



**POLITECNICO DI TORINO**

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

**Tesi di Laurea Magistrale**

***Ruolo delle variabili atmosferiche  
sulla concentrazione del  
particolato sospeso in aree urbane***

**RELATORI**

***Prof. Francesco Laio***

***Prof. Luca Ridolfi***

**CANDIDATA**

***Anna Scacciaferro***

**A.A. 2017/2018**



# Indice

Introduzione .....	5
1. Il problema dell'inquinamento atmosferico e del particolato .....	9
1.1. Cos'è il particolato atmosferico .....	11
1.1.1. Effetti del particolato atmosferico sulla salute umana .....	14
1.1.2. Effetti del particolato atmosferico sull'ambiente .....	15
2. Inquadramento normativo .....	16
2.1 Normativa regionale .....	17
2.1.1. Accordi del bacino padano .....	19
3. Qualità dell'aria e condizioni metereologiche .....	21
3.1. Influenza dei parametri meteorologici sul particolato atmosferico .....	22
3.1.1. I modelli di qualità dell'aria .....	23
4. Sistema Regionale di Rilevamento della Qualità dell'Aria .....	25
4.1 Misurazione del particolato atmosferico .....	28
4.1.1. Metodo di riferimento .....	28
4.1.2. Metodi automatici .....	29
5. Analisi preliminare .....	32
5.1. Stazioni di rilevamento del PM10 a Torino .....	32
5.2. Stazioni metereologiche a Torino .....	37
5.3. Serie temporali .....	39
5.4. Scatter plot .....	48
6. Analisi di regressione .....	66
6.1. Modelli di regressione lineare multipla .....	66
6.1.1. Parametri del modello .....	67
6.1.2. Bontà di adattamento e significatività del modello .....	68
6.2. Applicazione della regressione lineare multivariata .....	70
7. Estensione dell'analisi ad altre stazioni .....	94
Conclusioni .....	98
Allegato I: Torino - Consolata / Torino Via della Consolata .....	100
Allegato II: Torino - Grassi / Torino Reiss Romoli .....	123
Bibliografia e sitografia .....	170





## Introduzione

La vita sul nostro pianeta è regolata da fenomeni naturali che coinvolgono diversi elementi e diverse componenti del sistema Terra, permettendo l'instaurarsi delle adatte condizioni di abitabilità. In tale contesto l'atmosfera terrestre gioca un ruolo di fondamentale importanza per gli esseri viventi e per l'ambiente nel quale essi vivono, in quanto parte integrante del globo e componente attiva nelle interazioni tra le varie parti di quest'ultimo.

L'*atmosfera terrestre* è l'insieme di tutte le sostanze aeriformi che permangono attorno al pianeta Terra, grazie all'azione della forza di gravità e al movimento di rotazione terrestre, e che come un involucro la avvolgono e proteggono dalle azioni esterne, principalmente provenienti dal Sole. L'atmosfera ricopre infatti un ruolo importante nella filtrazione delle radiazioni nocive e nella regolazione del riscaldamento globale, ma è altrettanto essenziale per la funzione che ricopre nell'attuazione del ciclo dell'acqua e nella meteorologia.

L'atmosfera è suddividibile in *sfere*, ognuna delle quali presenta al suo interno caratteristiche più o meno costanti. A seconda della variazione della temperatura con la quota si distinguono: la *troposfera* (da 0 a 10-12 km di quota) in cui la temperatura varia da 15°C a -50°C e dove si ha lo sviluppo delle perturbazioni meteorologiche e della vita; la *stratosfera* (fino a 50-60 km) con temperature che variano da -50°C a 17°C, in cui non si verificano fenomeni di turbolenza e formazione di nuvole, ma dove avviene la filtrazione dei raggi UV grazie alla presenza di un'elevata percentuale di ozono; la *mesosfera* (fino a 80-90 km), caratterizzata da temperature comprese tra 17°C e -80°C e da gas estremamente rarefatti, in cui avvengono fenomeni di scioglimento di piccoli meteoriti; la *termosfera* (fino a 400-500 km) dove la temperatura arriva fino a 700°C e dove si verifica la riflessione delle onde radio ed infine l'*esosfera* con temperature al di sopra dei 2000°C dovute alla vicinanza dal Sole e dove le molecole di gas non sono più coinvolte nel moto di rotazione terrestre (Danesi, 2007).

L'aria che respiriamo in prossimità della superficie terrestre è dunque quella presente nella troposfera ed è caratterizzata da una composizione costante fino a 90 km sul livello del mare, ad eccezione del vapore acqueo e delle impurità presenti, la cui concentrazione può variare nel tempo e nello spazio. L'aria è composta principalmente per il 78,1% in volume di azoto, per il 20,9% di ossigeno e per lo 0,9% di argon. Il restante 0,1% dell'aria atmosferica è composto da gas, quali anidride carbonica, vapore acqueo e ozono, e da componenti minori che possono avere una concentrazione variabile a seconda della latitudine, della quota e della stagione. Tali variazioni di concentrazione possono essere anche influenzate da azioni dovute ad attività naturali ed antropiche, che possono in alcuni casi contribuire a purificare l'aria (p.e. la respirazione delle piante), ma che, in altri contesti sempre più diffusi in cui interviene l'uomo, possono causare un danno ambientale attraverso l'inquinamento (sistemapiemonte.it, 2009).

Si definisce *inquinamento atmosferico* "ogni modificazione dell'aria atmosferica, dovuta all'introduzione nella stessa di una o di più sostanze in quantità e con caratteristiche tali da ledere o da costituire un pericolo per la salute umana o per la qualità dell'ambiente oppure tali da ledere i beni materiali o compromettere gli usi legittimi dell'ambiente" (D.Lgs.n.152, 2006).

Oggi l'inquinamento atmosferico costituisce uno dei maggiori problemi che colpisce il nostro pianeta, la cui causa principale è data dalle attività che l'uomo svolge ogni giorno. Industrie, traffico veicolare, impianti di riscaldamento e centrali elettriche sono solo alcune delle fonti che alterano la qualità dell'aria con le loro emissioni, compromettendo fortemente la salute umana e di tutti gli



esseri viventi. Tra gli inquinanti più dannosi vi sono gli ossidi di zolfo ( $\text{SO}_x$ ), gli ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ), il monossido di carbonio (CO), l'ozono ( $\text{O}_3$ ), il benzene ( $\text{C}_6\text{H}_6$ ), gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), i metalli pesanti (p.e. Pb) e il particolato atmosferico (PM).

Negli ultimi anni un peso sempre più rilevante che incombe sulla salute dell'uomo è dato dalla cattiva qualità dell'aria che caratterizza soprattutto le aree urbane più densamente popolate. In questi contesti, uno degli elementi più dannosi per la salute è il *particolato atmosferico*, ossia l'insieme delle polveri, principalmente derivanti da attività antropiche, che permangono in sospensione nell'aria e che, a causa della loro dimensione e della loro capacità di veicolare altri contaminanti, sono in grado di causare centinaia di migliaia di morti all'anno. Quello del particolato atmosferico è dunque un argomento molto discusso e costituisce un problema che si sta cercando di contenere con l'attuazione di misure a livello europeo, nazionale e locale, col fine di mantenere il più possibile le concentrazioni al di sotto di determinati limiti fissati per la tutela della salute umana e dell'ambiente.

La permanenza del particolato nell'aria fa sì che questo sia soggetto ai fenomeni di rimescolamento indotti dagli eventi meteorologici che avvengono nell'atmosfera, comportandone il trasporto anche a grandi distanze o l'abbattimento al suolo. Esiste dunque una certa interazione tra le variabili meteorologiche e le concentrazioni di particolato presente nell'aria, che a livello locale dipendono da ciò che avviene in prossimità della superficie terrestre. Le azioni del vento e della pioggia, in particolare, sembrano avere un certo effetto sulla concentrazione di particolato, comportandone in alcuni casi la diminuzione.

In Italia il problema del particolato atmosferico riguarda in particolar modo l'area della pianura Padana dove, a causa di fenomeni di stagnazione, si verificano accumuli di concentrazioni di polveri nell'aria fino a quando gli eventi meteorici non ne implicano un calo. Uno dei luoghi maggiormente interessati a questo tipo di episodi è la città di Torino. Torino presenta sul suo territorio una serie di stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria e delle variabili meteorologiche tali da permettere la raccolta di tutti i dati necessari a consentire l'avvio di uno specifico studio, sulle interazioni esistenti tra particolato atmosferico e variabili meteorologiche stesse, che si verificano proprio nella sua area, e sulla possibilità di prevedere, mediante modellazione, i valori di concentrazione di particolato nell'aria a fini preventivi.

Con la consapevolezza della ricchezza di dati che possiede la città di Torino, si è avuto dunque lo spunto per la realizzazione del presente lavoro di tesi, il cui scopo principale è stato quello di esaminare la dinamica della concentrazione di particolato a scala giornaliera, stagionale e annuale e la sua eventuale dipendenza dalla precipitazione e dal vento. Si vuole però specificare che questa prima analisi sul caso di Torino, costituisce solo la base di uno studio più vasto e approfondito che potrebbe essere esteso anche ad altre aree considerando inoltre la combinazione di diversi altri fattori che possono risultare significativi ai fini di migliorare e tutelare la salute umana e l'ambiente.

Lo studio svolto viene discusso nel presente scritto ripercorrendo nei diversi capitoli il problema dell'inquinamento atmosferico e del particolato nello specifico e l'analisi che è stata condotta sulle serie storiche di dati appartenenti alla città di Torino, con preciso riferimento alla combinazione tra concentrazione media giornaliera di  $\text{PM}_{10}$ , altezza di pioggia media giornaliera e velocità media del vento giornaliera.

Nel *primo capitolo* sono stati inseriti un breve excursus inerente a cause ed effetti dell'inquinamento atmosferico nel mondo e in Italia, una descrizione di che cos'è il particolato atmosferico, da dove proviene e quali sono le diciture più utilizzate per intendere le diverse sue parti ed infine quali sono i suoi effetti sulla salute umana e sull'ambiente.



Nel *secondo capitolo* si è ritenuto opportuno inserire una sintesi della normativa europea, nazionale e regionale in materia di qualità dell'aria, con un particolare interesse per gli accordi di bacino che coinvolgono l'area della pianura Padana, tra cui il Piemonte e la città di Torino.

Il *terzo capitolo* introduce al legame tra qualità dell'aria e condizioni meteorologiche con una descrizione delle principali cause di accumulo di inquinanti e particolato in zone come quella della pianura Padana e di Torino e dei fenomeni che contribuiscono a variare le concentrazioni presenti nell'aria. Sono state inoltre esposte le tipologie di modelli matematici di qualità dell'aria che possono consentire lo studio e la previsione delle concentrazioni di inquinanti come il particolato.

Nel *quarto capitolo* sono state riportate tutte le informazioni relative alla rete di monitoraggio di qualità dell'aria della regione Piemonte, la descrizione delle stazioni e dei sistemi utilizzati, la strumentazione e i metodi impiegati per il campionamento del particolato atmosferico, con interesse particolare per il metodo di riferimento indicato dalla normativa e alcuni metodi alternativi.

Il *quinto capitolo* raccoglie l'intera analisi preliminare svolta sulle serie di dati che si hanno a disposizione. Si discute delle stazioni di rilevamento del particolato atmosferico e di quelle di registrazione delle variabili meteorologiche presenti sul territorio urbano di Torino. Si descrive la modalità di reperimento dei dati disponibili al pubblico e si analizzano, confrontando i periodi di riferimento e la collocazione delle diverse stazioni. Dopo aver spiegato la scelta della coppia stazione meteorologica - stazione di qualità dell'aria più rappresentativa, si è proceduto con l'analisi dei dati vera e propria inserendo e commentando tutti i grafici che sono stati realizzati, tra cui i confronti tra gli andamenti delle serie storiche di concentrazione di PM<sub>10</sub>, di altezza di pioggia e di velocità del vento e tutti gli scatter plot creati per valutare l'influenza delle variabili meteorologiche d'interesse sulla concentrazione di PM<sub>10</sub>.

Il *sesto capitolo* riporta invece, dopo una descrizione generale sul metodo della regressione lineare multivariata, il dettaglio dei modelli statistici che sono stati impiegati mediante software R inserendo i dati oggetto di studio. Per ogni modello si è discusso dei risultati ottenuti sia dal punto di vista matematico che dal punto di vista grafico.

Nel *settimo capitolo* si parla dell'estensione di tutta l'analisi svolta ad un'altra coppia di stazioni di nuovo opportunamente scelta e di cui si riportano in allegato i risultati ottenuti.





## 1. Il problema dell'inquinamento atmosferico e del particolato

È ormai risaputo da anni che l'inquinamento atmosferico può uccidere. Lo affermano i rapporti annuali dell'*Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS)* secondo cui ogni anno al mondo muoiono circa 7 milioni di persone e 9 individui su 10 vivono ogni giorno in condizioni di aria malsana, caratterizzata dalla presenza di sostanze nocive che superano i limiti raccomandati per la tutela della salute umana. Gli studi dimostrano che nelle 4.300 città del mondo analizzate l'inquinamento atmosferico è la causa principale del 24% delle morti per attacco cardiaco, del 25% di morti per ictus, del 29% per tumore ai polmoni e del 43% delle morti per malattie polmonari ostruttive. Tra i soggetti più vulnerabili vi sono i bambini che costituiscono il 7% dei decessi.

Le aree del mondo maggiormente colpite sono quelle del Sud Est Asiatico (28% dei decessi) e del Pacifico Occidentale (27%) dove si registrano più di 2 milioni di morti all'anno, soprattutto tra le persone più povere dei Paesi a basso e medio reddito, che "respirano ogni giorno aria tossica proveniente da stufe e combustibili inquinanti nelle loro case" (*Tedros Adhanom Ghebreyesus, direttore generale dell'OMS*). A seguire vi sono Africa (23% dei decessi), Medio Oriente (22%), Europa (15%) e Americhe (11%), dove sono le città più grandi a risentire della cattiva qualità dell'aria, con superamenti dei livelli indicati dalle linee guida dell'OMS fino a cinque volte e conseguenti accorciamenti della vita dai 2 ai 24 mesi. (*Diffidenti, 2018; Ambiente, 2018; Terzano, 2018*)

Tutto questo è causato da quello che comunemente viene indicato con il termine *smog*. Lo *smog classico* si forma a seguito della permanenza in atmosfera di anidride solforosa e particelle solide derivanti da processi di combustione e si genera in condizioni di bassa insolazione, bassa velocità del vento e basse temperature (attorno a 0°C). Lo *smog fotochimico* invece ha origine da processi chimici che avvengono sotto l'effetto delle radiazioni solari coinvolgendo sostanze quali ozono, ossidi di azoto, ossidi di carbonio e altri composti organici volatili. In questo caso lo smog si forma a causa di elevata insolazione, bassa velocità del vento e temperature sopra i 18°C. (*Fareg Frafog, 2018*)

Sebbene grazie alle misure antismog adottate negli ultimi 30-40 anni si sia avuto un miglioramento della qualità dell'aria in Europa, molte città sono ancora largamente interessate dal problema dell'inquinamento atmosferico, si parla infatti di 500.000 morti all'anno (*Diffidenti, 2018*). Quando negli anni '70 la scienza ha compreso l'esistenza di una stretta connessione tra la presenza di inquinanti in atmosfera e le malattie cardiache e polmonari, si avviarono gli studi per individuare le concentrazioni di inquinanti al di sotto delle quali si pensava sarebbe stato possibile affermare che non vi sono effetti negativi sulla salute umana (*D'Alessio, D'Anna, Faravelli, & Ranzi, 2005*). Nel corso degli anni si è scoperto che in realtà non esiste una soglia limite al di sotto della quale lo smog non faccia male all'organismo. Anche basse concentrazioni risultano infatti nocive alla salute e questo è confermato dallo studio condotto dal *Progetto ESCAPE (European Study of Cohortes for Air Pollution Effects)*. Il progetto si è occupato di valutare per un periodo di 13 anni gli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla popolazione europea esposta (313.000 persone considerate a rischio di cui 12.000 a Torino, 9.500 a Varese e 9.100 a Roma). Lo studio ha evidenziato come la presenza di particelle in atmosfera, usualmente indicate con il nome di *particolato atmosferico* (di solito misurato in termini di PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>), sia un fattore significativo per la contrazione del cancro ai polmoni e in generale per il rischio di decesso per cause non accidentali. Con un incremento di 10 µg/m<sup>3</sup> di PM<sub>10</sub> si registra infatti una crescita del rischio di contrarre cancro al polmone del 22%, mentre con un aumento di 5 µg/m<sup>3</sup> di PM<sub>2,5</sub> la percentuale è del 18% (*Galassi, 2013*).

Purtroppo oggi l'Italia è al primo posto tra i Paesi dell'Europa per decessi legati all'inquinamento atmosferico. Un report dello scorso anno della *Fondazione per lo Sviluppo Sostenibile* riporta che da studi condotti nel 2013 è emerso che, mentre in Germania, Francia, Regno Unito e Spagna si contano ogni anno rispettivamente circa 86.000, 54.000, 50.000 e 30.000 decessi prematuri dovuti allo smog, in Italia la cifra sale fino a 91.000 morti per inquinamento atmosferico, con una media di 1.500 morti per milione di abitanti contro i 1.000 della media europea (Terzano, 2018).

Una recente fotografia (Fig.1) dell'astronauta Paolo Nespoli scattata dallo spazio testimonia proprio il problema smog che interessa l'Italia e in particolar modo le regioni del Nord, in cui è chiaramente visibile ad occhio nudo la maggior concentrazione di sostanze nocive nell'aria.



Fig.1 - Foto del Nord Italia dallo spazio in una visione da ovest (dall'account Twitter di Paolo Nespoli).

Nell'Italia Settentrionale, dove vive il 29% della popolazione, si ha infatti il maggior addensamento di aree urbane interessate al traffico veicolare, alle industrie e all'elevato impiego di caldaie che usano biomasse, come legna e pellet, per il riscaldamento: tutti fattori che portano alla produzione di particolato atmosferico. Un contributo notevole è inoltre fornito dall'agricoltura che, con la produzione di ingenti quantità di ammoniaca che vanno poi a reagire con gli scarichi dei veicoli formando le polveri sottili, comporta anch'essa un peggioramento della qualità dell'aria. (Terzano, 2018)

È chiaro dunque che quello dell'inquinamento atmosferico è ancora un argomento molto complesso, in quanto è necessario dover tenere in considerazione diversi fattori, la cui interazione può risultare piuttosto problematica per la salute e per l'ambiente. Gli effetti dell'inquinamento atmosferico sono costantemente oggetto di studi epidemiologici, che si basano principalmente sull'analisi del particolato atmosferico. La sua origine e le sue caratteristiche chimiche e fisiche lo rendono infatti uno degli indicatori più utilizzati (Iavarone, 2007) ed è proprio il particolato atmosferico l'oggetto del presente lavoro di tesi.

## 1.1. Cos'è il particolato atmosferico

Il particolato atmosferico (*Particulate Matter, PM*) è l'insieme delle particelle organiche e inorganiche, in fase solida e in fase liquida, ad eccezione dell'acqua, presenti nell'aria atmosferica sotto forma di *aerosol* (sospensione in un mezzo gassoso).

Le caratteristiche chimiche, fisiche, morfologiche e geometriche del particolato sono eterogenee e molto variabili e dipendono dal tipo di fonte emissiva da cui esso si genera. Il PM può nascere infatti da *sorgenti di tipo naturale* come l'erosione del suolo, le eruzioni vulcaniche, gli incendi boschivi, la dispersione di pollini e spore, gli aerosol marini e i microrganismi, oppure da *sorgenti di tipo antropico* ad esempio le industrie, gli impianti di riscaldamento, le lavorazioni agricole, la combustione dei motori (autocarri, automobili, aeroplani, navi), l'usura del manto stradale, degli pneumatici e dei freni delle vetture, gli inceneritori e le centrali termoelettriche.

Se le particelle vengono immesse dalla fonte direttamente nell'aria, si parla di *particolato primario*; se invece si formano a seguito di trasformazioni fisico-chimiche che coinvolgono inquinanti gassosi presenti in atmosfera, si fa riferimento al *particolato secondario*. (Sarno & al., 2013; Arpa Lombardia, s.d.)

Poiché le polveri atmosferiche sono caratterizzate da forme e dimensioni irregolari, è necessario introdurre il concetto di *diametro aerodinamico equivalente*  $d_{ae}$ . Questo è il diametro di un'ipotetica particella sferica di massa volumica unitaria ( $1 \text{ t/m}^3$ ) avente la medesima resistenza aerodinamica e dunque la stessa velocità di caduta della particella in esame a seguito dell'azione della forza di gravità, in aria calma e nelle stesse condizioni di pressione, temperatura e umidità.

Le dimensioni del particolato possono variare da un minimo di  $0,005 \mu\text{m}$  ad un massimo di  $150 \mu\text{m}$ . In base al diametro aerodinamico equivalente delle particelle e dunque alla loro capacità di insinuarsi nell'apparato respiratorio umano (Fig.2), è possibile distinguere tre gruppi dimensionali principali (Arpa Piemonte, 2012):

- *polveri inalabili*, hanno  $d_{ae}$  maggiore di  $10 \mu\text{m}$  e riescono ad entrare nelle vie aeree superiori (bocca, narici, faringe e laringe);
- *polveri toraciche*, se il  $d_{ae}$  è compreso tra  $2,5 \mu\text{m}$  e  $10 \mu\text{m}$  e sono in grado di arrivare alle vie aeree inferiori (trachea e bronchi);
- *polveri respirabili*, con  $d_{ae}$  minore di  $2,5 \mu\text{m}$  e possono penetrare fino agli alveoli polmonari.

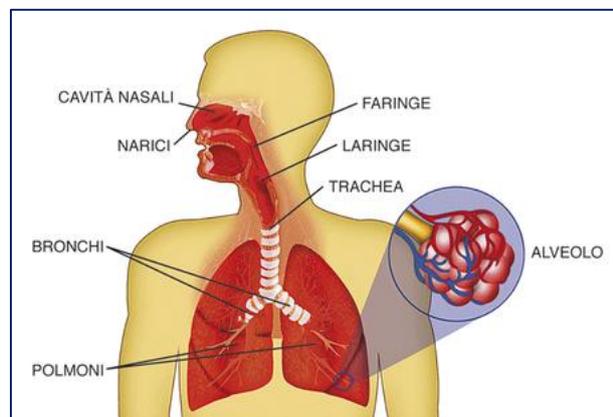


Fig.2 - Parti principali dell'apparato respiratorio umano  
(Geobiolab, s.d.).

Un'ulteriore differenziazione è quella che distingue (Colls & Tiwary, 2010; Marconi, 2003):

- le *coarse mode particles* o particolato grossolano ( $2 \mu\text{m} - 100 \mu\text{m}$ );
- le *accumulation mode particles* o particolato fine ( $0,1 \mu\text{m} - 2 \mu\text{m}$ );
- le *nucleation mode particles* o particolato ultrafine ( $<0,1 \mu\text{m}$ ).

Il *particolato grossolano* è costituito da particelle primarie inorganiche prodotte da processi meccanici (frantumazione, macinatura, trascinamento di particelle di terreno), da aerosol marini o desertici e da sostanze biogeniche (pollini, spore, etc.). A causa dell'elevata massa e dell'elevato

volume delle particelle, le velocità di sedimentazione sono significative e consentono processi di deposizione al suolo in poche ore o giorni, a meno dell'azione di forti venti.

Il *particolato fine* si forma dalla *nucleazione eterogenea*, o processi di conversione gas-particella, dalla *condensazione* di sostanze volatili su particelle presenti in aria e dalla *coagulazione* di particelle di minori dimensioni, che collidono e aderiscono l'una all'altra a causa dei moti browniani. Questo particolato, ricco di solfati, nitrati, ioni ammonio, carbonio elementare (comunemente chiamato fuliggine) e carbonio organico, ha dimensioni troppo piccole per essere soggetto a sedimentazione e troppo grandi per coagulare e rientrare nel range delle coarse mode particles. Dunque le particelle permangono in atmosfera e vengono trasportate fin quando l'azione delle precipitazioni non ne comporta la rimozione.

Il *particolato ultrafine* comprende sia le particelle secondarie che si formano da fenomeni di *nucleazione omogenea*, ossia dall'agglomerazione a basse temperature delle molecole dei vapori sovrassaturi ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ), sia le particelle emesse direttamente in atmosfera dai processi di combustione. Queste particelle fungono da nucleo di condensazione per la formazione delle accumulation mode particles.

La Fig.3 mostra la "distribuzione dimensionale in termini di massa o volume delle particelle aerodisperse in funzione delle loro dimensioni, la loro origine, le relazioni dinamiche tra le particelle di diversa dimensione ed i principali processi che influenzano la loro concentrazione" (Marconi, 2003).

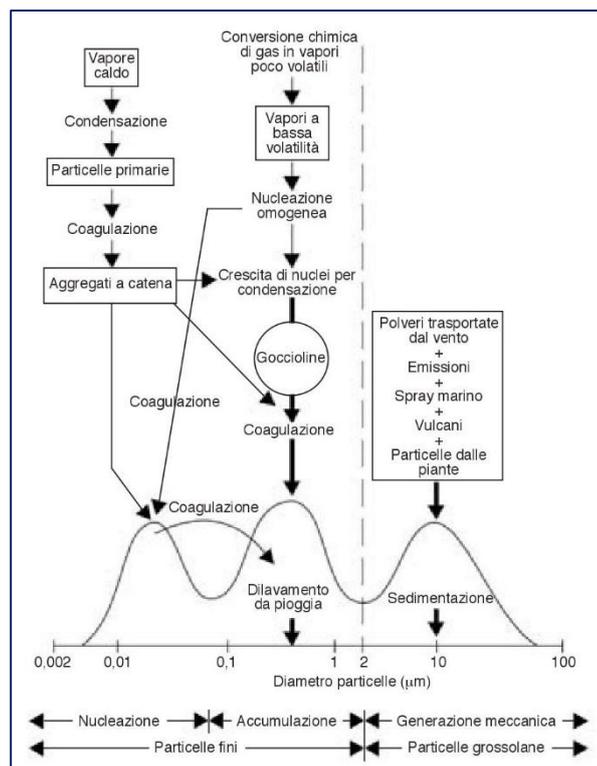


Fig.3 - Distribuzione dimensionale delle particelle aerodisperse (Marconi, 2003).

Infine, tra le diciture più utilizzate vi sono:

- *PM10*, con cui si definisce "il materiale particolato che penetra attraverso un ingresso dimensionale selettivo conforme al metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del *PM10* (norma UNI EN 12341), con un'efficienza di penetrazione del 50 per cento per materiale particolato di un diametro aerodinamico di  $10 \mu\text{m}$ " (D.Lgs.n.155, 2010);
- *PM2,5*, che indica "il materiale particolato che penetra attraverso un ingresso dimensionale selettivo conforme al metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del *PM2,5* (norma UNI EN 14907), con un'efficienza di penetrazione del 50 per cento per materiale particolato di un diametro aerodinamico di  $2,5 \mu\text{m}$ " (D.Lgs.n.155, 2010).

Il *PM10* è formato principalmente da sostanze cristalline, quali ossidi di silicio, alluminio, ferro e titanio, da sali marini e da agenti biologici, come i pollini e le spore.

Il *PM2,5* comprende invece sostanze derivanti da processi di combustione (carbone, legna, gasolio, benzina, olio), idrocarburi (IPA e loro derivati), metalli (piombo, ferro, zinco, cadmio, nichel,

rame, manganese, vanadio), materiale carbonioso (carbone organico e carbone elementare) ed infine particelle secondarie che nascono dalle reazioni chimiche che coinvolgono le sostanze gassose presenti nell'atmosfera (ARPA Emilia Romagna, 2009).

Il PM10 e il PM2,5 sono gli indicatori di esposizione all'inquinamento dell'aria più utilizzati, poiché rappresentativi delle frazioni granulometriche di cui si dispongono numerose serie temporali di dati.

Per avere un'idea del quantitativo di particelle presenti in atmosfera è necessario stabilire a priori a quale parametro fare riferimento. Se si considera la massa complessiva del particolato, prevalgono le frazioni con particelle di maggiori dimensioni, mentre le particelle più piccole risultano avere massa trascurabile (Fig.4c). Se si tiene in considerazione invece la superficie totale delle particelle, la frazione predominante è quella costituita da particelle di dimensioni intermedie (Fig.4b). Tuttavia, l'esito risulta diverso se si valuta il quantitativo in termini di numero di particelle. In questo caso infatti, la frazione formata dalle particelle più piccole è decisamente quella prevalente e al contrario quelle più grosse si rivelano trascurabili (Fig.4a) (Agnesod & Ragani, s.d.).

Non essendo ancora del tutto chiaro quali sostanze siano in maggior misura responsabili degli effetti negativi sulla salute umana, si ritiene che il numero di particelle, insieme a grandezza e superficie, riveste sicuramente una certa importanza, così come la loro capacità di trasportare altre sostanze. È chiaro inoltre che minore è la dimensione delle particelle, maggiore è la superficie delle stesse e dunque è maggiore anche il quantitativo di sostanze nocive che sono in grado di veicolare ed introdurre nel corpo umano. In Tab.1 è mostrato il rapporto tra la dimensione, il numero e la superficie delle particelle a parità di concentrazione di massa presente nell'aria. Si noti che considerando una concentrazione di particelle di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , in 1 ml di aria si avrebbero 1,2 particelle di dimensioni pari a  $2 \mu\text{m}$  con superficie totale di  $24 \mu\text{m}^2$ , 153 particelle con dimensioni di  $0,5 \mu\text{m}$  e  $120 \mu\text{m}^2$  di superficie totale e quasi 2 milioni e mezzo di particelle se queste avessero una dimensione di  $0,02 \mu\text{m}$  con una superficie di  $3016 \mu\text{m}^2$ . (Donaldson & altri, 2001)

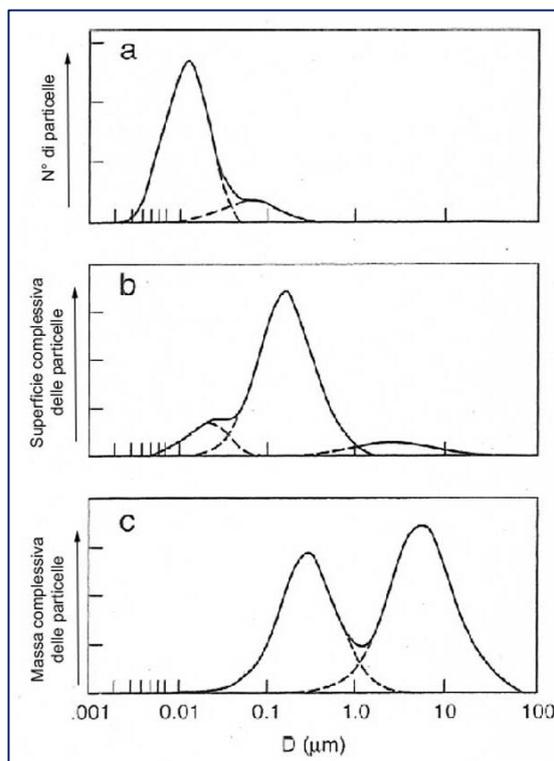


Fig.4 - Numero, superficie e massa complessiva delle particelle per classe dimensionale (Agnesod, Ragani).

Tab.1 - Rapporto tra concentrazione di massa, dimensioni, numero e superficie delle particelle (Donaldson & altri, 2001).

Concentrazione nell'aria ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Diametro particella ( $\mu\text{m}$ )	Particelle in 1 ml di aria (numero)	Superficie totale delle particelle ( $\mu\text{m}^2$ ) in 1 ml
10	2	1,2	24
10	0,5	153	120
10	0,02	2.400.000	3016



### 1.1.1. Effetti del particolato atmosferico sulla salute umana

È ormai nota da decenni l'esistenza di uno stretto legame tra la salute umana e la qualità dell'aria, fortemente compromessa sostanzialmente dall'utilizzo smisurato dei combustibili fossili.

Uno dei primi eventi che mise in luce questo tipo di relazione fu quello che coinvolse la città di Londra nel dicembre del 1952. A causa di un anticiclone, che generò un'inversione termica dovuta ad aria stagnante e fredda al di sotto di uno strato di aria calda, gli abitanti della città intensificarono l'uso di carbone per gli impianti di riscaldamento, comportando un ingente aumento di inquinanti emessi nell'aria, che proprio per via dell'inversione termica sostarono a lungo negli strati più bassi dell'atmosfera. I londinesi, abituati alla scarsa visibilità data dalla nebbia che caratterizza la loro città, non si accorsero immediatamente del grave problema che tale azione stesse provocando. L'episodio, oggi conosciuto con il nome di "Great Smog", portò infatti alla morte di ben 4.000 persone in meno di una settimana. Il Great Smog si disperse poi dopo alcuni giorni grazie ad un cambiamento delle condizioni meteorologiche (ARPA Piemonte, 2018).

Oggi le concentrazioni di polveri nell'aria risultano di molto inferiori rispetto a quelle che si rilevavano nel secolo scorso, ma queste sono comunque dannose per la salute, in quanto ancora causa di numerosi casi di mortalità e morbilità. Dagli studi epidemiologici è emerso che i principali danni sono quelli che riguardano l'apparato respiratorio e l'apparato cardiovascolare. In particolare il primo è interessato da un meccanismo flogogeno (infiammatorio), mentre il secondo funge da veicolo per microinquinanti ed aeroallergeni (ARPA Emilia Romagna, 2009). Altre problematiche sono legate alle alterazioni del sistema immunitario, all'aumento delle patologie tumorali e alla morte prematura. Tra i soggetti esposti al particolato atmosferico, quelli maggiormente a rischio sono le persone affette "da patologie polmonari croniche di tipo ostruttivo, gli individui con influenza, gli asmatici e le fasce di età estreme", ossia bambini e anziani (ANPA, 2002).

Come è intuibile dalle classificazioni prima esposte, la dimensione delle particelle è un parametro discriminante della nocività del particolato atmosferico. In generale, se le particelle sono inalabili, una volta depositatesi nelle vie aeree superiori, possono essere facilmente espulse dai meccanismi della respirazione. Se le particelle sono toraciche, significa che dopo aver raggiunto le vie aeree inferiori, la loro espulsione può avvenire in tempi relativamente brevi (poche ore) a seguito del loro successivo incanalamento verso la gola. Se le particelle sono respirabili, la loro penetrazione non viene arrestata né dalla mucosa nasale né da quella bronchiale, per cui i meccanismi di rimozione che intervengono nei due casi precedenti non sono sufficienti all'espulsione e di conseguenza l'effetto sull'organismo risulta notevole (infiammazioni, scambi gassosi nel sangue ostacolati, etc.). Un altro aspetto importante è l'interazione particelle ultrafini-acqua. Nei polmoni, infatti, sono presenti dei liquidi costituiti per il 90% di acqua, per cui buona parte delle particelle (quelle di natura igroscopica) vengono assorbite. Inoltre bisogna tenere presente che le particelle possono presentare sulla loro superficie delle sostanze tossiche che sono state adsorbite e che dunque possono venire a contatto con le cellule dell'organismo (D'Alessio, D'Anna, Faravelli, & Ranzi, 2005).

La situazione peggiore è infine quella causata dalle particelle ancora più piccole. Si parla in questo caso di *particelle iperfini*, le quali, secondo uno studio condotto dall'Università di Rochester a New York (Oberdörster & altri, 2004), possono addirittura arrivare in prossimità delle terminazioni nervose olfattive e da lì fino al cervello, dove l'accumulo può generare effetti neurotossici gravissimi.

Recentissimi studi effettuati dai ricercatori dell'Università Queen Mary di Londra dimostrano perfino che le particelle più piccole presenti nell'aria sono in grado di raggiungere attraverso il flusso



sanguigno la placenta delle donne in gravidanza che inalano l'aria inquinata. Questo significa che gli effetti negativi che si possono riscontrare nella placenta potrebbero ripercuotersi anche sul feto, che teoricamente dovrebbe sempre essere protetto dal grembo materno. (Queen Mary University of London, 2018)

### 1.1.2. Effetti del particolato atmosferico sull'ambiente

Oltre agli effetti che le particelle hanno direttamente sulla salute umana, bisogna tenere in considerazione anche l'impatto che queste hanno sull'ambiente. Tra le principali problematiche ambientali causate dal particolato atmosferico si annoverano:

- la formazione di nebbie e nubi;
- il mutamento delle proprietà ottiche dell'atmosfera con conseguente scarsa visibilità e variazione del bilancio energetico terrestre;
- la contaminazione del suolo e dell'acqua;
- il deterioramento dei materiali.

Gli aerosol atmosferici, così come i gas serra, influenzano notevolmente il clima terrestre. Ma, mentre i gas serra sono responsabili del riscaldamento globale, a causa del fatto che provocano la riduzione delle radiazioni termiche riflesse dalla superficie terrestre verso lo spazio, il particolato atmosferico influenza sia le radiazioni termiche riflesse che quelle incidenti, in misura dipendente dalle loro caratteristiche e in particolare da composizione, concentrazione, morfologia, solubilità e proprietà ottiche. Si ha infatti un contributo differente (positivo o negativo) all'incremento del *radiative forcing*, definito come "la differenza netta, espressa in  $W/m^2$ , tra la radiazione entrante ed uscente all'altezza della tropopausa (strato di separazione tra troposfera e stratosfera) dovuta a modifiche di forzanti esterne del cambiamento climatico" (Climatrentino, s.d.). Ad esempio, gli aerosol ricchi di solfati danno un contributo negativo al forcing radiativo, in quanto non mostrano bande di assorbimento nel visibile e di conseguenza sono responsabili di parte della dispersione delle radiazioni termiche che arrivano sul pianeta. Lo spettro di assorbimento del carbonio elementare, invece, va dal campo dell'ultravioletto al campo dell'infrarosso; questo significa che può sia disperdere la radiazione solare entrante (contributo negativo) che assorbire quelle infrarosse emanate dalla Terra (contributo positivo) con contributo totale positivo. Per altre sostanze come il carbonio organico non sono ancora stati effettuati studi sufficientemente approfonditi da poter comprendere il loro ruolo rispetto al cambiamento climatico.

Il particolato atmosferico ha anche un ruolo indiretto sul forcing radiativo. Le particelle fungono infatti da nuclei di condensazione del vapore acqueo presente in atmosfera in condizioni sovrasature, contribuendo alla nascita delle gocce d'acqua che compongono nuvole e nebbia. Se l'inquinamento è particolarmente intenso, la variazione di nuvolosità che ne deriva comporta la riflessione delle radiazioni solari incidenti e il conseguente raffreddamento della superficie terrestre. (Agnesod & Ragani, s.d.; D'Alessio, D'Anna, Faravelli, & Ranzi, 2005)



## 2. Inquadramento normativo

Il Decreto Legislativo 13 agosto 2010 n.155, poi modificato ed integrato con il Decreto Legislativo 250/2012, costituisce l'attuale legge quadro in materia di controllo dell'inquinamento dell'aria. Si tratta dell' "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa", che va ad abrogare la precedente norma quadro D.Lgs. n.351/1999 con i relativi decreti attuativi (DM 60/2002, D.Lgs. n.183/2004, D.Lgs.152/2007, DM 261/2002) che indicavano il numero e il collocamento delle stazioni di monitoraggio insieme a metodi di misura, limiti e valori di riferimento dei vari inquinanti.

La Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio 2008/50/CE ingloba i nuovi progressi scientifici e sanitari sviluppatasi nel campo dell'inquinamento atmosferico, con la finalità di "evitare, prevenire o ridurre le emissioni di inquinanti atmosferici nocivi e definire adeguati obiettivi per la qualità dell'aria ambiente" (Direttiva 50/CE, 2008) in modo da proteggere salute umana ed ecosistemi. A questo scopo la direttiva stabilisce la necessità di:

- fissare i limiti e gli obiettivi relativi alla qualità dell'aria nonché i punti di rilevamento, controllando le emissioni direttamente alla sorgente e riducendole con misure definite opportunamente a livello comunitario, nazionale e locale;
- fissare criteri, metodi di misurazione, numero e ubicazione delle stazioni di misurazione e tecniche di monitoraggio, utili alla valutazione della qualità dell'aria, comuni per tutti gli Stati membri;
- rendere fisse le stazioni che hanno registrato il superamento dei valori soglia degli inquinanti;
- avere sempre il maggior numero di informazioni sugli inquinanti e sulla qualità dell'aria;
- definire gli strumenti da utilizzare per la diffusione delle informazioni sulla qualità dell'aria, le quali devono risultare trasparenti e sempre a disposizione dei cittadini;
- avere la massima cooperazione tra i diversi Stati membri.

Il D.Lgs. 155/2010, in quanto recepimento della Direttiva europea 2008/50/CE, afferma dunque le disposizioni già esposte nella direttiva e definisce le indicazioni che le Regioni del territorio nazionale devono seguire ed integrare in leggi e decreti regionali. Le Regioni infatti vengono individuate come autorità competenti per la realizzazione della valutazione della qualità dell'aria e per la stesura dei *Piani di Risanamento regionali della Qualità dell'Aria (PRQA)*, da produrre laddove vi sia il superamento dei valori limite.

Il decreto, che rappresenta un vero e proprio testo unico sulla qualità dell'aria, include inoltre le definizioni di:

- *valore limite*: soglia da non superare al fine di proteggere la salute umana e l'ambiente. Il valore medio giornaliero limite per il PM10 è pari a 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  da non superare più di 35 volte per anno civile, mentre il valore medio annuale limite è di 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Il valore medio annuale limite del PM2,5 è 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ;
- *valore obiettivo*: livello da raggiungere entro una data prestabilita allo scopo di proteggere salute umana e ambiente;
- *soglia di informazione*: livello al di sopra del quale si ha l'imposizione di comunicare informazioni immediate, a causa del fatto che esistono dei rischi per individui più sensibili che sono stati esposti per una breve durata;



- *soglia di allarme*: livello al di sopra del quale si ha l'imposizione di adottare immediatamente dei provvedimenti, a causa del fatto che esistono dei rischi per la popolazione che è stata esposta per una breve durata;
- *obiettivo a lungo termine*: livello da raggiungere in un lungo periodo con l'adozione di apposite misure al fine di tutelare salute umana e ambiente.

Il decreto elenca inoltre tutte le sostanze che bisogna monitorare, inclusi i PM10 e PM2,5, tutte le informazioni di aggiornamento sulla qualità dell'aria da comunicare al Ministero dell'Ambiente e tutte le indicazioni per realizzare od eventualmente adeguare le varie reti di monitoraggio della qualità dell'aria sul territorio.

Successivamente il *Decreto Ministeriale del 29 novembre del 2012* "individua le stazioni speciali di misurazione della qualità dell'aria previste dall'articolo 6, comma 1, e dall'articolo 8, commi 6 e 7 del decreto legislativo 13 agosto 2010, n. 155".

L'anno seguente il *Decreto Ministeriale del 22 febbraio 2013* "definisce il formato che le Regioni e le Province autonome utilizzano per trasmettere al Ministero dell'Ambiente, all'Ispra e all'Enea, il progetto di adeguamento della rete di misura ai fini della valutazione della qualità dell'aria". Mentre con il *Decreto Ministeriale del 13 marzo 2013* si individuano le "stazioni per il calcolo dell'indicatore d'esposizione media per il PM2,5".

Il *Decreto del Ministero dell'Ambiente 5 maggio 2015* stabilisce in seguito i "metodi di valutazione delle stazioni di misurazione della qualità dell'aria di cui all'articolo 6 del decreto legislativo 13 agosto 2010, n.155", specificando inoltre, nell'allegato I, il "metodo di campionamento e di analisi per la misura delle concentrazioni di massa totale e per speciazione chimica del materiale particolato PM10 e PM2,5".

Infine con il *Decreto Ministeriali del 26 gennaio e 30 marzo 2017*, viene recepita in Italia la *Direttiva 2015/1480/UE* che modifica alcuni aspetti della 2008/50/CE "in materia di metodi di riferimento per la determinazione degli inquinanti, procedure per la garanzia di qualità per le reti e la comunicazione dei dati rilevati e in materia di scelta e documentazione dei siti di monitoraggio". (ARPA Veneto, 2018)

## 2.1. Normativa regionale

Nella Regione Piemonte la prima rete pubblica di monitoraggio degli inquinanti nell'aria viene instaurata a Torino nel 1971 grazie alla *Legge 13 luglio 1966 n.615* "Provvedimenti contro l'inquinamento atmosferico".

Con il *Decreto Presidente della Repubblica 24 maggio 1988 n.203* "Attuazione delle direttive CEE numeri 80/779, 82/884, 84/360 e 85/203 concernenti norme in materia di qualità dell'aria, relativamente a specifici agenti inquinanti, e di inquinamento prodotto dagli impianti industriali, ai sensi dell'art.15 della legge 16 aprile 1987, numero 183", si prevede tra le altre cose che le Regioni si occupino della "formulazione dei piani di rilevamento, prevenzione, conservazione e risanamento del proprio territorio, nel rispetto dei valori limite di qualità dell'aria" (art.4) e della redazione dell'*Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera (IREA)*. La Regione Piemonte nello stesso anno si occupa quindi di costruire il *Sistema Regionale di Rilevamento della Qualità dell'Aria (SRRQA)*, a partire dalla ristrutturazione delle reti pubbliche già presenti sul territorio regionale. Con tale sistema si ha quindi il mezzo utile per la successiva produzione dei piani regionali di risanamento e tutela.



Dopo aver compreso a livello europeo la necessità di effettuare una valutazione della qualità dell'aria quanto più fitta possibile sul territorio nazionale e regionale, la Regione Piemonte si occupa di questo aspetto con la zonizzazione di tutto il suolo piemontese dopo la *Legge Regionale n.43 del 7 aprile 2000* "Disposizioni per la tutela dell'ambiente in materia di inquinamento atmosferico. Prima attuazione del Piano regionale per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria". La classificazione della regione in diverse zone viene avviata basandosi sul lavoro di valutazione della qualità dell'aria realizzato dall'*Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale Piemontese (ARPA)* con l'uso di tutti i dati e le misure relative ai cinque anni precedenti ed effettuando una stima per i cinque anni successivi dei valori massimi di concentrazione degli inquinanti, senza tenere in considerazione eventuali azioni correttive.

La legge regionale 43/2000, attualmente ancora in vigore, fornisce inoltre indicazioni sui Piani di Risanamento regionali della Qualità dell'Aria, sul Sistema Regionale di Rilevamento della Qualità dell'Aria e sull'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera.

Ogni anno la Regione Piemonte procede all'aggiornamento della valutazione della qualità dell'aria a partire dal quale vengono poi prodotti dei report a livello comunitario e nazionale. Di fondamentale importanza è l'aiuto tecnico dell'ARPA, che usa sia misurazioni effettuate sul territorio servendosi del SRRQA, sia l'IREA e modelli chimico diffusivi che permettono di stimare la distribuzione spaziale e le reazioni chimiche degli inquinanti.

A partire dalla valutazione della qualità dell'aria del 2001 approvata dalla *Deliberazione della Giunta Regionale n.109-6941 del 5 agosto 2002*, si procede alla Zonizzazione 2001 attraverso la *Deliberazione della Giunta Regionale n.14-7623 dell'11 novembre 2002* (allegato I).

Tra il 2002 e il 2004 la situazione della qualità dell'aria in Piemonte rimane pressoché invariata rispetto a quanto riportato nella valutazione del 2001. Con la *Deliberazione della Giunta Regionale n.19-12878 del 28 giugno 2004* si procede però all'aggiornamento del PRQA e si specificano nuovi interventi per la riduzione delle emissioni di PM10 e ossidi di azoto. Da qui nasce la decisione di agire nello specifico sui settori di trasporto, riscaldamento e industria con appositi Piani Stralcio.

A questo punto la *Deliberazione della Giunta Regionale 18 settembre 2006 n. 66-3859* approva lo *Stralcio di Piano per la Mobilità*, mentre con la *DGR n. 57-4131 del 23 ottobre 2006* si precisano alcuni aspetti come l'esigenza di agire in primo luogo sui Comuni dell'agglomerato di Torino e su quelli aventi un numero di abitanti maggiore di 20.000.

Lo *Stralcio di Piano per il riscaldamento ambientale e il condizionamento* viene confermato dalla *Deliberazione del Consiglio Regionale 11 gennaio 2007 n. 98-1247* e ulteriormente modificato e aggiornato successivamente.

Nel 2010 con il D.Lgs. 155/2010, la Regione Piemonte necessita di una revisione dei propri mezzi di gestione della qualità dell'aria e in particolare della rete, dei modelli e della zonizzazione del territorio. Per questo motivo quattro anni dopo si procede all'approvazione di una nuova zonizzazione attraverso la *DGR n. 41-855 del 29 dicembre 2014*. Tale *Deliberazione* indica inoltre il *Programma di Valutazione*, definito dal D.Lgs. 155/2010 (art.2), come strumento utile alla valutazione della qualità dell'aria attraverso la combinazione di misurazioni in stazioni fisse, misurazioni indicative, tecniche di modellizzazione e tecniche di stima obiettiva (*ARPA Piemonte, 2018*).



### 2.1.1. Accordi del bacino padano

Il 7 febbraio 2007 viene firmato un *“Accordo tra le Regioni Emilia Romagna, Lombardia, Piemonte, Veneto, le Regioni autonome Friuli-Venezia Giulia e Valle d’Aosta, le Province autonome di Trento e Bolzano e la Repubblica e Cantone Ticino per la prevenzione e la riduzione dell’inquinamento atmosferico”* con l’obiettivo di instaurare una collaborazione tra i diversi territori interessati, in modo da rendere *“omogenee e sinergiche”* le azioni da intraprendere per la tutela dell’aria, tra cui le misure sulla circolazione dei veicoli, sull’uso dei combustibili e gli approfondimenti sulle tecniche di monitoraggio.

A marzo dello stesso anno, grazie ad un decreto del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, le Regioni hanno potuto contare su dei finanziamenti che nel caso del Piemonte sono stati impiegati per azioni quali il miglioramento dei mezzi di trasporto pubblico, la riqualificazione energetica degli edifici e l’aggiornamento degli strumenti utili alla conoscenza, valutazione e gestione della qualità dell’aria.

Purtroppo le caratteristiche orografiche, meteoriche e climatiche del bacino padano sono tali da comportare un ingente accumulo di PM10 nell’aria, il che significa avere notevoli difficoltà nel mantenimento delle concentrazioni al di sotto dei limiti di legge. Questo ha comportato per l’Italia una condanna nel 2012 da parte della Corte di Giustizia dell’Unione Europea a causa dei ripetuti superamenti dei valori limite del PM10 ed ai mancati provvedimenti per evitarli, che ha interessato tra le altre Regioni anche il Piemonte. Per tale motivo il 19 dicembre 2013 è stato sottoscritto un nuovo *“Accordo di programma per l’adozione coordinata e congiunta di misure per il miglioramento della qualità dell’aria del bacino padano”* tra la Regioni e le Province autonome del bacino padano e i Ministeri dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, dello Sviluppo Economico, delle Infrastrutture e dei Trasporti, delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali e della Salute. Con tale accordo si aveva un tempo massimo di sei mesi per fissare le linee guida che le Regioni e le Province autonome dovevano seguire per la produzione dei piani di qualità dell’aria, attuando misure di contrasto all’inquinamento atmosferico, in particolare per la combustione di biomasse, il trasporto merci e passeggeri, il riscaldamento civile, l’industria e la produzione di energia e l’agricoltura (art.1 comma 3).

Infine il 9 giugno 2017 è stato stipulato un *“Nuovo Accordo di Programma per l’adozione congiunta di misure per il miglioramento della qualità dell’Aria nel bacino padano”* tra il Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e le Regioni Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte e Veneto. L’accordo prevede alcuni interventi da attuare da parte delle Regioni (p.e. limitazione del traffico veicolare, sospensione o divieto di combustione, etc.) ed altri da parte del Ministero (p.e. contribuire ai finanziamenti). Nell’allegato I si parla inoltre di un nuovo sistema di controllo di accumulo degli inquinanti. Si definiscono un livello di criticità arancione per indicare un superamento per quattro giorni consecutivi del valore limite giornaliero di concentrazione di PM10 ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e un livello di criticità rosso nel caso di superamento del limite per dieci giorni consecutivi. Il controllo va effettuato il lunedì e il giovedì e l’uscita dal livello critico in questione si può confermare solo dopo due giorni consecutivi di misurazioni di concentrazione al di sotto del limite oppure se le previsioni meteorologiche e di qualità dell’aria del giorno corrente e del giorno successivo sono tali da consentire la dispersione degli inquinati.

Le limitazioni temporanee riguardanti la circolazione stradale sono da applicare a Comuni con più di 30.000 abitanti, ma nel caso piemontese e in particolare di Torino, dove i superamenti dei limiti



sono molto frequenti, i provvedimenti vengono estesi anche ai Comuni più piccoli appartenenti all'agglomerato. (ARPA Piemonte, 2018)

### 3. Qualità dell'aria e condizioni meteorologiche

Come già accennato, in Italia l'inquinamento atmosferico è un problema che riguarda in particolar modo l'area settentrionale del territorio. Nelle regioni del Nord, tra i centri urbani con la peggior qualità dell'aria vi è la città di Torino, che si trova ad occupare ogni anno uno dei primi posti nella classifica delle città più inquinate d'Europa e le cui emissioni di polveri sottili le attribuiscono molto spesso persino il primato in Italia (Decorato, 2018).

Nella città di Torino la qualità dell'aria dipende principalmente da tre fattori: la quantità di inquinanti emessi, la conformazione geografica del territorio in cui si trova e le condizioni climatiche e meteorologiche.

Torino giace sulla pianura Padana, l'area più industrializzata e ad elevato traffico d'Italia, dove si hanno rilevanti emissioni e dove la morfologia del territorio non permette facilmente la dispersione delle sostanze inquinanti presenti in atmosfera. Nonostante infatti le emissioni che caratterizzano Torino siano molto simili a quelle di altre città sviluppate dell'Europa, il fatto che si trovi su una pianura circondata da una grande catena montuosa come quella delle Alpi causa un accumulo ingente di inquinanti, dovuto principalmente all'attenuazione dell'intensità dei venti. (Città di Torino, 2018; Giacomini, 2017)

Gli eventi meteorologici, inoltre, sono soggetti alla cosiddetta *stabilità atmosferica*. La stabilità atmosferica si verifica quando l'atmosfera tende ad inibire i movimenti dell'aria in direzione verticale. Questo fenomeno, tipico delle stagioni autunnale e invernale, è strettamente legato al gradiente termico verticale dell'aria e si manifesta in particolare nel caso in cui si ha *inversione termica* (meteo.it, 2012).

Normalmente la temperatura dell'atmosfera diminuisce gradualmente dal basso verso l'alto (gradiente termico negativo), in quanto il sole riscalda la superficie terrestre e questa a sua volta riscalda l'aria ad essa adiacente, provocandone la risalita verso l'alto e successivamente l'espansione e il raffreddamento per via della minor pressione a cui è soggetta.

Con l'inversione termica, invece, si ha la situazione opposta (Fig.5) in cui l'aria più vicina alla superficie è caratterizzata da temperature più basse rispetto a quelle degli strati sovrastanti (gradiente termico positivo). Questo fenomeno, che in quota è dovuto alla

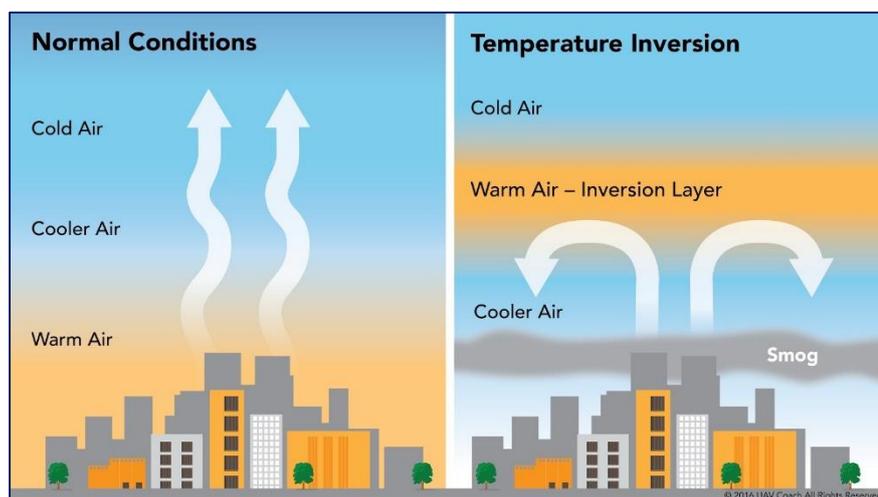


Fig.5 - Confronto tra condizioni normali e inversione termica  
(www.filestack.com, 2016).

compressione dell'aria dall'alto verso il basso (subsidenza atmosferica), in pianura è causato da diversi fattori che non permettono il riscaldamento del terreno in inverno, quali la sua maggior inclinazione rispetto ai raggi solari, la minor durata del giorno e la riflessione della luce solare diretta a causa della presenza della neve in alcune zone (effetto albedo). Generalmente con l'insolazione diurna l'inversione termica viene meno, ma in situazioni come i periodi di alta pressione invernale il fenomeno può durare più a lungo ed essere più intenso. In una situazione di questo tipo l'aria più

fredda e densa ristagna negli strati più bassi bloccata dall'aria più calda e meno densa degli strati superiori. Venendo a mancare dunque la circolazione verticale che permette il ricambio d'aria, si verifica un accumulo progressivo di inquinanti fino alla quota di inversione termica (800-1000 m). (Giacomin, 2017; Berlusconi, 2011)

Nonostante negli ultimi 30 anni l'adozione di misure volte alla riduzione delle emissioni inquinanti abbia migliorato la qualità dell'aria nella città di Torino, attualmente i risultati raggiunti non sono sufficienti a tutelare la salute dei cittadini e l'ambiente, considerato che per alcune sostanze non si rispettano ancora i limiti di concentrazione fissati dalla legge. Tra gli inquinanti che rappresentano ancora delle criticità vi è proprio il particolato atmosferico (Città di Torino, 2016). Osservando l'andamento delle concentrazioni medie annue di PM10 degli ultimi anni rilevate presso le stazioni di Torino - Consolata e Torino - Grassi (Fig.6) è evidente infatti che pur avendo avuto un calo medio si verifica comunque ogni anno il superamento del limite fissato dalla normativa a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

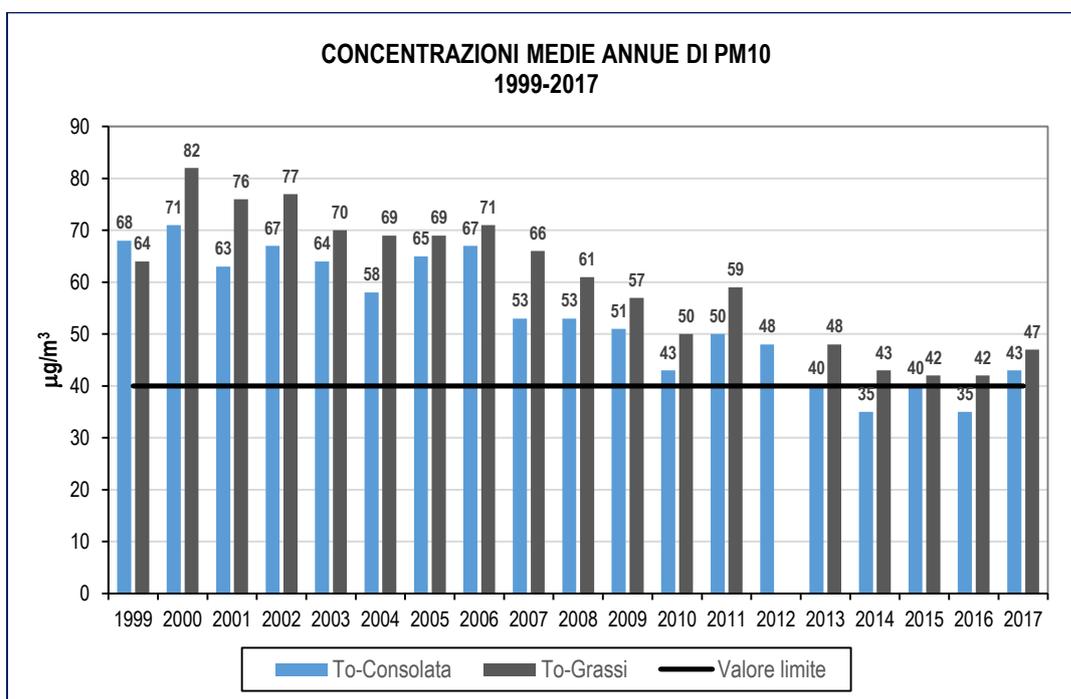


Fig.6 - Andamento delle concentrazioni medie annue di PM10 (ARPA Piemonte, 2017).

### 3.1. Influenza dei parametri meteorologici sul particolato atmosferico

Gli inquinanti presenti in atmosfera sono soggetti a fenomeni di diffusione e di trasporto che si manifestano a causa del movimento delle masse d'aria. Per questo motivo, in generale, considerata una determinata zona, oltre a tipo e numero di sorgenti emmissive, intensità dell'emissione, distanza dalla sorgente e trasformazioni fisico-chimiche, l'andamento delle concentrazioni degli inquinanti nell'aria ha una certa dipendenza dalle condizioni meteorologiche. In particolare le condizioni meteorologiche a grande scala influenzano i fenomeni di inquinamento a grande distanza dalla sorgente, mentre le condizioni meteorologiche locali influenzano i fenomeni di inquinamento a scala locale. Nel primo caso hanno un ruolo importante la variazione del vento con la quota (shear del vento) e la turbolenza che si genera a causa delle aree cicloniche e anticicloniche (movimenti d'aria dovuti a gradienti di pressione) (Unipr, 2001). A livello locale, invece, il comportamento degli inquinanti è condizionato da ciò che avviene nel cosiddetto *Strato*



*Limite Atmosferico o Planetario (SLA) o Planetary Boundary Layer (PBL)*. Lo strato limite atmosferico è “quella parte di atmosfera direttamente influenzata dalla presenza della superficie terrestre e che risente delle variazioni delle condizioni al suolo con un tempo caratteristico non superiore ad un’ora” (Stull, 1988). La concentrazione di una sostanza inquinante nell’aria e la sua evoluzione spazio-temporale dipende molto dai fenomeni di rimescolamento e di diluizione che si manifestano in corrispondenza dello strato limite atmosferico.

I fenomeni a cui è soggetto il particolato atmosferico sono in particolare influenzati da (ARPA Emilia Romagna, 2002):

- le idrometeorie (pioggia e nebbia), che condizionano i processi di deposizione e rimozione umida (dilavamento);
- l’intensità del vento, che determina i processi di trasporto in direzione orizzontale;
- la temperatura, i cui gradienti favoriscono i moti convettivi e quindi i processi di rimescolamento in direzione verticale;
- l’altezza di rimescolamento, definita come “l’altezza dello strato adiacente alla superficie all’interno del quale un composto viene disperso verticalmente per turbolenza meccanica o convettiva in un tempo pari a un’ora circa” (COST Action 710, 1988).

### 3.1.1. I modelli di qualità dell'aria

Le concentrazioni degli inquinanti in atmosfera si possono stimare in un determinato punto dello spazio e in un determinato istante di tempo per mezzo dei *modelli di qualità dell’aria*. I risultati che si ottengono dipendono molto dal tipo di modello, dai dati in ingresso e dal fenomeno che si vuole rappresentare. A seconda dell’approccio analitico usato, per le concentrazioni delle sostanze inquinanti in aria, generalmente si distinguono modelli deterministici e modelli stocastici o statistici (ARPA Piemonte, 2012).

I *modelli deterministici* si basano sul legame causa-effetto esistente tra la combinazione emissioni-meteorologia (causa) e le concentrazioni degli inquinanti in atmosfera (effetto). Sono modelli che richiedono un numero elevato di dati in ingresso, usano variabili che possono assumere uno e un solo valore in un determinato istante e necessitano della conoscenza di condizioni iniziali e al contorno. Dalla risoluzione di sistemi di equazioni matematiche che descrivono processi fisico-chimici è possibile poi ottenere un valore numerico per ogni variabile in ogni punto dello spazio e per ogni istante di tempo futuro. I modelli che rientrano in questo gruppo sono svariati e molto articolati, per questo motivo il loro uso quotidiano per fini previsionali risulta piuttosto complicato. (ARPA Piemonte, 2012; ARPA Emilia Romagna, 2002; Smeraldi, 2006)

I *modelli stocastici* si applicano invece quando si ha a disposizione un’ingente mole di dati (di qualità dell’aria e meteorologici) che sono stati misurati nel passato da una rete di stazioni in un determinato territorio, dunque perlopiù in contesti urbani ed industriali dove occorre controllare in tempo reale i livelli di attenzione e di allarme (Sinesi, 2012). Questo tipo di modelli permette di ottenere, attraverso l’applicazione di tecniche statistiche più o meno complesse, una previsione dell’evoluzione temporale dei valori futuri, solo in corrispondenza dei punti dello spazio in cui sono collocate le stazioni di misura e non sono invece in grado di prevedere situazioni non rilevabili dalla rete di monitoraggio. Tuttavia se le stazioni risultano sufficientemente rappresentative, è possibile ottenere una stima affidabile e valida per l’intero contesto territoriale oggetto di studio (ARPA Piemonte, 2012; ARPA Emilia Romagna, 2002; Smeraldi, 2006).



Nell'ambito della presente tesi si è deciso di valutare quale sia il ruolo della precipitazione (altezza di pioggia media giornaliera) e del vento (velocità media giornaliera) sulle concentrazioni di particolato atmosferico (medie giornaliere di PM10) nell'area urbana della città di Torino. Lo studio è stato condotto attraverso l'uso di *modelli statistici di regressione lineare multivariata*, dopo aver effettuato preliminarmente un'analisi delle serie storiche di dati di cui si dispone.

## 4. Sistema regionale di rilevamento della qualità dell'aria

Nella regione Piemonte il Sistema Regionale di Rilevamento della Qualità dell'Aria (SRRQA) è formato da un insieme di stazioni che misurano i principali inquinanti presenti nell'aria. Il sistema conta (ARPA Piemonte, 2013):

- 58 stazioni fisse che monitorano in continuo i parametri chimici, 4 delle quali sono di proprietà privata;
- 6 laboratori mobili (Fig.7) utilizzati per dei brevi monitoraggi da realizzare nelle zone in cui non si dispone di stazioni fisse;
- 8 Centri Operativi Provinciali (COP) in cui il personale delle strutture dipartimentali del territorio effettua la validazione automatica e interattiva delle informazioni raccolte.



Fig.7 - Laboratorio mobile (ARPA Piemonte, 2012).

Le 58 stazioni fisse, la cui gestione è affidata all'ARPA che ne garantisce il funzionamento ottimale e coordinato, sono distribuite secondo la zonizzazione effettuata ai sensi dell'art.3 del D.Lgs. 155/2010, in maniera tale da fornire informazioni sulla qualità dell'aria quanto più significative possibili per ciascuna delle zone in cui è stato suddiviso il territorio piemontese (ARPA Piemonte, 2018) (Fig.8):

- Agglomerato torinese IT0118;
- Zona di Pianura IT0119;
- Zona di Collina IT0120;
- Zona di Montagna IT0121.

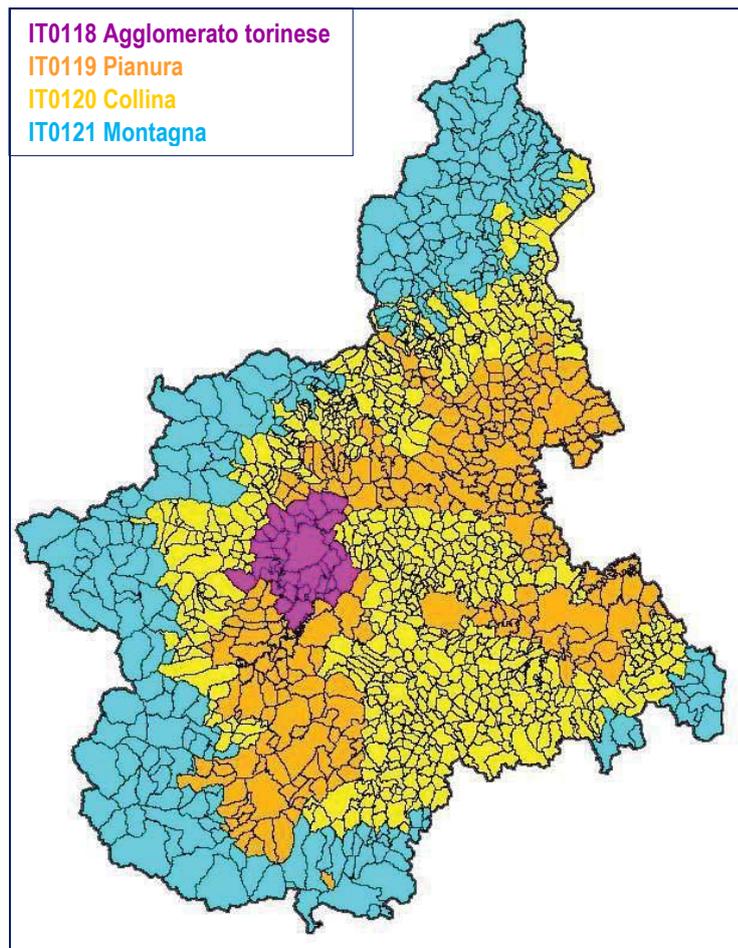


Fig.8 - Zonizzazione del territorio piemontese (Deliberazione della Giunta Regionale n. 41-855, 2014).

Secondo il D.Lgs. 155/2010 le stazioni sono distinguibili in base alla tipologia di emissione predominante in (ARPA Toscana, s.d.):

- *stazioni di traffico*, posizionate in modo tale da captare le emissioni provenienti dagli scarichi dei veicoli che circolano nelle strade adiacenti caratterizzate da intensità del traffico medio-alta;
- *stazioni di fondo*, collocate in aree in cui si vuole valutare il contributo integrato delle emissioni provenienti da diverse sorgenti poste sopravvento;
- *stazioni industriali*, poste in prossimità di attività industriali o in zone in cui sono presenti singole fonti industriali.

A seconda invece delle caratteristiche dell'area in cui si trova la stazione si differenziano (ARPA Piemonte, 2013):

- *siti fissi di campionamento urbano*, se l'area è edificata in modo continuo o predominante;
- *siti fissi di campionamento suburbano*, se si alternano zone edificate a zone non urbanizzate;
- *siti fissi di campionamento rurale*, nel caso di aree diverse da quelle precedenti.

Attraverso il servizio web *Geoviewer 2D* dell'ARPA Piemonte è possibile visualizzare la collocazione delle stazioni di misura su mappe digitali del territorio regionale (Fig.9). Per ognuna di esse sono fornite informazioni quali il nome, il comune, l'indirizzo, il tipo di zona (urbana,

suburbana, rurale), il tipo di stazione (di fondo, di traffico, industriale), le coordinate, la quota e la data di installazione.

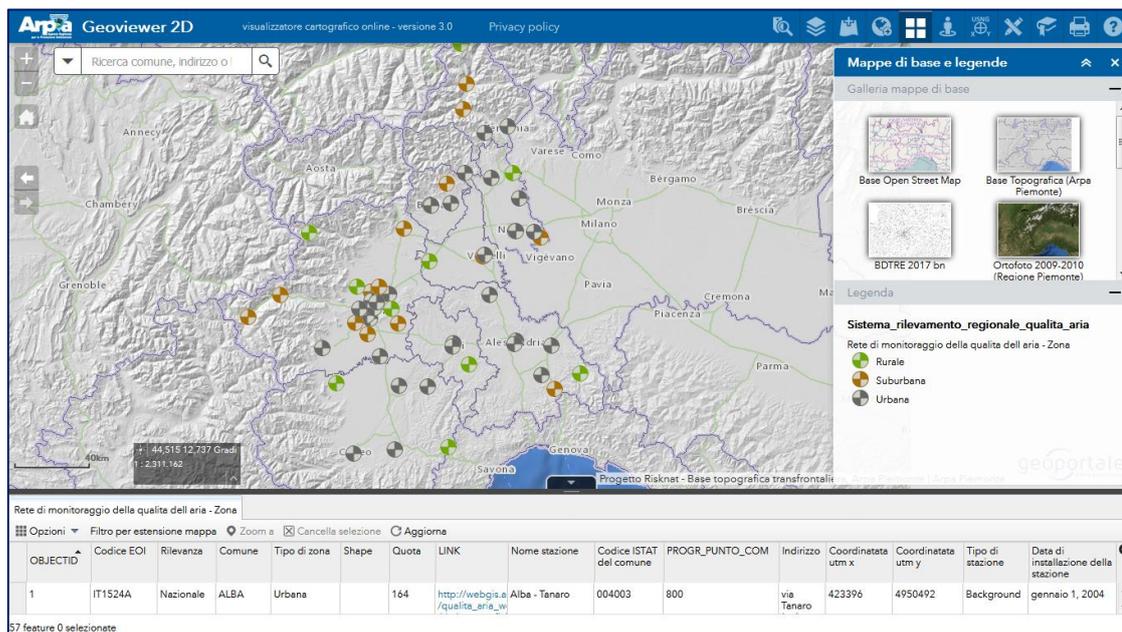


Fig.9 - Ubicazione delle stazioni di misura della qualità dell'aria da Geoviewer 2D (ARPA Piemonte, s.d.).

Ogni stazione è dotata di una *strumentazione di misura e campionamento* posta all'interno di una cabina e installata in modo tale da prelevare l'aria esterna per mezzo di una o più linee di campionamento costituite da materiale inerte. Secondo quanto indicato dalla normativa tecnica vigente, ogni tipologia di inquinante viene rilevata dalla strumentazione attraverso un differente metodo chimico-fisico. Per la maggior parte degli inquinanti le misurazioni vengono realizzate in tempo reale attraverso degli *analizzatori automatici* che rilevano dati in modo continuo con cadenza prevalentemente oraria. All'interno di ogni cabina è presente inoltre un sistema informatico in grado di convertire in termini di concentrazione il segnale in uscita che viene registrato effettuando la misura diretta sul campione di aria.

Tutte le informazioni raccolte e lo stato di funzionamento delle stazioni vengono poi recepiti dai Centri Operativi Provinciali. L'insieme di tutti i dati provinciali, che entrano a far parte del database locale, vengono analizzati dal Dipartimento provinciale dell'ARPA, il quale si occupa di una *validazione di primo livello* per l'eliminazione delle anomalie più facilmente individuabili e, dopo aver provveduto alla storicizzazione e alla certificazione dei dati, effettua una *validazione di secondo livello* per un'ispezione più dettagliata e lunga che individua i casi anomali meno evidenti. (ARPA Piemonte, 2013)

Successivamente i dati vengono trasmessi dai COP alla *Banca Dati Regionale delle misure della qualità dell'aria* accessibile solo all'ARPA e alla Regione Piemonte (solo lettura) (sistemapiemonte.it, 2011).

Per l'accesso pubblico alle informazioni acquisite è possibile utilizzare il sito [www.sistemapiemonte.it](http://www.sistemapiemonte.it) oppure il servizio dedicato *AriaWeb* della Regione Piemonte.



## 4.1. Misurazione del particolato atmosferico

Secondo quanto riportato nella direttiva 2008/50/CE, le concentrazioni di particolato sospeso devono essere determinate seguendo un *metodo di riferimento* o un *metodo alternativo* a quello di riferimento, la cui equivalenza deve essere prima opportunamente dimostrata e certificata da un laboratorio internazionalmente riconosciuto.

### 4.1.1. Metodo di riferimento

A differenza degli altri inquinanti, la misurazione del particolato sospeso molto spesso non avviene in tempo reale in quanto per la sua realizzazione è necessaria la filtrazione dell'aria, come indicato nella *norma UNI EN 12341:2014* "Aria ambiente - Metodo gravimetrico di riferimento per la determinazione della concentrazione in massa di particolato sospeso PM10 o PM2,5".

Il principio di misura riportato nella norma tecnica è quello che utilizza il *metodo gravimetrico*, il quale rappresenta proprio il metodo di misura di riferimento. Si tratta di un *metodo manuale* la cui attuazione è possibile solo dopo la raccolta del materiale particolato attraverso l'uso di appositi *filtri*. I filtri, generalmente membrane realizzate in fibra di vetro, fibra di quarzo, cellulosa, esteri di cellulosa (nitrate e acetate) o materiale polimerico (teflon, PVC, etc.), devono prima essere sottoposti ad un opportuno processo di *condizionamento*, che prevede la loro permanenza per 48 ore all'interno di una camera climatica ad una temperatura di  $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$  e umidità del  $(50 \pm 5)\%$ . Queste operazioni preliminari sono importanti per eliminare eventuali impurità che potrebbero essere presenti nel filtro e che potrebbero comportare errori di calcolo successivi. Dopo il condizionamento si procede con la pesatura su bilancia analitica ad alta sensibilità a sei cifre decimali. Per minimizzare il più possibile gli errori e le imprecisioni, la pesatura viene realizzata in maniera automatica mediante un software che coordina sia la bilancia che il posizionamento dei filtri su di essa.

Il prelievo del particolato avviene per mezzo di *campionatori di particolato* dotati di una *pompa* che aspira un certo volume di aria ambiente in maniera costante per 24 ore. L'aria aspirata passa attraverso una *testa di separazione ad impatto inerziale* avente una geometria normata a livello internazionale, differente a seconda della dimensione delle polveri che si vogliono catturare. Questa determina infatti il taglio delle particelle, che ad esempio nel caso del PM10 e del PM2,5 è rispettivamente pari a  $10 \mu\text{m}$  e  $2,5 \mu\text{m}$ ; dunque le particelle di dimensioni inferiori a  $10 \mu\text{m}$  o  $2,5 \mu\text{m}$  si depositano sul filtro. (ARPA Valle d'Aosta, 2018; ARPA Veneto, 2015)

La membrana filtrante che blocca le particelle presenti nel flusso si trova all'interno di una cassetta *portafiltro* montata su un'apposita *ghiera di supporto*. In questo modo si evita di alterare il campione con delle azioni che potrebbero comportare l'introduzione di particolato di diversa provenienza falsando così le misure successive. (Planeta econsulting, 2017)

Trascorse le 24 ore il filtro viene estratto e portato in laboratorio. I filtri usati, mantenuti per 48 ore alle stesse condizioni di temperatura e umidità che si avevano durante il processo di condizionamento, vengono poi pesati nuovamente in modo da ricavare il peso del campione di particolato per differenza con il peso del filtro vergine. Rapportando il risultato ottenuto al volume di aria prelevato, si ottiene poi il valore di concentrazione media di particolato nell'aria, espresso in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , riferito a quel periodo di campionamento. Il volume d'aria aspirata viene determinato attraverso un *contatore volumetrico* posto all'interno del campionatore e deve sempre essere mantenuto alle stesse condizioni di temperatura e pressione dell'ambiente da cui è stato prelevato,

le quali sono note grazie alla presenza di appositi *sensori* posti sia all'esterno che all'interno del campionario (ARPA Veneto, 2015).

A seconda del volume d'aria che si vuole aspirare è possibile utilizzare un tipo specifico di campionario di particolato (Fig.10) tra:

- *campionatori ad alto volume*, se la portata volumetrica di aspirazione è dell'ordine delle centinaia di litri al minuto;
- *campionatori a medio volume*, se la portata volumetrica di aspirazione è inferiore ai 100 l/min;
- *campionatori a basso volume*, se la portata volumetrica di aspirazione è di pochi litri al minuto.

È chiaro che per fissata durata del campionamento, più aria si aspira maggiore è la quantità di particolato catturata dal filtro. Se le concentrazioni di particolato che si vogliono determinare sono molto basse (tracce), si utilizza il campionario ad alto volume con filtri del diametro di 150 mm. Se invece l'aria è ricca di particelle, è preferibile usare il campionario a basso volume e filtri di diametro di 47 mm. (*part'aera*, s.d.)



Fig.10 - Campionatori di particolato a basso volume, a medio volume e ad alto volume (ARPA Veneto, 2013)

A causa dei diversi steps che richiede il metodo gravimetrico, la disponibilità dei dati è garantita in tempi piuttosto lunghi. Occorrono infatti circa 10 giorni per la raccolta del particolato, il prelevamento del filtro, l'invio in laboratorio, l'analisi del campione, la validazione dei dati e il successivo inserimento all'interno del database regionale. (ARPA Piemonte, 2010)

#### 4.1.2. Metodi automatici

L'esigenza di avere delle misure di concentrazione di particolato in tempi quanto più brevi possibile ha portato allo sviluppo di *metodi automatici*, alternativi ed equivalenti a quello di riferimento, che possono garantire l'acquisizione dei dati anche in tempi inferiori alle 24 ore. Questi metodi, generalmente usati per operazioni di routine, sono indicati nella *norma UNI EN 16450:2017* "Aria ambiente - Sistemi di misura automatici per la misurazione della concentrazione del particolato (PM10; PM2,5)".

Si riportano di seguito i metodi automatici più utilizzati, i quali si basano su principi inerziali, ottici o di attenuazione dei raggi beta.

1) L'analizzatore a microbilancia (*Tapered Element Oscillating Microbalance - TEOM*) è dotato di una tubazione affusolata le cui proprietà geometriche e meccaniche e la cui massa ne comportano un'oscillazione naturale. Su un'estremità libera del tubo è presente un filtro e nel momento in cui si preleva e si deposita su di esso una certa quantità di polvere (preselezionata da un sistema ad impatto inerziale), la massa del sistema oscillante aumenta e di conseguenza diminuisce la frequenza di oscillazione dello stesso. Un sistema elettronico rileva la variazione della frequenza di oscillazione e ricava dunque la variazione della massa, da cui determina poi la concentrazione di particolato per metro cubo d'aria ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), conoscendo il flusso del campione d'aria in ingresso ( $\text{l}/\text{min}$ ) prelevato da una pompa (Fig.13). (Queensland Government, 2017)

I risultati che si ottengono con questo metodo non sono però precisi. Poiché l'aria in ingresso viene riscaldata fino a  $50^\circ\text{C}$  al fine di evitare la formazione di condensa nel filtro, alcune sostanze volatili (sali di ammonio, composti organici, etc.) evaporano causando degli errori nella determinazione della massa. Per tale motivo si utilizza un fattore moltiplicativo correttivo in modo da ottenere il valore esatto. (Chiamamilano, s.d.)

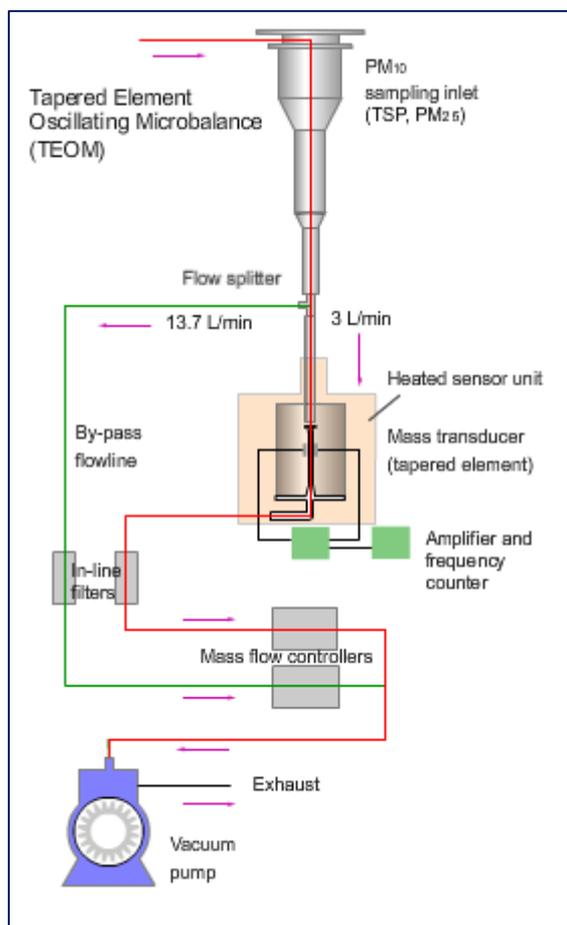


Fig.11 - Funzionamento del TEOM  
(Queensland Government, 2017).

2) Lo *Smoke Shade* è un metodo ottico che usa un dispositivo ad imbuto in grado di aspirare l'aria ambiente e permettere il deposito delle particelle su un filtro di carta. La massa di particolato filtrato e dunque la concentrazione si determina a partire dall'assorbimento della luce da parte del quantitativo di polvere presente sul filtro. Questo strumento, che permette di ricavare informazioni inerenti alle sole particelle di dimensioni inferiori a  $4,5 \mu\text{m}$  principalmente costituite da carbonio elementare, consente la raccolta di campioni giornalieri fino a 8 giorni. (Chiamamilano, s.d.)

3) Il *campionatore a nastro* filtra l'aria catturando le particelle di dimensioni maggiori di  $5 \mu\text{m}$  su una striscia di carta che avanza progressivamente consentendo la formazione di macchie adiacenti. Il quantitativo di polvere presente sul nastro si determina in termini di densità ottica o di coefficiente di opacità, per cui è necessario misurare la trasmissione della luce che passa attraverso le macchie, ovvero la sua opacità. (Chiamamilano, s.d.)

4) Il *nefelometro*, strumento solitamente usato per misurare la visibilità, sfrutta l'intensità della luce che viene diffusa dalle particelle presenti nell'aria per determinarne la concentrazione. Tale intensità è fortemente dipendente dalla lunghezza d'onda incidente e dalle caratteristiche delle

particelle stesse, in particolare dalla loro granulometria, dal loro indice di rifrazione e dalla loro natura. Poiché molto spesso le polveri sono ricche di umidità, il 5-20% della diffusione della luce è imputabile proprio a quest'ultima, per cui i risultati possono essere falsati. Per questo motivo solitamente si riscalda il campione d'aria in modo da eliminarne l'umidità, ma questo può causare anche l'evaporazione delle sostanze volatili, dunque il risultato finale non è mai del tutto preciso. (Chiamamilano, s.d.)

5) L'analizzatore ad attenuazione dei raggi beta (Fig.14) è lo strumento più utilizzato nel caso dei metodi automatici. Al suo interno è presente una sorgente radioattiva di carbonio-14 che emette un fascio di elettroni (particelle beta), un rivelatore Geiger-Muller per la misura delle radiazioni beta e una catena di supporti metallici di portafiltri con 40 filtri (uno al giorno) in fibra di vetro del diametro di 47 mm (oppure un nastro di prelievo a carta continua).

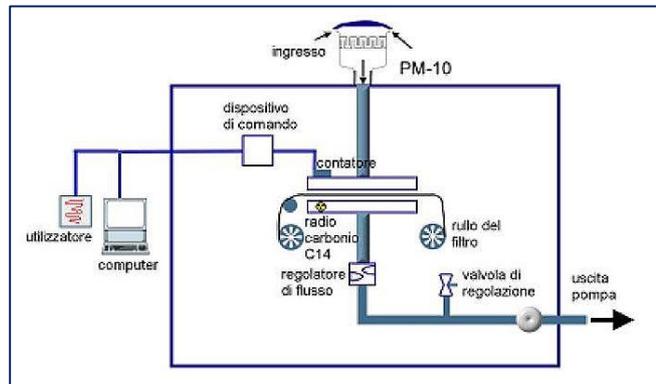


Fig.12 - Funzionamento dell'analizzatore ad attenuazione dei raggi beta (slideplayer.it, 2017).

Per prima cosa si misura l'intensità delle radiazioni beta che attraversano il filtro pulito, detto misura di bianco. In secondo luogo il medesimo filtro viene fatto attraversare per 24 ore da un flusso d'aria costante (16,7 l/min), in modo da raccogliere il particolato in esso presente, il quale viene prima selezionato con un'apposita testa di prelievo. Il filtro ricco di polvere viene riposizionato poi tra la sorgente radioattiva e il contatore Geiger-Muller per effettuare una nuova misura dell'intensità delle radiazioni beta. In questo caso le radiazioni risultano più attenuate rispetto a quelle che attraversano la misura di bianco, visto che una parte viene assorbita anche dal particolato e non più solamente dal filtro. Conoscendo il volume d'aria filtrata e sapendo che la differenza tra le due misure risulta proporzionale alla concentrazione di particolato raccolta, quest'ultima viene subito determinata dall'analizzatore. (ARPA Valle d'Aosta, 2018; Chiamamilano, s.d.; slideplayer.it, 2017)

L'analizzatore automatico a raggi beta e il metodo gravimetrico sono le due tecniche più usate dall'ARPA Piemonte per le misurazioni di particolato atmosferico. I due metodi, oltre ad essere equivalenti, sono anche complementari. Infatti, con il metodo gravimetrico è possibile ottenere anche informazioni relative ad altre sostanze presenti nel particolato, mentre con l'analizzatore a raggi beta si hanno ogni giorno dati da fornire alle Amministrazioni e ai cittadini, mediante gli appositi portali, sotto forma di *Indice di Qualità dell'Aria (IQA)*. (ARPA Piemonte, 2010)

## 5. Analisi preliminare

### 5.1. Stazioni di rilevamento del PM10 a Torino

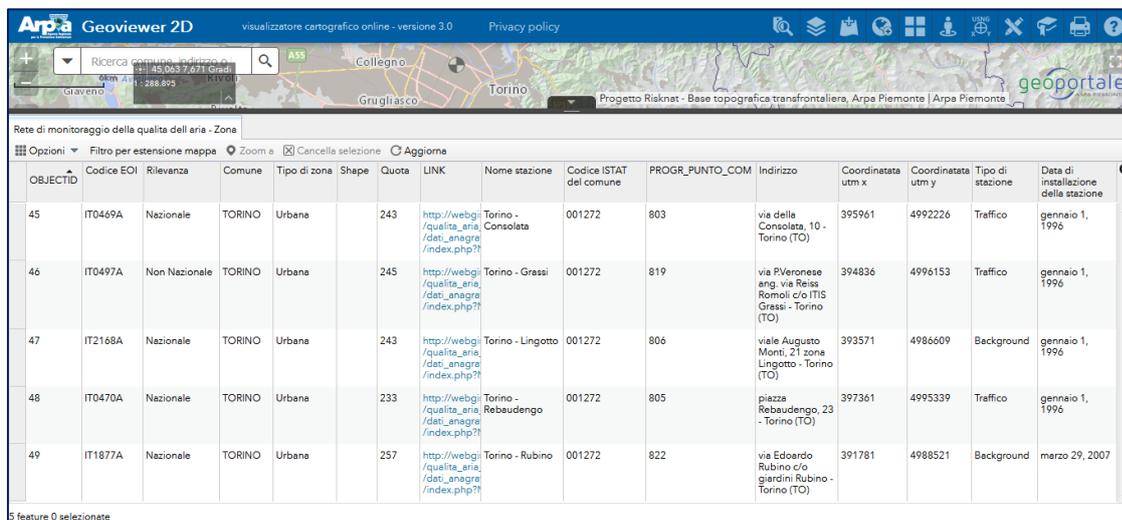
Nel territorio urbano della città di Torino le stazioni di monitoraggio del particolato atmosferico sono Torino - Consolata, Torino - Gaidano, Torino - Grassi, Torino - Lingotto, Torino - Rebaudengo, Torino - Rivoli e Torino - Rubino.

Benchè tutte le stazioni siano state attivate il 1° gennaio 1996, ad eccezione di Torino - Gaidano avviata il 1° gennaio 1997, non tutte risultano attualmente in funzionamento. La stazione di Torino - Rivoli ha funzionato fino al 31 dicembre 2011, mentre quella di Torino - Gaidano è stata utilizzata fino al 28 marzo 2007, ma immediatamente sostituita il giorno successivo dalla Torino - Rubino, attivata quindi il 29 marzo 2007. Questo significa che ad oggi le stazioni di rilevamento del PM10 che ricoprono la città di Torino sono:

- Torino - Consolata;
- Torino - Grassi;
- Torino - Lingotto;
- Torino - Rebaudengo;
- Torino - Rubino.

Si tratta di tre stazioni di traffico (Consolata, Grassi e Rebaudengo) e due stazioni di fondo (Lingotto e Rubino), tutte collocate in siti fissi di campionamento urbano.

Dal portale Geoviewer 2D è possibile consultare tutte le informazioni relative alle stazioni in questione (Fig.15) e visualizzare mediante mappe la loro collocazione precisa (Fig.16).



OBJECTID	Codice EOI	Rilevanza	Comune	Tipo di zona	Shape	Quota	LINK	Nome stazione	Codice ISTAT del comune	PROGR_PUNTO_COM	Indirizzo	Coordinata utm x	Coordinata utm y	Tipo di stazione	Data di installazione della stazione
45	IT0469A	Nazionale	TORINO	Urbana		243	<a href="http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i">http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i</a>	Torino - Consolata	001272	803	via della Consolata, 10 - Torino (TO)	395961	4992226	Traffico	gennaio 1, 1996
46	IT0497A	Non Nazionale	TORINO	Urbana		245	<a href="http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i">http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i</a>	Torino - Grassi	001272	819	via PVeronese ang. via Reiss Romoli c/o ITIS Grassi - Torino (TO)	394836	4996153	Traffico	gennaio 1, 1996
47	IT2168A	Nazionale	TORINO	Urbana		243	<a href="http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i">http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i</a>	Torino - Lingotto	001272	806	viale Augusto Mairati, 21 zona Lingotto - Torino (TO)	393571	4986609	Background	gennaio 1, 1996
48	IT0470A	Nazionale	TORINO	Urbana		233	<a href="http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i">http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i</a>	Torino - Rebaudengo	001272	805	piazza Rebaudengo, 23 - Torino (TO)	397361	4995339	Traffico	gennaio 1, 1996
49	IT1877A	Nazionale	TORINO	Urbana		257	<a href="http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i">http://webgis/qualita_aria/dati_anagreg/index.php?i</a>	Torino - Rubino	001272	822	via Edoardo Rubino c/o giardini Rubino - Torino (TO)	391781	4988521	Background	marzo 29, 2007

Fig.13 - Informazioni sulla rete di monitoraggio della qualità dell'aria di Torino (ARPA Piemonte, 2013).

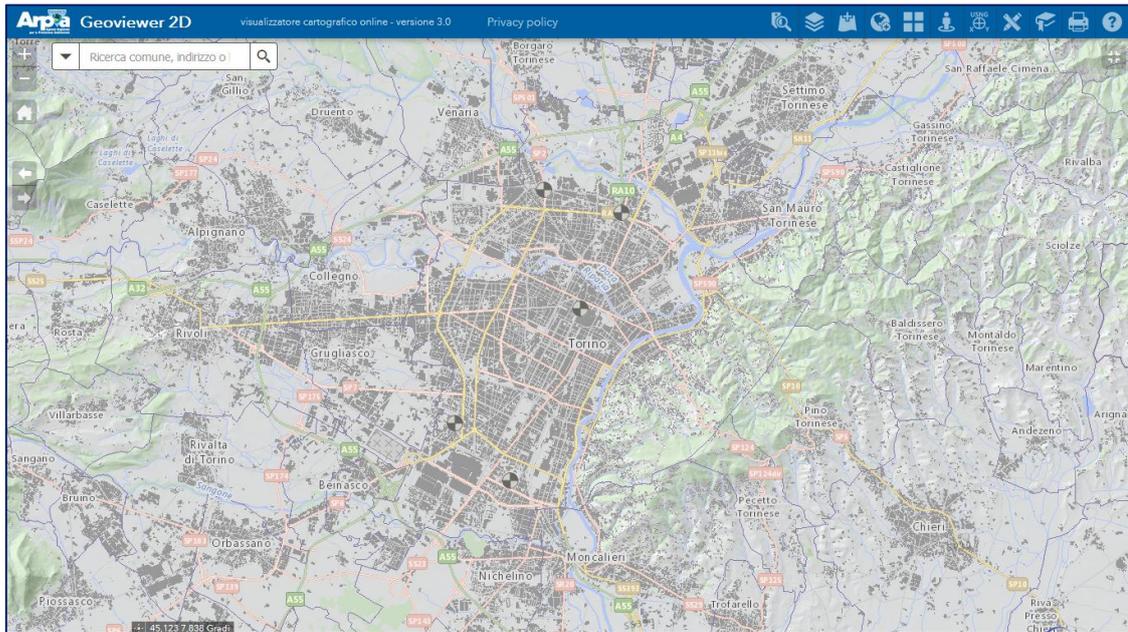


Fig.14 - Collocazione delle stazioni di qualità dell'aria di Torino (ARPA Piemonte, 2013).

I dati relativi ai parametri monitorati dalle predette stazioni sono consultabili e scaricabili in formato “.csv” dal portale AriaWeb dell'ARPA Piemonte.

Per i dati d'interesse, ovvero le concentrazioni medie giornaliere di PM10, si è proceduto selezionando dall'apposita interfaccia (Fig.17) “Colonne stazione/parametro, periodo variabile” e indicando la “Data inizio” e la “Data fine” del periodo di cui si vogliono ottenere i dati. Nel caso in questione si è deciso analizzare i dati compresi tra il 1° gennaio 2000 e il 31 dicembre 2016.

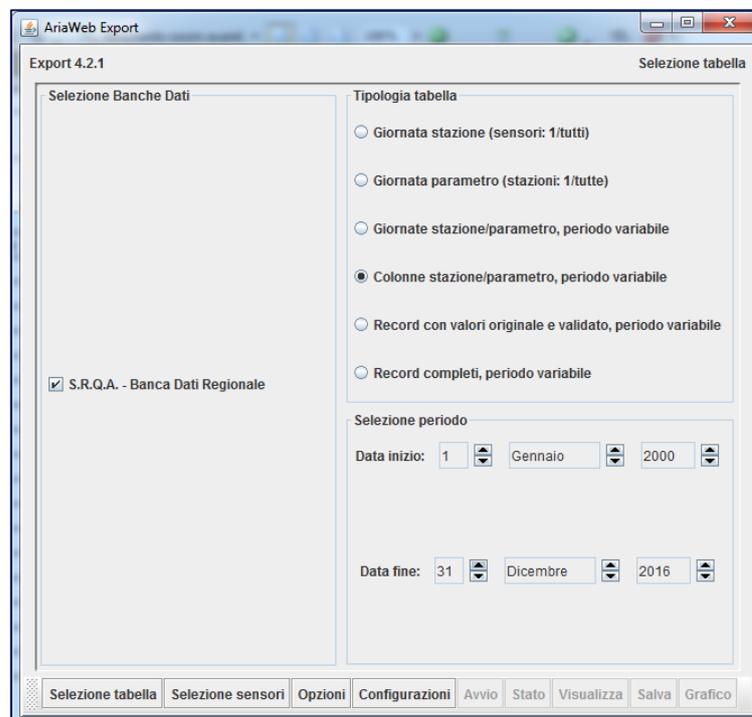


Fig.15 - Interfaccia del portale AriaWeb.

Dalla finestra “Selezione sensori” è possibile aprire la sezione relativa alla rete di monitoraggio della provincia di Torino e visualizzare tutte le stazioni di appartenenza e i parametri da loro rilevati (Fig.18).

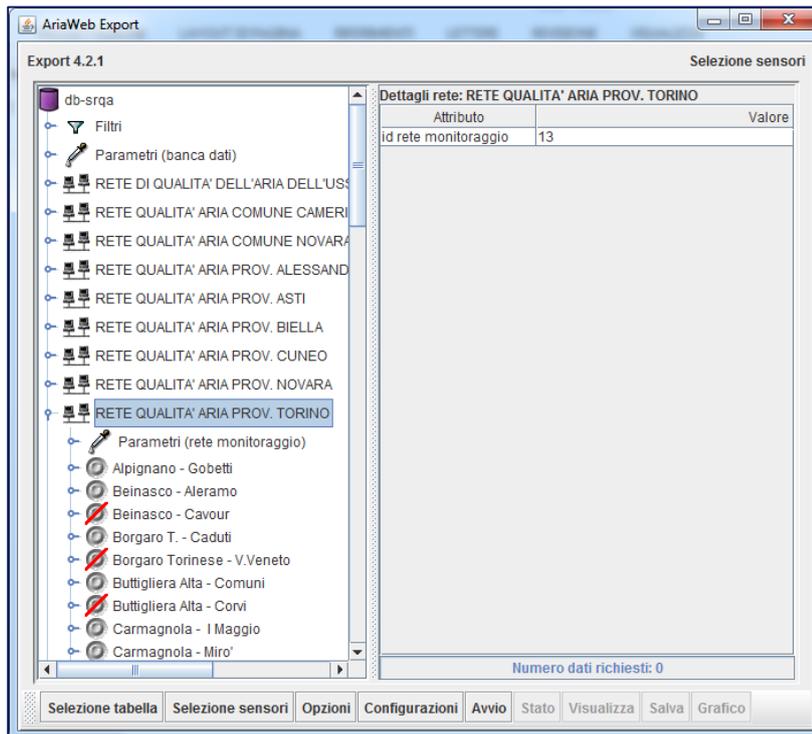


Fig.16 - Finestra "Selezione sensori" del portale AriaWeb.

Aprendo la stazione d'interesse e attivando col tasto destro il parametro di cui si vogliono ottenere le informazioni, è possibile poi, una volta premuto il tasto "Avvio", visualizzare o salvare tutti i dati del periodo indicato.

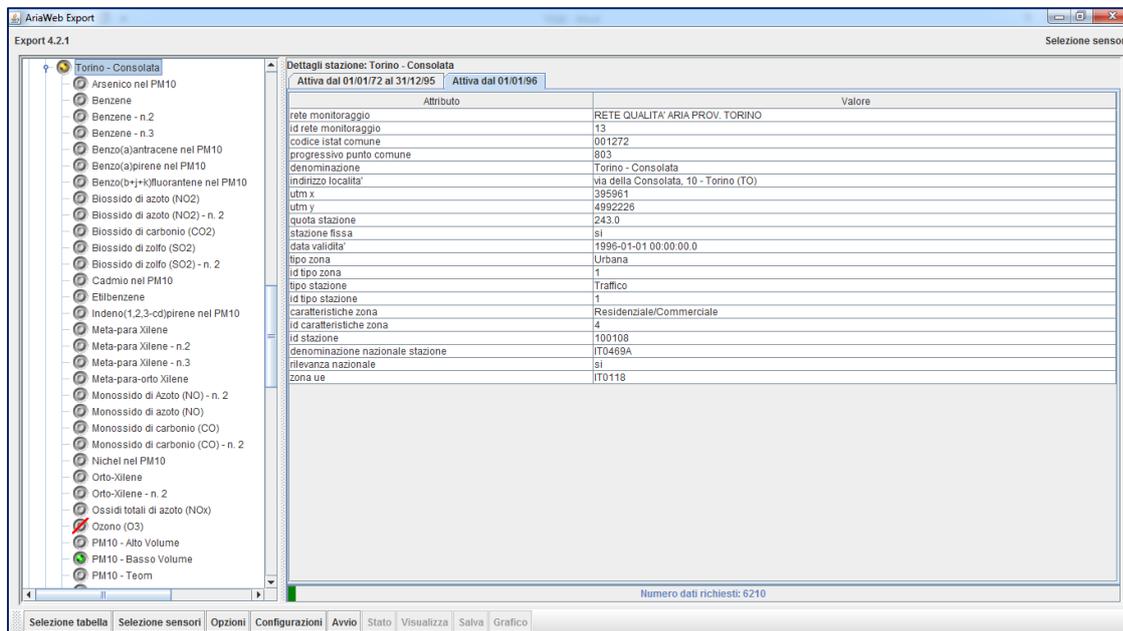


Fig.17 - Selezione del parametro d'interesse.

Dopo aver scelto di scaricare tutti i dati di concentrazione media giornaliera di PM10 rilevati con il metodo di riferimento gravimetrico (basso volume) e con il metodo equivalente (beta), si è proceduto ad un'analisi degli stessi per individuare i valori mancanti (NA), in modo da poter definire il periodo di dati utilizzabile per lo studio. La Tab.2 mostra per ogni stazione del territorio urbano di



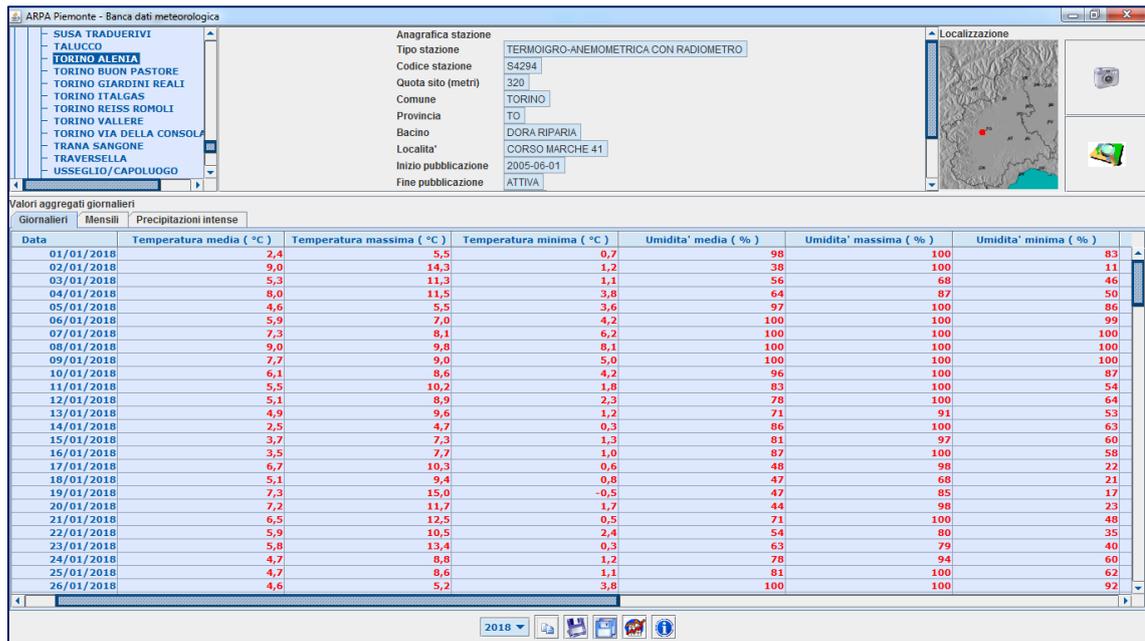
Torino la date di inizio e fine funzionamento e il numero di dati mancanti dall'anno 2000 all'anno 2016.



## 5.2. Stazioni meteorologiche a Torino

Come già accennato, per studiare la relazione esistente tra le concentrazioni di PM10 nell'aria e le condizioni meteorologiche si è deciso di analizzare le serie storiche di dati giornalieri di altezza di pioggia (mm) e di velocità media del vento (m/s).

Attraverso l'uso del portale *meteoweb* dell'ARPA Piemonte, selezionando la provincia di interesse è possibile visualizzare tutte le stazioni meteorologiche che vi ricadono. Cliccando su ognuna di esse sono visibili l'anagrafica, la localizzazione e tutte le variabili che queste rilevano quotidianamente o mensilmente (Fig.20).



**ARPA Piemonte - Banca dati meteorologica**

**Anagrafica stazione**

Tipo stazione: TERMOIGRO-ANEMOMETRICA CON RADIOMETRO  
 Codice stazione: S4294  
 Quota sito (metri): 320  
 Comune: TORINO  
 Provincia: TO  
 Bacino: DORA RIPARIA  
 Località: CORSO MARCHE 41  
 Inizio pubblicazione: 2005-06-01  
 Fine pubblicazione: ATTIVA

**Localizzazione**

Valori aggregati giornalieri

Data	Temperatura media (°C)	Temperatura massima (°C)	Temperatura minima (°C)	Umidità' media (%)	Umidità' massima (%)	Umidità' minima (%)
01/01/2018	2,4	5,5	0,7	98	100	83
02/01/2018	9,0	14,3	1,2	38	100	11
03/01/2018	5,3	11,3	1,1	56	68	46
04/01/2018	8,0	11,5	3,8	64	87	50
05/01/2018	4,6	5,5	3,6	97	100	86
06/01/2018	5,9	7,0	4,2	100	100	99
07/01/2018	7,3	8,1	6,2	100	100	100
08/01/2018	9,0	9,8	8,1	100	100	100
09/01/2018	7,7	9,0	5,0	100	100	100
10/01/2018	6,1	8,6	4,2	96	100	87
11/01/2018	5,5	10,2	1,8	83	100	54
12/01/2018	5,1	8,9	2,3	78	100	64
13/01/2018	4,9	9,6	1,2	71	91	53
14/01/2018	2,5	4,7	0,3	86	100	63
15/01/2018	3,7	7,3	1,3	81	97	60
16/01/2018	3,5	7,7	1,0	87	100	58
17/01/2018	6,7	10,3	0,6	48	98	22
18/01/2018	5,1	9,4	0,8	47	68	21
19/01/2018	7,3	15,0	-0,5	47	85	17
20/01/2018	7,2	11,7	1,7	44	98	23
21/01/2018	6,5	12,5	0,5	71	100	48
22/01/2018	5,9	10,5	2,4	54	80	35
23/01/2018	3,8	13,4	0,3	63	79	40
24/01/2018	4,7	8,8	1,2	78	94	60
25/01/2018	4,7	8,6	1,1	81	100	62
26/01/2018	4,6	5,2	3,8	100	100	92

Fig.18 - Portale meteoweb.

Nel caso in esame sono stati scaricati in formato ".csv" tutti i dati giornalieri rilevati dalle stazioni Torino Alenia, Torino Buon Pastore, Torino Giardini Reali, Torino Italgas, Torino Reiss Romoli, Torino Vallere, Torino Via della Consolata.

La Tab.3 riporta per ognuna delle stazioni il periodo di funzionamento e i parametri meteorologici rilevati.



Tab.3 - Stazioni meteorologiche.

STAZIONE	Torino Alenia	Torino Buon Pastore	Torino Giardini Reali	Torino Italgas	Torino Reiss Romoli	Torino Vallere	Torino Via della Consolata
INIZIO FUNZIONAMENTO	01/06/2005	22/03/1989	06/08/2004	10/11/1992	18/12/2003	18/05/2001	19/12/2003
FINE FUNZIONAMENTO	-	03/08/2004	-	22/03/2001	-	-	-

PARAMTRI	Precipitazione (mm)						
	Neve (cm)						
	Temperatura (°C)						
	Umidità (%)						
	Vento (m/s)						
	Radiazione (MJ/mq)						

Legenda	
	parametri rilevati dalla stazione
	parametri mancanti
-	ancora funzionante

Anche in questo caso, per ogni stazione sono stati individuati il numero di dati mancanti per ogni anno dal 2000 al 2016, sia dell'altezza di pioggia (Tab.4) che della velocità media del vento (Tab.5).

Tab.4 - Numero di dati di altezza di pioggia mancanti.

STAZIONE	Torino Buon Pastore	Torino Giardini Reali	Torino Italgas	Torino Reiss Romoli	Torino Vallere	Torino Via della Consolata
INIZIO FUNZIONAMENTO	22/03/1989	06/08/2004	10/11/1992	18/12/2003	18/05/2001	19/12/2003
FINE FUNZIONAMENTO	03/08/2004	attualmente attiva	22/03/2001	attualmente attiva	attualmente attiva	attualmente attiva

ANNO	n. di dati mancanti					
	Torino Buon Pastore	Torino Giardini Reali	Torino Italgas	Torino Reiss Romoli	Torino Vallere	Torino Via della Consolata
2000	0	366	21	366	366	366
2001	0	365	352	365	138	365
2002	0	365	365	365	0	365
2003	0	365	365	365	0	353
2004	153	220	366	0	0	1
2005	365	1	365	5	0	0
2006	365	1	365	6	0	1
2007	365	0	365	1	0	0
2008	366	0	366	7	0	0
2009	365	0	365	0	0	0
2010	365	0	365	0	0	0
2011	365	0	365	0	0	0
2012	366	5	366	0	0	0
2013	365	0	365	0	0	0
2014	365	1	365	0	12	0
2015	365	2	365	0	0	0
2016	366	4	366	0	4	0



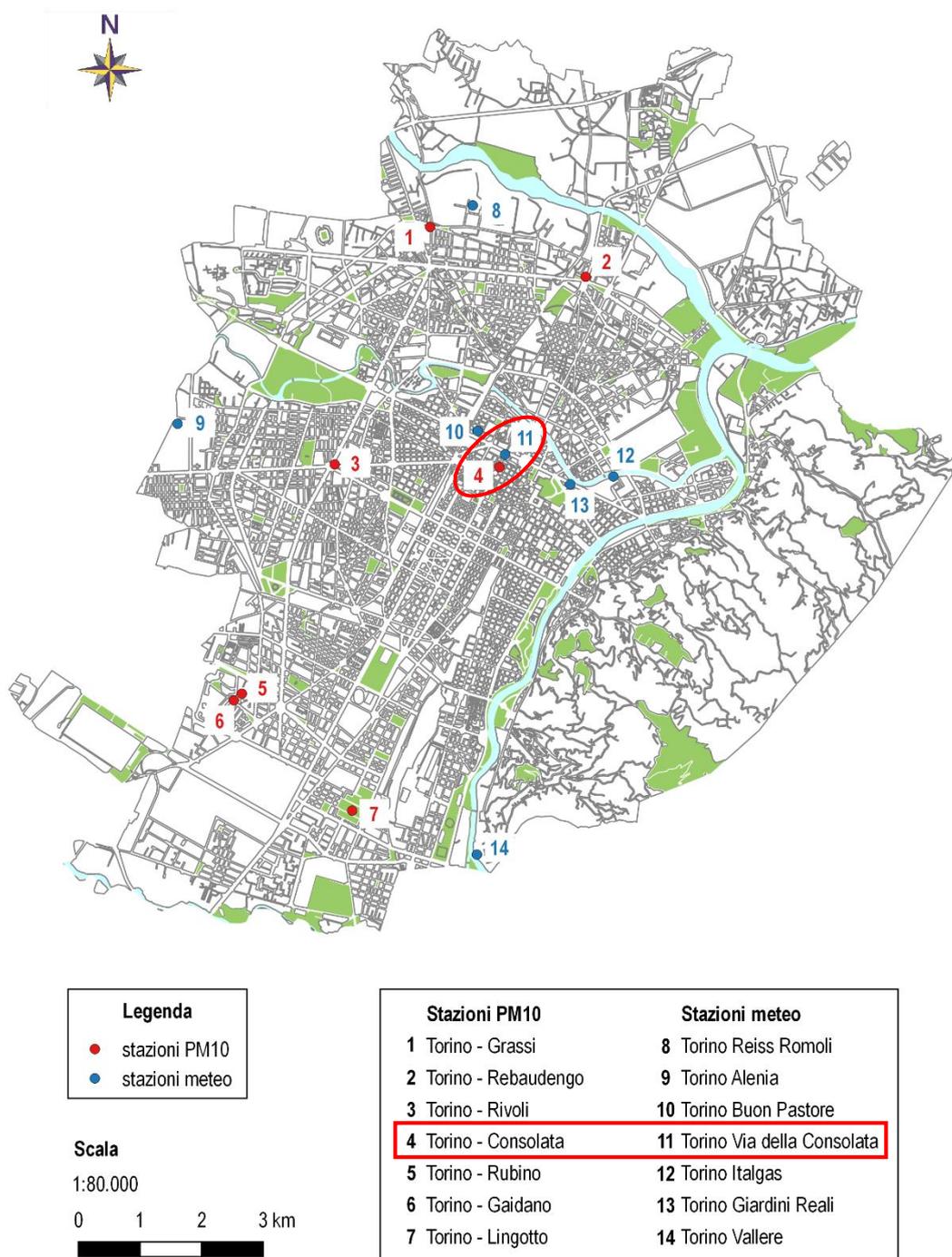
Tab.5 - Numero di dati di velocità media del vento mancanti.

STAZIONE	Torino Alenia	Torino Buon Pastore	Torino Giardini Reali	Torino Reiss Romoli	Torino Via della Consolata
INIZIO FUNZIONAMENTO	01/06/2005	01/06/2005	06/08/2004	18/12/2003	19/12/2003
FINE FUNZIONAMENTO	02/08/2004	03/08/2004	attualmente attiva	attualmente attiva	attualmente attiva

ANNO	n. di dati mancanti				
	Torino Alenia	Torino Buon Pastore	Torino Giardini Reali	Torino Reiss Romoli	Torino Via della Consolata
2000	366	12	366	366	366
2001	365	12	365	365	365
2002	365	148	365	365	365
2003	365	18	365	351	352
2004	366	156	225	2	0
2005	151	365	365	1	0
2006	1	365	365	14	0
2007	0	365	365	3	0
2008	0	366	366	10	8
2009	2	365	365	12	0
2010	3	365	365	7	3
2011	1	365	365	3	15
2012	1	366	366	0	26
2013	0	365	43	0	0
2014	0	365	14	0	0
2015	0	365	33	0	0
2016	0	366	21	1	0

### 5.3. Serie temporali

Al fine di studiare le tre variabili di interesse (PM10, vento e precipitazione), si è cominciato per prima con l'individuare la *coppia stazione meteorologica - stazione di qualità dell'aria* più rappresentativa. Lavorando su un software GIS si sono sovrapposti la mappa della città di Torino (carta di sintesi scaricata dal Geoportale del Comune di Torino - [www.comune.torino.it/geoportale/database.htm](http://www.comune.torino.it/geoportale/database.htm)) e i due shapefiles inerenti alle stazioni PM10 e alle stazioni meteorologiche, creati a partire dalle coordinate UTM note. Dal risultato ottenuto (Fig.21) è possibile individuare visivamente che Torino - Consolata (PM10) e Torino Via della Consolata (meteo) è la coppia con le stazioni di differente tipologia più vicine tra loro. Inoltre Torino Via della Consolata è una delle poche stazioni che misura sia la precipitazione che il vento (Tab.3) e in più osservando le Tab.2, 4 e 5 con il numero di dati mancanti rispettivamente di PM10, altezza di pioggia e velocità media del vento, le due stazioni individuate risultano essere proprio quelle col maggior numero di dati disponibili.



**Fig.19 - Ubicazione delle stazioni nella città di Torino ed evidenziazione della coppia di stazioni Torino - Consolata / Torino Via della Consolata.**

Dei dati fruibili sono stati rappresentati gli andamenti nel tempo. La Fig.22 mostra la serie storica pluriennale di concentrazione media giornaliera di PM10 dall'anno 2000 all'anno 2016. È subito visibile una certa stagionalità caratterizzata da valori più alti registrati nei mesi invernali e valori più bassi rilevati invece nei mesi estivi. Tale stagionalità è maggiormente evidenziata rappresentando nel tempo i valori medi mensili (Fig.23), dal cui andamento si nota inoltre una decrescita complessiva anno dopo anno, probabilmente dovuto all'efficacia delle misure fissate

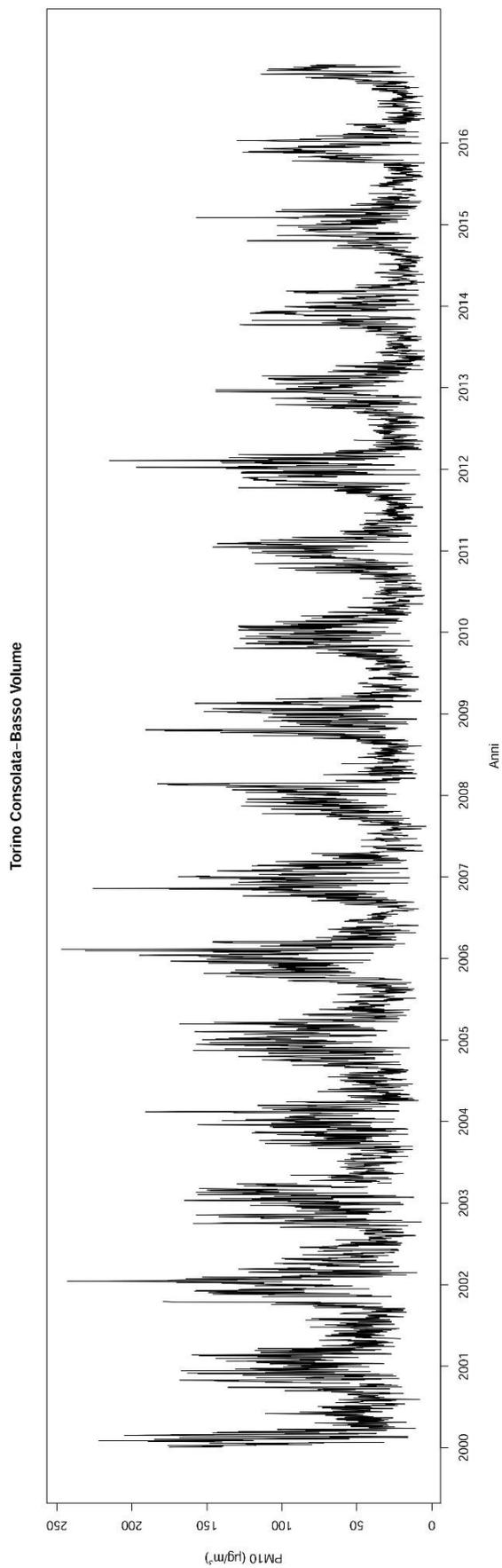


dalla legge al fine di contenere le emissioni di particolato. Effettuando infine un ingrandimento a scala annuale dell'andamento giornaliero (in Fig.24 si riporta l'anno 2014 a titolo di esempio) sono visibili anche delle differenze più o meno marcate tra giorni contigui.

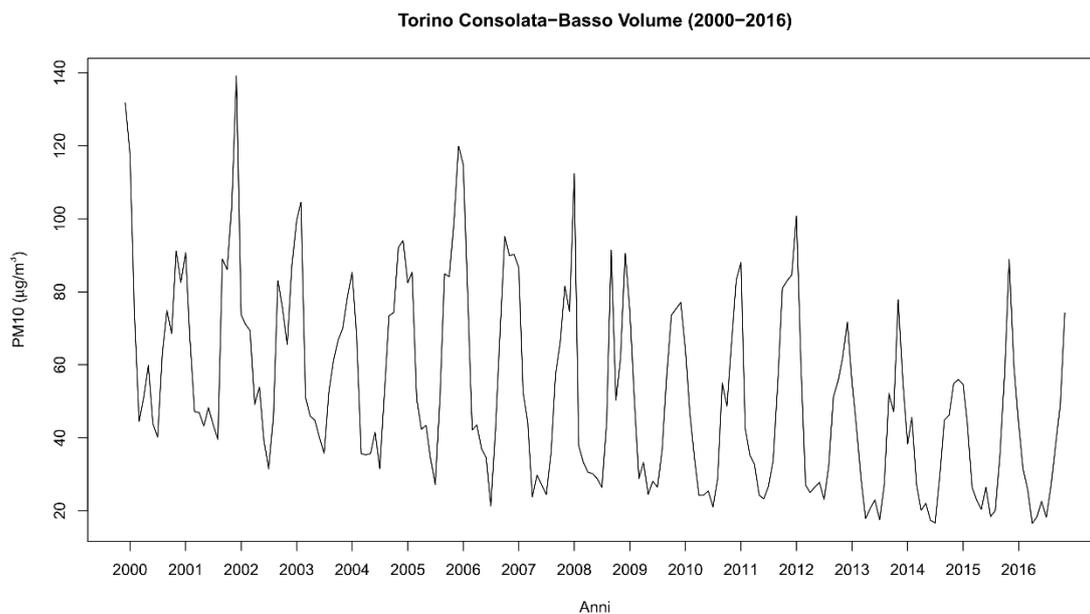
Si può ipotizzare che tutte queste variazioni siano imputabili ad un cambiamento delle emissioni (p.e. l'uso degli impianti di riscaldamento) e alla variabilità delle condizioni meteorologiche che hanno un certo effetto sulla concentrazione di particolato nell'aria. Quest'ultimo aspetto è chiaro osservando le serie storiche pluriennali relative ai parametri meteorologici (Fig.25 e a scala annuale in Figg.26 e 27), le quali sono caratterizzate da valori più elevati nei mesi estivi e meno alti nei mesi invernali, soprattutto per quanto riguarda la velocità media del vento, di cui è maggiormente riconoscibile la stagionalità esaminando l'andamento dei valori medi mensili (Fig.28).

Per un'analisi più dettagliata è stato effettuato un confronto tra l'andamento delle concentrazioni di PM10 e quello dei parametri meteorologici, inserendoli nel medesimo grafico. Osservando a titolo d'esempio l'anno 2014 (Fig.29), si può notare che generalmente laddove si sia registrato un alto valore di altezza di pioggia o di velocità media del vento, la concentrazione di PM10 risulta essere più bassa, mentre nei giorni di precipitazione scarsa o nulla oppure nel caso di bassa velocità del vento, il particolato è presente nell'aria in concentrazione maggiore.

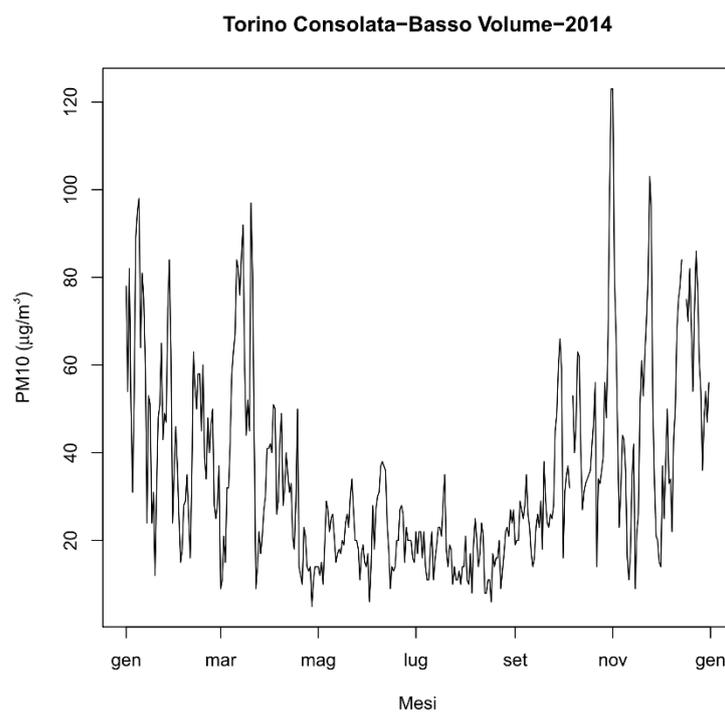
Nell'allegato I sono presenti tutte le serie storiche di concentrazione media di PM10, di altezza di pioggia e di velocità media del vento e tutti i confronti tra gli andamenti delle PM10 e dei parametri meteorologici a scala annuale. Poiché all'interno del periodo considerato (2000-2016) per l'altezza di pioggia e la velocità media del vento non si posseggono dati antecedenti al 2004, i grafici nei quali sono state utilizzate queste variabili sono quelli riferiti agli anni 2004-2016.



**Fig.20 - Andamento della serie pluriennale delle concentrazioni medie giornaliere di PM10 (stazione Torino - Consolata).**



**Fig.21 - Andamento degli anni medi delle concentrazioni di PM10 (stazione Torino - Consolata).**



**Fig.22 - Andamento delle concentrazioni di PM10 nell'anno 2014 (stazione Torino - Consolata).**

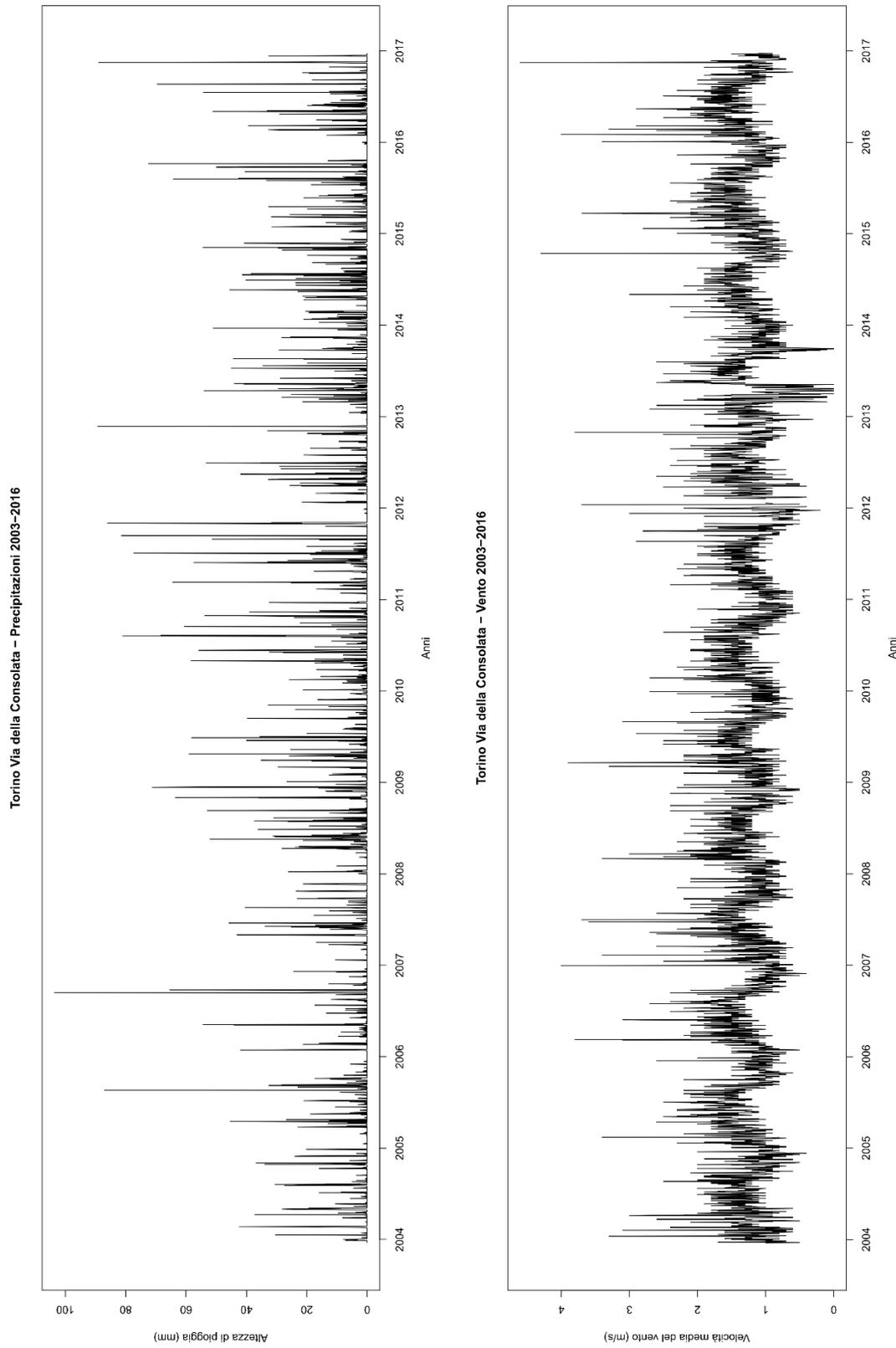
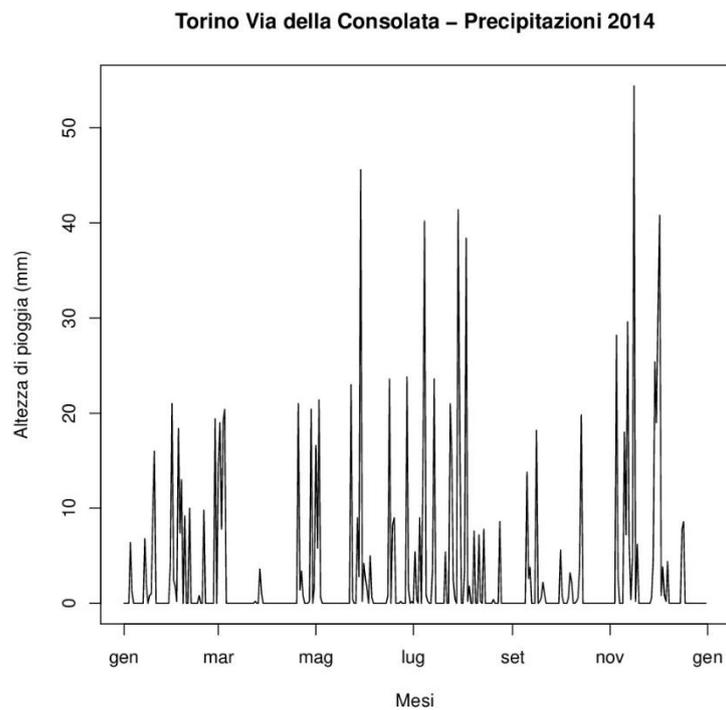
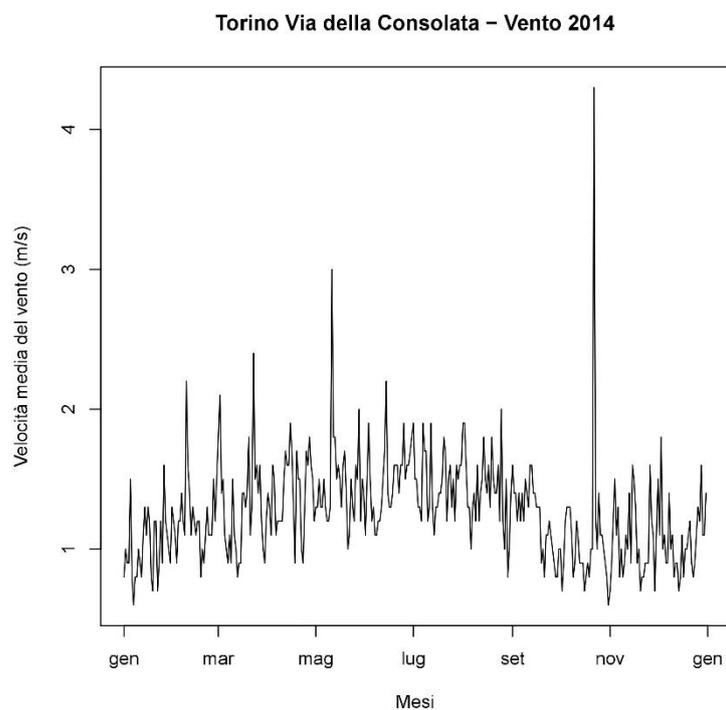


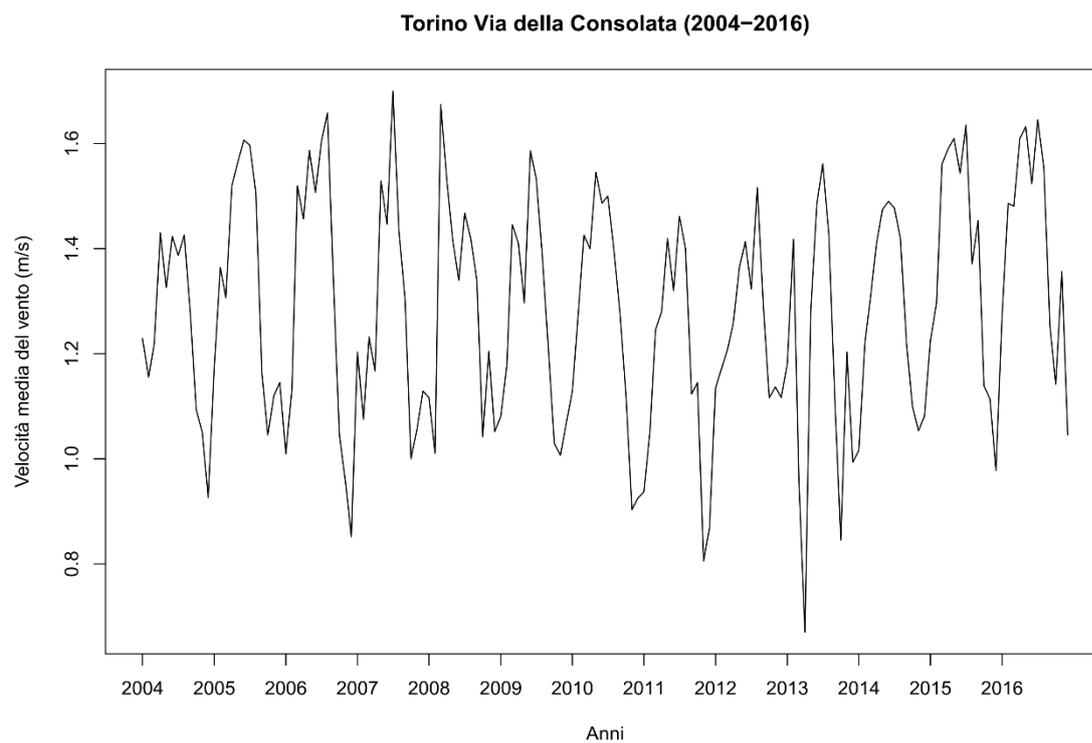
Fig.23 - Serie pluriennali dei parametri meteorologici (stazione Torino - Consolata).



**Fig.24 - Andamento dell'altezza di pioggia nell'anno 2014 (stazione Torino - Consolata).**



**Fig.25 - Andamento della velocità media del vento nell'anno 2014 (stazione Torino - Consolata).**



**Fig.26 - Anni medi della velocità media del vento (stazione Torino - Consolata).**

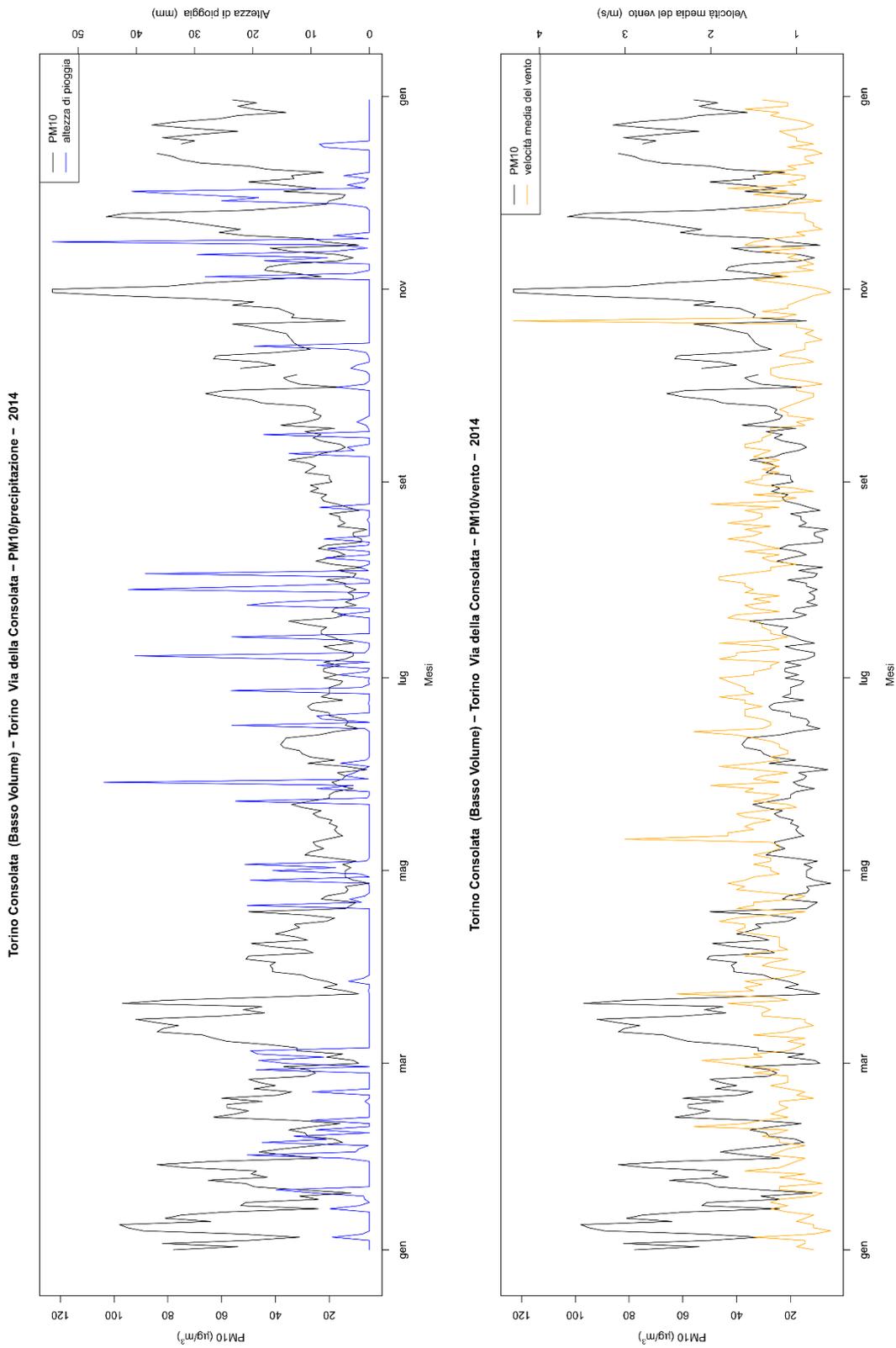


Fig.27 - Confronto a scala annuale tra l'andamento delle concentrazioni di PM10 e l'andamento dei parametri meteorologici (stazione Torino - Consolata).

## 5.4. Scatter plot

Il passo successivo nello studio della relazione esistente tra precipitazione/vento e particolato atmosferico è stato quello di osservare il loro comportamento attraverso l'uso dei *grafici di dispersione* o *scatter plot*.

I primi scatter plot sono stati ottenuti rappresentando sull'asse delle ascisse le concentrazioni di PM10 al giorno  $t$  e sull'asse delle ordinate rispettivamente l'altezza di pioggia  $h$  e la velocità media del vento  $v$  al medesimo giorno  $t$ . Le Figg.30 e 31 mostrano i grafici realizzati a partire da tutti i dati che si hanno a disposizione (dal 2004 al 2016), mentre le Figg.32 e 33 rappresentano un ingrandimento a scala annuale (a titolo di esempio si riporta l'anno 2014).

Si noti che a concentrazioni di PM10 al di sopra del limite fissato a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  corrispondono precipitazioni che nella maggior parte dei casi non superano i 10 mm giornalieri. In particolare i valori più elevati di concentrazione di PM10 si hanno in corrispondenza di precipitazioni nulle, con superamenti, in alcuni casi eccezionali, anche dei  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Per quanto riguarda il vento il limite di concentrazione viene superato per velocità medie inferiori ai 2 m/s, mentre nei casi di velocità media del vento prossima a zero, le concentrazioni di PM10 sembrano assumere valori più bassi, probabilmente per effetto di altri fattori diversi dal vento oppure per la diminuzione delle emissioni in alcuni periodi dell'anno. In generale è comunque subito evidente che sia con la pioggia che con il vento vi è una correlazione non lineare ed è individuabile una certa proporzionalità inversa. All'aumentare dell'altezza di pioggia o della velocità media del vento si verifica infatti un decremento della concentrazione di PM10. Per visualizzare meglio questo aspetto si è deciso di evidenziare alcuni centroidi, ovvero i baricentri di porzioni di scatter plot, le cui coordinate si ottengono come media aritmetica delle ascisse e delle ordinate dei punti che ricadono all'interno di determinate soglie prefissate. Nel caso in questione sono state considerate come soglie i quantili  $q_{0.2}$ ,  $q_{0.4}$ ,  $q_{0.6}$  e  $q_{0.8}$  ricavati a partire dalle funzioni di ripartizione empirica ecdf  $F(h)$  e  $F(v)$  (Figg.34 e 35).

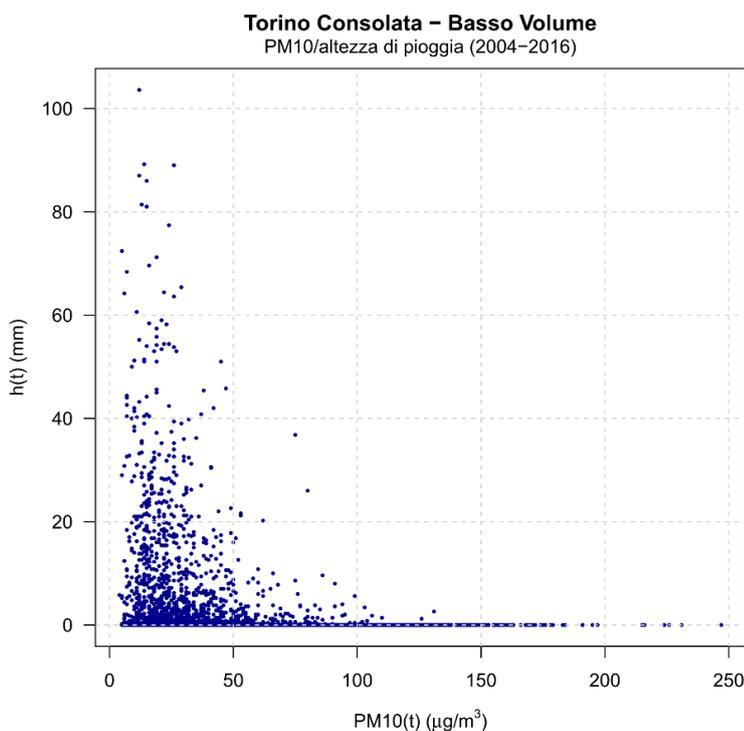


Fig.28 - Scatter plot PM10(t)/h(t) (stazione Torino - Consolata).

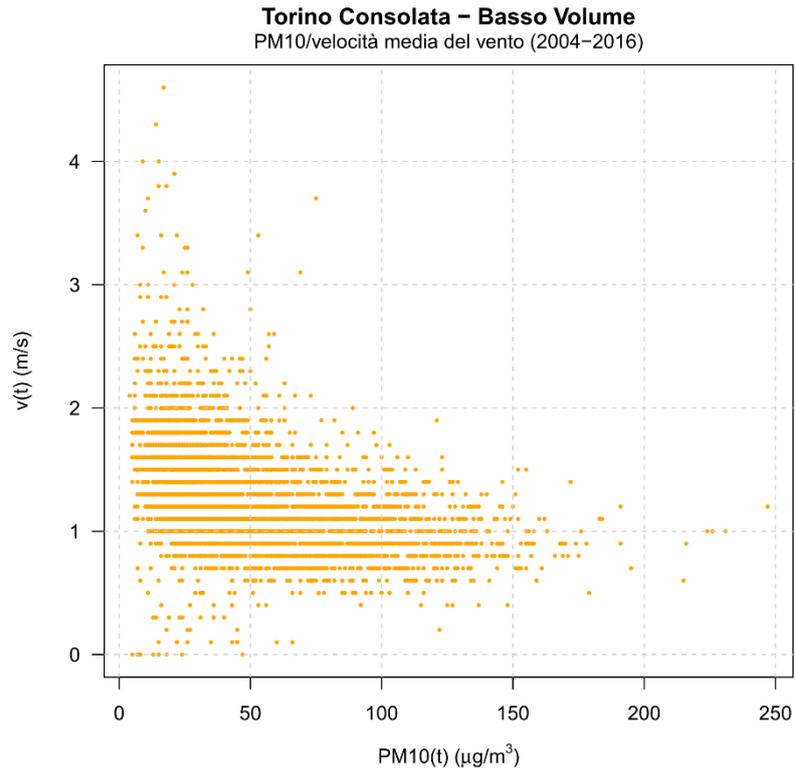


Fig.29 - Scatter plot  $PM_{10}(t)/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

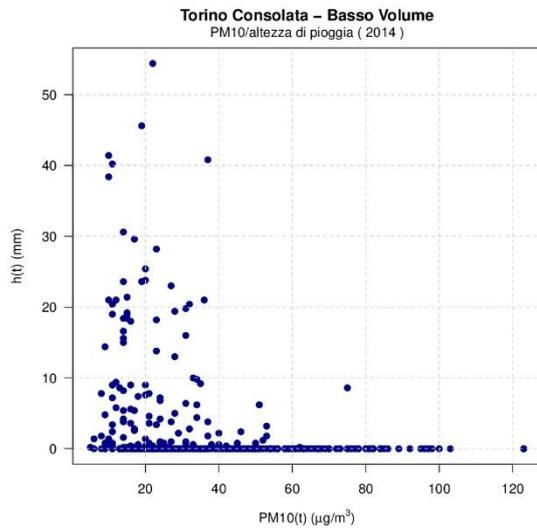


Fig.30 - Scatter plot  $PM_{10}(t)/h(t)$  anno 2014  
(stazione Torino - Consolata).

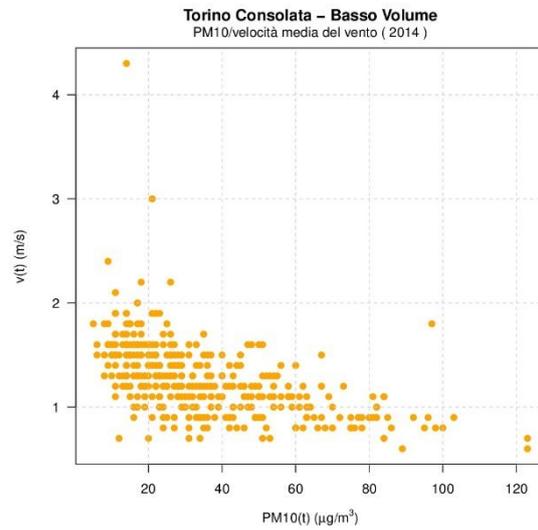
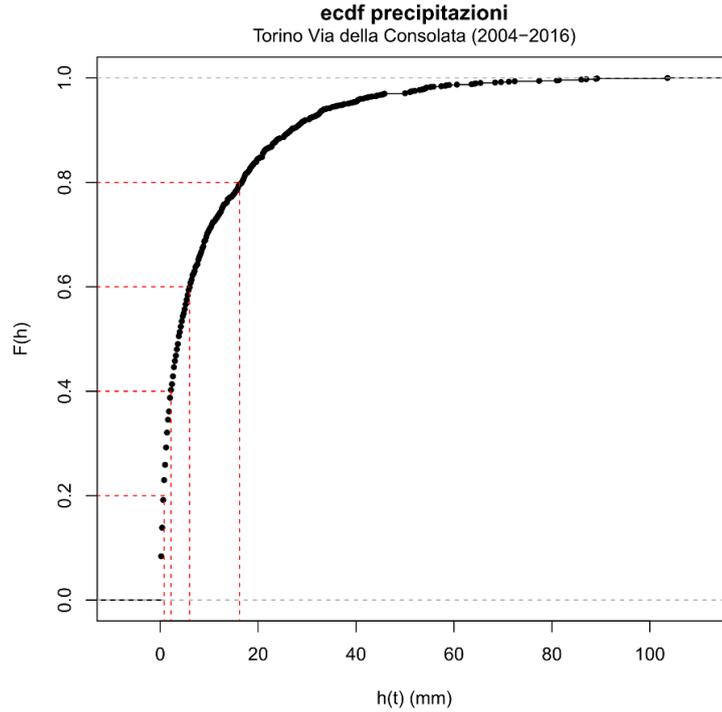
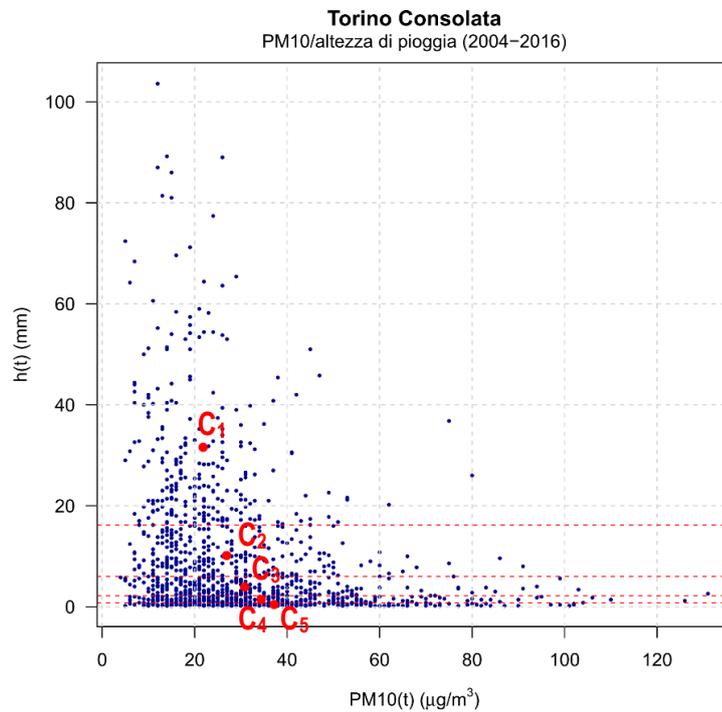


Fig.31 - Scatter plot  $PM_{10}(t)/v(t)$  anno 2014  
(stazione Torino - Consolata).

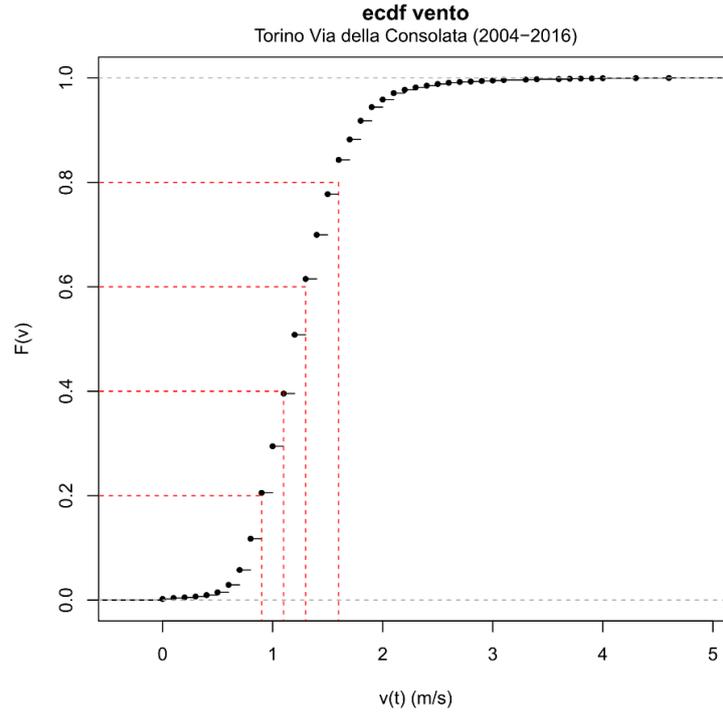


$q_{0,2}$	$q_{0,4}$	$q_{0,6}$	$q_{0,8}$
0,8 mm	2,2 mm	6 mm	16,2 mm

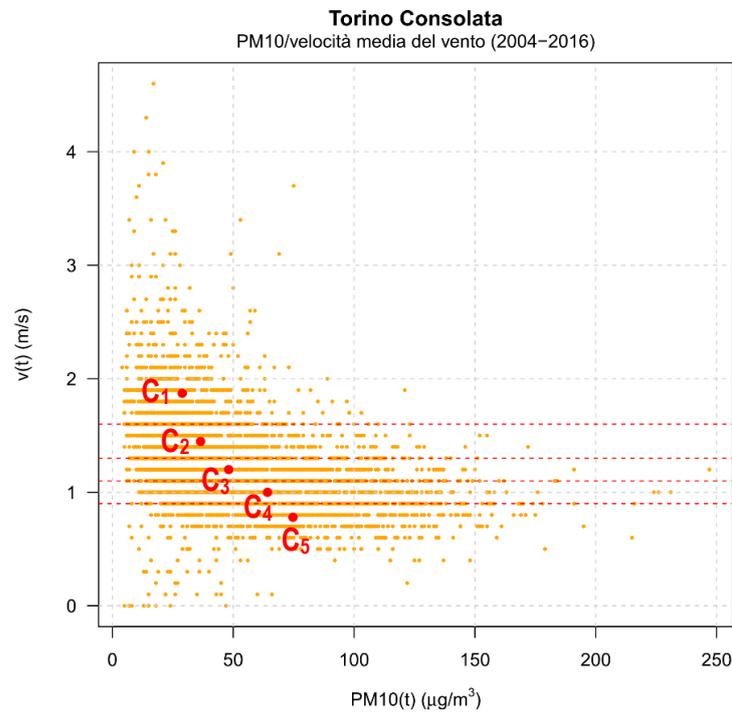


	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$
$PM_{10}(t) \mu g/m^3$	21,8	26,9	30,8	34,4	37,2
$h(t) \text{ mm}$	31,6	10,2	3,9	1,5	0,4

Fig.32 - Centroidi dello scatter plot  $PM_{10}(t)/h(t)$  (stazione Torino - Consolata).



$q_{0,2}$	$q_{0,4}$	$q_{0,6}$	$q_{0,8}$
0,9 m/s	1,1 m/s	1,3 m/s	1,6 m/s



	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$
$PM10(t) \mu g/m^3$	28,9	36,5	48,1	64,2	74,7
$v(t) m/s$	1,9	1,4	1,2	1	0,8

Fig.33 - Centroidi dello scatter plot  $PM10(t)/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

Per capire a quale periodo dell'anno in particolare facessero riferimento i punti degli scatter plot soprastanti, ne sono stati ricreati degli altri suddividendo tutti i dati dal 2004 al 2016 in base alla stagione. Si sono ottenuti dunque quattro scatter plot per ogni variabile meteorologica (Figg.36 e 37), uno per ogni trimestre: dicembre, gennaio e febbraio; marzo, aprile e maggio; giugno, luglio e agosto ed infine settembre, ottobre e novembre.

Analizzando sia gli scatter plot che mostrano la relazione tra la concentrazione di PM10 e l'altezza di pioggia che quelli che legano le concentrazioni di PM10 e la velocità media del vento, è evidente che il trimestre peggiore risulta essere quello invernale (dicembre - gennaio - febbraio), in cui si rilevano le più elevate concentrazioni di PM10 e i più bassi valori di altezza di pioggia e velocità media del vento. La situazione meno problematica si riscontra invece durante il trimestre estivo (giugno - luglio - agosto), in cui in corrispondenza di precipitazioni nulle o bassa velocità media del vento i valori di concentrazione di PM10 arrivano al massimo a circa  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I trimestri marzo - aprile - maggio e settembre - ottobre - novembre sembrano invece essere quelli in cui si nota maggiormente l'effetto di vento e pioggia sulle concentrazioni di PM10, probabilmente dovuto alla più elevata frequenza di eventi meteorologici in quei periodi.

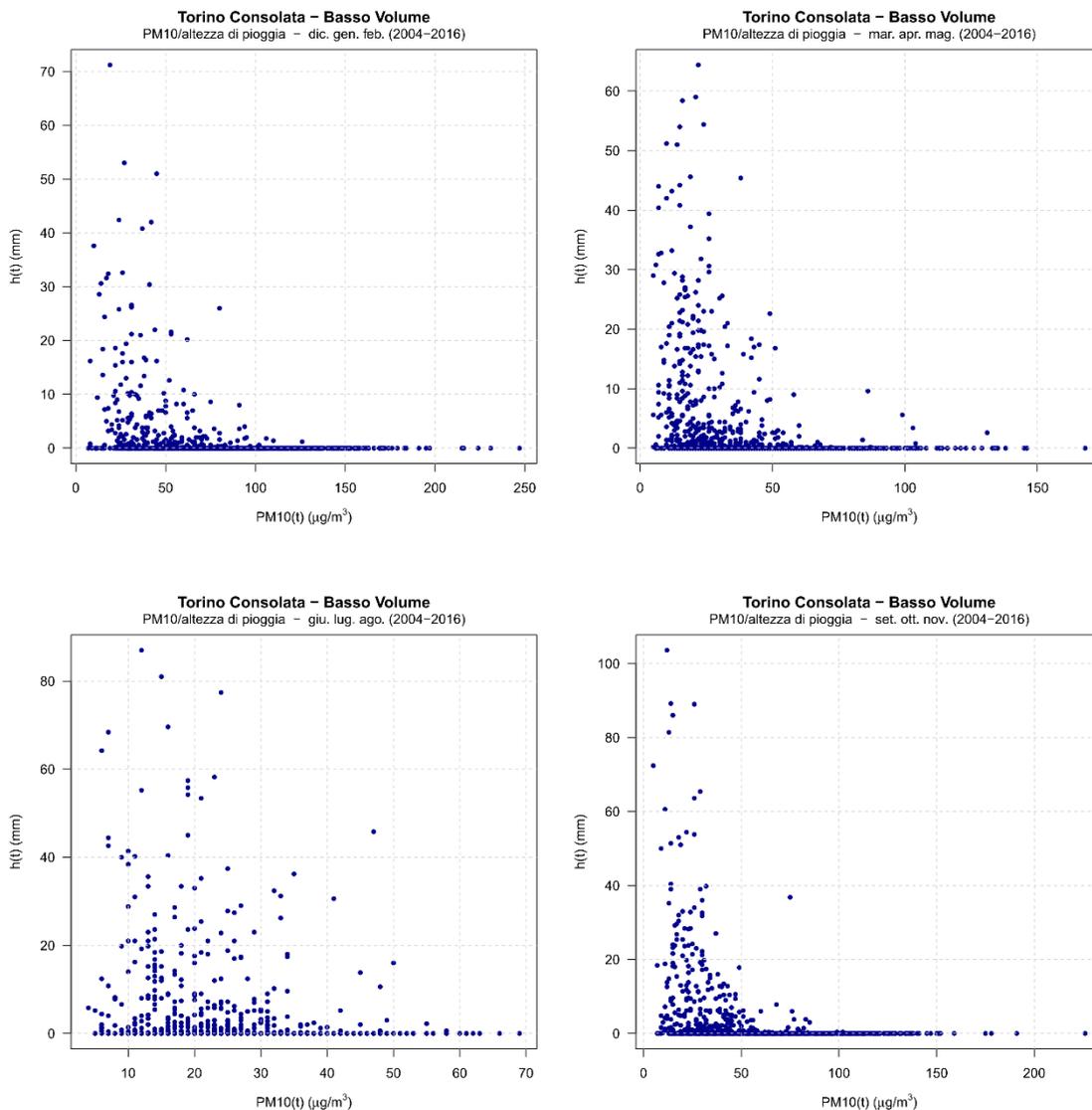
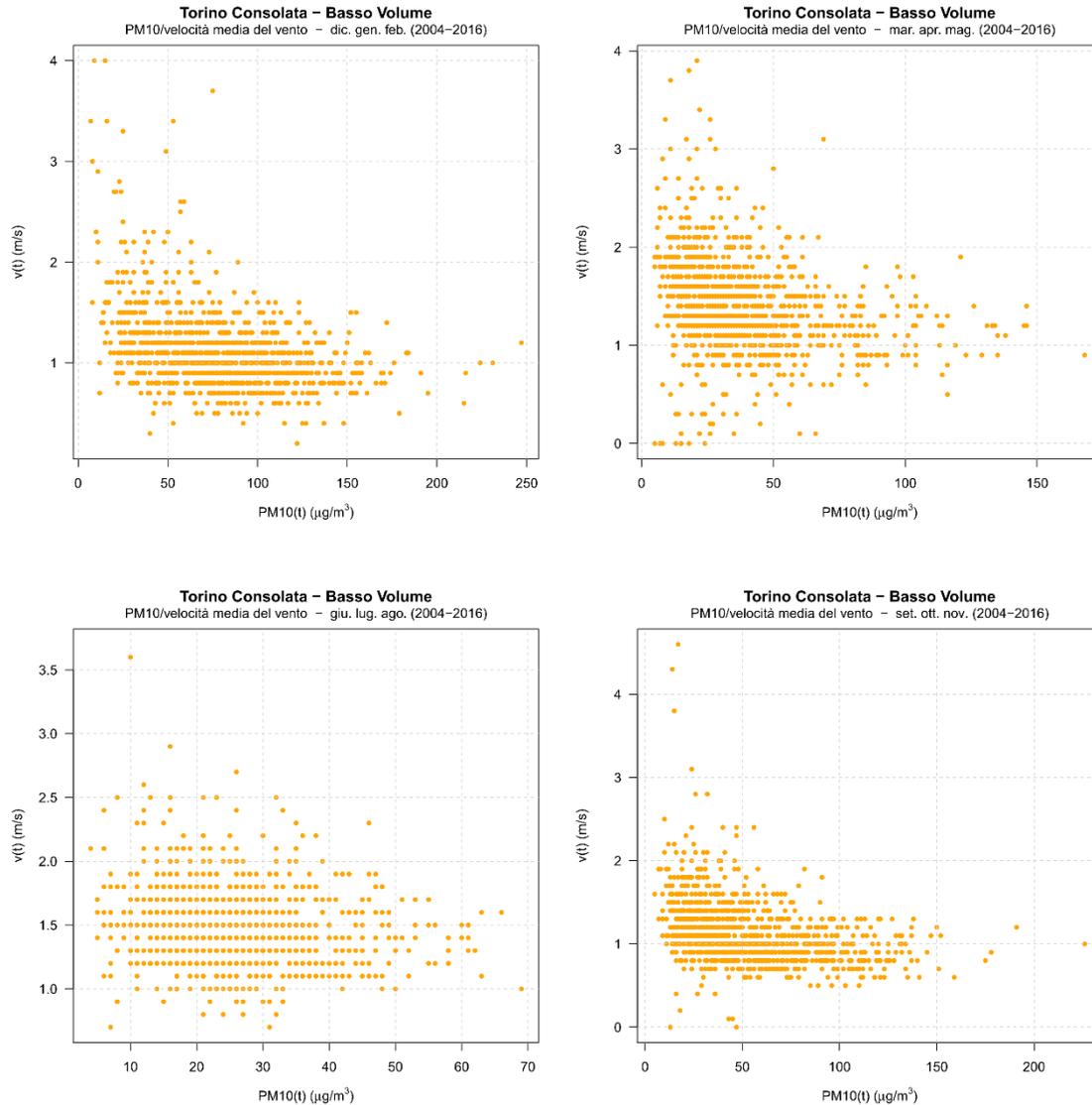


Fig.34 - Scatter plot trimestrali PM10/h(t) (stazione Torino - Consolata).



**Fig.35 - Scatter plot trimestrali PM10/v(t) (stazione Torino - Consolata).**

Per analizzare l'effetto della precipitazione e del vento sui valori di concentrazione di PM10 del giorno successivo, è stato effettuato un confronto tra gli scatter plot realizzati con tutti i dati riferiti al tempo  $t$  (Figg.30-33) e gli scatter plot che riportano sull'asse delle ordinate la variabile meteorologica al tempo  $t$  e sull'asse delle ascisse le concentrazioni di PM10 al tempo  $t+1$  (Figg.38 e 39 e a scala annuale in Figg. 40 e 41). Osservando il generale andamento dei punti nei grafici, è evidente che non vi è una particolare differenza tra le due tipologie di scatter plot. Anche nel caso dei grafici che riportano le concentrazioni di PM10 al giorno successivo, si ha infatti che per basse o nulle altezze di pioggia o velocità media del vento le concentrazioni di PM10 risultano maggiori, mentre per elevate altezze di pioggia e velocità media del vento le concentrazioni di PM10 al giorno successivo risultano più basse. Quello che si nota in linea di massima nei nuovi scatter plot è una maggior dispersione dei punti verso valori di PM10 più elevati. Questo è un indice del fatto che gli eventi meteorologici sono più efficaci sull'abbattimento delle concentrazioni di PM10 nello stesso giorno  $t$  in cui essi si verificano, piuttosto che sulle concentrazioni di PM10 al giorno successivo.

Nell'allegato I sono stati inseriti tutti i grafici di confronto  $PM_{10}(t)/h(t)$  -  $PM_{10}(t+1)/h(t)$  e  $PM_{10}(t)/v(t)$  -  $PM_{10}(t+1)/v(t)$  a scala annuale.

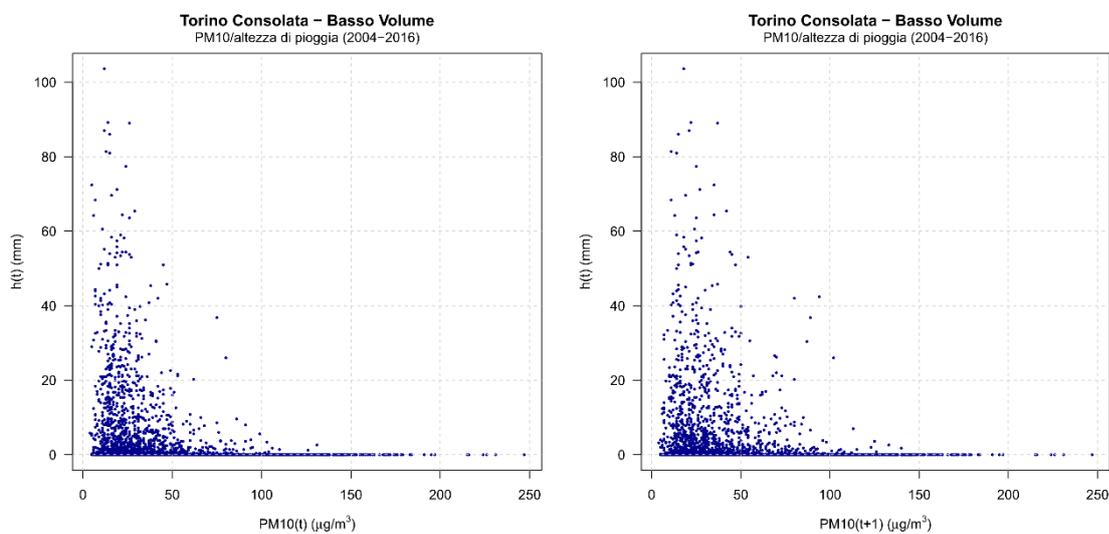


Fig.36 - Confronto tra scatter plot  $PM_{10}(t)/h(t)$  e  $PM_{10}(t+1)/h(t)$  (stazione Torino - Consolata).

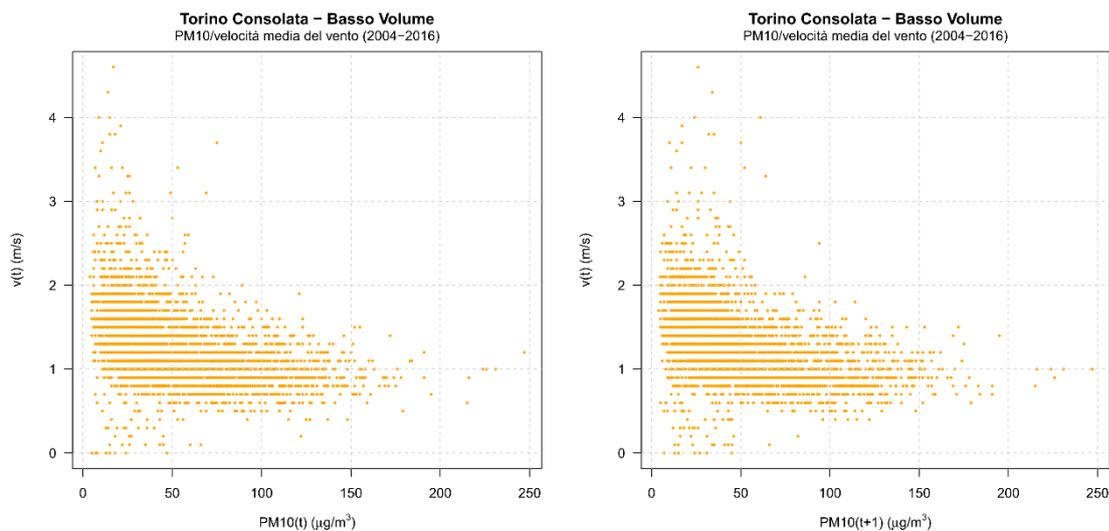


Fig.37 - Confronto tra scatter plot  $PM_{10}(t)/v(t)$  e  $PM_{10}(t+1)/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

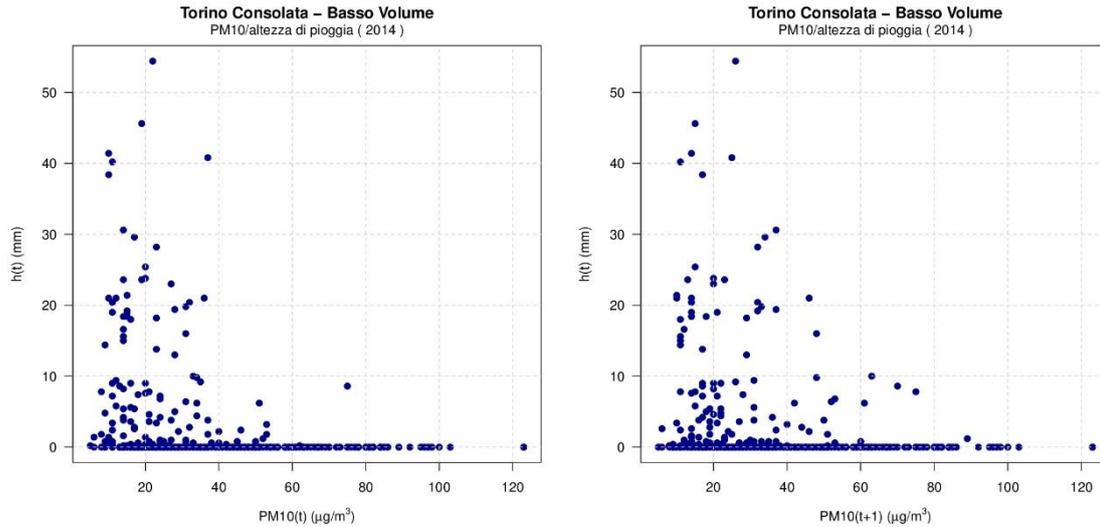


Fig.38 - Confronto tra scatter plot  $PM_{10}(t)/h(t)$  e  $PM_{10}(t+1)/h(t)$  anno 2014 (stazione Torino - Consolata).

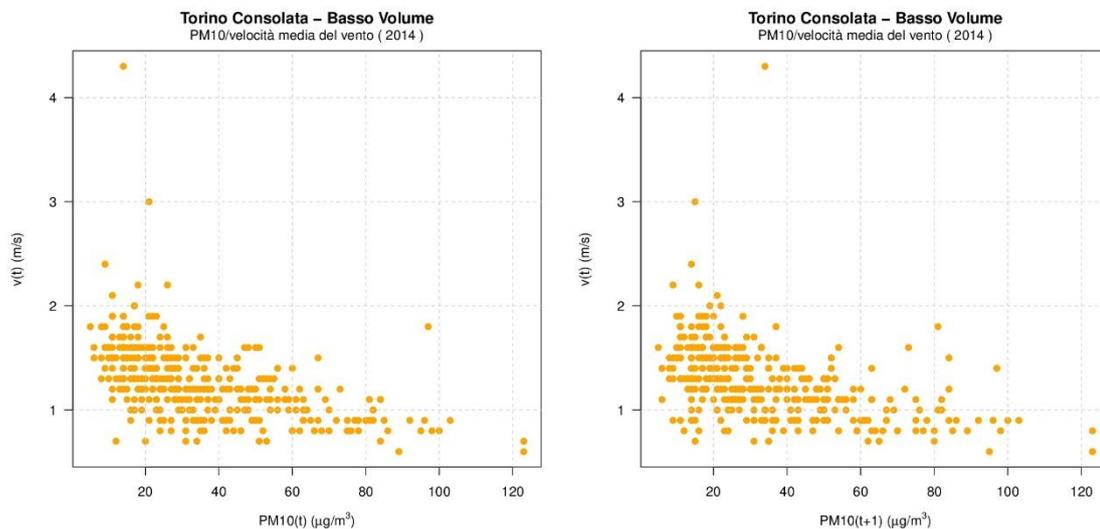


Fig.39 - Confronto tra scatter plot  $PM_{10}(t)/v(t)$  e  $PM_{10}(t+1)/v(t)$  anno 2014 (stazione Torino - Consolata).

Considerando tutti i dati di tutti gli anni a disposizione, si sono voluti inoltre analizzare gli scatter plot (Figg.42, 43 e 44) che mostrano la relazione tra i valori di precipitazione o di velocità media del vento al tempo  $t$  e le variazioni di concentrazione di  $PM_{10}$  tra due determinati giorni considerati. In particolare si sono analizzati i tre seguenti casi:

- 1) la variazione di concentrazione di  $PM_{10}$  tra il giorno  $t$  di pioggia o vento considerato e il giorno successivo  $t+1$ :  $\Delta_1 PM_{10} = PM_{10}(t+1) - PM_{10}(t)$ ;
- 2) la variazione di concentrazione di  $PM_{10}$  tra il giorno  $t$  di pioggia o vento considerato e il giorno precedente  $t-1$ :  $\Delta_2 PM_{10} = PM_{10}(t) - PM_{10}(t-1)$ ;
- 3) la variazione di concentrazione di  $PM_{10}$  tra il giorno successivo  $t+1$  e il giorno precedente  $t-1$  a quello di pioggia o vento considerato:  $\Delta_3 PM_{10} = PM_{10}(t+1) - PM_{10}(t-1)$ .

Tutte e tre le tipologie di scatter plot, che risultano essere molto simili tra loro, sia con la precipitazione che con il vento non sembrano essere caratterizzati da un preciso orientamento dei punti. Infatti sia per alti che per bassi valori di altezza di pioggia o di velocità media del vento si

riscontrano variazioni di concentrazione di PM10 sia positive (aumento) che negative (diminuzione). In particolare è visibile che in alcune occasioni dove ci si aspetterebbe un calo delle concentrazioni di PM10 dovuto agli eventi di pioggia o di vento, ne risulta invece un effetto contrario. Infatti, in alcuni casi in cui l'altezza di pioggia o la velocità media del vento risultano elevate, la variazione di concentrazione assume valori positivi, il che significa che si è verificato un aumento di concentrazione di PM10 nell'aria. Queste anomalie sembrano però un po' meno presenti considerando la velocità media del vento piuttosto che l'altezza di pioggia, in quanto si intravede un andamento caratterizzato da variazioni di concentrazione di PM10 negative per elevate velocità medie del vento e variazioni positive per basse velocità medie del vento.

Da quanto riscontrato se ne deduce dunque che, essendo le concentrazioni di PM10 caratterizzate da una certa stagionalità, con valori molto diversi fra il periodo estivo e quello invernale, in questi grafici l'effetto delle variabili meteorologiche sembra essere parzialmente nascosto, soprattutto nel caso in cui si considera la variabile altezza di pioggia.

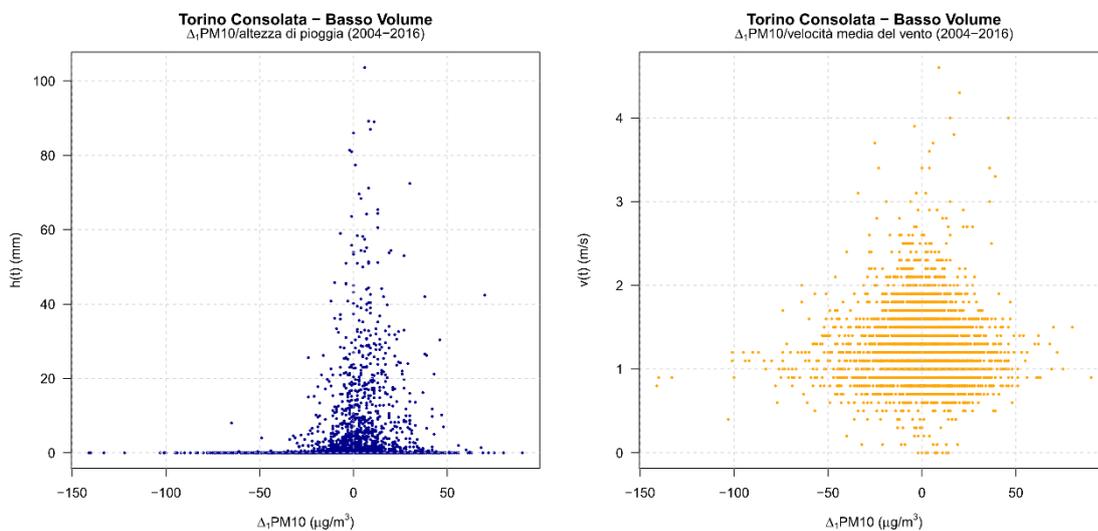


Fig.40 - Scatter plot  $\Delta_1\text{PM}_{10}/h(t)$  e  $\Delta_1\text{PM}_{10}/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

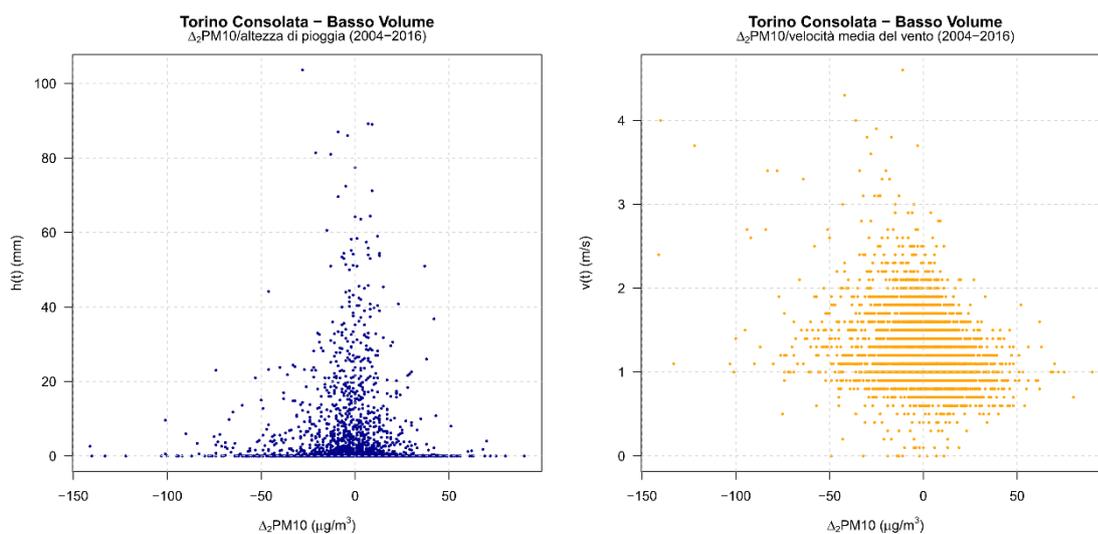


Fig.41 - Scatter plot  $\Delta_2\text{PM}_{10}/h(t)$  e  $\Delta_2\text{PM}_{10}/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

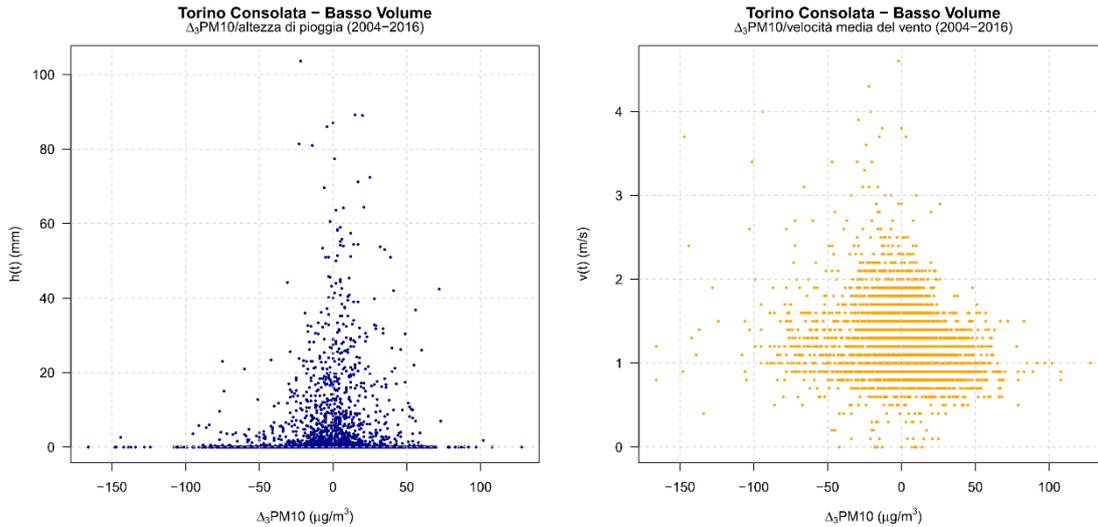


Fig.42 - Scatter plot  $\Delta_3\text{PM10}/h(t)$  e  $\Delta_3\text{PM10}/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

Conseguentemente si è deciso di ricreare gli stessi scatter plot considerando le medesime variazioni nel tempo ma in percentuale (Figg.45, 46 e 47):

- 1)  $\Delta_{\%1}\text{PM10} = [\text{PM10}(t+1) - \text{PM10}(t)] \cdot 100 / \text{PM10}(t)$ ;
- 2)  $\Delta_{\%2}\text{PM10} = [\text{PM10}(t) - \text{PM10}(t-1)] \cdot 100 / \text{PM10}(t-1)$ ;
- 3)  $\Delta_{\%3}\text{PM10} = [\text{PM10}(t+1) - \text{PM10}(t-1)] \cdot 100 / \text{PM10}(t-1)$ .

In questo caso, in tutti e tre i grafici, che risultano nuovamente molto simili, sembra essere visibile un maggior addensamento dei punti verso valori percentuali positivi. Infatti, soprattutto nel caso di bassa o nulla altezza di pioggia o bassa velocità media del vento registrate in un determinato giorno, si rilevano aumenti di concentrazione di PM10, che possono arrivare anche al 200-300%.

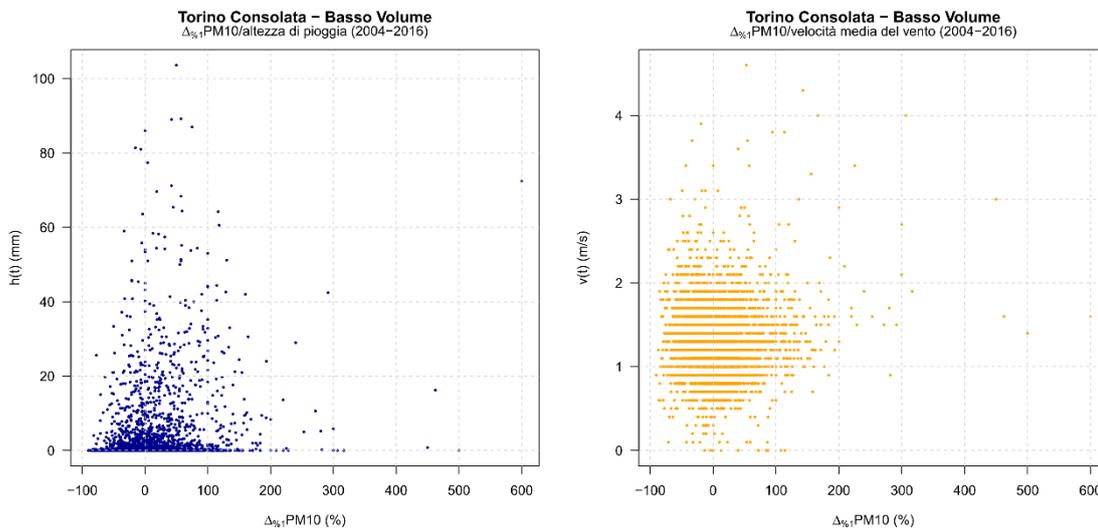


Fig.43 - Scatter plot  $\Delta_{\%1}\text{PM10}/h(t)$  e  $\Delta_{\%1}\text{PM10}/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

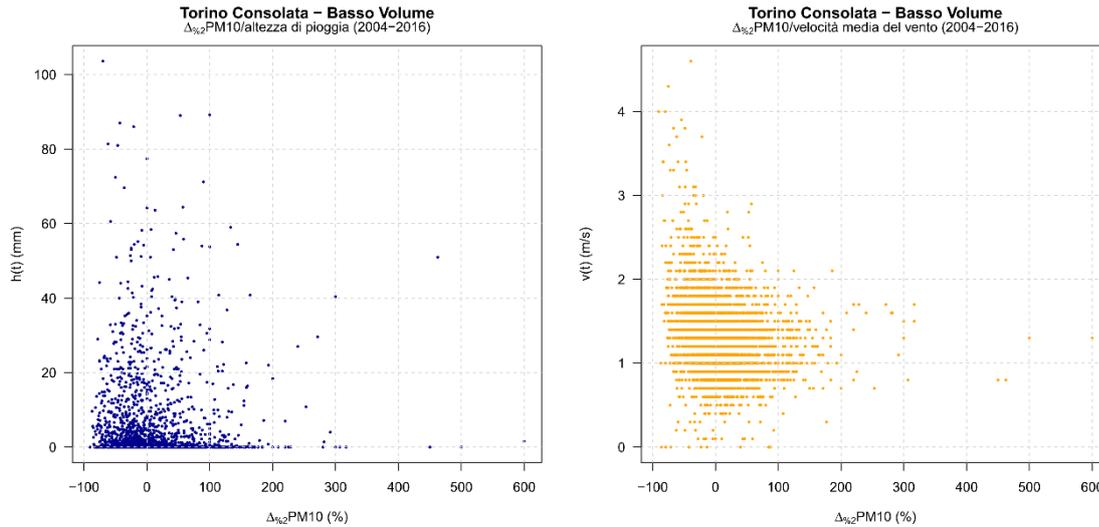


Fig.44 - Scatter plot  $\Delta\%_2\text{PM10}/h(t)$  e  $\Delta\%_2\text{PM10}/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

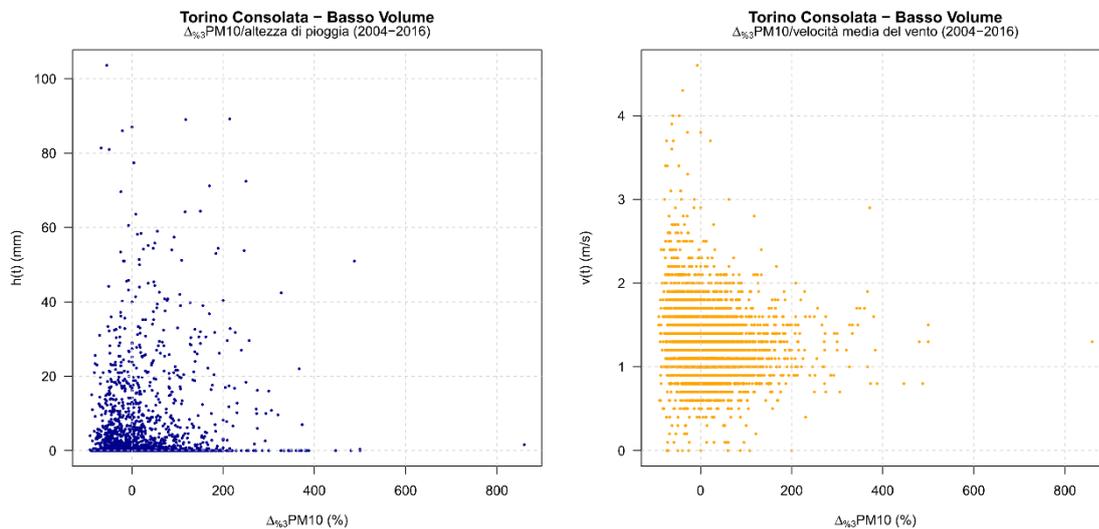


Fig.45 - Scatter plot  $\Delta\%_3\text{PM10}/h(t)$  e  $\Delta\%_3\text{PM10}/v(t)$  (stazione Torino - Consolata).

Altri diagrammi di dispersione sono stati creati riportando sull'asse delle ordinate la concentrazione di PM10 al giorno  $t$  e sull'asse delle ascisse il numero di giorni intercorsi dal giorno  $t$  all'immediato giorno antecedente nel quale si è verificato un evento di pioggia o di vento, che abbia comportato il superamento di una soglia prefissata di altezza di pioggia  $p$  o di velocità media del vento  $v$ .

In Fig.48 sono riportati gli scatter plot ottenuti valutando le soglie di precipitazione  $p_{th} = 2$  mm e  $p_{th} = 5$  mm, mentre in Fig.49 quelli ottenuti fissando le soglie di vento a  $v_{th} = 1,5$  m/s e  $v_{th} = 2$  m/s.

Confrontando i grafici con le due diverse soglie di superamento, nel caso della precipitazione non si notano particolari differenze, ad eccezione di pochi punti che risultano shiftati verso un numero di giorni più elevato se si considera la soglia maggiore, mentre nel caso del vento lo shift risulta più evidente. Questo significa che considerando la soglia di precipitazione più bassa, per la maggior parte dei punti non solo si ha il superamento dei 2 mm, ma anche della soglia più elevata fissata a 5 mm. Per il vento invece, un incremento della soglia di 0,5 m/s genera una differenza maggiore tra i due scatter plot, il che significa che si ha una minor frequenza di superamento della soglia più elevata. Da quanto ottenuto si può dedurre che per la velocità media vento anche una piccola

variazione può risultare significativa per la diminuzione di concentrazione di PM10, mentre nel caso dell'altezza di pioggia, sono probabilmente necessari eventi più intensi al fine di ottenere un calo delle concentrazioni di PM10 che sia percepibile.

In generale comunque non si nota un addensamento dei punti tale da far pensare ad una relazione di tipo lineare tra la concentrazione di PM10 e il numero di giorni trascorsi dal superamento, come invece ci si potrebbe aspettare immaginando un aumento delle concentrazioni di PM10 al cumulare dei giorni dall'ultimo superamento della soglia di altezza di pioggia o di velocità media del vento fissata.

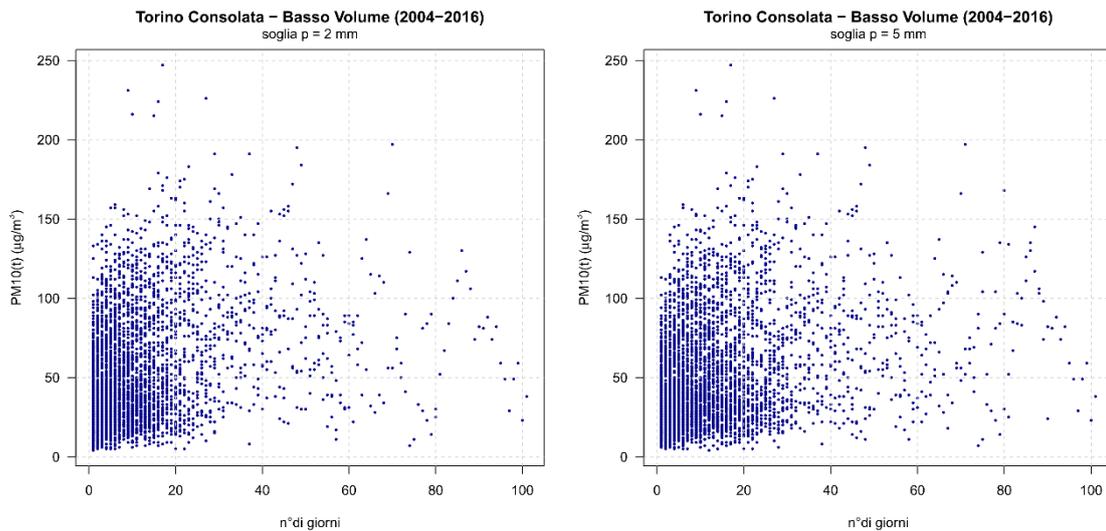


Fig.46 - Diagrammi con soglie di precipitazione  $p = 2$  mm e  $p = 5$  mm (stazione Torino - Consolata).

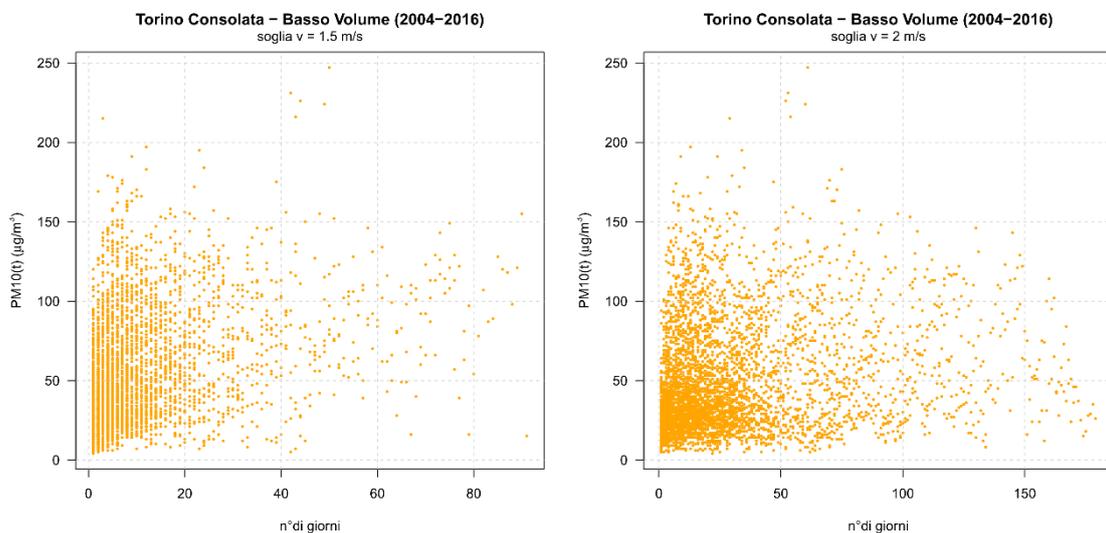


Fig.47 - Diagrammi con soglie di vento  $v = 1,5$  m/s e  $v = 2$  m/s (stazione Torino - Consolata).

Di conseguenza un'ultima tipologia di scatter plot che si è voluta esaminare è quella che tiene conto delle relazioni reciproche che entrano in gioco tra le due variabili atmosferiche studiate e che possono avere un effetto sulle concentrazioni di PM10.

A questo scopo è stata introdotta una variabile binaria  $w$  che sintetizza l'informazione relativa alla pioggia e al vento registrati al giorno  $t$ . Le due condizioni che si sono analizzate sono:



- $w = 0$  if  $p < p_{th}$  AND  $v < v_{th}$ ;
- $w = 1$  otherwise.

Si è assunto quindi che la variabile  $w$  fosse pari a 0, nel caso di altezza di pioggia e contemporaneamente di velocità media del vento al di sotto delle soglie fissate e che  $w$  fosse pari a 1 in tutti gli altri casi, ovvero nelle situazioni di superamento della soglia da parte di una delle due variabili o di entrambe le variabili contemporaneamente.

Definita  $d$  come il numero di giorni trascorsi dall'ultimo superamento di una delle soglie o di entrambe nello stesso giorno, se  $w = 1$  ne deriva che  $d = 0$ .

Si sono introdotte quindi due ulteriori variabili, ossia rispettivamente il rapporto e la differenza tra il valore di concentrazione di PM10 al giorno  $t$  e quello al giorno  $t-d$  in cui si è verificato l'ultimo superamento di una o di entrambe le soglie:

$$PM_{ratio} = PM(t) / PM(t-d)$$

$$PM_{diff} = PM(t) - PM(t-d)$$

Riportando sull'asse delle ascisse il numero di giorni  $d$  e sull'asse delle ordinate  $PM_{ratio}$  o  $PM_{diff}$ , che implicherebbero rispettivamente un modello di crescita esponenziale e lineare, si ottengono gli scatter plot in Fig.50 considerando le soglie  $p_{th} = 2$  mm e  $v_{th} = 1,5$  m/s e gli scatter plot in Fig.51 considerando le soglie  $p_{th} = 5$  mm e  $v_{th} = 2$  m/s. I risultati ottenuti non sembrano però combaciare con quanto ci si aspettava. Non si denota infatti una particolare propensione alla crescita da parte delle PM10 con l'aumento del numero di giorni dall'ultimo evento di superamento.

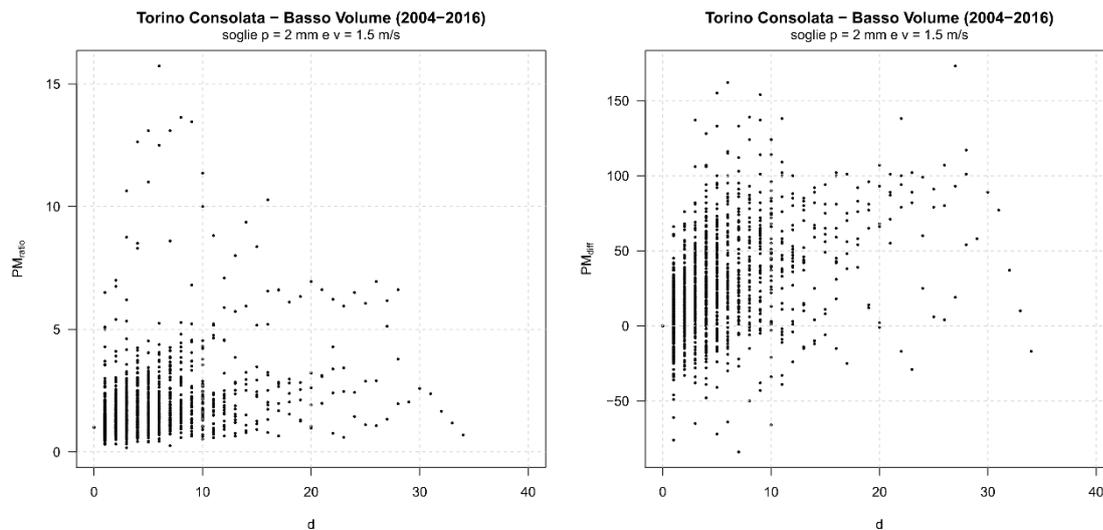
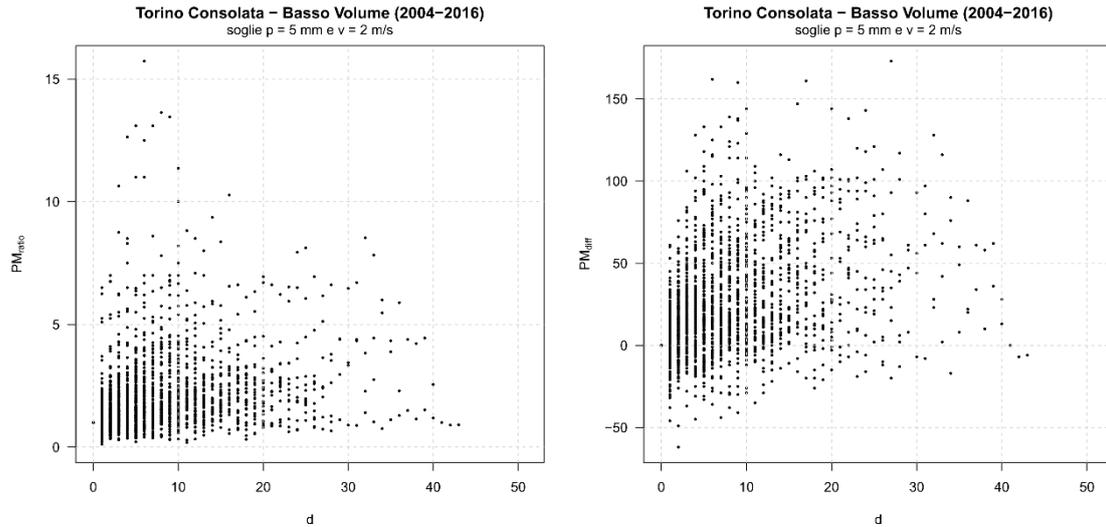


Fig.48 - Scatter plot  $PM_{ratio}/d$  e  $PM_{diff}/d$  con soglie  $p_{th}=2$  mm e  $v_{th}=1,5$  m/s (stazione Torino - Consolata).



**Fig.49 - Scatter plot  $PM_{ratio}/d$  e  $PM_{diff}/d$  con soglie  $p_{th}=5$  mm e  $v_{th}=2$  m/s (stazione Torino - Consolata).**

Per comprendere meglio a quale periodo dell'anno si riferiscono alcuni effetti anomali (punti più lontani dall'addensamento principale) individuati su questi ultimi diagrammi, si è proceduto effettuando uno zoom stagionale (Figg.52, 53, 54 e 55). Da quanto ottenuto si vede che i punti degli scatter plot che sono relativi ad elevate concentrazioni di PM10 corrispondenti a bassi valori di  $d$  o basse concentrazioni di PM10 per alti valori di  $d$  appartengono maggiormente al trimestre dicembre - gennaio - febbraio. Probabilmente questo effetto è il risultato della combinazione tra emissioni più intense ed eventi di pioggia e di vento meno forti o meno frequenti. Osservando invece il trimestre settembre - ottobre - novembre si intravede un andamento per cui al cumulare dei giorni dal superamento delle soglie si ha un aumento dei valori di concentrazione di PM10.

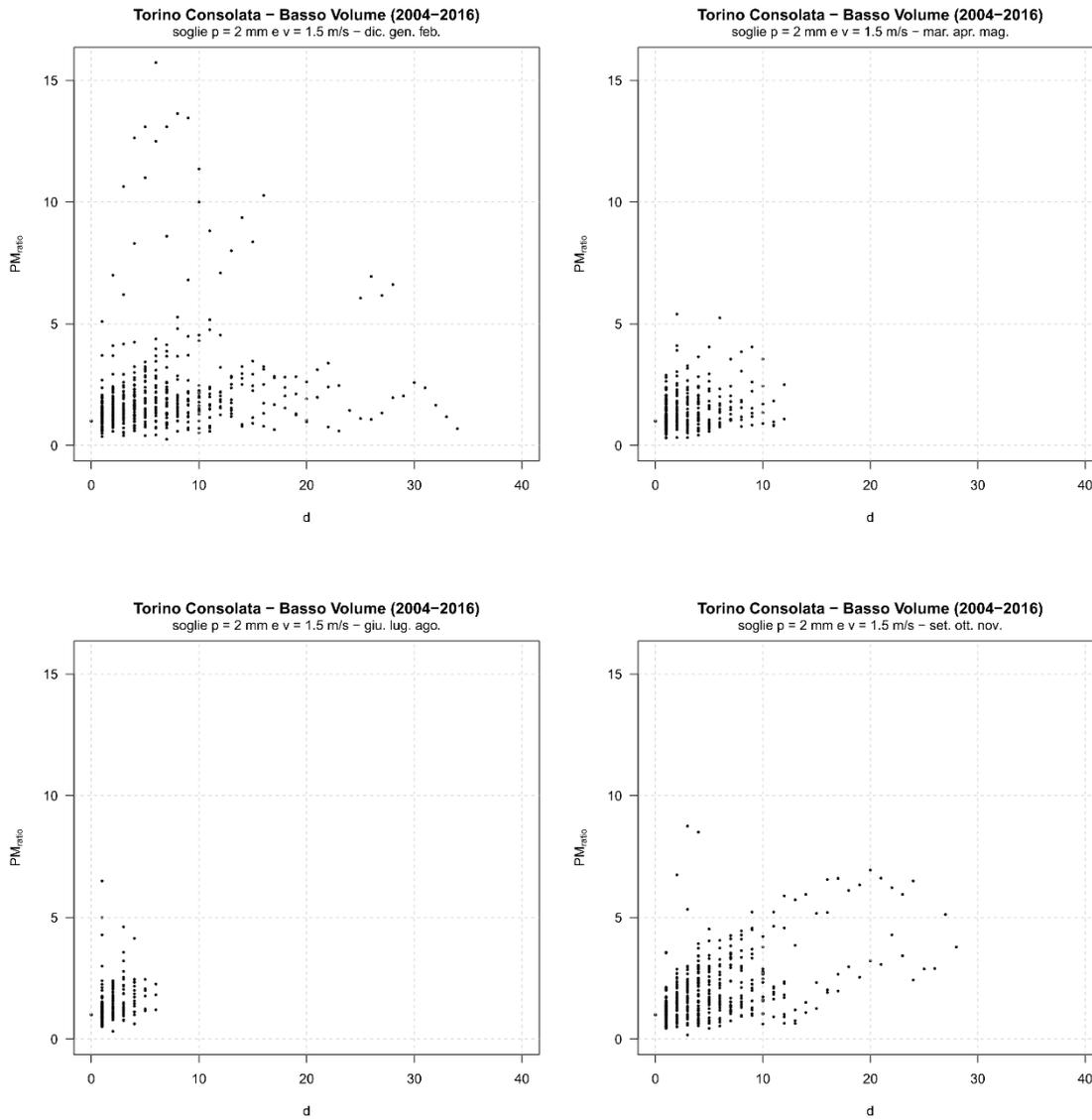


Fig.50 - Scatter plot stagionali  $PM_{ratio}/d$  con soglie  $p_{th}=2$  mm e  $v_{th}=1,5$  m/s (stazione Torino - Consolata).

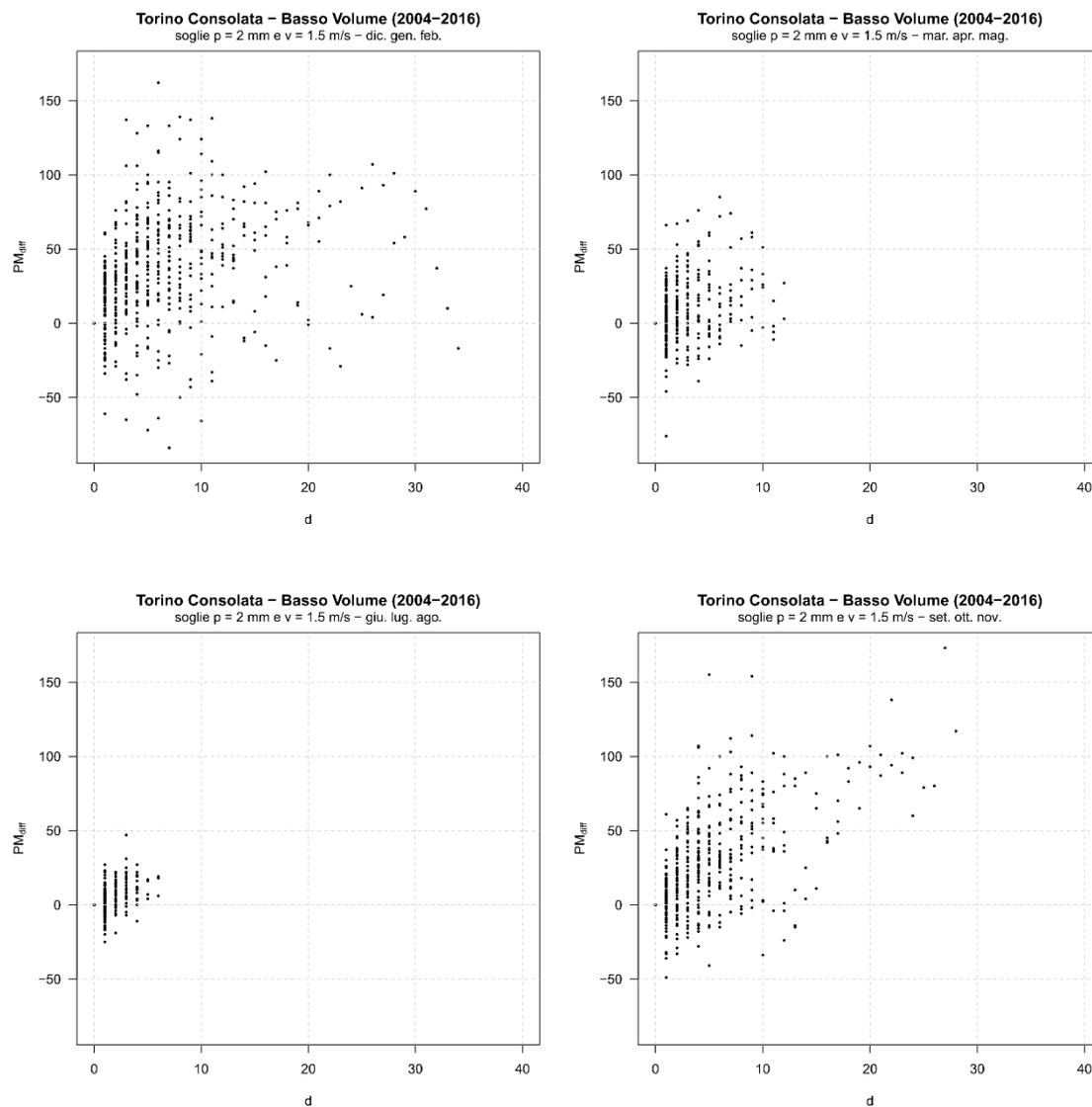


Fig.51 - Scatter plot stagionali  $PM_{diff}/d$  con soglie  $p_{th}=2$  mm e  $v_{th}=1,5$  m/s (stazione Torino - Consolata).

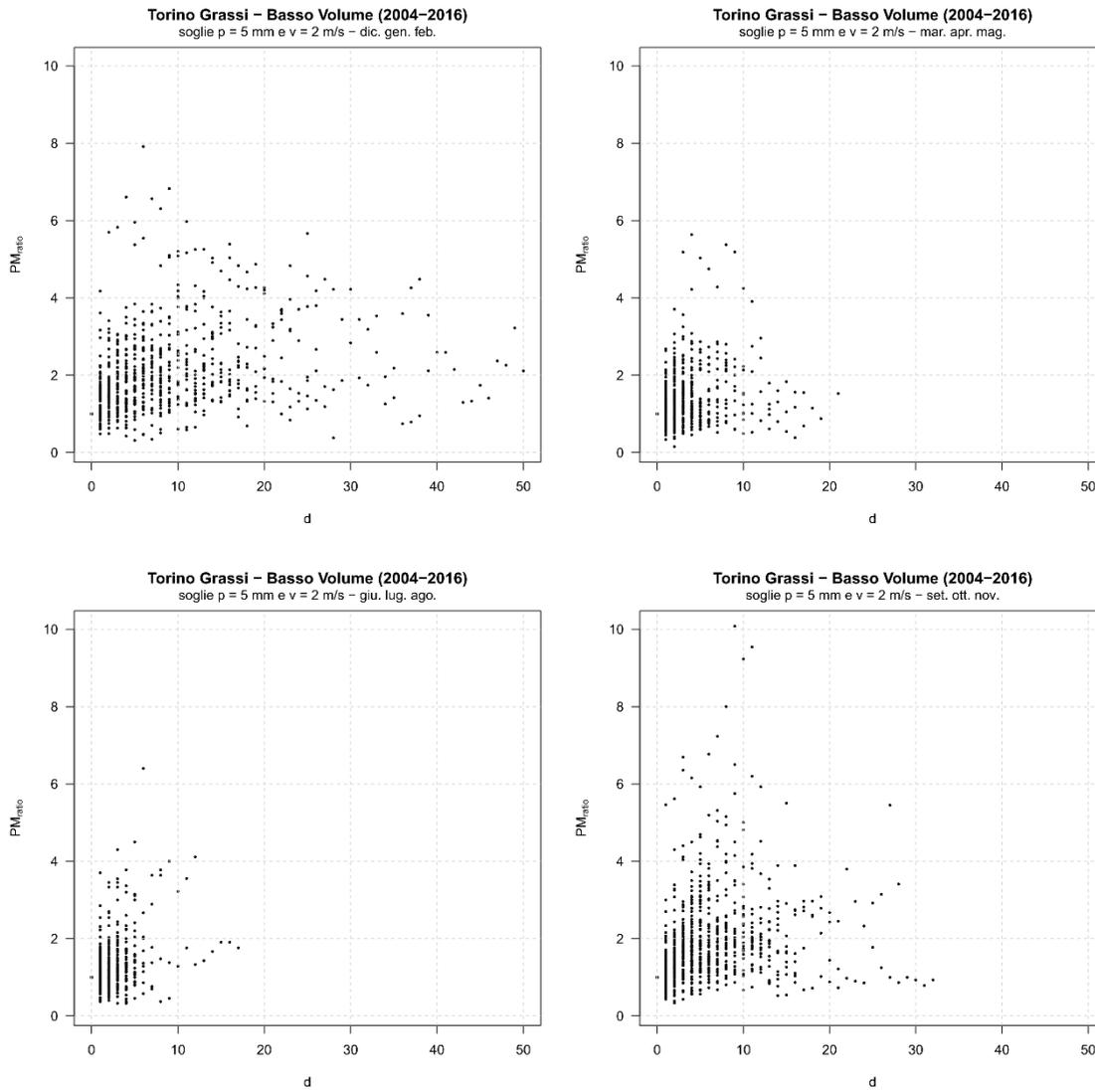


Fig.52 - Scatter plot stagionali  $PM_{ratio}/d$  con soglie  $p_{th}=5$  mm e  $v_{th}=2$  m/s (stazione Torino - Consolata).

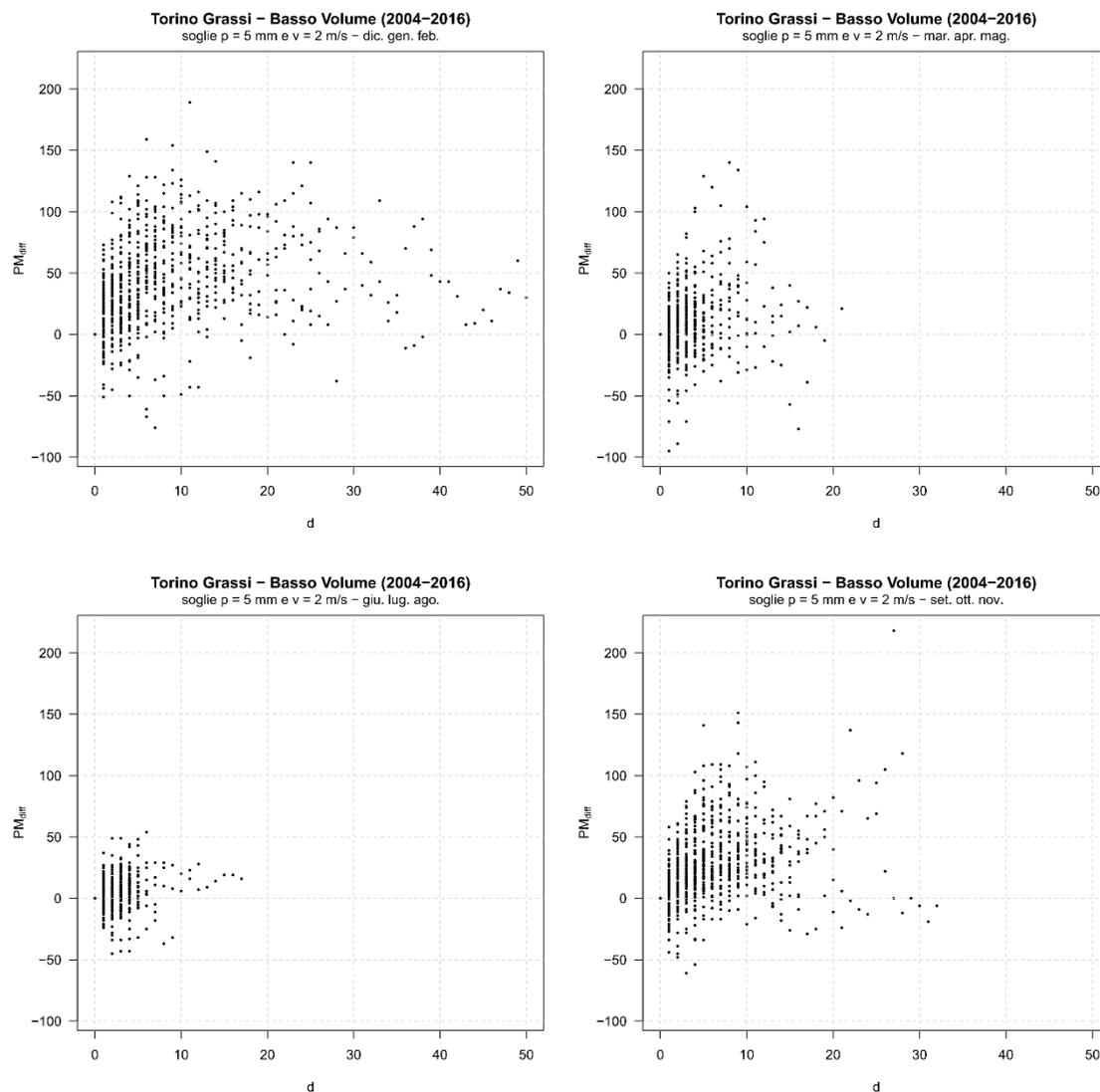


Fig.53 - Scatter plot stagionali  $PM_{diff}/d$  con soglie  $p_{th}=5$  mm e  $v_{th}=2$  m/s (stazione Torino - Consolata).



## 6. Analisi di regressione

L'*analisi di regressione* è una delle tecniche statistiche più usate per esprimere attraverso un'equazione la relazione esistente tra una *variabile dipendente*, di *output* o di *risposta* e una o più *variabili indipendenti* o di *input*, dette anche *regressori* o *variabili esplicative*. Applicando le tecniche di regressione su un campione, è possibile ricavare la funzione matematica che meglio esprime un determinato fenomeno cui è soggetta la popolazione. L'analisi regressiva ha dunque un duplice scopo:

- *descrittivo*, per comprendere come le variabili indipendenti influenzino la variabile dipendente;
- *previsionale*, per cercare di predire in maniera quanto più affidabile possibile i valori che la variabile dipendente può assumere in funzione delle variabili indipendenti.

Si parla di *regressione semplice*, se si vuole studiare l'influenza di una sola variabile indipendente sulla variabile dipendente; si fa riferimento invece alla *regressione multipla* o *multivariata*, se si vogliono studiare i legami tra variabile dipendente e più variabili indipendenti contemporaneamente (Montgomery, Peck, & Vining, 2012).

Nell'ambito della presente tesi è stata condotta un'*analisi regressiva multivariata di tipo lineare*.

### 6.1. Modelli di regressione lineare multipla

Un modello di regressione lineare multipla è caratterizzato dalla seguente forma (Montgomery, Peck, & Vining, 2012):

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_k x_{ik} + \varepsilon_i$$

in cui:

- $y_i$  rappresenta l'*i-esimo* valore che può assumere la *variabile dipendente*;
- $\beta_0$  è l'*intercetta* o *costante* e corrisponde al valore atteso stimato della variabile dipendente quando le variabili indipendenti sono nulle;
- $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_k$  sono i *k parametri del modello* o *coefficienti di regressione*;
- $x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{ik}$  indicano gli *i-esimi* valori che possono assumere le *k variabili dipendenti*;
- $\varepsilon_i$  è l'*i-esima componente accidentale del modello* o *errore*, ossia la differenza tra il valore osservato  $y_i$  e il valore stimato  $\hat{y}_i$ .

Quest'ultimo termine ( $\varepsilon_i$ ) costituisce la *componente casuale* del modello, mentre tutti i termini precedenti ( $\beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_k x_{ik}$ ) formano la *componente sistematica* del modello.

L'equazione rappresentativa di una regressione lineare multipla, che geometricamente descrive un iperpiano nello spazio *k*-dimensionale dei regressori, può anche essere indicata nella seguente notazione matriciale per una visualizzazione più compatta del modello, dei dati e dei risultati (Montgomery, Peck, & Vining, 2012):

$$\mathbf{y} = \mathbf{X} \boldsymbol{\beta} + \boldsymbol{\varepsilon}$$



dove:

- $\mathbf{y}$  è il vettore degli  $n$  valori che può assumere la variabile dipendente ( $n \times 1$ );
- $\mathbf{X}$  è la matrice degli  $n$  valori che possono assumere i  $k$  regressori ( $n \times (k+1)$ );
- $\boldsymbol{\beta}$  è il vettore dei  $k$  coefficienti di regressione ( $k \times 1$ );
- $\boldsymbol{\varepsilon}$  è il vettore degli  $n$  errori casuali ( $n \times 1$ ).

$$\mathbf{y} = \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ y_n \end{bmatrix} \quad \mathbf{X} = \begin{bmatrix} 1 & x_{11} & x_{12} & \dots & x_{1k} \\ 1 & x_{21} & x_{22} & \dots & x_{2k} \\ \cdot & \cdot & \cdot & \dots & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \dots & \cdot \\ 1 & x_{n1} & x_{n2} & \dots & x_{nk} \end{bmatrix} \quad \boldsymbol{\beta} = \begin{bmatrix} \beta_0 \\ \beta_1 \\ \cdot \\ \cdot \\ \beta_k \end{bmatrix} \quad \boldsymbol{\varepsilon} = \begin{bmatrix} \varepsilon_1 \\ \varepsilon_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ \varepsilon_n \end{bmatrix}$$

### 6.1.1. Parametri del modello

È importante specificare che il modello di regressione lineare multipla è lineare nei coefficienti  $\beta_j$  e non nelle variabili indipendenti  $x_{ij}$ . Di conseguenza il legame tra variabile dipendente e variabile indipendente può anche essere di tipo non lineare.

Il parametro  $\beta_j$  rappresenta la variazione della variabile di output a seguito del cambiamento unitario della variabile di input, tenendo costanti tutte le altre variabili indipendenti. Il valore dei parametri dipende dunque dall'unità di misura delle variabili. Tutto questo significa che ogni qual volta si decide di inserire o rimuovere una o più variabili indipendenti è necessario stimare nuovamente i parametri che erano già presenti nel modello. Per questo motivo i parametri  $\beta_j$  prendono anche il nome di *coefficienti di regressione parziale* (Montgomery, Peck, & Vining, 2012).

Per la stima dei parametri del modello si utilizza generalmente il *metodo dei minimi quadrati*. In questo modo si ricavano i coefficienti di regressione che minimizzano la somma al quadrato degli scarti tra i valori osservati e i valori stimati:

$$\sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2 = \sum_{i=1}^n (y_i - \beta_0 - \sum_{j=1}^k \beta_j x_{ij})^2 = \min \quad (1)$$

Applicando tale metodo si assume che (Unipd, 2015):

- il valore atteso degli errori sia nullo  $E(\varepsilon_i) = 0$ . Viceversa errori troppo alti o troppo bassi renderebbero non necessaria la componente sistematica del modello;
- la varianza degli errori sia costante  $\text{Var}(\varepsilon_i) = \sigma^2$  (omoschedasticità). In caso contrario (eteroschedasticità) il modello risulterebbe più accurato in alcune parti della popolazione (bassa deviazione standard  $\sigma$ ) e meno in altre (alta deviazione standard  $\sigma$ );
- gli errori non siano correlati tra loro. Sapere ad esempio che il modello sottostima  $y_i$  in un determinato caso non deve essere indicativo del comportamento del modello in un qualunque altro caso.
- gli errori siano distribuiti normalmente. Al contrario eventuali intervalli di confidenza e di previsione che si volessero determinare e verifiche di ipotesi che si volessero effettuare potrebbero risultare errati;



- gli errori non siano correlati con le variabili indipendenti. Se così non fosse si avrebbe un'influenza da parte della variabile dipendente su quella indipendente, generando un loop (Wikiversità, *l'apprendimento libero*, 2018).

A partire dalla condizione (1), con una serie di passaggi che richiedono l'algebra matriciale si arriva ad ottenere la formulazione di ogni singolo parametro del modello, per le cui dimostrazioni si rimanda per completezza al testo "D.C. Montgomery, E.A. Peck, G.G. Vining - Introduction to Linear Regression Analysis (2012)".

### 6.1.2. Bontà di adattamento e significatività del modello

Un aspetto di fondamentale importanza è la valutazione della bontà di adattamento del modello. Si tratta di verificare che il modello fornisca una stima della variabile dipendente migliore rispetto a quella che si avrebbe considerando invece il valore medio  $\bar{y}$ .

A questo scopo si utilizzano il *coefficiente di determinazione*  $R^2$  e l'*errore standard*  $e$  (Senese, 2014).

Nell'analisi di regressione si assume che la devianza della variabile dipendente osservata (o devianza totale) è scindibile in devianza dei residui non spiegata dal modello e devianza spiegata alla regressione:

$$\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 + \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2$$

Questo implica che ad una buona regressione corrisponde un alto coefficiente di determinazione, così ricavabile:

$$R^2 = \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2 / \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

In sostanza  $R^2$  fornisce una stima della riduzione dell'errore commesso nella previsione della variabile dipendente spiegata dalla regressione.

Il coefficiente di determinazione presenta due caratteristiche:

- non diminuisce mai aggiungendo regressori al modello;
- varia al variare del campione mantenendo inalterato il modello.

Per questo motivo in alcuni casi è preferibile utilizzare il cosiddetto  $R^2$  *adjusted*, che dipende da  $R^2$ , dalla numerosità campionaria  $n$  e dal numero  $k$  di variabili indipendenti, secondo la seguente relazione:

$$R^2_{\text{adj}} = 1 - [(1 - R^2) \cdot (n - 1) / (n - k - 1)]$$

L'errore standard invece permette di ottenere una stima dell'ampiezza dell'errore di misura del modello considerato. Esso dipende dalla somma del quadrato dei residui e dal numero di osservazioni  $n$  secondo la seguente formula:

$$e = \sqrt{[\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 / (n - 2)]}$$

Per verificare che il legame tra variabili indipendenti e variabile dipendente espresso dal modello sia effettivamente significativo si possono applicare dei test. I più noti sono l'F-test (test di Fisher) e il t-test (test di Student) (Montgomery, Peck, & Vining, 2012; Altoè, *I principali test statistici per la verifica di ipotesi: Il test F*, 2013).

Alla base di tali test vi sono due ipotesi:

- l'ipotesi nulla  $H_0$  secondo cui  $\beta_0 = \beta_1 = \dots = \beta_k = 0$ ;
- l'ipotesi alternativa  $H_1$  per cui  $\beta_0$  o  $\beta_1$  o  $\dots$  o  $\beta_k \neq 0$ .

L'ipotesi nulla implica che il modello usato non riduce l'errore della previsione della variabile dipendente. L'ipotesi alternativa, ritenuta valida se la precedente viene rifiutata, implica che applicando il modello si ottiene una stima significativa della previsione della variabile dipendente.

Nel caso dell'F-test, si utilizza la *statistica test F* definita come il rapporto tra la varianza spiegata dalla regressione e la varianza residua, le quali si ottengono dal rapporto tra le rispettive devianze e i relativi gradi di libertà, ossia il numero minimo di dati necessari al calcolo di una statistica:

$$F = [ \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2 / k ] / [ \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 / (n - k - 1) ] \quad (2)$$

Sotto l'ipotesi nulla la statistica test si distribuisce secondo la distribuzione teorica di Fisher (Fig. 56) con gradi di libertà pari a quelli della regressione ( $k$ ) e dell'errore ( $n-k-1$ ). Fissato un livello di significatività  $\alpha$ , se il valore di  $F$  ottenuto dalla (2) risulta maggiore di un valore soglia che delimita in ascissa la coda di destra della distribuzione, con area pari al livello di significatività scelto, l'ipotesi nulla è rifiutata in favore dell'ipotesi alternativa.

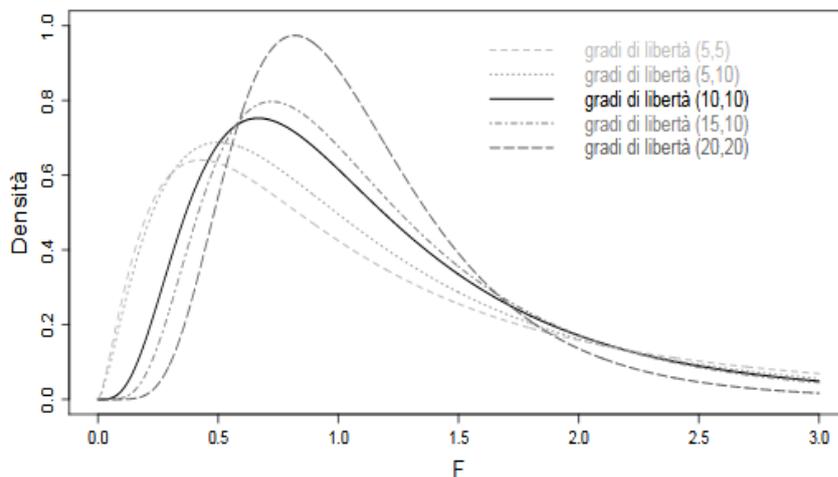


Fig.54 - Distribuzioni di Fisher (Altoè, *I principali test statistici per la verifica di ipotesi: Il test F*, 2013).

Calcolando inoltre il cosiddetto *p-value* è possibile conoscere la probabilità di osservare esattamente il valore calcolato di  $F$  sotto l'ipotesi nulla. È chiaro che l'ipotesi nulla è rifiutata quando  $p\text{-value} < \alpha$ .

Con il *t-test* lo scopo è quello di verificare se la relazione lineare tra le variabili è significativa. Con questo test si assume che sotto l'ipotesi nulla la statistica test si distribuisce secondo la distribuzione *t* di Student (Fig. 57) con gradi di libertà pari a quelli dell'errore.

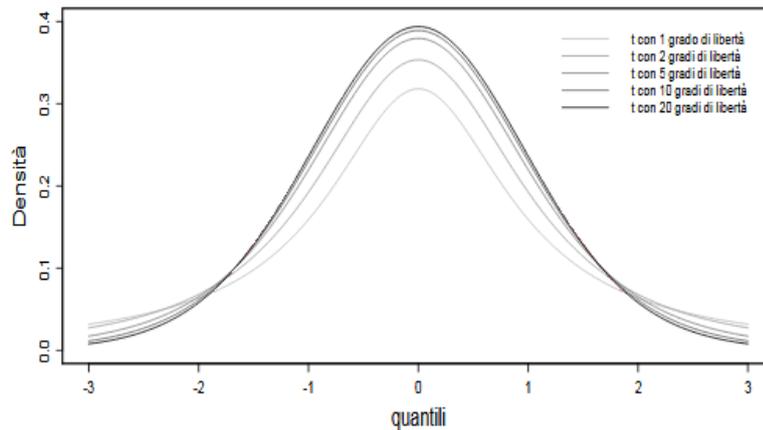


Fig.55 - Distribuzione di t Student (Altoè, I principali test statistici per la verifica di ipotesi: il test t, 2013).

La *statistica test t* viene determinata dal rapporto tra il coefficiente di regressione j-esimo e il relativo errore standard:

$$t = \beta_j / e_{\beta_j}$$

Si fissa dunque un certo livello di significatività  $\alpha$ , che determina una zona di rifiuto sottesa dalla curva. In base alle ipotesi sopradette da verificare, tale zona di rifiuto sarà ripartita tra le due code della curva (test bilaterale o a due code). Se il valore della statistica test  $t$  calcolato ricade all'interno della regione di rifiuto, l'ipotesi nulla viene rigettata, mentre quella alternativa viene accettata. È chiaro che questo calcolo va effettuato per ogni coefficiente di regressione parziale.

## 6.2. Applicazione della regressione lineare multivariata

Quanto discusso nei paragrafi precedenti è stato applicato ai dati di concentrazione di PM10 e delle variabili meteorologiche rilevati dalla coppia di stazioni scelta.

Oggi esistono software in grado di realizzare delle analisi di regressione attraverso l'uso di apposite funzioni. Nel caso in questione è stato impiegato il software R, con il quale è stata effettuata la stima dei parametri del modello e il calcolo del coefficiente di determinazione  $R^2$  ed è stata verificata la significatività del modello e dei coefficienti usando l'F-test e il t-test. Si specifica che per la stima dei coefficienti la funzione utilizzata nel software R impiega il metodo dei minimi quadrati.

Nell'analisi effettuata si è deciso di usare modelli, sia di tipo additivo che di tipo moltiplicativo, che includono una o più variabili indipendenti. Nel caso del modello moltiplicativo, la relazione di regressione lineare si esplicita in termini logaritmici.

Per prima cosa sono stati analizzati dei modelli puramente autoregressivi, in cui la variabile di output dipende solo dai valori di output precedenti. Successivamente si è proceduto inserendo una delle due variabili meteorologiche (altezza di pioggia o velocità media del vento) oppure entrambe, allo scopo di capire quanta varianza ulteriore si riesce a spiegare tramite il confronto tra i coefficienti di determinazione.

Si specifica che preliminarmente all'applicazione dei modelli, il campione di dati disponibile è stato opportunamente analizzato. In particolare sono stati eliminati tutti i dati delle tre variabili di studio, in corrispondenza dei giorni in cui almeno una di esse risulta mancante (NA). Lo scopo di questo passaggio è quello di ottenere un campione omogeneo e sempre uguale, che abbia cioè gli stessi



dati ad ogni regressione realizzata. Solo in questo modo si può avere un confronto tra i modelli quanto più affidabile possibile. Nel caso oggetto di studio si hanno a disposizione 4436 dati totali. Inoltre, poiché in alcuni casi il valore di altezza di pioggia o di velocità media del vento risulta nullo, solo per i modelli moltiplicativi si è deciso di maggiorare di una unità tutti i valori delle due variabili meteorologiche in modo tale che il modello risultasse indisturbato.

In tutti i casi oggetto d'esame i risultati ottenuti si rivelano buoni. Si hanno infatti coefficienti di determinazione attorno a 0,7 e test di significatività che portano al rigetto dell'ipotesi nulla e all'accettazione dell'ipotesi alternativa e dunque coefficienti di regressione e modello nella sua interezza significativi. Al fine di capire quale modello risulta il migliore, si sono effettuati dei confronti, osservando in particolare il coefficiente di determinazione.

Di seguito si riportano tutti i modelli analizzati e i risultati ottenuti con i dati a disposizione.

- **Modello 1**

Il primo modello analizzato è un modello base puramente autoregressivo di tipo additivo:

$$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)$$

Tale modello lega la concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$  (variabile di output) e la concentrazione di PM10 al giorno precedente  $t$  (variabile di input).

La Tab.6 e la Fig.58 mostrano quanto ottenuto. In particolare ne è risultato un coefficiente di determinazione, pari a 0,7104, indicativo di una buona descrizione della relazione tra le variabili, e coefficienti di regressione e intero modello significativi, stando al risultato del t-test e dell'F-test. Il coefficiente  $\beta_0$ , risultato pari a 7,69, indica il valore medio teorico di concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$  quando la variabile indipendente è nulla. Il valore di  $\beta_1$  è rappresentativo di una certa concordanza tra variabile in ingresso e variabile in uscita. In questo caso essendo positivo indica che ad un aumento unitario di  $PM10(t)$  si ha un aumento del valore medio di  $PM10(t+1)$ , con un'influenza da parte della variabile di input di entità indicata dal valore assoluto del coefficiente (0,84).

Tab.6 - Risultati del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)$ .

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 7.691155$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.843922$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 7.69 + 0.84 \cdot PM10(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7104$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0$ e $\beta_1$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata



```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10tI ~ dati.noNA$pm10t)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-123.499  -8.903   -0.818    8.743  103.535

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  7.691155   0.480995   15.99  <2e-16 ***
dati.noNA$pm10t 0.843922   0.008092  104.29  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 18.06 on 4434 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7104,    Adjusted R-squared:  0.7103
F-statistic: 1.088e+04 on 1 and 4434 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.56 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)$ .

La Fig.59 mostra lo scatter plot ottenuto rappresentando rispettivamente sull'asse delle ascisse e su quello delle ordinate le due variabili di input e di output osservate e la regressione lineare (retta in rosso) effettuata mediante il *modello 1*. Anche graficamente si riscontra una buona regressione ad opera del modello usato.

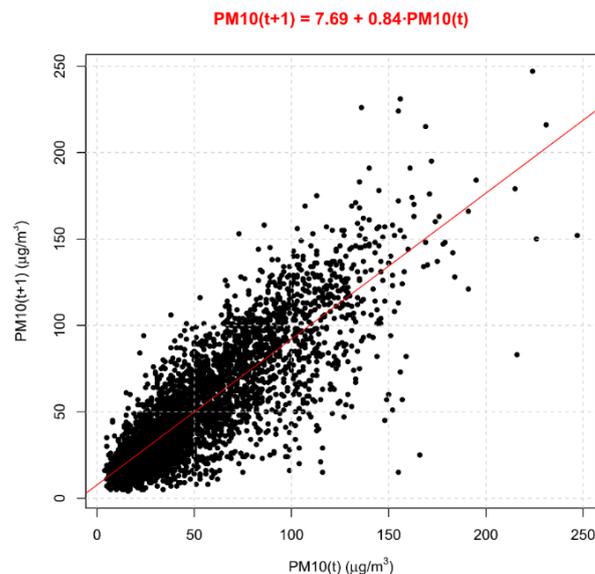


Fig.57 - Regressione lineare secondo il modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)$ .

In Fig.60 si riporta invece lo scatter plot che si ottiene graficando i valori osservati  $PM10(t+1)$  e i valori stimati  $PM10^*(t+1)$  con il *modello 1*. Questo tipo di grafico permette di capire il grado di somiglianza tra le due variabili. Dal risultato ottenuto si nota una correlazione tra i corrispettivi valori, anche se risulta ancora visibile una certa dispersione.

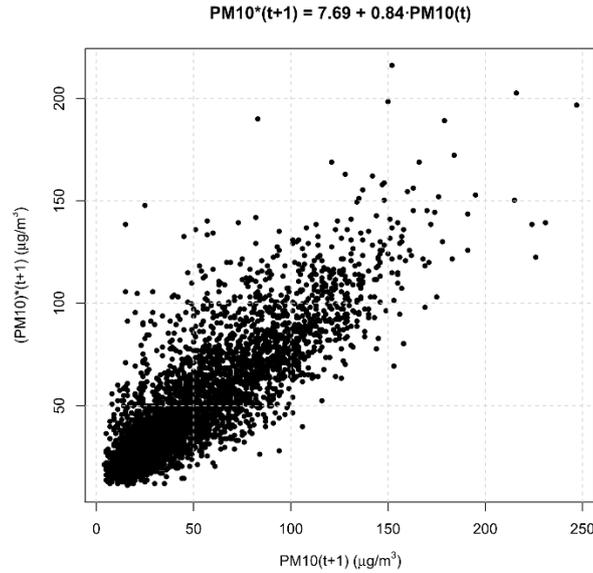


Fig.58 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)$ .

- **Modello 2**

Il secondo modello analizzato è un modello bivariato di tipo additivo. Si è deciso di introdurre alla forma del *modello 1*, un nuova variabile indipendente, la velocità media del vento  $v(t)$ :

$$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)$$

In questo caso, la concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$  è legata sia alla concentrazione di PM10 al giorno  $t$  sia alla velocità media del vento al medesimo giorno  $t$ .

In Tab.7 e Fig.61 si riportano i risultati. Con l'aggiunta di una nuova variabile indipendente la regressione risulta migliore, come dimostra l'incremento, seppur piccolo, del coefficiente di determinazione, che in questo caso è pari a 0,7167. Anche per questa relazione i coefficienti di regressione e il modello nella sua totalità sono significativi. È da notare che il coefficiente  $\beta_2$  del regressore velocità media del vento, pari a -6,97, è in questo caso negativo. Questo significa che a seguito di un aumento unitario della variabile meteorologica si verifica una diminuzione del valore medio di concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$ , mantenendo costante la concentrazione di PM10 al giorno  $t$ .

Tab.7 - Risultati del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)$

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 18.465141$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.805832$ ; $\beta_2 = -6.974343$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 18.47 + 0.81 \cdot PM10(t) - 6.97 \cdot v(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7167$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10tI ~ dati.noNA$pm10t + dati.noNA$vento)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-122.092  -8.954  -0.991    8.532  104.219

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  18.465141   1.188160   15.541 <2e-16 ***
dati.noNA$pm10t  0.805832   0.008882   90.726 <2e-16 ***
dati.noNA$vento -6.974343   0.704765  -9.896 <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 17.86 on 4433 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7167,    Adjusted R-squared:  0.7165
F-statistic: 5606 on 2 and 4433 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.59 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)$ .

La Fig.62 mostra dal punto di vista grafico la regressione ottenuta usando il *modello 2*. Poiché tale modello include due variabili di input, lo scatter plot che ne deriva è di tipo 3D con la variabile in uscita rappresentata sull'asse verticale e le due variabili in ingresso indicate sugli assi del piano orizzontale. In una situazione di questo tipo, la regressione è geometricamente indicata da un piano, che secondo il *modello 2* sembra descrivere abbastanza bene il legame tra le variabili (in rosso nella figura).

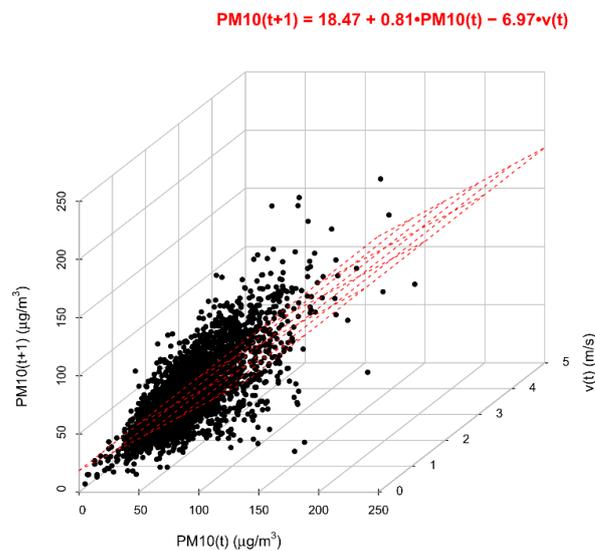


Fig.60 - Regressione lineare secondo il modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)$ .

La Fig.63 riporta lo scatter plot con i valori osservati in ascissa e i valori stimati con il *modello 2* in ordinata. È visibile una buona correlazione tra le due variabili, evidente dalla maggior concentrazione di punti attorno alla bisettrice.

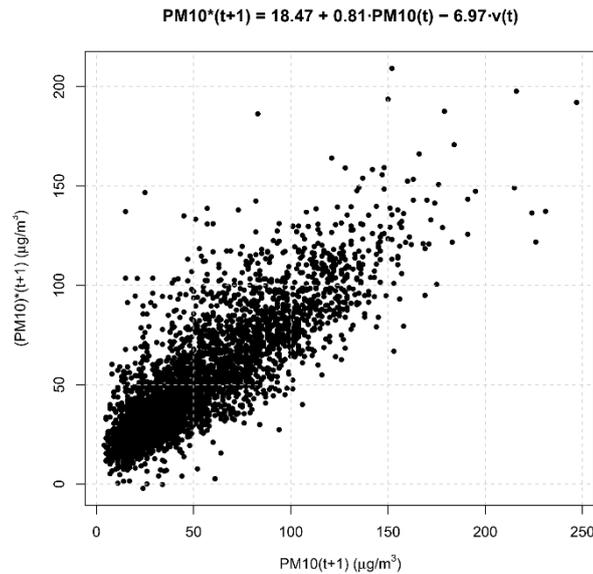


Fig.61 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)$ .

- **Modello 3**

Il terzo modello oggetto di studio è un modello trivariato di tipo additivo che ha la seguente forma:

$$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$$

Rispetto al *modello 2*, in cui è stata analizzata l'influenza della concentrazione di PM10 e della velocità media del vento al giorno  $t$  sulla concentrazione di PM10 al giorno successivo  $t+1$ , è stata introdotta una nuova variabile indipendente, l'altezza di pioggia  $p(t)$ .

Dai risultati di Tab.8 e Fig.64 si nota che l'immissione di una terza variabile indipendente permette di ottenere una regressione migliore, ma di pochissimo. Questo è testimoniato dal coefficiente di determinazione, che in questo caso ha subito un piccolo aumento al valore di 0,7169. I coefficienti di regressione sono ancora una volta significativi secondo il t-test, così come il modello nella sua interezza secondo l'F-test. L'intercetta e i coefficienti di regressione  $\beta_1$  e  $\beta_2$  hanno dei valori molto simili a quelli riscontrati nel *modello 2*. Per quanto riguarda invece il coefficiente  $\beta_3$ , questo risulta avere segno positivo, il che implica, mantenendo costanti le altre due variabili in ingresso, un piccolo aumento del valore medio di concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$  in corrispondenza di un aumento unitario del valore di altezza di pioggia al giorno  $t$ , con una bassa influenza di quest'ultima, quantificata dal valore ottenuto pari a 0,06.



Tab.8 - Risultati del modello  $PM_{10}(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM_{10}(t) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ .

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 18.045169$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.809531$ ; $\beta_2 = -6.899510$ ; $\beta_3 = 0.057254$
<b>Modello</b>	$PM_{10}(t+1) = 18.05 + 0.81 \cdot PM_{10}(t) - 6.9 \cdot v(t) + 0.06 \cdot p(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7169$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10tI ~ dati.noNA$pm10t + dati.noNA$vento +
    dati.noNA$precip)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-122.313   -8.932   -0.947    8.590  104.068

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  18.045169   1.213186  14.874 <2e-16 ***
dati.noNA$pm10t  0.809531   0.009141  88.557 <2e-16 ***
dati.noNA$vento -6.899510   0.705979  -9.773 <2e-16 ***
dati.noNA$precip  0.057254   0.033589   1.705  0.0883 .
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 17.86 on 4432 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7169,    Adjusted R-squared:  0.7167
F-statistic: 3740 on 3 and 4432 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.62 - Screenshot da software R del modello  $PM_{10}(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM_{10}(t) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ .

Poiché il *modello 3* presenta tre variabili di input e una di output, per un totale di quattro variabili, la regressione espressa da tale modello si può intendere come un iperpiano in quattro dimensioni, chiaramente di non facile rappresentazione grafica.

La Fig.65 è rappresentativa dello scatter plot in cui si confrontano observed values e fitted values, questi ultimi ottenuti con il *modello 3*. Il risultato sembra essere esattamente uguale al risultato ottenuto utilizzando il *modello 2* in cui si considerava solamente la velocità media del vento come variabile meteorologica di input. In realtà sono presenti delle differenze, ma queste sono impercettibili e non visibili ad occhio nudo. Il motivo della similitudine con lo scatter plot del modello precedente è dato proprio da quanto espresso riguardo la bassa influenza della variabile altezza di pioggia al giorno  $t$  sui valori di concentrazione di  $PM_{10}$  al giorno  $t+1$ , espressa dal valore assoluto del coefficiente di regressione  $\beta_3$ , il quale è prossimo a zero.

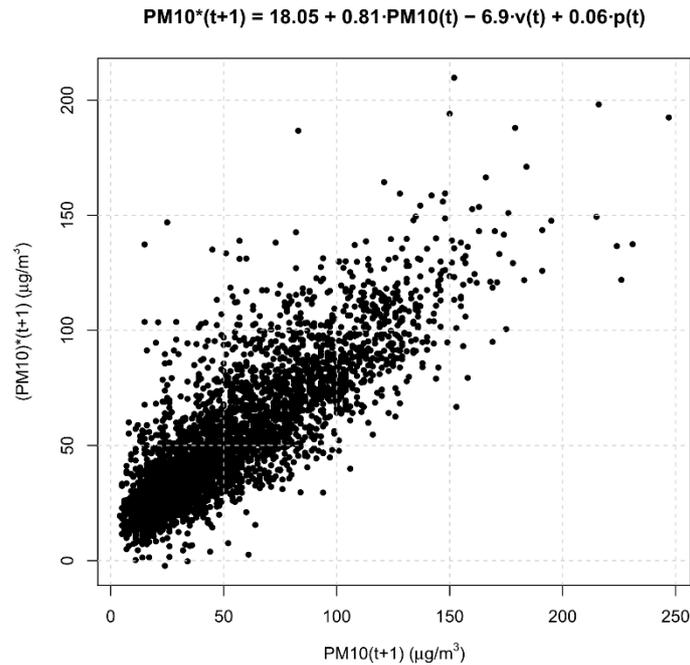


Fig.63 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ .

- **Modello 4 e modello 5**

Il *modello 2* e il *modello 3*, rispettivamente bivariato con una sola variabile meteorologica e trivariato con entrambe le variabili meteorologiche, sono stati nuovamente applicati, ma con una variazione riguardante le concentrazioni di PM10. In questi nuovi modelli è stata considerata come variabile risposta la concentrazione di PM10 al giorno  $t$  e come variabili esplicative la velocità media e l'altezza di pioggia al medesimo giorno  $t$  e la concentrazione di PM10 al giorno  $t-1$ .

Il *modello 4* assume dunque la forma seguente:

$$PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)$$

Con questo tipo di modello si va a valutare l'influenza della velocità media del vento rilevata a un determinato giorno  $t$  sulla concentrazione di PM10 registrata nello stesso giorno  $t$ , oltre a considerare la concentrazione di PM10 al giorno precedente  $t-1$ .

I risultati ottenuti, mostrati in Tab.9 e Fig.66, si sono rivelati migliori rispetto a quelli riscontrati con il *modello 2* corrispondente. Il coefficiente di determinazione è infatti pari a 0,7483, contro quello del *modello 2* che è uguale a 0,7167. Anche per questo modello l'ipotesi nulla è stata rifiutata da entrambi i test, il che implica la significatività dei coefficienti di regressione e dell'intero modello. È subito individuabile che con il *modello 4* il valore assoluto del coefficiente  $\beta_3$  è notevolmente aumentato. Questo aspetto è rappresentativo del fatto che la velocità media del vento ha una maggiore influenza sulla concentrazione di PM10 registrata allo stesso giorno in cui è stato misurato il vento, piuttosto che sulla concentrazione di PM10 al giorno successivo. Anche con questo modello il vento risulta dare un contributo negativo alla concentrazione di PM10 e quindi ne comporta la diminuzione a seguito di un suo aumento unitario, mantenendo costante la concentrazione di PM10( $t-1$ ) in ingresso.



Tab.9 - Risultati del modello  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)$ .

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 32.411424$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.779904$ ; $\beta_2 = -16.932787$
<b>Modello</b>	$PM10(t) = 32.41 + 0.78 \cdot PM10(t-1) - 16.93 \cdot v(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7483$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10t ~ dati.noNA$pm10tmeno1 + dati.noNA$vento)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-99.245  -8.424  -0.384   8.395 104.454

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    32.411424   1.009026   32.12  <2e-16 ***
dati.noNA$pm10tmeno1  0.779904   0.007849   99.36  <2e-16 ***
dati.noNA$vento   -16.932787   0.623143  -27.17  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 16.81 on 4433 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7483,    Adjusted R-squared:  0.7482
F-statistic: 6590 on 2 and 4433 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.64 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)$ .

Come per il *modello 2* la regressione espressa dal *modello 4* corrisponde graficamente ad un piano (in rosso in Fig.67). Entrambi i modelli sono infatti bivariati, dunque lo scatter plot che ne deriva è di tipo 3D, con le due variabili indipendenti rappresentate sul piano orizzontale e la variabile dipendente indicata sull'asse verticale. Anche se di difficile visualizzazione nello scatter plot 3D, il piano in questione, e quindi la regressione, sembrerebbe ben descrivere la relazione che le lega.

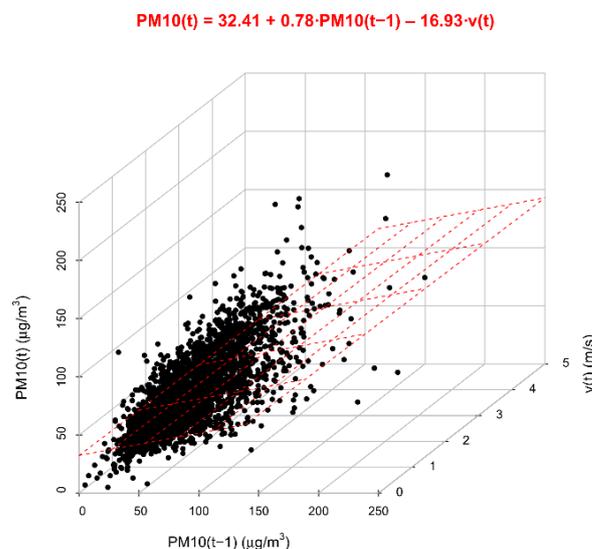


Fig.65 - Regressione lineare secondo il modello  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)$ .

Dallo scatter plot (Fig. 68) che si ottiene dai valori di concentrazione di PM10 osservati e da quelli stimati PM10\* con il *modello 4* si nota nuovamente una buona correlazione. Osservando attentamente e confrontando con lo scatter plot del *modello 2*, è possibile notare un maggior addensamento dei punti. Una differenza che emerge subito però riguarda anche i punti più in basso nel grafico. Questi infatti corrispondono chiaramente a valori negativi di concentrazione di PM10\* stimati. Ovviamente un valore negativo di concentrazione non ha alcun significato reale.

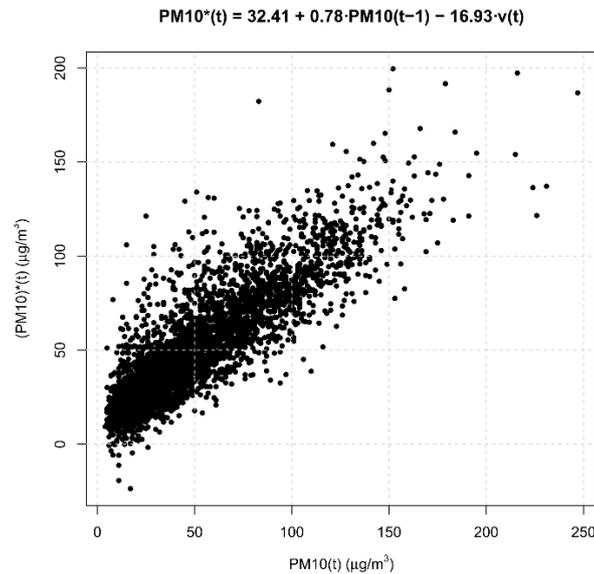


Fig.66 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)$ .

Il *modello 5*, parallelamente al *modello 3*, assume invece la seguente forma:

$$PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$$

In questo caso, oltre a considerare la concentrazione di PM10 al giorno  $t-1$  e la velocità media del vento al giorno  $t$ , per la stima della concentrazione di PM10 al giorno  $t$  si è tenuto conto anche dell'altezza di pioggia al medesimo giorno  $t$ .

La regressione effettuata ha portato ai risultati riportati in Tab.10 e Fig.69. In questo specifico caso, in cui ancora una volta coefficienti di regressione e modello risultano significativi, il coefficiente di determinazione è il migliore tra tutti quelli dei modelli di tipo additivo considerati, con un valore pari a 0,7528. Anche in questo modello, come nel *modello 4* sopra analizzato, le variabili meteorologiche inserite, osservate al medesimo giorno in cui si vuole stimare la concentrazione di PM10, risultano avere una maggiore influenza rispetto a quelle usate nel *modello 3* corrispondente, in cui invece si è voluto stimare la concentrazione di PM10 al giorno successivo. Inoltre, a differenza del *modello 3*, nel *modello 5* il coefficiente di regressione  $\beta_3$  legato all'altezza di pioggia assume valore negativo. Tale segno esprime la condizione per cui ad un incremento unitario del valore di altezza di pioggia al giorno  $t$  corrisponde una diminuzione di concentrazione media di PM10 allo stesso giorno  $t$ . L'entità dell'influenza della variabile altezza di pioggia è pari a 0,28. La stessa considerazione può essere fatta per la variabile velocità media del vento, il cui coefficiente di regressione assume anch'esso valore negativo e dà una misura dell'influenza del corrispettivo regressore pari a 16,99. È evidente che per entrambe le variabili meteorologiche il contributo alla



diminuzione della concentrazione di PM10 risulta più efficace rispetto al quello che le stesse forniscono se usate all'interno del *modello 3*.

Tab.10 - Risultati del modello  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ .

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 33.878576$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.765790$ ; $\beta_2 = -16.993338$ ; $\beta_3 = -0.279237$
<b>Modello</b>	$PM10(t) = 33.88 + 0.77 \cdot PM10(t-1) - 16.99 \cdot v(t) - 0.28 \cdot p(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7528$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10t ~ dati.noNA$pm10tmeno1 + dati.noNA$vento +
    dati.noNA$precip)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-97.597  -8.538  -0.548   8.238 104.967

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)   33.878576   1.013292   33.43  <2e-16 ***
dati.noNA$pm10tmeno1  0.765790   0.007936   96.49  <2e-16 ***
dati.noNA$vento  -16.993338   0.617645  -27.51  <2e-16 ***
dati.noNA$precip  -0.279237   0.031061   -8.99  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 16.67 on 4432 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7528,    Adjusted R-squared:  0.7527
F-statistic: 4499 on 3 and 4432 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.67 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ .

Essendo il *modello 5* caratterizzato dalla presenza di quattro variabili, la concentrazione di PM10 al giorno  $t$ , la concentrazione di PM10 al giorno  $t-1$ , la velocità media del vento al giorno  $t$  e l'altezza di pioggia al giorno  $t$ , è chiaro che la regressione può essere espressa da un iperpiano in uno spazio a quattro dimensioni.

Infine lo scatter plot che mostra la relazione tra concentrazione PM10(t) osservata e concentrazione PM10\*(t) stimata (Fig.71) evidenzia una buona correlazione tra le due variabili, nonostante si notino ancora un certo livello di dispersione e alcuni valori di PM10\* stimati negativi.

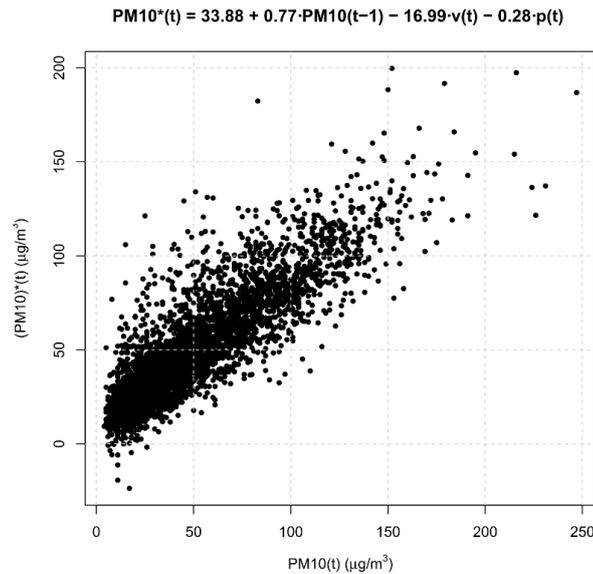


Fig.68 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ .

- **Modello 1.1**

Dopo l'analisi condotta utilizzando modelli di tipo additivo, si è proceduto all'applicazione di modelli di tipo moltiplicativo. In particolare si sono usati dei modelli esponenziali, in cui la relazione tra variabile dipendente e variabili indipendenti è linearizzabile effettuando una conversione in termini logaritmici. In questo modo un modello esponenziale di tipo moltiplicativo diventa un modello lineare di tipo additivo nei logaritmi.

Parallelamente a quanto svolto con i modelli additivi, il primo modello moltiplicativo analizzato è, come il *modello 1*, di tipo autoregressivo ed assume la seguente forma:

$$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \rightarrow \ln[PM10(t+1)] = \ln(\beta_0) + \beta_1 \cdot \ln[PM10(t)]$$

Con tale modello si valuta l'influenza della concentrazione di PM10 al giorno  $t$  sulla concentrazione di PM10 al giorno successivo  $t+1$ .

Come mostrato dalla Tab.11 e dalla Fig.70, benché sia coefficienti di regressione che modello risultino significativi, questo tipo di modello risulta meno rappresentativo del *modello 1*. Il coefficiente di determinazione infatti assume un valore inferiore, pari a 0,6562. Il valore dell'intercetta  $\beta_0$ , indicativo del valore medio teorico della variabile di output nel caso di variabile di input nulla, assume valore pari a 0,70; mentre il coefficiente di regressione  $\beta_1$  è positivo ed indica un'influenza da parte della variabile esplicativa su quella di risposta di entità pari a 0,81.



Tab.11 - Risultati del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t)$ .

Intercetta	$\beta_0 = 0.697829$
Coefficienti di regressione	$\beta_1 = 0.810155$
Modello	$PM10(t+1) = 0.70 \cdot PM10^{0.81}(t)$
Coefficiente di determinazione	$R^2 = 0.6562$
t-test ( $H_0: \beta_j=0$ )	$\beta_0$ e $\beta_1$ sono significativi
F-test ( $H_0$ : modello da scartare nella sua interezza)	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.noNA$pm10tI) ~ log(dati.noNA$pm10t))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.07574 -0.20018  0.05135  0.26025  1.55362

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    0.697829   0.032896   21.21  <2e-16 ***
log(dati.noNA$pm10t) 0.810155   0.008807   91.99  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3963 on 4434 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6562,    Adjusted R-squared:  0.6561
F-statistic: 8463 on 1 and 4434 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.69 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t)$ .

Come mostrato dalla Fig.72, in cui è presente lo scatter plot ottenuto dai dati osservati di concentrazione  $PM10(t)$  e  $PM10(t+1)$ , la regressione effettuata con il *modello 1.1*, che dal punto di vista grafico è rappresentata da una retta (in rosso in figura), sembra essere meno indicativa del legame tra le due variabili rispetto a quanto ottenuto invece con il *modello 1*, il quale aveva infatti fornito una regressione migliore.

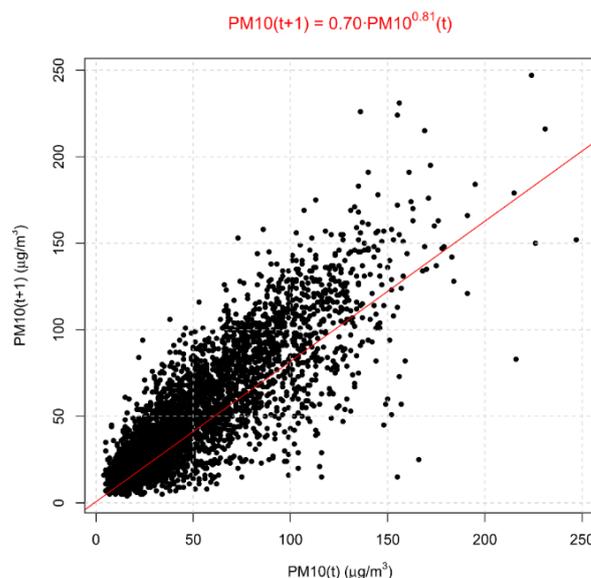


Fig.70 - Regressione lineare secondo il modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t)$ .

Nella Fig.73 si riporta lo scatter plot che mostra sull'asse delle ascisse i valori di concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$  osservati e sull'asse delle ordinate quelli stimati con il *modello 1.1*  $PM10^*(t+1)$ . I punti si dispongono seguendo un andamento che somiglia ad una curva logaritmica. Questo risultato è indicativo di una certa correlazione tra le due tipologie di variabili.

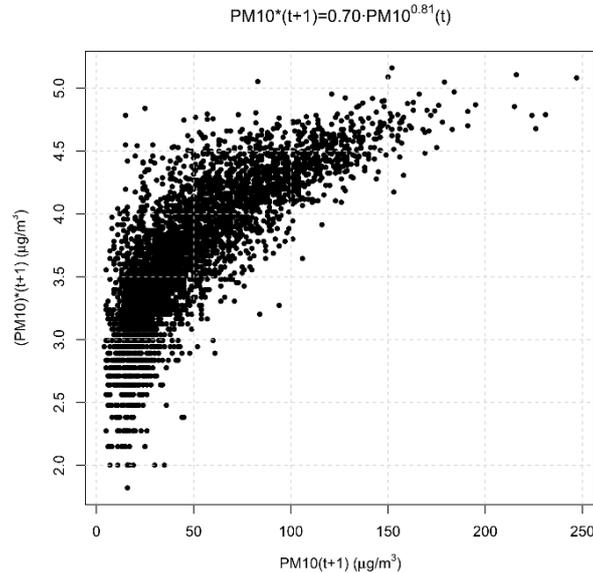


Fig.71 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t)$ .

- **Modello 2.1**

Il secondo modello di tipo moltiplicativo che è stato utilizzato è il seguente:

$$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \rightarrow$$

$$\rightarrow \ln[PM10(t+1)] = \ln(\beta_0) + \beta_1 \cdot \ln[PM10(t)] + \beta_2 \cdot \ln[v(t) + 1]$$

Rispetto al *modello 1.1* è stata introdotta una nuova variabile, la velocità media del vento al giorno  $t$ , per stimare, insieme alla concentrazione di PM10 al medesimo giorno  $t$ , la concentrazione di PM10 al giorno successivo  $t+1$ . Come è stato specificato inizialmente e com'è anche visibile dall'espressione del modello, per far sì che il modello moltiplicativo risultasse sempre indisturbato da eventuali valori nulli di velocità media del vento (o di altezza di pioggia nei modelli successivi), si è deciso di incrementare di un'unità tutti i dati delle variabili meteorologiche che si hanno a disposizione per l'analisi.

In Tab.12 e Fig.74 sono riportati i risultati ottenuti dall'applicazione del modello ai dati osservati. I coefficienti di regressione risultano essere tutti significativi secondo il t-test ed anche il modello nella sua interezza è accettabile secondo l'F-test. Il coefficiente di determinazione  $R^2$ , che è uguale a 0,6669, risulta superiore a quello riscontrato applicando il *modello 1.1*, in quanto l'aggiunta di una nuova variabile migliora la regressione. Coerentemente con quanto riscontrato in tutti i modelli precedenti in cui è stata inserita la variabile velocità media del vento, il relativo coefficiente di regressione assume anche in questo caso valore negativo e dunque, tenendo costante la concentrazione di PM10 al tempo  $t$ , con un incremento unitario della variabile dipendente in



questione si riscontra una diminuzione del valore medio di concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$  a seguire, con un'influenza da parte di tale variabile di entità pari a 0,44.

Tab.12 - Risultati del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2}$ .

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 1.249010$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.756288$ ; $\beta_2 = -0.438106$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 1.25 \cdot PM10^{0.76}(t) \cdot [v(t)+1]^{-0.44}$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6669$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.noNA$pm10tI) ~ log(dati.noNA$pm10t) + log(dati.noNA$vento))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.07404 -0.19744  0.04285  0.24759  1.56987

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)   1.249010   0.056408   22.14  <2e-16 ***
log(dati.noNA$pm10t)  0.756288   0.009774   77.38  <2e-16 ***
log(dati.noNA$vento) -0.438106   0.036711  -11.93  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3901 on 4433 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6669,    Adjusted R-squared:  0.6667
F-statistic: 4437 on 2 and 4433 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.72 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2}$ .

La Fig.75 riporta la regressione applicata con il *modello 2.1* ai dati che si dispongono in uno scatter plot di tipo 3D, in cui sull'asse verticale è indicata la variabile di risposta, ossia la concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$ , mentre sugli assi del piano orizzontale vi sono le due variabili esplicative, la concentrazione di PM10 al giorno  $t$  e la velocità media del vento al medesimo giorno  $t$ . La regressione, visualizzabile graficamente da un piano (in rosso), sembra ben rappresentare la disposizione dei punti.

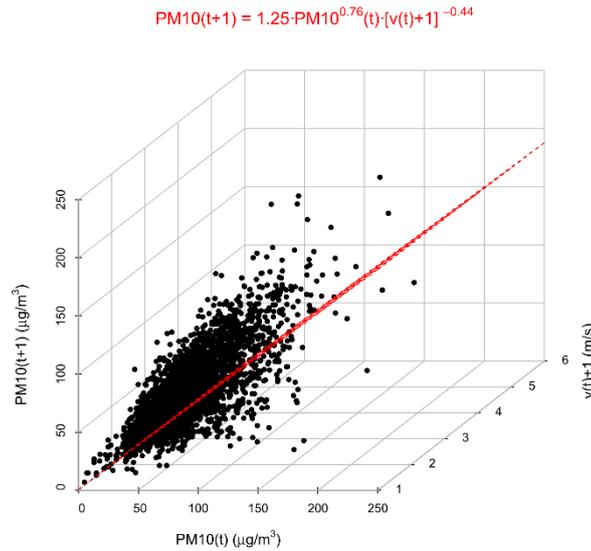


Fig.73 - Regressione lineare secondo il modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2}$ .

In Fig.76, i punti dello scatter plot ottenuto riportando sull'asse delle ascisse i valori di concentrazione di  $PM10(t+1)$  osservati e sull'asse delle ordinate i valori di concentrazione di  $PM10^*(t+1)$  stimati con il *modello 2.1*, si dispongono similmente ad una curva logaritmica e sono caratterizzati da una dispersione un po' più contenuta rispetto al caso del *modello 1.1* in cui non si considerava invece il ruolo della variabile esplicativa velocità media del vento.

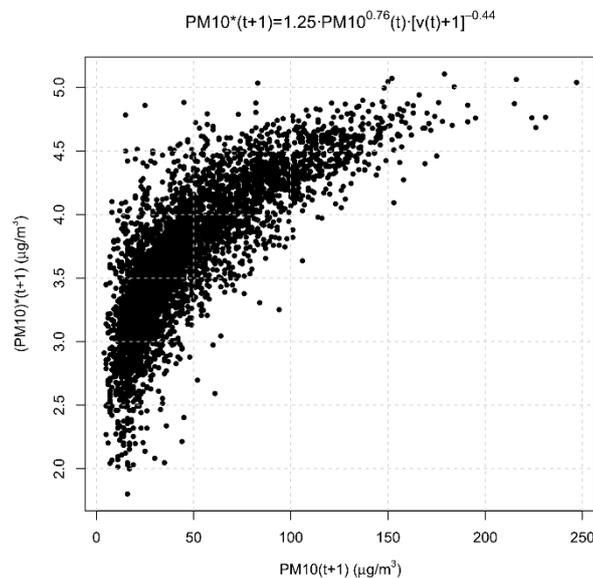


Fig.74 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2}$ .

- **Modello 3.1**

Con l'introduzione di un'altra variabile di input, il nuovo *modello 3.1* assume la seguente forma:

$$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \cdot [p(t) + 1]^{\beta_3} \rightarrow$$



$$\rightarrow \ln[PM10(t+1)] = \ln(\beta_0) + \beta_1 \cdot \ln[PM10(t)] + \beta_2 \cdot \ln[v(t) + 1] + \beta_3 \cdot \ln[p(t) + 1]$$

Le tre variabili in ingresso sono la concentrazione di PM10 al giorno  $t$ , la velocità media del vento al giorno  $t$  e l'altezza di pioggia al giorno  $t$ , mentre la variabile in uscita è la concentrazione di PM10 al giorno successivo  $t+1$ .

Dalla Tab.13 e dalla Fig.77, è possibile osservare che il coefficiente di determinazione, pari a 0,6676, è in questo caso di molto simile a quello del *modello 2.1* (0,6669). Con l'inserimento della variabile altezza di pioggia, infatti, sembra non esservi un particolare miglioramento nella regressione. Analizzando il relativo coefficiente di regressione, che risulta significativo come gli altri tre, si può affermare che l'influenza dell'altezza di pioggia al giorno  $t$ , precedente a quello della concentrazione di PM10 che si vuole stimare, ha un'entità quasi nulla (0,02). Infatti, per quanto riguarda la velocità media del vento, il suo contributo alla diminuzione di concentrazione media di PM10 al giorno successivo  $t+1$  risulta molto simile (-0,42) a quello riscontrato nel *modello 2.1* precedente (-0,44) in cui non si teneva in considerazione la variabile altezza di pioggia. Dunque, benché il modello risulti significativo nella sua totalità, come testimonia l'F-test, non sembrano esserci differenze sostanziali rispetto alla regressione che considera solamente la velocità media del vento come variabile meteorologica esplicativa.

Tab.13 - Risultati del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \cdot [p(t) + 1]^{\beta_3}$ .

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 1.175960$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.769575$ ; $\beta_2 = -0.419361$ ; $\beta_3 = 0.020448$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 1.18 \cdot PM10^{0.77}(t) \cdot [v(t)+1]^{-0.42} \cdot [p(t)+1]^{0.02}$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6676$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.noNA$pm10tI) ~ log(dati.noNA$pm10t) + log(dati.noNA$vento) +
  log(dati.noNA$precip))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.08003 -0.19507  0.04431  0.24574  1.57728

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    1.175960   0.061410  19.149 < 2e-16 ***
log(dati.noNA$pm10t)  0.769575   0.010726  71.748 < 2e-16 ***
log(dati.noNA$vento) -0.419361   0.037208 -11.271 < 2e-16 ***
log(dati.noNA$precip)  0.020448   0.006828   2.995  0.00276 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3898 on 4432 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6676,    Adjusted R-squared:  0.6673
F-statistic: 2967 on 3 and 4432 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.75 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \cdot [p(t) + 1]^{\beta_3}$ .

Come gli altri modelli a quattro variabili analizzati precedentemente, la regressione espressa dal *modello 3.1* è rappresentabile da un iperpiano in uno spazio in cui ogni dimensione corrisponde ad una delle variabili presenti nel modello.

Per valutare la correlazione tra valori di concentrazione di PM10 al giorno  $t+1$  osservati e valori di concentrazione di PM10\* al giorno  $t+1$  stimati, anche in questo caso è stato realizzato uno scatter plot (Fig.78) che riporta tali variabili rispettivamente sull'asse delle ascisse e sull'asse delle ordinate. I punti, che si dispongono come una curva logaritmica, fanno dedurre una buona correlazione tra le variabili, ma per i motivi già discussi il risultato complessivo è chiaramente molto simile allo scatter plot realizzato considerando il *modello 2.1*.

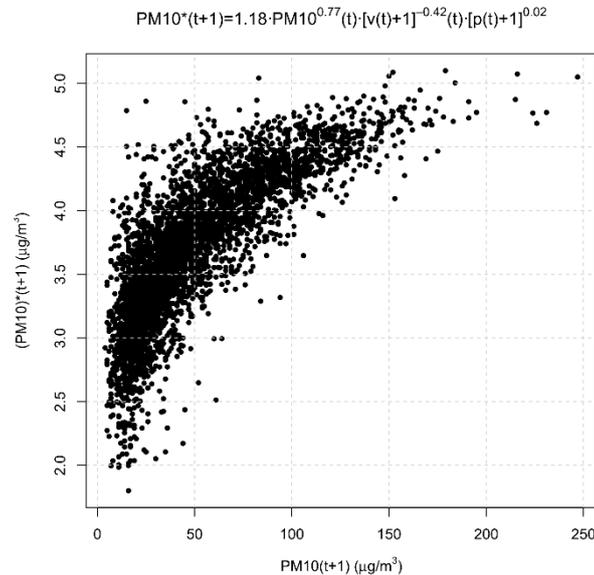


Fig.76 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \cdot [p(t) + 1]^{\beta_3}$ .

- **Modello 4.1 e modello 5.1**

Come per i modelli additivi, anche con i modelli moltiplicativi si è deciso di applicare nuovamente le ultime due forme precedenti (*modello 2.1* e *modello 3.1*) variando però il giorno di riferimento delle variabili inserite. Si è voluto in particolare valutare il ruolo delle variabili meteorologiche sulle concentrazioni di PM10 registrate al medesimo giorno  $t$ , a differenza invece dei due modelli precedenti in cui si valutava l'influenza di vento e pioggia sulle concentrazioni di PM10 al giorno successivo  $t+1$ .

Il *modello 4.1*, similmente al *modello 2.1*, è caratterizzato dalla seguente formulazione matematica:

$$PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \rightarrow$$

$$\rightarrow \ln[PM10(t)] = \ln(\beta_0) + \beta_1 \cdot \ln[PM10(t-1)] + \beta_2 \cdot \ln[v(t) + 1]$$

In questo caso, la variabile in uscita è la concentrazione di PM10 al giorno  $t$ , mentre le variabili in ingresso sono la concentrazione di PM10 al giorno precedente  $t-1$  e la velocità media del vento al medesimo giorno  $t$ .

Dai risultati mostrati in Tab.14 e Fig.79 emerge una buona regressione, migliore di quella che si ha con il *modello 2.1* corrispondente. Il coefficiente di determinazione ha infatti raggiunto il valore di 0,7 e il coefficiente di regressione  $\beta_2$  è in valore assoluto superiore a quello del *modello 2.1*. Questo vuol dire che, anche per il modello moltiplicativo, si ha un'influenza della variabile velocità media del vento maggiore sulla concentrazione di PM10 registrata allo stesso giorno, rispetto a quella che



si ha invece sulla concentrazione di PM10 registrata al giorno successivo. Come per tutti i modelli visti, i coefficienti di regressione e il modello nel complesso risultano significativi.

Tab.14 - Risultati del modello  $PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2}$ .

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 1.70566$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.73273$ ; $\beta_2 = -0.89770$
<b>Modello</b>	$PM10(t) = 1.71 \cdot PM10^{0.73}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{-0.90}$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7008$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.noNA$pm10t) ~ log(dati.noNA$pm10tmeno1) +
    log(dati.noNA$vento))

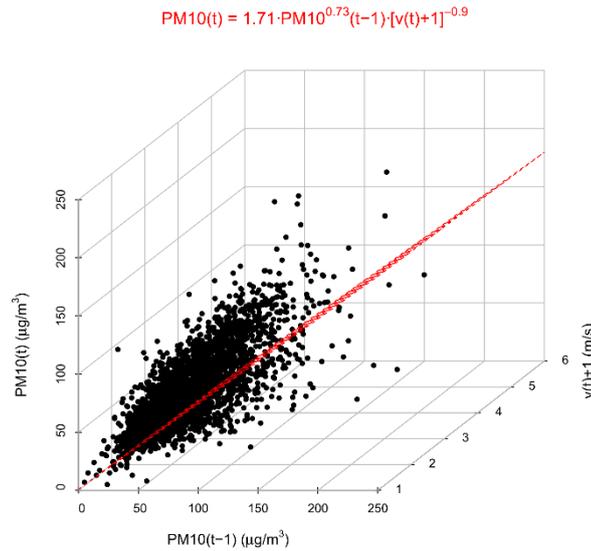
Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.58866 -0.18464  0.04239  0.23252  1.41812

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    1.70566    0.04710   36.21  <2e-16 ***
log(dati.noNA$pm10tmeno1) 0.73273    0.00862   85.00  <2e-16 ***
log(dati.noNA$vento)    -0.89770    0.03239  -27.72  <2e-16 ***
---
signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3697 on 4433 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7008,    Adjusted R-squared:  0.7007
F-statistic: 5192 on 2 and 4433 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

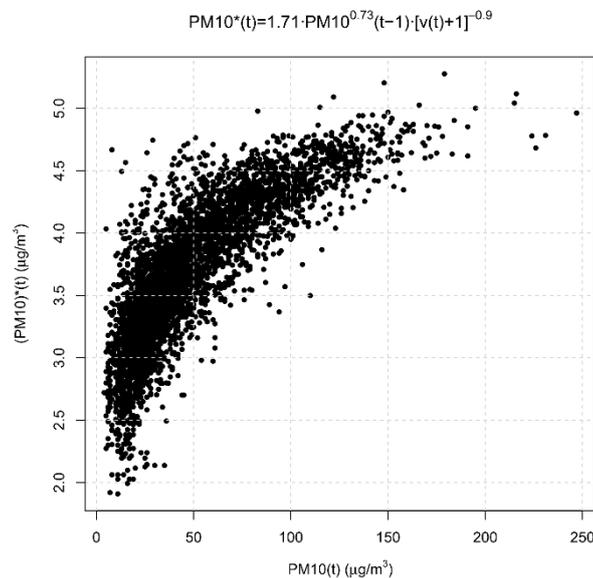
Fig.77 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2}$ .

La Fig.80 mostra lo scatter plot 3D che riporta sull'asse verticale la variabile di output, ossia la concentrazione di PM10 al giorno  $t$ , e sugli assi del piano orizzontale le variabili di input, ossia la concentrazione di PM10 al giorno  $t-1$  e la velocità media del vento al giorno  $t$ . La regressione che è rappresentata dal piano rosso nella figura, sembra ben rappresentare l'andamento complessivo dei punti.



**Fig.78 - Regressione lineare secondo il modello  $PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2}$ .**

Osservando lo scatter plot in Fig.81 che mostra le concentrazioni di PM10 osservate al giorno  $t$  sull'asse delle ascisse e le concentrazioni di PM10\* stimate al medesimo giorno  $t$  con il *modello 4.1*, è possibile notare un andamento simile ad una curva logaritmica con un maggior addensamento dei punti rispetto a quelli dello scatter plot relativo al *modello 2.1*, in cui si stimava la concentrazione di PM10 al giorno successivo  $t+1$  utilizzando la velocità media del vento e la concentrazione di PM10 registrate al giorno  $t$ .



**Fig.79 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2}$ .**

Il *modello 5.1* è l'ultimo che è stato analizzato. In questo caso la formulazione è la seguente:

$$PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \cdot [p(t) + 1]^{\beta_3} \rightarrow$$

$$\rightarrow \ln[PM10(t)] = \ln(\beta_0) + \beta_1 \cdot \ln[PM10(t-1)] + \beta_2 \cdot \ln[v(t) + 1] + \beta_3 \cdot \ln[p(t) + 1]$$



In questo modello la concentrazione di PM10 al giorno  $t$  viene stimata utilizzando la concentrazione di PM10 al giorno  $t-1$ , la velocità media del vento al giorno  $t$  e l'altezza di pioggia al giorno  $t$ . Si è valutata dunque l'influenza delle variabili meteorologiche al medesimo giorno in cui viene registrata la concentrazione di PM10, a differenza del *modello 3.1* in cui venivano inserite le stesse variabili meteorologiche, ma al giorno precedente rispetto al giorno di stima della concentrazione di PM10.

Come mostrano i risultati in Tab.15 e Fig.82, il coefficiente di determinazione, pari a 0,7273, è il migliore tra tutti quelli riscontrati attraverso l'applicazione dei modelli moltiplicativi. Entrambe le variabili meteorologiche inserite sono caratterizzate da coefficienti di regressione che assumono segno negativo e dunque comportano una diminuzione di concentrazione media di PM10 al medesimo giorno  $t$  a seguito di un aumento unitario del loro valore. Sia la velocità media del vento che l'altezza di pioggia presentano coefficienti di regressione che risultano più elevati in valore assoluto rispetto a quelli ottenuti con il *modello 3.1* corrispondente. Questo significa che inserendo nel modello le variabili meteorologiche riferite allo stesso giorno in cui si vuole stimare la concentrazione di PM10, emerge una maggior influenza rispetto al caso in cui si vuole stimare la concentrazione di PM10 al giorno successivo, soprattutto per quanto riguarda l'altezza di pioggia.

Tab.15 - Risultati del modello  $PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{p_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \cdot [p(t) + 1]^{\beta_3}$ .

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 1.989358$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.678361$ ; $\beta_2 = -0.934015$ ; $\beta_3 = -0.122576$
<b>Modello</b>	$PM10(t) = 1.99 \cdot PM10^{0.68}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{-0.93} \cdot [p(t) + 1]^{-0.12}$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7273$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.noNA$pm10t) ~ log(dati.noNA$pm10tmeno1) +
  log(dati.noNA$vento) + log(dati.noNA$precip))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.42126 -0.18724  0.02854  0.22164  1.44002

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    1.989358   0.047008   42.32  <2e-16 ***
log(dati.noNA$pm10tmeno1)
  0.678361     0.008638    78.53  <2e-16 ***
log(dati.noNA$vento)
 -0.934015     0.030973   -30.16  <2e-16 ***
log(dati.noNA$precip)
 -0.122576     0.005908   -20.75  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.353 on 4432 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7273,    Adjusted R-squared:  0.7271
F-statistic: 3940 on 3 and 4432 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Fig.80 - Screenshot da software R del modello  $PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{p_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \cdot [p(t) + 1]^{\beta_3}$ .

Poiché la regressione è stata effettuata con un modello che include al suo interno quattro variabili, anche in questo caso dal punto di vista rappresentativo tale regressione è indicata da un iperpiano nello spazio 4D delle variabili usate.

Infine, coerentemente con quanto espresso finora riguardo la migliore regressione ottenuta con i modelli moltiplicativi utilizzati, dall'osservazione dello scatter plot in Fig.83, che mette in relazione

le concentrazioni di PM10 osservate al giorno  $t$  e le concentrazioni di PM10\* stimate al giorno  $t$ , si nota una maggior concentrazione di punti rispetto al caso del *modello 3.1*, che chiaramente anche con il *modello 5.1* seguono una curva logaritmica.

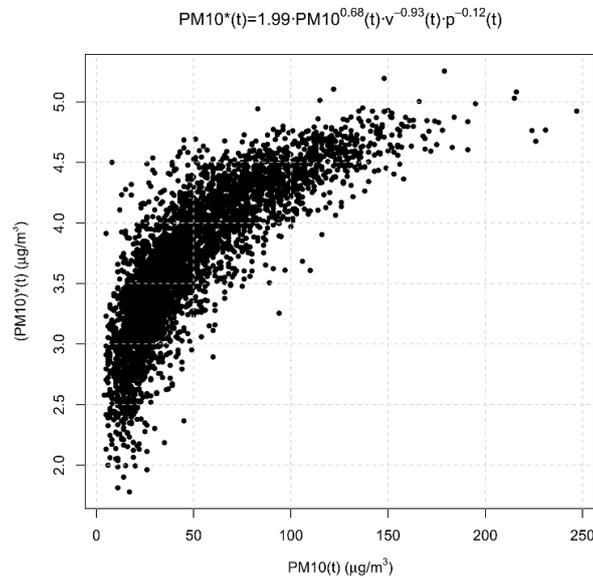


Fig.81 - Scatter plot observed values/fitted values del modello  $PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t) + 1]^{\beta_2} \cdot [p(t) + 1]^{\beta_3}$ .

### 6.3. Risultati dell'analisi di regressione

La Tab.16 riassume tutta l'analisi di regressione svolta usando sia modelli di tipo additivo che modelli di tipo moltiplicativo, in particolare valutando progressivamente il ruolo di ogni nuova variabile esplicativa aggiunta. Lo schema permette di confrontare il coefficiente di determinazione, i coefficienti di regressione e i modelli nel complesso. Da quanto già ampiamente discusso se ne deduce che la miglior regressione e dunque la migliore stima dei valori di concentrazione di PM10 si ottiene considerando:

- il maggior numero di variabili esplicative;
- modelli lineari di tipo additivo;
- valori di velocità media del vento e altezza di pioggia al medesimo giorno nel quale si vogliono determinare i valori di concentrazione di PM10.

Si può affermare quindi che il risultato migliore che si è riscontrato dall'analisi è dato dall'utilizzo del *modello 5*:  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ .



Tab.16 - Schema riassuntivo dell'analisi regressiva svolta (Torino - Consolata / Torino Via della Consolata).

Modelli additivi	$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)$ $\beta_0 = 7.691155$	$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)$ $\beta_0 = 18.465141$	$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ $\beta_0 = 18.045169$	$PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)$ $\beta_0 = 32.411424$	$PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ $\beta_0 = 33.878576$
Coefficienti di regressione	$\beta_1 = 0.843922$	$\beta_1 = 0.805632$ ; $\beta_2 = -6.974343$	$\beta_1 = 0.809531$ ; $\beta_2 = -6.899510$ ; $\beta_3 = 0.057254$	$\beta_1 = 0.779504$ ; $\beta_2 = -16.932787$	$\beta_1 = 0.765790$ ; $\beta_2 = -16.993338$ ; $\beta_3 = -0.279237$
Modello	$PM10(t+1) = 7.69 + 0.84 \cdot PM10(t)$	$PM10(t+1) = 18.47 + 0.81 \cdot PM10(t) - 6.97 \cdot v(t)$	$PM10(t+1) = 18.05 + 0.81 \cdot PM10(t) - 6.9 \cdot v(t) + 0.06 \cdot p(t)$	$PM10(t) = 32.41 + 0.78 \cdot PM10(t-1) - 16.93 \cdot v(t)$	$PM10(t) = 33.88 + 0.77 \cdot PM10(t-1) - 16.99 \cdot v(t) - 0.28 \cdot p(t)$
Coefficiente di determinazione	$R^2 = 0.7104$	$R^2 = 0.7167$	$R^2 = 0.7169$	$R^2 = 0.7483$	$R^2 = 0.7528$
t-test ( $H_0: b=0$ )	$\beta_0$ e $\beta_1$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
F-test ( $H_0$ : modello da scartare nella sua interezza)	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata
Modelli moltiplicativi	$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t)$ $\beta_0 = 0.697829$	$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t)+1]^{\beta_2}$ $\beta_0 = 1.249010$	$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t)+1]^{\beta_2} \cdot [p(t)+1]^{\beta_3}$ $\beta_0 = 1.175960$	$PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t)+1]^{\beta_2}$ $\beta_0 = 1.70566$	$PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t)+1]^{\beta_2} \cdot [p(t)+1]^{\beta_3}$ $\beta_0 = 1.989358$
Coefficienti di regressione	$\beta_1 = 0.810155$	$\beta_1 = 0.756288$ ; $\beta_2 = -0.438106$	$\beta_1 = 0.769575$ ; $\beta_2 = -0.419361$ ; $\beta_3 = 0.020448$	$b_1 = 0.73273$ ; $b_2 = -0.89770$	$\beta_1 = 0.678361$ ; $\beta_2 = -0.934015$ ; $\beta_3 = -0.122576$
Regressori	$PM10(t+1) = 0.70 \cdot PM10^{0.81}(t)$	$PM10(t+1) = 1.25 \cdot PM10^{0.76}(t) \cdot [v(t)+1]^{-0.44}$	$PM10(t+1) = 1.18 \cdot PM10^{0.77}(t) \cdot [v(t)+1]^{-0.42} \cdot [p(t)+1]^{0.02}$	$PM10(t) = 1.71 \cdot PM10^{0.73}(t-1) \cdot [v(t)+1]^{0.30}$	$PM10(t) = 1.99 \cdot PM10^{0.68}(t-1) \cdot [v(t)+1]^{-0.33} \cdot [p(t)+1]^{-0.12}$
Modello					
Coefficiente di determinazione	$R^2 = 0.6562$	$R^2 = 0.6669$	$R^2 = 0.6676$	$R^2 = 0.7008$	$R^2 = 0.7273$
t-test ( $H_0: b=0$ )	$\beta_0$ e $\beta_1$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
F-test ( $H_0$ : modello da scartare nella sua interezza)	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata



Sebbene tutta l'analisi di regressione condotta abbia fornito dei buoni risultati, è necessario mettere in luce un aspetto importante riguardo l'influenza sulle concentrazioni di PM10 nell'aria da parte delle due variabili meteorologiche considerate. È infatti evidente che, in tutti i casi, si ha una certa preponderanza del termine di memoria. Questo significa che la previsione dei valori di concentrazione di PM10 ad un determinato giorno dipende fortemente dai valori della stessa rilevati al giorno precedente. Benché si noti una certa influenza da parte degli eventi di pioggia e di vento, soprattutto valutando questi al medesimo giorno nel quale si vuole effettuare la previsione delle concentrazioni di PM10, è chiaro che se davvero precipitazione e vento avessero un certo peso, il loro effetto sarebbe esplicitato da valori di concentrazione di PM10 notevolmente inferiori rispetto a quanto invece rilevato.

I motivi per cui gli effetti delle variabili meteorologiche considerate, altezza di pioggia e velocità media del vento, non sembrano avere una particolare rilevanza possono essere molteplici:

- bassa frequenza degli eventi di pioggia o di vento che si verificano durante l'anno;
- bassa intensità di precipitazione o di vento;
- necessità di considerare i picchi di altezza di pioggia giornaliera e di velocità del vento giornaliera piuttosto che i valori medi;
- necessità di considerare altre variabili meteorologiche che potrebbero avere un certo ruolo d'effetto (p.e. temperatura).

Un altro aspetto che potrebbe essere tenuto in considerazione è l'altezza dal suolo a cui si valutano gli effetti delle variabili meteorologiche sulla concentrazione di PM10. È probabile infatti che al livello al quale si rilevano le concentrazioni di PM10 non si abbia un effetto tangibile dell'influenza delle variabili meteorologiche considerate. Potrebbe essere utile dunque effettuare una valutazione di previsione delle concentrazioni di PM10 a quote differenti rispetto a quelle a cui vengono rilevati i valori delle variabili considerate. L'effetto generale potrebbe essere infatti differente rispetto al caso analizzato al livello del suolo, che non ha portato invece a risultati particolarmente evidenti.



## 7. Estensione dell'analisi ad altre stazioni

Come precedentemente specificato, Torino - Consolata e Torino Via della Consolata sono solo due delle stazioni di misura, rispettivamente di PM10 e di variabili meteorologiche, presenti sul territorio urbano torinese. Questo significa che, per verificare che effettivamente i risultati ottenuti possano essere considerati significativi, tutto il lavoro svolto per questa coppia di stazioni può essere ripetuto per altre coppie di stazioni, le quali devono essere scelte con criterio.

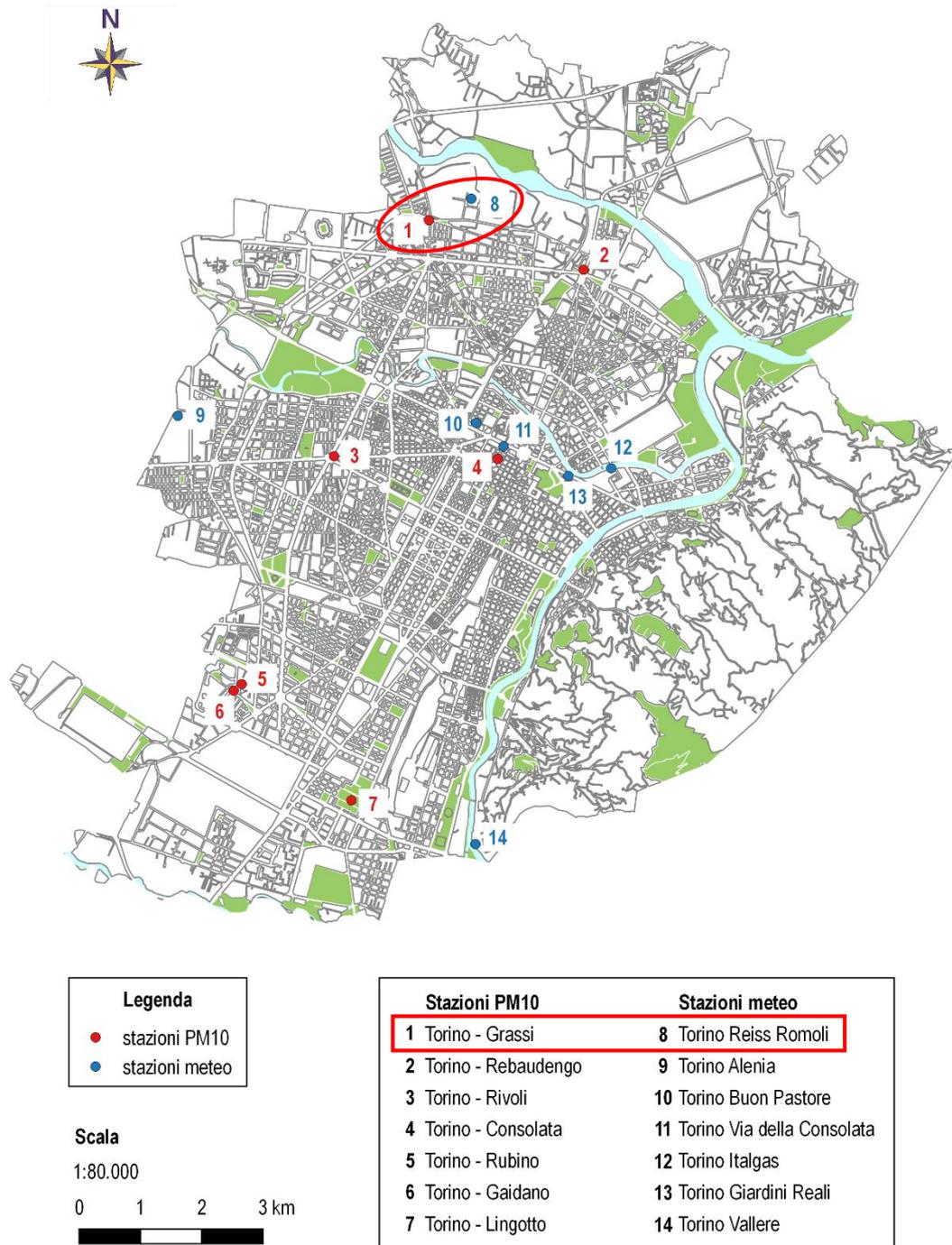
Infatti, oltre ad avere una mole di dati sufficiente alle analisi da svolgere, è importante che vi sia una certa vicinanza tra la stazione di misura del PM10 e la stazione di misura delle variabili rappresentative della pioggia e del vento, in modo tale da avere a disposizione dati quanto più significativi possibile in riferimento ad una precisa zona della città.

In particolare, nell'ambito della presente tesi, tutti i lavori che sono stati prodotti per la coppia di stazioni Torino - Consolata e Torino Via della Consolata sono stati realizzati allo stesso modo per la coppia di stazioni Torino - Grassi (PM10) e Torino Reiss Romoli (variabili meteorologiche).

Com'è visibile infatti dalla mappa della città di Torino in Fig.80, tale coppia risulta essere quella con le stazioni di misura più vicine spazialmente subito dopo la coppia Torino - Consolata / Torino Via della Consolata.

Inoltre, osservando le Tabb.2, 3, 4 e 5 inserite nel capitolo 5 si deduce rispettivamente che:

- la stazione di misura del PM10 Torino - Grassi risulta essere quella con il minor numero di dati mancanti (NA) dopo la stazione di Torino - Consolata;
- la stazione di misura delle variabili meteorologiche Torino - Reiss Romoli registra sia valori di altezza di pioggia (mm) che valori di velocità media del vento (m/s);
- la stazione di misura delle variabili meteorologiche Torino - Reiss Romoli risulta essere quella con il minor numero di dati di altezza di pioggia mancanti (NA) dopo la stazione Torino Via della Consolata;
- la stazione di misura delle variabili meteorologiche Torino - Reiss Romoli risulta essere quella con il minor numero di dati di velocità media del vento mancanti (NA) dopo la stazione Torino Via della Consolata.



**Fig.82 - Ubicazione delle stazioni nella città di Torino ed evidenziazione della coppia di stazioni Torino - Grassi / Torino Reiss Romoli.**

L'analisi condotta per la coppia di stazioni Torino - Grassi / Torino Reiss Romoli ha portato ai risultati contenuti nell'allegato II. Nel dettaglio sono stati inseriti:



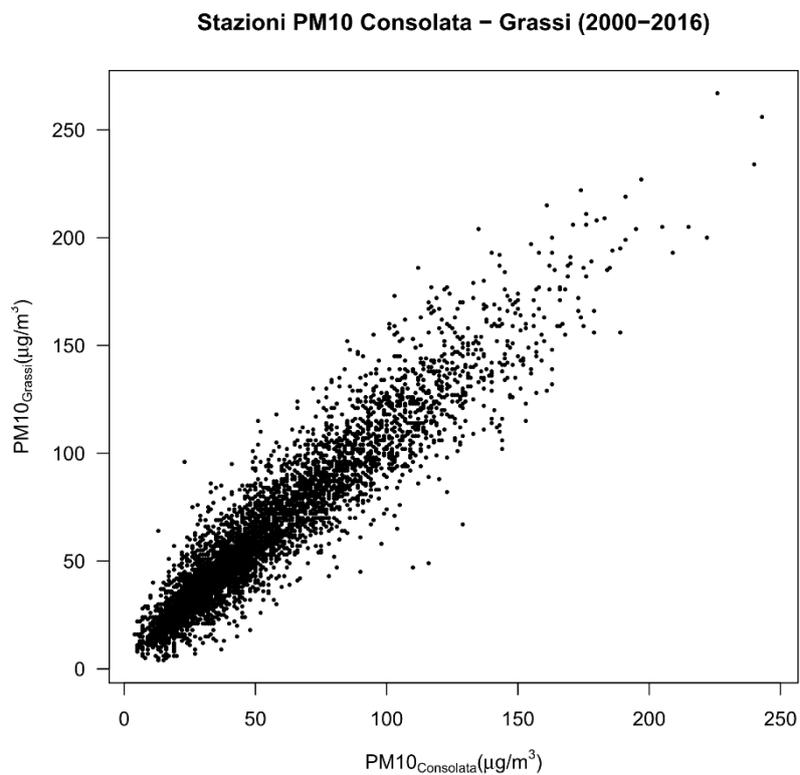
- l'andamento della serie pluriennale delle concentrazioni di PM10;
- l'andamento degli anni medi delle concentrazioni di PM10;
- l'andamento delle concentrazioni di PM10 anno per anno;
- l'andamento delle serie pluriennali dei parametri meteorologici;
- l'andamento delle serie pluriennali dei parametri meteorologici anno per anno;
- l'andamento degli anni medi della velocità media del vento;
- il grafico che mette a confronto l'andamento delle concentrazioni di PM10 con l'andamento delle variabili meteorologiche anno per anno;
- lo scatter plot  $PM10(t)/h(t)$  considerando tutti gli anni insieme;
- gli scatter plot  $PM10(t)/h(t)$  anno per anno;
- lo scatter plot  $PM10(t)/v(t)$  considerando tutti gli anni insieme;
- gli scatter plot  $PM10(t)/v(t)$  anno per anno;
- lo scatter plot  $PM10(t)/h(t)$  con i centroidi;
- lo scatter plot  $PM10(t)/v(t)$  con i centroidi;
- gli scatter plot trimestrali  $PM10/h(t)$ ;
- gli scatter plot trimestrali  $PM10/v(t)$ ;
- lo scatter plot  $PM10(t+1)/h(t)$  considerando tutti gli anni insieme;
- lo scatter plot  $PM10(t+1)/v(t)$  considerando tutti gli anni insieme;
- gli scatter plot  $PM10(t+1)/h(t)$  anno per anno;
- gli scatter plot  $PM10(t+1)/v(t)$  anno per anno;
- gli scatter plot  $\Delta_1 PM10/h(t)$  e  $\Delta_1 PM10/v(t)$ ;
- gli scatter plot  $\Delta_2 PM10/h(t)$  e  $\Delta_2 PM10/v(t)$ ;
- gli scatter plot  $\Delta_3 PM10/h(t)$  e  $\Delta_3 PM10/v(t)$ ;
- gli scatter plot  $\Delta_{\%1} PM10/h(t)$  e  $\Delta_{\%1} PM10/v(t)$ ;
- gli scatter plot  $\Delta_{\%2} PM10/h(t)$  e  $\Delta_{\%2} PM10/v(t)$ ;
- gli scatter plot  $\Delta_{\%3} PM10/h(t)$  e  $\Delta_{\%3} PM10/v(t)$ ;
- i diagrammi con le soglie di precipitazione  $p = 2 \text{ mm}$  e  $p = 5 \text{ mm}$ ;
- i diagrammi con le soglie di vento  $v = 1,5 \text{ m/s}$  e  $v = 2 \text{ m/s}$ ;
- gli scatter plot  $PM_{ratio}/d$  e  $PM_{diff}/d$  con soglie  $p_{th}=2 \text{ mm}$  e  $v_{th}=1,5 \text{ m/s}$  e quelli stagionali;
- gli scatter plot  $PM_{ratio}/d$  e  $PM_{diff}/d$  con soglie  $p_{th}=5 \text{ mm}$  e  $v_{th}=2 \text{ m/s}$  e quelli stagionali;
- i risultati del modello di regressione  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)$ ;
- i risultati del modello di regressione  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)$ ;
- i risultati del modello di regressione  $PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ ;
- i risultati del modello di regressione  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)$ ;
- i risultati del modello di regressione  $PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$ ;
- la tabella riassuntiva dell'analisi di regressione.

Tutti i risultati ottenuti per la coppia di stazioni Torino - Grassi / Torino Reiss Romoli sono molto simili a quelli ricavati dall'analisi precedente condotta sulla coppia di stazioni Torino - Consolata / Torino Via della Consolata.

Per capire se le stazioni di misura della concentrazione di PM10 forniscono dati simili negli stessi giorni, è stato creato uno scatter plot in cui sull'asse delle ascisse sono stati riportati i valori di concentrazione di PM10 misurati dalla stazione Torino - Consolata e sull'asse delle ordinate i valori di concentrazione di PM10 misurati dalla stazione Torino - Grassi. Poiché i punti si dispongono attorno alla bisettrice, è possibile affermare che esiste una correlazione spaziale tra i valori di



concentrazione di PM10 misurati dalle due diverse stazioni, il che significa che i dati sono molto simili tra loro.



**Fig.83 - Scatter plot PM10 Torino - Consolata / Torino - Grassi.**



## Conclusioni

L'obiettivo dello studio condotto è stato quello di analizzare la dinamica che coinvolge le concentrazioni di PM10 nell'aria e le variabili meteorologiche altezza di pioggia e velocità media del vento, valutando a scala giornaliera, stagionale e annuale il grado di influenza di queste ultime sull'abbattimento del particolato.

L'analisi è stata effettuata considerando specificatamente il caso della città di Torino, che è particolarmente interessata al problema del particolato nell'aria, ma che possiede una quantità di dati tale da permettere l'avvio di tale studio preliminare.

Dalla raccolta dei dati di concentrazione media giornaliera di PM10, di altezza di pioggia media giornaliera e di velocità media del vento giornaliera si è notata una buona organizzazione dell'informazione e la copertura di periodi sufficientemente lunghi. Questo ha permesso di esaminare gli andamenti delle tre variabili oggetto di studio a scala pluriennale e annuale, dai quali è stata subito individuata una certa stagionalità con valori di concentrazione di PM10 più elevati nei periodi invernali e meno alti nei periodi estivi e variabili meteorologiche caratterizzate da valori maggiori nel periodo estivo e più bassi in quello invernale.

Con la realizzazione di diverse tipologie di scatter plot è stata effettuata una prima valutazione sulla relazione esistente tra concentrazione di PM10 e variabile meteorologica. Considerando il loro legame allo stesso giorno nel quale sono state rilevate e in giorni diversi, si è notata una certa proporzionalità inversa, secondo cui ad elevati valori di altezza di pioggia e di velocità media del vento corrispondono bassi valori di concentrazione di PM10 e, viceversa, i valori di concentrazione di PM10 risultano più elevati in corrispondenza di altezze di pioggia o velocità medie del vento più basse. Un aspetto che è subito emerso è che l'influenza delle variabili meteorologiche sulla concentrazione di PM10 è più evidente osservando i valori che tutte e tre assumono al medesimo giorno, piuttosto che esaminando l'effetto di vento e pioggia sulle concentrazioni rilevate in giorni differenti.

Ciò che è emerso dalla prima parte della tesi è dunque che effettivamente esiste un legame tra eventi meteorici e concentrazione di particolato nell'aria, ma la stessa influenza risulta spesso nascosta, probabilmente da fattori quali la forte stagionalità dei dati di concentrazione di PM10 legata soprattutto alla diversa intensità e frequenza delle emissioni durante l'anno.

Al fine di quantificare quanto effettivamente altezza di pioggia e velocità media del vento influiscano sulle concentrazioni di PM10 nell'aria, nella seconda parte della tesi è stata condotta un'analisi di regressione di tipo lineare, confrontando diversi modelli statistici di previsione del dato di PM10. L'analisi si è basata sull'introduzione progressiva di una nuova variabile esplicativa rispetto al modello precedente. Partendo da un modello di tipo autoregressivo, all'unica variabile esplicativa iniziale, ossia la concentrazione di PM10 al giorno precedente rispetto a quello nel quale si è voluta effettuare la stima, è stato associato prima l'effetto della velocità media del vento e successivamente anche quello dell'altezza di pioggia.

Tutti i modelli utilizzati hanno fornito delle buone regressioni, da cui è risultata una certa linearità tra i valori di concentrazione di PM10 osservati e quelli stimati. Questo aspetto è maggiormente evidente con l'utilizzo di modelli di tipo additivo, piuttosto che moltiplicativo, utilizzando il maggior numero di variabili all'interno del modello e valutando pioggia e vento allo stesso giorno di quello di stima della concentrazione di PM10.

Anche nel caso dell'analisi di regressione, nonostante si veda l'effetto delle variabili meteorologiche sull'abbassamento delle concentrazioni di PM10, questo risulta piuttosto debole. Infatti sulla stima



della concentrazione di PM10 risulta dominante il termine di memoria, dato dalla concentrazione di PM10 del giorno precedente, rispetto invece alle azioni degli eventi meteorologici.

L'intero lavoro svolto, di cui l'analisi di regressione rappresenta una considerevole parte, rappresenta uno studio iniziale di tipo esplorativo al fine di gettare le basi utili per un'analisi più approfondita che può essere condotta ampliando la valutazione ad altri fattori, i quali potrebbero avere un effetto rilevante.

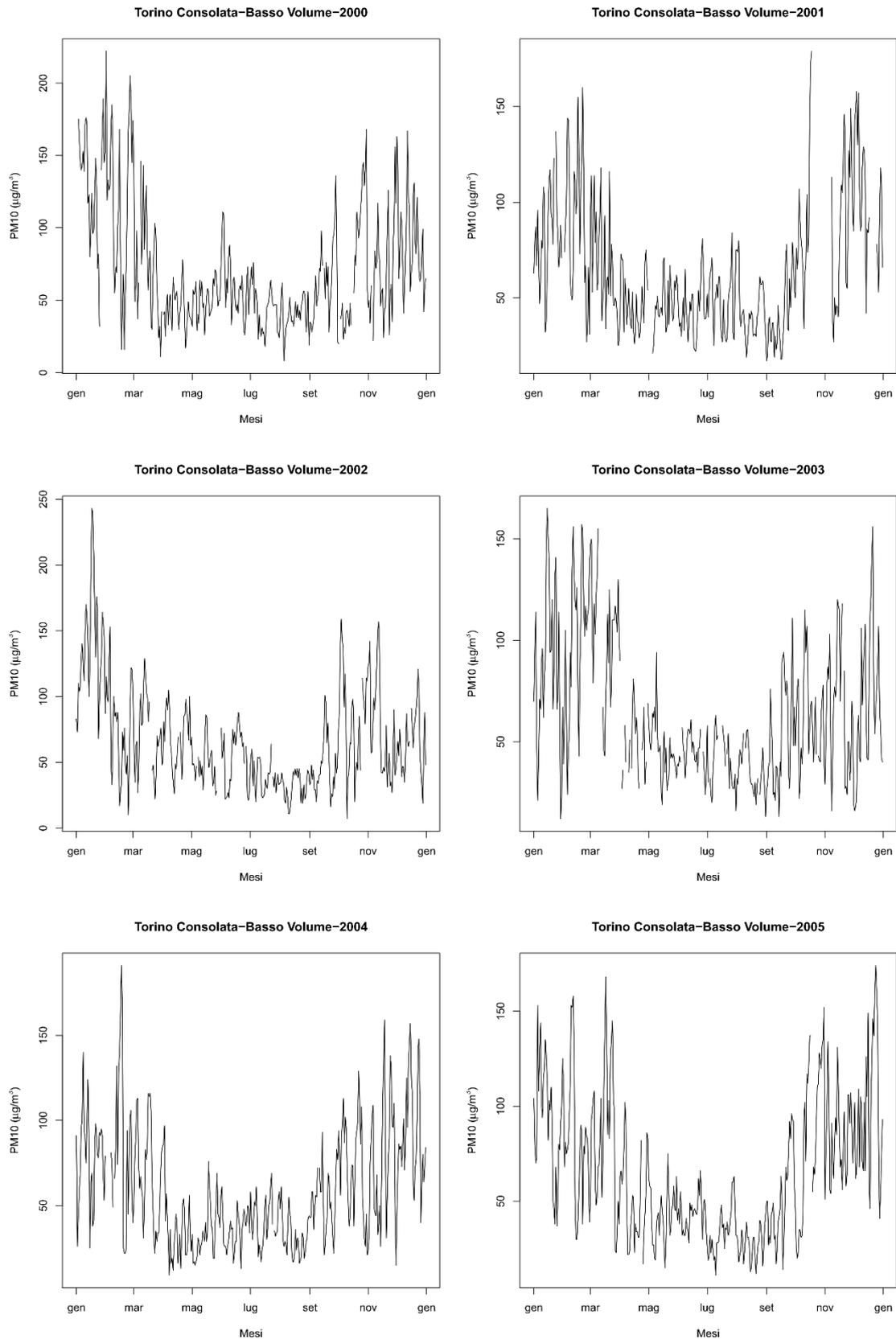
Il peso che precipitazione e vento possono avere sulle concentrazioni di PM10, può essere valutato anche a partire dai valori massimi che le variabili meteorologiche assumono durante la giornata, oppure analizzando gli effetti a diverse quote dal suolo.

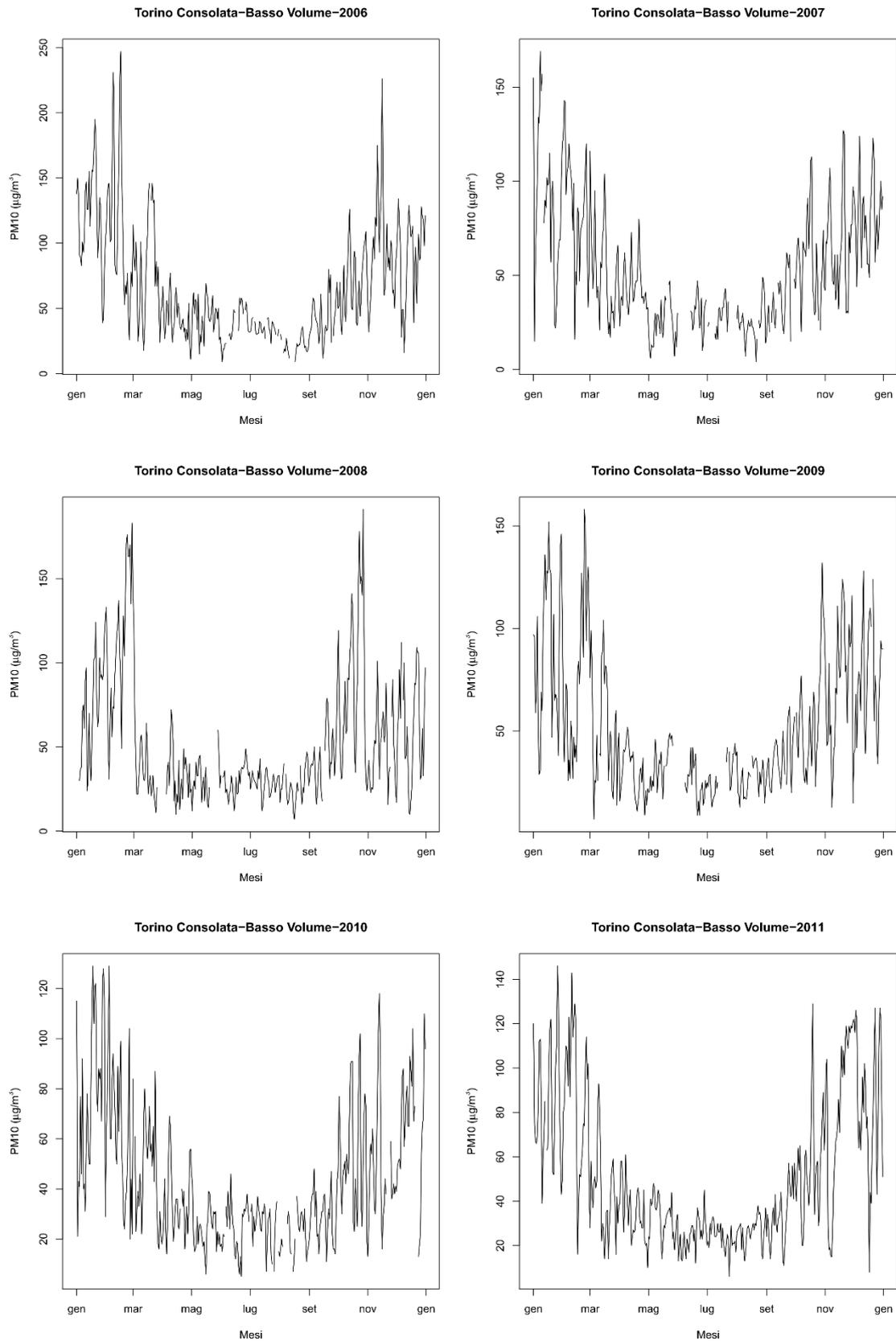
Non va inoltre trascurato il fatto che possono essere particolarmente significative anche ulteriori variabili meteorologiche, come la temperatura, che potrebbero far emergere nuovi risultati che il lavoro di questa tesi non ha permesso di individuare.



## Allegato I: Torino - Consolata / Torino Via della Consolata

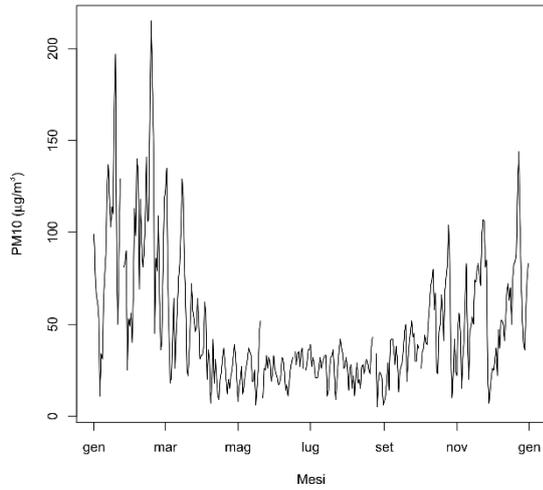
Andamenti delle concentrazioni di PM10 a scala annuale



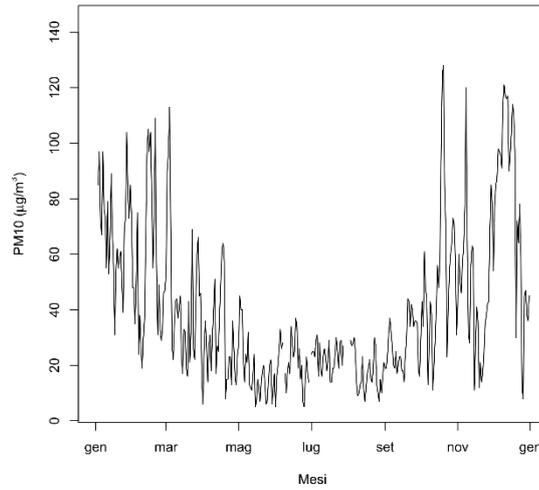




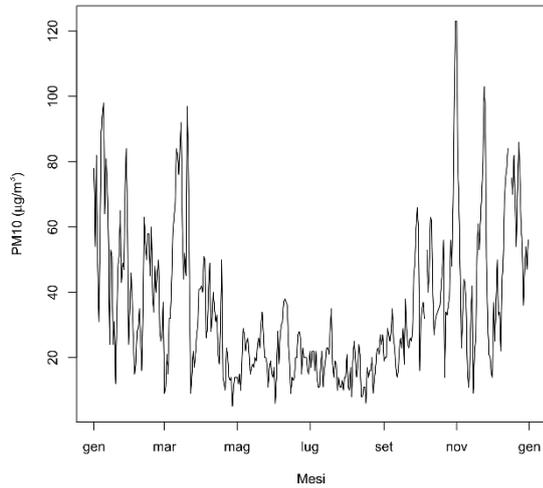
Torino Consolata-Basso Volume-2012



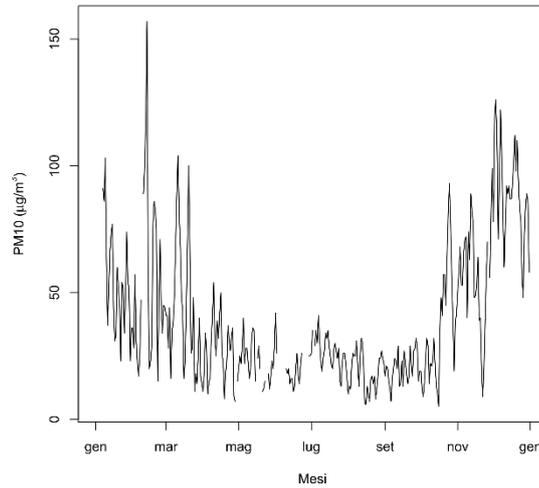
Torino Consolata-Basso Volume-2013



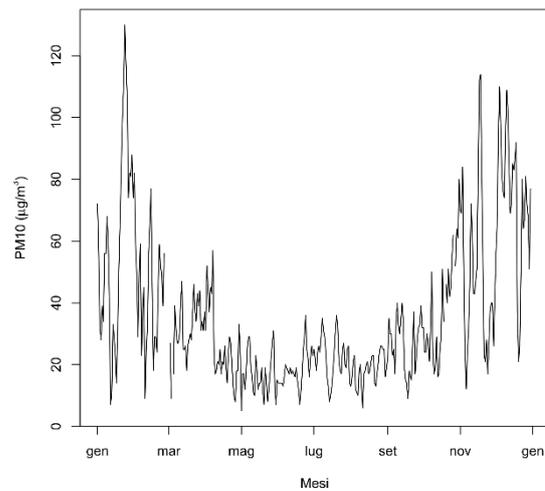
Torino Consolata-Basso Volume-2014



Torino Consolata-Basso Volume-2015



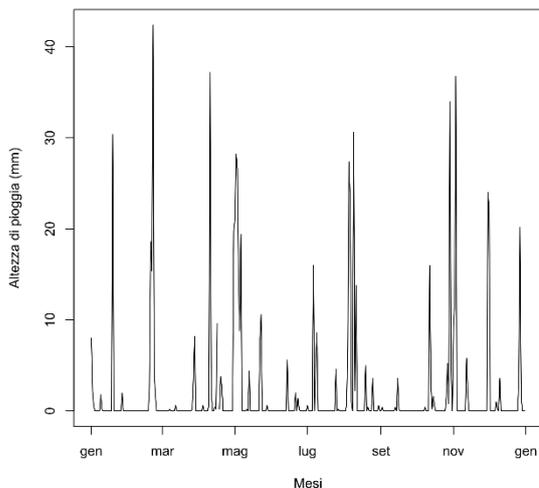
Torino Consolata-Basso Volume-2016



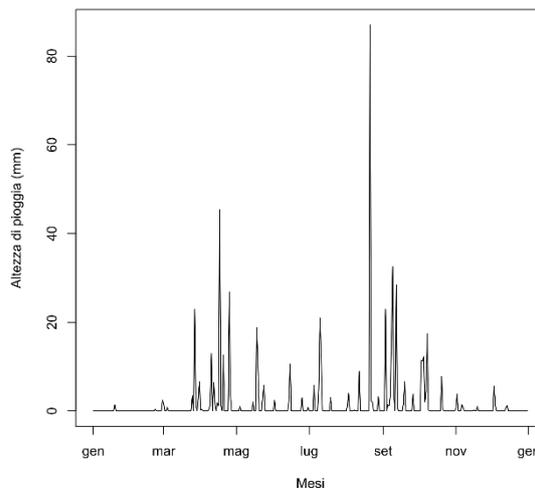


## Andamenti dell'altezza di pioggia a scala annuale

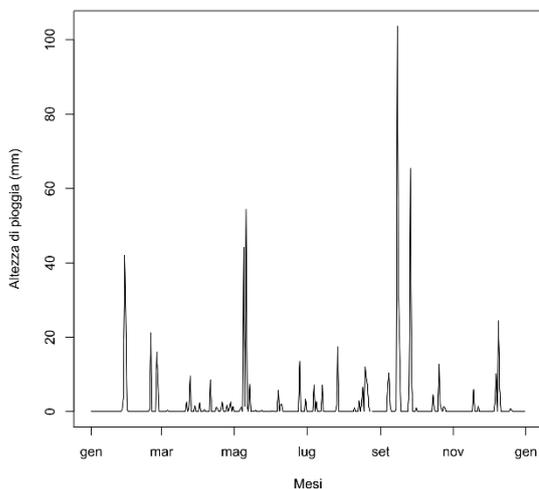
Torino Via della Consolata - Precipitazioni 2004



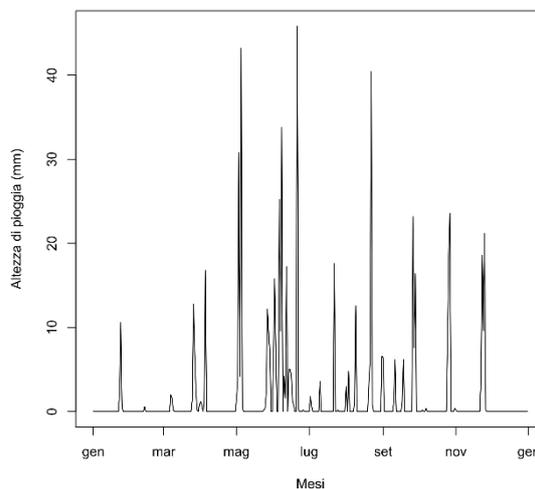
Torino Via della Consolata - Precipitazioni 2005



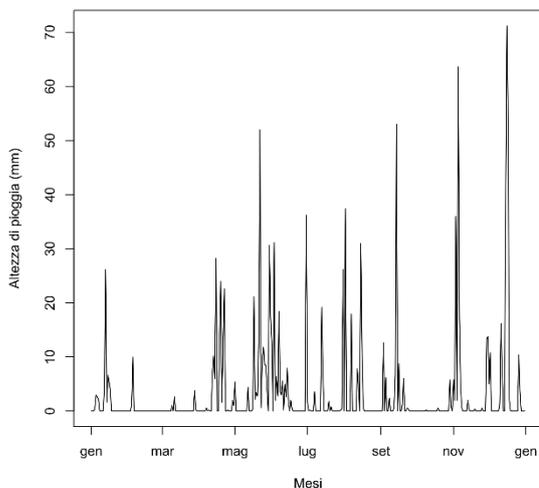
Torino Via della Consolata - Precipitazioni 2006



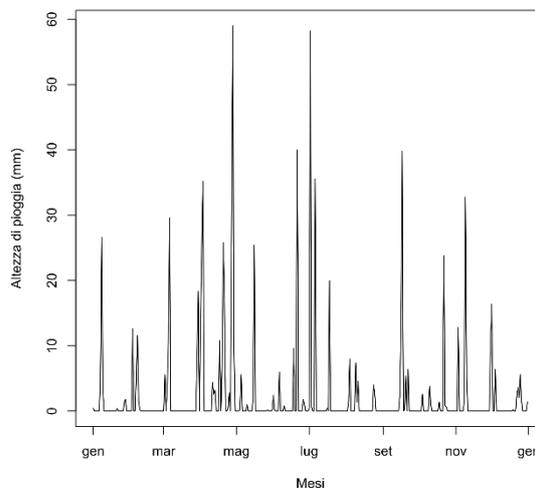
Torino Via della Consolata - Precipitazioni 2007

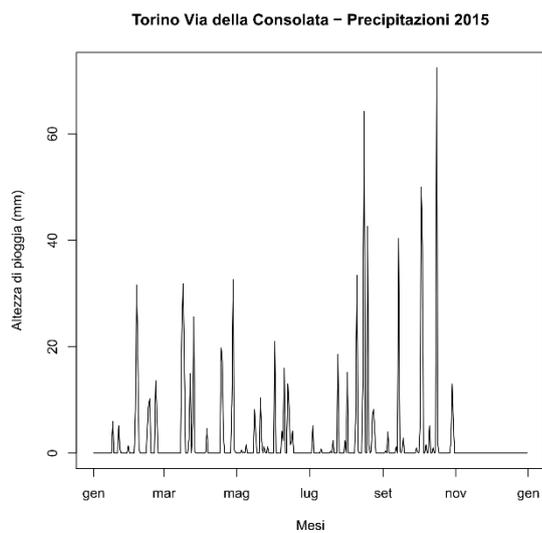
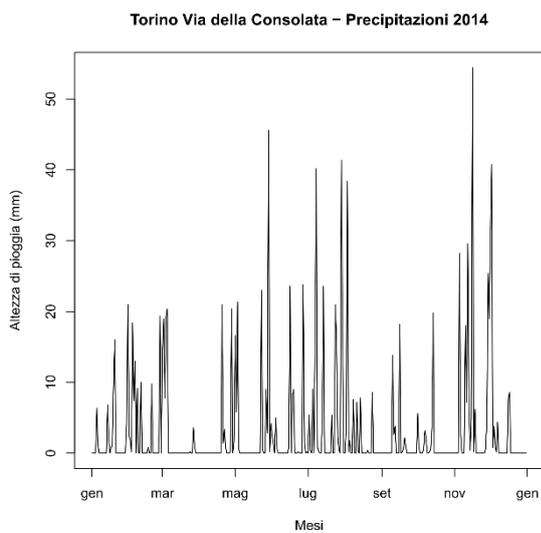
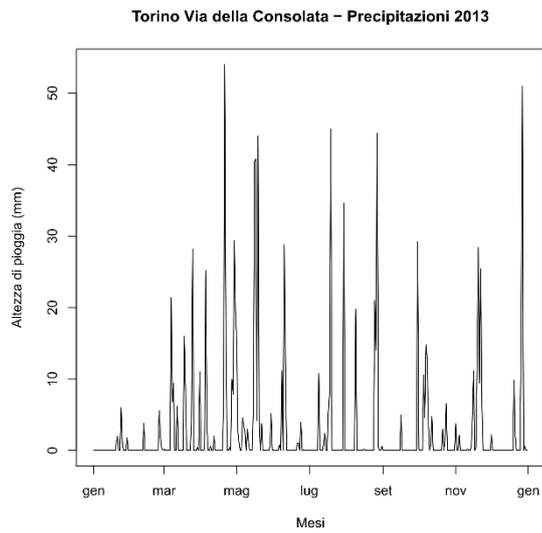
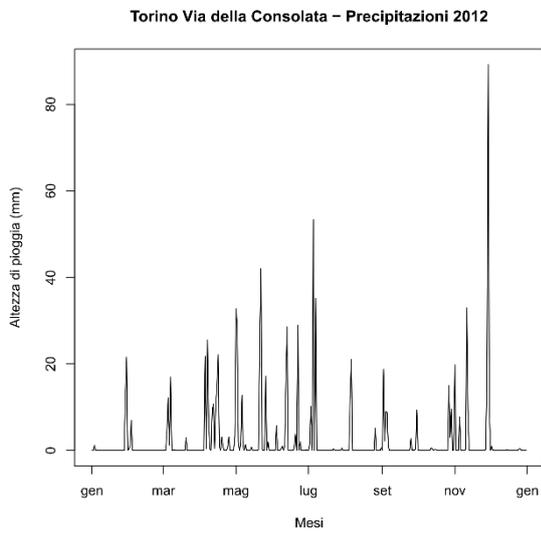
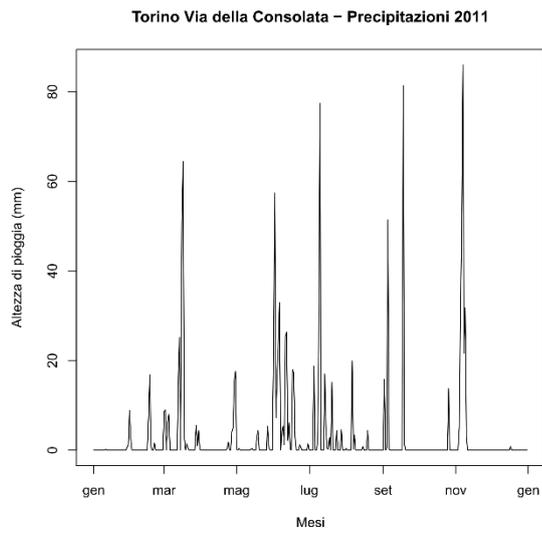
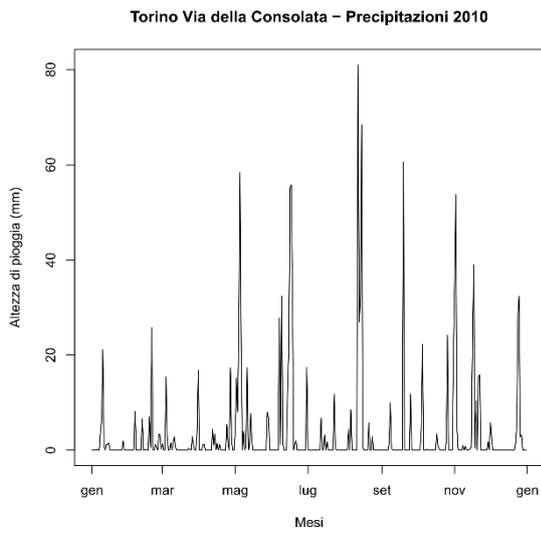


Torino Via della Consolata - Precipitazioni 2008



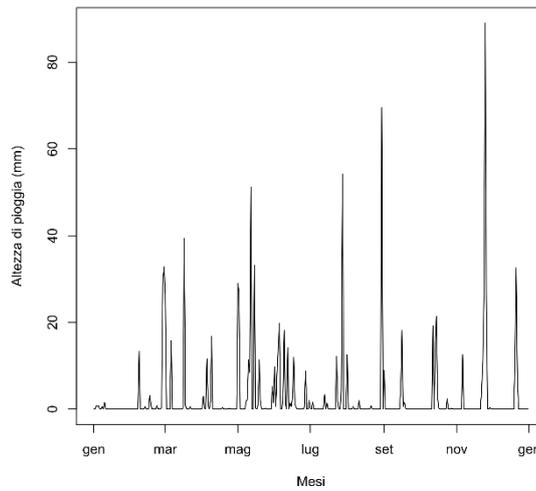
Torino Via della Consolata - Precipitazioni 2009





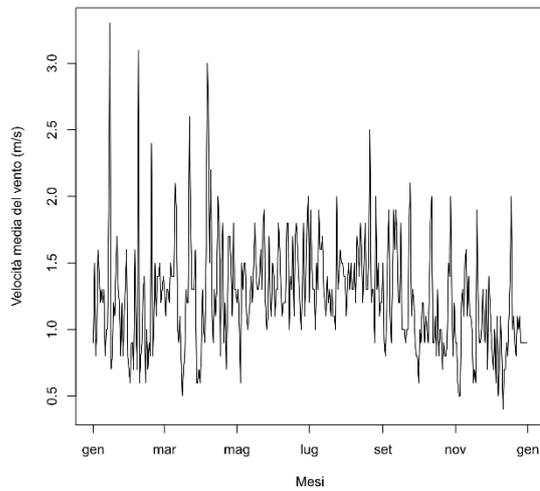


Torino Via della Consolata – Precipitazioni 2016

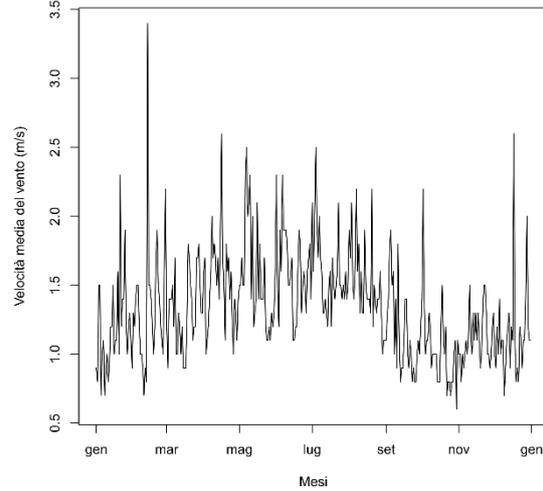


### Andamenti della velocità media del vento a scala annuale

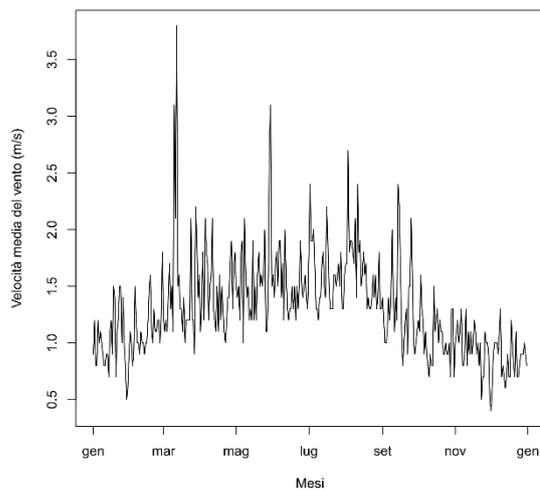
Torino Via della Consolata – Vento 2004



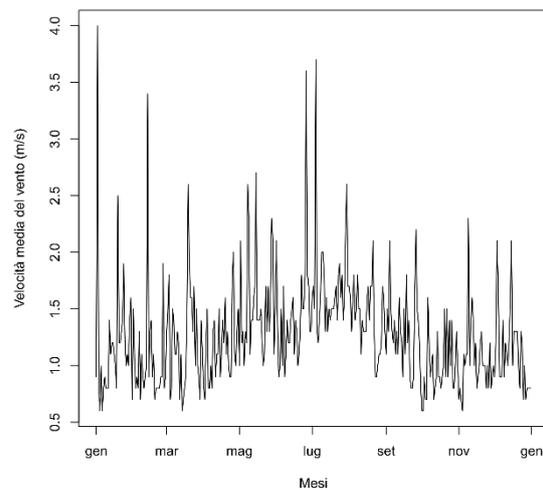
Torino Via della Consolata – Vento 2005

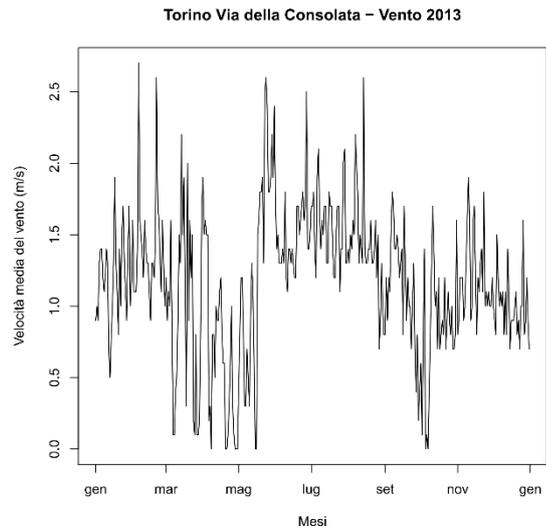
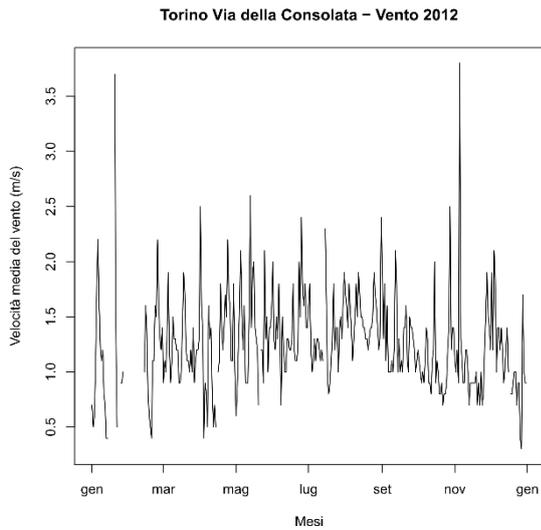
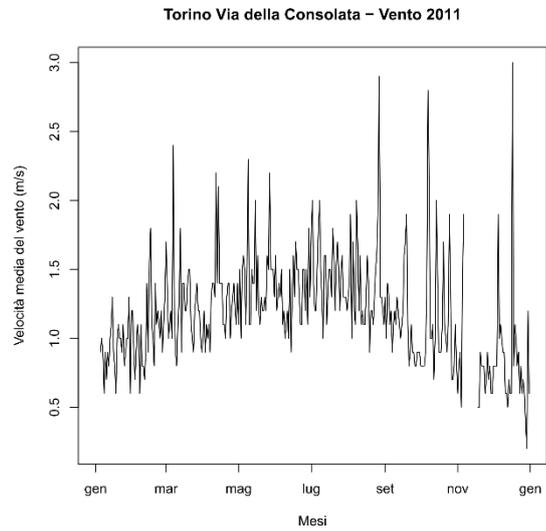
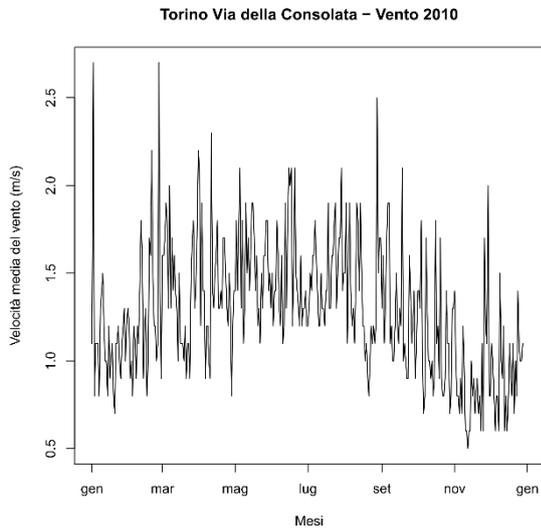
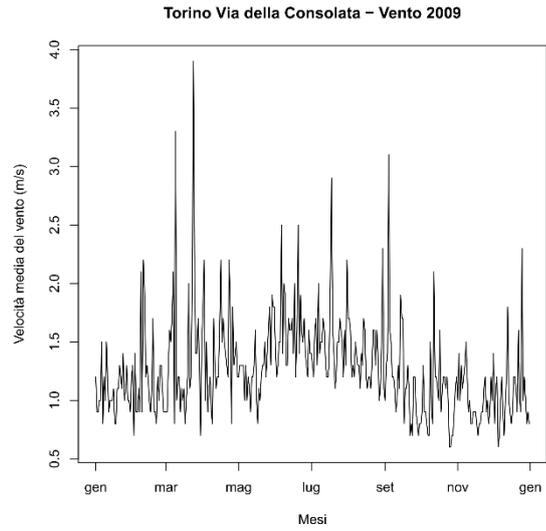
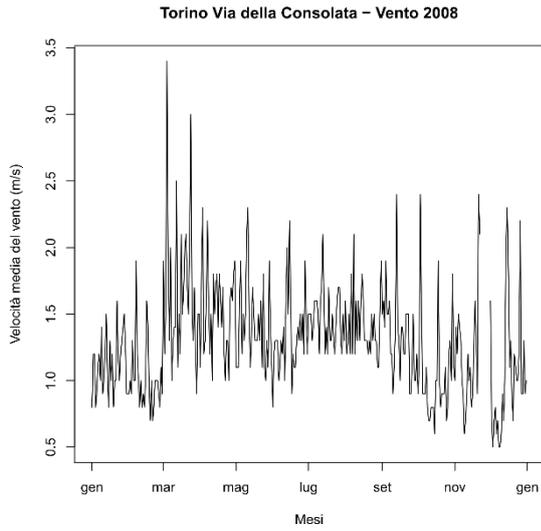


Torino Via della Consolata – Vento 2006



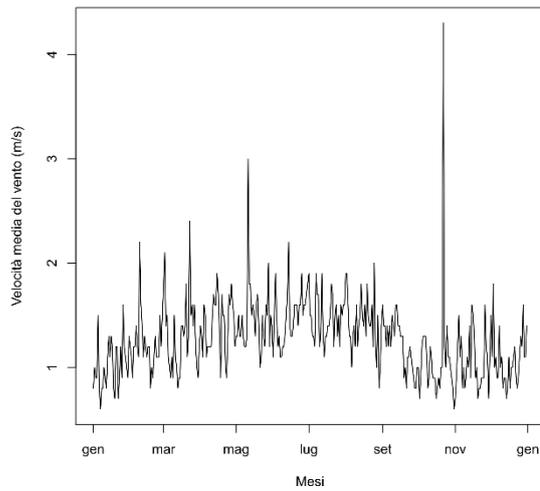
Torino Via della Consolata – Vento 2007



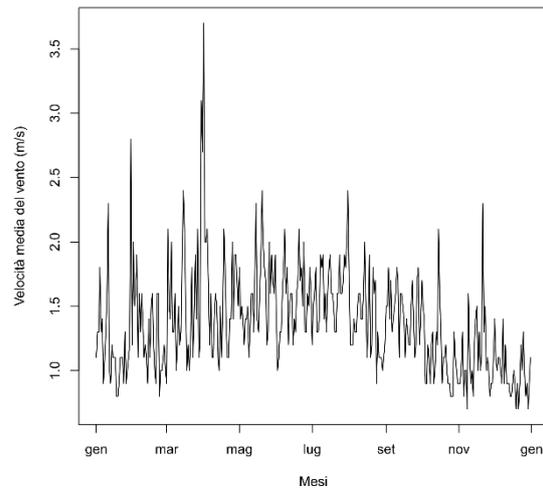




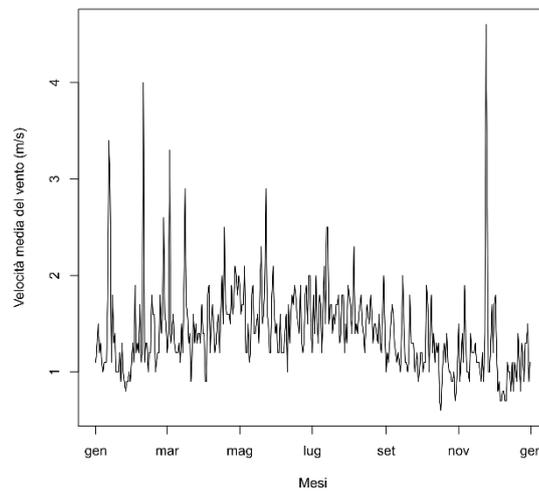
Torino Via della Consolata – Vento 2014



Torino Via della Consolata – Vento 2015

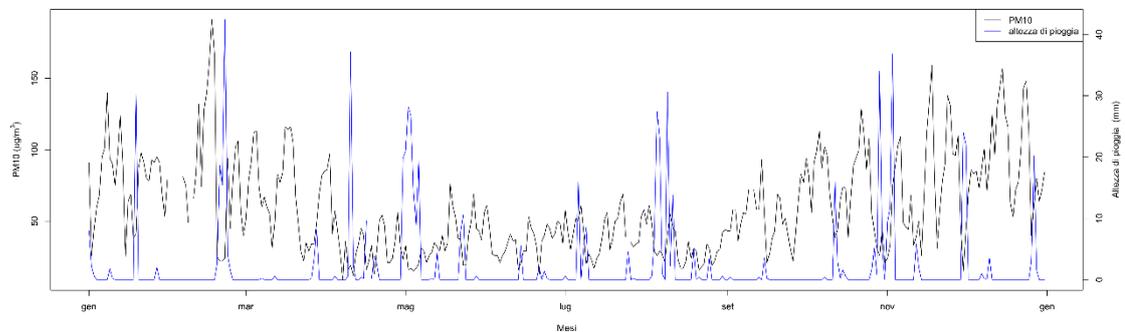


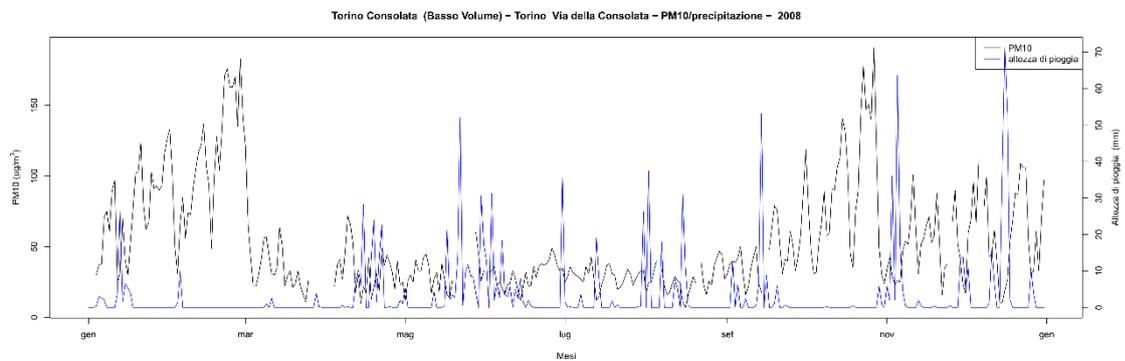
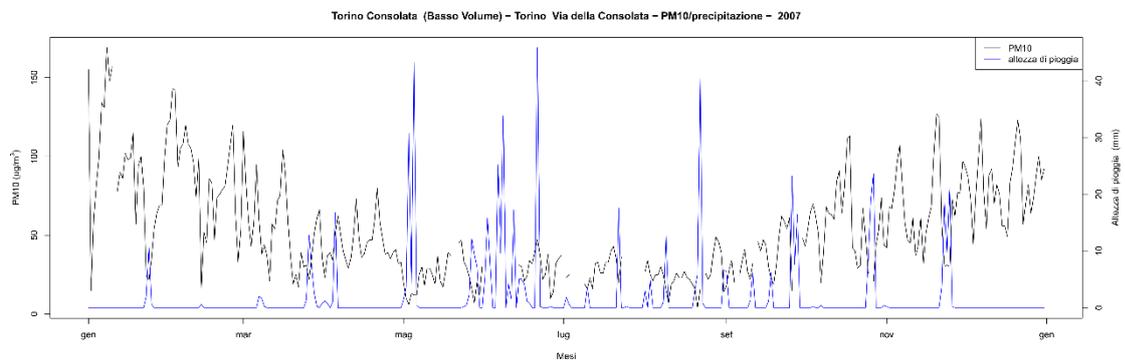
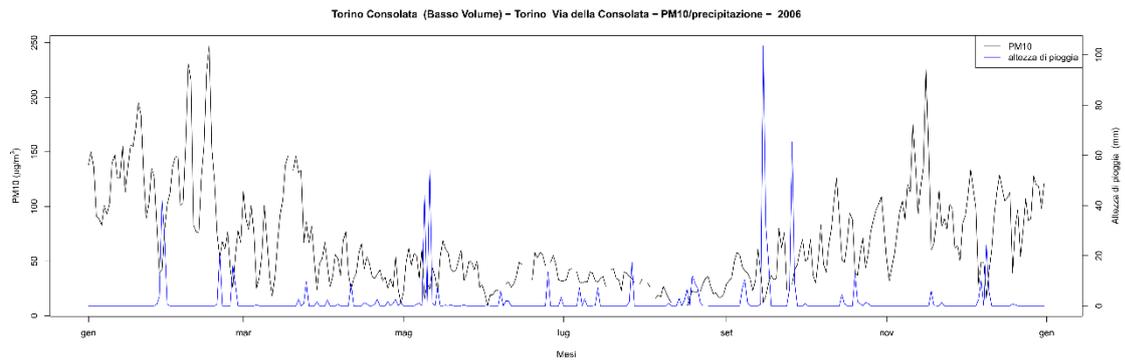
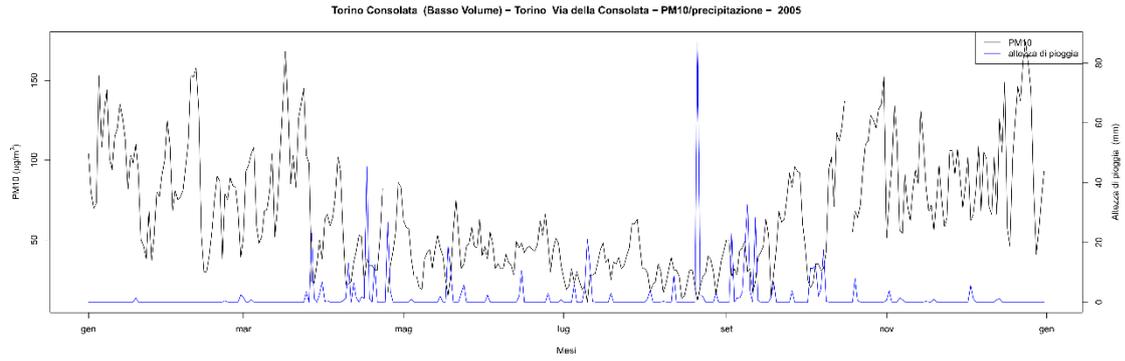
Torino Via della Consolata – Vento 2016

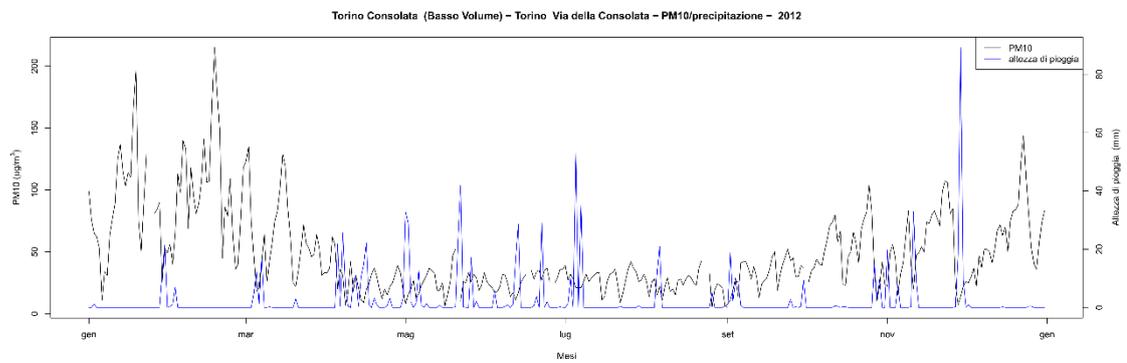
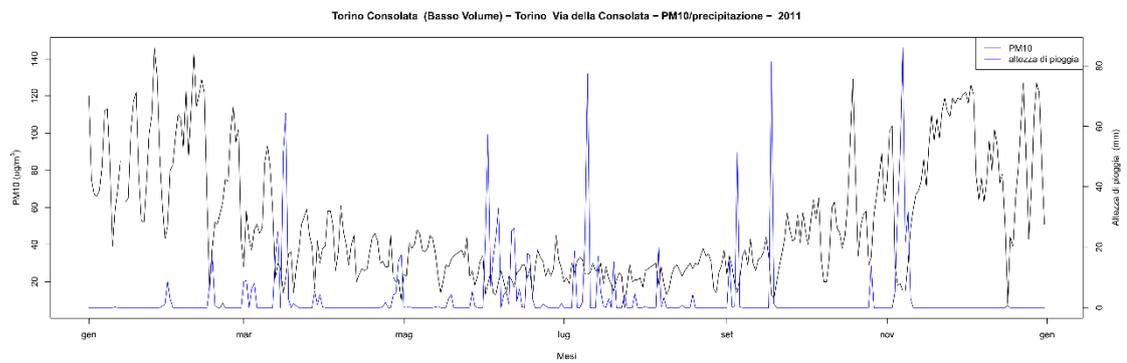
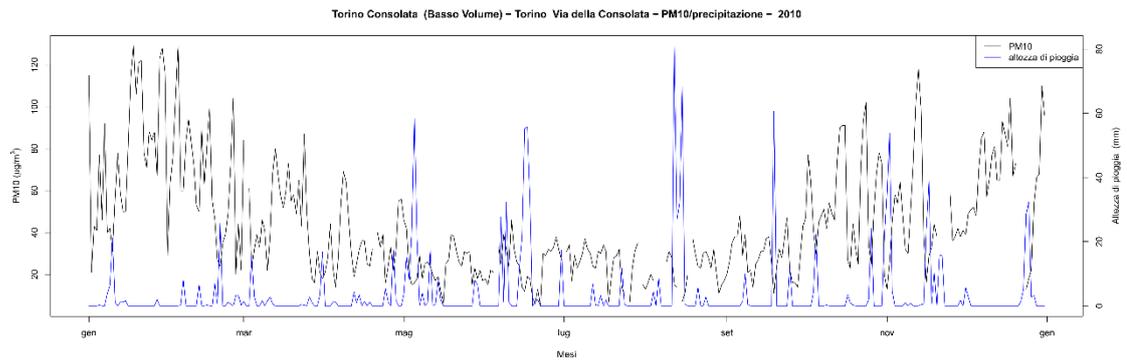
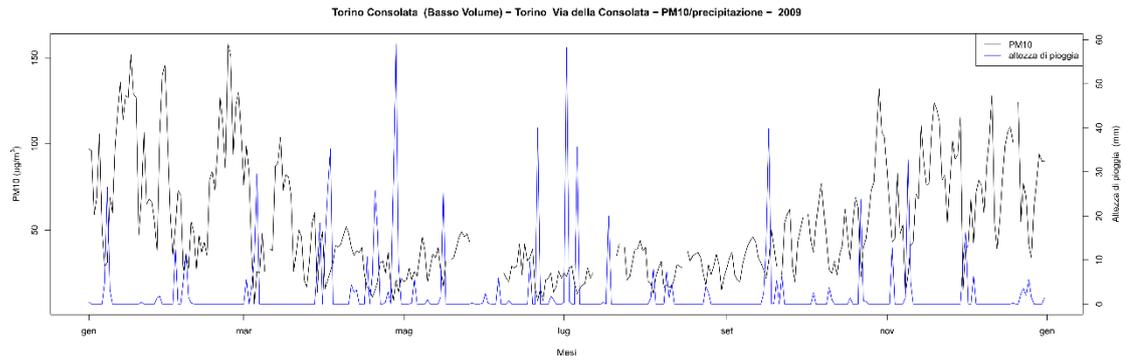


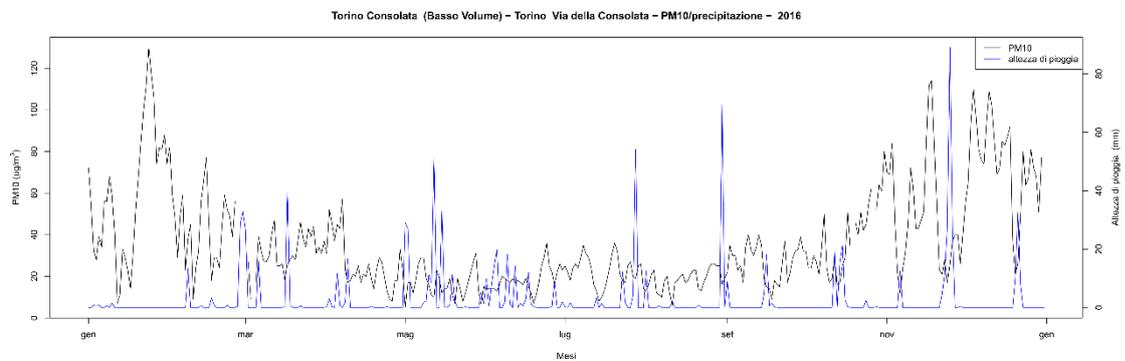
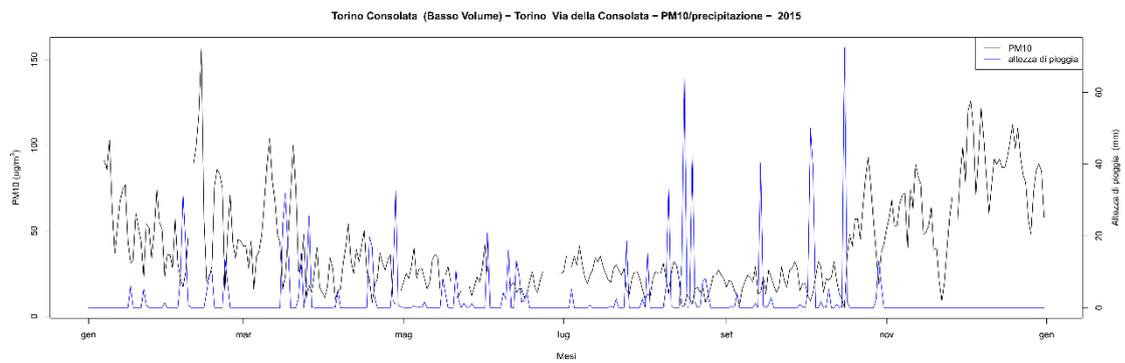
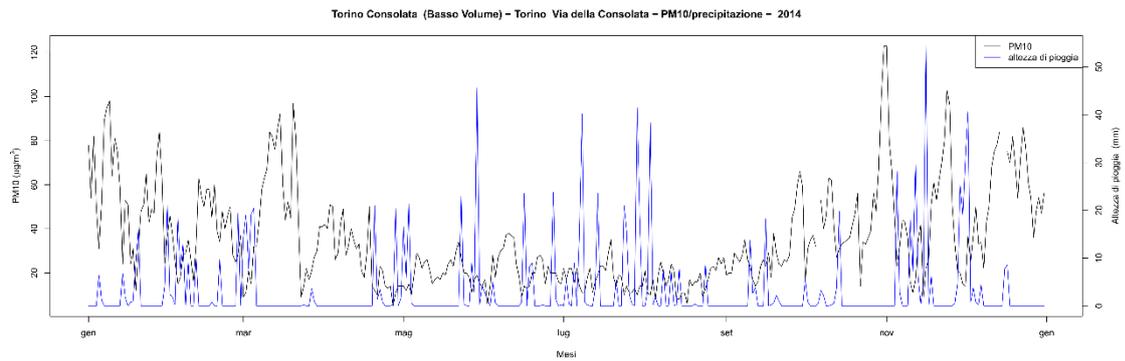
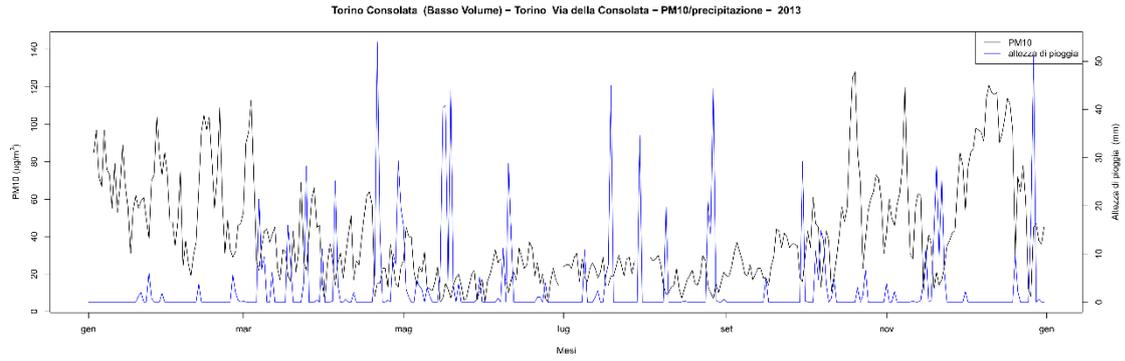
### Confronto a scala annuale tra l'andamento delle concentrazioni di PM10 e l'andamento dell'altezza di pioggia

Torino Consolata (Basso Volume) - Torino Via della Consolata - PM10/precipitazione - 2004



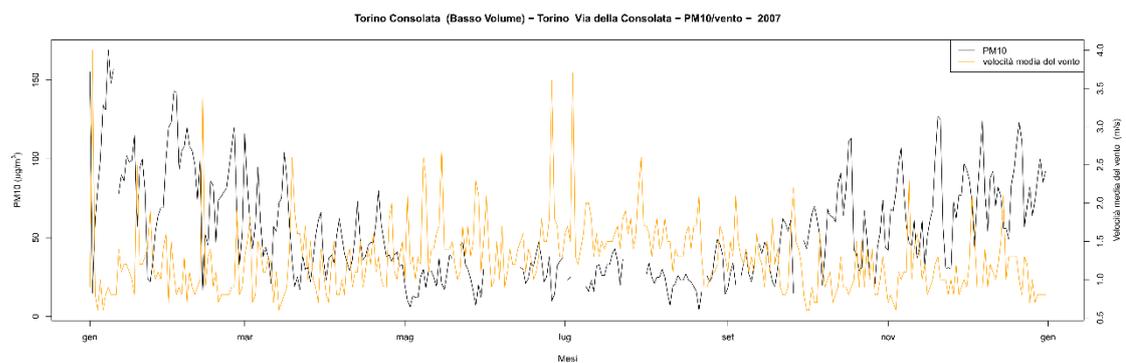
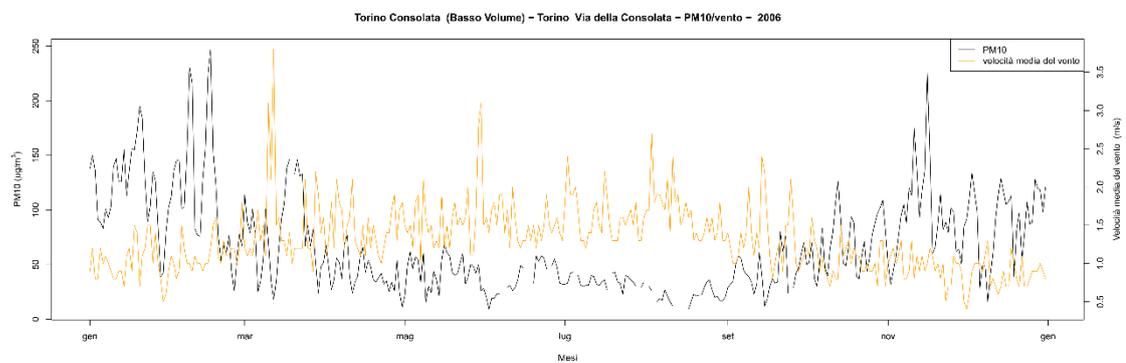
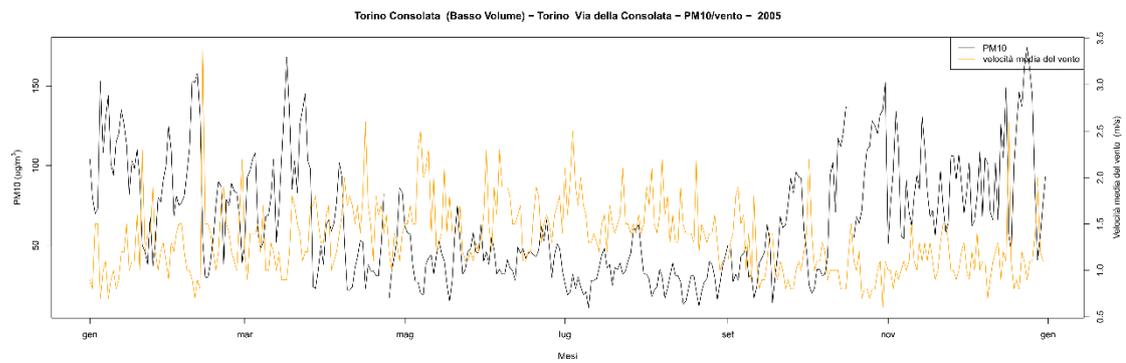
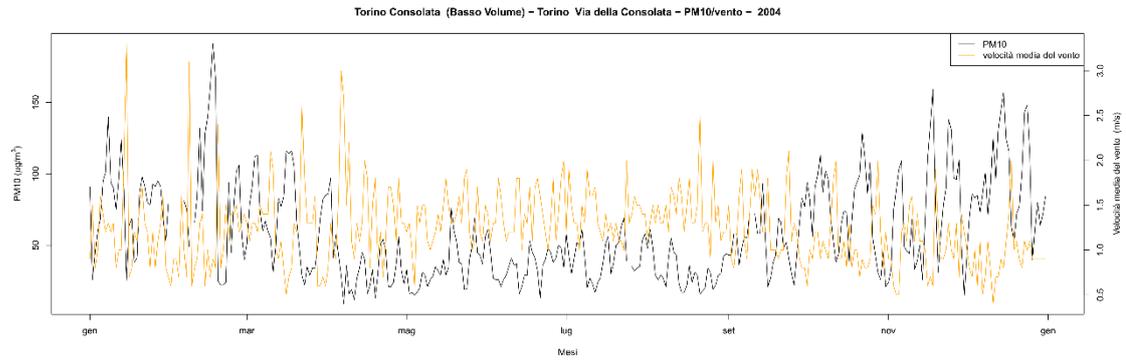


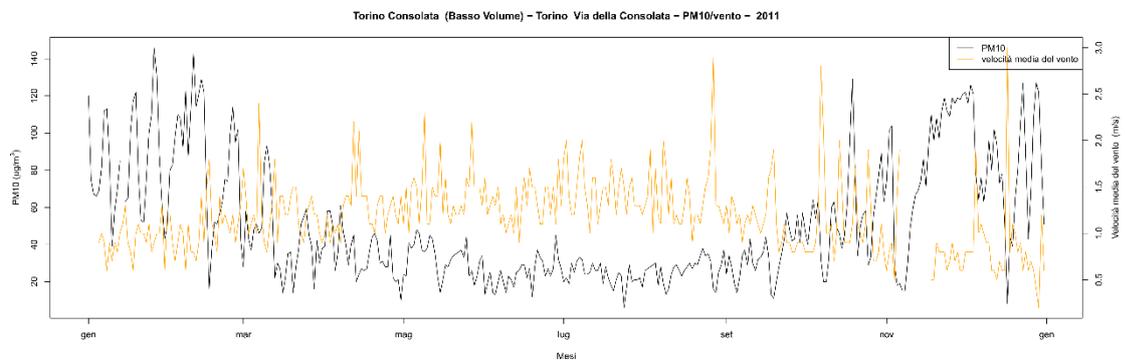
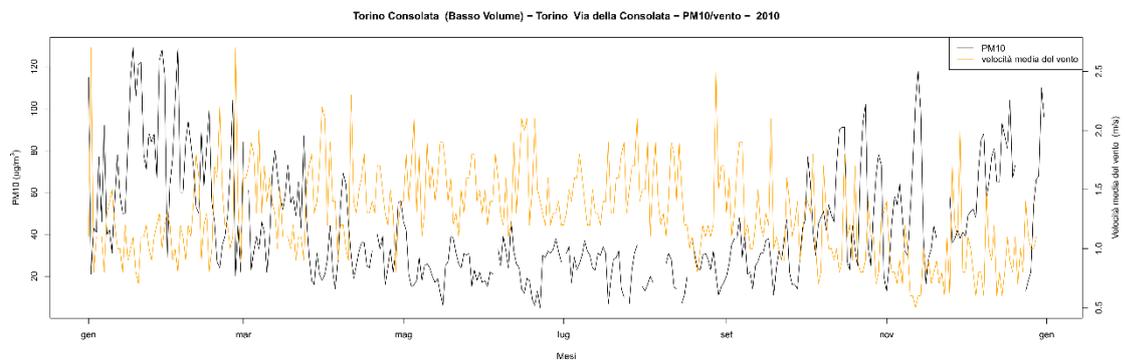
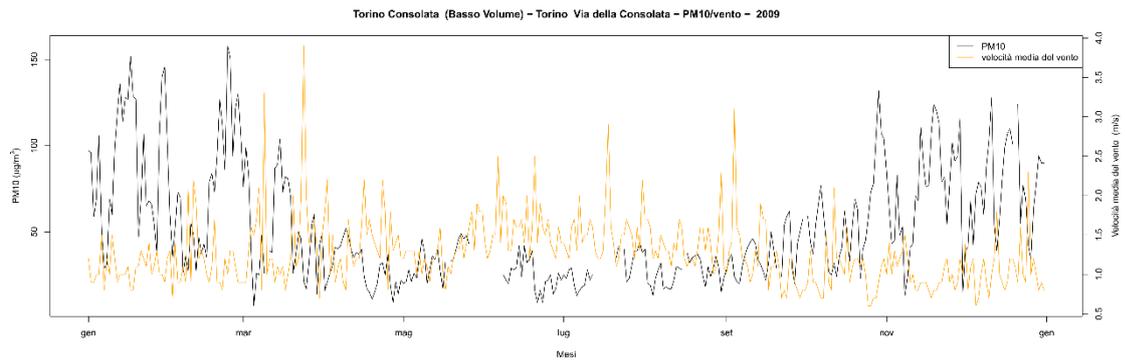
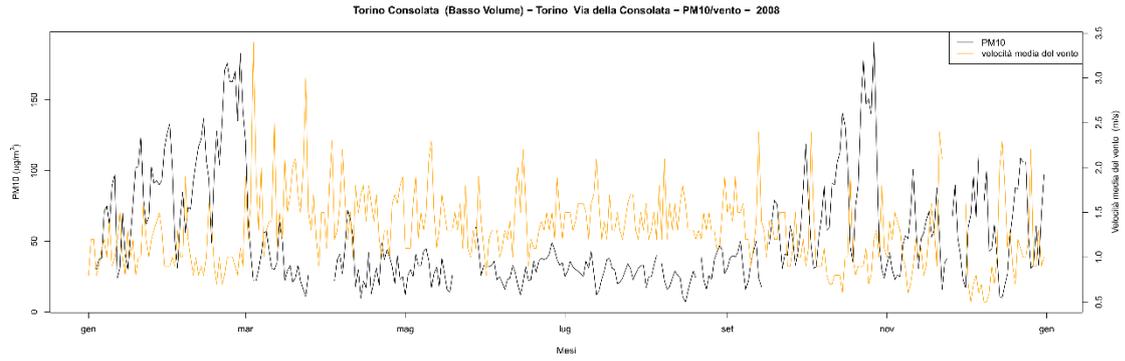


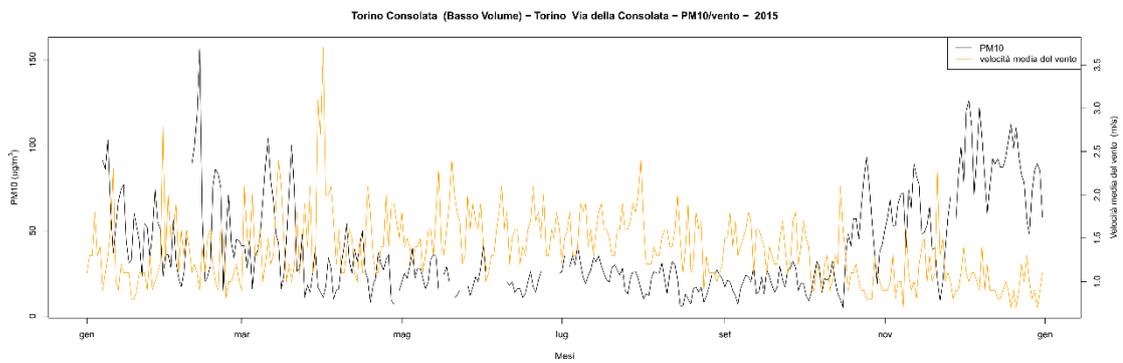
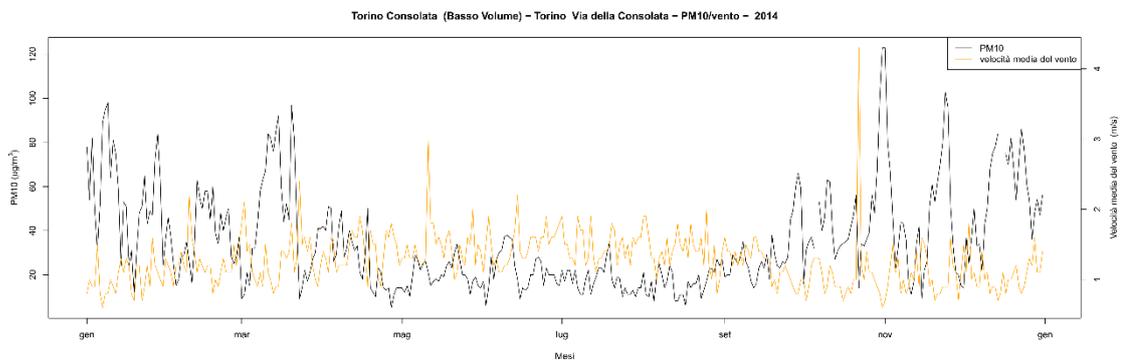
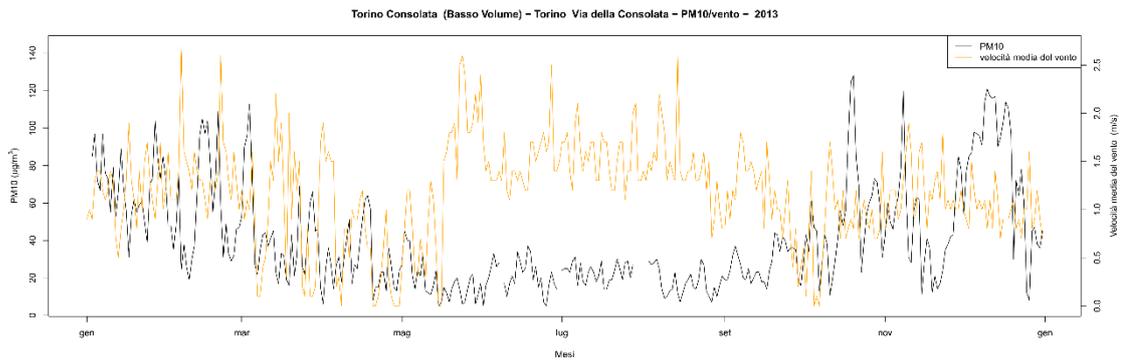
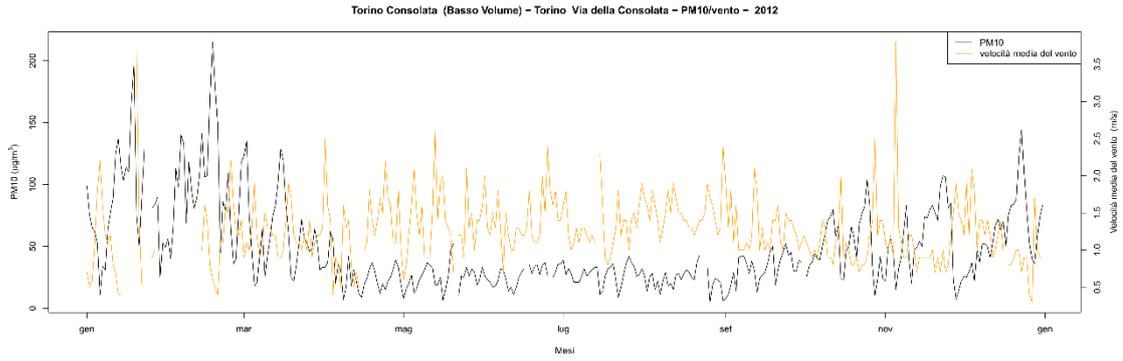


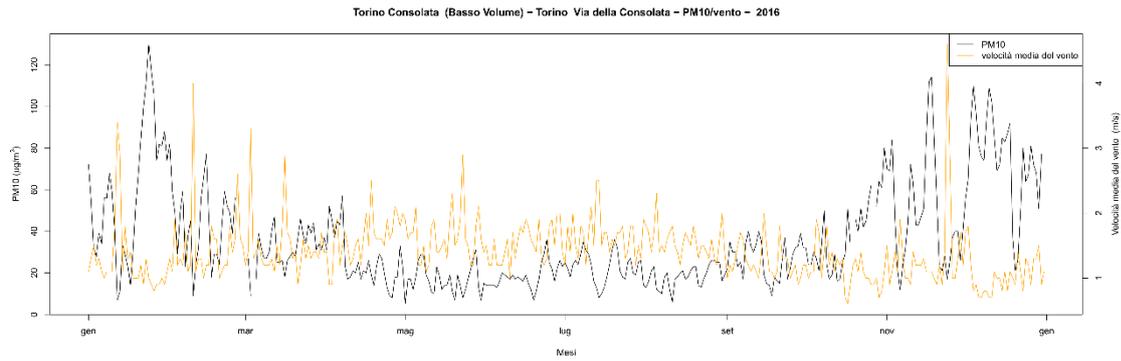


## Confronto a scala annuale tra l'andamento delle concentrazioni di PM10 e l'andamento della velocità media del vento

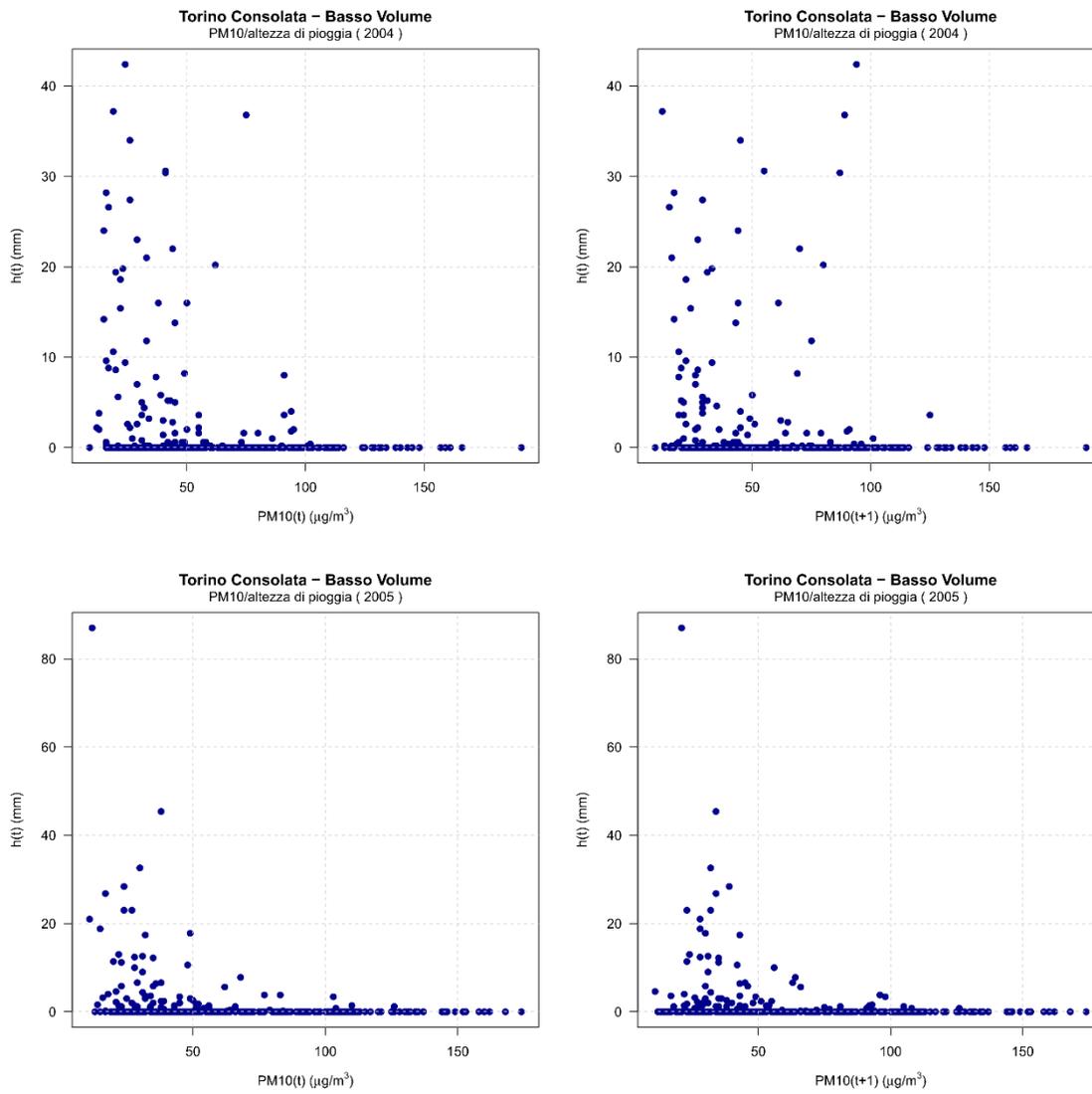


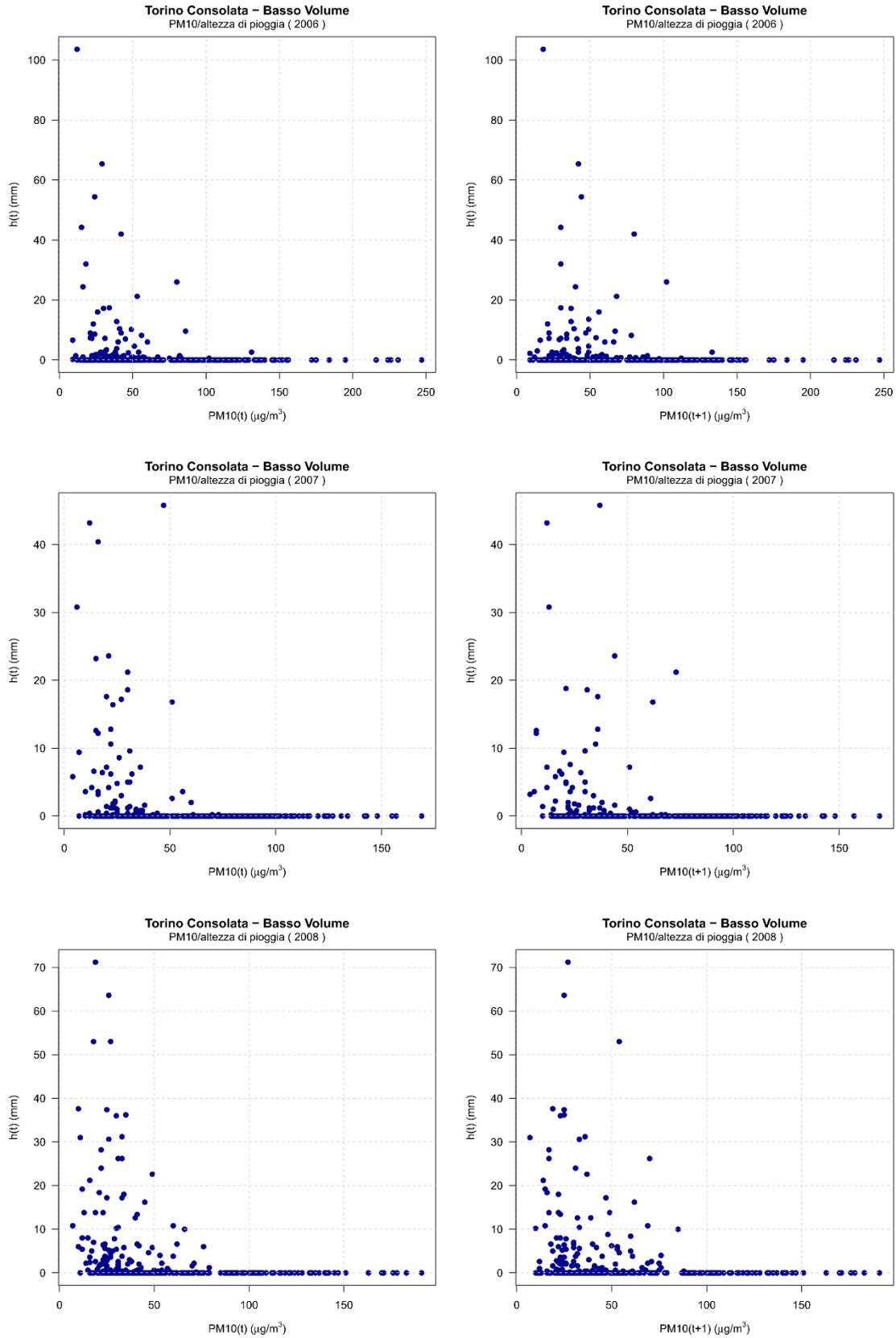


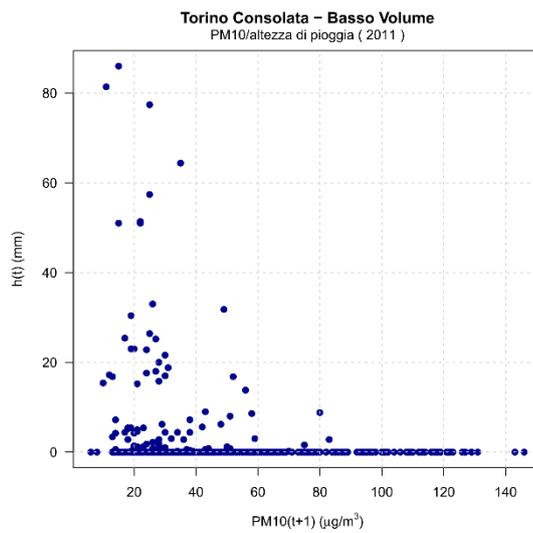
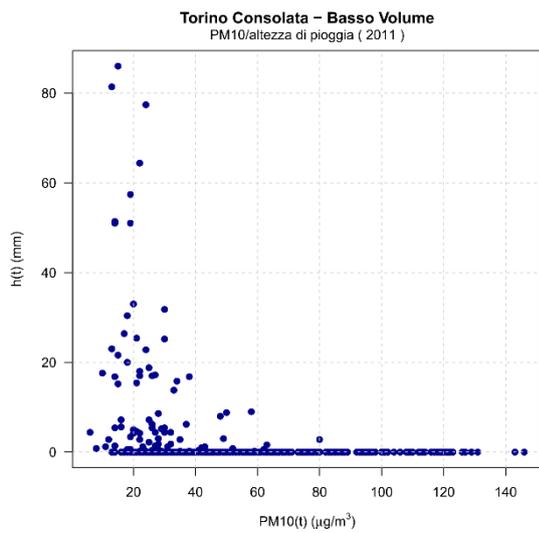
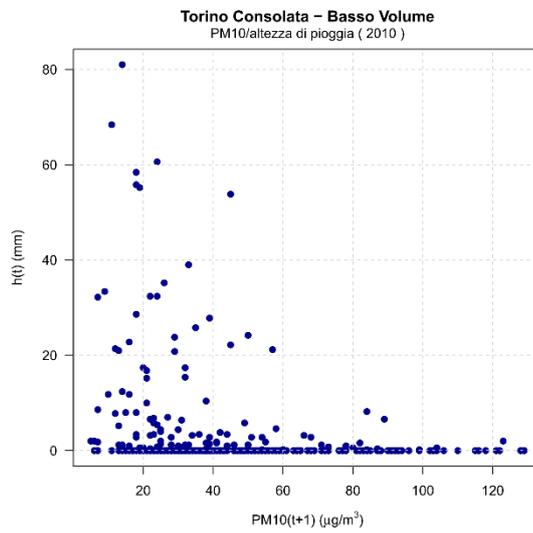
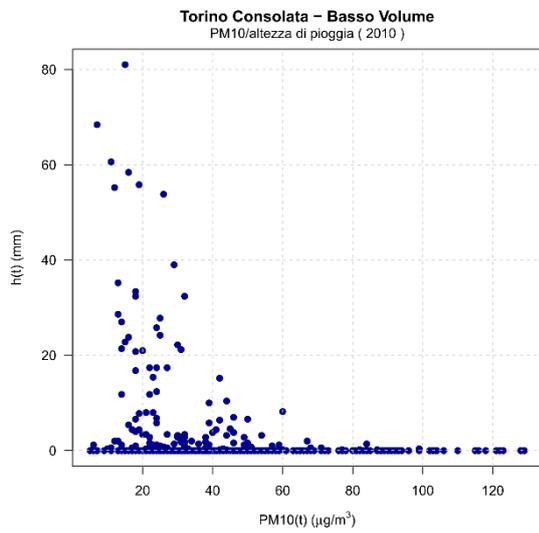
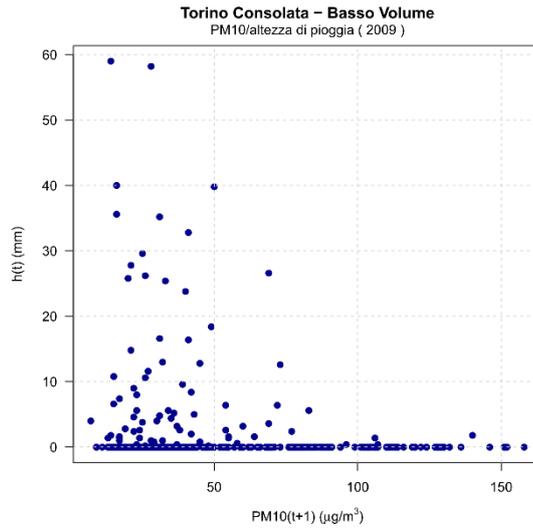
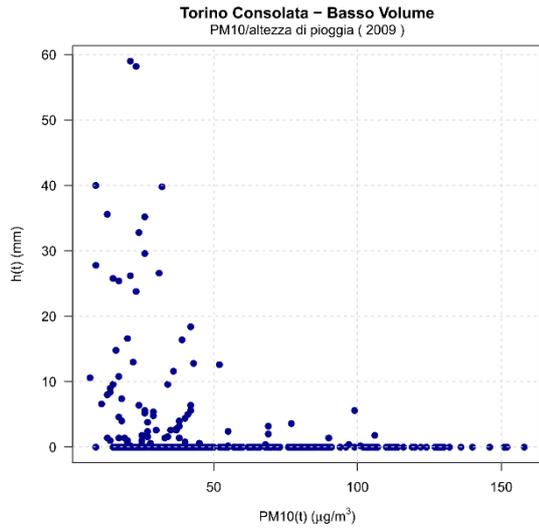


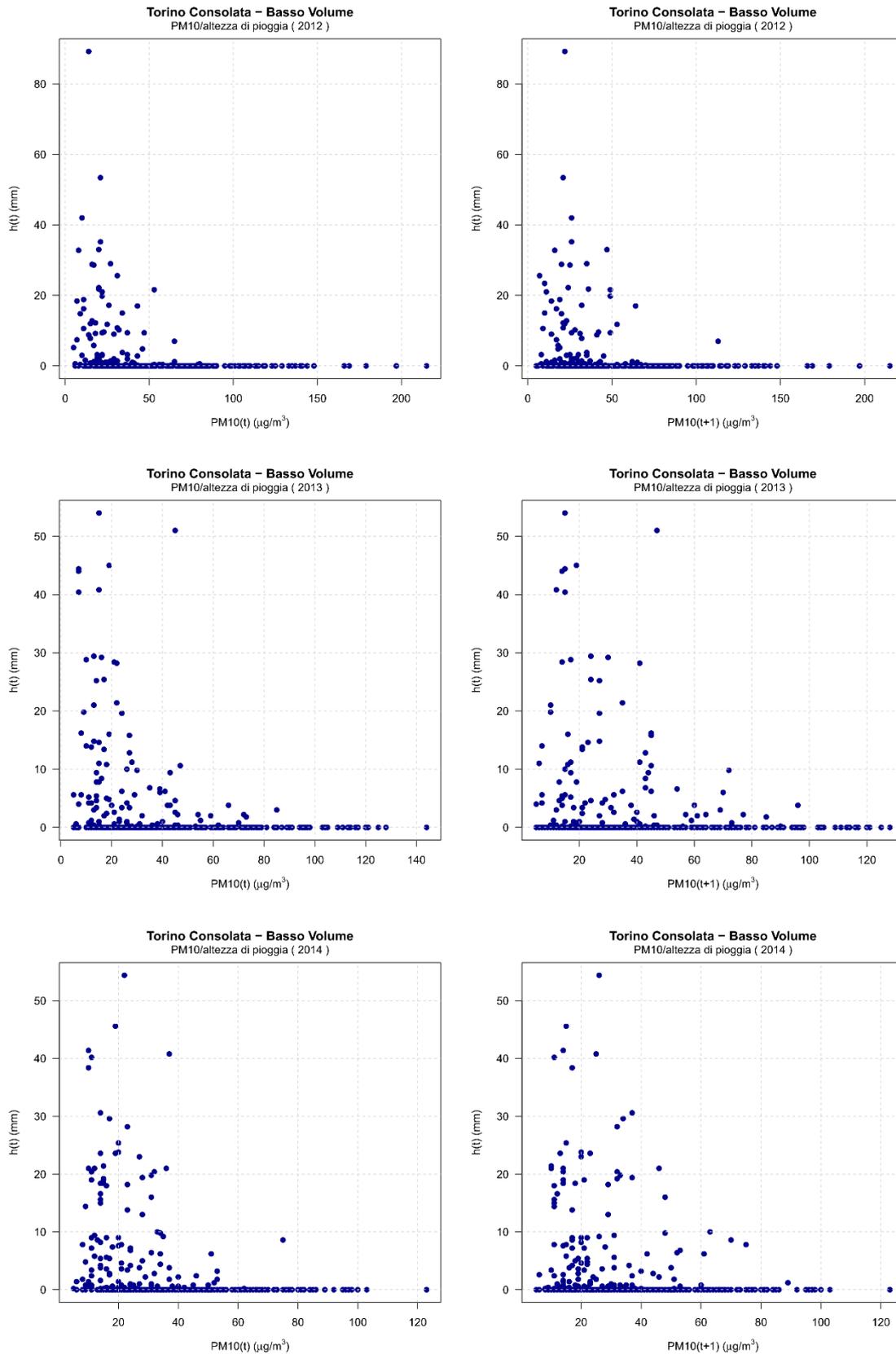


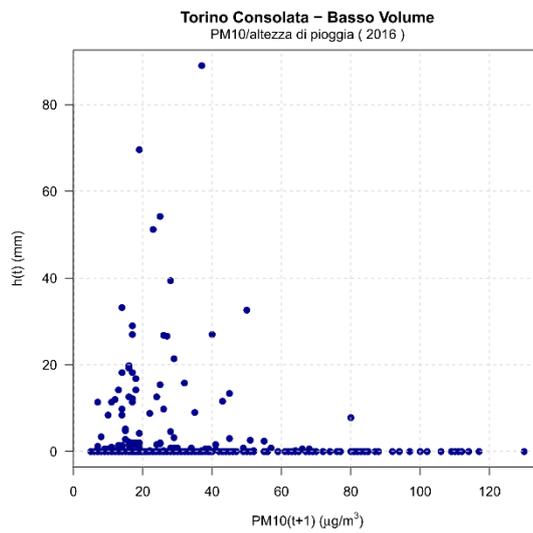
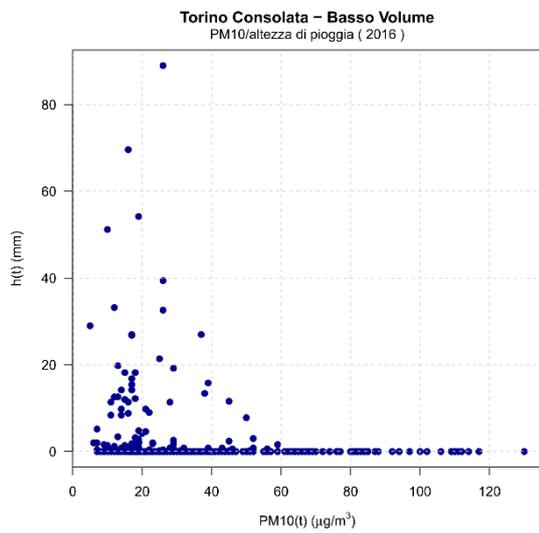
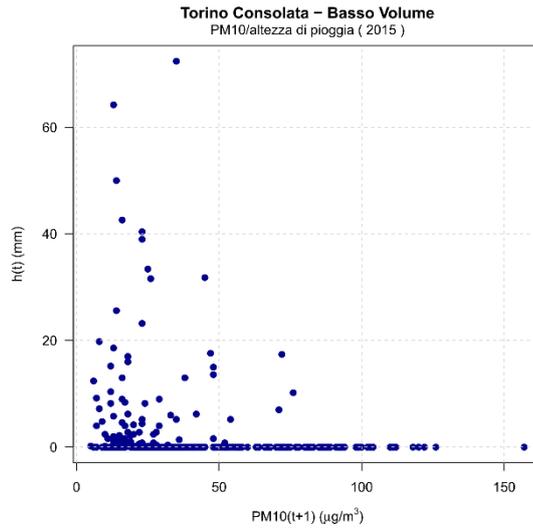
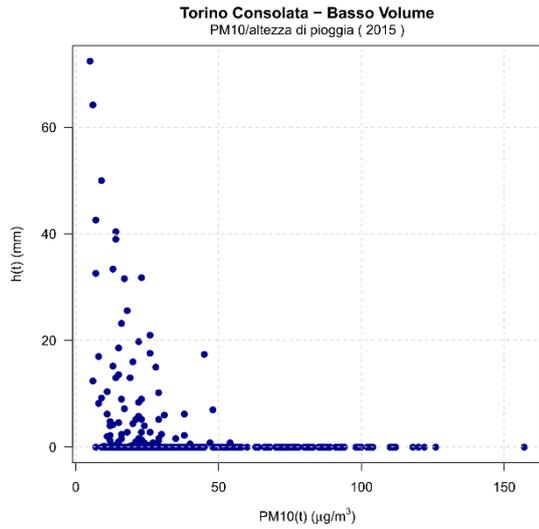
Confronto tra scatter plot PM10(t)/h(t) e PM10(t+1)/h(t)



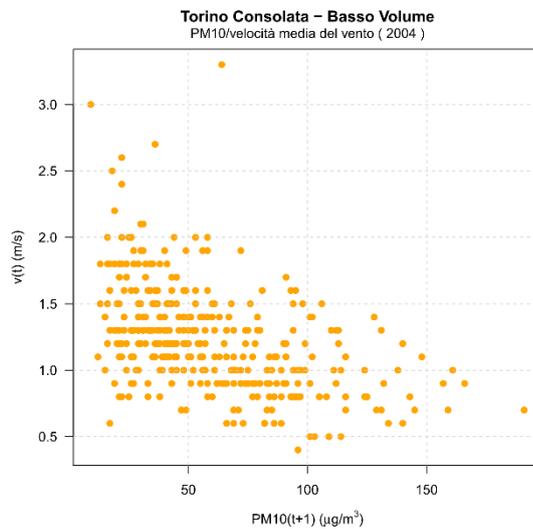
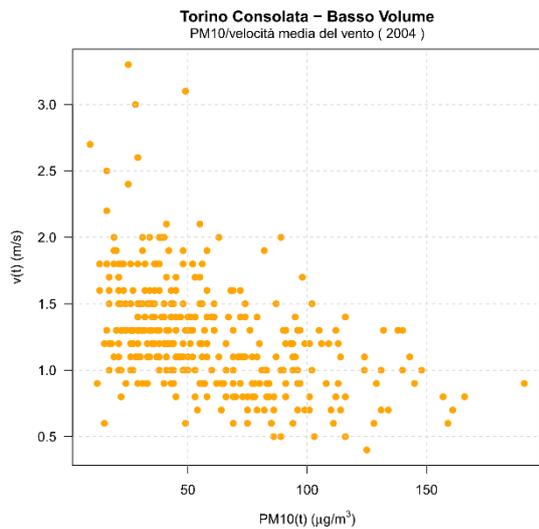


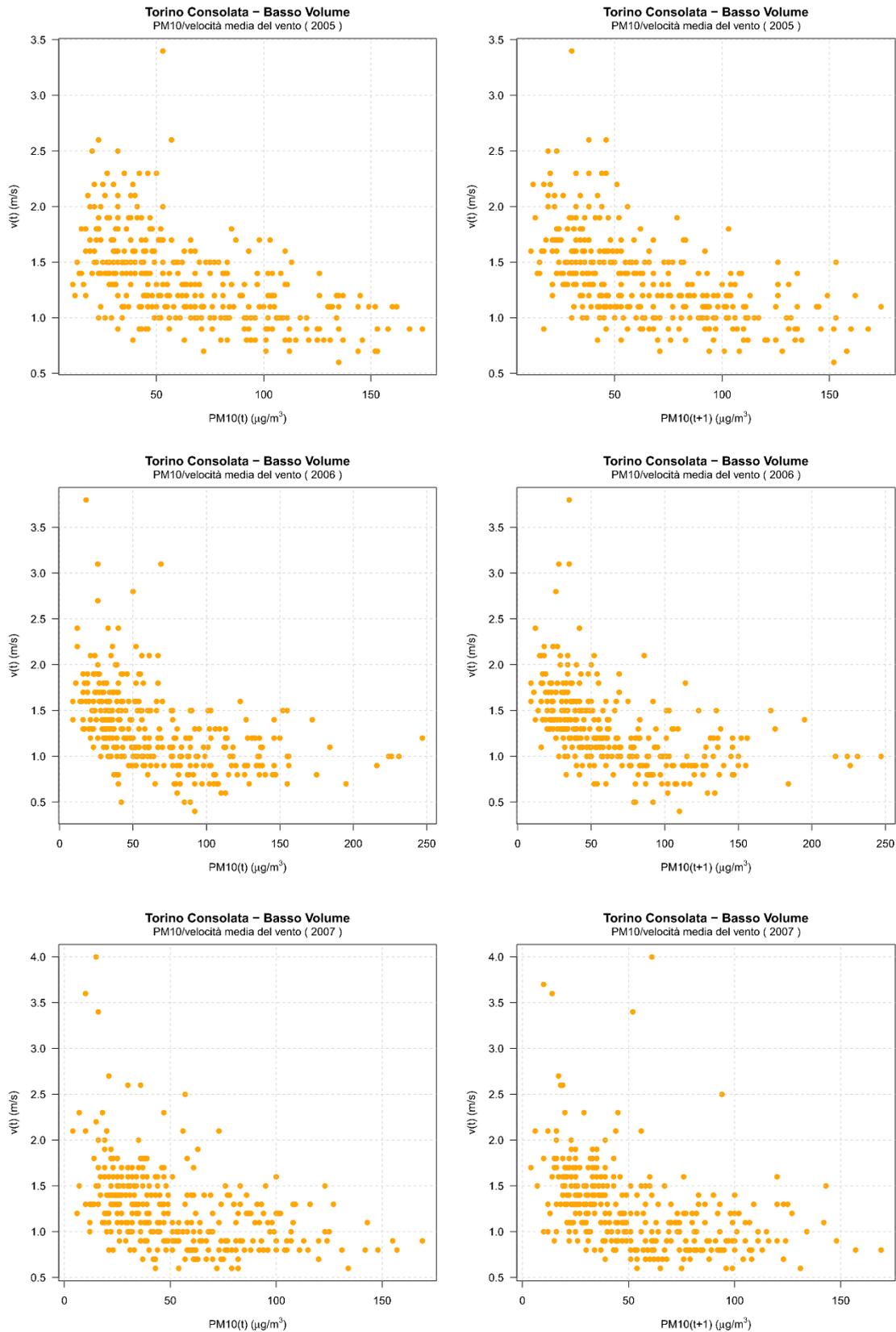


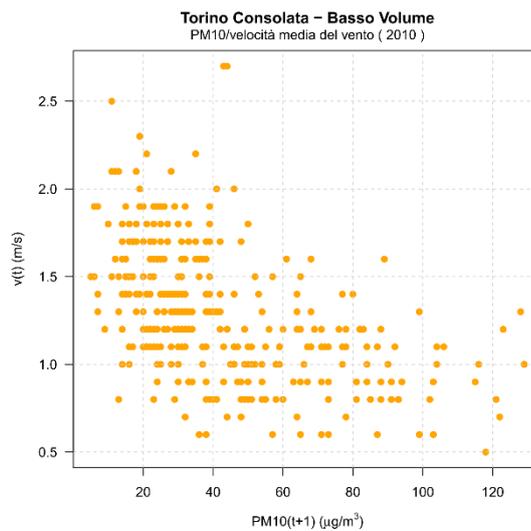
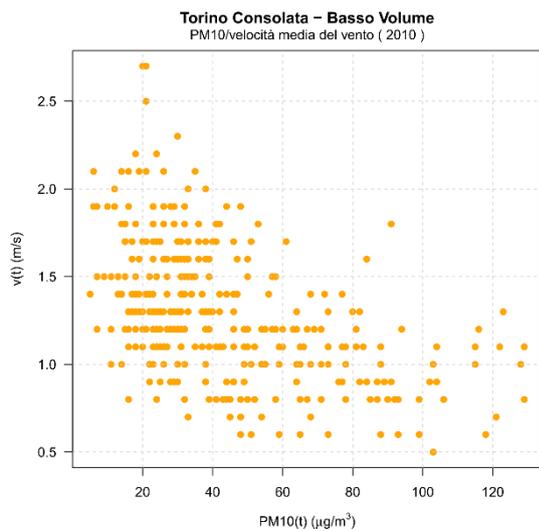
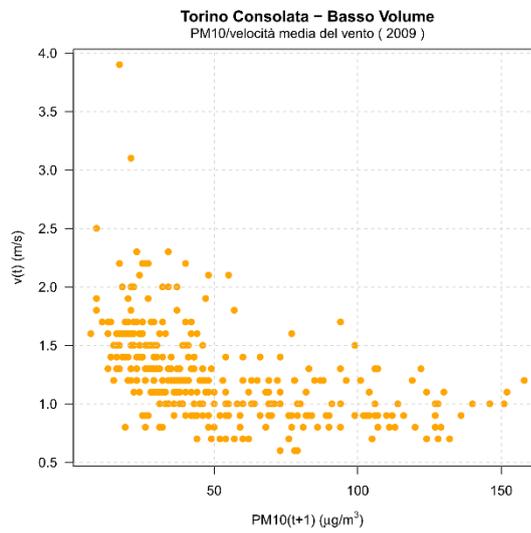
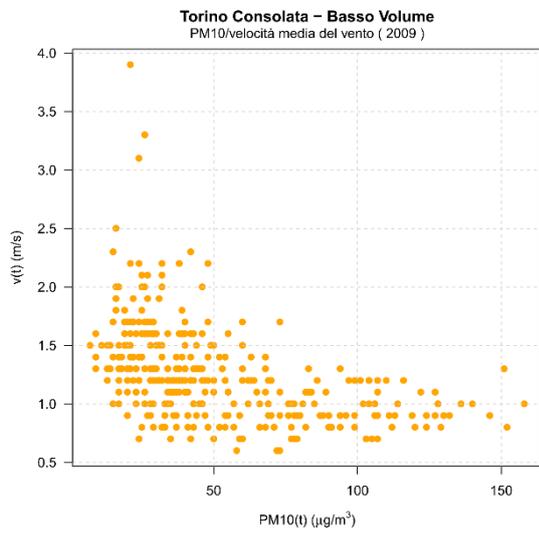
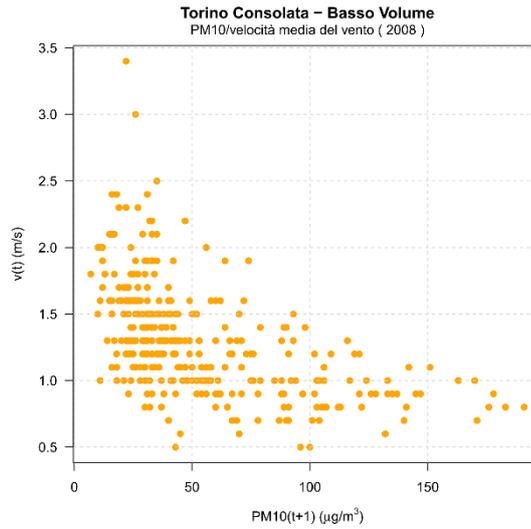
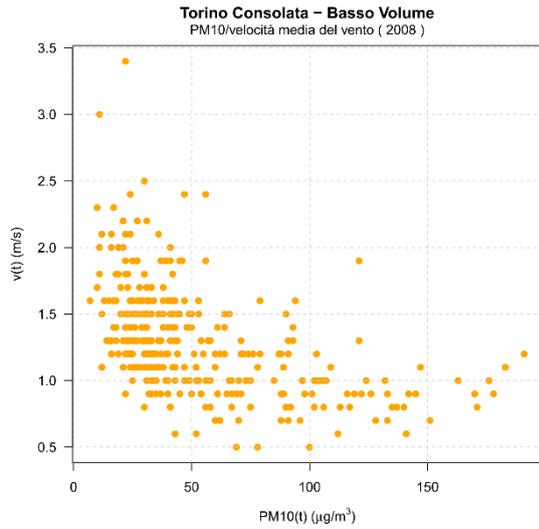


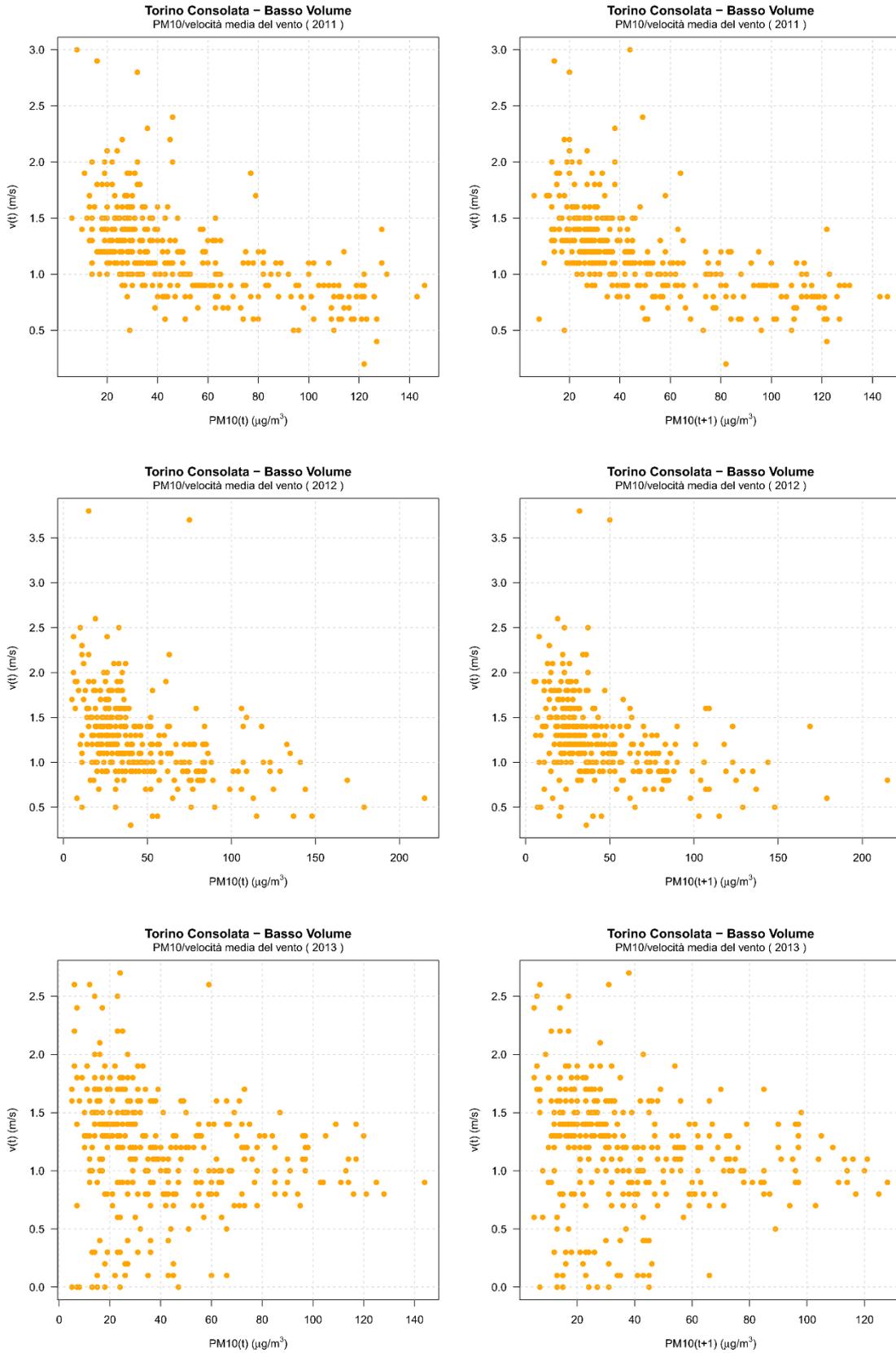


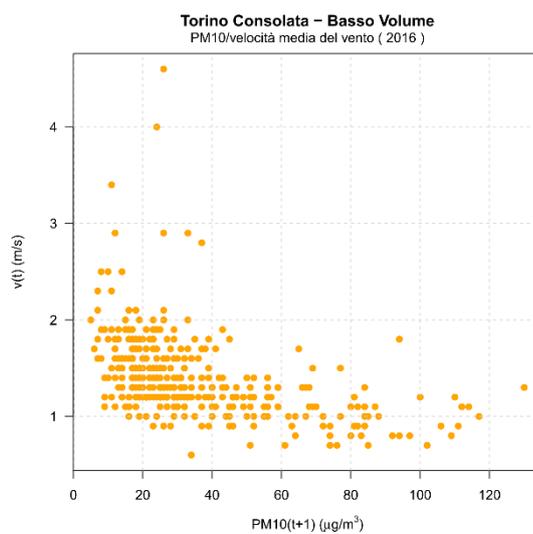
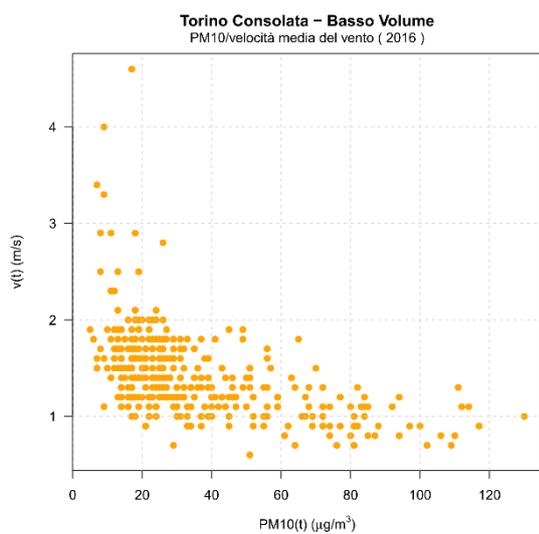
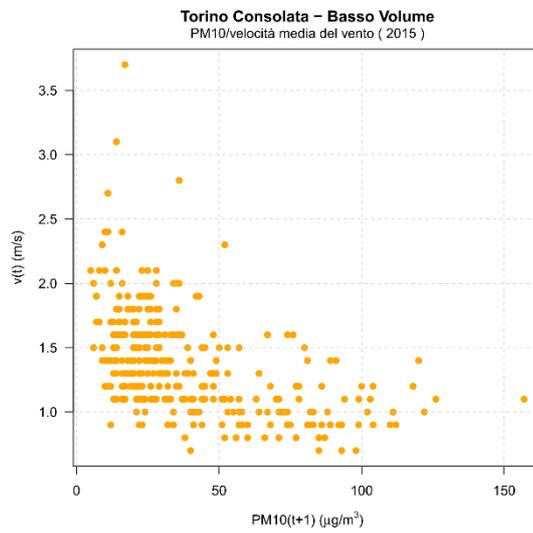
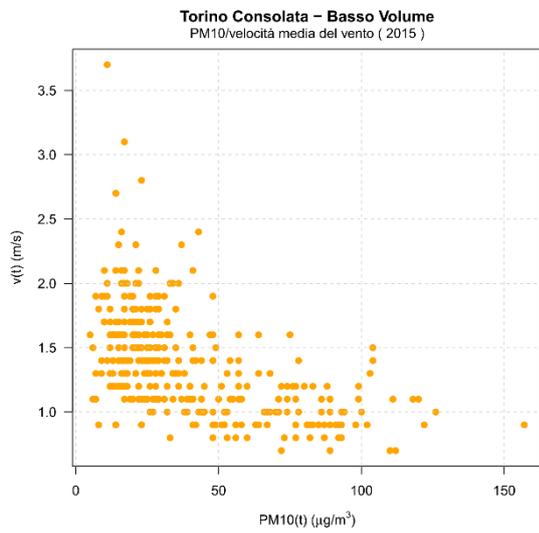
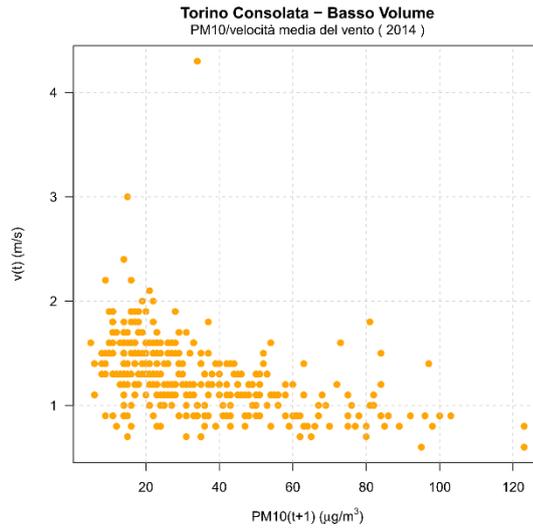
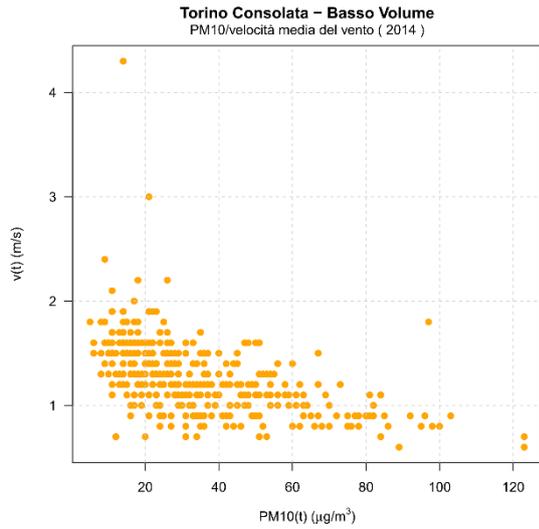
Confronto tra scatter plot  $PM_{10}(t)/v(t)$  e  $PM_{10}(t+1)/v(t)$







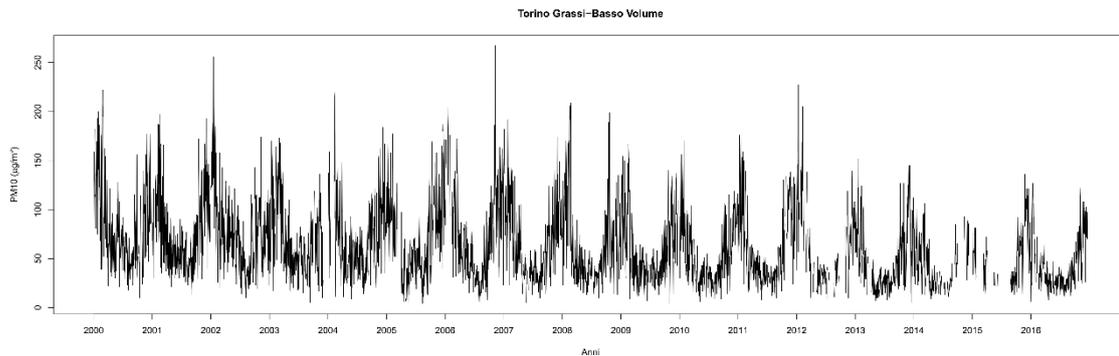




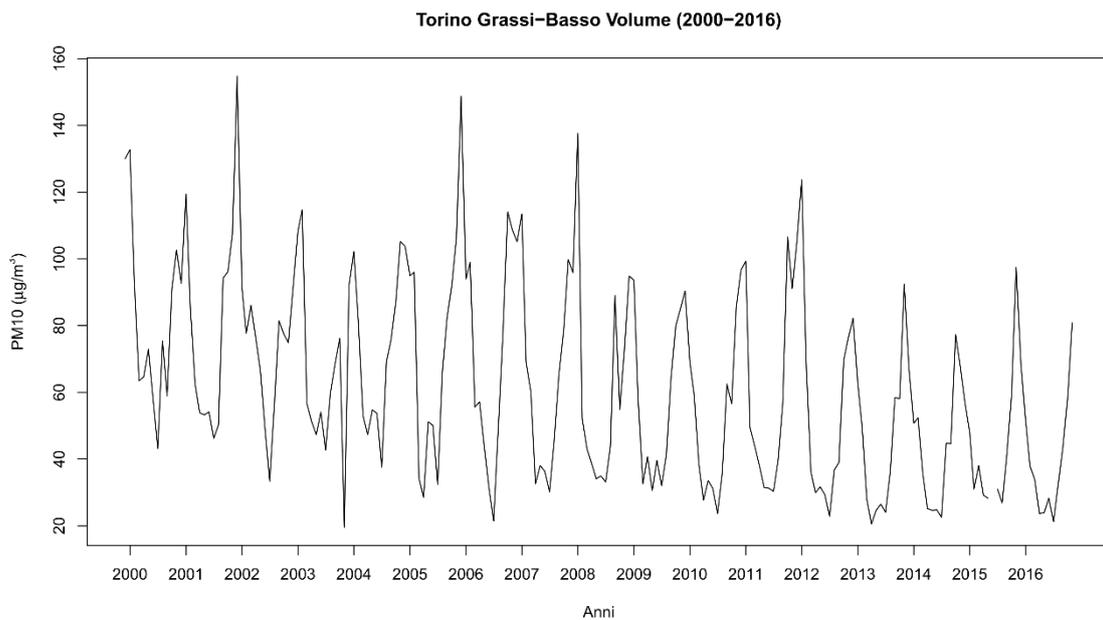


## Allegato II: Torino - Grassi / Torino Reiss Romoli

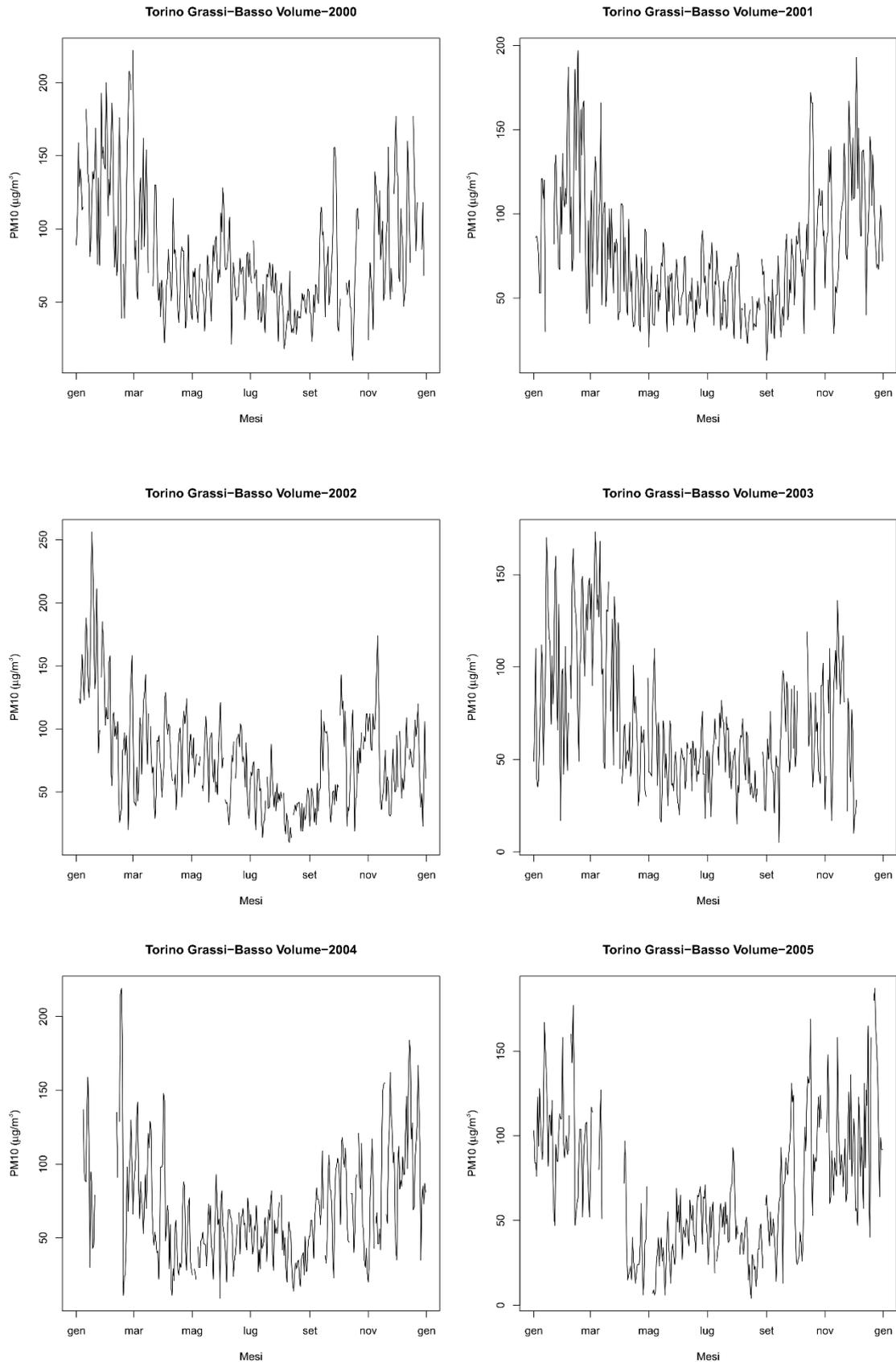
Andamento della serie pluriennale delle concentrazioni medie giornaliere di PM10

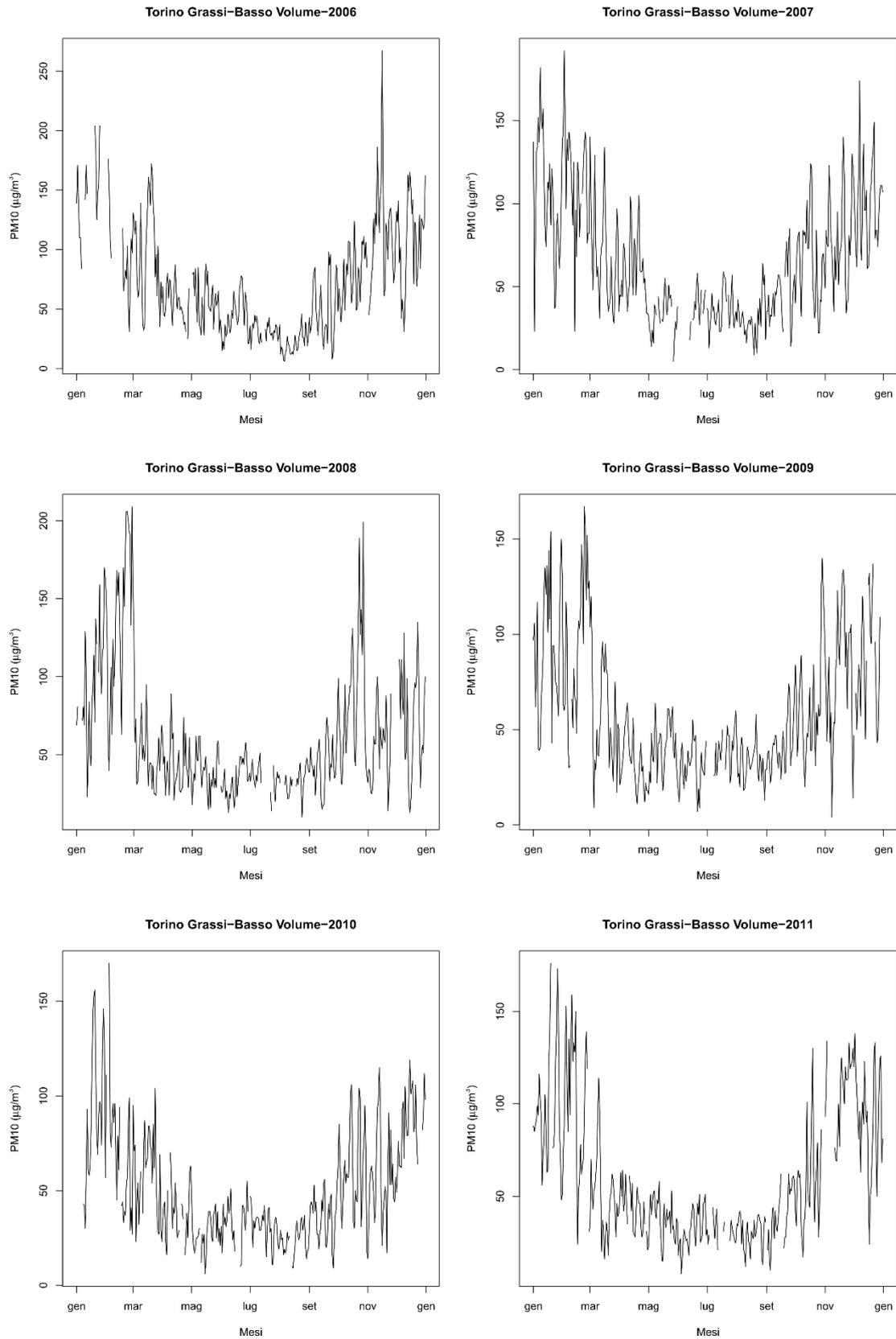


Andamento degli anni medi delle concentrazioni di PM10



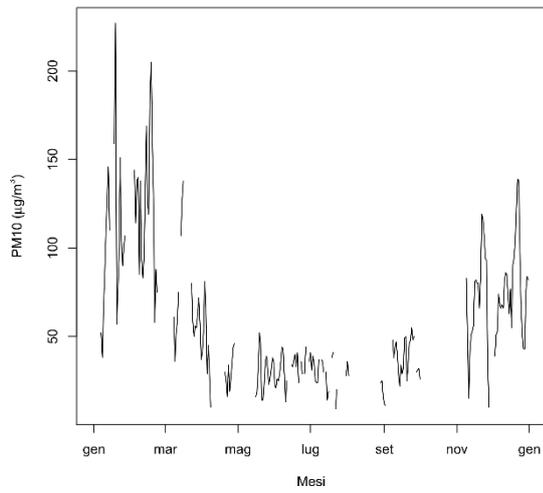
## Andamenti delle concentrazioni di PM10 a scala annuale



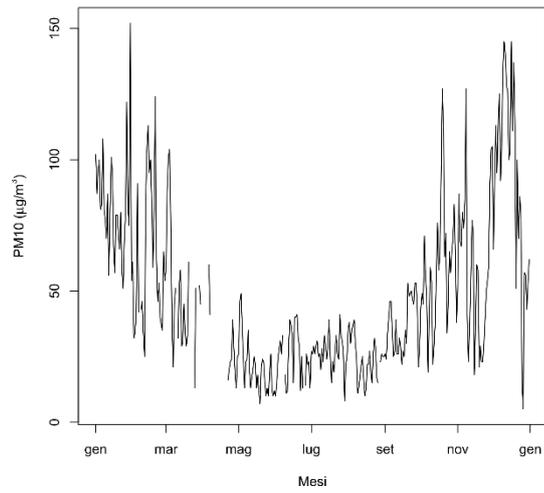




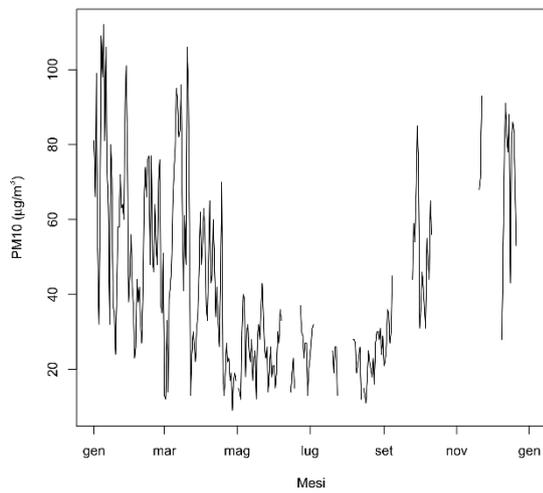
Torino Grassi-Basso Volume-2012



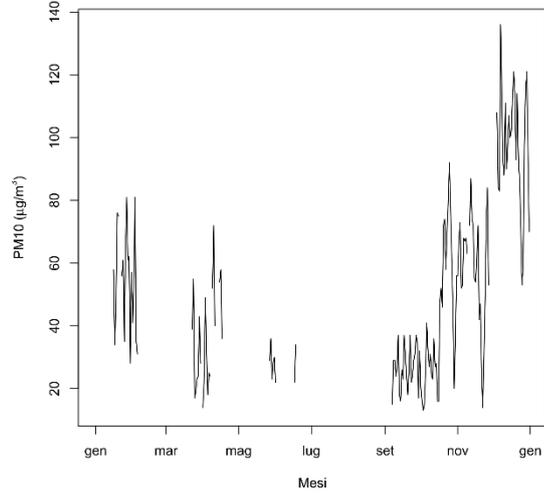
Torino Grassi-Basso Volume-2013



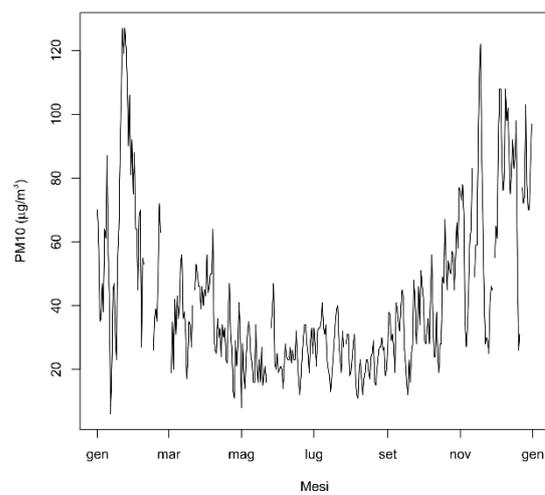
Torino Grassi-Basso Volume-2014



Torino Grassi-Basso Volume-2015

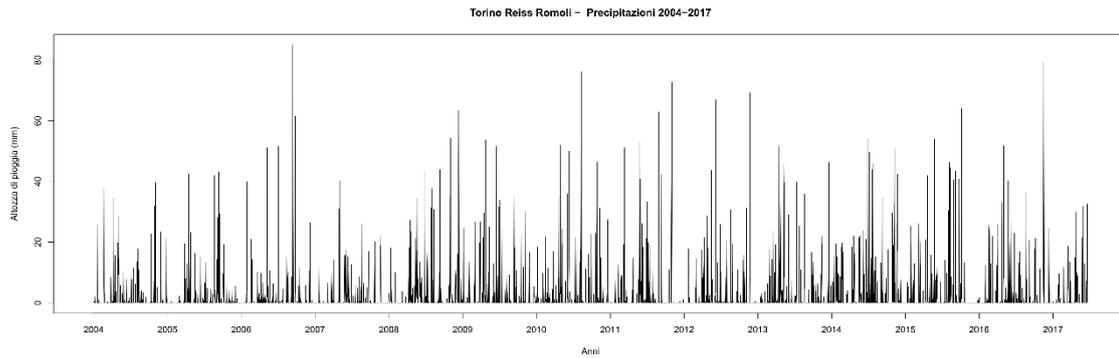


Torino Grassi-Basso Volume-2016

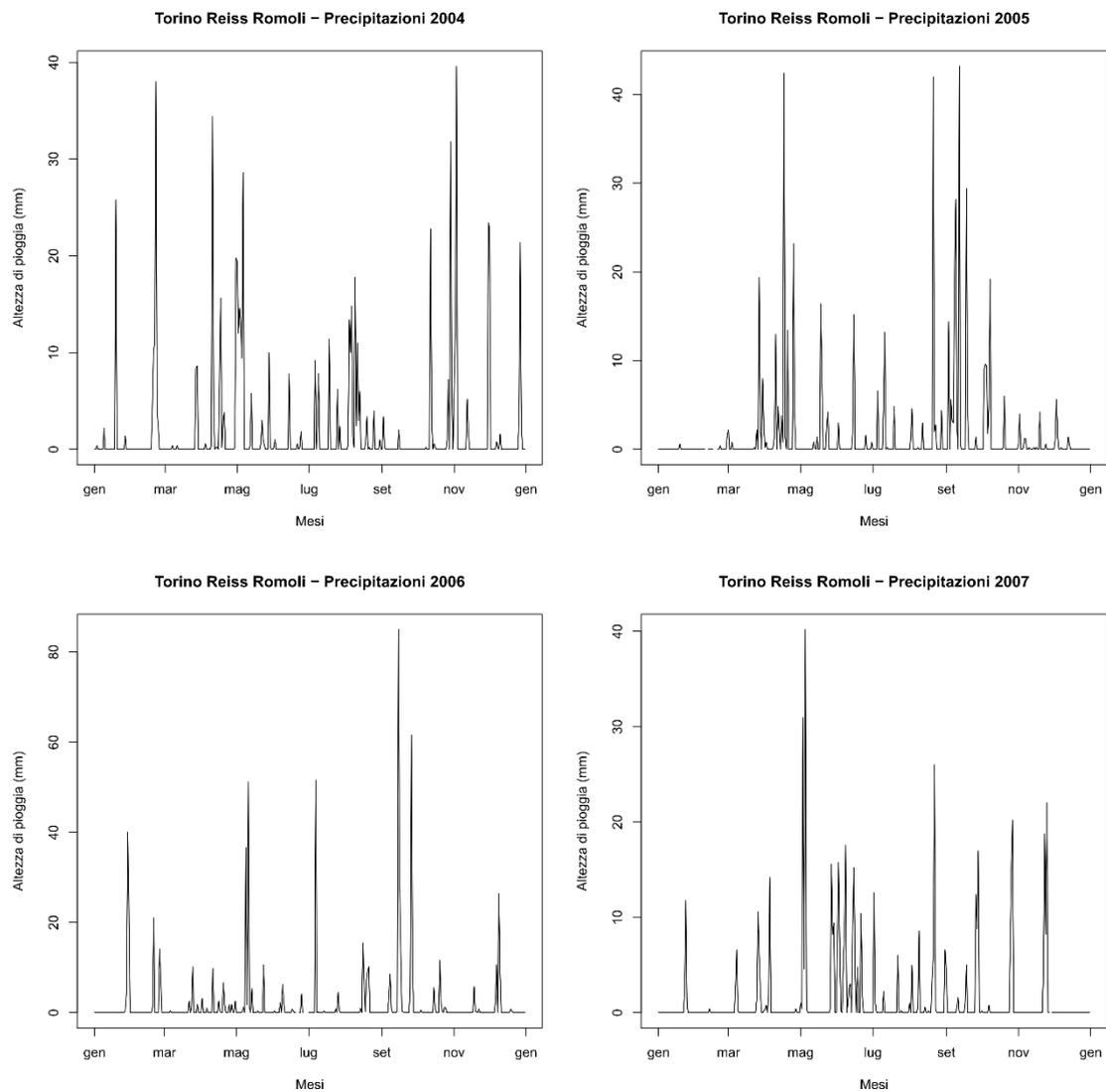




## Andamento della serie pluriennale di altezza di pioggia giornaliera

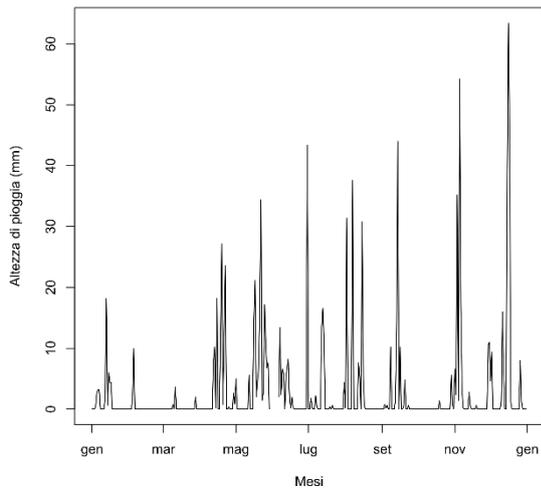


## Andamenti dell'altezza di pioggia a scala annuale

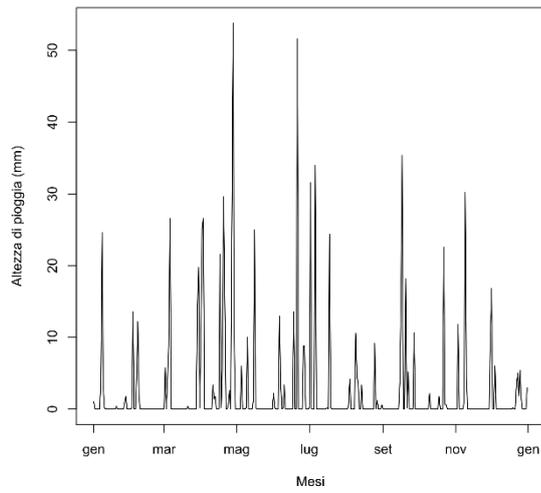




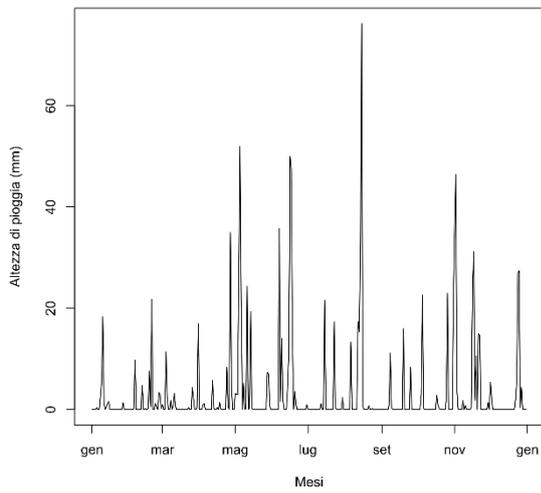
Torino Reiss Romoli - Precipitazioni 2008



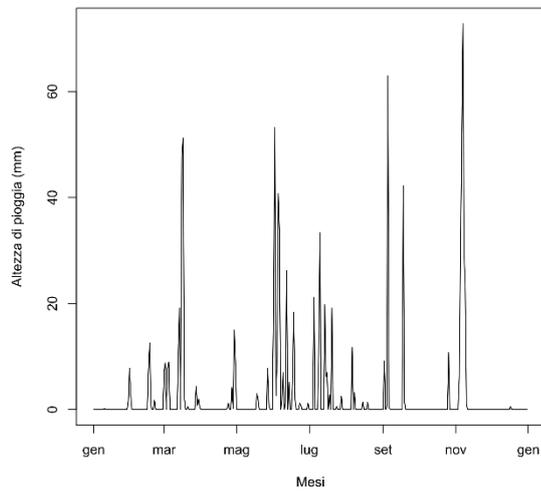
Torino Reiss Romoli - Precipitazioni 2009



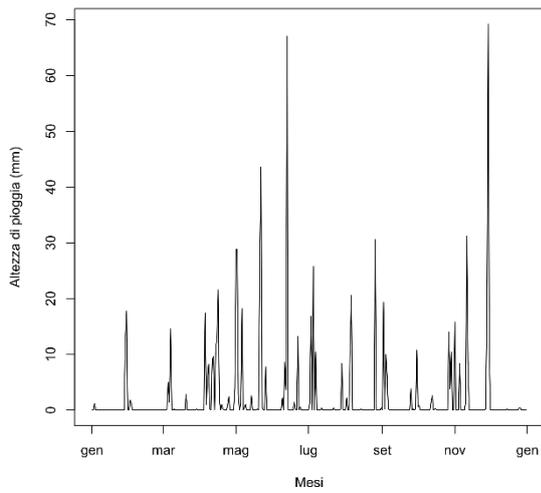
Torino Reiss Romoli - Precipitazioni 2010



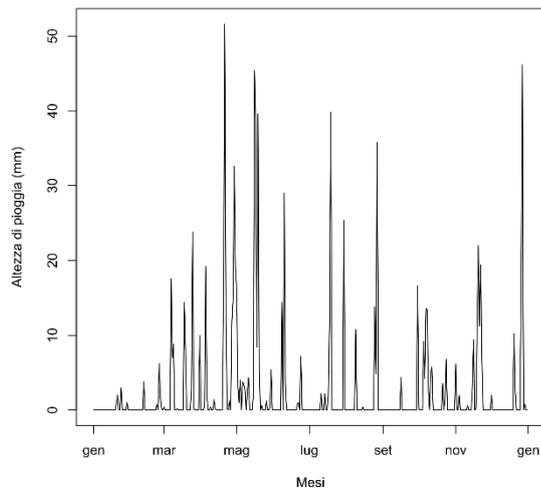
Torino Reiss Romoli - Precipitazioni 2011

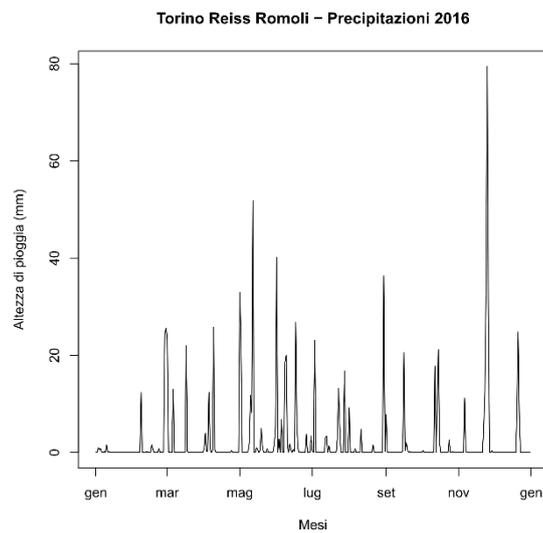
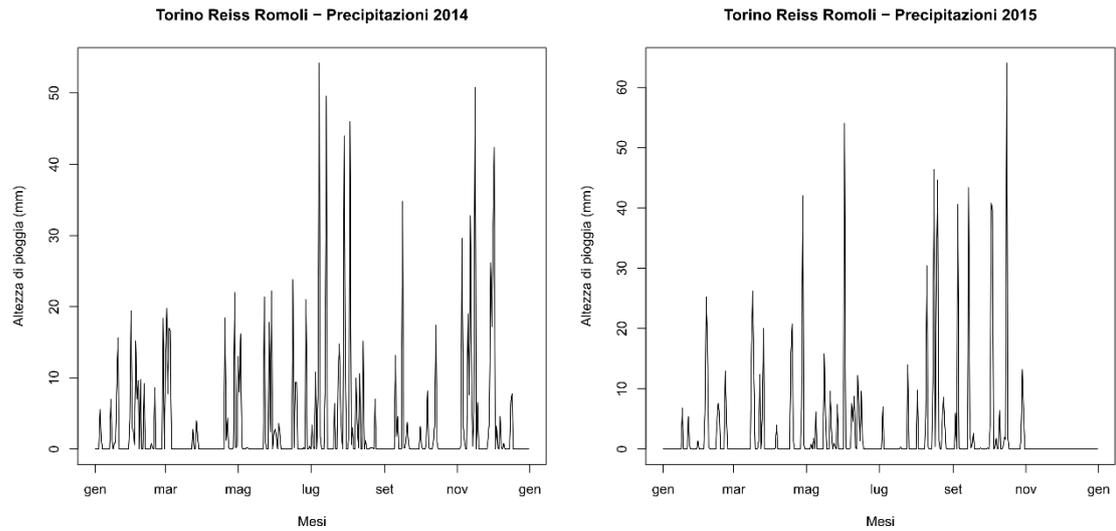


Torino Reiss Romoli - Precipitazioni 2012

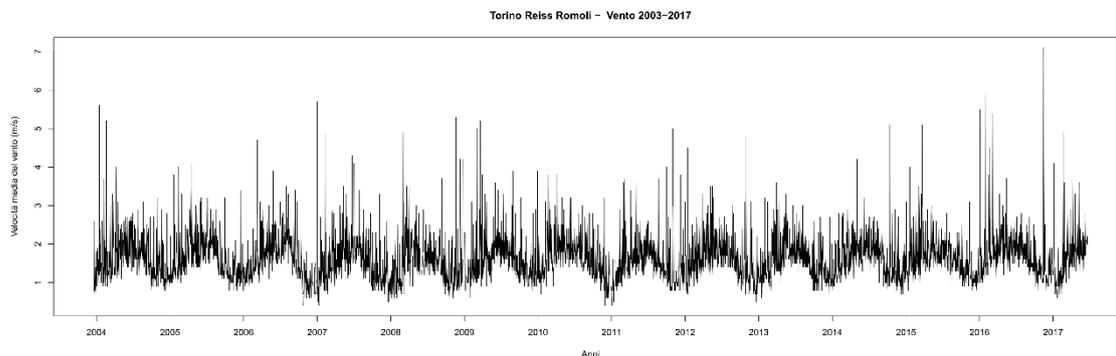


Torino Reiss Romoli - Precipitazioni 2013



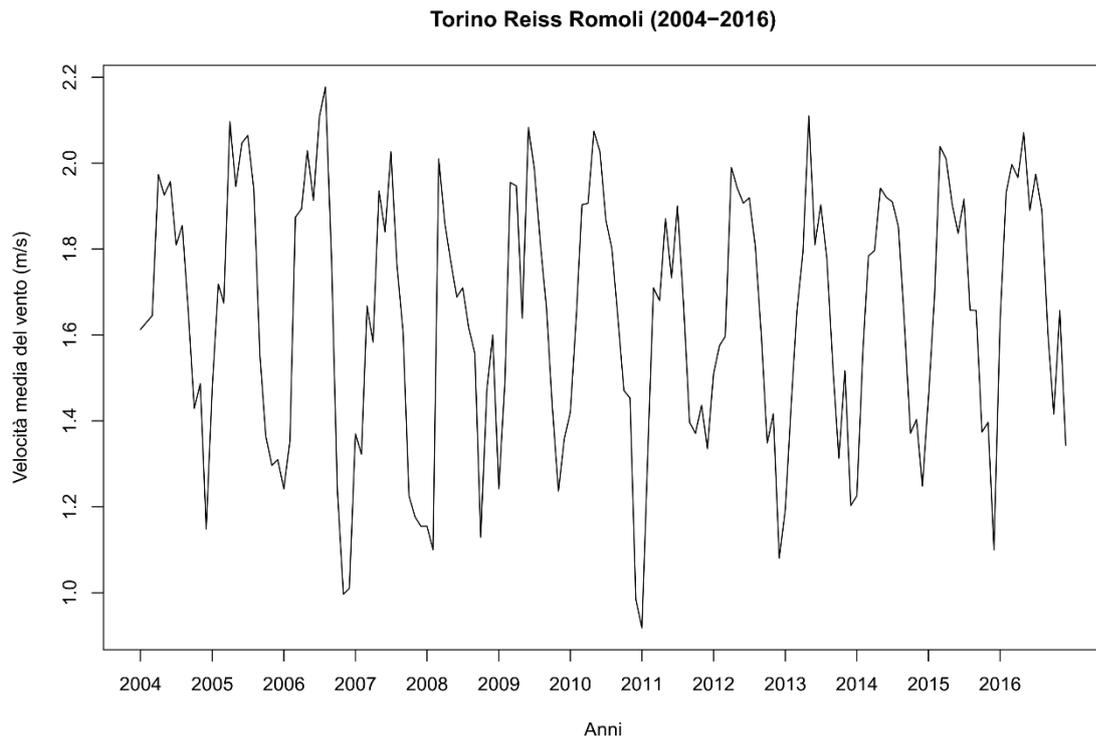


### Andamento della serie pluriennale di velocità media del vento

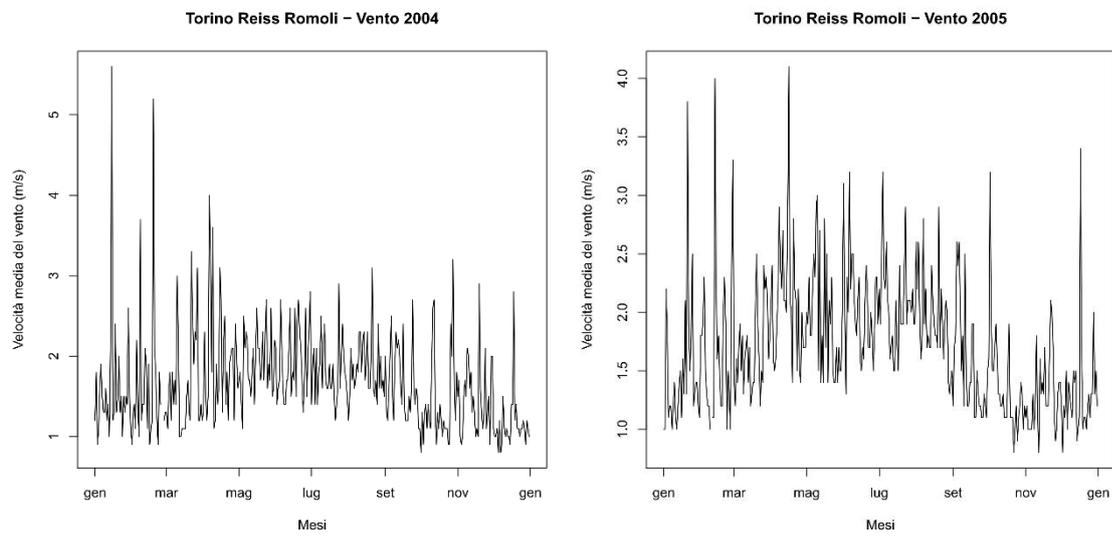




## Andamento degli anni medi della velocità media del vento

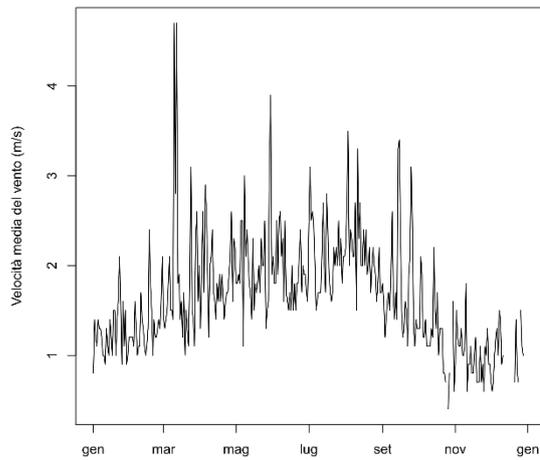


## Andamenti della velocità media del vento a scala annuale

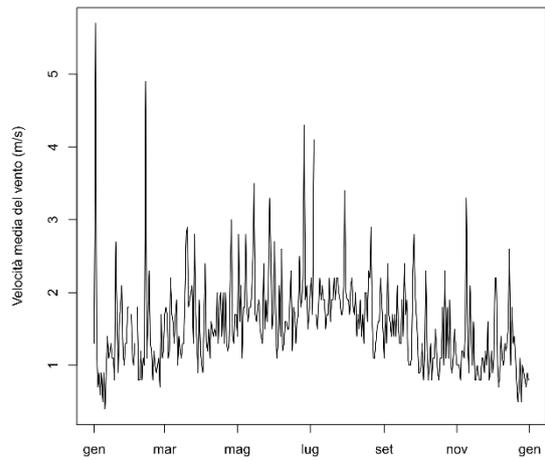




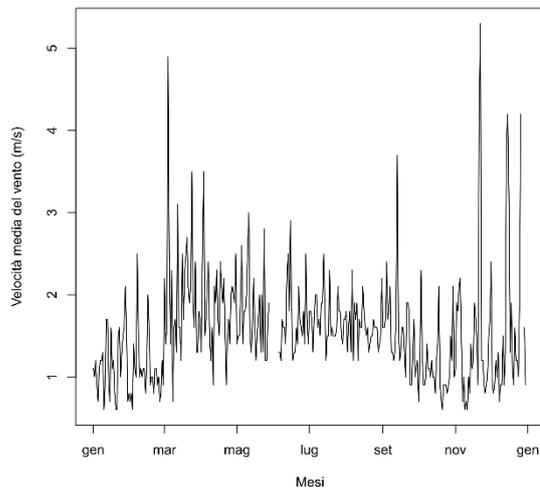
Torino Reiss Romoli - Vento 2006



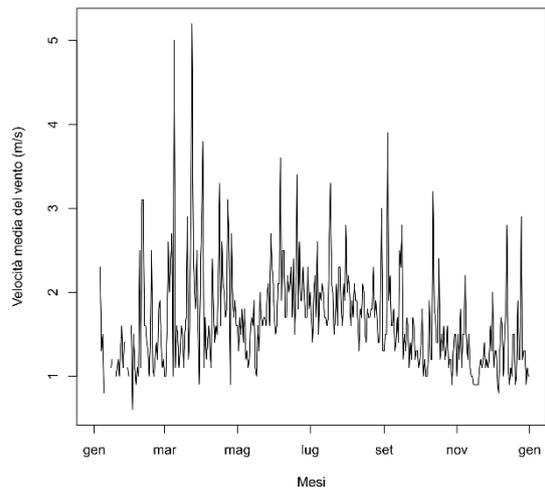
Torino Reiss Romoli - Vento 2007



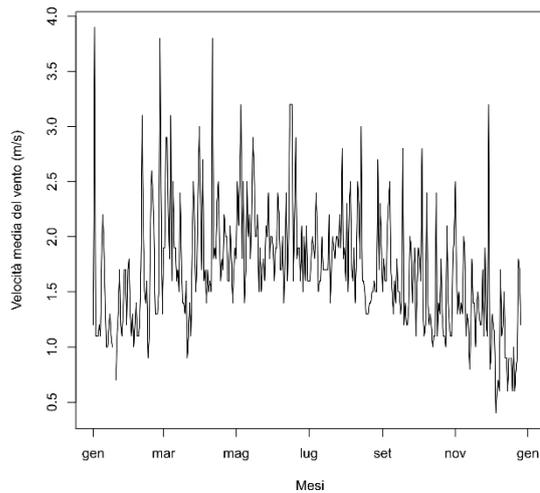
Torino Reiss Romoli - Vento 2008



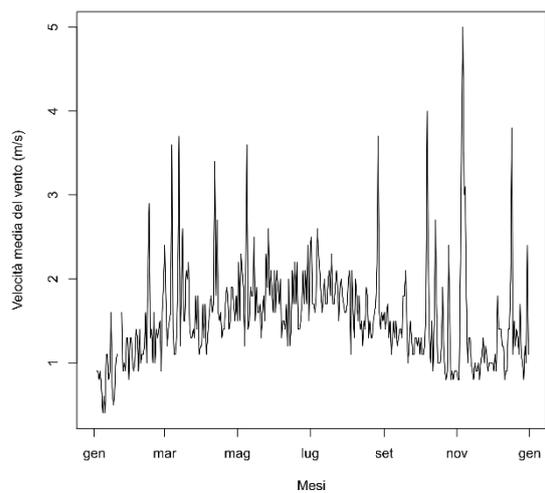
Torino Reiss Romoli - Vento 2009



Torino Reiss Romoli - Vento 2010

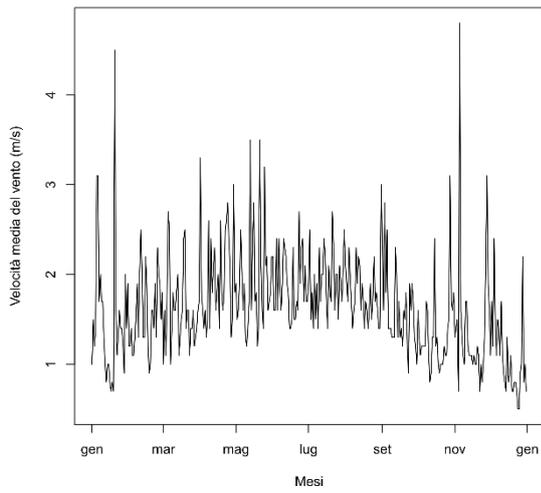


Torino Reiss Romoli - Vento 2011

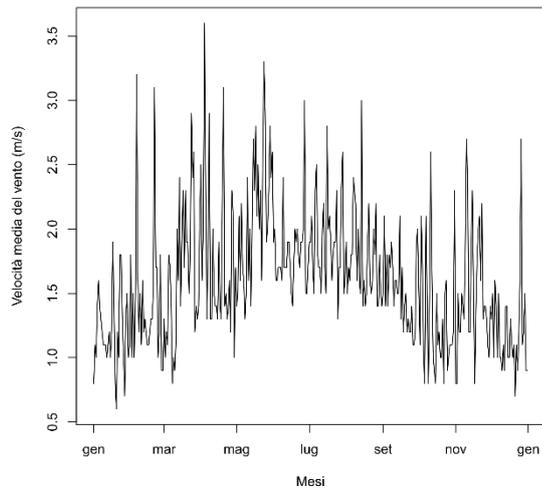




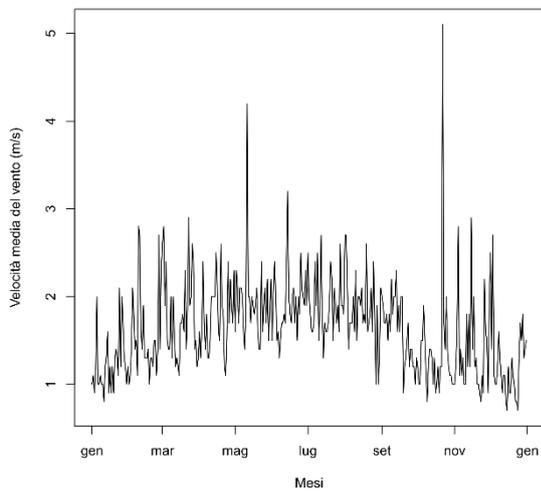
Torino Reiss Romoli – Vento 2012



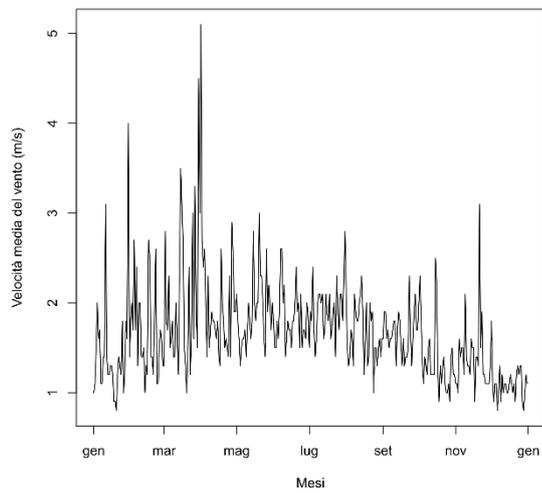
Torino Reiss Romoli – Vento 2013



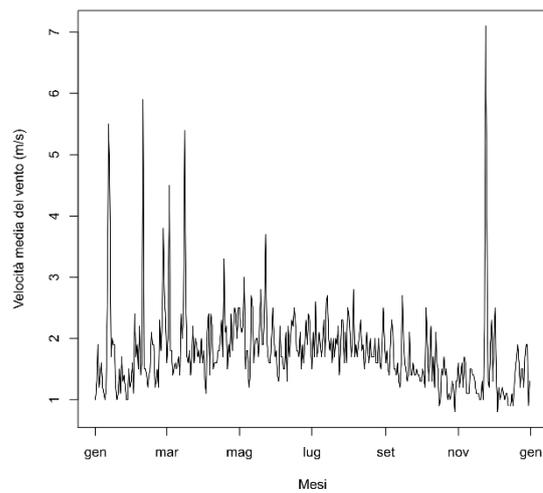
Torino Reiss Romoli – Vento 2014



Torino Reiss Romoli – Vento 2015

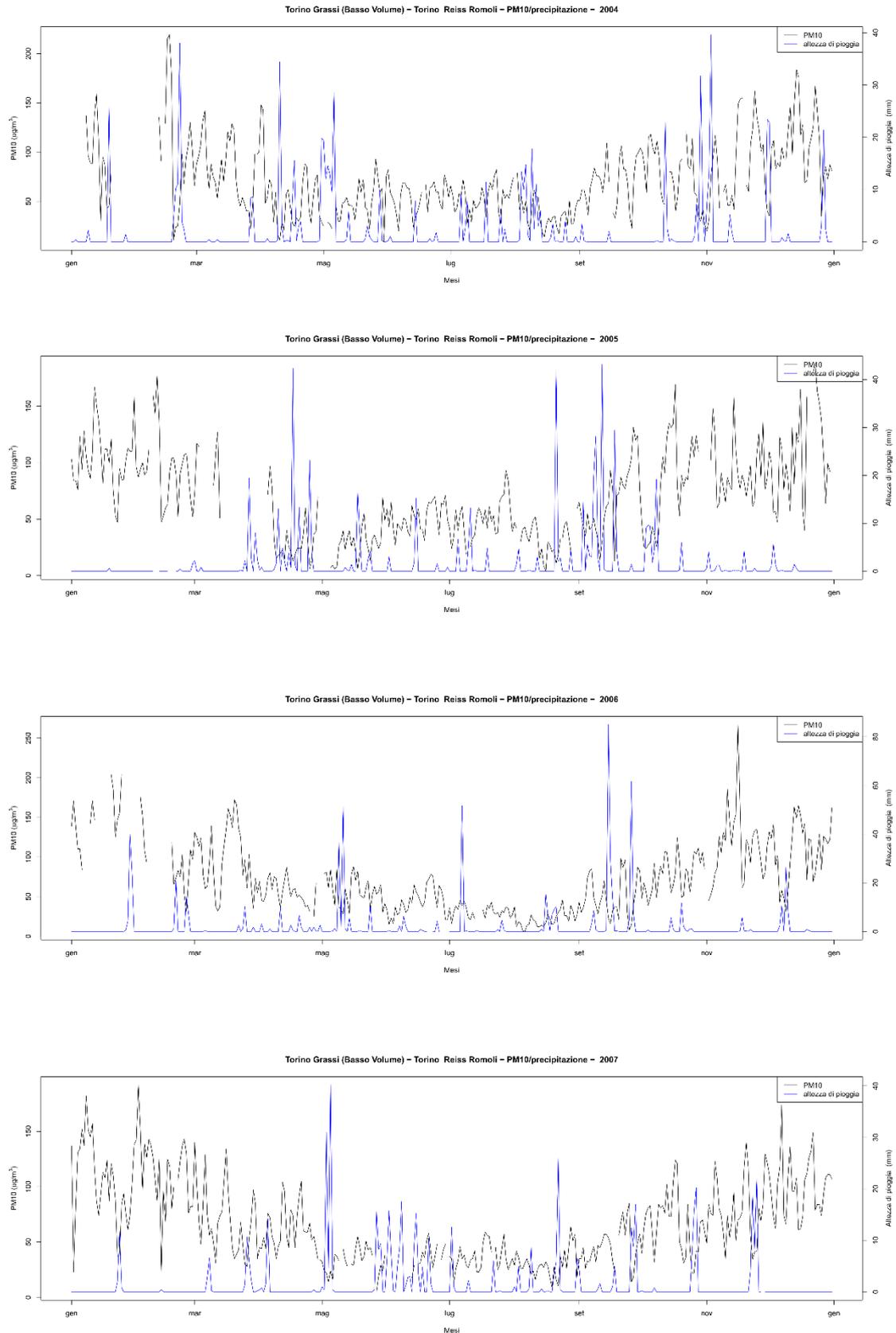


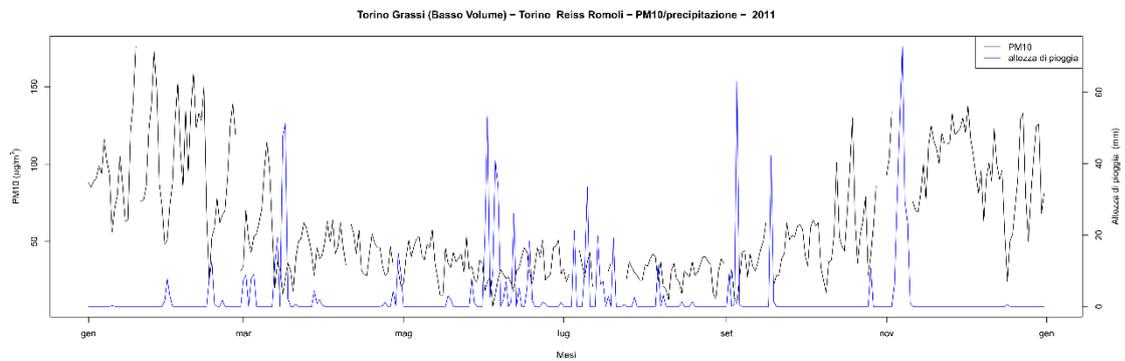
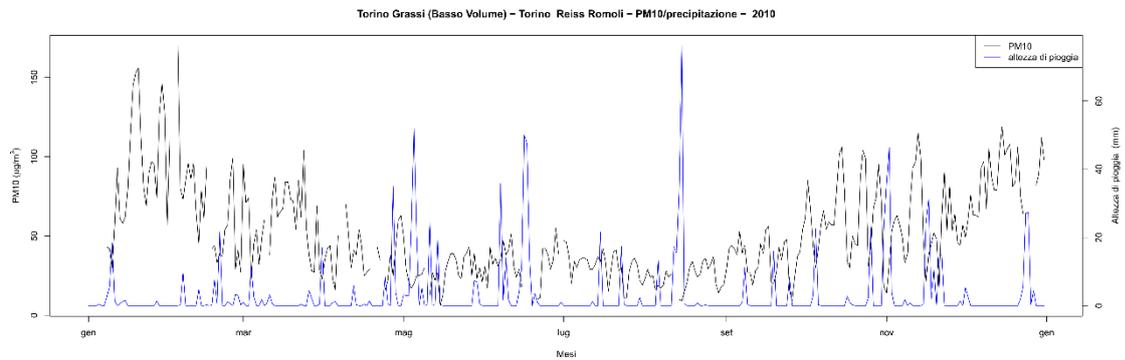
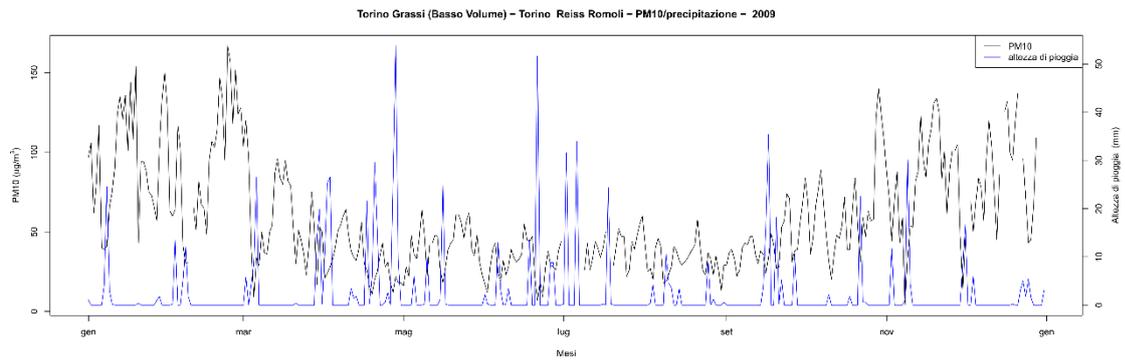
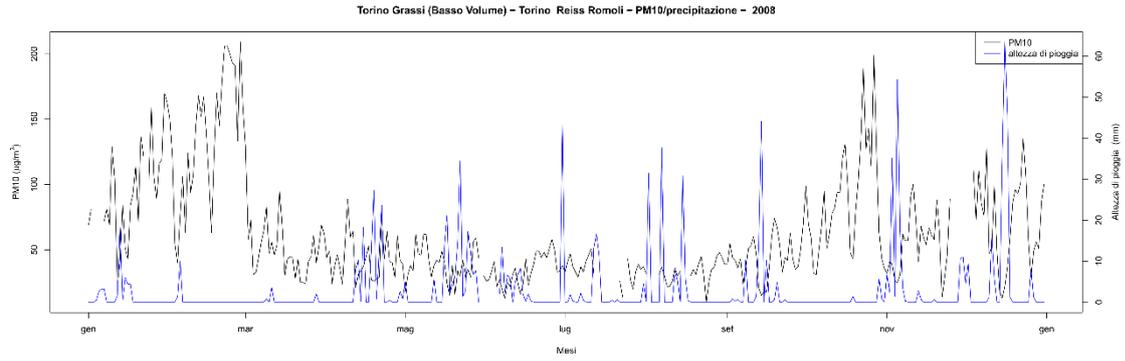
Torino Reiss Romoli – Vento 2016

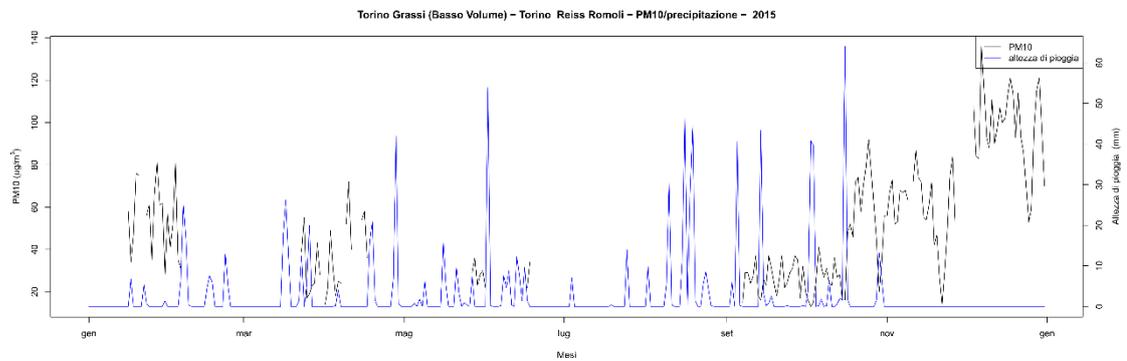
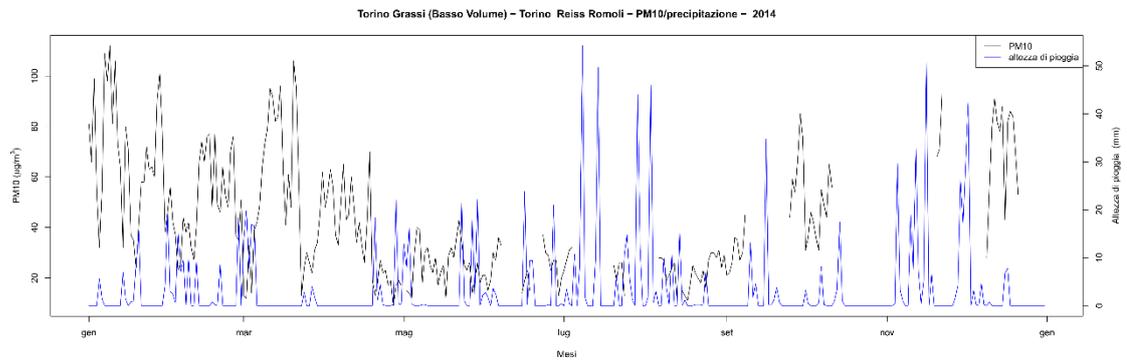
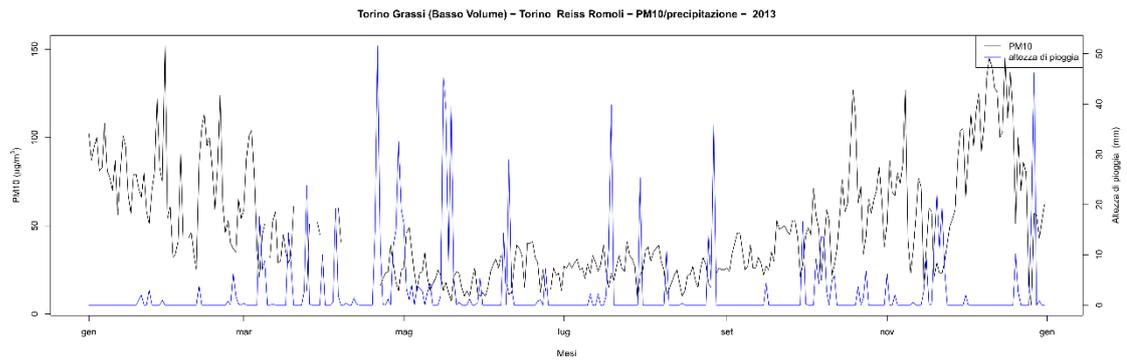
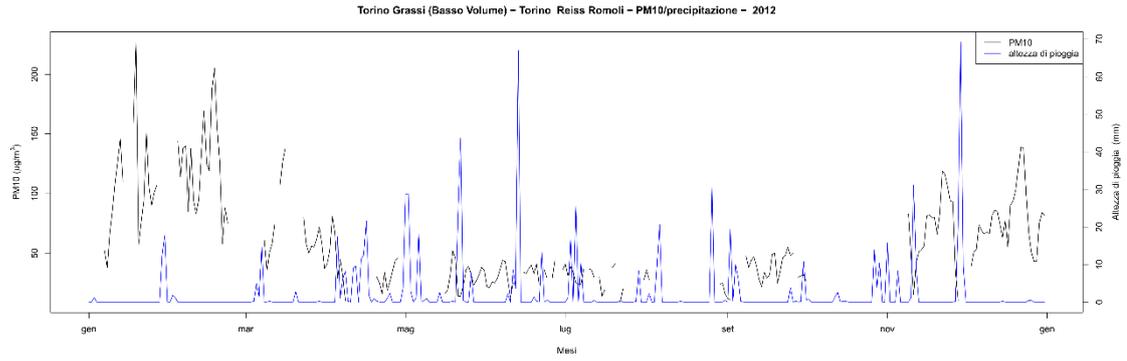


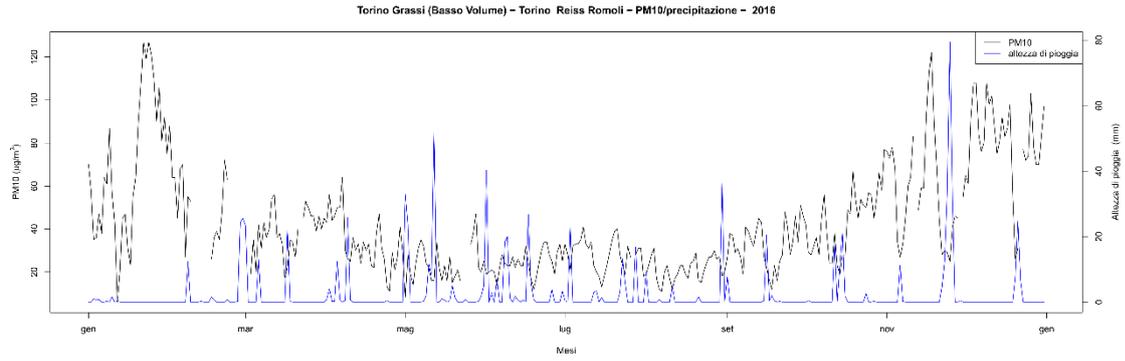


## Confronto a scala annuale tra l'andamento delle concentrazioni di PM10 e l'andamento dell'altezza di pioggia

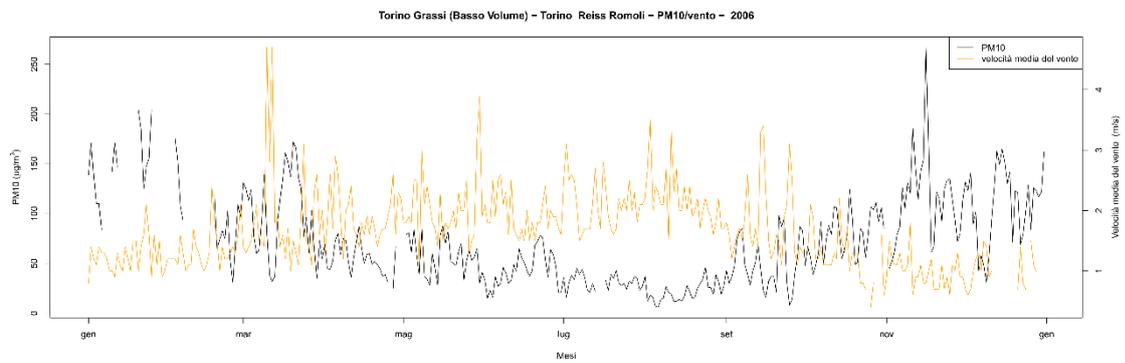
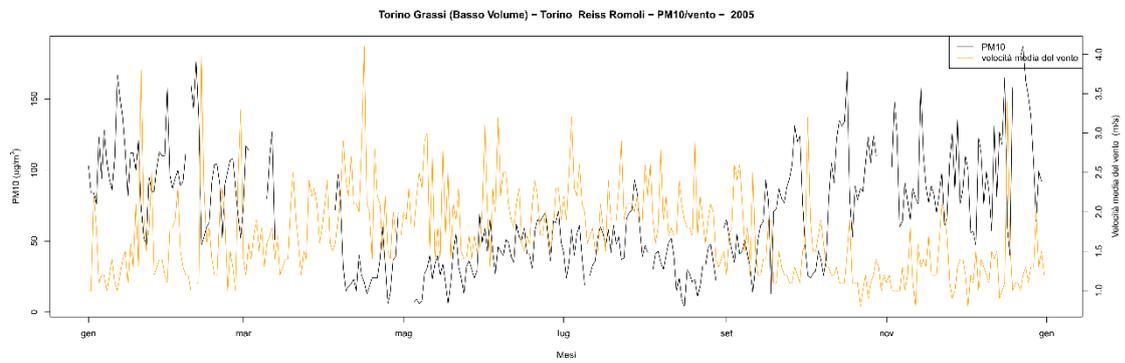
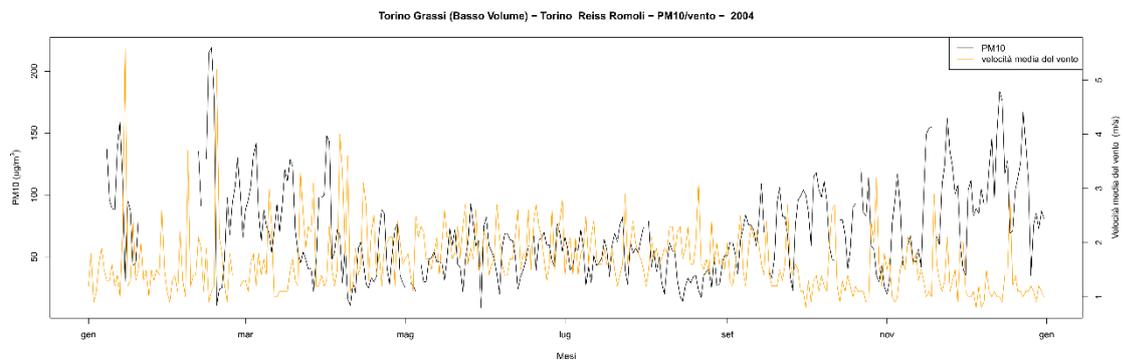


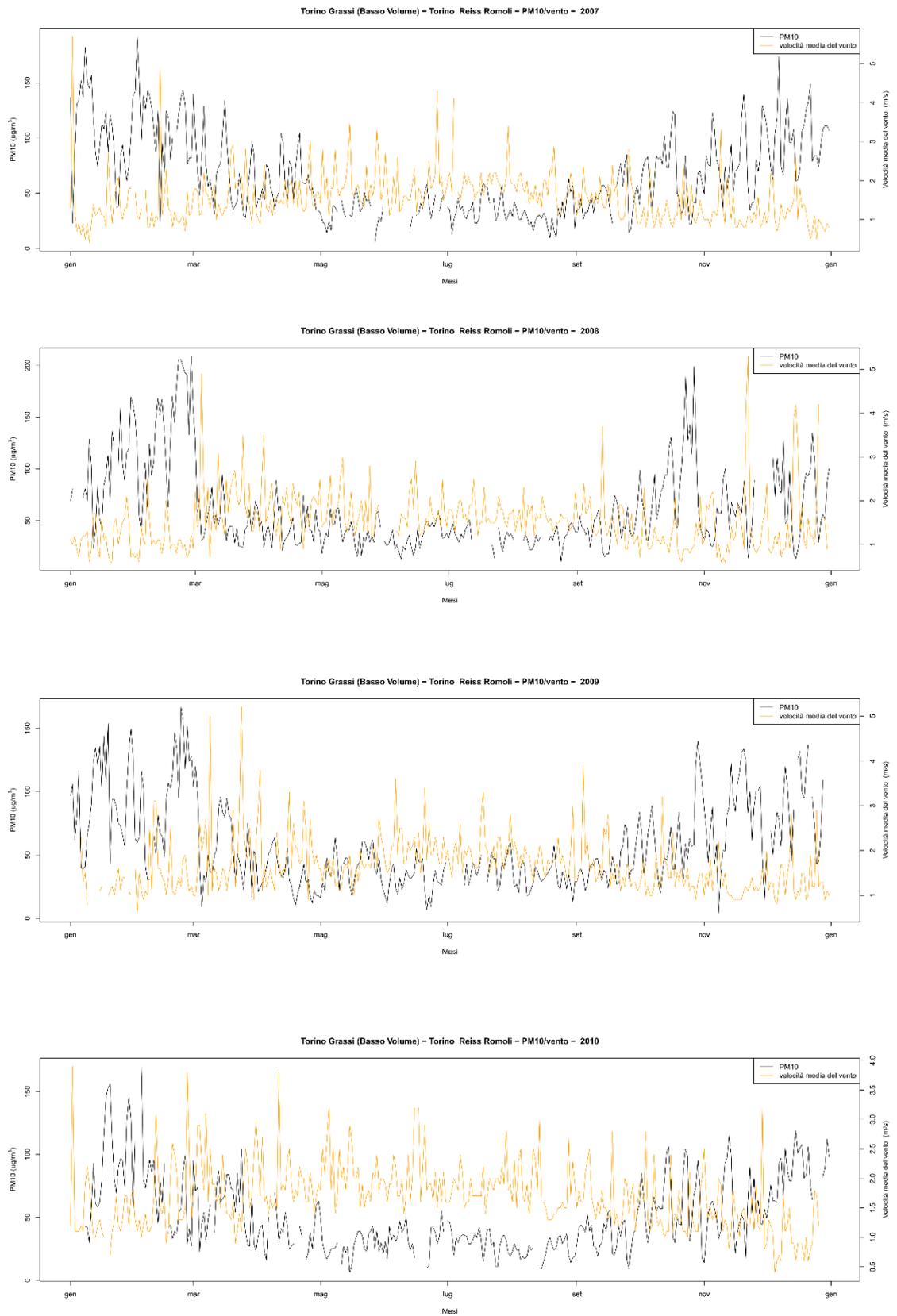


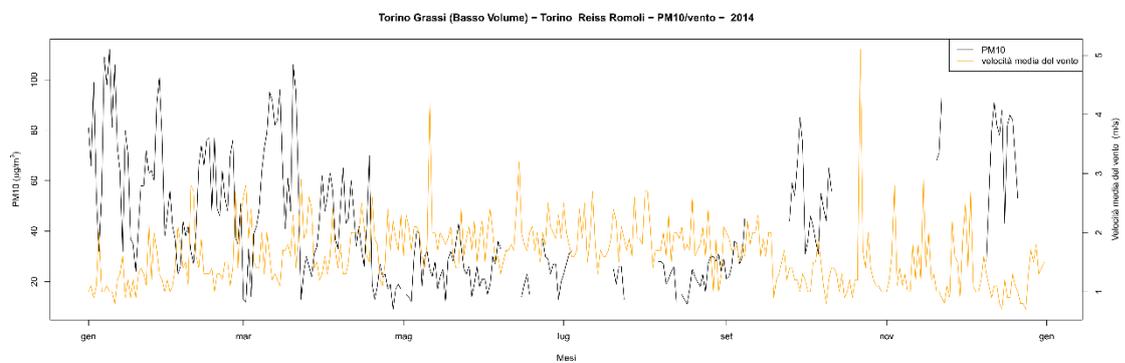
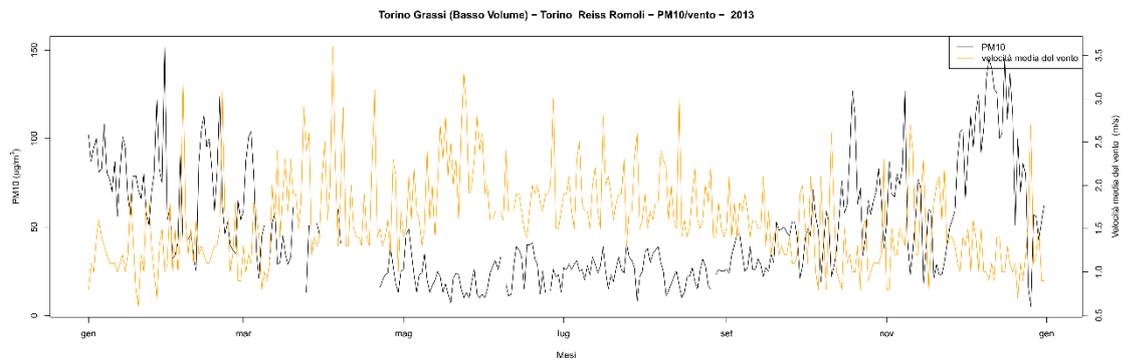
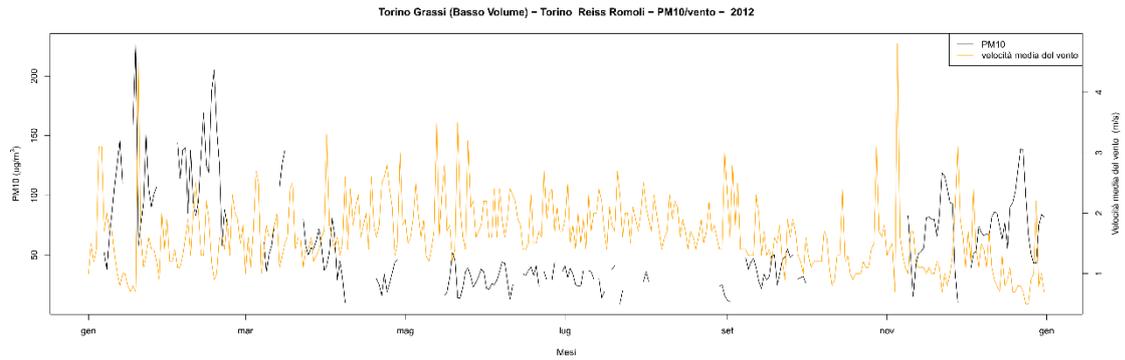
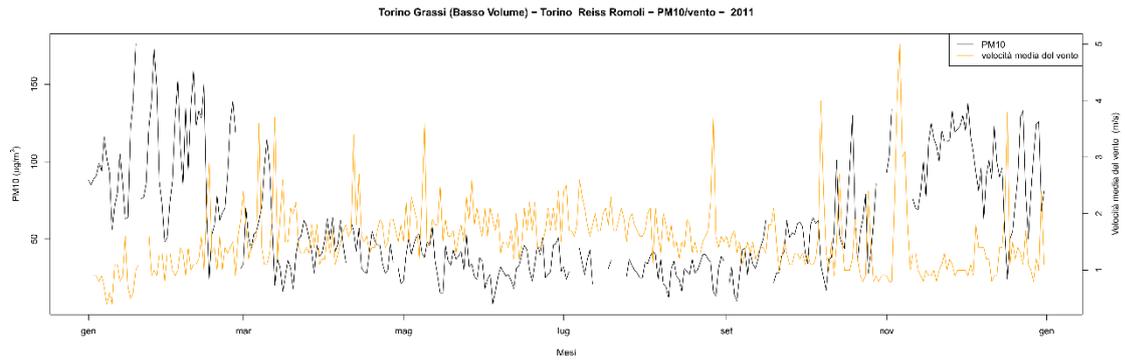


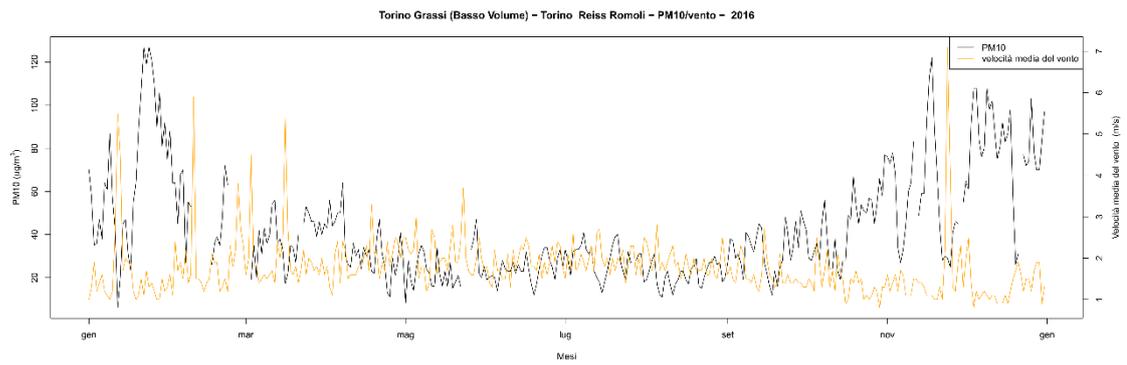
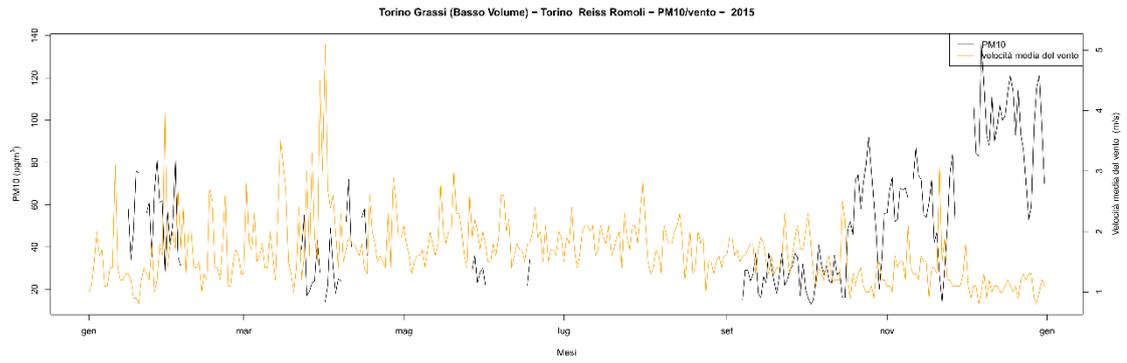


Confronto a scala annuale tra l'andamento delle concentrazioni di PM10 e l'andamento della velocità media del vento



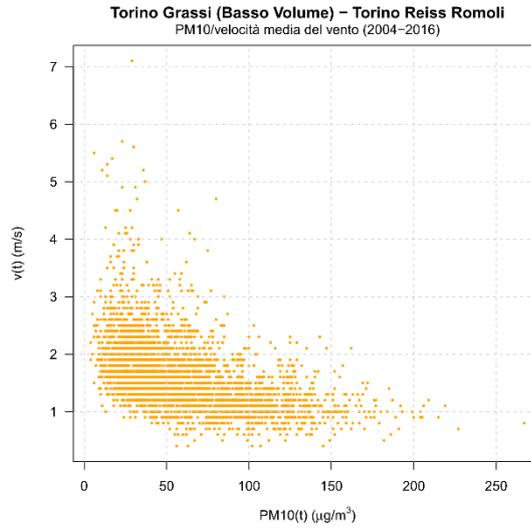
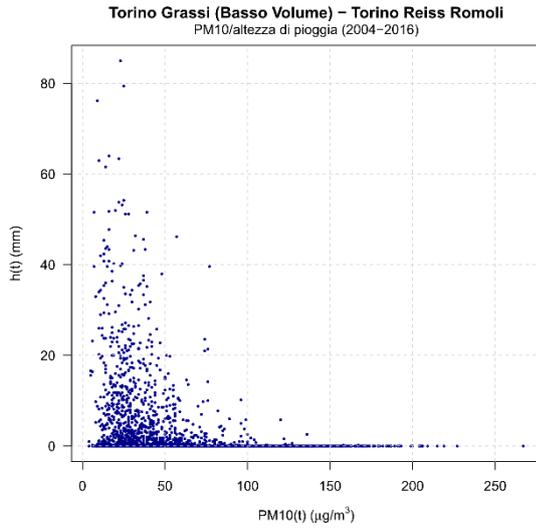




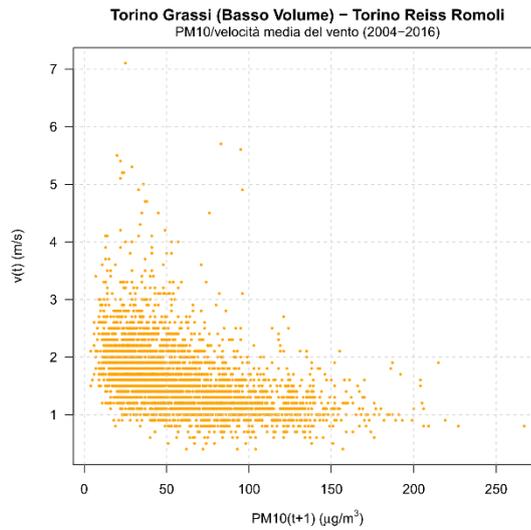
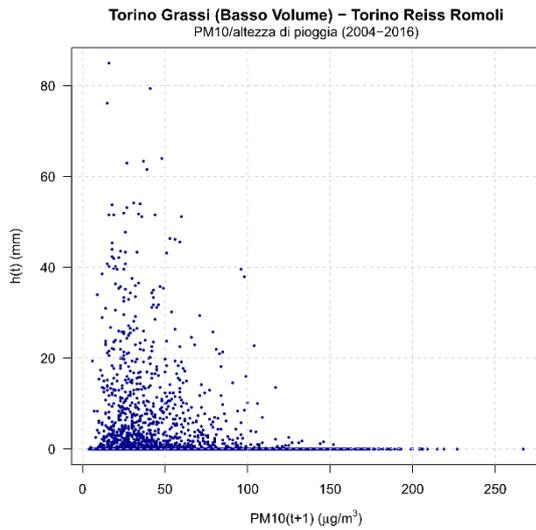




### Scatter plot PM10(t)/h(t) e PM10(t)/v(t)

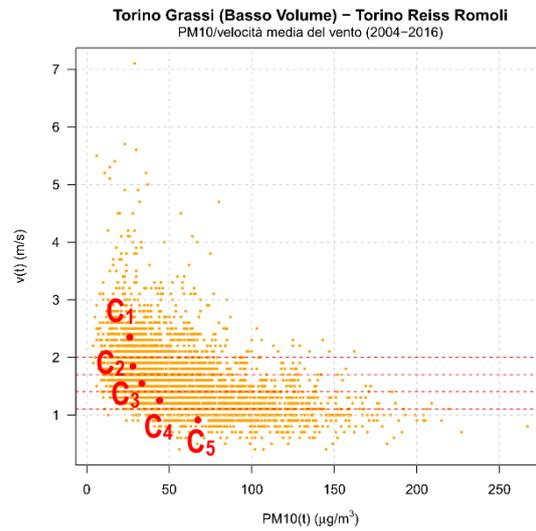
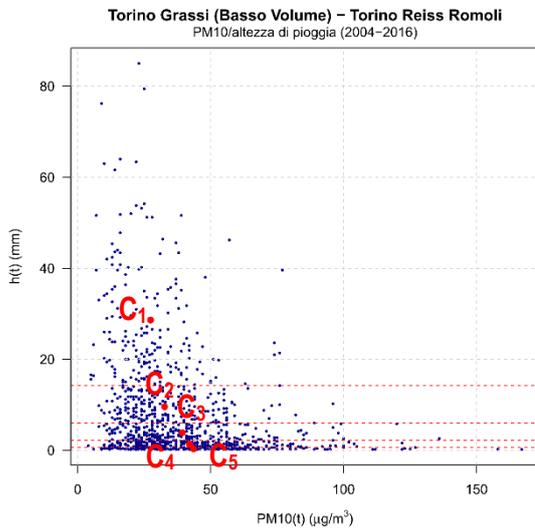
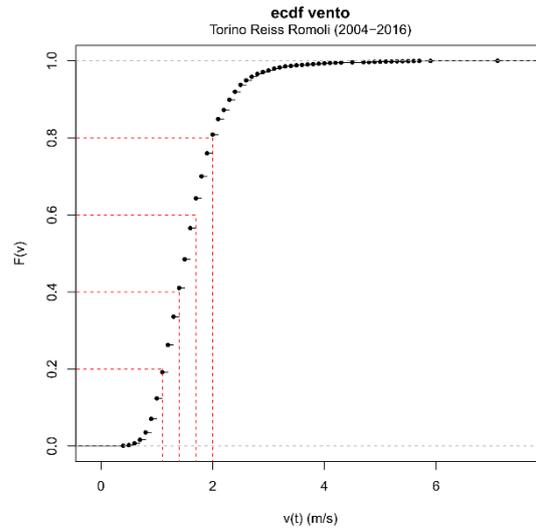
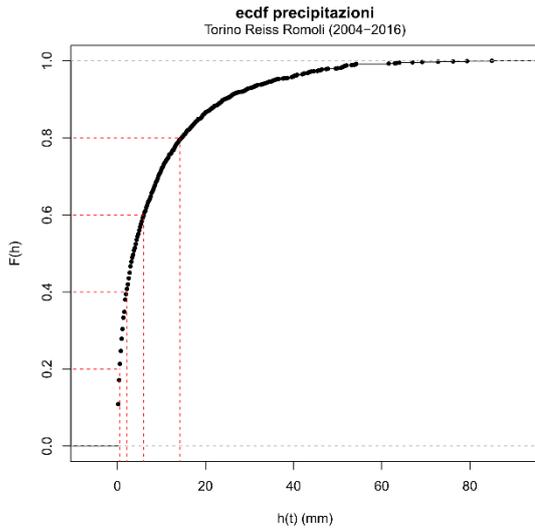


### Scatter plot PM10(t+1)/h(t) e PM10(t+1)/v(t)





### Centroidi degli scatter plot PM10(t)/h(t) e PM10(t)/v(t)



$q_{0,2}$	$q_{0,4}$	$q_{0,6}$	$q_{0,8}$
0,6 mm	2,2 mm	6 mm	14,2 mm

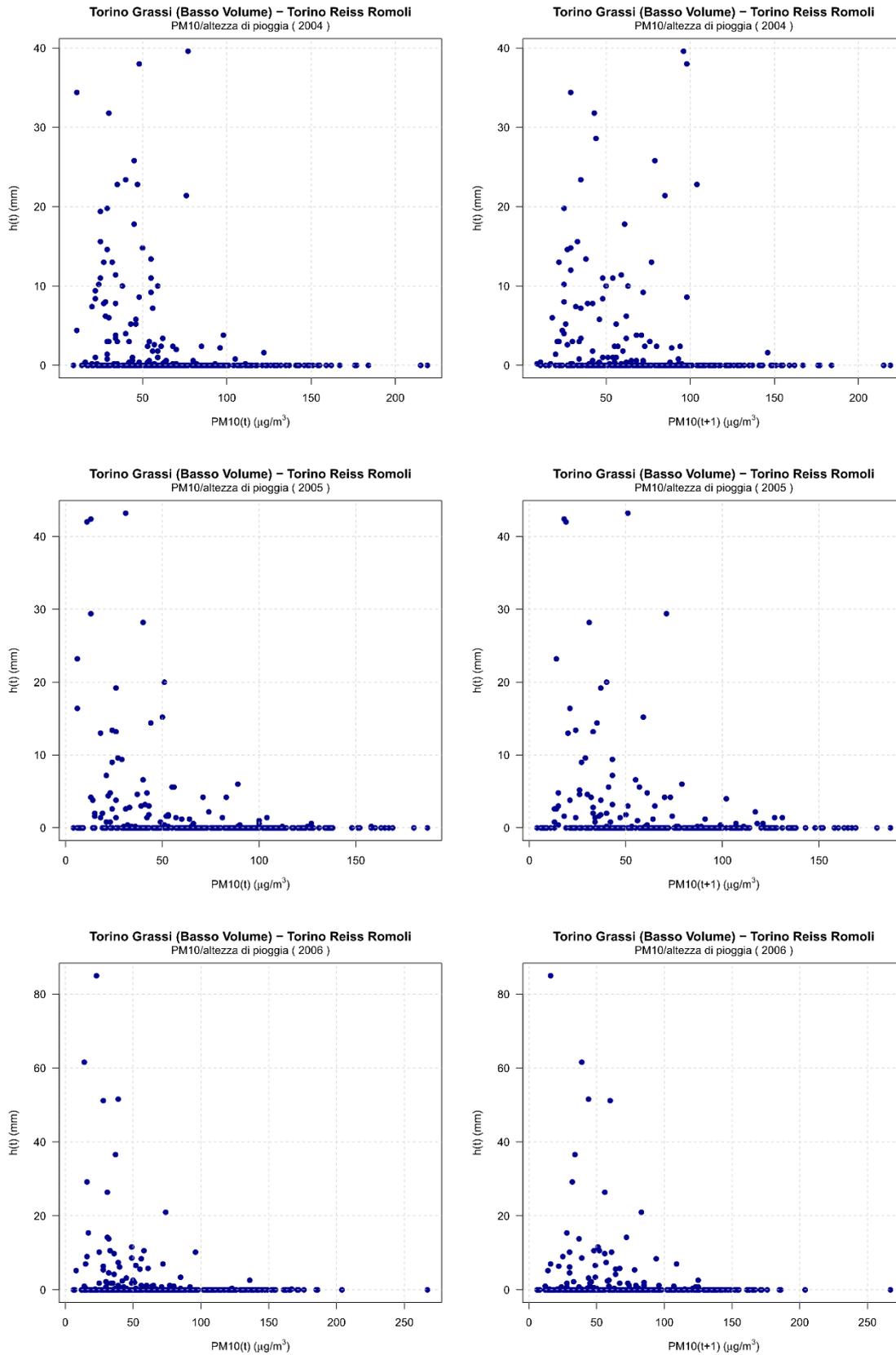
$q_{0,2}$	$q_{0,4}$	$q_{0,6}$	$q_{0,8}$
1,1 m/s	1,4 m/s	1,7 m/s	2 m/s

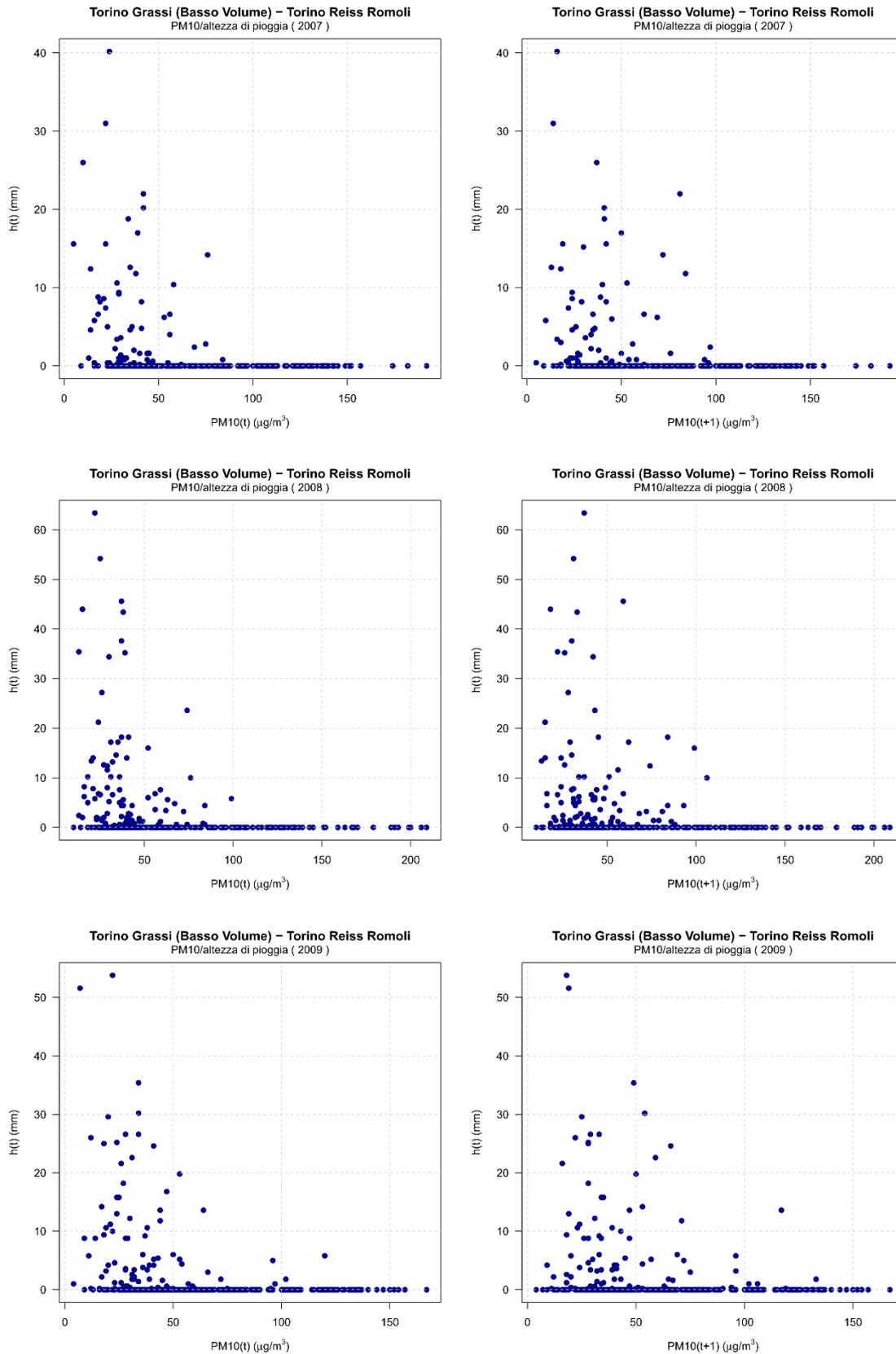
	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$
PM10(t) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	27,4	32,7	39,3	42,1	43,6
h(t) mm	28,6	9,6	3,9	1,3	0,3

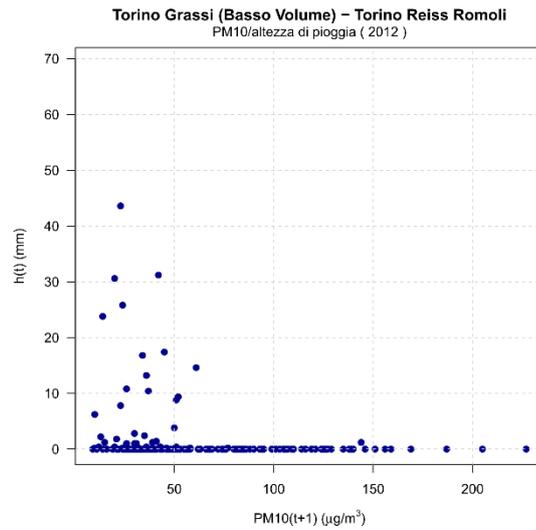
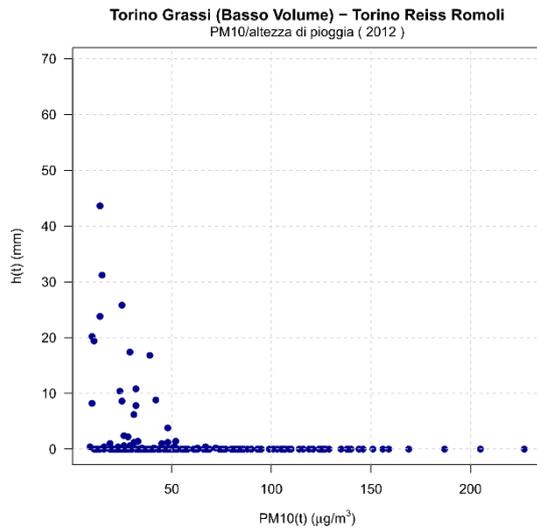
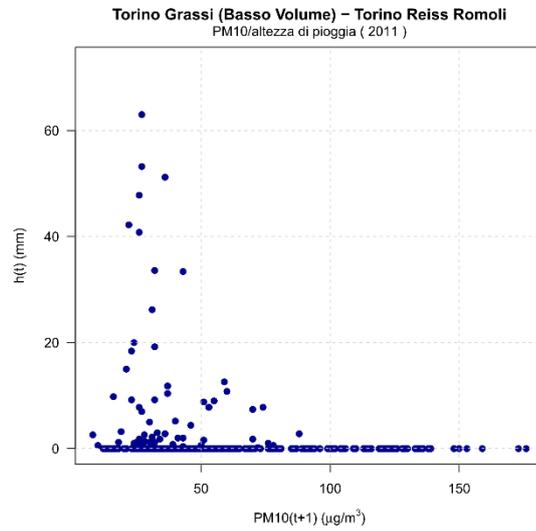
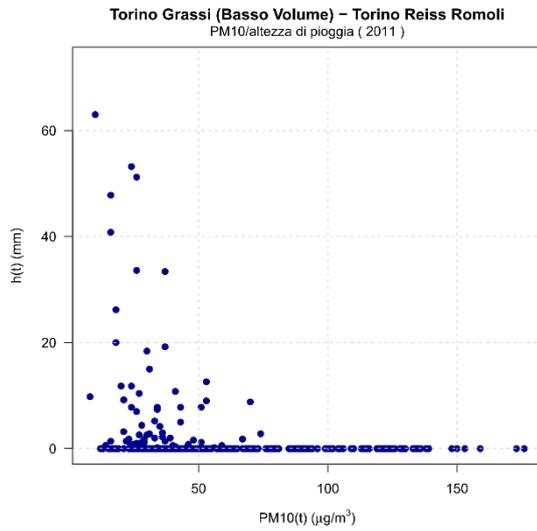
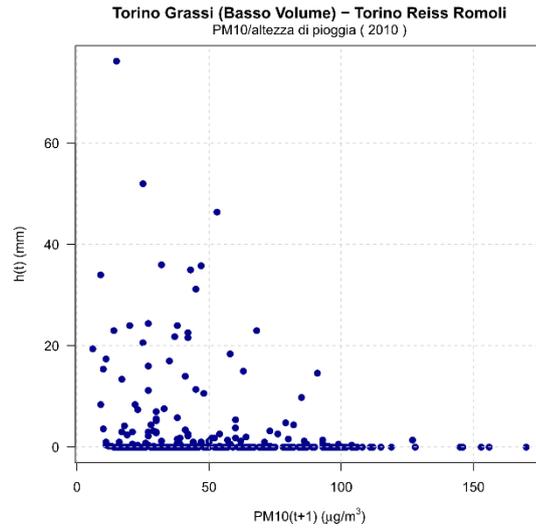
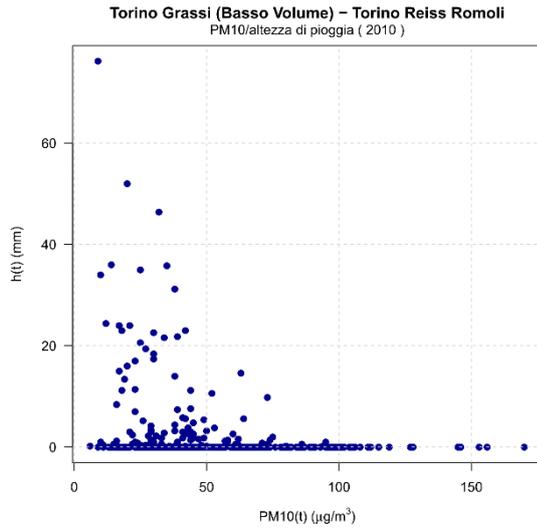
	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$
PM10(t) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	26,1	28	33,4	44,1	67,3
v(t) m/s	2,3	1,8	1,5	1,2	0,9

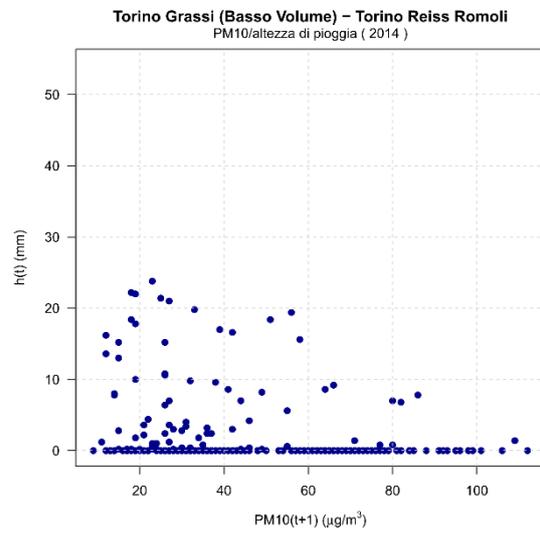
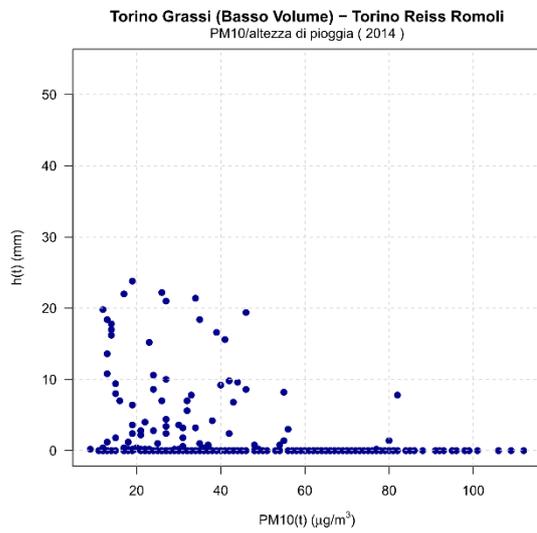
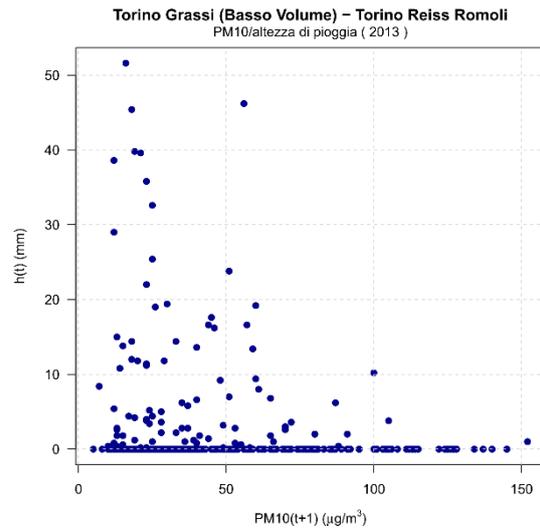
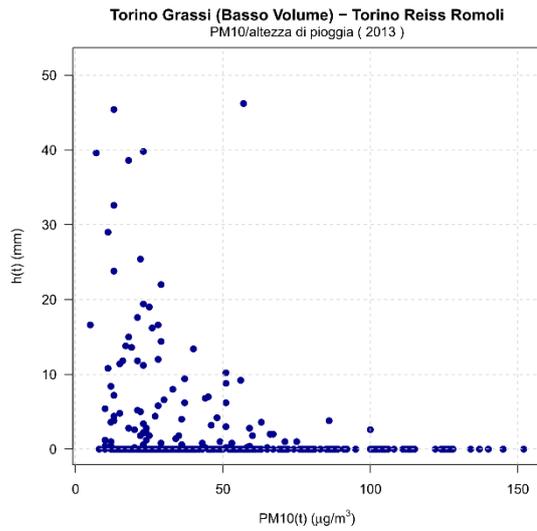


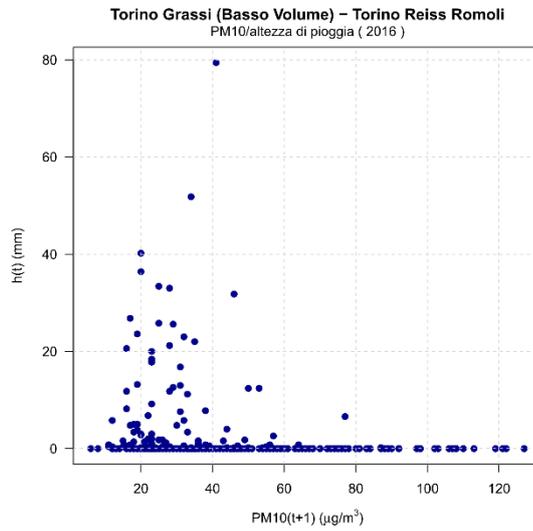
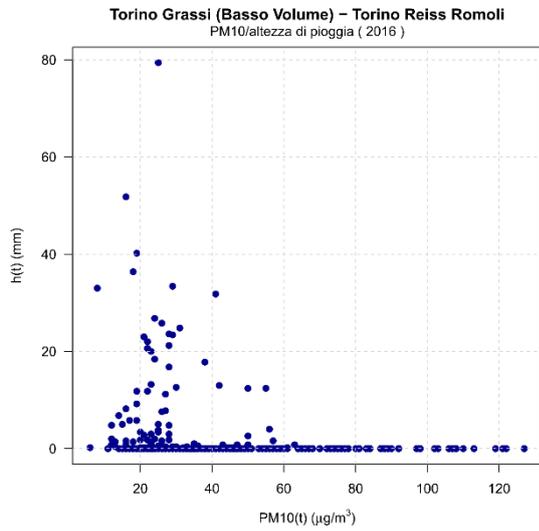
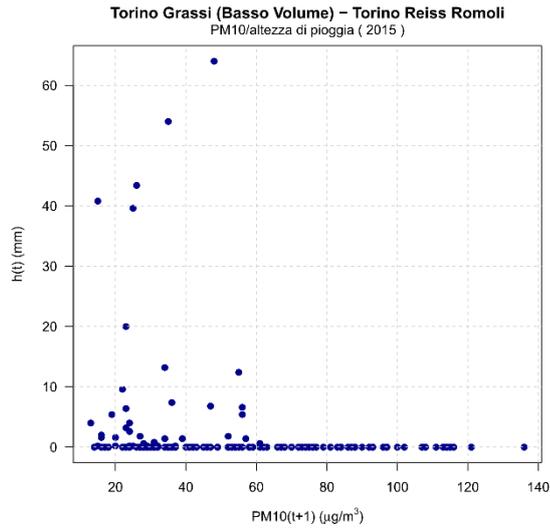
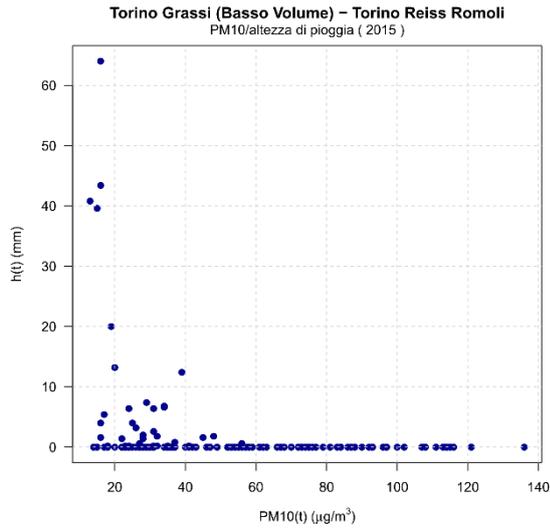
### Confronto tra scatter plot $PM_{10}(t)/h(t)$ e $PM_{10}(t+1)/h(t)$ a scala annuale



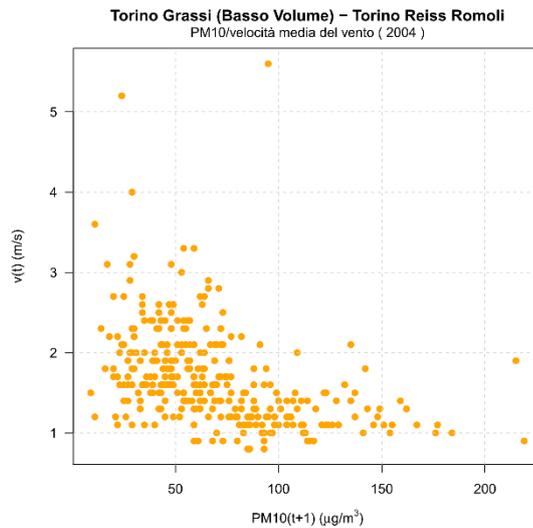
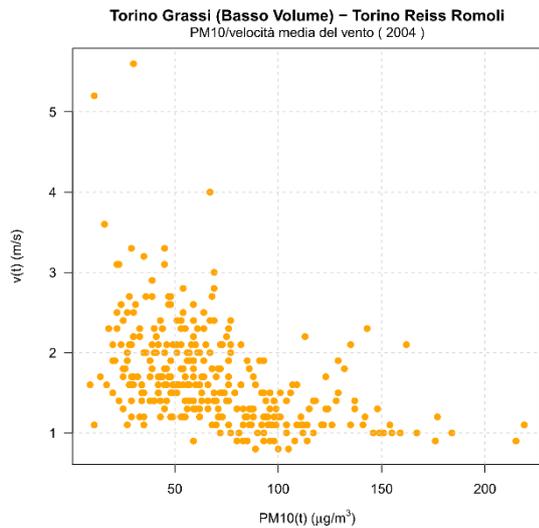


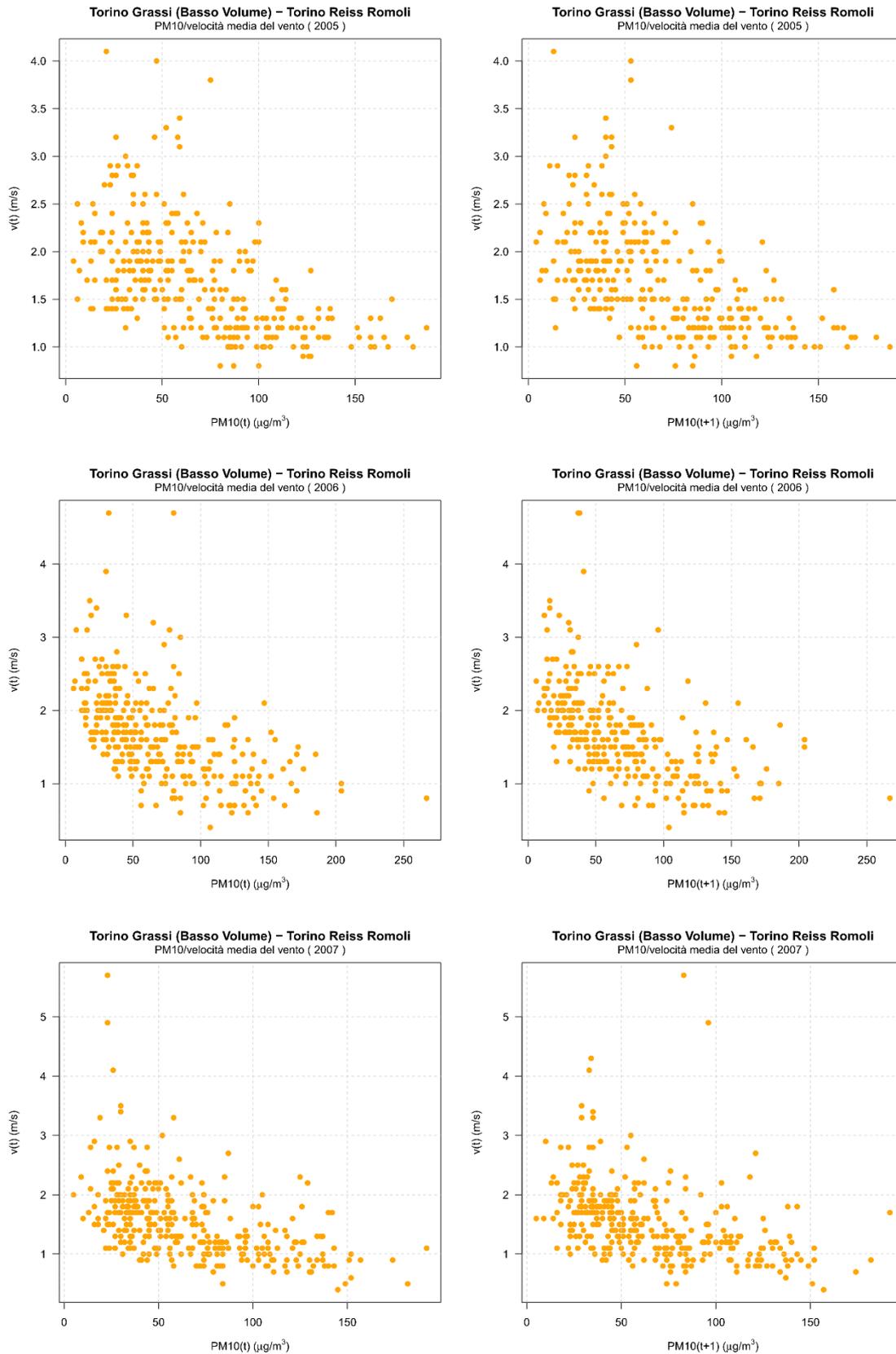


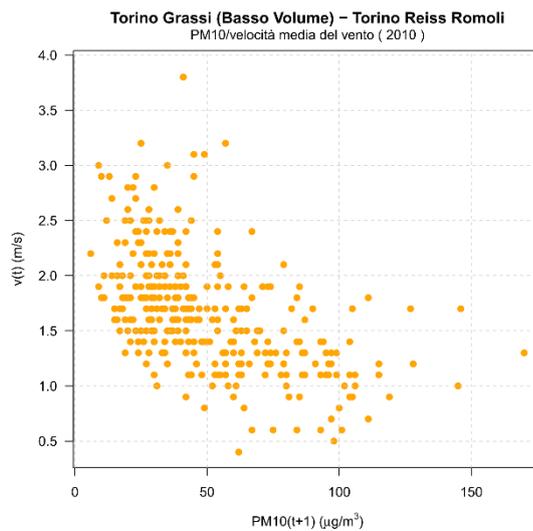
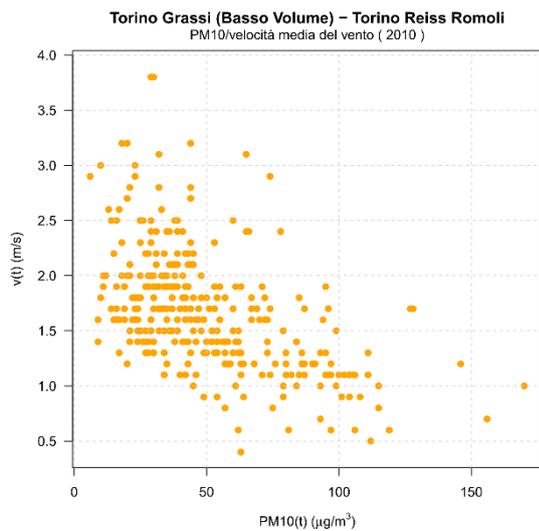
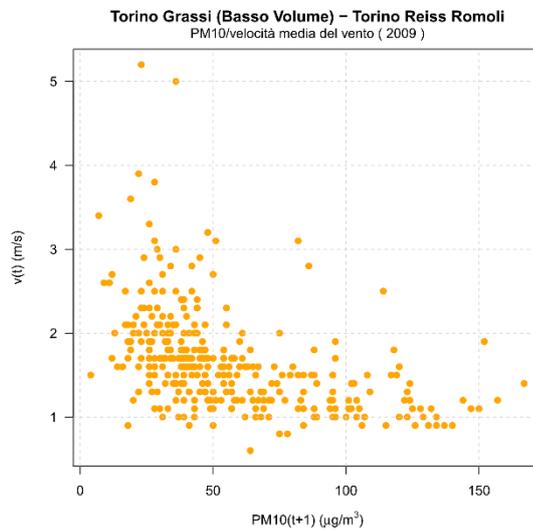
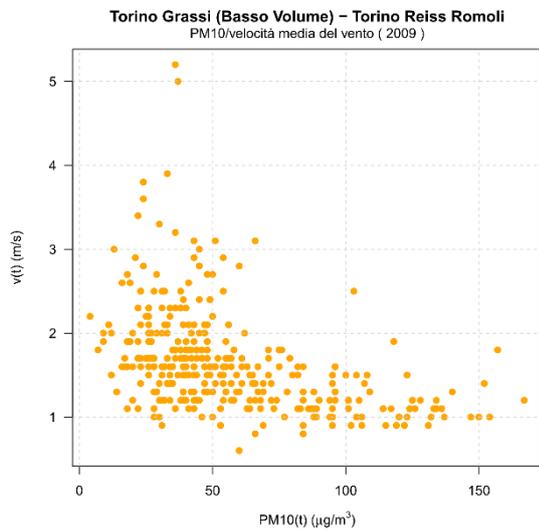
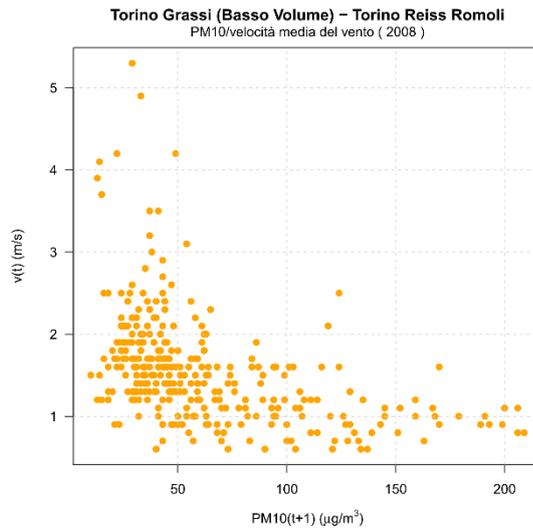
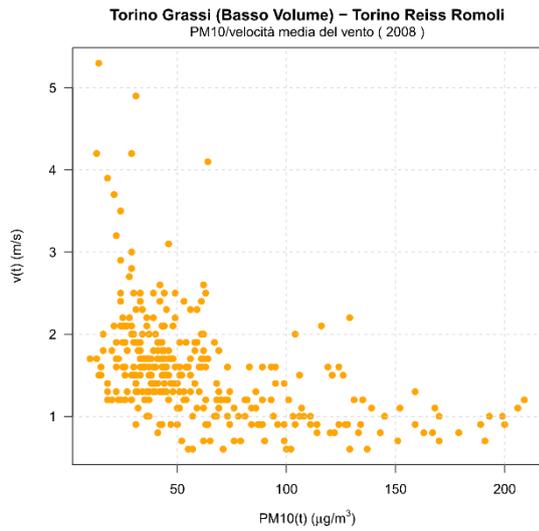


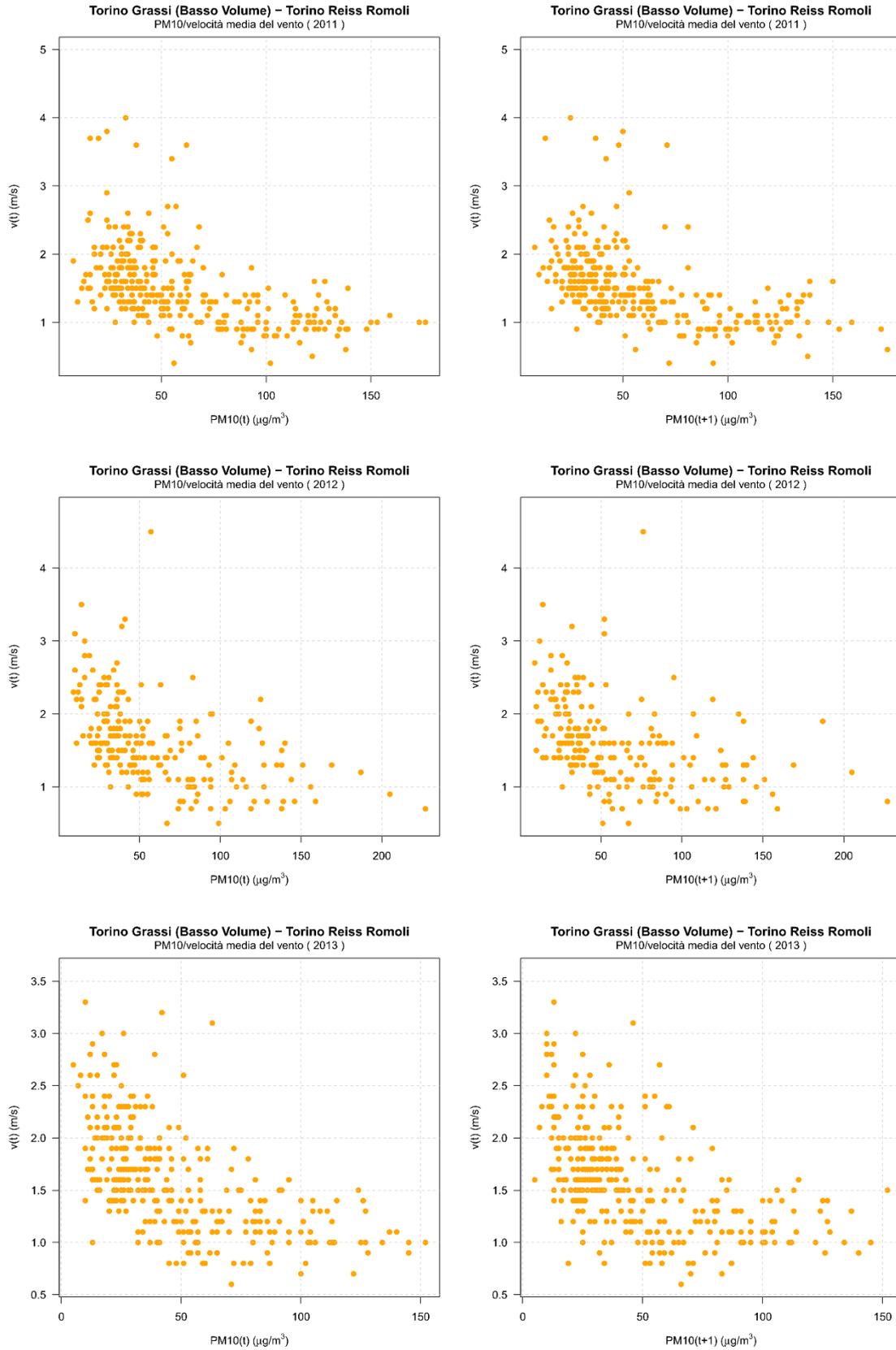


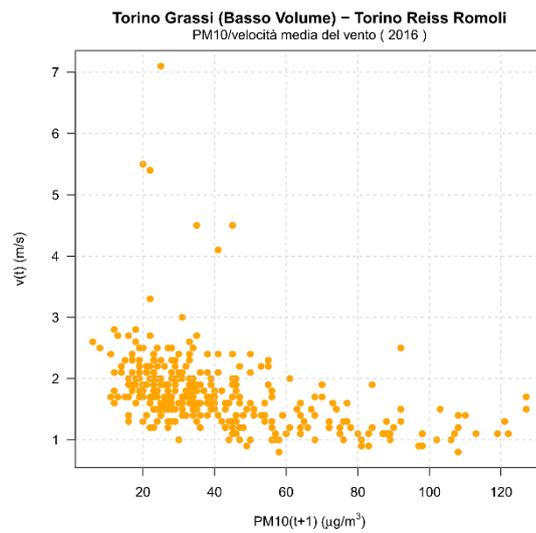
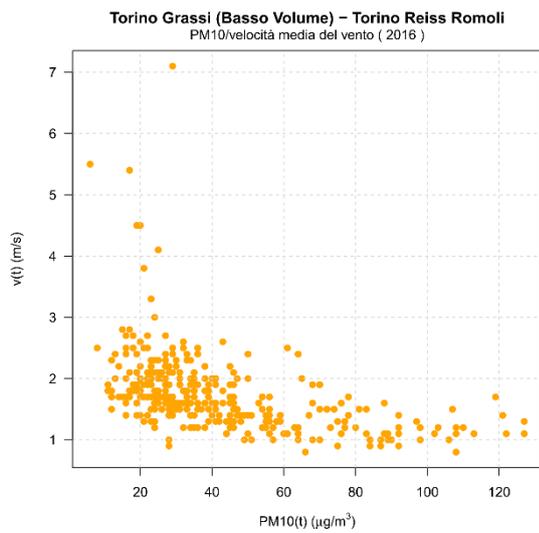
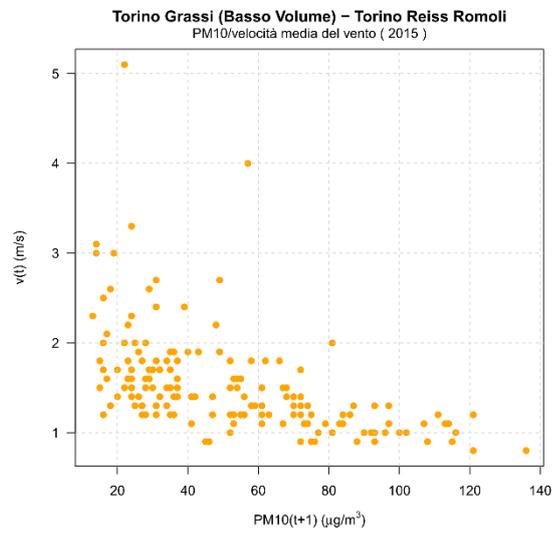
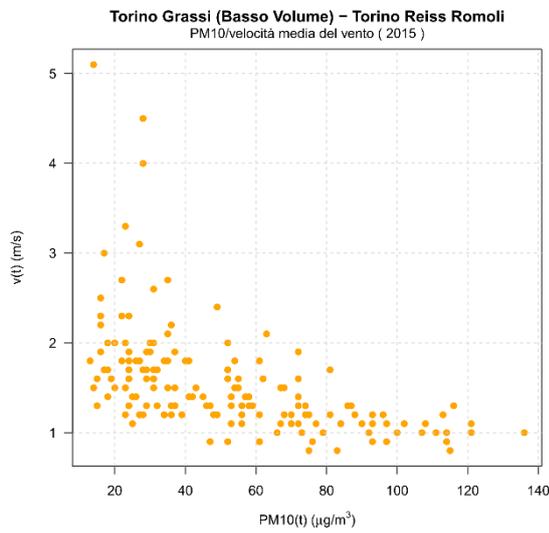
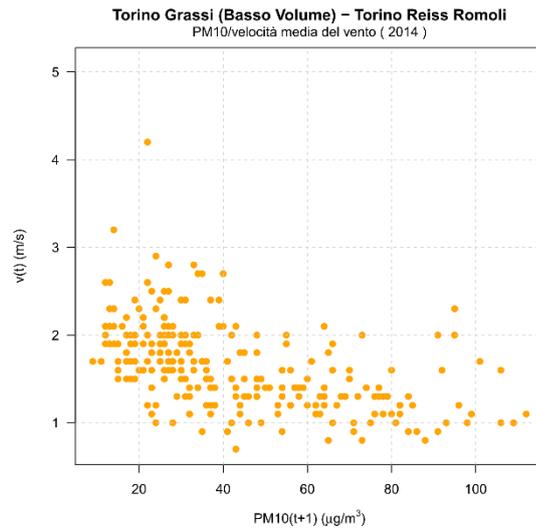
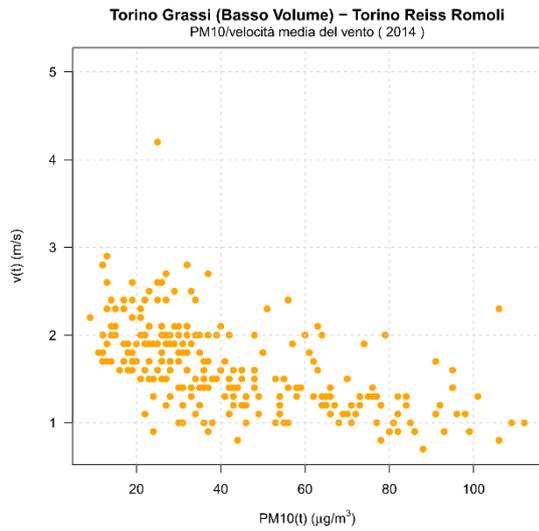
Confronto tra scatter plot  $PM_{10}(t)/v(t)$  e  $PM_{10}(t+1)/v(t)$





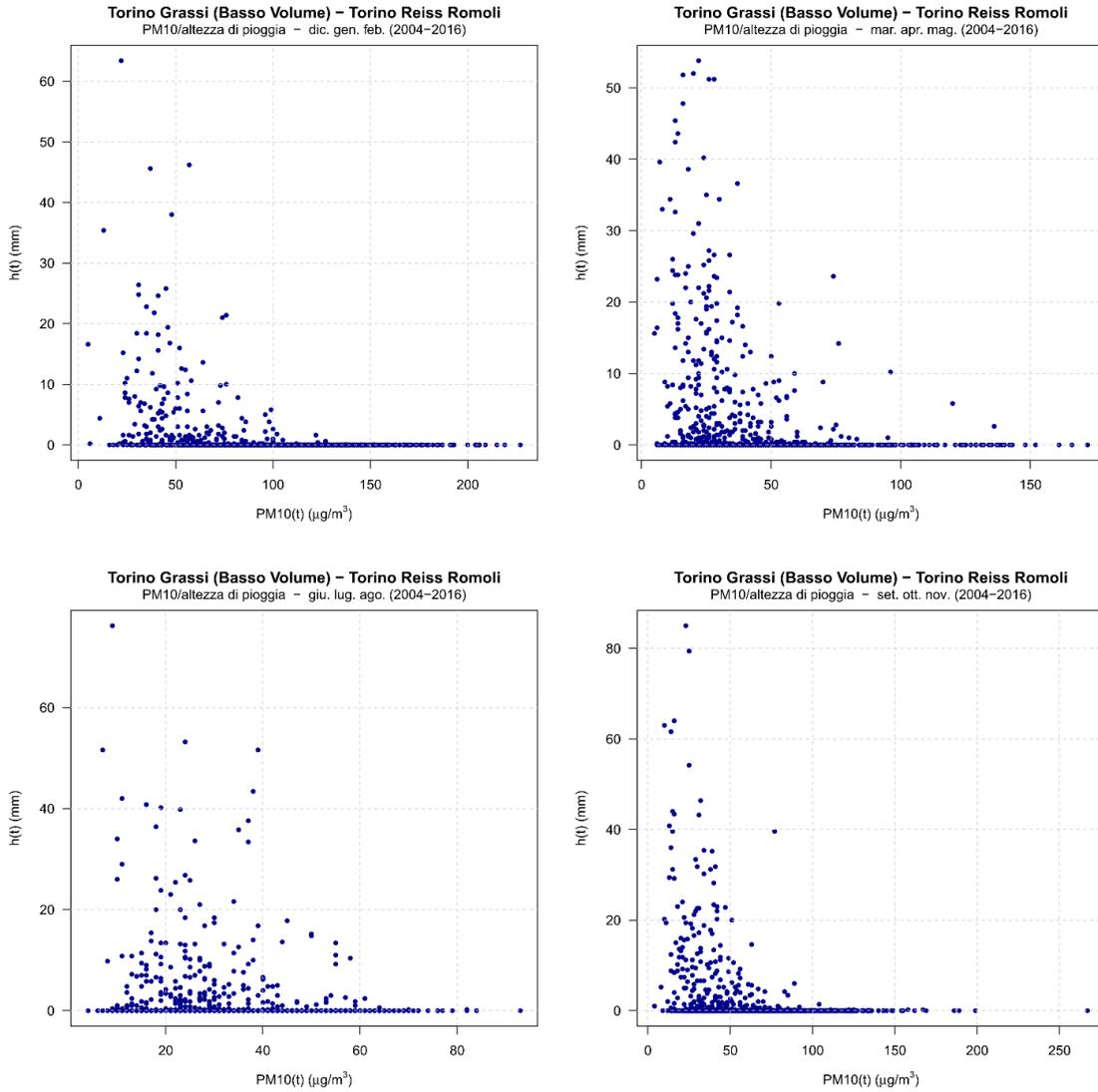




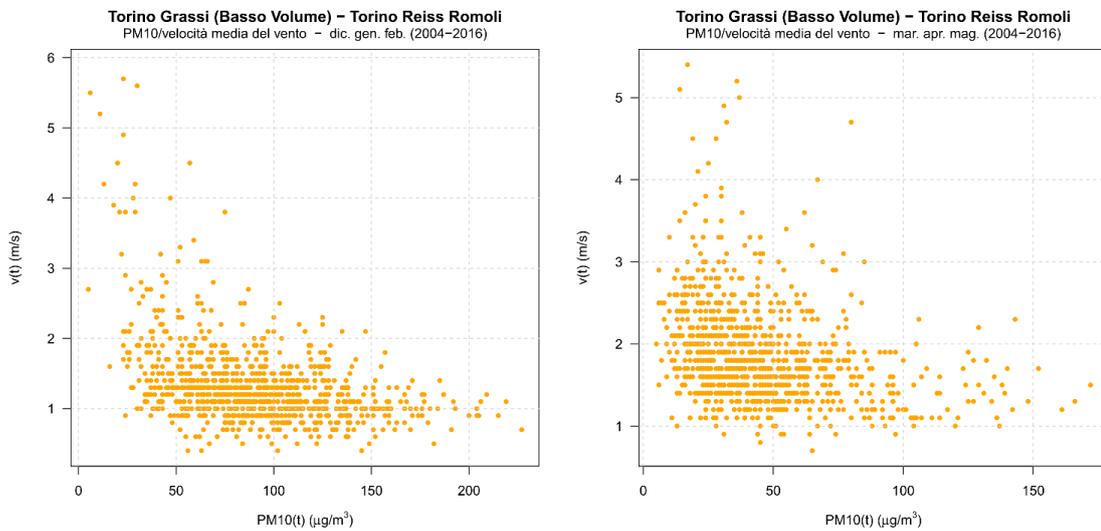


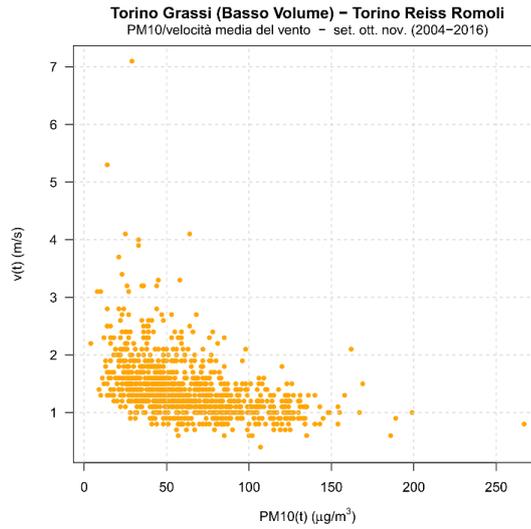
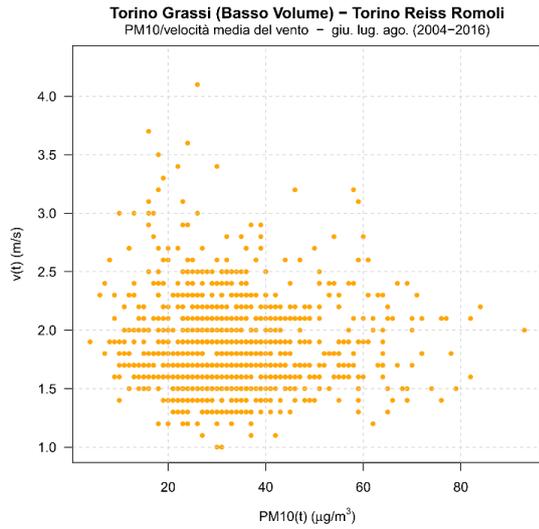


### Scatter plot trimestrali PM10(t)/h(t)

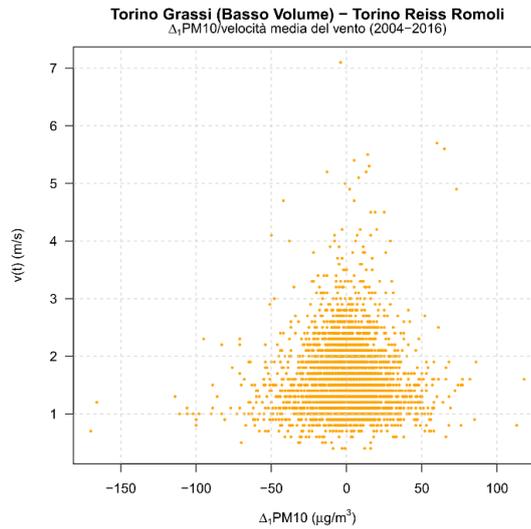
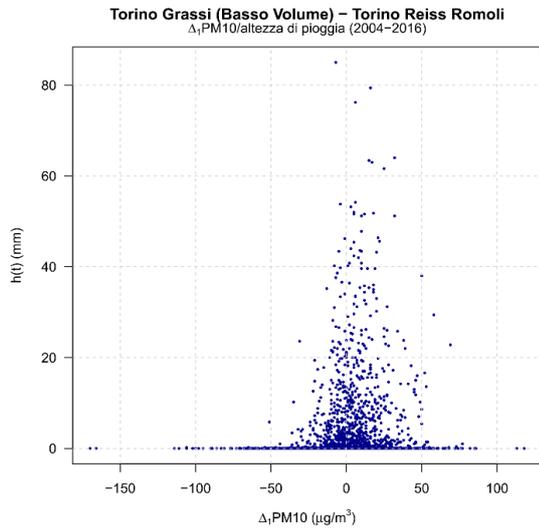


### Scatter plot trimestrali PM10(t)/v(t)

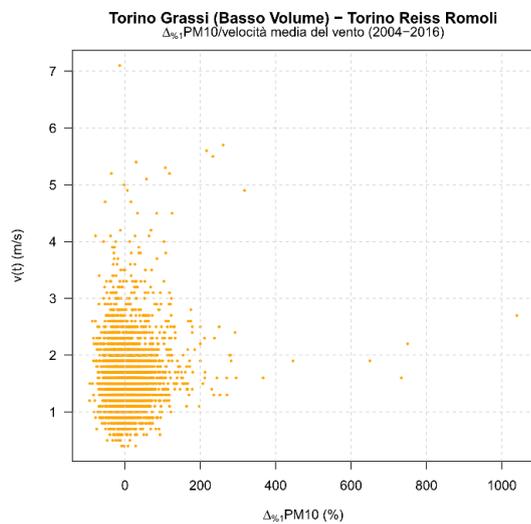
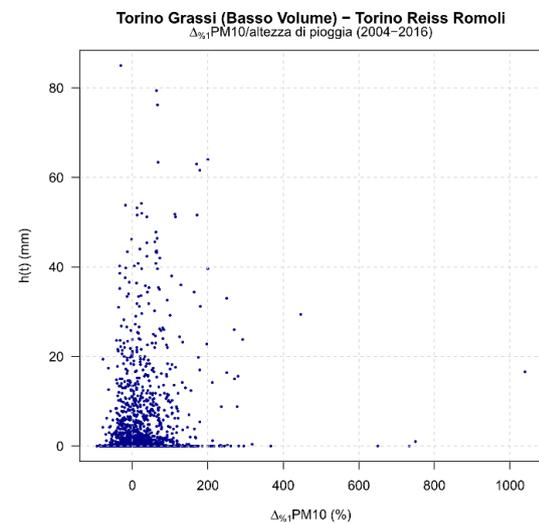




Scatter plot  $\Delta_1\text{PM10}/h(t)$  e  $\Delta_1\text{PM10}/v(t)$   
 $\Delta_1\text{PM10} = \text{PM10}(t+1) - \text{PM10}(t)$



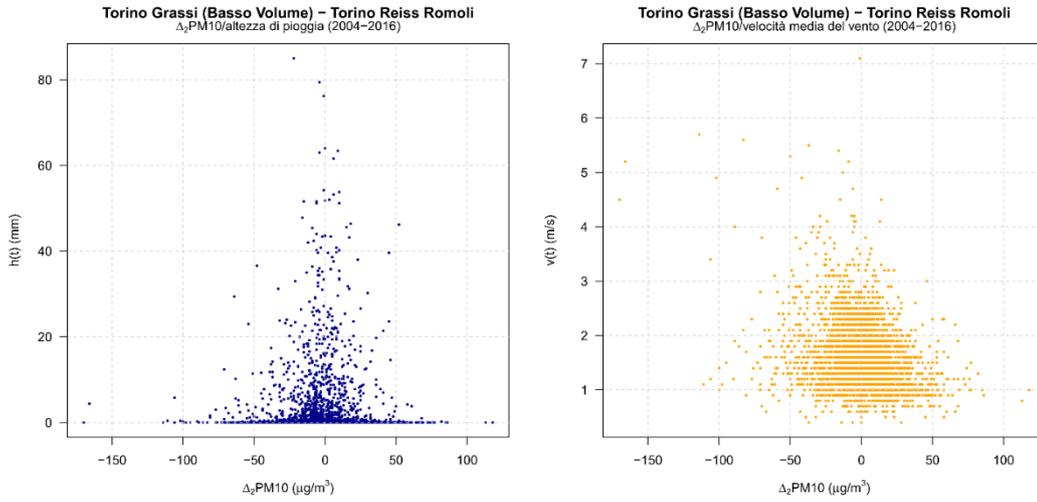
Scatter plot  $\Delta_{\%1}\text{PM10}/h(t)$  e  $\Delta_{\%1}\text{PM10}/v(t)$   
 $\Delta_{\%1}\text{PM10} = [\text{PM10}(t+1) - \text{PM10}(t)] \cdot 100 / \text{PM10}(t)$





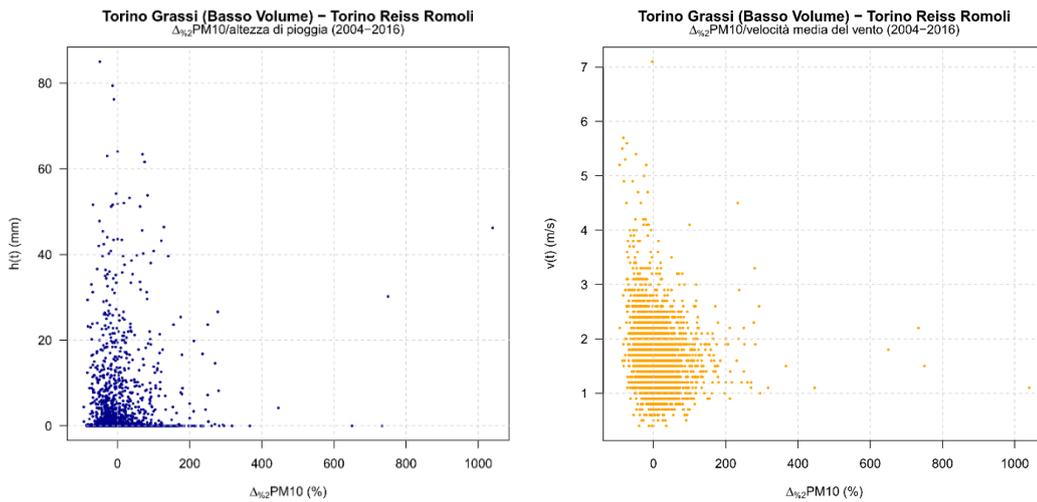
Scatter plot  $\Delta_2\text{PM}_{10}/h(t)$  e  $\Delta_2\text{PM}_{10}/v(t)$

$$\Delta_2\text{PM}_{10} = \text{PM}_{10}(t) - \text{PM}_{10}(t-1)$$



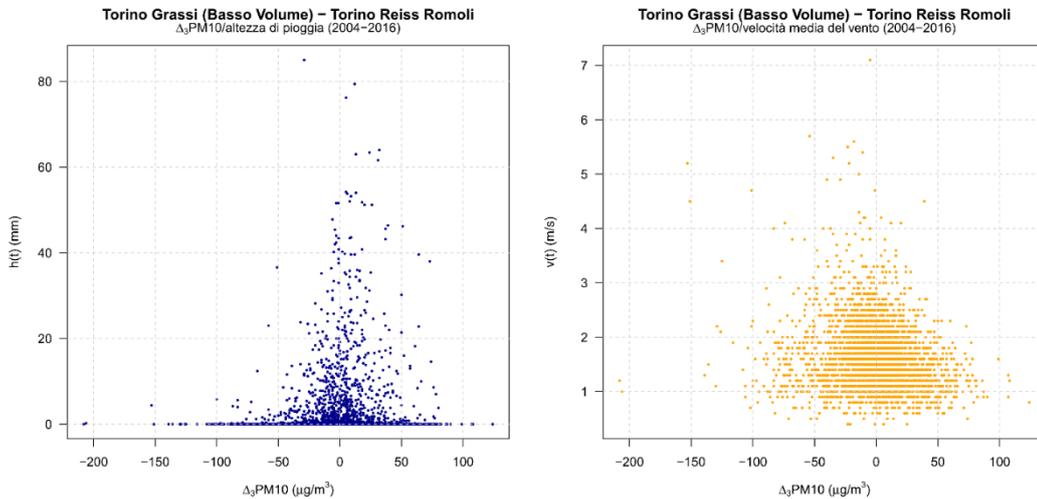
Scatter plot  $\Delta_{\%2}\text{PM}_{10}/h(t)$  e  $\Delta_{\%2}\text{PM}_{10}/v(t)$

$$\Delta_{\%2}\text{PM}_{10} = [\text{PM}_{10}(t) - \text{PM}_{10}(t-1)] \cdot 100 / \text{PM}_{10}(t-1)$$



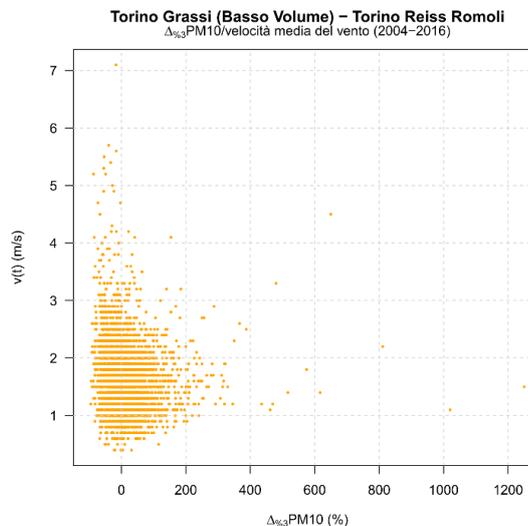
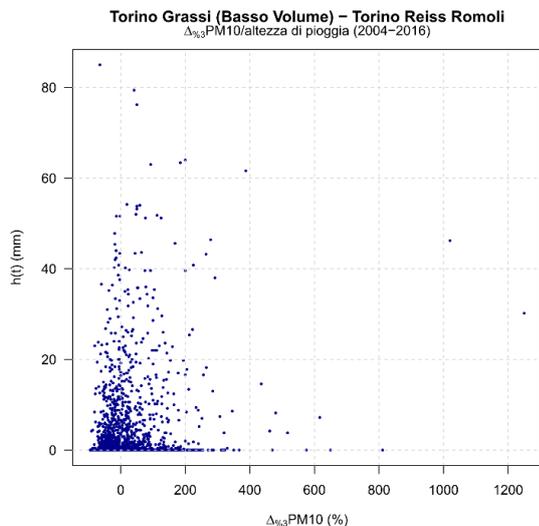
Scatter plot  $\Delta_3\text{PM}_{10}/h(t)$  e  $\Delta_3\text{PM}_{10}/v(t)$

$$\Delta_3\text{PM}_{10} = \text{PM}_{10}(t+1) - \text{PM}_{10}(t-1)$$

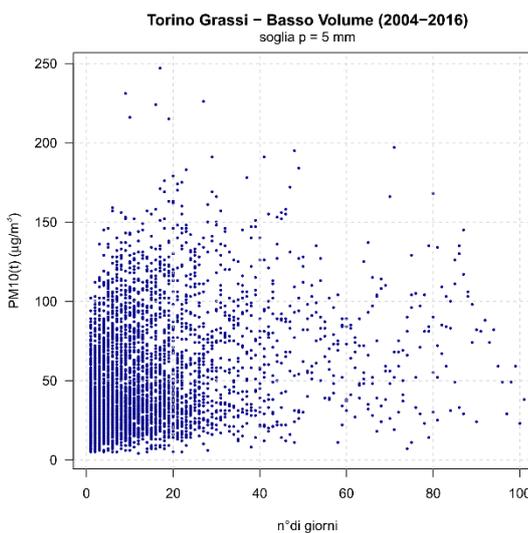
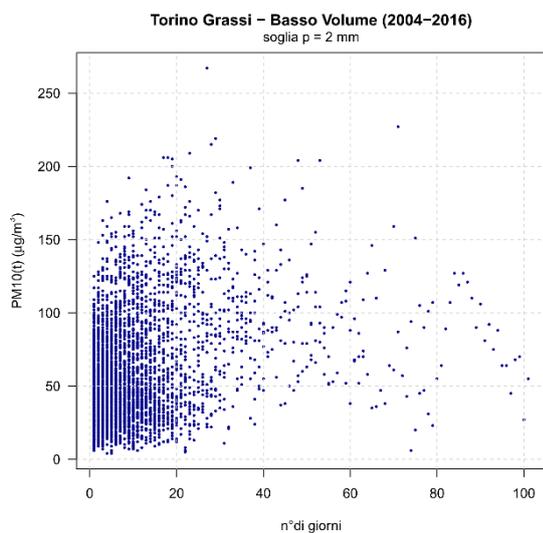




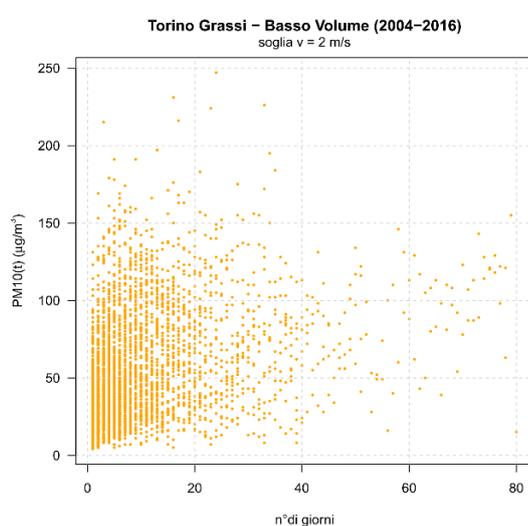
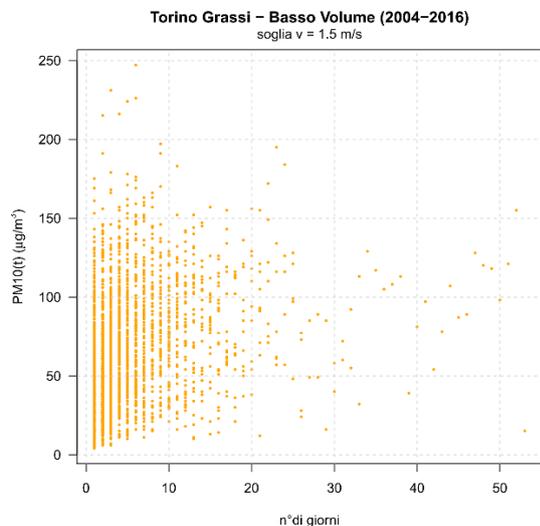
Scatter plot  $\Delta_{\%3}PM10/h(t)$  e  $\Delta_{\%3}PM10/v(t)$   
 $\Delta_{\%3}PM10 = [PM10(t+1) - PM10(t-1)] \cdot 100 / PM10(t-1)$



Diagrammi con soglie di precipitazione  $p = 2$  mm e  $p = 5$  mm

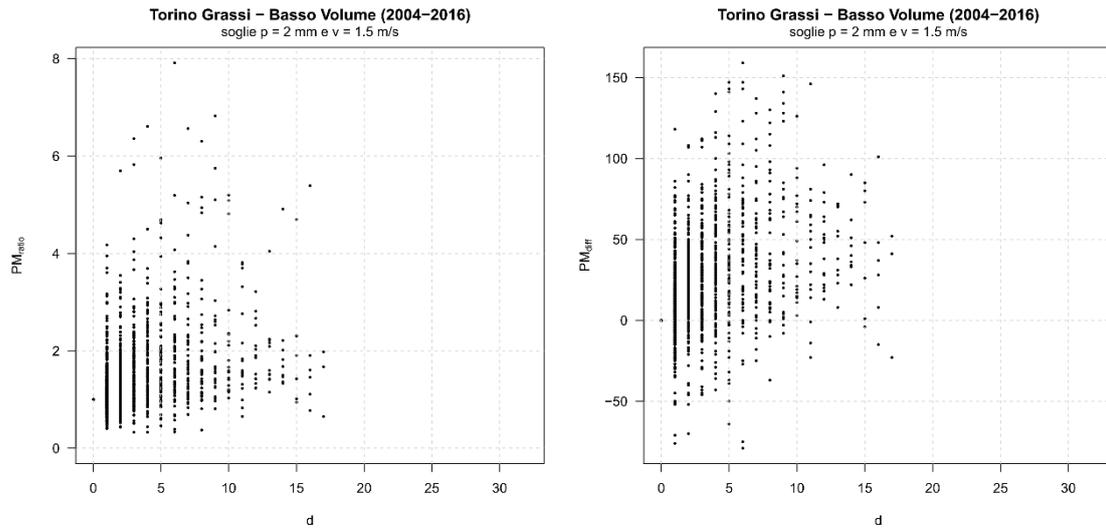


Diagrammi con soglie di vento  $v = 1,5$  m/s e  $v = 2$  m/s

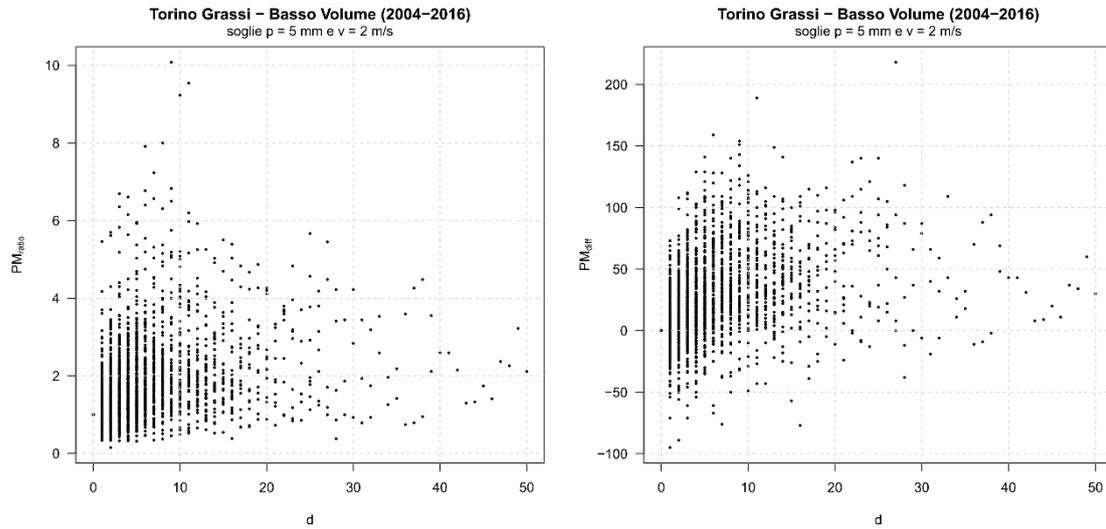




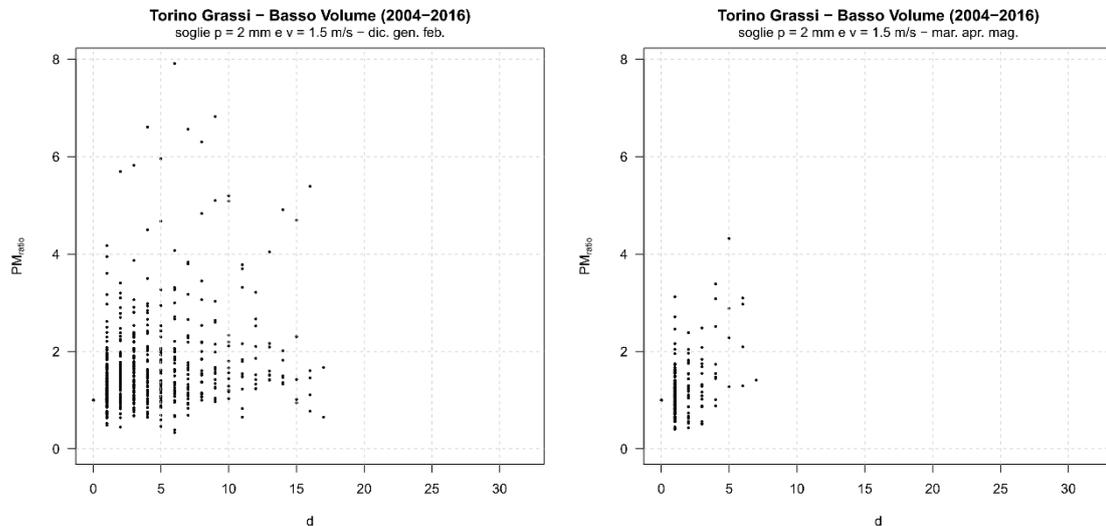
### Scatter plot $PM_{ratio}/d$ e $PM_{diff}/d$ con soglie $p_{th}=2$ mm e $v_{th}=1,5$ m/s

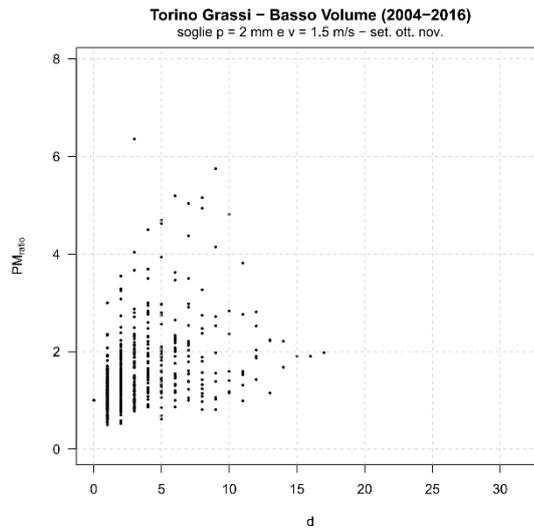
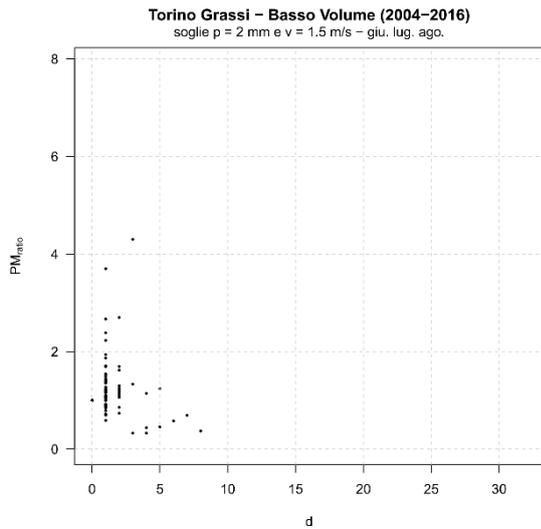


### Scatter plot $PM_{ratio}/d$ e $PM_{diff}/d$ con soglie $p_{th}=5$ mm e $v_{th}=2$ m/s

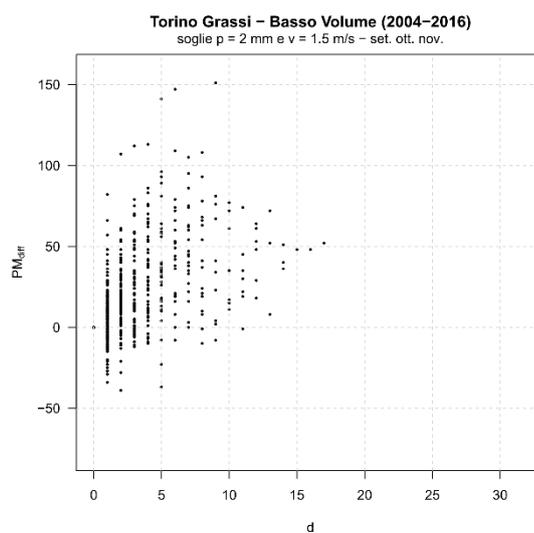
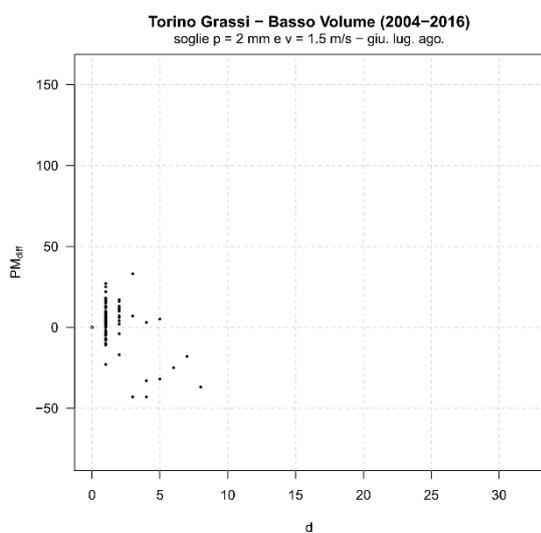
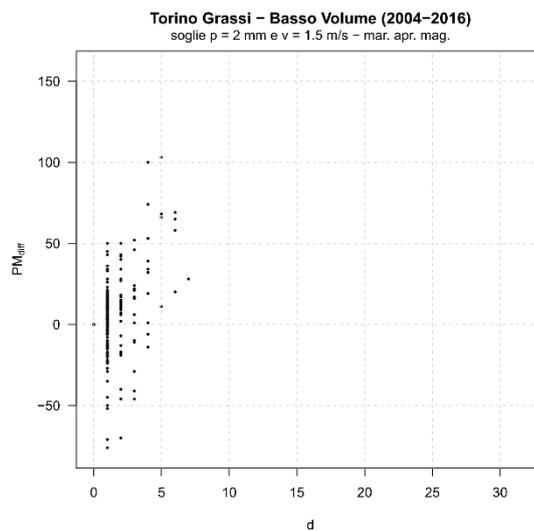
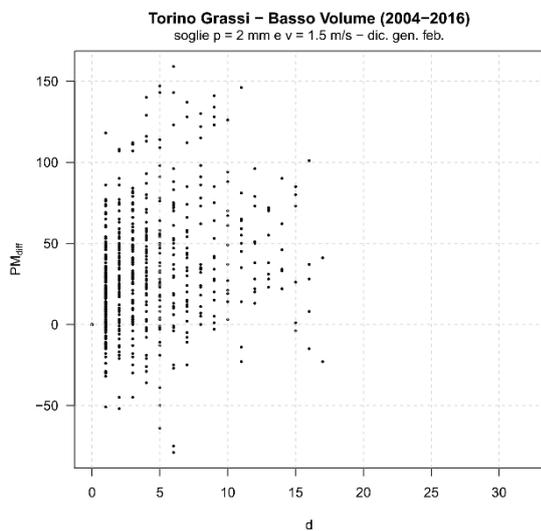


### Scatter plot stagionali $PM_{ratio}/d$ con soglie $p_{th}=2$ mm e $v_{th}=1,5$ m/s



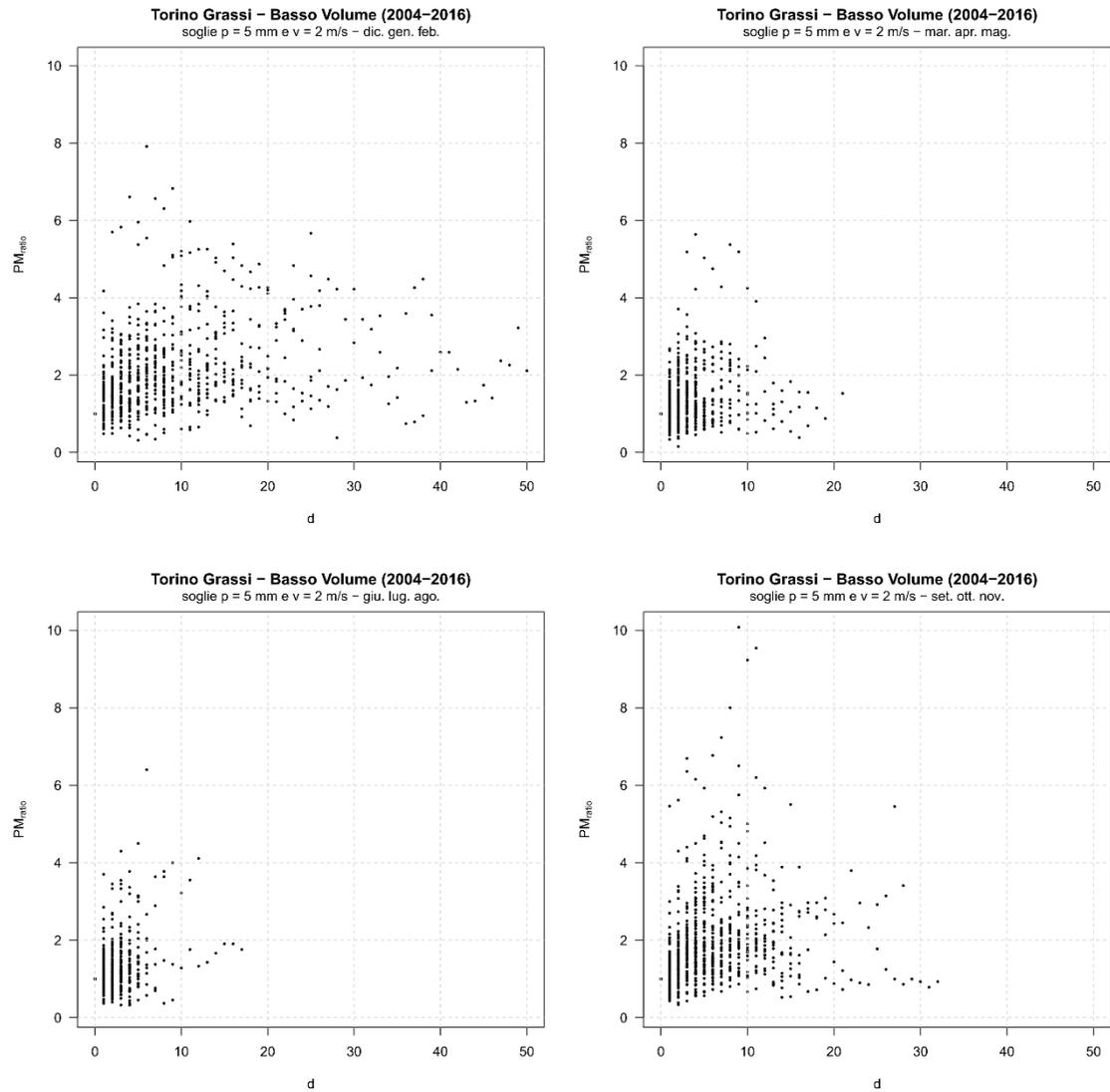


Scatter plot stagionali  $PM_{diff}/d$  con soglie  $p_{th}=2 \text{ mm}$  e  $v_{th}=1,5 \text{ m/s}$

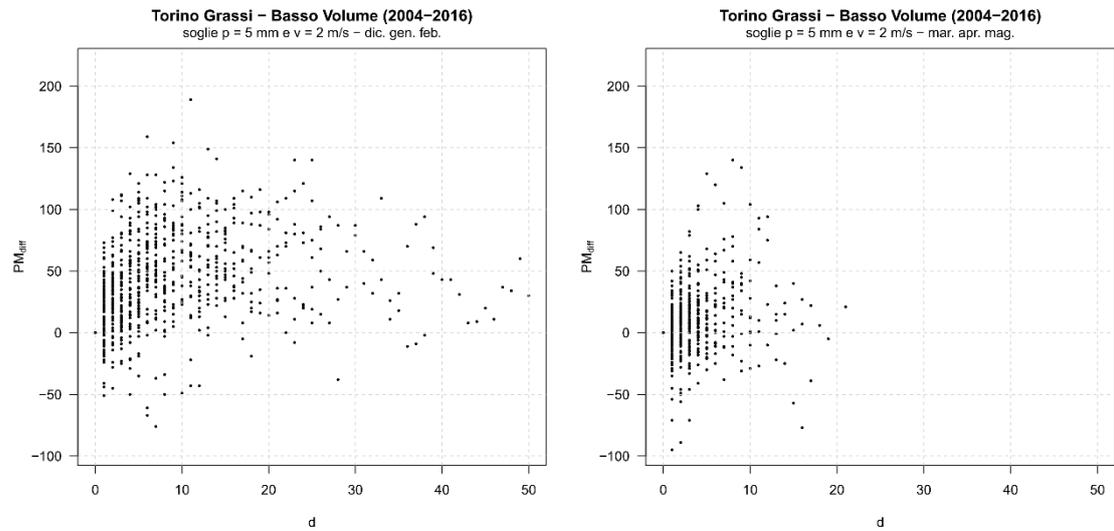


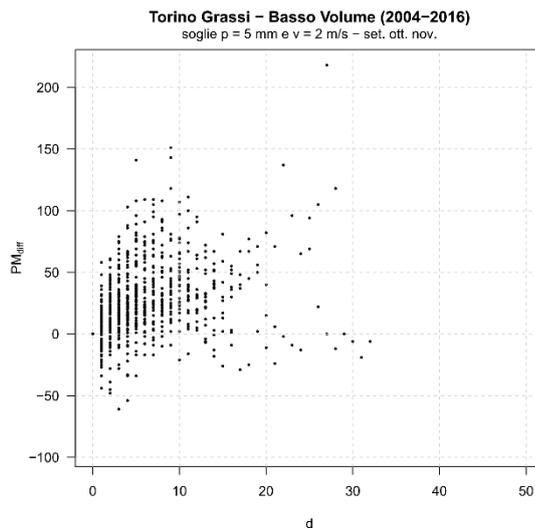
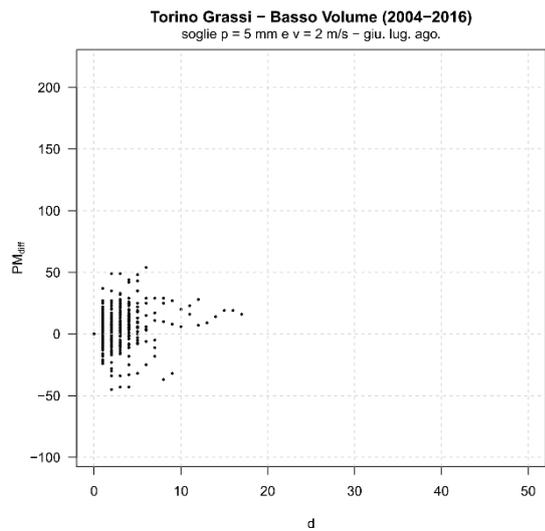


### Scatter plot stagionali $PM_{ratio}/d$ con soglie $p_{th}=5$ mm e $v_{th}=2$ m/s



### Scatter plot stagionali $PM_{diff}/d$ con soglie $p_{th}=5$ mm e $v_{th}=2$ m/s







Analisi di regressione  
 n° di dati: 3764

$$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)$$

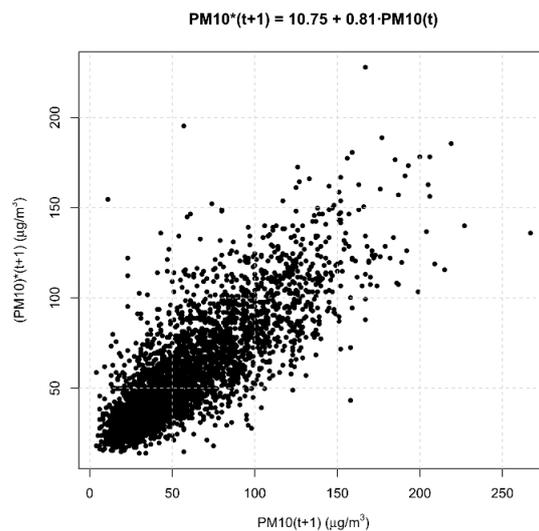
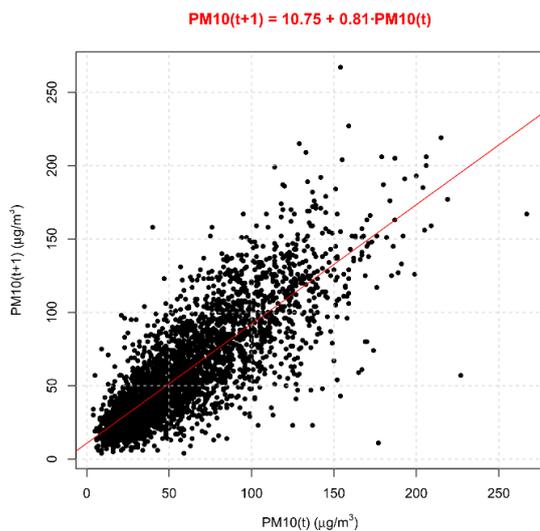
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 10.749226$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.812975$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 10.75 + 0.81 \cdot PM10(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6675$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0$ e $\beta_1$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10tI ~ dati.noNA$pm10t)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-143.646  -11.385   -1.787    9.862  131.053

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  10.749226   0.633212   16.98  <2e-16 ***
dati.noNA$pm10t  0.812975   0.009354   86.91  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 20.56 on 3762 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6675,    Adjusted R-squared:  0.6675
F-statistic: 7554 on 1 and 3762 DF,  p-value: < 2.2e-16
```





$$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)$$

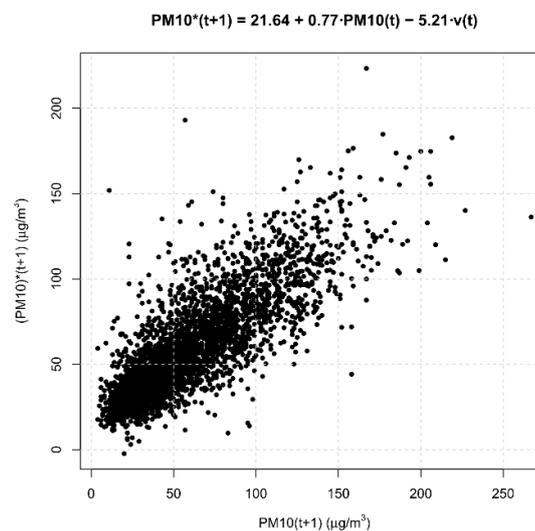
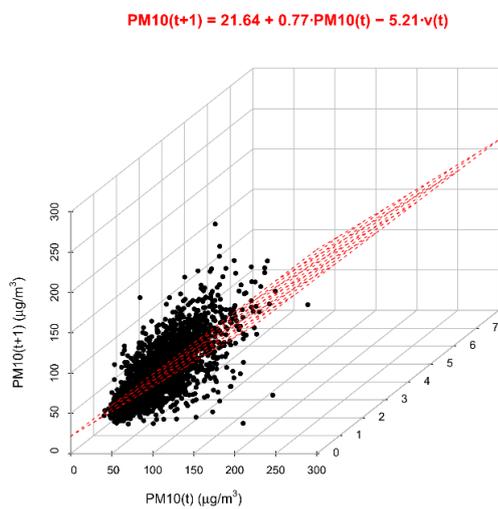
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 21.64495$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.77108$ ; $\beta_2 = -5.21072$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 21.64 + 0.77 \cdot PM10(t) - 5.21 \cdot v(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6735$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = dati.nona$pm10tI ~ dati.nona$pm10t + dati.nona$vento)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-140.874  -11.072   -1.797    9.995   130.777

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  21.64495    1.46131   14.812  <2e-16 ***
dati.nona$pm10t  0.77108    0.01057   72.957  <2e-16 ***
dati.nona$vento -5.21072    0.63111  -8.256  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 20.38 on 3761 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6735,    Adjusted R-squared:  0.6733
F-statistic: 3878 on 2 and 3761 DF,  p-value: < 2.2e-16
```





$$PM10(t+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 p(t)$$

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 21.12668$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.77623$ ; $\beta_2 = -5.22088$ ; $\beta_3 = 0.11526$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 21.13 + 0.78 \cdot PM10(t) - 5.22 \cdot v(t) + 0.12 \cdot p(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6739$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

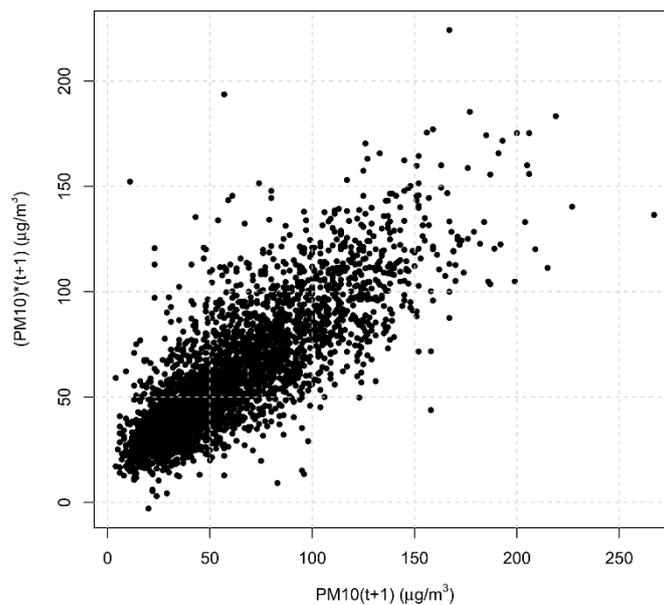
```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10tI ~ dati.noNA$pm10t + dati.noNA$vento +
    dati.noNA$precip)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-141.254  -11.078   -1.748    9.948  130.511

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  21.12668    1.47723   14.302 <2e-16 ***
dati.noNA$pm10t  0.77623    0.01079   71.937 <2e-16 ***
dati.noNA$vento -5.22088    0.63075  -8.277 <2e-16 ***
dati.noNA$precip  0.11526    0.04938    2.334  0.0196 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 20.37 on 3760 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6739,    Adjusted R-squared:  0.6737
F-statistic: 2590 on 3 and 3760 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

$$PM10^*(t+1) = 21.13 + 0.78 \cdot PM10(t) - 5.22 \cdot v(t) + 0.12 \cdot p(t)$$





$$PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)$$

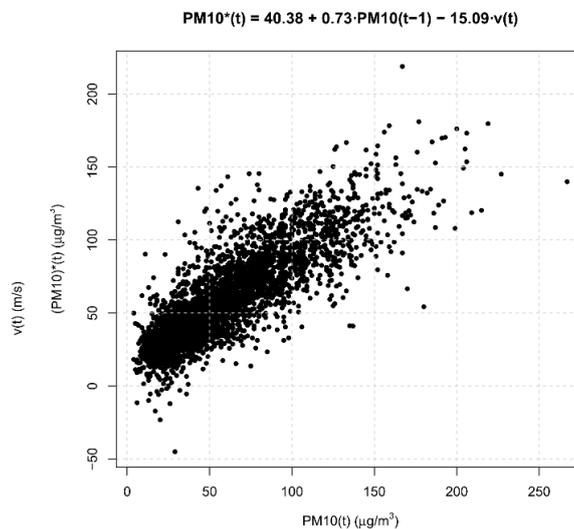
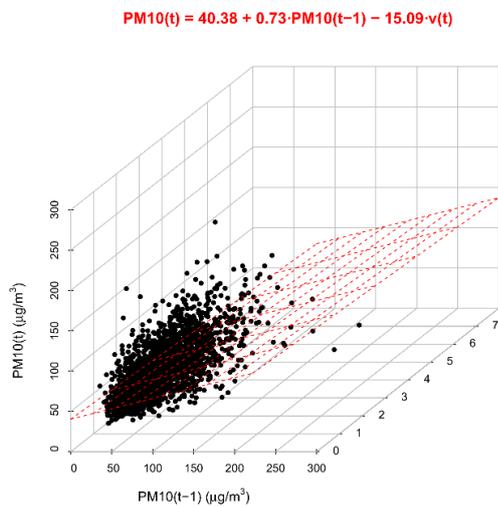
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 40.375955$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.725134 ; \beta_2 = -15.085386$
<b>Modello</b>	$PM10(t) = 40.38 + 0.73 \cdot PM10(t-1) - 15.09 \cdot v(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7046$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10t ~ dati.noNA$pm10tmeno1 + dati.noNA$vento)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-92.453 -11.131  -1.973   9.259 127.022

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)   40.375955   1.232058   32.77  <2e-16 ***
dati.noNA$pm10tmeno1  0.725134   0.009334   77.69  <2e-16 ***
dati.noNA$vento   -15.085386   0.557353  -27.07  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 19.48 on 3761 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7046,    Adjusted R-squared:  0.7044
F-statistic: 4485 on 2 and 3761 DF,  p-value: < 2.2e-16
```





$$PM10(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)$$

<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 41.23939$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.71484$ ; $\beta_2 = -14.90536$ ; $\beta_3 = -0.27253$
<b>Modello</b>	$PM10(t) = 41.24 + 0.71 \cdot PM10(t-1) - 14.91 \cdot v(t) - 0.27 \cdot p(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.7072$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

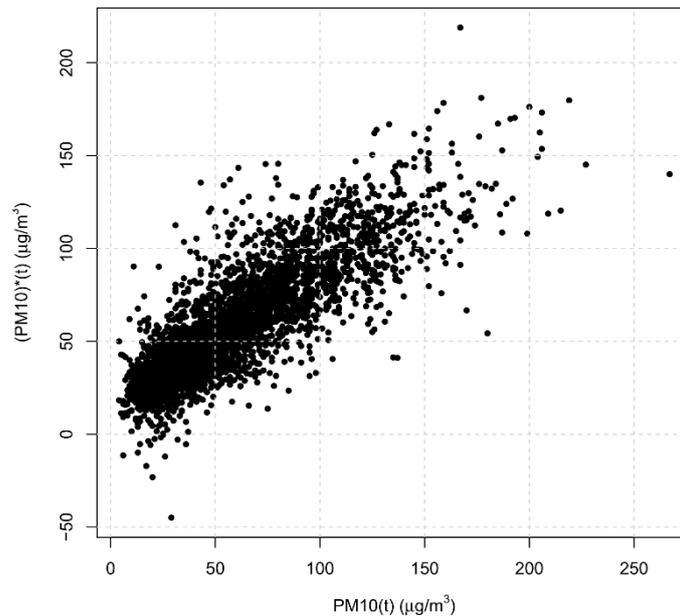
```
Call:
lm(formula = dati.noNA$pm10t ~ dati.noNA$pm10tmeno1 + dati.noNA$vento +
    dati.noNA$precip)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-91.820 -11.249  -2.032   9.364 127.599

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    41.23939     1.23567   33.374 < 2e-16 ***
dati.noNA$pm10tmeno1  0.71484     0.00946   75.564 < 2e-16 ***
dati.noNA$vento    -14.90536     0.55580  -26.818 < 2e-16 ***
dati.noNA$precip   -0.27253     0.04686   -5.816 6.55e-09 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 19.4 on 3760 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7072,    Adjusted R-squared:  0.707
F-statistic: 3027 on 3 and 3760 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

$$PM10^*(t) = 41.24 + 0.71 \cdot PM10(t-1) - 14.91 \cdot v(t) - 0.27 \cdot p(t)$$





$$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t)$$

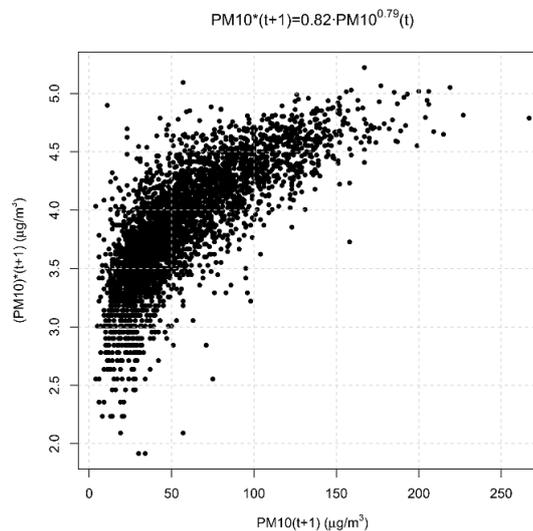
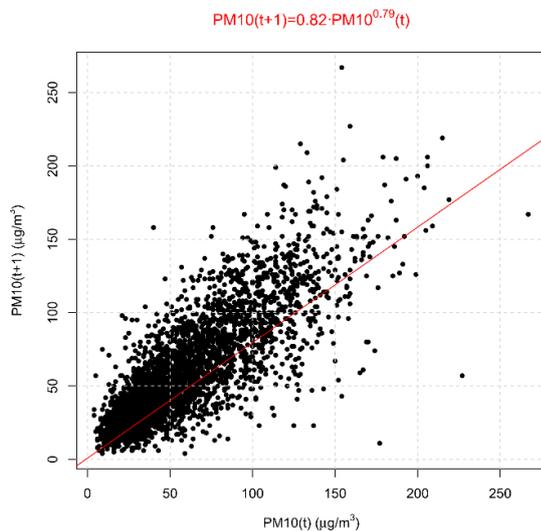
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 0.824129$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.787051$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 0.82 \cdot PM10^{0.79}(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.626$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0$ e $\beta_1$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.noNA$pm10tI) ~ log(dati.noNA$pm10t))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.64707 -0.20933  0.03373  0.24295  1.95221

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)   0.824129   0.038808   21.24  <2e-16 ***
log(dati.noNA$pm10t) 0.787051   0.009919   79.35  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3841 on 3762 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.626,    Adjusted R-squared:  0.6259
F-statistic: 6296 on 1 and 3762 DF,  p-value: < 2.2e-16
```





$$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t)+1]^{\beta_2}$$

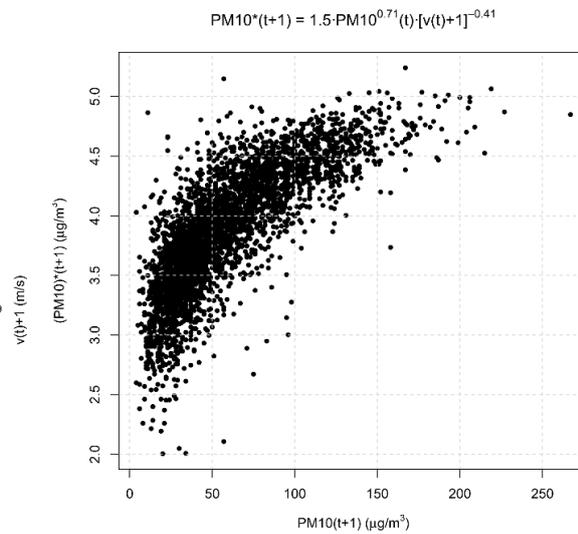
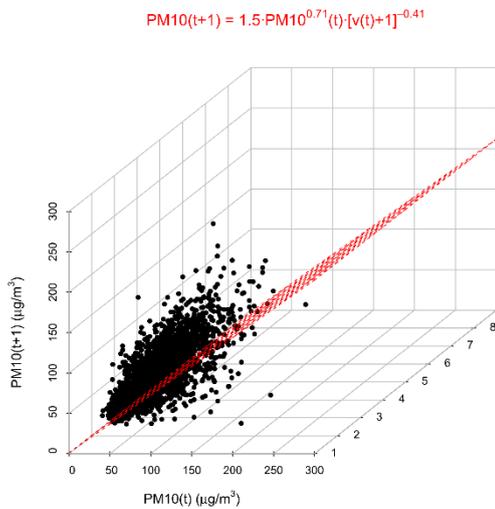
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 1.50000$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.71300$ ; $\beta_2 = -0.41320$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 1.5 \cdot PM10^{0.71}(t) \cdot [v(t)+1]^{-0.41}$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6395$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.noNA$pm10tI) ~ log(dati.noNA$pm10t) + log(dati.noNA$vento))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.6424 -0.2061  0.0218  0.2353  1.9361

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    1.50000    0.06842   21.92 <2e-16 ***
log(dati.noNA$pm10t) 0.71300    0.01156   61.68 <2e-16 ***
log(dati.noNA$vento) -0.41320    0.03474  -11.89 <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3772 on 3761 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6395,    Adjusted R-squared:  0.6393
F-statistic: 3336 on 2 and 3761 DF,  p-value: < 2.2e-16
```





$$PM10(t+1) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t)+1]^{\beta_2} \cdot [p(t)+1]^{\beta_3}$$

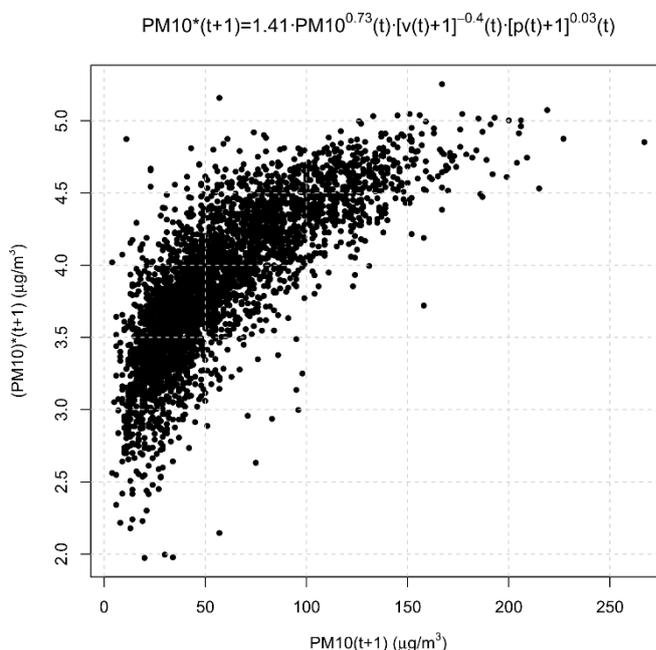
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 1.411754$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.729943$ ; $\beta_2 = -0.401663$ ; $\beta_3 = 0.029534$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 1.41 \cdot PM10^{0.73}(t) \cdot [v(t)+1]^{-0.40} \cdot [p(t)+1]^{0.03}(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.641$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.nona$pm10tI) ~ log(dati.nona$pm10t) + log(dati.nona$vento) +
  log(dati.nona$precip))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.63379 -0.20354  0.02301  0.23704  1.89731

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)   1.411754   0.071814  19.659 < 2e-16 ***
log(dati.nona$pm10t)  0.729943   0.012301  59.339 < 2e-16 ***
log(dati.nona$vento) -0.401663   0.034795 -11.544 < 2e-16 ***
log(dati.nona$precip)  0.029534   0.007442   3.969 7.36e-05 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3764 on 3760 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.641,    Adjusted R-squared:  0.6407
F-statistic: 2238 on 3 and 3760 DF,  p-value: < 2.2e-16
```





$$PM_{10}(t) = \beta_0 \cdot PM_{10}^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t)+1]^{\beta_2}$$

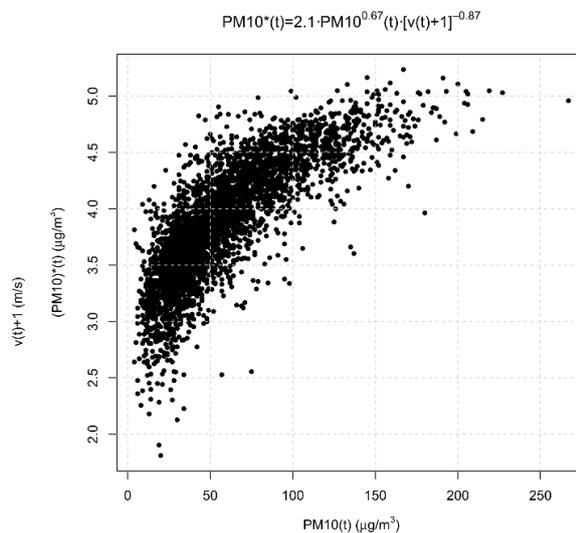
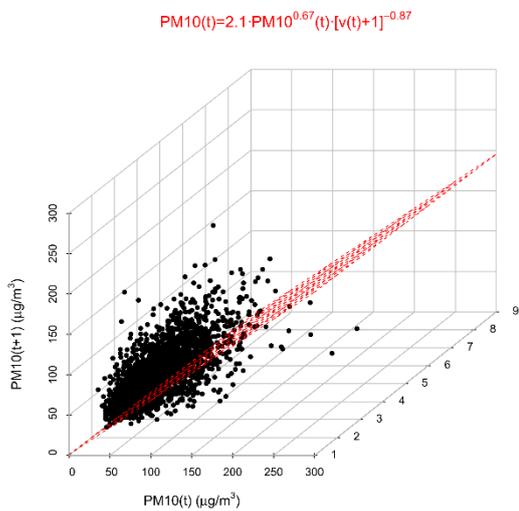
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 2.096741$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.670093$ ; $\beta_2 = -0.871796$
<b>Modello</b>	$PM_{10}(t) = 2.1 \cdot PM_{10}^{0.67}(t) \cdot [v(t)+1]^{-0.87}$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6774$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.noNA$pm10t) ~ log(dati.noNA$pm10tmeno1) +
    log(dati.noNA$vento))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.42874 -0.18949  0.02038  0.21693  1.76243

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    2.096741   0.055907   37.50  <2e-16 ***
log(dati.noNA$pm10tmeno1) 0.670093   0.009974   67.18  <2e-16 ***
log(dati.noNA$vento)    -0.871796   0.029977  -29.08  <2e-16 ***
---
signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3587 on 3761 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6774,    Adjusted R-squared:  0.6772
F-statistic: 3948 on 2 and 3761 DF,  p-value: < 2.2e-16
```





$$PM10(t) = \beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t)+1]^{\beta_2} \cdot [p(t)+1]^{\beta_3}$$

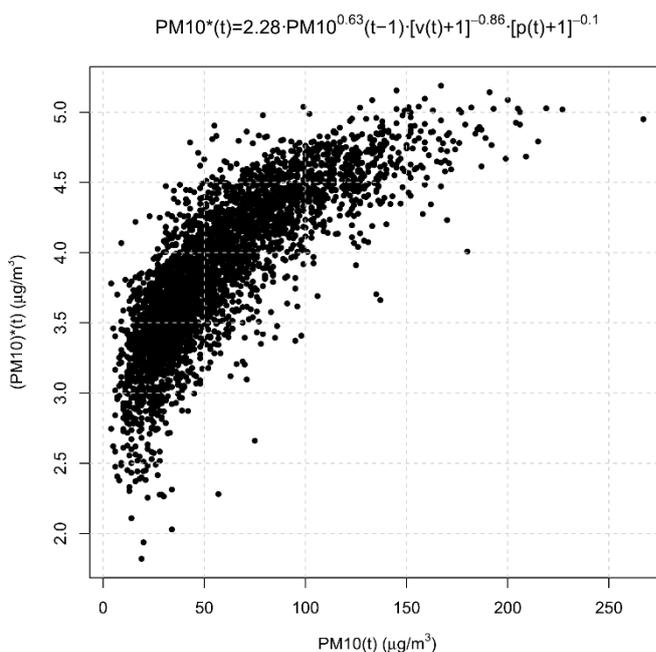
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 2.278490$
<b>Coefficienti di regressione</b>	$\beta_1 = 0.631056$ ; $\beta_2 = -0.863284$ ; $\beta_3 = -0.096696$
<b>Modello</b>	$PM10(t) = 2.28 \cdot PM10^{0.63}(t-1) \cdot [v(t)+1]^{-0.86} \cdot [p(t)+1]^{-0.1}$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6942$
<b>t-test (<math>H_0: \beta_j=0</math>)</b>	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata

```
Call:
lm(formula = log(dati.nona$pm10t) ~ log(dati.nona$pm10tmeno1) +
    log(dati.nona$vento) + log(dati.nona$precip))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.39420 -0.19017  0.01028  0.21159  1.76212

Coefficients:
                Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)      2.278490   0.055885   40.77  <2e-16 ***
log(dati.nona$pm10tmeno1)  0.631056   0.010084   62.58  <2e-16 ***
log(dati.nona$vento)     -0.863284   0.029195  -29.57  <2e-16 ***
log(dati.nona$precip)    -0.096696   0.006724  -14.38  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3493 on 3760 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6942,    Adjusted R-squared:  0.6939
F-statistic: 2845 on 3 and 3760 DF,  p-value: < 2.2e-16
```





<b>Modelli additivi</b>	<b>PM10(t+1) = <math>\beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t)</math></b>	<b>PM10(t+1) = <math>\beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t)</math></b>	<b>PM10(t+1) = <math>\beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)</math></b>	<b>PM10(t) = <math>\beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t)</math></b>	<b>PM10(t) = <math>\beta_0 + \beta_1 \cdot PM10(t-1) + \beta_2 \cdot v(t) + \beta_3 \cdot p(t)</math></b>
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 10.749226$	$\beta_0 = 21.64495$	$\beta_0 = 21.12668$	$\beta_0 = 40.375955$	$\beta_0 = 41.23939$
<b>Regressori</b>	$\beta_1 = 0.812975$	$\beta_1 = 0.77108$ ; $\beta_2 = -5.21072$	$\beta_1 = 0.77623$ ; $\beta_2 = -5.22088$ ; $\beta_3 = 0.11526$	$\beta_1 = 0.725134$ ; $\beta_2 = -15.085386$	$\beta_1 = 0.71484$ ; $\beta_2 = -14.90536$ ; $\beta_3 = -0.27253$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 10.75 + 0.81 \cdot PM10(t)$	$PM10(t+1) = 21.64 + 0.77 \cdot PM10(t) - 5.21 \cdot v(t)$	$PM10(t+1) = 21.13 + 0.78 \cdot PM10(t) - 5.22 \cdot v(t) + 0.12 \cdot p(t)$	$PM10(t) = 40.38 + 0.73 \cdot PM10(t-1) - 15.09 \cdot v(t)$	$PM10(t) = 41.24 + 0.71 \cdot PM10(t-1) - 14.91 \cdot v(t) - 0.27 \cdot p(t)$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.6675$	$R^2 = 0.6735$	$R^2 = 0.6739$	$R^2 = 0.7046$	$R^2 = 0.7072$
<b>t-test (<math>H_0: b=0</math>)</b>	$\beta_0$ e $\beta_1$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata
<b>Modelli moltiplicativi</b>	<b>PM10(t+1) = <math>\beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t)</math></b>	<b>PM10(t+1) = <math>\beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t+1)]^{\beta_2}</math></b>	<b>PM10(t+1) = <math>\beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t) \cdot [v(t+1)]^{\beta_2} \cdot [p(t+1)]^{\beta_3}</math></b>	<b>PM10(t) = <math>\beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t+1)]^{\beta_2}</math></b>	<b>PM10(t) = <math>\beta_0 \cdot PM10^{\beta_1}(t-1) \cdot [v(t+1)]^{\beta_2} \cdot [p(t+1)]^{\beta_3}</math></b>
<b>Intercetta</b>	$\beta_0 = 0.824129$	$\beta_0 = 1.50000$	$\beta_0 = 1.411754$	$\beta_0 = 2.096741$	$\beta_0 = 2.278490$
<b>Regressori</b>	$\beta_1 = 0.787051$	$\beta_1 = 0.71300$ ; $\beta_2 = -0.41320$	$\beta_1 = 0.729943$ ; $\beta_2 = -0.401663$ ; $\beta_3 = 0.029534$	$\beta_1 = 0.670093$ ; $\beta_2 = -0.877796$	$\beta_1 = 0.631056$ ; $\beta_2 = -0.863284$ ; $\beta_3 = -0.096696$
<b>Modello</b>	$PM10(t+1) = 0.82 \cdot PM10^{0.79}(t)$	$PM10(t+1) = 1.5 \cdot PM10^{0.7}(t) \cdot [v(t+1)]^{0.41}$	$PM10(t+1) = 1.41 \cdot PM10^{0.73}(t) \cdot [v(t+1)]^{0.40} \cdot [p(t+1)]^{0.03}$	$PM10(t) = 2.1 \cdot PM10^{0.67}(t-1) \cdot [v(t+1)]^{0.87}$	$PM10(t) = 2.28 \cdot PM10^{0.69}(t-1) \cdot [v(t+1)]^{0.86} \cdot [p(t+1)]^{0.1}$
<b>Coefficiente di determinazione</b>	$R^2 = 0.626$	$R^2 = 0.6395$	$R^2 = 0.641$	$R^2 = 0.6774$	$R^2 = 0.6942$
<b>t-test (<math>H_0: b=0</math>)</b>	$\beta_0$ e $\beta_1$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1$ e $\beta_2$ sono significativi	$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e $\beta_3$ sono significativi
<b>F-test (<math>H_0</math>: modello da scartare nella sua interezza)</b>	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata	L'ipotesi nulla è rifiutata



## Bibliografia e sitografia

- Agnesod, G., & Ragani, M. F. (s.d.). *Le polveri sospese*. Tratto da ARPA Valle d'Aosta:  
<http://www.regione.vda.it/gestione/riviweb/templates/asp/environnement.aspx?pkArt=469>
- Altoè, G. (2013). I principali test statistici per la verifica di ipotesi: Il test F. Tratto da  
[http://people.unica.it/gianmarcoaltoe/files/2012/04/lezione4.2\\_test\\_F.pdf](http://people.unica.it/gianmarcoaltoe/files/2012/04/lezione4.2_test_F.pdf)
- Altoè, G. (2013). I principali test statistici per la verifica di ipotesi: il test t. Tratto da  
[http://people.unica.it/gianmarcoaltoe/files/2012/04/lezione4.1\\_test\\_t.pdf](http://people.unica.it/gianmarcoaltoe/files/2012/04/lezione4.1_test_t.pdf)
- Ambiente. (2018). *OMS: 9 persone su 10 respirano aria inquinata*. Tratto da Rinnovabili.it:  
<http://www.rinnovabili.it/ambiente/aria-inquinata-oms/>
- ANPA, C. s. (2002). *Scienza e ambiente – Conoscenze scientifiche e priorità ambientali*. Tratto da  
[http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/quaderni/ambiente-societa/3938\\_documenti\\_2002\\_2.pdf](http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/quaderni/ambiente-societa/3938_documenti_2002_2.pdf)
- ARPA Emilia Romagna . (2009). Nuovi contaminanti ambientali. Tratto da  
[https://www.arpae.it/documenti/arpavista/pdf2009n6/DarestaAR6\\_09.pdf](https://www.arpae.it/documenti/arpavista/pdf2009n6/DarestaAR6_09.pdf)
- ARPA Emilia Romagna. (2002). *Quaderno Tecnico ARPA (Emilia Romagna) - SMR n°10-2002*.  
Tratto da  
[https://www.arpae.it/cms3/documenti/\\_cerca\\_doc/meteo/quaderni/quaderno\\_tecnico\\_10\\_2002.pdf](https://www.arpae.it/cms3/documenti/_cerca_doc/meteo/quaderni/quaderno_tecnico_10_2002.pdf)
- Arpa Lombardia. (s.d.). *Qualità dell'aria*. Tratto da ARPA Lombardia:  
[http://www.arpalombardia.it/sites/QAria/\\_layouts/15/QAria/Inquinanti.aspx?page=PM10PM25&title=PM10%20e%20PM2.5](http://www.arpalombardia.it/sites/QAria/_layouts/15/QAria/Inquinanti.aspx?page=PM10PM25&title=PM10%20e%20PM2.5)
- ARPA Piemonte. (2010). *Le misure del PM10 in Piemonte*. Tratto da ARPA Piemonte:  
<http://www.arpa.piemonte.it/news/le-misure-del-pm10-in-piemonte>
- ARPA Piemonte. (2012). *I modelli di qualità dell'aria*. Tratto da <http://www.arpa.piemonte.it>:  
<http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/aria/modellistica/attivita-servizi-e-controlli-di-arpa-piemonte-1/i-modelli-di-qualita-dellaria>
- Arpa Piemonte. (2012). *Qualità dell'aria*. Tratto da ARPA Piemonte:  
<http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/aria>
- ARPA Piemonte. (2012). *Sangano (To): un laboratorio mobile controlla l'aria*. Tratto da  
<http://www.arpa.piemonte.it/news/sangano-un-laboratorio-mobile-controlla-la-tua-aria-1>
- ARPA Piemonte. (2013). *Arpa Piemonte - Sistema di Rilevamento Regionale della Qualità dell'Aria (SRRQA)*. Tratto da <http://webgis.arpa.piemonte.it>:  
[http://webgis.arpa.piemonte.it/geoportalserver\\_arpacatalog/search/resource/details.page?uuid=ARLPA\\_TO%3A04.01.03-D\\_2014-09-19-14%3A45](http://webgis.arpa.piemonte.it/geoportalserver_arpacatalog/search/resource/details.page?uuid=ARLPA_TO%3A04.01.03-D_2014-09-19-14%3A45)
- ARPA Piemonte. (2017). *Uno Sguardo all'aria - Relazione annuale sui dati rilevati dalla rete provinciale di monitoraggio della qualità dell'aria*.



- ARPA Piemonte. (2018). Piano Regionale per la Qualità dell'Aria della Regione Piemonte.
- ARPA Piemonte. (s.d.). *Sistema di Rilevamento Regionale della Qualità dell'Aria (SRRQA)*.  
Tratto da Portale Geoviewer 2D:  
<http://relazione.ambiente.piemonte.it/fif/webapp.php?id=105>
- ARPA Toscana. (s.d.). *Classificazione delle stazioni di monitoraggio*. Tratto da  
[http://www.arpat.toscana.it/temi-ambientali/aria/monitoraggio/sistema-di-rilevamento/ar\\_centraline\\_tipo.html](http://www.arpat.toscana.it/temi-ambientali/aria/monitoraggio/sistema-di-rilevamento/ar_centraline_tipo.html)
- ARPA Valle d'Aosta. (2018). *Principi e metodi di misura dei principali inquinanti atmosferici*.  
Tratto da  
[http://www.arpa.vda.it/images/stories/ARPA/aria/lavalutazioneQA/retemonitoraggio/principi\\_di\\_misura\\_inquinanti.pdf](http://www.arpa.vda.it/images/stories/ARPA/aria/lavalutazioneQA/retemonitoraggio/principi_di_misura_inquinanti.pdf)
- ARPA Veneto. (2013). *Sistemi di campionamento a comando*. Tratto da  
<http://www.arpa.veneto.it/servizi-ambientali/rischio-industriale/immagini/sistemi-di-campionamento-a-comando>
- ARPA Veneto. (2015). *Metodi di misura inquinanti atmosferici*. Tratto da  
<http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/qualita-dellaria/approfondimenti/metodi-di-misura-inquinanti-atmosferici>
- ARPA Veneto. (2018). *Cosa dice la normativa*. Tratto da <http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/cosa-dice-la-normativa>
- Berlusconi, D. (2011). *Cos'è l'inversione termica?* Tratto da 3Bmeteo:  
<https://www.3bmeteo.com/giornale-meteo/cos--e-l--inversione-termica--50247>
- Chiamamilano. (s.d.). *Metodi di misura*. Tratto da <http://www.chiamamilano.it/metodi-di-misura.html#>
- Città di Torino. (2016). *Qualità dell'aria a Torino*. Tratto da InformAmbiente:  
[http://www.comune.torino.it/ambiente/aria/aria\\_torino/index.shtml](http://www.comune.torino.it/ambiente/aria/aria_torino/index.shtml)
- Città di Torino. (2018). *Aria*. Tratto da InformAmbiente: <http://www.comune.torino.it/ambiente/aria>
- Climatrentino. (s.d.). *Forcing radiativo*. Tratto da  
[http://www.climatrentino.it/per\\_saperne\\_di\\_piu/glossario/pagina21.html](http://www.climatrentino.it/per_saperne_di_piu/glossario/pagina21.html)
- Colls, J., & Tiwary, A. (2010). *Air Pollution - Measurement, modelling and mitigation*.
- COST Action 710. (1988).
- D.Lgs.n.152. (2006, aprile 3). Tratto da  
[http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006\\_0152.htm](http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006_0152.htm)
- D.Lgs.n.155. (2010, agosto 13). Tratto da D.Lgs. n.155:  
<http://www.camera.it/parlam/leggi/deleghe/testi/10155dl.htm>
- D'Alessio, A., D'Anna, A., Faravelli, T., & Ranzi, E. (2005). *Chimica & Ambiente - Particolato fine e ultrafine. La chimica e l'industria*.
- Danesi, I. (2007). *La produzione del caffè e il cambiamento climatico*.



- Decorato, A. (2018). *Smog, Torino in vetta alla classifica europea delle città più inquinate*. Tratto da moleventiquattro: <http://www.mole24.it/2018/01/29/smog-torino-vetta-alla-classifica-europea-delle-citta-piu-inquisite-lo-rivelano-oms>
- Deliberazione della Giunta Regionale n. 41-855. (2014).
- Diffidenti, E. (2018). *Sanità 24*. Tratto da Il Sole 24 ore: <http://www.sanita24.ilssole24ore.com/art/europa-e-mondo/2018-05-02/rapporto-oms-9-persone-10-respirano-aria-inquinata-servono-scelte-coraggiose--122439.php?uuid=AErReahE>
- Direttiva 50/CE. (2008). Tratto da <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/it/TXT/?uri=CELEX:32008L0050>
- Donaldson, & altri. (2001). *Ultrafine particles*.
- Fareg Frafog. (2018). *Che cos'è lo smog?* Tratto da <https://www.frareg.com/it/ambiente/che-cose-lo-smog/>
- Galassi, C. (2013). *Inquinamento atmosferico e tumore al polmone*. Tratto da Dors: [www.dors.it/page.php?idarticolo=498](http://www.dors.it/page.php?idarticolo=498)
- Geobiolab. (s.d.). *L'apparato respiratorio*. Tratto da <https://geobiolab.jimdo.com/2-media/l-apparato-respiratorio/>
- Giacomin, S. (2017). *Blog Non solo cambiamenti climatici*. Tratto da La Stampa: <https://www.lastampa.it/2017/11/07/blogs/dal-fronte-del-climate-change/inquinamento-atmosferico-perch-laria-della-pianura-padana-tra-le-peggiori-deuropa-x25Mxl6Tn3z0tmnMWaHMaL/pagina.html>
- Iavarone, I. (2007). *Impatto sanitario del particolato atmosferico. Micron*. Tratto da [http://www.arpa.umbria.it/resources/docs/micron%208/MICRON\\_8\\_14.pdf](http://www.arpa.umbria.it/resources/docs/micron%208/MICRON_8_14.pdf)
- Marconi, A. (2003). *Materiale particellare aerodisperso: definizioni, effetti sanitari, misura e sintesi delle indagini ambientali effettuate a Roma. Annali Istituto Superiore Sanità* 39, 329–342.
- meteo.it. (2012). *Stabilità atmosferica*. Tratto da <https://www.meteo.it/wikimeteo/glossario/177/stabilita-atmosferica.shtml>
- Montgomery, D., Peck, E., & Vining, G. (2012). *Introduction to Linear Regression Analysis*.
- Oberdörster, G., & altri. (2004). *Inhalation Toxicology*.
- part'aera. (s.d.). *Approfondisci i temi del progetto*. Tratto da <http://www.partaera.eu/it/approfondisci.php>
- Planeta econsulting. (2017). *Report monitoraggio PM10 aerodisperse*. Tratto da <http://www.comune.torino.it/ambiente/bm~doc/r17-05-03---relazione-monitoraggio.pdf>
- Queen Mary University of London. (2018). *First evidence that soot from polluted air may be reaching placenta*. Tratto da [www.qmul.ac.uk/media/news/2018/smd/first-evidence-that-soot-from-polluted-air-may-be-reaching-placenta.html](http://www.qmul.ac.uk/media/news/2018/smd/first-evidence-that-soot-from-polluted-air-may-be-reaching-placenta.html)



- Queensland Government. (2017). *Tapered element oscillating microbalance*. Tratto da <https://www.qld.gov.au/environment/pollution/monitoring/air-pollution/oscillating-microbalance>
- Sarno, & al., e. (2013). Inquinamento atmosferico e salute umana. *Epidemiologia & Prevenzione*. Tratto da [http://www.epiprev.it/materiali/2013/EP4-5/EP\\_4-5\\_S2\\_EpiAir.pdf](http://www.epiprev.it/materiali/2013/EP4-5/EP_4-5_S2_EpiAir.pdf)
- Senese, V. P. (2014). Regressione multipla e regressione logistica. Tratto da [http://psiclab.altervista.org/MetTecPsicClinica2015/Materiali/Dispensa\\_Regressione\\_Lineare\\_e\\_Logistica\\_2014.pdf](http://psiclab.altervista.org/MetTecPsicClinica2015/Materiali/Dispensa_Regressione_Lineare_e_Logistica_2014.pdf)
- Sinesi, M. (2012). *I modelli di riferimento per la diffusione in atmosfera degli inquinanti*. Tratto da [www.isprambiente.gov.it](http://www.isprambiente.gov.it): <http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00001100/1176-michela-sinesi.pdf>
- sistemapiemonte.it. (2009). *L'aria che respiriamo*. Tratto da [sistemapiemonte.it](http://www.sistemapiemonte.it): [http://www.sistemapiemonte.it/ambiente/srqa/popup\\_aria.htm](http://www.sistemapiemonte.it/ambiente/srqa/popup_aria.htm)
- sistemapiemonte.it. (2011). *L'architettura informatica*. Tratto da [www.sistemapiemonte.it](http://www.sistemapiemonte.it): [http://www.sistemapiemonte.it/ambiente/srqa/popup\\_archinfor.htm](http://www.sistemapiemonte.it/ambiente/srqa/popup_archinfor.htm)
- slideplayer.it. (2017). *Analizzatori beta*. Tratto da <https://slideplayer.it>: <https://slideplayer.it/slide/12236371/72/images/83/Analizzatori+beta.jpg>
- Smeraldi, L. (2006). *Modelli deterministici e stocastici*. Tratto da *Meteo giornale*: <https://www.meteogiornale.it/notizia/6439-1-modelli-deterministici-e-stocastici>
- Stull, R. (1988). *An introduction to boundary layer meteorology*.
- Terzano, C. (2018). *Lifestyle*. Tratto da *The Next Tech*: <https://thenexttech.startupitalia.eu/65563-20180504-linquinamento-piu-morti-guerra>
- Unipd. (2015). *Regressione lineare*. Tratto da <http://homes.stat.unipd.it>: <http://homes.stat.unipd.it/bruno/bocconi/regbasic.pdf>
- Unipr. (2001). *Influenza dei parametri meteorologici sulle concentrazioni degli inquinanti*. Tratto da <http://www.dsa.unipr.it>: [http://www.dsa.unipr.it/trezzo/uni\\_parma/capitoli/inquinanti/influenza\\_dei\\_parametri\\_meteorologici.htm](http://www.dsa.unipr.it/trezzo/uni_parma/capitoli/inquinanti/influenza_dei_parametri_meteorologici.htm)
- Wikiversità, l'apprendimento libero. (2018). *Il modello OLS*. Tratto da [https://it.wikiversity.org/wiki/Il\\_modello\\_OLS](https://it.wikiversity.org/wiki/Il_modello_OLS)
- www.filestack.com. (2016). *Effects of Weather on Small UAS*. Tratto da <https://www.filepicker.io/api/file/hgpmOHZQJsmhy6JhZztQ>



## Ringraziamenti

Vorrei ringraziare i miei relatori, il Professor Ridolfi e il Professor Laio, che mi hanno permesso di sviluppare insieme una piccola ma importante parte di quello che è l'immenso problema dell'inquinamento atmosferico. Entrambi mi hanno sempre stimolata a scoprire nuovi aspetti del tema trattato e hanno sempre elogiato, senza alcuna eccezione, ogni singolo passo del lavoro, anche quando io stessa pensavo di non aver fatto abbastanza.

Un ringraziamento particolare va ai miei genitori, Rita e Giuseppe, che hanno permesso che io arrivassi fin qui, costruendo pezzo dopo pezzo una parte importante della mia vita. Fin dal primo momento tutti e due mi hanno spinto a dare il massimo ogni giorno e hanno sempre lasciato aperte tutte le porte delle possibilità, mostrandosi ogni volta interessati alle mie scelte.

Voglio ringraziare mia sorella Luisa, parte importante del mio nucleo familiare. Ha sempre creduto nelle mie capacità, arricchendo la mia minuscola autostima.

Ringrazio il mio ragazzo, Pietro, che mi ha sostenuta e soprattutto risolledata nei periodi accademici più difficili. Mi ricorda sempre quanto sia importante studiare, dove sono arrivata e dove arriverò grazie ai libri.

Un pensiero speciale va alle mie colleghe e amiche Natalia e Chiara, che hanno impreziosito i miei ultimi anni da universitaria. Porterò per sempre con me ogni risata e ogni momento passato insieme, fondamentali per le momentanee evasioni dalla routine da studente.

Un grazie anche a tutti quegli amici e quei parenti, più o meno lontani da Torino, con i quali ho riscoperto o mantenuto un legame che, anche se nato molto tempo prima, si è consolidato grazie all'esperienza che ho vissuto qui.

Ed infine l'ultimo grazie va alla mia terra, la Sicilia. Non dimenticherò mai quali sono le mie radici e dove ho lasciato un pezzo di cuore, nella speranza di tornare presto con un nuovo bagaglio per poter valorizzare, nel mio piccolo, il luogo che amo di più al mondo.