante Charlie/Sentinel PM (PM_{2,5} lv) e di PM₁₀ mediante Skypost PM HV (PM₁₀ lv) presso la stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto. Il periodo di riferimento va dal 2010 al 2018.

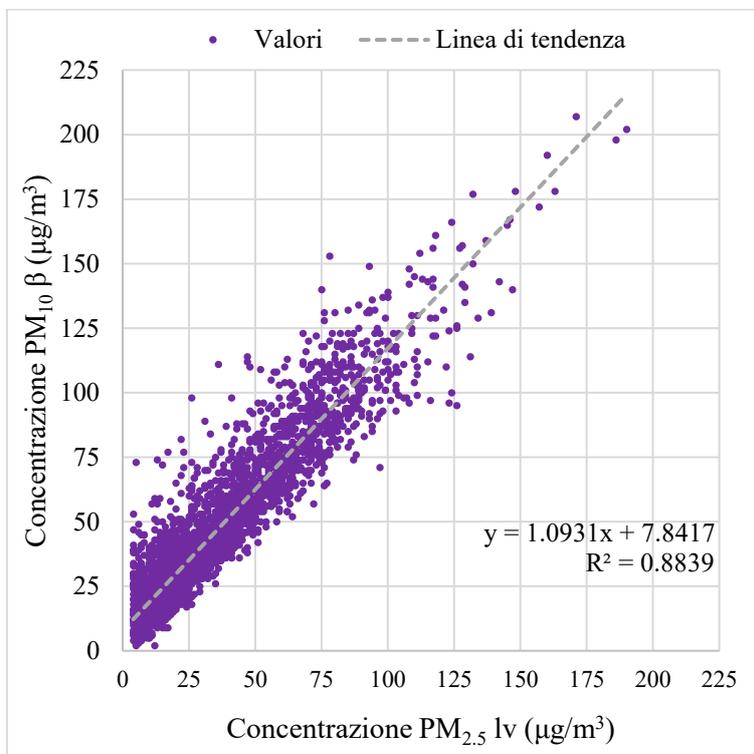


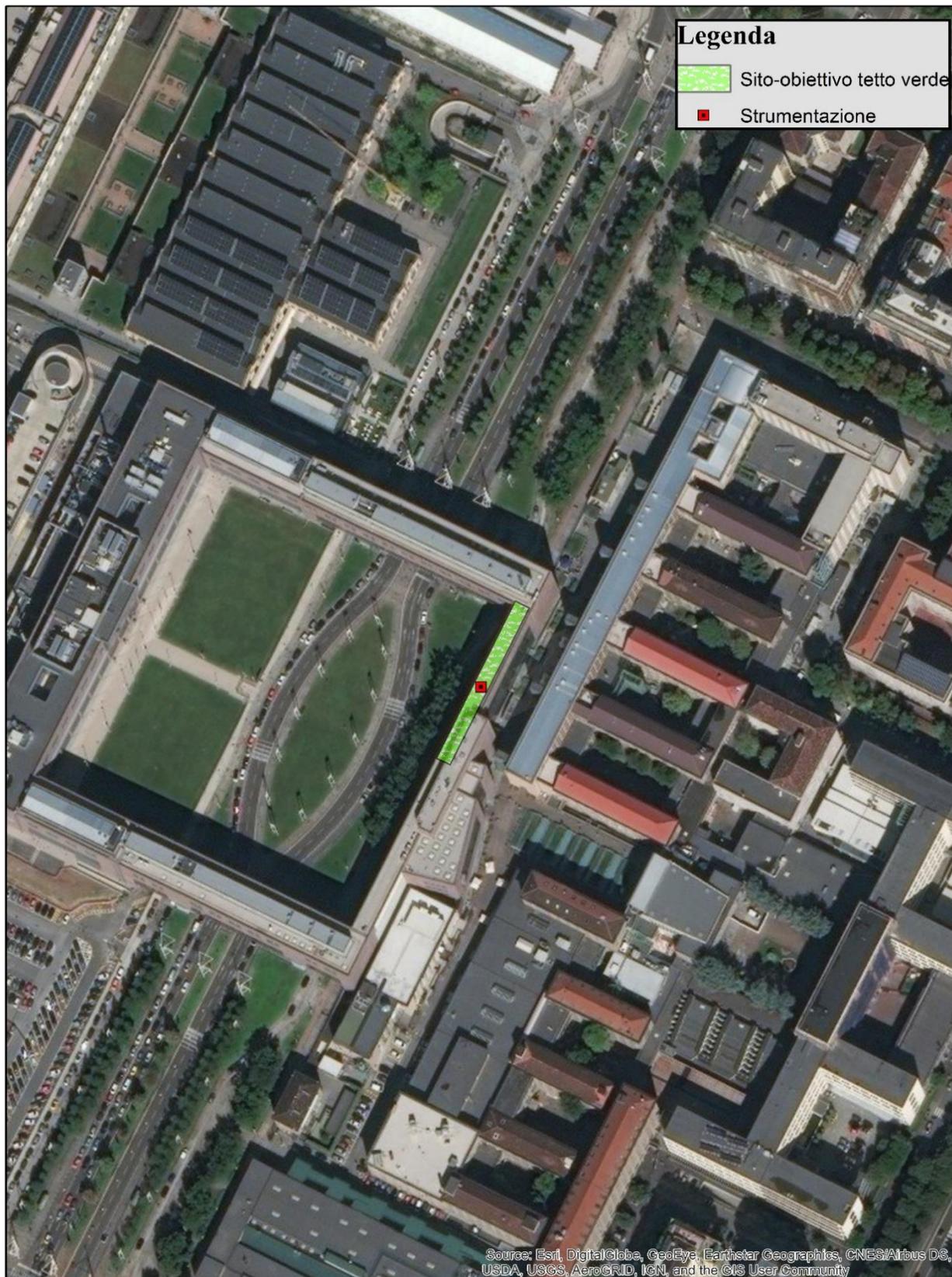
Figura 6.1-12 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate i valori di concentrazione di PM_{2,5} misurati mediante Charlie/Sentinel PM (PM_{2,5} lv) e di PM₁₀ mediante SM 200 (PM₁₀ β) presso la stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto. Il periodo di riferimento va dal 2005 al 2018.

6.2 Progetto del green roof al Politecnico di Torino

L'installazione del tetto verde presso il Politecnico di Torino rientra nel progetto del DIATI della creazione di un laboratorio integrato e multi-sito (cc-lab@polito, dove la sigla cc sta per "cambiamenti climatici") nel quale coesistono sistemi di controllo di tecnologie abilitanti all'adattamento e metodi avanzati di monitoraggio al fine di potenziare le attività di ricerca innovativa nell'ambito delle scienze ingegneristiche applicate, appunto, ai cambiamenti climatici. In particolare, il laboratorio in questione si comporrà di [158].:

- un laboratorio mobile (cc-moving-lab) per il controllo e il monitoraggio degli effetti del cambiamento climatico;
- un laboratorio in grotta (cc-paleo-lab) per lo studio del paleoclima;
- un laboratorio fisso (cc-core-lab) situato in locali del Politecnico opportunamente attrezzati;
- un laboratorio su ghiacciaio (cc-glacier-lab) per lo studio della evoluzione delle masse glaciali;
- un laboratorio a cielo aperto (cc-green-roof-lab).

Ovviamente l'installazione del tetto verde rientra nel cc-green-roof lab: il laboratorio all'aperto mira alla verifica delle potenzialità per l'adattamento al cambiamento climatico delle tecnologie relative a tetti e pareti vegetate. I principali meccanismi indagati saranno: inerzia termica e raffreddamento evaporativo forniti dalla vegetazione; riduzione del consumo di elettricità e dei combustibili utilizzati per il condizionamento e il riscaldamento degli edifici; riduzione dell'impatto degli eventi di pioggia estrema; azione combinata del terreno colturale e delle piante per la depurazione delle acque meteoriche e dell'aria. Il sito-obiettivo per la realizzazione del tetto verde è stato identificato nel tetto dell'edificio della segreteria studenti della sede centrale del Politecnico di Torino, adiacente a corso Castelfidardo, ritenuto adeguato a sostenere i carichi della nuova copertura vegetata; l'ubicazione del sito-obiettivo è riportata in Figura 6.2-1. Il laboratorio beneficerà inoltre della sinergia con un progetto appena avviato (SUPERGREEN) per la sperimentazione dell'uso di muri verdi per il trattamento delle acque grigie. Nell'ambito della ricerca di soluzioni mirate all'adattamento a condizioni climatiche con meno risorse naturali ed energetiche disponibili, ulteriori opportunità deriveranno dalla sinergia con il progetto NANOGRASS (erbicidi nanostrutturati a ridotta tossicità e persistenza) [158].



1:2,500

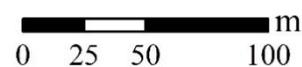


Figura 6.2-1 Ubicazione del sito-obiettivo del tetto verde per il cc-green-roof-lab del DIATI.

7 Risultati dello studio sperimentale

In questo capitolo si presenta un'elaborazione dei dati relativi alla campagna di misurazione del particolato atmosferico presso il Politecnico di Torino, sul sito-obiettivo per il tetto verde. Questa analisi ex-ante verrà ovviamente aggiornata e sarà seguita da misurazioni successive all'installazione del tetto verde e risulterà utile a verificarne l'efficacia. Nel paragrafo 7.1 viene svolta un'analisi storica dei dati provenienti dalla stazione di monitoraggio di Torino Lingotto atta a valutare, principalmente, la presenza di eventuali anomalie nei valori di concentrazione di particolato atmosferico nel periodo della campagna di misurazione (19 settembre – 4 novembre). Nel paragrafo 7.2 si riporta l'analisi delle misure avvenute presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino, evidenziando sia l'andamento temporale della concentrazione di PM (7.2.1) sia l'eventuale presenza di relazioni tra i diversi parametri analizzati mediante lo strumento della statistica descrittiva (7.2.2). Nel paragrafo 7.3 vengono riportati i dati riguardanti la stazione meteorologia di Fisica dell'Atmosfera dell'Università degli Studi di Torino: come espressamente indicato nel sito web, i valori sono quelli forniti dagli strumenti e non sono validati. Infine, nel paragrafo 7.4 si presenta un confronto tra i dataset presi in considerazione, dunque tra i valori di concentrazione di particolato aerodisperso misurati nel sito-obiettivo e nella stazione di Torino Lingotto (7.4.1) e tra le misure dei parametri meteorologici al Politecnico di Torino e alla stazione dell'Università di Torino (7.4.2). In conclusione, nel paragrafo 7.4.3, si propone un focus sul legame presente tra la concentrazione di particolato aerodisperso e i parametri meteorologici.

Ai fini di facilitare la comprensione dei grafici, si riportano in Tabella 7-1 le varie sigle adoperate per indicare la concentrazione del PM₁₀ e del PM_{2.5} nei due siti di misurazione con i diversi strumenti.

Tabella 7-1 Sigle utilizzate nei grafici a seconda dell'inquinante considerato, dello strumento di misurazione e del sito in cui è installato lo strumento.

Inquinante	Strumento	Sito	Sigla
PM ₁₀	Skypost PM HV (TCR Tecora)	Torino Lingotto	PM ₁₀ lv
	SM 200 (Opsis)	Torino Lingotto	PM ₁₀ β
	Air Pollution Monitor 2 (Comde Derenda)	Politecnico di Torino	PM ₁₀ ot
PM _{2.5}	Charlie/Sentinel (TCR Tecora)	Torino Lingotto	PM _{2.5} lv
	Air Pollution Monitor 2 (Comde Derenda)	Politecnico di Torino	PM _{2.5} ot
	Explorer Plus (Zambelli)	Politecnico di Torino	PM _{2.5} gr

7.1 Analisi del dataset di Torino Lingotto (Arpa Piemonte)

7.1.1 Analisi storica su scala annua

Figura 7.1-1 e Figura 7.1-2 mostrano l'andamento della concentrazione media annua di PM₁₀ e PM_{2.5} a partire dal 2006, registrata presso la stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Arpa Piemonte di Torino Lingotto. Come evidenziato in entrambi i grafici, ovviamente, il valore del 2018 risulta

parziale; tuttavia, è possibile affermare che la concentrazione media annua del particolato aerodisperso sia in linea con il trend decrescente presente negli ultimi anni.

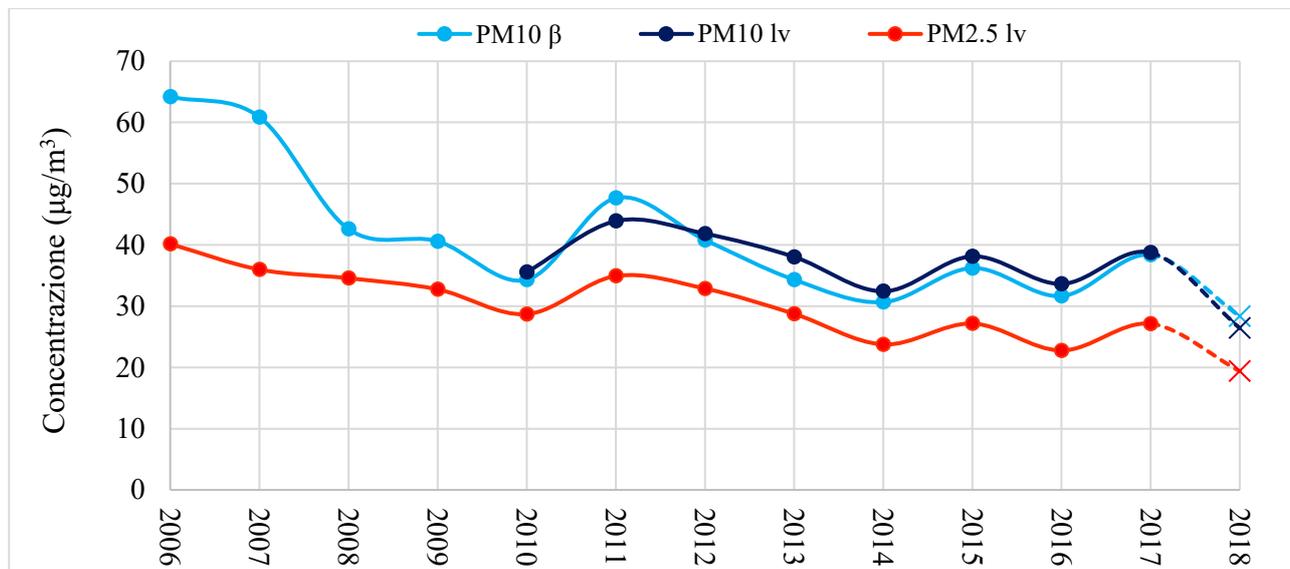


Figura 7.1-1 Concentrazione media annua di PM₁₀ e di PM_{2.5} presso la stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto. Il valore del 2018 è parziale in quanto fa riferimento al periodo 1 gennaio-4 novembre. Elaborazione grafica a partire dai dati disponibili nel portale AriaWeb.

Per la creazione del grafico presente in Figura 7.1 2, si fa riferimento alla media mobile, strumento ampiamente utilizzato nelle analisi tecniche di serie storiche di dati in quanto permette di evidenziare l'esistenza di eventuali trend; in particolare, è stata svolta la media mobile su un periodo pari a 3 anni quindi, ad esempio, il valore della concentrazione dell'anno 2007 è il risultato della media tra le concentrazioni medie annue del 2006, 2007 e 2008.

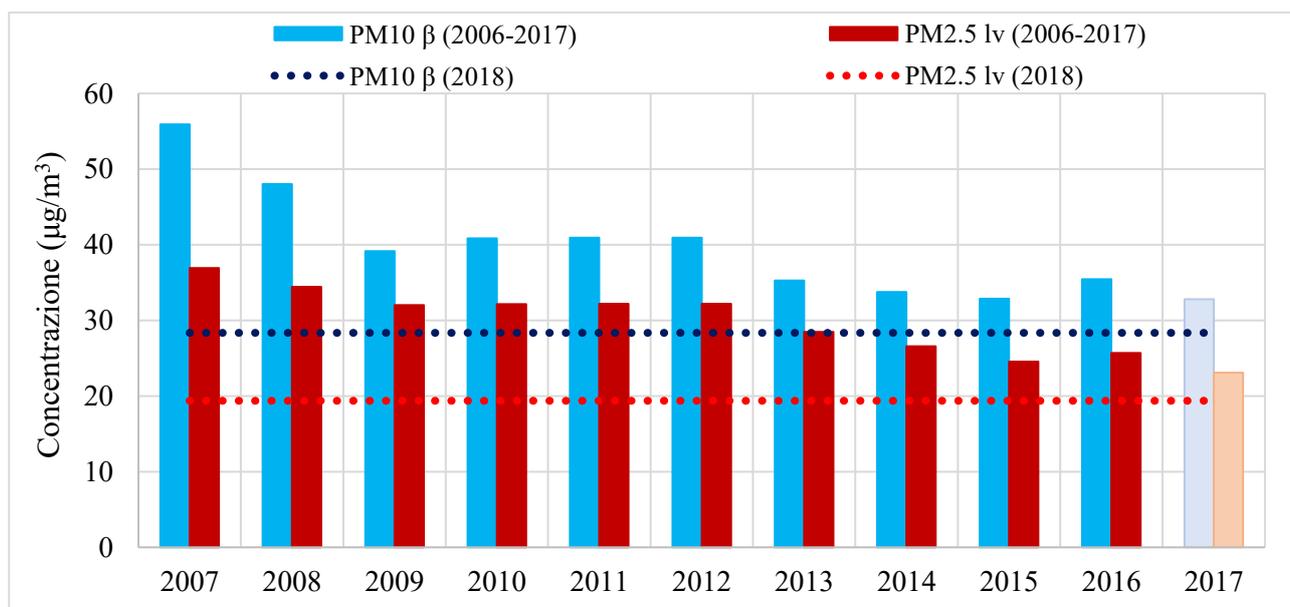


Figura 7.1-2 Valori della concentrazione media mobile su 3 anni della concentrazione media annua di PM₁₀ e di PM_{2.5} presso la stazione di monitoraggio di qualità dell'aria di Torino Lingotto. Il valore del 2018 è parziale in quanto fa riferimento al periodo 1 gennaio-4 novembre per cui risulta parziale anche il valore della media mobile al 2017. Elaborazione grafica a partire dai dati disponibili nel portale AriaWeb.

7.1.2 Analisi storica sul periodo di interesse

Si presenta un focus dell'andamento della concentrazione di particolato aerodisperso nel periodo della campagna di misurazione, che va dal 19 settembre al 4 novembre. Ciascuna figura deriva dall'elaborazione grafica a partire dai dati disponibili nel portale AriaWeb, per cui si ometterà questa informazione dalla didascalia delle stesse.

Figura 7.1-3, Figura 7.1-4 e Figura 7.1-5 mostrano un confronto tra la concentrazione media giornaliera rispettivamente di $PM_{10\beta}$, PM_{10lv} e $PM_{2.5lv}$ negli anni in cui sono disponibili le misure e nel 2018; il valore di concentrazione media è stato ricavato, per ciascun giorno, dalla media della concentrazione degli inquinanti nel periodo che va dal 2005 al 2017 per il $PM_{10\beta}$ e il $PM_{2.5lv}$ e dal 2010 al 2017 per il PM_{10lv} .

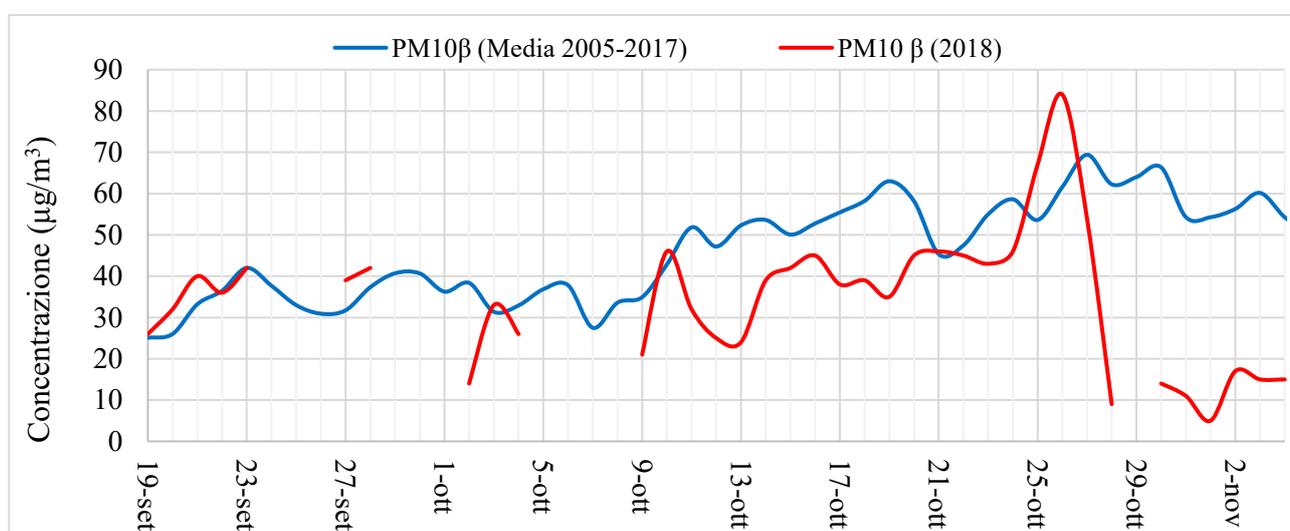


Figura 7.1-3 Confronto tra l'andamento della concentrazione media giornaliera di $PM_{10\beta}$ negli anni 2005-2017 e 2018 presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto nel periodo della campagna di misurazione presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino (19 settembre-4 novembre).

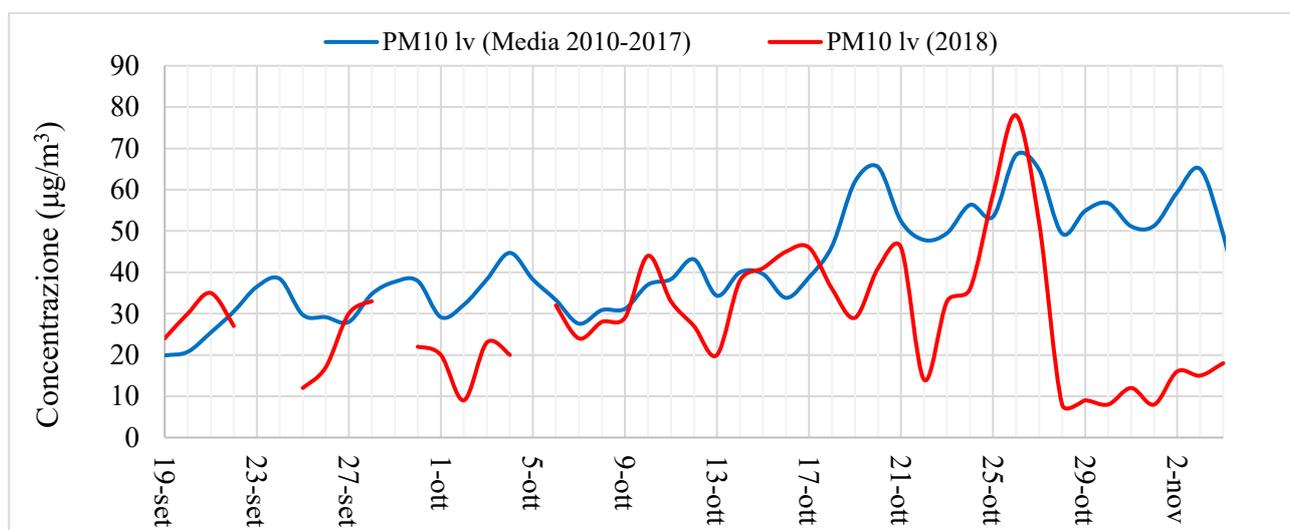


Figura 7.1-4 Confronto tra l'andamento della concentrazione media giornaliera di PM_{10lv} negli anni 2005-2017 e 2018 presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto nel periodo della campagna di misurazione presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino (19 settembre-4 novembre).

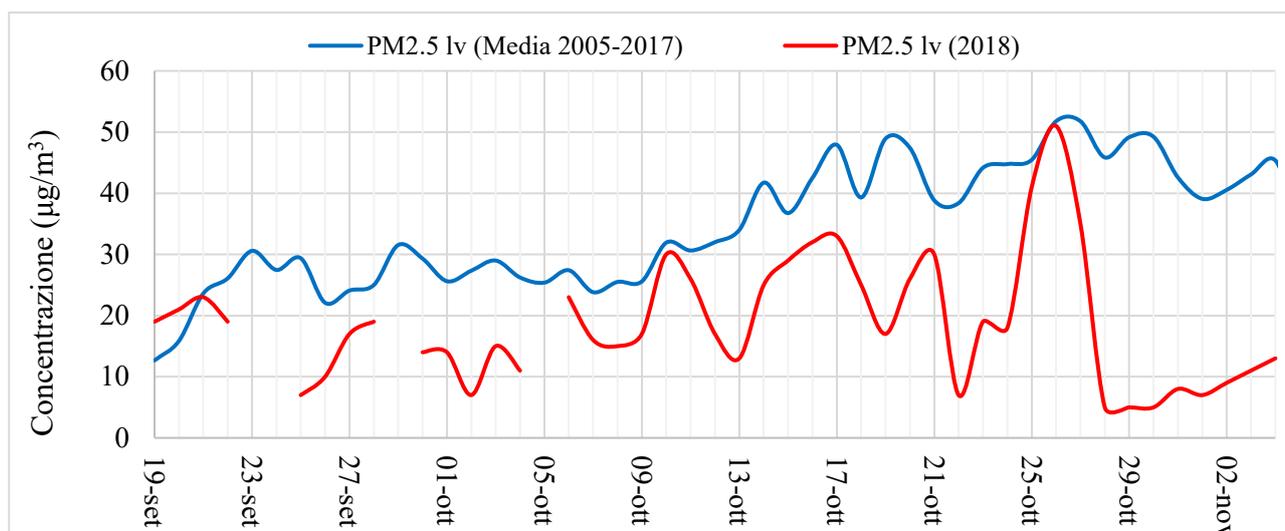


Figura 7.1-5 Confronto tra l'andamento della concentrazione media giornaliera di $PM_{2,5}lv$ negli anni 2005-2017 e 2018 presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto nel periodo della campagna di misurazione presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino (19 settembre-4 novembre).

Si nota come nel 2018 la concentrazione risulti inferiore rispetto alla media degli anni precedenti nella quasi totalità dei giorni. Tuttavia, utilizzando la media, l'analisi storica rischia di non essere indicativa in quanto un anno caratterizzato da concentrazioni estremamente basse o estremamente alte rischia di influenzare in maniera significativa il valor medio ed in questo modo non si considera l'eccezionalità dell'evento. Si ricorre pertanto allo strumento della statistica descrittiva conosciuto come boxplot o "diagramma a scatola e baffi": la scatola è delimitata inferiormente e superiormente rispettivamente dal 25° ($Q1$) e dal 75° quartile ($Q3$), mentre il baffo inferiore e il baffo superiore corrispondono al valore adiacente inferiore e superiore, vale a dire rispettivamente al valore più piccolo tra le osservazioni che risulta maggiore o uguale a $Q1-1.5 \cdot (Q1- Q3)$ e al valore più grande tra le osservazioni che risulta minore o uguale a $Q3+1.5 \cdot (Q1- Q3)$; la linea interna alla scatola rappresenta la mediana della distribuzione, la X indica il valor medio ed i punti esterni al valore adiacente inferiore e superiore i "valori anomali", in quanto costituiscono osservazioni eccezionali rispetto alla maggior parte delle dei valori osservati [159-161].

I box plot relativi ai diversi anni del periodo che va dal 19 settembre al 4 novembre sono riportati in Figura 7.1-6, Figura 7.1-7 e Figura 7.1-8: si è optato per accorpare i periodi 2005-2009 e 2010-2017 per evidenziare il trend decrescente e per avere grafici coerenti tra i vari inquinanti.

I diagrammi a scatola e baffi confermano che il 2018 è caratterizzato da concentrazioni di particolato aerodisperso inferiori rispetto agli anni precedenti nel periodo che va dal 19 settembre al 4 novembre: si ipotizza che ciò non sia legato tanto a una diminuzione nelle emissioni di PM quanto a condizioni favorevoli alla rimozione di particolato mediante deposizione umida; questo periodo del 2018 è stato difatti l'anno più piovoso dal 2006, sia in termini di numero di giorni piovosi sia in termini di precipitazione cumulata, come evidente in Figura 7.1-9.

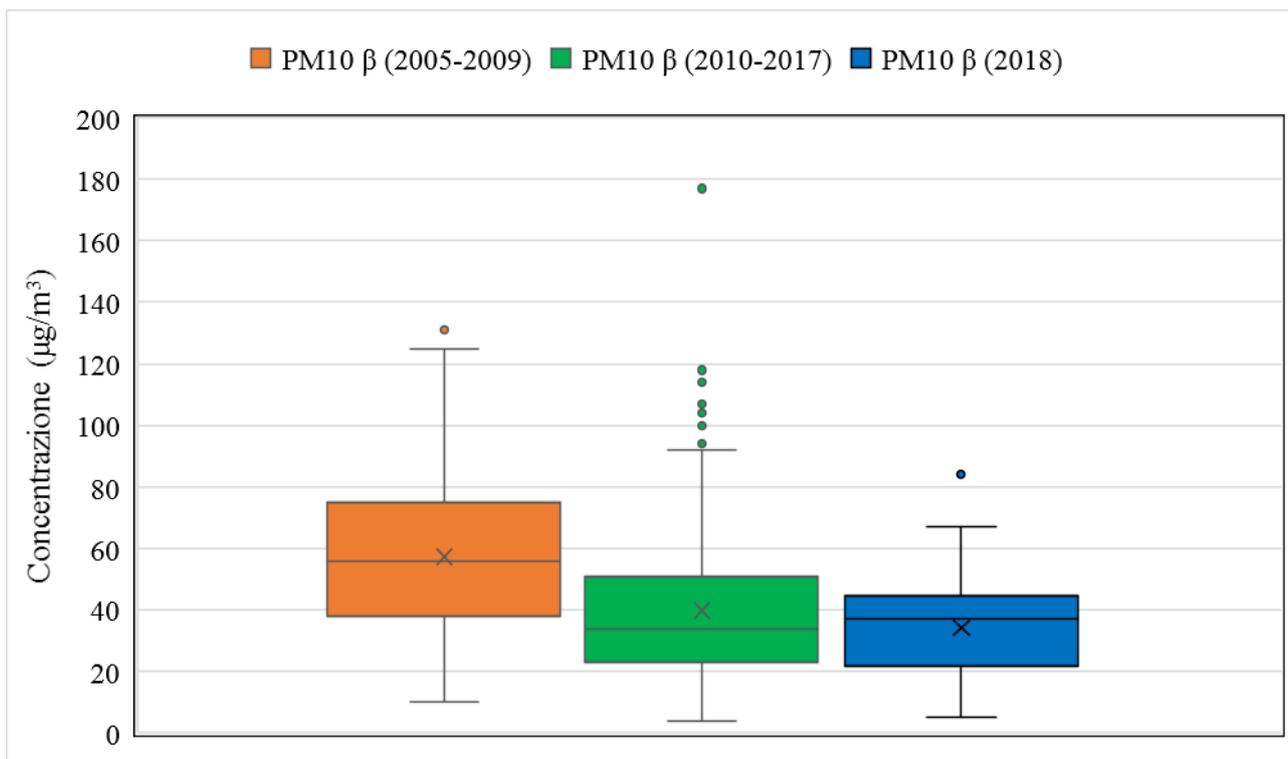


Figura 7.1-6 Boxplot della concentrazione media giornaliera di $PM_{10\beta}$ negli anni 2005-2009, 2010-2017 e 2018 presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto nel periodo della campagna di misurazione presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino (19 settembre-4 novembre).

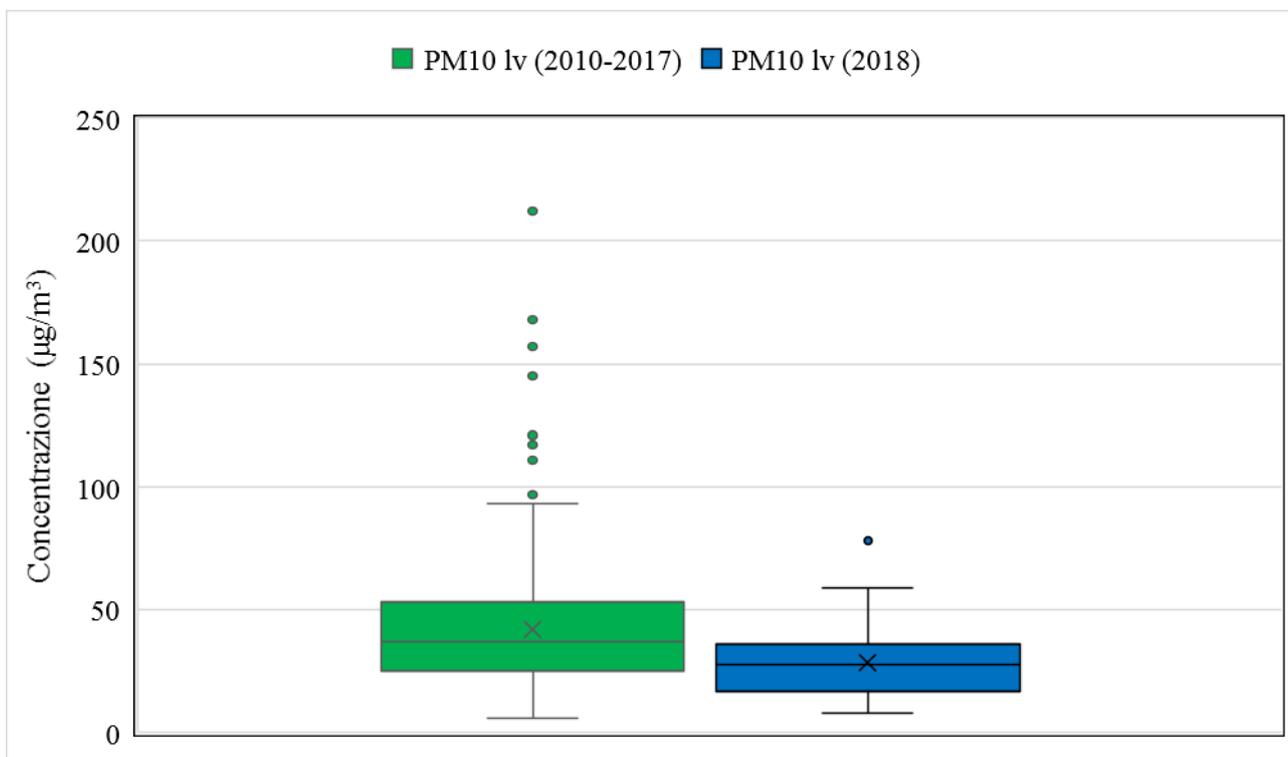


Figura 7.1-7 Boxplot della concentrazione media giornaliera di PM_{10lv} negli anni 2010-2017 e 2018 presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto nel periodo della campagna di misurazione presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino (19 settembre-4 novembre).

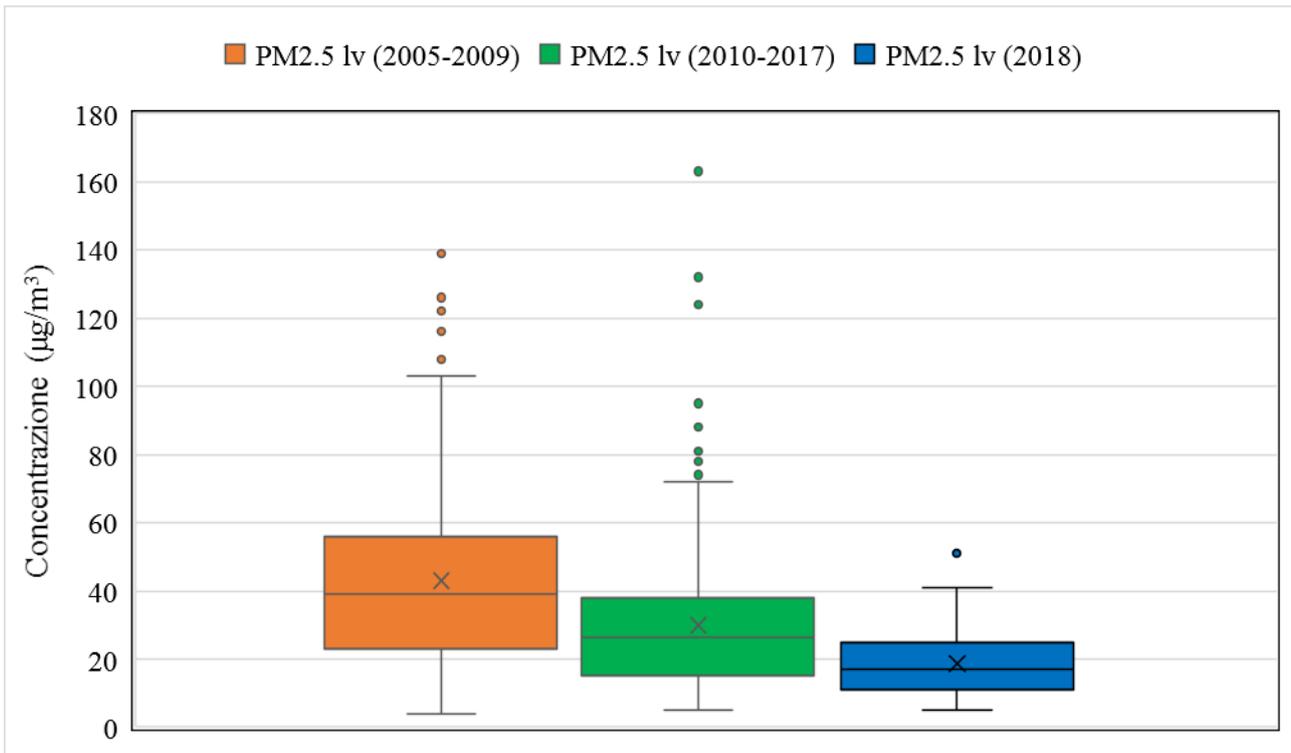


Figura 7.1-8 Boxplot della concentrazione media giornaliera di $PM_{2,5lv}$ negli anni 2005-2009, 2010-2017 e 2018 presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto nel periodo della campagna di misurazione presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino (19 settembre-4 novembre).

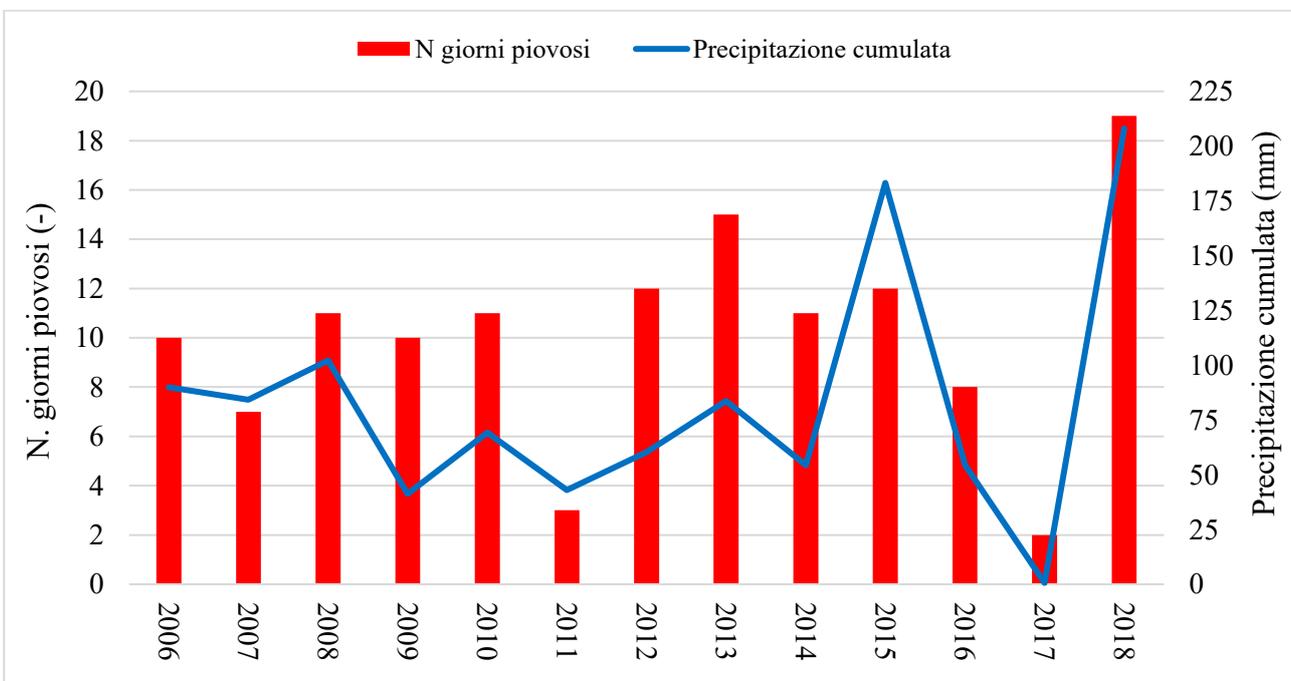


Figura 7.1-9 Andamento del numero di giorni piovosi e precipitazione cumulata (mm) dal 2006 al 2018 nel periodo 19 settembre-4 novembre. Elaborazione grafica a partire dai dati disponibili della stazione meteorologica di Fisica dell'Atmosfera dell'Università degli Studi di Torino.

7.2 Analisi del dataset del sito-obiettivo (Politecnico di Torino)

7.2.1 Andamento temporale

L'andamento nel tempo della concentrazione di particolato misurata presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino nel periodo della campagna di monitoraggio oggetto della tesi è riportato nei grafici presenti in Figura 7.2-1 e in Figura 7.2-2, ottenuti a partire dalla media oraria del valore di concentrazione del PM₁₀ e del PM_{2.5} registrati dalla strumentazione ottica disponibile.

Figura 7.2-3 mostra invece un focus sul periodo in cui sono disponibili le misure di concentrazione media giornaliera di PM_{2.5} sia dal campionatore gravimetrico sia dallo strumento ottico: si nota come i valori ottenuti risultino piuttosto simili, come evidente anche da Figura 7.4-2.

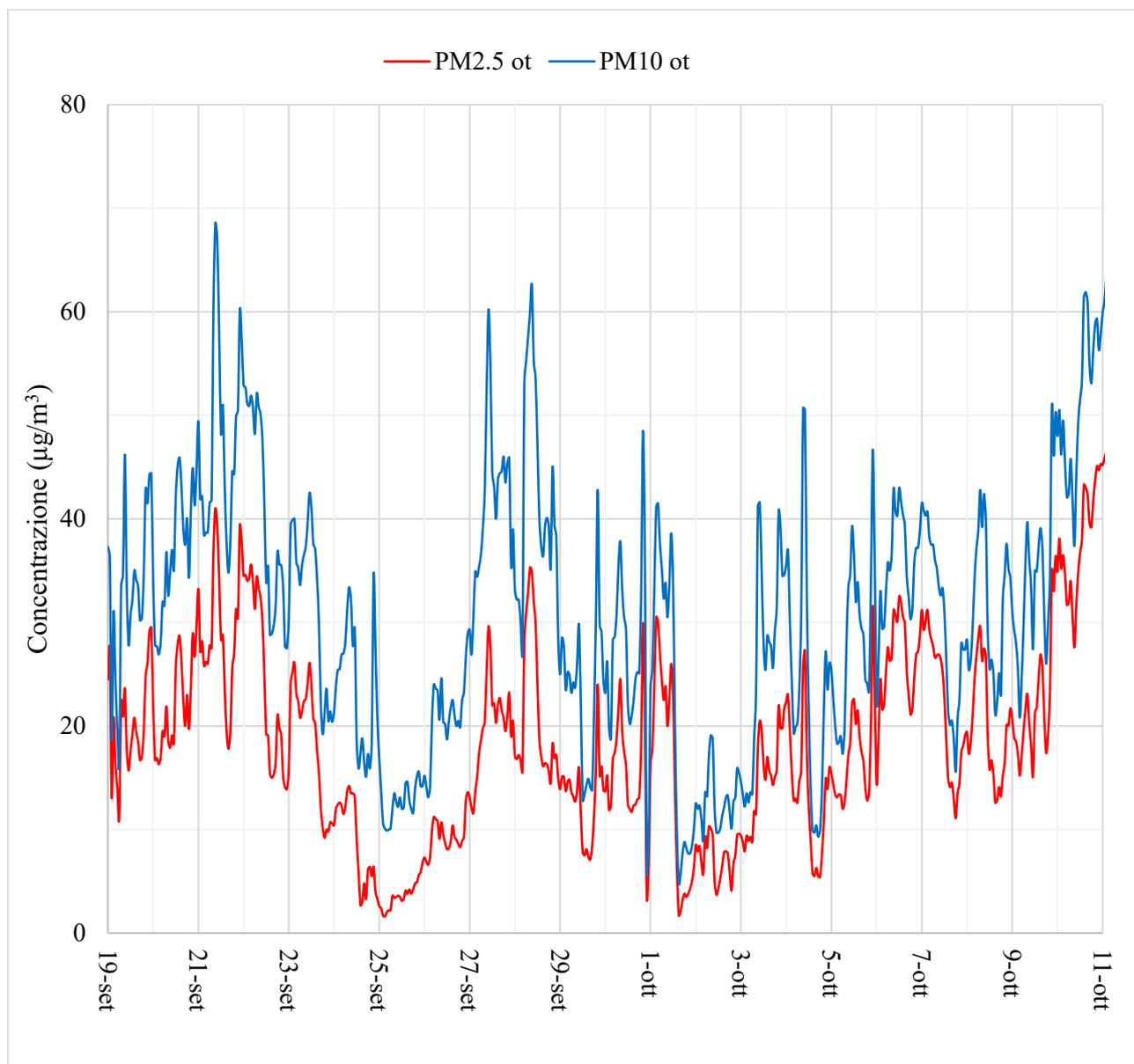


Figura 7.2-1 Andamento della concentrazione media oraria di PM_{10ot} e PM_{2,5ot} presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino nella prima parte della campagna di monitoraggio (19 settembre – 11 ottobre).

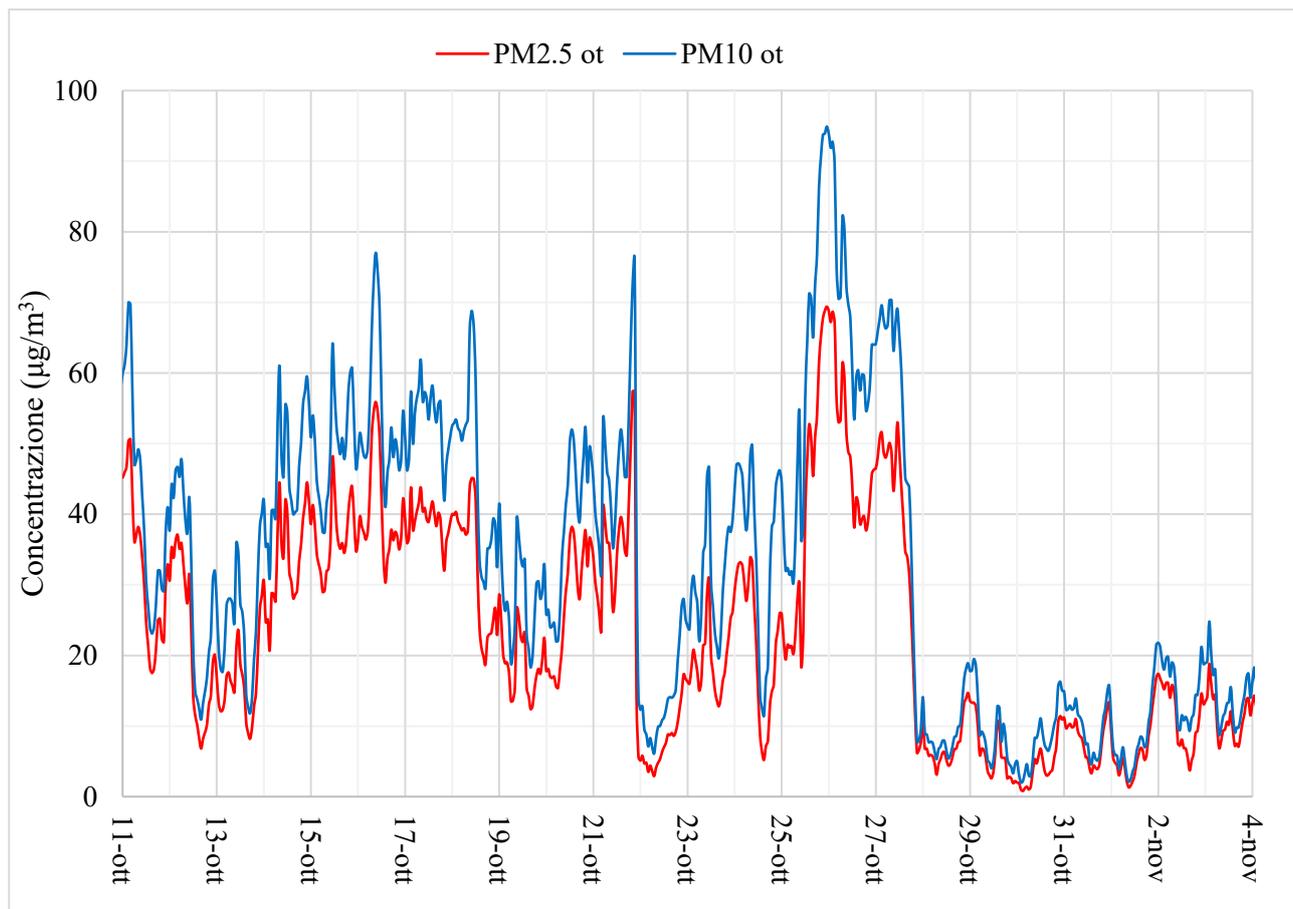


Figura 7.2-2 Andamento della concentrazione media oraria di PM_{10} ot e $PM_{2,5}$ ot presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino nella seconda parte della campagna di monitoraggio (11 ottobre – 4 novembre).

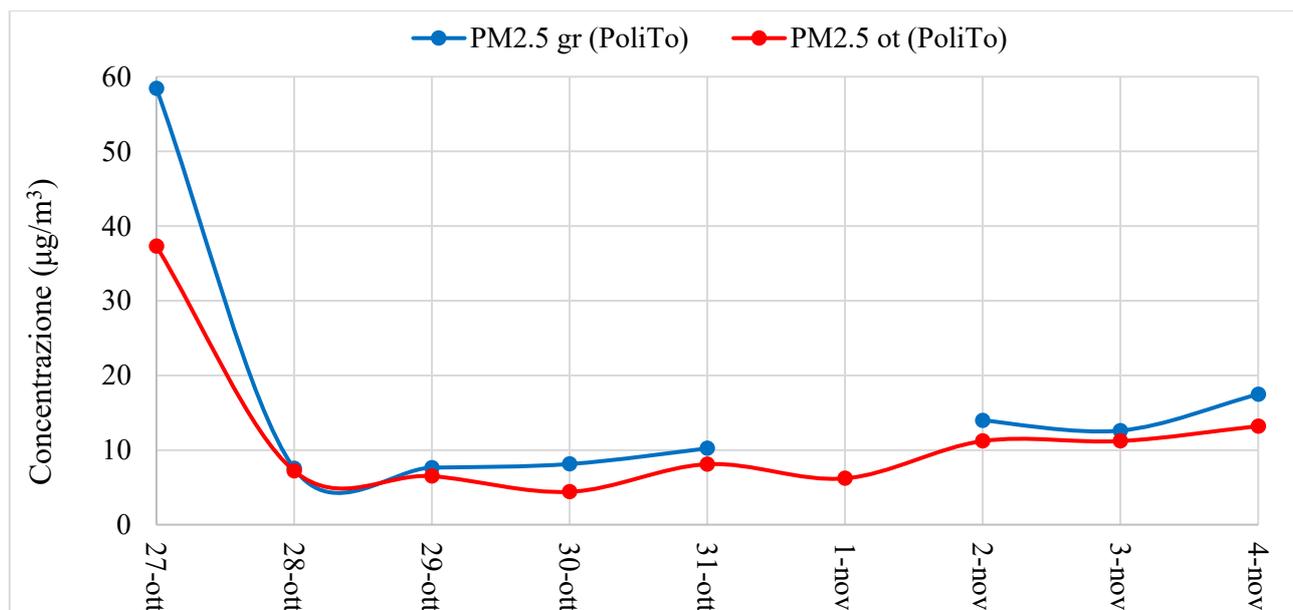


Figura 7.2-3 Andamento della concentrazione media giornaliera di particolato fine presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino nel periodo della campagna di monitoraggio in cui sono presenti sia la strumentazione ottica sia il campionario gravimetrico (27 ottobre-4 novembre).

7.2.2 Statistica descrittiva

I grafici riportati nel presente paragrafo si basano sull'elaborazione dell'intero dataset disponibile in tutto il periodo della campagna di monitoraggio (19 settembre-4 novembre) relativo all'APM-2. Si ricorda che la strumentazione restituisce i valori medi dei parametri con una risoluzione temporale di 2 minuti ma alterna la misurazione di particolato fine alla misurazione di particolato grossolano: di default, la concentrazione di PM_{10} nei due minuti in cui avviene la misurazione di $PM_{2.5}$ viene posta uguale alla concentrazione di PM_{10} misurata nei due minuti precedenti (analogamente per il $PM_{2.5}$).

Figura 7.2-4 e Figura 7.2-5 sono boxplot, strumenti di rappresentazione dei dati descritto nel paragrafo 7.1.2, elaborati a partire dalle misure della concentrazione di particolato aerodisperso. Si evidenzia in entrambi i diagrammi a scatole e baffi la presenza di outliers, indicati dai punti esterni, e che i valori maggiori dell'unità nel rapporto tra $PM_{2.5}$ e PM_{10} sono ovviamente fittizi, essendo il particolato fine un sottoinsieme di quello grossolano: ciò dipende appunto dalla modalità di acquisizione dei dati dello strumento ottico, descritta poc'anzi, per cui può accadere che, in caso di presenza di valori assai simili di concentrazione delle due diverse frazioni granulometriche, si registri una concentrazione di $PM_{2.5}$ maggiore di quella di PM_{10} ; si sottolinea come questo accada comunque assai raramente: nel dataset in esame, si ha un valore del rapporto $PM_{2.5}/PM_{10}$ maggiore dell'unità solo in 6 casi su 35340, con una frequenza dunque inferiore allo 0.02%.

Figura 7.2-6 raffigura uno scatter plot, tipologia di grafico descritta nel paragrafo 6.1.2, avente sulle ascisse i valori di concentrazione di $PM_{2.5}$ e in ordinata i valori di concentrazione di PM_{10} relativi allo stesso orario: si sottolinea l'elevata correlazione presente tra le due serie di dati.

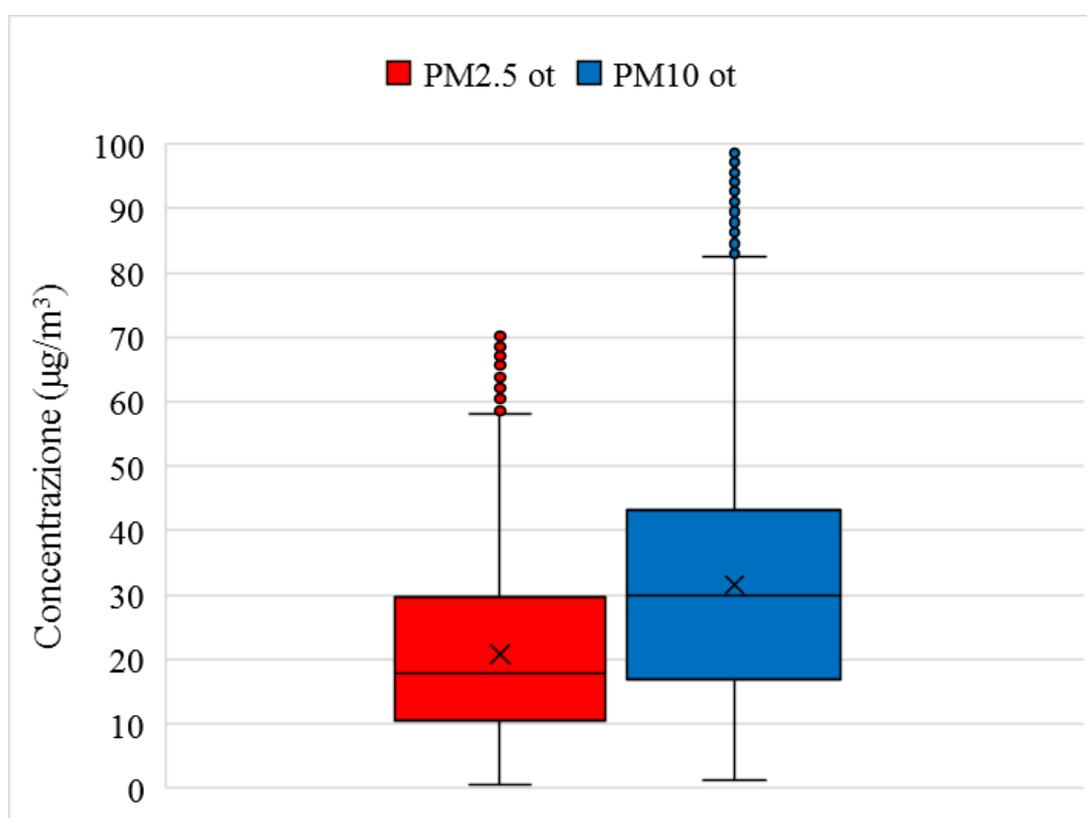


Figura 7.2-4 Boxplot della concentrazione di PM_{10} ot e $PM_{2.5}$ ot presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino.

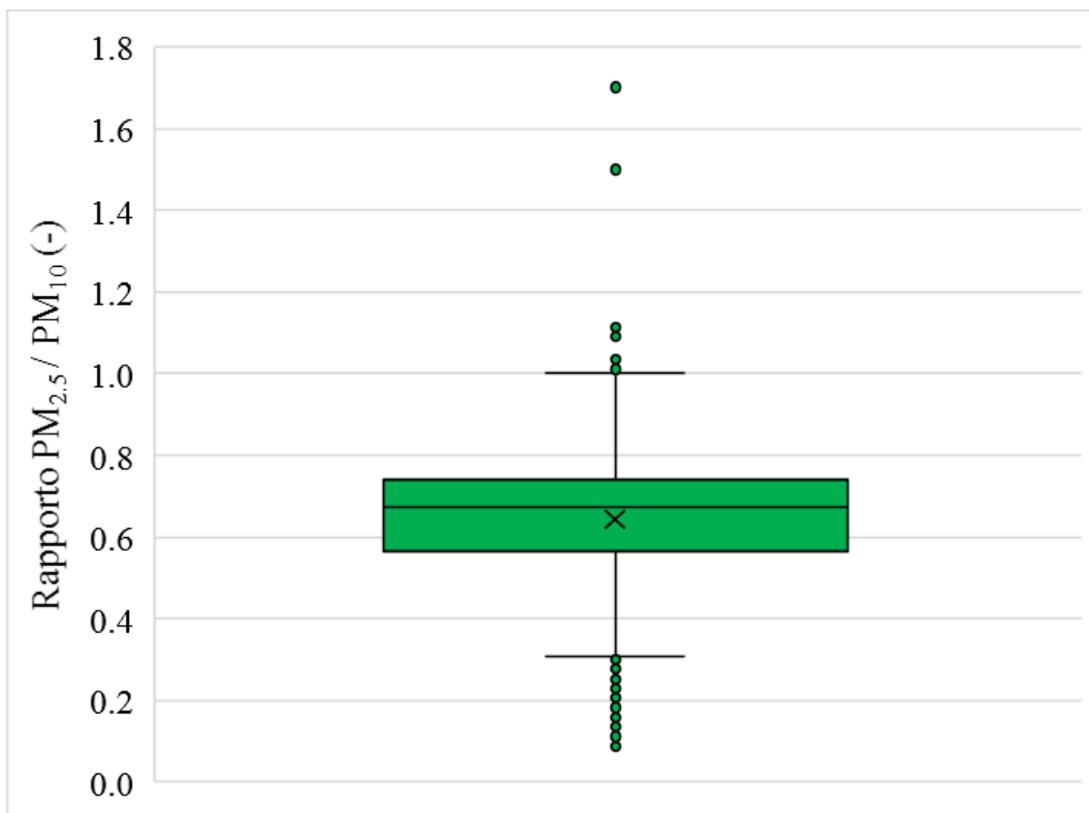


Figura 7.2-5 Boxplot del rapporto tra $PM_{2.5}$ ot e PM_{10} ot presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino.

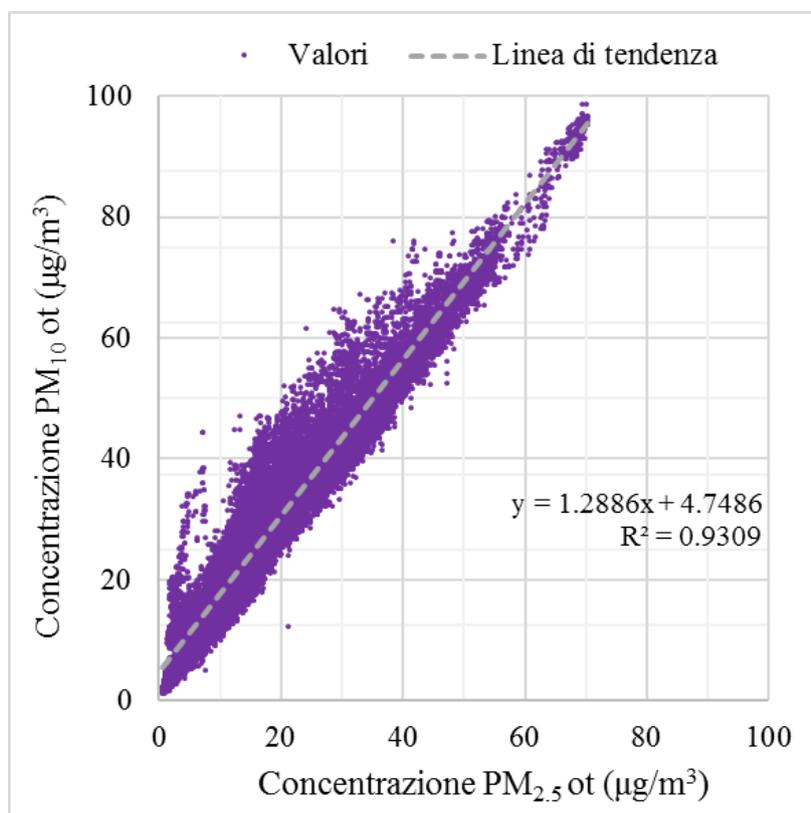


Figura 7.2-6 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riporta rispettivamente la concentrazione di $PM_{2.5}$ ot e di PM_{10} ot misurate presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino.

Figura 7.2-7 e Figura 7.2-8 sono invece degli scatter plot che mettono a confronto le misure di concentrazione di $PM_{2.5}$ con quelle dei parametri meteorologici analizzati dall'APM-2, rispettivamente temperatura esterna, umidità relativa e pressione atmosferica. Il software della strumentazione ottica dispone di curve di calibrazione atte a tener conto dell'effetto di alterazione della misura ottica da parte dell'umidità: di conseguenza un'elevata correlazione tra concentrazione di particolato ed umidità relativa esprimerebbe un'eccessiva incidenza della stessa sul valore misurato; in questo caso, si osserva come il coefficiente di determinazione R^2 sia estremamente basso, indice di una scarsa influenza dell'umidità sui valori di concentrazione misurati, e ciò denota una buona significatività delle misure. Come atteso, la concentrazione di particolato fine non risulta correlata nemmeno con la temperatura esterna e la pressione atmosferica.

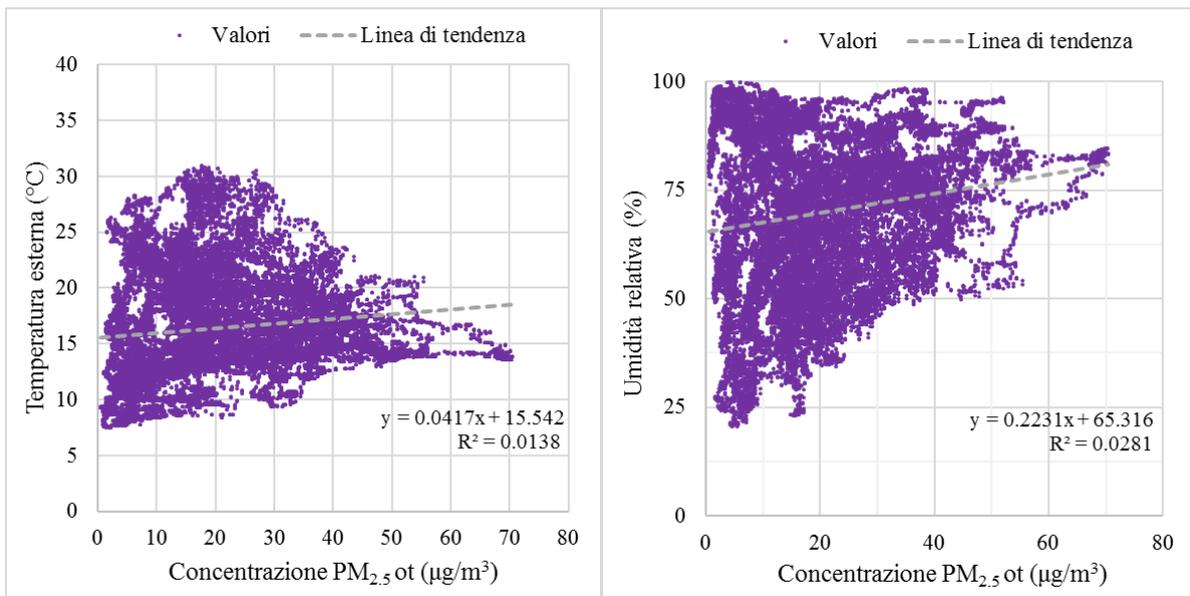


Figura 7.2-7 Scatter plot a sx (a dx): sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riporta rispettivamente la concentrazione di $PM_{2.5}$ ot e di temperatura esterna (umidità relativa), misurate presso il Politecnico di Torino dall'APM-2.

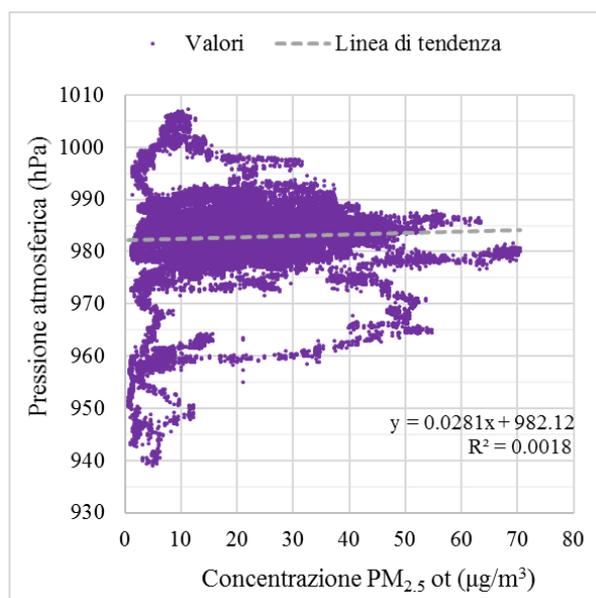


Figura 7.2-8 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riporta rispettivamente la concentrazione di $PM_{2.5}$ ot e di pressione atmosferica, misurate presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino dall'APM-2.

7.3 Analisi dei dataset dei parametri meteorologici (UniTo)

Si riporta in Tabella 7-2 un quadro riassuntivo dei valori delle grandezze meteorologiche registrate presso la stazione meteorologica di Fisica dell'Atmosfera dell'Università degli Studi di Torino nel periodo della campagna di misurazione (19 settembre- 4 novembre).

Tabella 7-2 Quadro riassuntivo dei valori delle grandezze meteorologiche registrate presso l'Università degli studi di Torino dal 19 settembre al 4 novembre. La direzione del vento viene espressa in gradi: Nord 0°, Est 45°, Sud 90°, Ovest 45°. Per raffica di vento si intende un aumento improvviso e di breve durata della velocità del vento.

Grandezza	Valore minimo	Valore medio	Massimo
Temperatura dell'aria (°C)	8.2 °C (2 ott, ore 5:57)	16.5 °C	29.9 °C (20 set, ore 14:55)
Umidità relativa (%)	17 % (24 ott, ore 14:15)	72 %	96 % (29 ott, ore 15:36)
Velocità media giornaliera del vento (m/s)	0.7 m/s (12-13 ott, 2-3 nov)	1.2 m/s	2.8 m/s (29 ott)
Velocità max giornaliera raffica del vento (m/s)	3.3 m/s (19 ott, ore 11:01)	5.9 m/s	14.4 m/s (29 ott, ore 18:24)
Direzione provenienza del vento (°)	16 ° (29 ott)	70 °	167 ° (24 ott)
Pressione atmosferica (hPa)	950.0 hPa (29 ott, ore 17:59)	1018.5 hPa	1009.2 hPa (26 set, ore 10:15)
Precipitazione cumulata giornaliera (mm)	0.0 mm (28 giorni)	4.4 mm	61.4 mm (29 ott)
Radiazione solare globale massima giornaliera (W/m ²)	103 W/m ² (11 ott, ore 15:15)	521 W/m ²	885 W/m ² (25 set, ore 12:49)
Radiazione solare globale cumulata giornaliera (MJ/m ²)	0.70 MJ/m ² (31 ott)	9.71 MJ/m ²	16.06 MJ/m ² (27 set)

Nell'intervallo di giorni considerato, dopo un primo periodo caratterizzato da assenza di pioggia, vi è la presenza di eventi meteorici molto intensi e prolungati nel tempo; si nota inoltre l'ampio range dei vari parametri misurati, per cui si può ritenere che il periodo della campagna di monitoraggio sia piuttosto significativo in quanto hanno avuto luogo varie condizioni climatiche.

7.4 Confronto tra i dataset

Si riportano in questo paragrafo dei confronti tra le serie di dati disponibili sulla concentrazione del particolato atmosferico e sui parametri meteo-climatici. Al fine di non appesantire le didascalie, si ricorda che i dati provenienti dalla stazione di monitoraggio di Torino Lingotto sono stati presi dal portale AriaWeb, i dati misurati presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino derivano dalle pesature dei filtri utilizzati nell'Explorer Plus e dai download dell'APM-2 mentre i parametri meteo-climatici ottenuti dalla stazione meteorologica di Fisica dell'Atmosfera dell'Università di Torino sono disponibili online.

7.4.1 Particolato aerodisperso

Si riportano in Figura 7.4-1 e Figura 7.4-2 gli scatter plot che confrontano le misure, ottenute mediante diversa strumentazione, di concentrazione dei medesimi inquinanti nei medesimi siti, rispettivamente di PM_{10} presso la stazione di monitoraggio dell'Arpa Piemonte di Torino Lingotto e di $PM_{2.5}$ presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino. In entrambi i casi esiste una correlazione significativa eppure si nota come i valori di concentrazione media giornaliera dello stesso inquinante nel medesimo luogo negli stessi giorni risultino differenti: ciò è indice dell'incertezza delle misure ottenute da strumentazioni diverse e basate su diversi principi di misurazione.

Si sottolinea che, nonostante il basso numero di misurazioni avvenute, si è optato per l'inserimento dei dati relativi al campionatore gravimetrico del Politecnico di Torino per completezza ed ogni considerazione al riguardo riportata nella presente tesi dovrà essere confermata nel proseguo della campagna di monitoraggio presso il sito-obiettivo.

Figura 7.4-3, Figura 7.4-4, Figura 7.4-5 e Figura 7.4-6 sono invece degli scatter plot che mettono in relazione le misure di concentrazione dello stesso inquinante ottenute presso il sito-obiettivo del Politecnico di Torino e quelle ottenute presso la stazione di monitoraggio di Torino Lingotto per ciascun giorno della campagna di misurazione: ciascun grafico denota l'esistenza di un'elevata correlazione tra i valori, a conferma degli studi pregressi del gruppo di ricerca di Sicurezza Ambientale del DIATI che asserivano che la qualità dell'aria nei due siti fosse, in prima approssimazione, confrontabile.

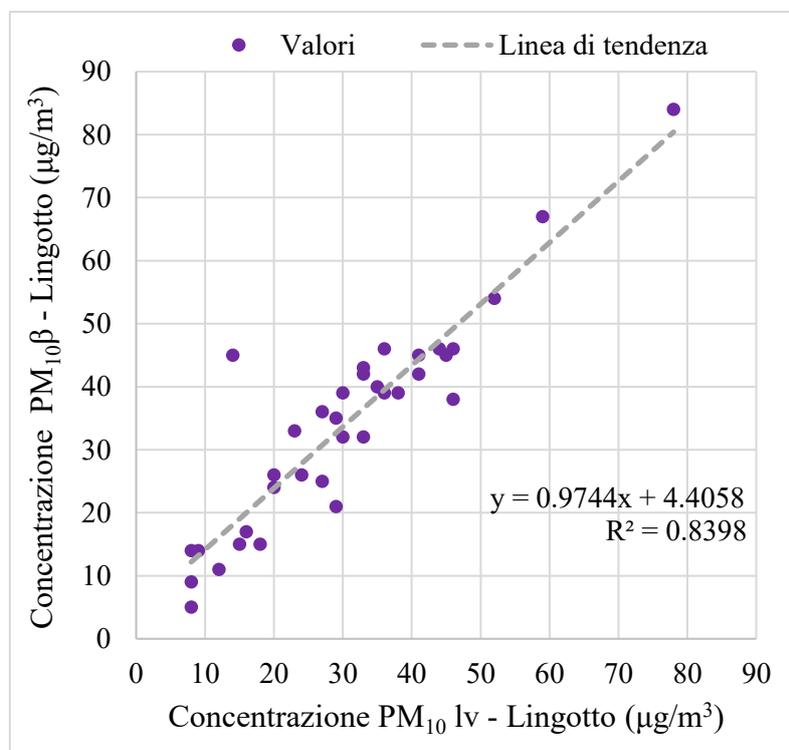


Figura 7.4-1 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riportano rispettivamente la concentrazione media giornaliera di PM_{10lv} e $PM_{10\beta}$ misurate nell'intero periodo della campagna di monitoraggio (19/09-4/11).

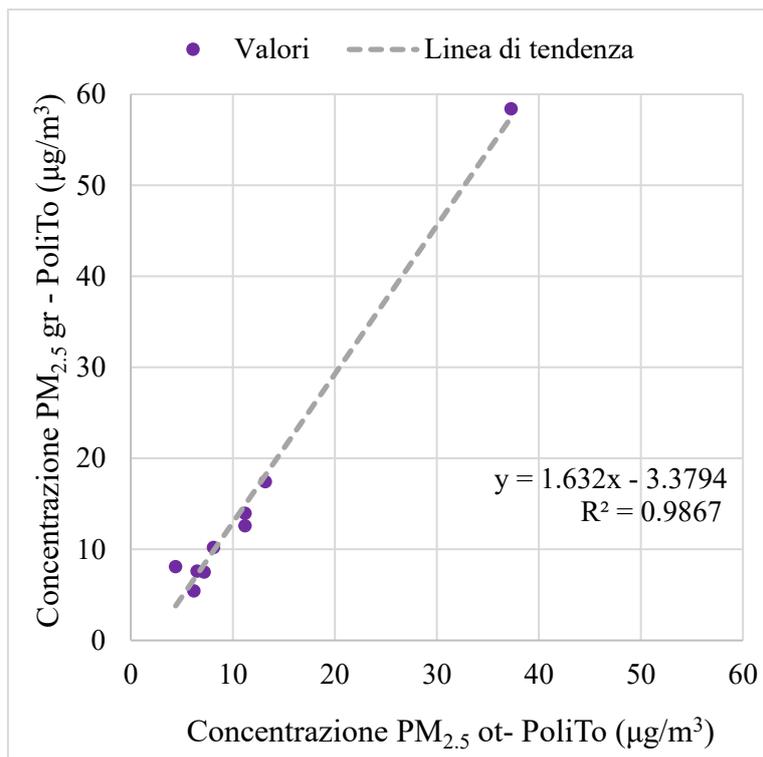


Figura 7.4-2 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riportano rispettivamente la concentrazione media giornaliera di PM_{2.5}ot e di PM_{2.5}gr, misurate dal 27 ottobre al 4 novembre.

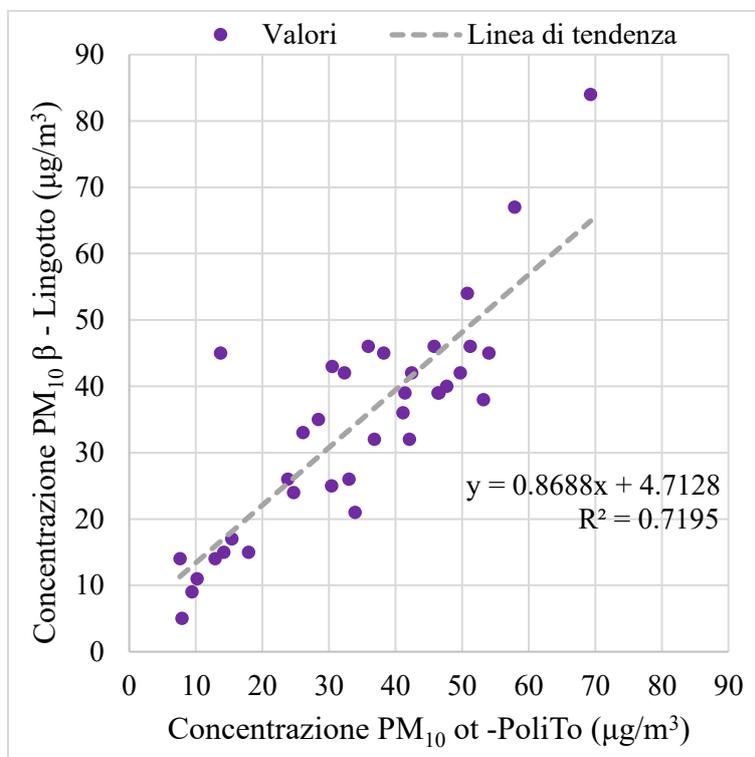


Figura 7.4-3 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riportano rispettivamente la concentrazione media giornaliera di PM₁₀ot e PM₁₀beta misurate nell'intero periodo della campagna di monitoraggio (19/09-4/11).

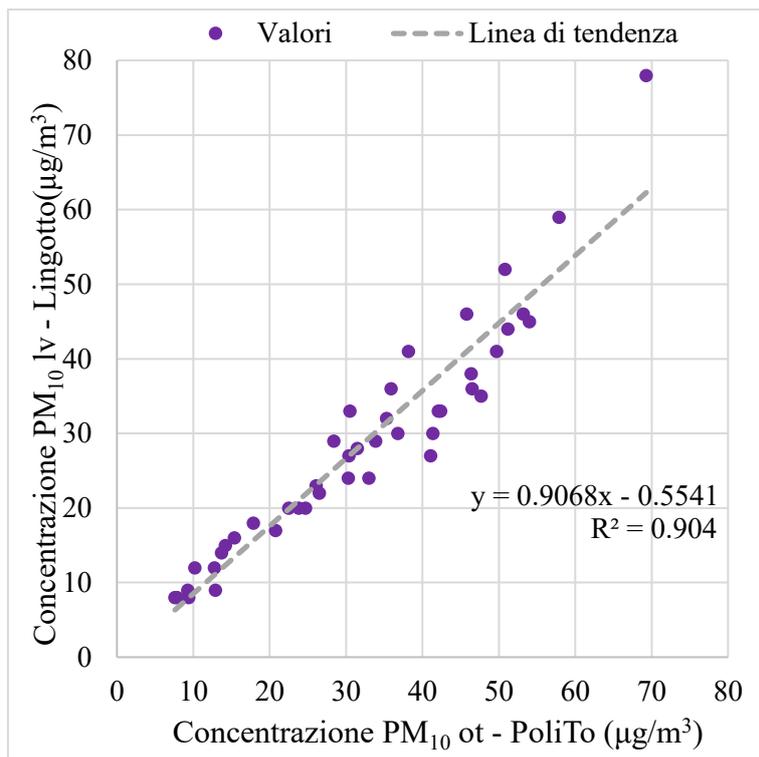


Figura 7.4-4 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riportano rispettivamente la concentrazione media giornaliera di $PM_{10} ot$ e $PM_{10} lv$, misurate nell'intero periodo della campagna di monitoraggio (19/09 – 4/11).

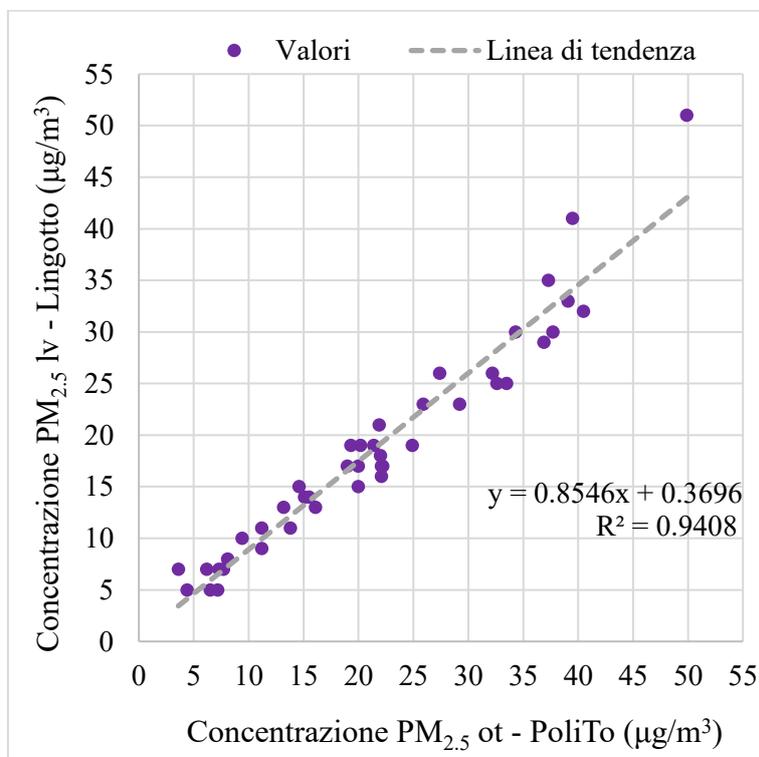


Figura 7.4-5 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riportano rispettivamente la concentrazione media giornaliera di $PM_{2.5} ot$ e $PM_{10} lv$, misurate nell'intero periodo della campagna di monitoraggio (19/09 – 4/11).

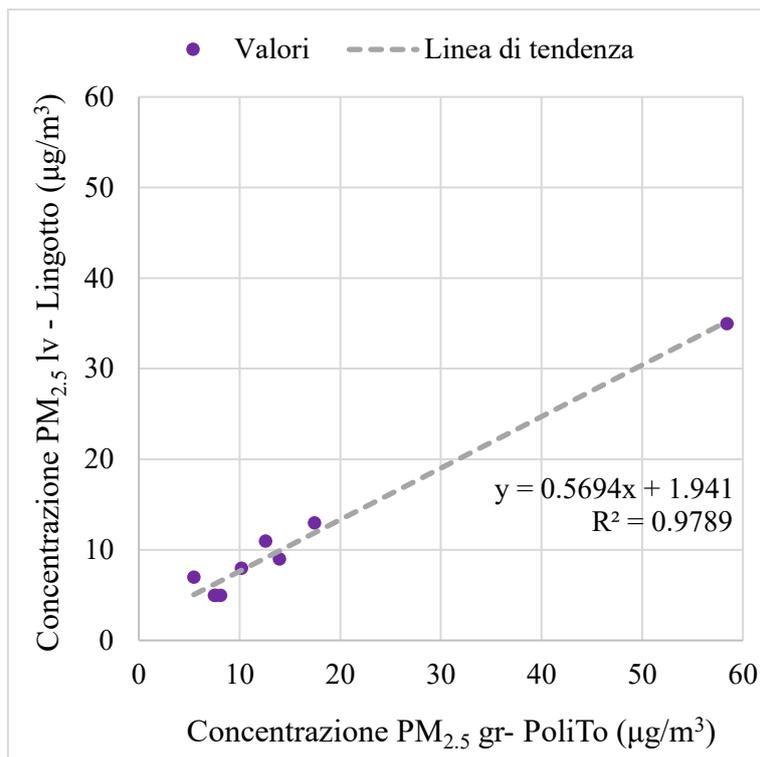


Figura 7.4-6 Scatter plot: sull'asse delle ascisse e delle ordinate si riportano rispettivamente la concentrazione media giornaliera di PM_{2.5} gr e PM_{2.5} lv, misurate nel periodo della campagna di monitoraggio in cui sono presenti sia la strumentazione ottica sia il campinatore gravimetrico (27 ottobre-4 novembre).

7.4.2 Parametri meteorologici

Figura 7.4-8 e Figura 7.4-7 mostrano che i dataset relativi ai valori medi giornalieri di temperatura ambiente e umidità relativa ottenuti presso il Politecnico di Torino dall'APM-2 e presso l'Università degli Studi di Torino sono praticamente sovrapponibili: in prima approssimazione, si può dunque assumere che le condizioni meteo-climatiche nei due siti siano analoghe.

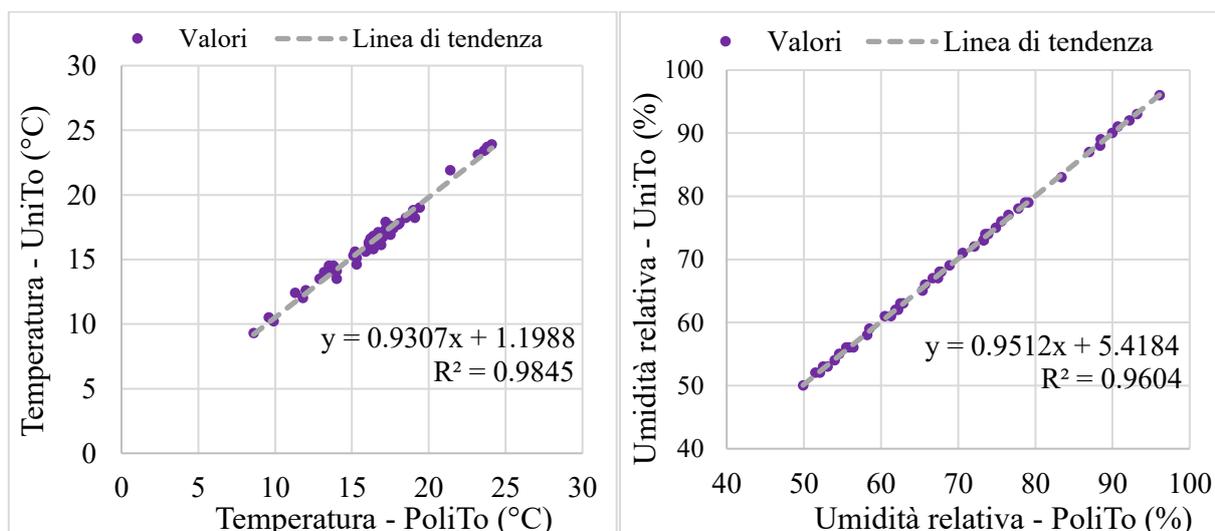


Figura 7.4-7 Scatter plot a sx (a dx): sull'asse delle ascisse e delle ordinate sono riportati rispettivamente i valori di temperatura ambiente (umidità relativa) media giornaliera misurati presso il Politecnico di Torino e l'Università degli Studi di Torino. I dati fanno riferimento all'intero periodo della campagna di misurazione (19/09-4/11).

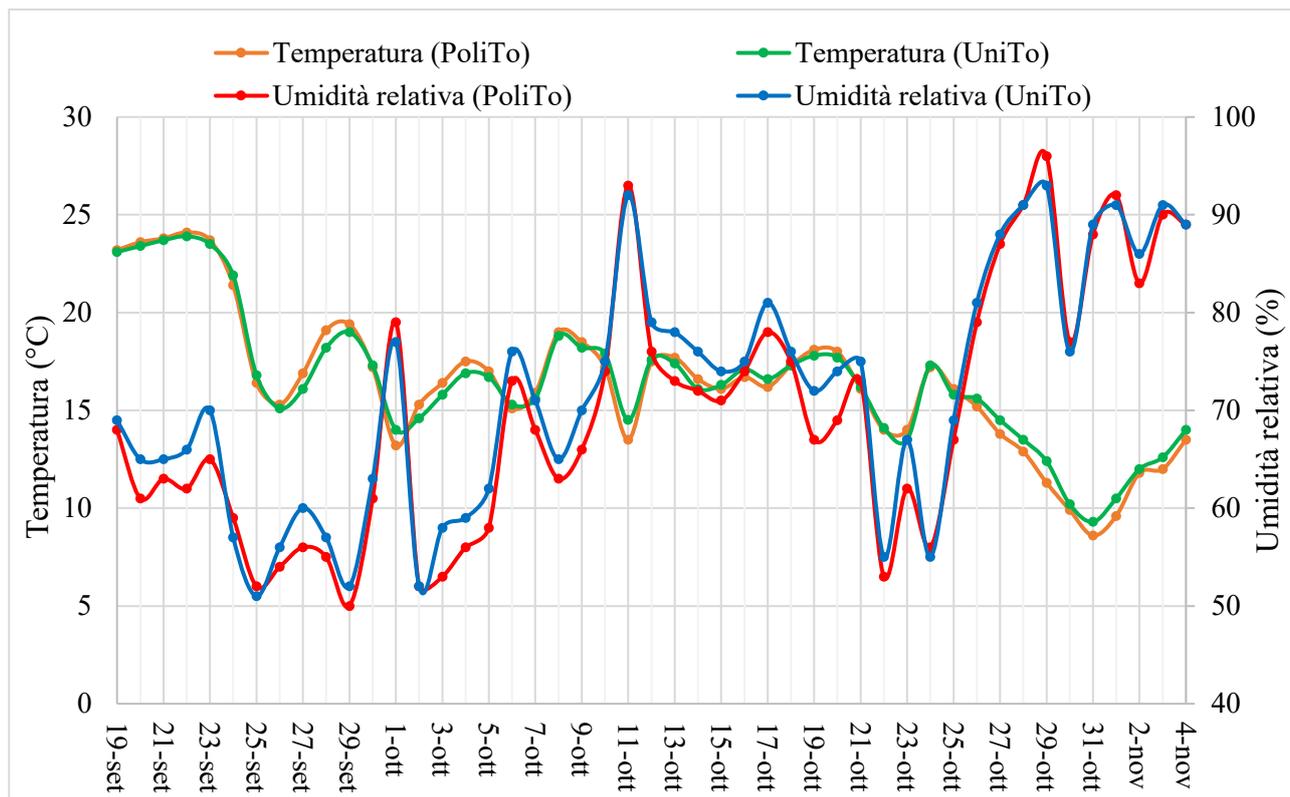


Figura 7.4-8 Andamento temporale dei valori medi giornalieri di temperatura ambiente e umidità relativa misurati presso il Politecnico di Torino e l'Università degli Studi di Torino durante la campagna di misurazione (19/09-4/11).

In conclusione, si riporta in Figura 7.4-9 e in Figura 7.4-10 un confronto i valori medi giornalieri di pressione atmosferica misurati nei due siti: si nota come, a meno di una costante determinata dalla differenza di quote e dal gradiente barico verticale, vi sia un'ottima corrispondenza tra le misure.

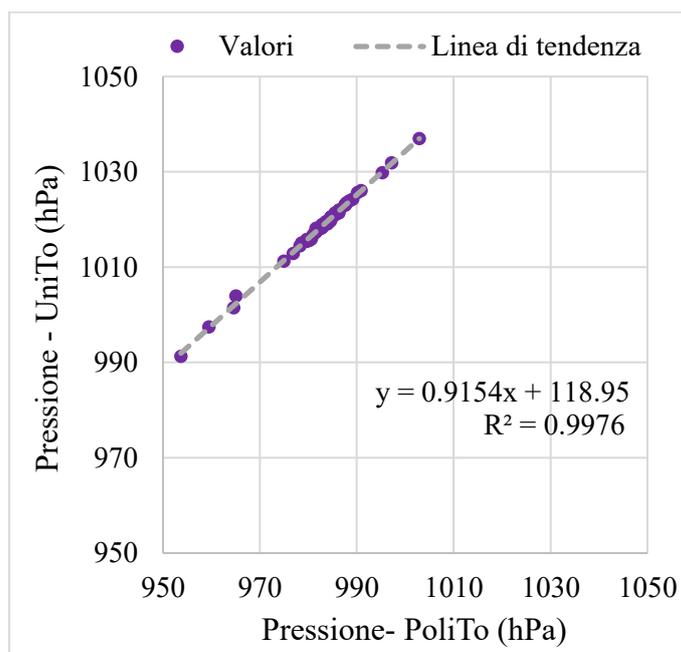


Figura 7.4-9 Scatter plot: Scatter plot a sx: sull'asse delle ascisse e delle ordinate sono riportati rispettivamente i valori di pressione atmosferica media giornaliera misurati presso il Politecnico di Torino e l'Università degli Studi di Torino. I dati fanno riferimento all'intero periodo della campagna di misurazione (19/09-4/11).

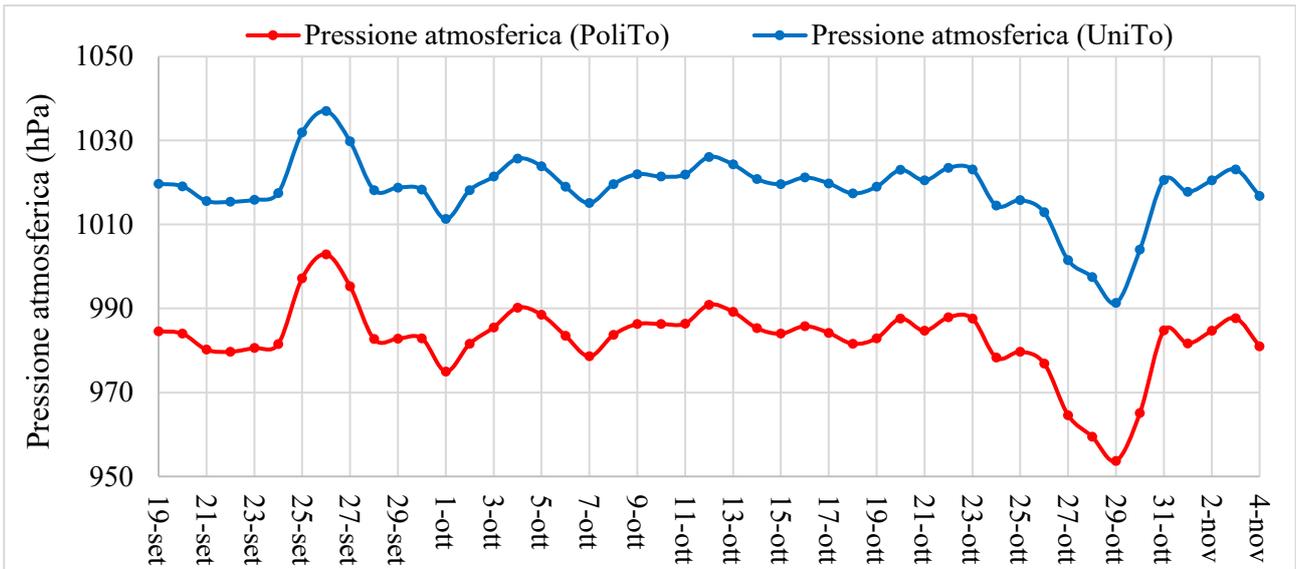


Figura 7.4-10 Andamento temporale dei valori medi giornalieri di pressione atmosferica misurati presso il Politecnico di Torino e l'Università degli Studi di Torino durante la campagna di misurazione (19/09-4/11).

7.4.3 Particolato aerodisperso e parametri meteorologici

Si riportano in Figura 7.4-11 e Figura 7.4-12 i valori giornalieri di precipitazione cumulata e di concentrazione media di particolato aerodisperso, rispettivamente PM_{10} e $PM_{2.5}$, nell'intero periodo della campagna di misurazione. Come già ipotizzato nel paragrafo 7.1.2, risulta evidente il ruolo giocato dagli eventi meteorici nella riduzione della concentrazione di PM tramite la deposizione umida. Si sottolinea che i valori riguardanti le precipitazioni sono misurati presso l'Università di Torino e non presso il sito-obiettivo, con cui esiste però un'analogia delle condizioni meteorologiche (vedi 7.4.2).

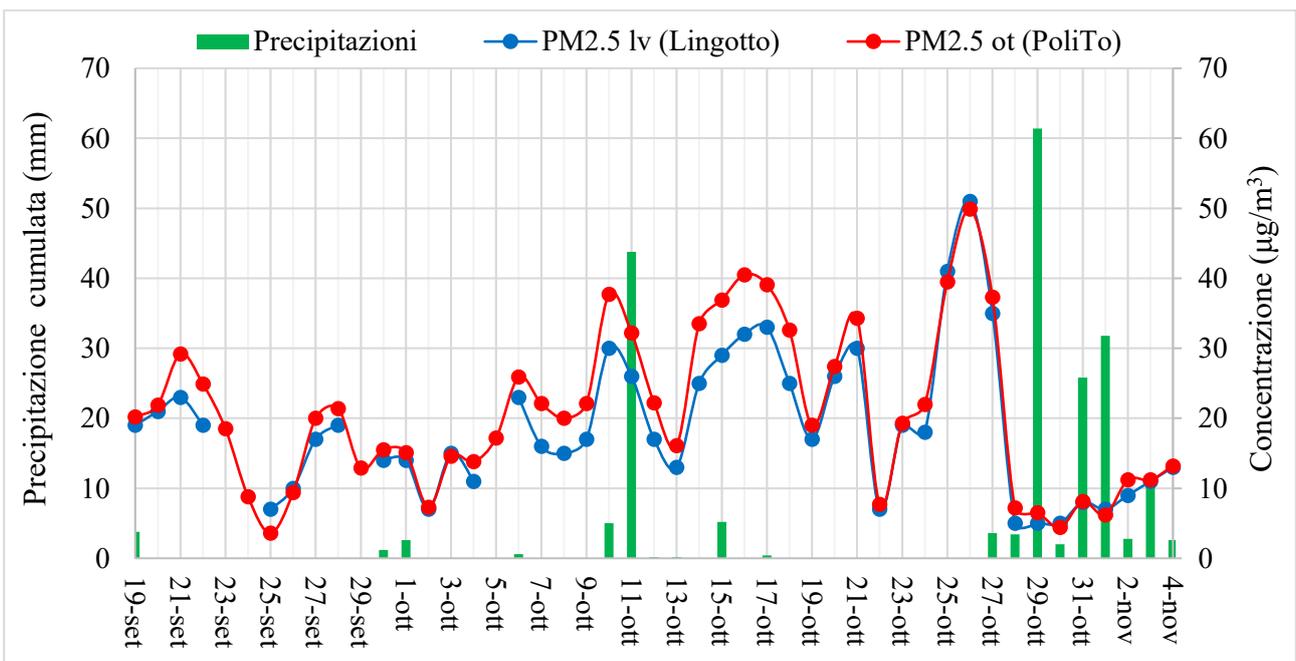


Figura 7.4-11 Andamento della precipitazione cumulata giornaliera e della concentrazione media giornaliera di $PM_{2.5}$ lv e $PM_{2.5}$ ot nell'intero periodo della campagna di misurazione (19/09-4/11).

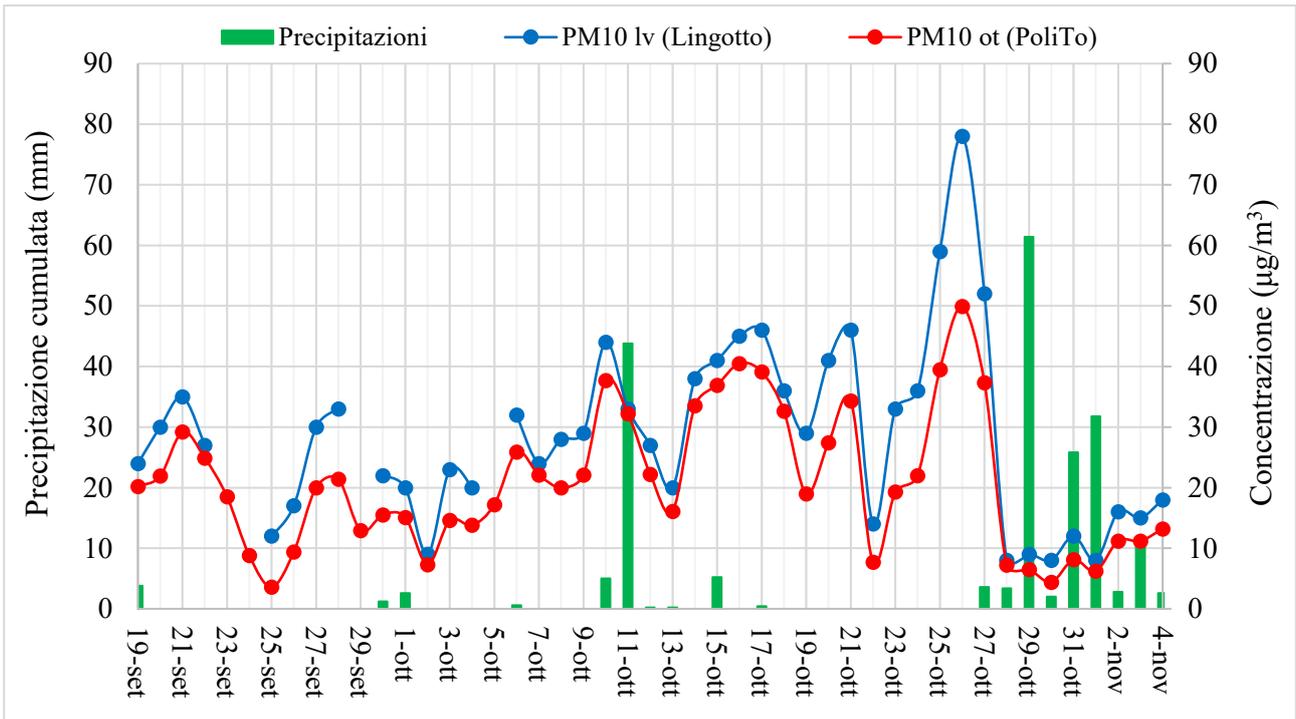


Figura 7.4-12 Andamento della precipitazione cumulata giornaliera e della concentrazione media giornaliera di PM₁₀ lv e PM₁₀ ot nel periodo della campagna di misurazione (19/09-4/11).

Figura 7.4-13, Figura 7.4-14, Figura 7.4-15 e Figura 7.4-16 riportano invece i valori di velocità del vento e di concentrazione media giornaliera di PM: si sottolinea nuovamente che i dati meteorologici in questione fanno riferimento all’Università di Torino e che dunque le eventuali tendenze evidenziate dovranno essere confermate dalle future campagne di misurazione dei parametri meteorologici nel sito-obiettivo del Politecnico di Torino.

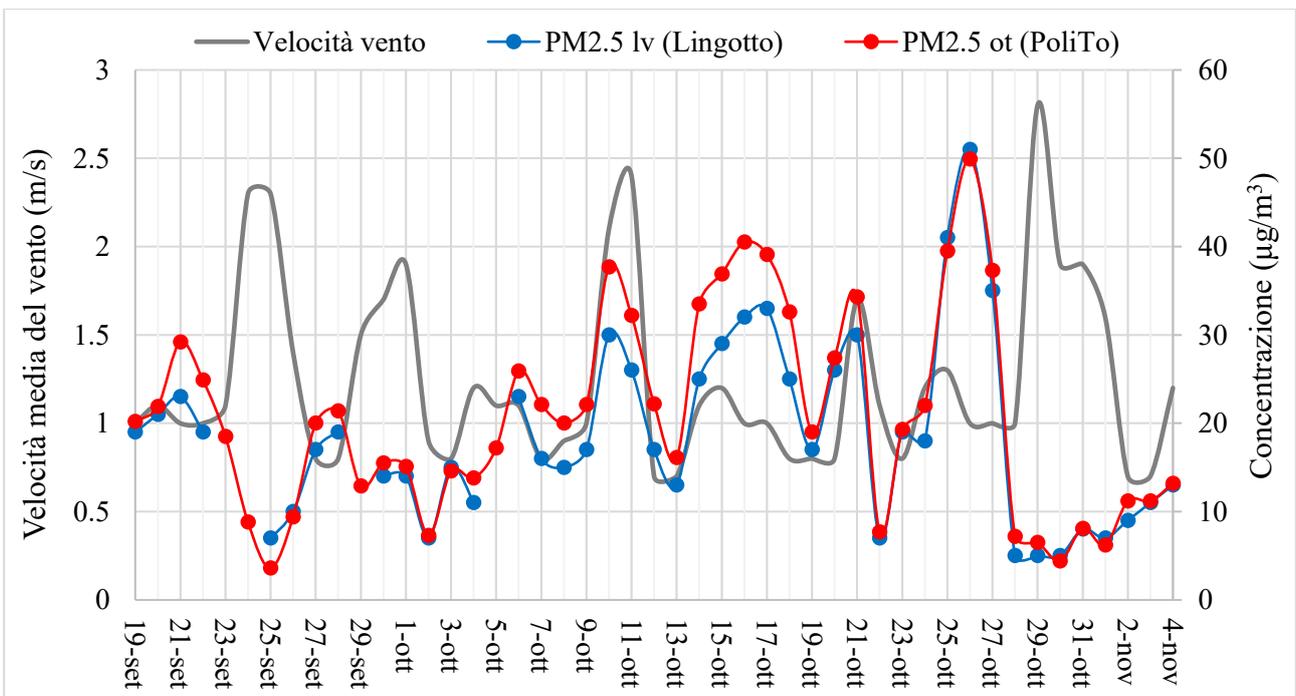


Figura 7.4-13 Andamento dei valori medi giornalieri di velocità del vento e concentrazione di PM_{2,5}lv e PM_{2,5}ot nel periodo della campagna di misurazione (19/09-4/11).

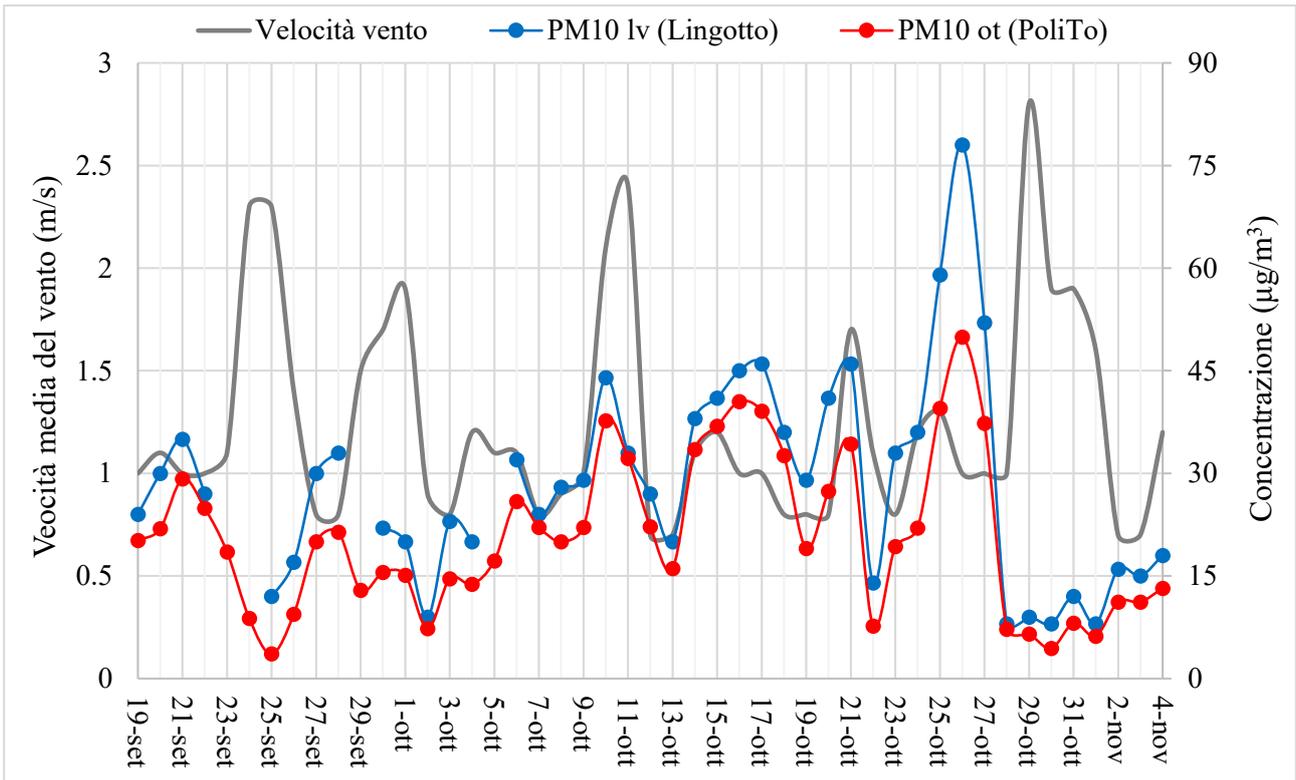


Figura 7.4-14 Andamento dei valori medi giornalieri di velocità del vento e concentrazione di PM_{10lv} e PM_{10ot} nel periodo della campagna di misurazione (19/09-4/11).

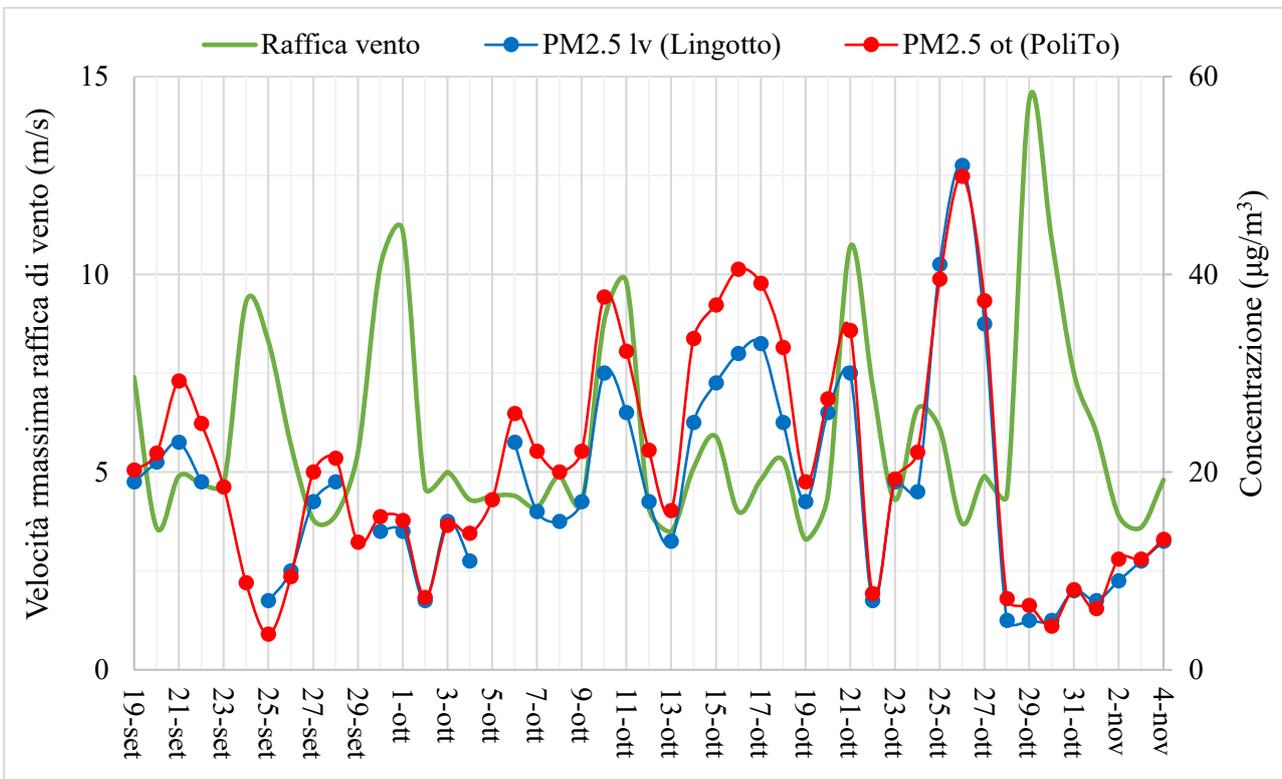


Figura 7.4-15 Andamento della velocità massima giornaliera di raffica di vento e della concentrazione media giornaliera di $PM_{2,5lv}$ e $PM_{2,5ot}$ nel periodo della campagna di misurazione (19/09-4/11).

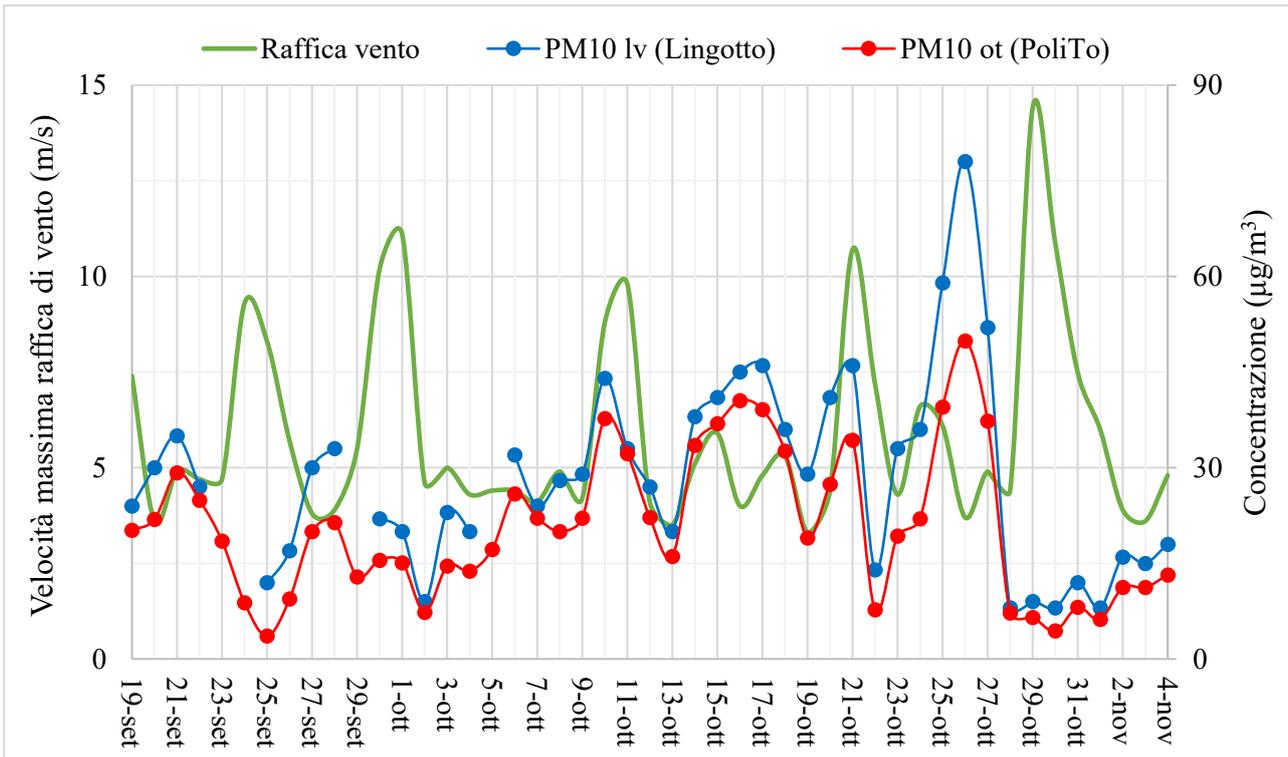


Figura 7.4-16 Andamento della velocità massima giornaliera di raffica di vento e della concentrazione media giornaliera di PM_{10lv} e PM_{10ot} nel periodo della campagna di misurazione (19/09-4/11).

Figura 7.4-17 e Figura 7.4-18 mostrano infine come, in assenza di precipitazioni, all’aumentare della velocità media del vento, tendenzialmente, si registri una diminuzione la concentrazione di PM.

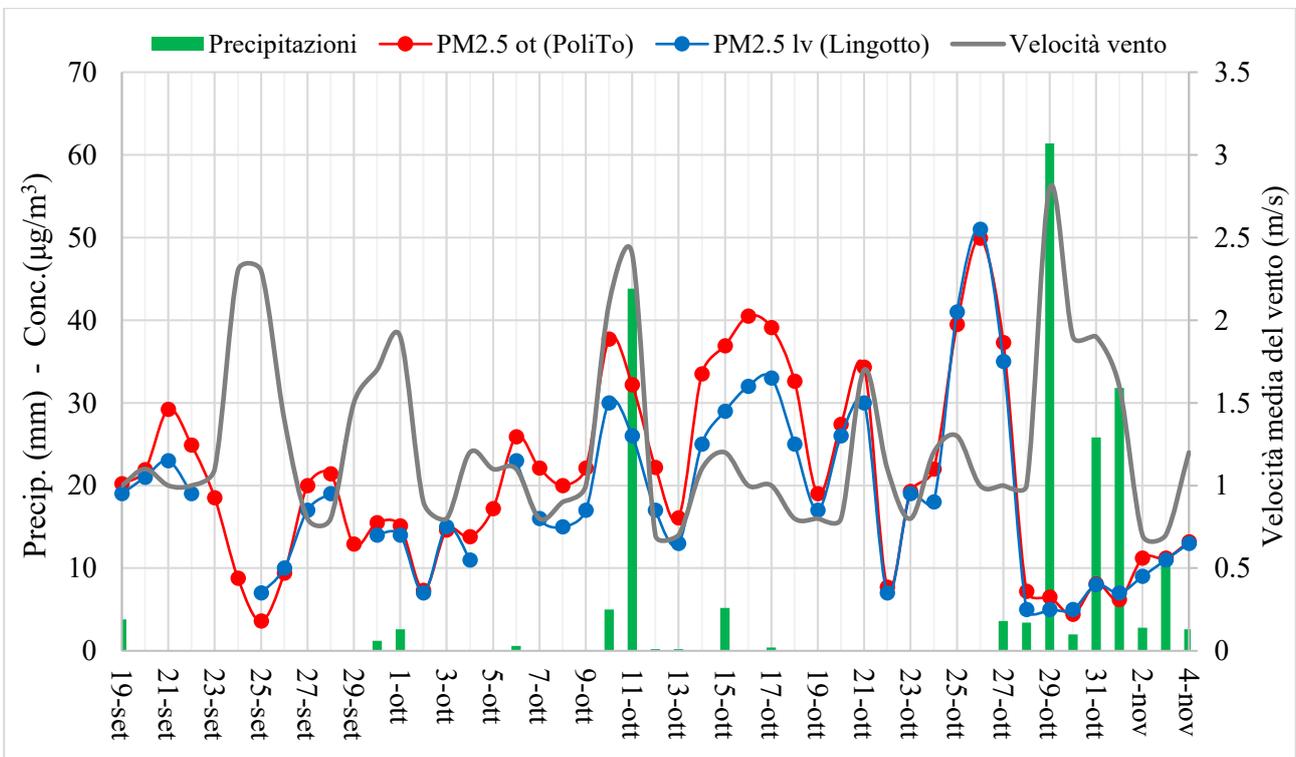


Figura 7.4-17 Andamento della precipitazione cumulata giornaliera (Precip.) e dei valori medi giornalieri di concentrazione (Conc.) di $PM_{2,5lv}$ e di $PM_{2,5ot}$ e di velocità del vento nel periodo 19 settembre-4 novembre.

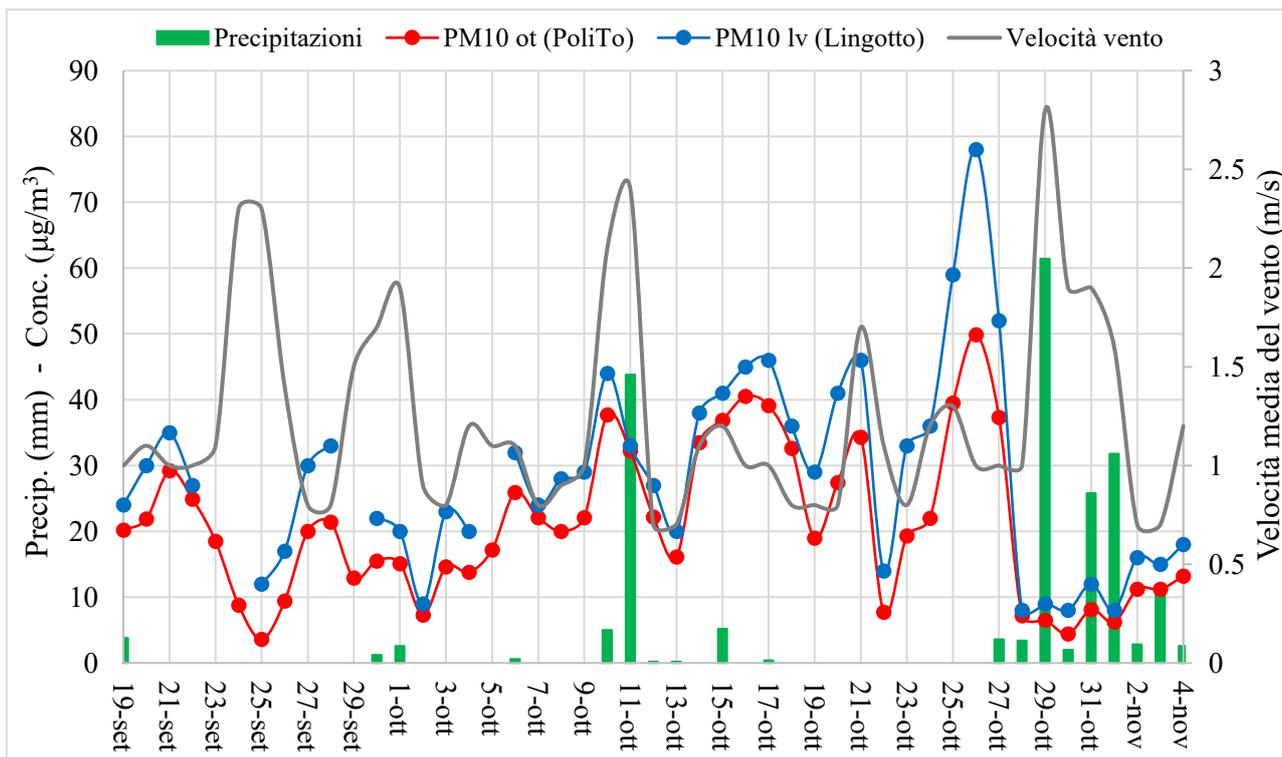


Figura 7.4-18 Andamento della precipitazione cumulata giornaliera (Precip.) e dei valori medi giornalieri di concentrazione (Conc.) di PM₁₀lv e di PM₁₀ot e di velocità del vento nel periodo 19 settembre-4 novembre

8 Conclusioni

Il particolato atmosferico (PM) è generalmente definito come una miscela di particelle solide e/o liquide che rimane in sospensione nell'aria e comprende particelle con dimensioni che variano da pochi nanometri a diverse centinaia di micrometri. Generalmente, si definiscono ultrafini, fini e grossolane le particelle aventi diametro rispettivamente inferiore a $0.1 \mu\text{m}$, inferiore a $2.5 \mu\text{m}$ (PM_{2.5}) e inferiore ai $10 \mu\text{m}$ (PM₁₀). Gli studi epidemiologici hanno evidenziato l'esistenza di una correlazione tra esposizione acuta a particolato aerodisperso e mortalità per malattie respiratorie; il progresso delle conoscenze epidemiologiche ha portato a limiti normativi sempre più specifici e stringenti. Il numero di episodi di inquinamento acuto sta aumentando in molte aree del mondo per cui la politica ha iniziato a prestarvi attenzione e ad agire; tuttavia, al momento, solo il 10% della popolazione che vive in aree urbane che risultano conformi alle "Air quality guidelines" dell'Organizzazione mondiale della Sanità.

Una strategia per mitigare l'inquinamento è rappresentata dall'incremento della presenza della vegetazione in quanto promuove la deposizione secca; tuttavia, dato l'elevato tasso di edificazione, vi è poco spazio disponibile alla crescita di piante nelle aree urbane, proprio laddove la qualità dell'aria risulta particolarmente critica. Una possibile soluzione a tal problema è l'installazione di tetti verdi su larga scala in quanto i tetti arrivano a costituire circa il 25% della superficie totale delle città. Si stima che un ettaro di tetto verde estensivo riesca infatti a rimuovere il PM₁₀ emesso annualmente da 170 cittadini italiani per il trasporto, con riferimento ai dati Eurostat. I tetti verdi offrono inoltre ulteriori benefici, tra i quali spiccano la riduzione del consumo energetico degli edifici ove sono installati e il miglioramento nella gestione delle acque meteoriche.

Per quanto riguarda il tetto verde in progetto al Politecnico di Torino, si consiglia innanzitutto l'utilizzo di materiale riciclato ed ecocompatibile, in modo da minimizzare l'impatto ambientale e promuovere la sostenibilità: ad esempio, si potrebbe valutare l'utilizzo di materiali da rifiuto, come compost o frantumi di mattoni, nella miscela di elementi che formano il terreno colturale. Si raccomanda inoltre un'approfondita analisi della specie vegetale da utilizzare, in quanto la salute della stessa è fondamentale per la riuscita del progetto. In primis, bisogna valutare il carico massimo ammissibile sul tetto dell'edificio, in base al quale stabilire se è possibile installare un tetto verde intensivo (preferibile) o estensivo. In secondo luogo, è necessaria una selezione delle specie vegetali adatte alle condizioni meteo-climatiche del sito: per individuarle, è buona pratica analizzare innanzitutto le specie presenti nel circondario della sede. Si consiglia di preferire le specie più efficaci nella rimozione del particolato: attraverso uno studio della letteratura, può essere effettuata un'ulteriore selezione sulla base del valore del prodotto tra LAI e velocità di deposizione; una volta ristretto il campo, si suggerisce di svolgere un test in ambiente chiuso simile a quello proposto da Viecco et al., presentato nel paragrafo 5.5, al fine di valutare la specie vegetale più adatta allo scopo. Lo strumento da utilizzare per valutare la concentrazione nell'ambiente indoor potrebbe essere l'Air Pollution Monitor 2, già disponibile al DIATI e capace di ottenere indicazioni sia per il PM_{2.5} sia per il PM₁₀.

Una volta determinata la specie vegetale ed installato il tetto verde, si raccomanda, ovviamente, un'adeguata manutenzione, irrigazione e fertilizzazione. Per quanto riguarda il monitoraggio della qualità dell'aria, si consiglia di continuare a utilizzare l'APM-2 e non l'Explorer Plus in quanto

quest'ultimo richiede dei controlli più frequenti del campionatore ottico ed è caratterizzato da una minor risoluzione temporale. Disponibilità economica permettendo, si suggerisce l'utilizzo di un ulteriore strumento di misurazione da porre nella porzione del tetto non ricoperta dal tetto verde in modo da poter confrontare i dati, possibilmente lo stesso modello impiegato nel tetto verde: in questo caso, bisogna considerare che, in caso di forte vento, l'eventuale gradiente di concentrazione tenderà a smorzarsi. Ad ogni modo, data l'elevata correlazione riscontrata, è possibile valutare la variazione imposta dal tetto verde continuando a paragonare le misure ottenute nel tetto verde con quelle di Torino Lingotto riguardo la concentrazione di particolato e con i dati della stazione meteorologica dell'Università di Torino per i parametri meteo-climatici: un'eventuale variazione significativa sarebbe ascrivibile con ragionevole certezza all'effetto della vegetazione. Alla luce degli studi presentati, ci si aspetta un aumento nella frazione "complementare", cioè del particolato avente diametro compresa tra $2.5 \mu\text{m}$ e $10 \mu\text{m}$ a causa della risospensione delle particelle costituenti il terreno colturale ed una diminuzione di $\text{PM}_{2.5}$ per via della deposizione sulla vegetazione e dunque una diminuzione del rapporto $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$.

Sarebbe inoltre interessante la valutazione di quale classe granulometrica viene catturata dalle specie vegetali: ciò può avvenire sia attraverso misurazioni in laboratorio su campioni di foglie, analoghe a quelle svolte da Speak et al. (vedi paragrafo 5.1), sia attraverso il monitoraggio del particolato aerodisperso con adeguata strumentazione, come ad esempio il Grimm Aerosol Spectrometer, descritto nel paragrafo 5.3; in quest'ultimo caso, bisognerebbe necessariamente impiegare due campionatori, possibilmente dello stesso modello, in quanto non sono disponibili misurazioni delle varie classi granulometriche presso la stazione di Torino Lingotto e pertanto non si avrebbero serie di dati da confrontare. Si precisa che nella presente tesi non è stata stilata nessuna "lista della spesa" in quanto si prevede che nel cc-green-roof-lab verranno monitorati anche altri inquinanti, oggetto dello studio di altri tesisti, ed al momento non è possibile conoscere quanto verrà speso per gli strumenti di misurazione del particolato aerodisperso e quanto per quelli che monitorano la concentrazione degli inquinanti in fase gassosa.

Fonti

1. Perrino, C. ATMOSPHERIC PARTICULATE MATTER. 9 (2010).
2. Aerodynamic Equivalent Diameter. (2014). Available at: <https://www.aiche.org/ccps/resources/glossary/process-safety-glossary/aerodynamic-equivalent-diameter>. (Accessed: 20th October 2018)
3. Ambient air pollution - A global assessment of exposure and burden of disease (WHO 2016).
4. Seinfeld, J. H. & Pandis, S. N. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, 2nd Edition*. (2006).
5. Molinaroli, E. & Masiol, M. *Particolato atmosferico e ambiente mediterraneo. Il caso delle polveri sahariane*. (Aracne Editrice, 2016).
6. nucleazione nell'Enciclopedia Treccani. Available at: <http://www.treccani.it/enciclopedia/nucleazione>. (Accessed: 21st October 2018)
7. Fuzzi, S. *et al.* Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. *Atmospheric Chem. Phys.* **15**, 8217–8299 (2015).
8. Squizzato, S. Polveri sottili e particolato secondario inorganico: distribuzione e origine nell'area veneziana. (2011).
9. Belis, C. A. *et al.* *European guide on air pollution source apportionment with receptor models*. (Publications Office, 2014).
10. Viana, M. *et al.* Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. *J. Aerosol Sci.* **39**, 827–849 (2008).
11. Database - Eurostat. Available at: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/emissions-of-greenhouse-gases-and-air-pollutants/air-emission-accounts/database>. (Accessed: 23rd October 2018)
12. Stortini, M. & Bonafè, G. Quali sono le origini del particolato? **Ecoscienza**, (2017).
13. Olawale Abulude, F. Particulate Matter: An Approach To Air Pollution. *ResearchGate* Available at: https://www.researchgate.net/publication/305400302_Partaculate_Matter_An_Approach_To_Air_Pollution. (Accessed: 19th October 2018)
14. Bo, M. *et al.* Assessment of Indoor-Outdoor Particulate Matter Air Pollution: A Review. *Atmosphere* **8**, 136 (2017).

15. Eurostat. Available at: <http://europalavoro.lavoro.gov.it/EuropaLavoro/Glossario/Eurostat>. (Accessed: 23rd October 2018)
16. *Classificazione delle attività economiche Ateco 2007: derivata dalla Nace Rev. 2.* (ISTAT, 2009).
17. ARPA Veneto. A proposito di polveri atmosferiche. Available at: <http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/a-proposito-di-polveri-atmosferiche>. (Accessed: 24th October 2018)
18. Magaratto, G., Carradori, G., Visentin, L., Righetto, A. L. & Gregio, M. Rischi lavorativi da polveri aerodisperse prevenzione nelle attività di movimentazione merci polverulente in ambito portuale.
19. US EPA National Center for Environmental Assessment, R. T. P. N. & Ross, M. Air Quality Criteria for Particulate Matter (Final Report, 2004). Available at: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=87903>. (Accessed: 24th October 2018)
20. UNI EN 481:1994. Available at: <http://store.uni.com/catalogo/index.php/uni-en-481-1994.html>. (Accessed: 24th October 2018)
21. Ministero della salute. Particolato. (2015).
22. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans & International Agency for Research on Cancer. *Outdoor air pollution*. (2016).
23. Direzione ambiente - Comune di Pisa. PM10: Cos'è; Effetti sull'uomo e sull'ambiente.
24. US EPA, O. Health and Environmental Effects of Particulate Matter (PM). *US EPA* (2016). Available at: <https://www.epa.gov/pm-pollution/health-and-environmental-effects-particulate-matter-pm>. (Accessed: 24th October 2018)
25. Pascali, P. D. Energia, microclima e forma urbana. 7
26. Wet deposition - AMS Glossary. Available at: http://glossary.ametsoc.org/wiki/Wet_deposition. (Accessed: 31st October 2018)
27. Vecchi, R. Il particolato atmosferico: cos'è e che effetti ha sull'ambiente. 27
28. *Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n.155; 'Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa'*.
29. Scantamburlo, E. Air Quality Management - Campagna di monitoraggio della qualità dell'aria nella fase "Corso d'Opera" – Piano Particolareggiato Regaldi. (2016).
30. Ross, S. M. *Probabilità e statistica per l'ingegneria e le scienze*. (Apogeo Editore, 2008).

31. ISPRA. Linee guida per la redazione di report sulla qualità dell'aria: definizione target, strumenti e core set di indicatori finalizzati alla produzione di report sulla qualità dell'aria. (2016).
32. D.P.R. n° 203 del 24 maggio 1988. Available at: http://www.nonsoloaria.com/Leggi%20aria/D_P_R_%20n%20B0%20203%20del%2024%20maggio%201988.htm. (Accessed: 18th October 2018)
33. De Berardis, B. & Paoletti, L. La frazione fine del particolato aerodisperso: un inquinante di crescente rilevanza, ambientale e sanitaria. Metodologie di raccolta e caratterizzazione delle singole particelle. 11
34. Viola, A. Problematiche di misura della distribuzione del particolato atmosferico in termini di numero e massa. (Università degli studi di Cassino, 2007).
35. DIRETTIVA 2008/50/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 21 maggio 2008 relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. (2008).
36. Ambient (outdoor) air quality and health. *World Health Organization* Available at: [http://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](http://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health). (Accessed: 11th September 2018)
37. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project Technical Report. *Tech. Rep.* 309
38. Amaral, S. S., Carvalho, J. A. J., Costa, M. A. M. & Pinheiro, C. An Overview of Particulate Matter Measurement Instruments. **Atmosphere**,
39. UNI EN 12341:2014. Available at: <http://store.uni.com/catalogo/index.php/uni-en-12341-2014.html>. (Accessed: 11th September 2018)
40. ARPA VdA. Principi e metodi di misura dei principali inquinanti atmosferici.
41. SEM microscopia elettronica a scansione | ALFATEST Materials science. Available at: https://www.alfatest.it/tecniche/sem-microscopia-elettronica-scansione?fbclid=IwAR02aGQhpASQA6bSZ9KfLMI_MuL-vDmNYmMWVI5yyc4qTmTYvKHisF0xPkM. (Accessed: 25th October 2018)
42. Ferrara. Microscopia Elettronica.
43. Microscopio elettronico. *Wikipedia* (2017).
44. WHO | Air pollution. *WHO* Available at: <http://www.who.int/sustainable-development/transport/health-risks/air-pollution/en/>. (Accessed: 12th September 2018)
45. Mongolians are resorting to 'oxygen cocktails' to deal with overwhelming air pollution. *The Independent* (2018). Available at: <https://www.independent.co.uk/environment/air-pollution-deaths->

- poor-countries-mongolia-who-smog-particulates-beijing-delhi-a8331036.html. (Accessed: 12th September 2018)
46. Global indicator framework for the Sustainable Development Goals and targets of the 2030 Agenda for Sustainable Development.
47. State of global air_2018: a special report on global exposure to air pollution and its disease burden.
48. WHO | Modelled Global Ambient Air Pollution estimates. *WHO* Available at: <http://www.who.int/airpollution/data/modelled-estimates/en/>. (Accessed: 16th September 2018)
49. Air quality in Europe — 2017 report. *European Environment Agency* Available at: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2017>. (Accessed: 16th September 2018)
50. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans & International Agency for Research on Cancer. *Outdoor air pollution*. (2016).
51. Exceedance of air quality standards in urban areas. *European Environment Agency* Available at: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/exceedance-of-air-quality-limit-3/assessment-3>. (Accessed: 17th September 2018)
52. Eurostat. Eurostat newsrelease 124/2015: First population estimates; EU population up to 508.2 million at 1 January 2015; Over 1 million more people living in the EU than in 2014. (2015).
53. ISTAT. Popolazione e ambiente: preoccupazioni e comportamenti dei cittadini in campo ambientale. Anno 2014. (2015).
54. Ambiente ed energia nell'Annuario statistico 2017 dell'Istat. *Regioni e Ambiente* (2018).
55. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. Qualità dell'ambiente urbano: Focus su inquinamento atmosferico nelle aree urbane ed effetti sulla salute. (XII Rapporto, Edizione 2016). (2016).
56. ISPRA. Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano: Qualità dell'aria. (2017).
57. La sfida della qualità dell'aria nelle città - Fondazione Sviluppo Sostenibile. Available at: <https://www.fondazionevilupposostenibile.org/la-sfida-della-qualita-dell-aria-nelle-citta-italiane/>. (Accessed: 18th October 2018)
58. Minutolo, A. & Zampetti, G. Rapporti di Legambiente sull'inquinamento atmosferico nelle città italiane. (2018).

59. ARPA Piemonte & Città Metropolitana di Torino. Uno sguardo all'aria. Relazione annuale sui dati rilevati dalla rete metropolitana di monitoraggio della qualità dell'aria, Anteprima 2017. (2018).
60. Grosa, M. Dalla gestione della rete di monitoraggio al Protocollo Antismog. (2018).
61. ARPA Piemonte & Città Metropolitana di Torino. Uno Sguardo all'Aria 2016. (2017).
62. ARPA Piemonte. Rapporto tecnico sulla qualità dell'aria e sulle attività dell'Agenzia a supporto dell'emergenza per gli incendi boschivi in Piemonte nel mese di ottobre 2017. (2017).
63. Rodriguez Droguett, B. Sustainability assessment of green infrastructure practices for stormwater management: A comparative energy analysis. (2011).
64. About Green Roofs. *Green Roofs for Healthy Cities* Available at: <https://greenroofs.org/about-green-roofs/>. (Accessed: 21st September 2018)
65. Francis, L. F. M. & Jensen, M. B. Benefits of green roofs: A systematic review of the evidence for three ecosystem services. *Urban For. Urban Green*. **28**, 167–176 (2017).
66. ZIGGURAT in 'Enciclopedia Italiana'. Available at: [http://www.treccani.it/enciclopedia/ziggurat_\(Enciclopedia-Italiana\)](http://www.treccani.it/enciclopedia/ziggurat_(Enciclopedia-Italiana)). (Accessed: 21st September 2018)
67. Shafique, M., Kim, R. & Rafiq, M. Green roof benefits, opportunities and challenges – A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **90**, 757–773 (2018).
68. Berardi, U., GhaffarianHoseini, A. & GhaffarianHoseini, A. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Appl. Energy* **115**, 411–428 (2014).
69. Torino: importanti incentivi per i tetti verdi | Harpo spa. Available at: <http://www.harpogroup.it/verdepenale/media/news/torino-importanti-incentivi-i-tetti-verdi>. (Accessed: 22nd September 2018)
70. UNI 11235:2015. Available at: http://store.uni.com/catalogo/index.php/uni-11235-2015.html?josso_back_to=http%3A%2F%2Fstore.uni.com%2Fjosso-security-check.php&josso_cmd=login_optional&josso_partnerapp_host=store.uni.com. (Accessed: 24th September 2018)
71. Vijayaraghavan, K. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **57**, 740–752 (2016).
72. Sedum album Coral Carpet – Cuttings - CactusPlaza.com. Available at: <https://www.cactusplaza.com/shop/sedum-album-coral-carpet-cuttings>. (Accessed: 30th October 2018)

73. *Sedum sarmentosum* Bunge :: Vascular Flora of Alleghany County North Carolina :: Appalachian State University. Available at: <http://vascularflora.appstate.edu/vps/4518>. (Accessed: 30th October 2018)
74. *Lavandula angustifolia*: sistematica, etimologia, habitat. Available at: <http://antropocene.it/2017/07/15/lavandula-angustifolia/>. (Accessed: 30th October 2018)
75. *Festuca rubra* (festuca rossa) | Piante magiche. Available at: <http://piantemagiche.it/piante/1435-festuca-rubra-festuca-rossa/>. (Accessed: 30th October 2018)
76. PINUS mugo var. pumilio (HAENKE) ZENARI | Pflanzen | null | Bruns Site. Available at: <http://web03.brunns.de/bruns/en/EUR//Pflanzen/PINUS-mugo-var-pumilio-%28HAENKE%29-ZENARI/p/2235>. (Accessed: 30th October 2018)
77. *Pinus Strobus Nana* vaso 18cm. Available at: <https://www.vivaiogardenforest.it/pinus-strobus-nana-vaso-18cm/>. (Accessed: 30th October 2018)
78. *Acer palmatum* Trompenburg | Buy Japanese Maple Trees & Shrubs. Available at: <https://www.ornamental-trees.co.uk/acer-palmatum-trompenburg-tree-p608>. (Accessed: 30th October 2018)
79. NEUHEIT Magnolie Genie auf Stamm im Container 7,5 ltr | Pflanzen | Ziergehölze. Available at: <https://www.gartenwebshop.eu/neuheit-magnolie-genie-stamm-container/p-13674.html>. (Accessed: 30th October 2018)
80. Catalano, C., Brenneisen, S., Baumann, N. & Guarino, R. I TETTI VERDI DI TIPO ESTENSIVO: BIODIVERSITÀ AD ALTA QUOTA. 34
81. Gourdji, S. Review of plants to mitigate particulate matter, ozone as well as nitrogen dioxide air pollutants and applicable recommendations for green roofs in Montreal, Quebec. *Environ. Pollut.* **241**, 378–387 (2018).
82. Rowe, D. B. Green roofs as a means of pollution abatement. *Environ. Pollut.* **159**, 2100–2110 (2011).
83. Stefanizzi, P. Tetto verde e tetto freddo per il risparmio energetico ed il comfort. (2015).
84. Wong, N. H., Chen, Y., Ong, C. L. & Sia, A. Investigation of thermal benefits of rooftop garden in the tropical environment. *Build. Environ.* **38**, 261–270 (2003).
85. Marchesi, S. Isole di calore e misure di mitigazione. (2013).
86. Gill, S. ., Handley, J. ., Ennos, A. . & Pauleit, S. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. *Built Environ.* **33**, 115–133 (2007).

87. Santamouris, M. Cooling the cities – A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Sol. Energy* **103**, 682–703 (2014).
88. Musacchio, A. & Tatano, V. *Tetti giardino. Storia, tecnica e progetto*. (2014).
89. Razzaghmanesh, M., Beecham, S. & Kazemi, F. Impact of green roofs on stormwater quality in a South Australian urban environment. *Sci. Total Environ.* **470–471**, 651–659 (2014).
90. Yang, J., Yu, Q. & Gong, P. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmos. Environ.* **42**, 7266–7273 (2008).
91. Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J. & Smith, C. L. Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmos. Environ.* **61**, 283–293 (2012).
92. Sistema Piemonte - Ambiente - Qualità dell'aria in Piemonte. Available at: <http://www.sistemapiemonte.it/ambiente/srqa/qualita1.shtml>. (Accessed: 26th September 2018)
93. Gli inquinanti | Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Available at: <http://www.minambiente.it/pagina/gli-inquinanti>. (Accessed: 26th September 2018)
94. Fares, S. *et al.* Ozone uptake by citrus trees exposed to a range of ozone concentrations. *Atmos. Environ.* **44**, 3404–3412 (2010).
95. stoma in Vocabolario - Treccani. Available at: <http://www.treccani.it/vocabolario/stoma/>. (Accessed: 26th September 2018)
96. Mikkelsen, T. & Ro-Poulsen, H. Five-year measurements of ozone fluxes to a Danish Norway spruce canopy. (2004).
97. Biossido di azoto — Arpa Piemonte. Available at: <http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/glossario/biossido-di-azoto>. (Accessed: 26th September 2018)
98. Jim, C. Y. & Chen, W. Y. Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *J. Environ. Manage.* **88**, 665–676 (2008).
99. Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A. & Greenfield, E. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environ. Pollut.* **193**, 119–129 (2014).
100. Bianchini, F. & Hewage, K. How “green” are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. *Build. Environ.* **48**, 57–65 (2012).
101. Niu, H., Clark, C., Zhou, J. & Adriaens, P. Scaling of Economic Benefits from Green Roof Implementation in Washington, DC. *Environ. Sci. Technol.* **44**, 4302–4308 (2010).

102. Claus, K. & Rousseau, S. Public versus private incentives to invest in green roofs: A cost benefit analysis for Flanders. *Urban For. Urban Green*. **11**, 417–425 (2012).
103. Van Mechelen, C., Dutoit, T. & Hermy, M. Adapting green roof irrigation practices for a sustainable future: A review. *Sustain. Cities Soc.* **19**, 74–90 (2015).
104. Lamnatou, C. & Chemisana, D. A critical analysis of factors affecting photovoltaic-green roof performance. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **43**, 264–280 (2015).
105. Janhall, S. Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmos. Environ.* **105**, 130–137 (2015).
106. Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D. & Hewitt, C. N. Effectiveness of Green Infrastructure for Improvement of Air Quality in Urban Street Canyons. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 7692–7699 (2012).
107. Petroff, A., Mailliat, A., Amielh, M. & Anselmet, F. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: Review of present knowledge. *Atmos. Environ.* **42**, 3625–3653 (2008).
108. Litschke, T. & Kuttler, W. On the reduction of urban particle concentration by vegetation - A review. (2008).
109. Terzaghi, E. *et al.* Forest Filter Effect: Role of leaves in capturing/releasing air particulate matter and its associated PAHs. *Atmos. Environ.* **74**, 378–384 (2013).
110. Department for Environment, F. and R. A. (Defra) webmaster@defra.gsi.gov.uk. Air Quality Management Areas (AQMA)- Defra, UK. Available at: <https://uk-air.defra.gov.uk/aqma/>. (Accessed: 2nd October 2018)
111. SpecSheet: SidePak PERSONAL AEROSOL MONITOR MODEL AM510.
112. TSI SidePak AM510 Monitor Helps the EPA Study Particulate Levels at Chicago Union Station. *TSI, Inc* Available at: <http://www.tsi.com//News/News-Releases/2015/TSI-SidePak-AM510-Monitor-Helps-the-EPA-Study-Particulate-Levels-at-Chicago-Union-Station.aspx>. (Accessed: 8th October 2018)
113. SIDEPAK Personal Aerosol Monitor AM510. *TSI, Inc* Available at: <http://www.tsi.com//SIDEPAK-Personal-Aerosol-Monitor-AM510/>. (Accessed: 8th October 2018)
114. General methods for sampling and gravimetric analysis of respirable, thoracic and inhalable aerosols MDHS14. 13
115. Minispin. Available at: <http://www.ascscientific.com/minispin.html>. (Accessed: 3rd October 2018)

116. Luo, H., Wang, N., Chen, J., Ye, X. & Sun, Y.-F. Study on the Thermal Effects and Air Quality Improvement of Green Roof. *Sustainability* **7**, 2804–2817 (2015).
117. Suzhou - Wikipedia. Available at: <https://it.wikipedia.org/wiki/Suzhou>. (Accessed: 4th October 2018)
118. Han, Y. *et al.* Effects of particulate matter exposure during pregnancy on birth weight: A retrospective cohort study in Suzhou, China. *Sci. Total Environ.* **615**, 369–374 (2018).
119. Flyer Dyllos DC1700.pdf.
120. Dyllos fijnstofmeter | DC1700-PM | PM2.5/PM10. Available at: <http://www.fijnstofmeter.com/DC1700-PM.html>. (Accessed: 8th October 2018)
121. Tong, Z., Whitlow, T. H., Landers, A. & Flanner, B. A case study of air quality above an urban roof top vegetable farm. *Environ. Pollut.* **208**, 256–260 (2016).
122. Brooklyn Grange Farms and Apiary. *Atlas Obscura* Available at: <http://www.atlasobscura.com/places/brooklyn-grange>. (Accessed: 7th October 2018)
123. About Brooklyn Grange. *Brooklyn Grange* Available at: <https://www.brooklyngrangefarm.com/about-brooklyn-grange-1/>. (Accessed: 7th October 2018)
124. Portable Laser Aerosolspectrometer and Dust Monitor Model 1.108/1.109.
125. UPDATE: Brooklyn Grange Farm is Expanding to a 45K Square Foot Rooftop in the Brooklyn Navy Yard.
126. Tan, P. Y. & Sia, A. A PILOT GREEN ROOF RESEARCH PROJECT IN SINGAPORE. 13
127. Tan, P. Y. & Sia, A. *A selection of plants for green roofs in Singapore*. (2008).
128. Sanchioni, M. PROTOTIPIZZAZIONE DI CAPPÀ DISINQUINANTE PER APPLICAZIONI OSPEDALIERE CON TECNOLOGIA KOALA. (ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA, 2014).
129. MiniVol Portable Air Sampler_Operation Manual.
130. PRODUCT INFORMATION Models 100, 110, 115 and 116 - MOUDI™ Impactors - PRODUCT INFORMATION.
131. Ultrafine Condensation Particle Counter 3776; Condensation Particle Counters. Available at: <http://tsi.com/ultrafine-condensation-particle-counter-3776/>. (Accessed: 9th October 2018)
132. MiniVol - Portable Air Sampler by Airmetrics. Available at: <https://www.environmental-expert.com/products/minivol-portable-air-sampler-42632>. (Accessed: 9th October 2018)

133. MOUDI - 100 – 110NR - Aerosol Instruments - Cascade Impactors - Nonrotating Impactors by MSP Corporation. Available at: <https://www.environmental-expert.com/products/moudi-model-100-110nr-nonrotating-impactors-421317>. (Accessed: 9th October 2018)
134. The Aethalometer (Magee Scientific): Operation Manual - 2005.
135. An Overview of URG's Manual Sampling Systems.
136. Hirabayashi, S., Kroll, C. N. & Nowak, D. J. Urban Forest Effects-Dry Deposition (UFORE -D). 23
137. Currie, B. A. & Bass, B. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *ResearchGate* Available at: https://www.researchgate.net/publication/225190459_Estimates_of_air_pollution_mitigation_with_green_plants_and_green_roofs_using_the_UFORE_model. (Accessed: 10th October 2018)
138. ReGreening Washington DC.pdf.
139. Urban Street Canyons. Available at: http://web.mit.edu/nature/archive/student_projects/2009/jcalamia/Frame/03_urbastreetcanyon.html. (Accessed: 11th October 2018)
140. Viecco, M. *et al.* Potential of Particle Matter Dry Deposition on Green Roofs and Living Walls Vegetation for Mitigating Urban Atmospheric Pollution in Semiarid Climates. *Sustainability* **10**, 2431 (2018).
141. E-sampler (Met One) - scheda dati.pdf.
142. Barmeparesos, N. Indoor Air Quality and Thermal Conditions in a Primary School with a Green Roof System. Available at: https://www.researchgate.net/publication/323301163_Indoor_Air_Quality_and_Thermal_Conditions_in_a_Primary_School_with_a_Green_Roof_System. (Accessed: 14th October 2018)
143. Osiris – Turnkey Instruments Ltd. Available at: <https://turnkey-instruments.com/product/osiris/>. (Accessed: 14th October 2018)
144. Handheld PARTICLE COUNTERS - TECHNICAL DATASHEET.
145. Li, J. *et al.* Effect of green roof on ambient CO₂ concentration. *Build. Environ.* **45**, 2644–2651 (2010).
146. LI-COR Li-7500 Gas Analyser. Available at: https://artefacts.ceda.ac.uk/badc_datadocs/cardington/instr_v7/LICOR.html. (Accessed: 14th October 2018)
147. Datasheet. Air Pollution Monitor 2 (APM-2). (2016).

148. Instruction Manual. Air Pollution Monitor 2 (APM-2). (2014).
149. How a Virtual Impactor Works - Application Note ITI-051. 2
150. Explorer Plus - Manuale Tecnico (Zambelli).
151. Scheda stazione di Torino Lingotto. Available at: http://www.regione.piemonte.it/ambiente/aria/rilev/ariaday/ariaweb-new/index.php/index.php?option=com_content&view=article&id=58%253Ascheda-stazione&catid=33%253Adata&Itemid=75&scheda=1&select1=13&select2=13_001272_806_01%2F01%2F1996_&Vai=Visualizza+la+scheda. (Accessed: 6th November 2018)
152. SKYPOST PM HV (TCR TECORA) - Datasheet.
153. Sentinel PM - Tecora. Available at: <http://www.tecora.com/en/environment-hygiene-health/1128-s.html>. (Accessed: 6th November 2018)
154. PM10 Particulate Monitor SM200. Available at: <https://www.opsis.se/en/Products/Products-AQM/SM200-PM10-Monitor>. (Accessed: 6th November 2018)
155. UNI EN 16450:2017. Available at: <http://store.uni.com/catalogo/index.php/uni-en-16450-2017.html>. (Accessed: 6th November 2018)
156. Grafico di dispersione. *Wikipedia* (2016).
157. Regressione lineare. *Wikipedia* (2018).
158. Dipartimento di Ingegneria dell'Ambiente, del Territorio e delle Infrastrutture del Politecnico di Torino. Il progetto cambiamenti_climatici@polito. (2017).
159. Centro Interuniversitario di Ricerca per la Didattica delle Discipline Statistiche dell'Università degli Studi di Perugia. Box Plot.
160. Cleveland, W. S. Visualizing Data. (1993).
161. Tukey, J. . Exploratory Data Analysis. (1977).