

POLITECNICO DI TORINO

Facoltà di Ingegneria

Corso di laurea magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio

Tesi di Laurea

**Studio comparativo statistico della
strumentazione di misura del particolato
aerodisperso**



Relatori:
Prof. Marina Clerico

Candidato:
Viviana Renna

A. A. 2017- 2018

Un giorno
senza un Sorriso
è un giorno Perso

Charlie Chaplin

INDICE

I. Introduzione.....	I
2. Literature review degli strumenti del particolato	6
2.1 Metodi di misurazione della concentrazione	7
2.2 Metodi di misurazione di distribuzione	12
2.2.4 Mobility Analyzer (DMA).....	15
2.2.5 Centrifugal Measurement of Particle Mass (CPMA)	16
2.2.6 Differential Mobility Spectrometers (DMS).....	16
2.2.7 Fast Integrated Mobility Spectrometer (FIMS)	17
2.2.8 Electrical Low Pressure Impactor (ELPI).....	18
2.2.9 Aerodynamic Sizers	21
2.3 Caratteristiche dei principali campionatori.....	22
3. Materiali e metodi dell'analisi statistica del problema	26
3.1 Strumentazione	29
3.2 Caratterizzazione meteorologica dei periodi di rilevamento	35
3.3 Analisi statistica	35
4 Caso studio	40
4.1 Descrizione dataset	40
4.1.1 Indoor.....	40
4.2.1 Outdoor	48
4.2 Confronto tra strumenti	51
4.2.1 INDOOR.....	51
4.2.2 OUTDOOR.....	75
5. Discussioni e conclusioni.....	I04
5.1 Indoor.....	I04
5.2 Outdoor.....	I05
Bibliografia e sitografia.....	I07
APPENDICE A.....	I08

APPENDICE B.....	II 4
------------------	------

I. Introduzione

La legge regionale 7 aprile 2000 n. 43 è l'atto normativo regionale di riferimento per la gestione ed il controllo della qualità dell'aria. In essa sono contenuti gli obiettivi e le procedure per l'approvazione del Piano per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria nonché le modalità per la realizzazione e la gestione degli strumenti della pianificazione.

Il Piano regionale per la qualità dell'aria (PRQA) è lo strumento per la programmazione, il coordinamento ed il controllo in materia di inquinamento atmosferico, finalizzato al miglioramento progressivo delle condizioni ambientali e alla salvaguardia della salute dell'uomo e dell'ambiente.

Il termine generico “materiale particellare sospeso” (Particulate Matter, PM) o aerosol atmosferico, definisce un sistema disperso di particelle solide e liquide, di diversa dimensione e composizione. Si tratta di particelle non sferiche, la cui dimensione viene convenzionalmente espressa in termini di diametro aerodinamico equivalente (D_{ae}), definito come il diametro di una particella sferica, di densità unitaria, dotata dello stesso comportamento aerodinamico (stessa velocità di sedimentazione) della particella in esame in aria calma, nelle stesse condizioni di temperatura, pressione e umidità relativa. Un'ulteriore definizione del PM distingue tra materiale particellare d'origine primaria e secondaria. In particolare, il PM emesso direttamente dalle sorgenti viene detto “primario”, mentre viene detto “secondario” il materiale particellare che si genera in atmosfera successivamente al rilascio di sostanze allo stato gassoso, come effetto di fenomeni di coagulazione, conversione gas-particella del tipo della nucleazione eterogenea, per condensazione di gas su particelle preesistenti e per reazioni chimiche che trasformano specie gassose in composti solidi o liquidi. I vari meccanismi di formazione del PM ne influenzano la distribuzione dimensionale nell'aria ambiente; questa è generalmente compresa in un intervallo di diametri particellari tra 2,5 nm e 100 µm. L'intervallo dimensionale compreso tra 0,0025 µm e 0,1 µm viene definito come “modo ultra-fine” o dei “nuclei di Aitken” e le particelle appartenenti a questo intervallo dimensionale sono dette ultrafini (UltraFine Particles, UFP). Esse sono numericamente prevalenti nel contesto del numero totale di particelle comunemente rilevabile in un campione d'aria, quantunque contribuiscano in modo poco rilevante alla massa complessiva di polvere sospesa. Le particelle fini insieme a quelle di dimensioni maggiori contribuiscono alla quasi totalità della massa di materiale particellare sospeso in aria. Le particelle nell'intervallo dimensionale 2,5-100 µm vengono dette

grossolane (“modo coarse”). Il loro contributo alla massa sospesa totale è variabile in dipendenza del prevalere dei meccanismi di formazione e diffusione di questa frazione rispetto a quella fine, mentre il contributo al numero totale di particelle è minimo. Queste particelle in ambienti indoor sono soggette a reiterata generazione e sospensione, provocate dalle numerose attività svolte dall'uomo. In generale, la distribuzione dimensionale e la composizione del PM sono ampiamente variabili in dipendenza di numerosi fattori; i principali tra questi sono il tipo, numero e intensità di emissione delle sorgenti, la reattività chimica (distinta dall'ambiente esterno per la presenza di ampie superfici, di reagenti gassosi specifici e per intensità d'illuminazione) e i parametri microclimatici (temperatura assoluta e i suoi gradienti intra-sala, pressione, umidità relativa, velocità di ricircolo/ricambio d'aria, correnti verticali e orizzontali). Le principali fonti di inquinamento da PM esterno nella maggior parte dei paesi sviluppati sono comunemente identificate come il traffico stradale (comprese le emissioni di scarico e di non combustione dei veicoli, l'usura degli pneumatici e la risospensione), gli impianti di produzione di energia, le industrie, l'agricoltura e i sistemi di riscaldamento domestici, mentre le attività antropiche in ambienti chiusi che giocano un ruolo significativo sono identificate con il fumo, la cottura, i sistemi di riscaldamento, pulizia.

Le fonti naturali, che rappresentano una frazione consistente di aerosol in molte regioni, contribuiscono principalmente a particelle più grossolane, le fonti antropiche sono ben note per quanto concerne la generazione di particelle fini, secondarie, ultrafini e nanometriche.

SORGENTI ANTROPICHE		SORGENTI NATURALI	
Primario	Secondario	Primario	Secondario
Polveri volatili da agricoltura		Erosione rocce	
Spargimento di sale		Spray marino	
Usura asfalto		Frammenti di piante ed insetti	

Tabella I: sorgenti di particolato fine (da rilevamento ambientale)

SORGENTI ANTROPICHE		SORGENTI NATURALI	
Primario	Secondario	Primario	Secondario
Uso di combustibili fossili	Ossidazione di SO ₂	Spray marino	Ossidazione di SO ₂ e H ₂ S emessi da incendi e vulcani
Emissioni di autoveicoli	Ossidazione di NO _x	Emissione rocce	Ossidazione di NO _x prodotto da suolo e luce
Polveri volatili	Emissione di NH ₃ da agricoltura e allevamento	Incendi boschivi	Emissione di NH ₃ da animali selvatici
Usura di pneumatici e freni	Ossidazione di idrocarburi emessi dagli autoveicoli		Ossidazione di idrocarburi emessi dalla vegetazione

Tabella 2: sorgenti di particolato grossolano (da rilevamento ambientale)

Fra gli inquinanti presenti in atmosfera, il particolato (PM, *particulate matter*) riveste un ruolo di primo piano per l'impatto che può avere sulla salute e sull'ambiente, soprattutto a causa dei livelli relativamente elevati che ancora raggiunge in alcuni contesti. Negli ultimi vent'anni il particolato è diventato l'inquinante oggetto di maggior attenzione, ed è tenuto costantemente sotto controllo. Alcuni organismi internazionali, tra questi l'International Organization for Standardization (ISO), hanno classificato il PM sulla base della capacità di penetrazione del PM nell'apparato respiratorio umano, espressa in termini di Dae. Secondo questa convenzione vengono distinte tre frazioni principali:

- frazione inalabile, che è rappresentativa della porzione di aerosol che effettivamente viene campionata dalla testa umana, considerata come un campionatore a selezione dimensionale;
- frazione toracica, che è rappresentativa della porzione di aerosol inalabile che penetra e si deposita oltre la laringe;
- frazione respirabile, che è rappresentativa della porzione di aerosol che penetra e si deposita nelle vie aeree non ciliate.

Le due frazioni toracica e respirabile del PM vengono considerate di particolare rilievo per quanto riguarda gli effetti sulla salute umana

Molti studi si sono concentrati sull'inquinamento da particolato volti a capirne struttura, composizione, origine, tossicità e conseguenze sulla salute umana, in quanto rappresenta un importante problema di sanità pubblica in tutto il mondo. Gli effetti sulla salute umana sono stati ampiamente studiati ed è stata dimostrata una correlazione fra aumento della concentrazione in atmosfera e incremento delle patologie polmonari e cardiovascolari, dei ricoveri ospedalieri e della mortalità, anche se i meccanismi con i quali il particolato inficia la salute non sono ancora oggi del tutto chiari. Per questa ragione è tra gli inquinanti atmosferici più monitorati al mondo. I dati riguardano principalmente il PM₁₀ ma l'attenzione dei ricercatori

si sta spostando sulle granulometrie più fini ($PM_{2.5}$, PM_{10} , UFP, NP) che, oltre a possedere una maggiore capacità di penetrazione nelle vie respiratorie, sono caratterizzate da superfici specifiche più elevate che conferiscono loro la capacità di adsorbire composti chimici tossici quali IPA (idrocarburi policiclici aromatici) e metalli pesanti presenti in atmosfera (Bo et al, 2017). E' quindi importante monitorarne la concentrazione, valutarne gli effetti e, soprattutto, identificare le principali sorgenti per poter pianificare efficaci strategie di miglioramento della qualità dell'aria.

Con il termine di PM_{10} si intende l'insieme delle particelle prelevate con un sistema d'aspirazione avente un'efficienza di cattura pari al 50% in corrispondenza d'un diametro aerodinamico di 10 μm e tendente al 100% per diametri maggiori; esso è rappresentativo della frazione toracica (UNI EN 12341:2014); analogamente, per $PM_{2.5}$ si intende l'insieme delle particelle catturate con un sistema avente un'efficienza del 50% per un diametro aerodinamico di 2,5 μm ; esso è rappresentativo della frazione respirabile (UNI EN 12341:2014).

L'approccio di questo lavoro di tesi consiste nel prendere in esame le concentrazioni medie giornaliere e orarie di PM_{10} e $PM_{2.5}$ di vari analizzatori in ambiente indoor e outdoor nelle stesse condizioni climatiche e ambientali e confrontarle tra loro attraverso studi comparativi statistici differenti basati in particolare sull'analisi di media e varianza. Innanzitutto nel capitolo 2 Literature review degli strumenti del particolato vengono descritti teoricamente i vari tipi di approcci metodologici (gravimetrico, ottico e microbilance) e gli strumenti associati per misurare la concentrazione coi rispettivi vantaggi e svantaggi che ne comportano. In seconda analisi si prendono in esame due casi studi a partire dai dati forniti. I dati provengono dalla tesi di dottorato dell'ing. Matteo Bo, attualmente in fase di svolgimento. In particolare nei capitoli 3 Materiali e metodi dell'analisi statistica del problema e 4 Caso studio si sono analizzati i seguenti strumenti: APM-2, TSI, OPC in un contesto indoor e APM-2, TSI, OPC, GRAVIMETRICO in un contesto outdoor. Su tali serie storiche a disposizione, si confrontano le medie, si prendono in esame separatamente i campionatori utilizzati, APM-2, OPC, TSI per l'indoor e APM-2, OPC, TSI e Gravimetrico per l'outdoor, si confrontano le medie giornaliere di concentrazione tra i vari strumenti e si correlano i risultati con le condizioni climatiche del periodo preso in esame attraverso la regressione lineare. Solo per l'APM-2 si considerano i dati medi orari della concentrazione e si correlano ai dati climatici e ambientali in quanto in questo studio restituisce una maggiore affidabilità rispetto agli altri strumenti in esame. Per meglio comprendere se le medie giornaliere di concentrazione delle varie "popolazioni" sono diverse per le naturali fluttuazioni statistiche o se invece sono realmente differenti si utilizza un metodo

di inferenza statistica basato l'analisi di varianza ad una via, ANOVA. Questo metodo confronta le medie di tutte le popolazioni senza indicare quale sia quella differente dalle altre.

In seguito alle analisi statistiche seguono i commenti e le conclusioni di questo lavoro di tesi.

2. Literature review degli strumenti del particolato

Si riporta una panoramica degli strumenti disponibili sul mercato per la misurazione del particolato atmosferico, in particolare i principali strumenti e metodi di misurazione della concentrazione (gravimetrica, ottica e microbilancia) e la distribuzione delle dimensioni. In relazione ai campionamenti di concentrazione, i metodi gravimetrici sono i più utilizzati e la ragione è dovuta allo sviluppo storico di questa tecnologia e ai riferimenti normativi, mentre le microbilance hanno applicazioni limitate nel campionamento temporale. Un approccio alternativo per ottenere concentrazioni di massa approssimative è rappresentato dall'uso di tecniche in tempo reale, come i sistemi basati sull'ottica. La disponibilità di risultati "istantanei" e una maggiore risoluzione temporale rispetto ai metodi gravimetrici rappresenta un importante fattore chiave per la progettazione della campagna di campionamento.

I risultati riguardanti le emissioni di particolato sono presentate in termini di concentrazioni di massa, concentrazioni numeriche e distribuzione della granulometria.

Esistono numerosi strumenti per misurare differenti caratteristiche di PM. Le più importanti grandezze sono rappresentate dalla concentrazione e dalla dimensione delle particelle. L'analisi della distribuzione dimensionale delle particelle è utile alla determinazione del comportamento delle particelle nell'ambiente aereo. Particelle submicroscopiche possono rimanere nell'atmosfera per un lungo periodo di tempo rispetto a quelle di dimensioni maggiori. Le misurazioni di concentrazioni di particelle sono importanti per standardizzare i limiti di emissione che garantiscano gli standard di qualità dell'aria. Le particelle generate durante il processo di combustione sono classificate come particelle primarie. Le particelle primarie sono emesse direttamente nell'atmosfera. E sono composte da particelle sottili con un diametro inferiore a $2.5\text{ }\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) e da particelle ultrafini con diametro inferiore a $0.1\text{ }\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{0.1}$, $\text{PM}_{0.1}/\text{UFP}$). Le particelle generate da reazioni meccaniche o chimiche nell'atmosfera sono classificate come particelle secondarie. Esse hanno un diametro maggiore di $2.5\text{ }\mu\text{m}$. Le particelle grossolane includono pm inferiori a $10\text{ }\mu\text{m}$ di diametro (PM_{10}).

Per esaminare questa parte del lavoro di tesi si è fatto riferimento alle pubblicazioni di Amaral et al del 2015 e di Bo et al del 2017.

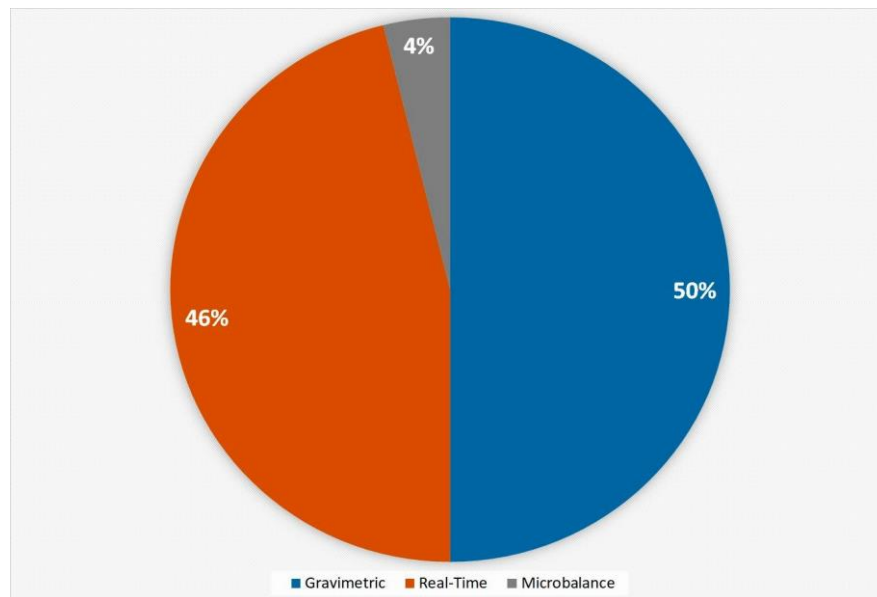


Figura 1: tecnologie strumentali utilizzate per la valutazione delle concentrazioni in numero di massa e di particelle (Bo et al, 2017)

2.1 Metodi di misurazione della concentrazione

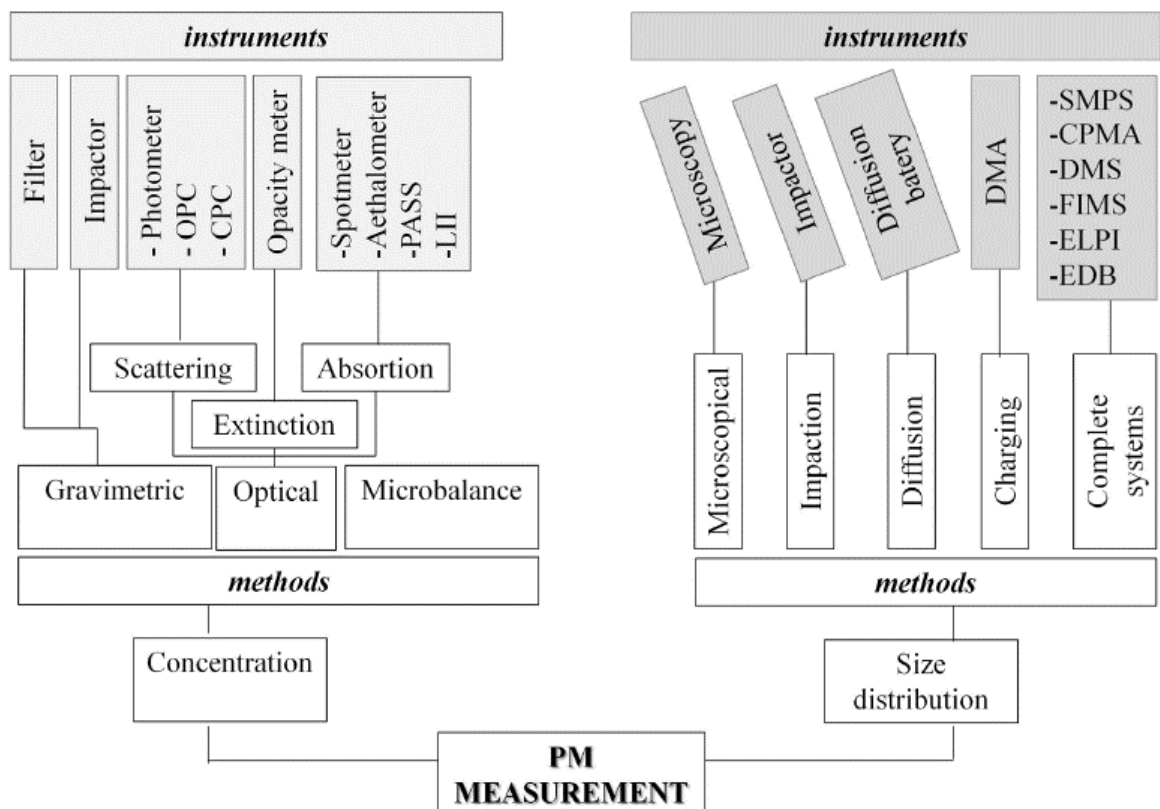


Figura 2: Metodi e strumenti per la misurazione del PM (da Amaral et al, 2015)

2.1.1 Metodo gravimetrico

Questo metodo, previsto per legge (UNI EN 12341:2014), consiste nel campionamento di un volume d'aria noto, attraverso una pompa. La selezione del taglio granulometrico da campionare avviene grazie ad un separatore ad impatto inerziale che preleva la frazione stabilita. L'aria aspirata viene convogliata da un tubo collettore verso un filtro, con lo scopo di trattenere le particelle selezionate precedentemente. Prima di essere pesati, i filtri devono essere sottoposti a una fase di condizionamento per un periodo di 48 ore (questa fase prevede un ambiente in condizioni standard: $T = 20 \pm 1^\circ\text{C}$, umidità relativa = $50 \pm 5\%$). Dopo essersi stabilizzati i filtri vengono pesati su bilance analitiche con una sensibilità fino a 6 cifre decimali si ricava la massa di particolato campionato per differenza di peso. La concentrazione di particolato si ottiene dividendo il valore della massa per il volume d'aria aspirato. In generale tutto il processo di filtraggio ha una durata considerevole, perciò non è possibile avere le letture in tempo reale.

La concentrazione di massa del particolato viene determinata pesando i filtri prima e dopo il periodo di campionamento. Il filtro raccoglie il particolato in tutte le frazioni granulometriche (nucleazione, accumulo e modi grossolani), a meno che non ci sia un ciclone o un impattatore per rimuovere particelle più grandi. La determinazione della massa del PM può essere alterata a seconda delle condizioni ambientali cui è sottoposto il filtro. Pertanto, le analisi sono svolte in condizioni di temperatura e umidità in conformità con quanto previsto dalla normativa tecnica del filtro, perciò i filtri sono tipicamente confezionati in condizioni di temperatura e di umidità controllate.

Il metodo gravimetrico si basa su filtri e impattatori a cascata, che possono raccogliere campioni di particolato per valutarne la loro concentrazione e composizione chimica. Analisi dettagliate possono essere svolte per mezzo di altre tecniche quali la microscopia elettronica a scansione (SEM) e la microscopia elettronica a trasmissione (TEM).

2.1.2 Metodo ottico

Il principio alla base della maggior parte degli analizzatori di tipo ottico è rappresentato dall'azione di una radiazione ottica su un'area dedicata al passaggio del particolato aerodisperso in studio. Le particelle di aerosol sono illuminate da un raggio di luce e la irradiano in tutte le direzioni (scattering) e parte di questa luce viene simultaneamente trasformata in altre forme di energia (assorbimento); l'estinzione della luce può essere calcolata dalla somma di dispersione e assorbimento.

Gli strumenti ottici usati per misurare la concentrazione del particolato in tempo reale, può essere calcolata nei principi di diffusione, assorbimento e dispersione della luce.

✓ *Diffusione*

Gli strumenti di diffusione della luce di un insieme di particelle comprendono i fotometri che misurano l'intensità della luce diffusa, in uno o più angoli. In un fotometro di diffusione la luce diffusa viene misurata da un rivelatore fotometrico. Tra i fotometri di dispersione il monitor aerosol respirabile (RAM), è lo strumento più importante usato in molti studi nel quale l'aerosol viene aspirato con l'ausilio di una pompa e dopo fatto passare attraverso un ciclone che separa la frazione di aerosol respirabile. L'aerosol entra nella zona del sensore ottico, dove la luce infrarossa si diffonde in un angolo compreso tra i 45° ai 90° e viene rilevato da un fotodiodo. Questo strumento riporta misure di concentrazione, grandezza media delle particelle e altre informazioni ambientali quali temperatura e umidità relativa.

Esiste anche una nuova versione automatica dello strumento, il DATA RAM 4, che ha la capacità di registrare in maniera continua i dati.

Lo strumento più usato è il Contatore Ottico di Particelle, OPC che sfrutta le proprietà ottiche delle particelle. Il principio di misura utilizzato è il seguente: un fascio di luce laser investe il campione d'aria aspirato in continuo all'interno del sistema e un diodo rileva la luce diffusa dalle particelle che attraversano il fascio laser; ogni impulso rilevato corrisponde al passaggio di una particella. La luce diffusa è rilevata da un rivelatore fotoelettrico come impulso elettrico e la grandezza rilevata è il diametro ottico della particella. Il sistema è in grado di rilevare particelle con dimensioni superiori a qualche centinaio di nanometri e la grandezza della particella è determinata dall'altezza dell'impulso elettrico usando il diagramma di taratura.

I Rilevatori di Particelle di Condensazione (CPCs) sono classificati anche come rilevatori di luce diffusa e sono impiegati per misurare la concentrazione di piccole particelle.

✓ *Assorbimento della luce*

Gli strumenti di misura basati sul principio dell'assorbimento di luce sono usati per misurare la concentrazione di black carbon (BC) che compone l'aerosol. Il

BC assorbe fortemente la luce ed è quindi un agente radiante positivo che contribuisce ai cambiamenti climatici e secondo l'articolo di Amarale et al. è stato ampiamente investigato negli studi atmosferici affermando che l'assorbimento della luce dagli aerosol è uno dei parametri più incerti associati agli effetti diretti e indiretti sul clima.

Tra le tecniche impiegate che sono basate su misurazioni dell'assorbimento di aerosol si menzionano: a) metodo della differenza, nel quale l'assorbimento è ottenuto dalla differenza tra estinzione e dispersione, b) metodi basati sui filtri che misurano l'attenuazione della luce dai PM raccolti in un filtro, c) metodi basati su uno spettroscopio fotoacustico, d) metodi basati su Incandescenza Indotta da Laser (LII). Gli ultimi due metodi misurano il BC (black carbon) attraverso il riscaldamento del particolato. Il riscaldamento è causato dall'assorbimento di luce da parte delle particelle.

- a) Riflettometri (SPOTMETER) Questi dispositivi sono conosciuti come RIFLETTOMETRI o SMOKE FILTER METERS come conseguenza del principio di assorbimento della luce. La concentrazione di particelle si ottiene filtrando il gas di scarico in un filtro di carta, e registrando il rapporto tra la luce riflessa in un punto esposto e in uno non-esposto.
- b) Etalometro – Come per gli Spotmeters, gli Etalometri sono strumenti usati per determinare le concentrazioni di particolato e il coefficiente di assorbimento dell'aerosol. Il PM viene raccolto negli Etalometri usando un filtro al quarzo. L'Etalometro è uno degli strumenti ottici basato su filtri ed è quello maggiormente usato per determinare il contenuto di luce che assorbe carbonio (LAC), oltre al Fotometro di Assorbimento di Particelle di Fuliggine (PSAP). Tuttavia gli Etalometri convenzionali hanno un tempo di risoluzione di parecchi minuti, che è utile per monitorare l'ambiente, ma lento per i test di emissione. Versioni con tempo di risoluzione da 1 a 10 s sono diventati disponibili più recentemente. Il principio di misurazione del PSAP e dell'Etalometro è lo stesso e il funzionamento si basa sulla proprietà dell'assorbimento di luce da aerosol carbonati. Essi misurano l'attenuazione della luce trasmessa attraverso particelle che sono continuamente raccolte in un filtro.

- c) PASS (Spettroscopia fotoacustica). La luce che assorbono le particelle contenute nei campioni di aerosol sono periodicamente riscaldate da luce modulata in ampiezza. Il calore trasportato dalle particelle nei gas circostanti, genera onde di pressione acustica che sono registrate da un microfono. Il segnale registrato è proporzionale alla concentrazione in volume di particelle fotoassorbenti <300 nm, ed è proporzionale alla superficie di particelle più grandi (>300 nm). E' stato sviluppato un metodo molto sensibile per misurare l'assorbimento, con un'eccellente tempo di risposta, utilizzando uno spettroscopio ad assorbimento fotoacustico.
- d) Incandescenza indotta dal Laser (LII). Le particelle sono scaldate proprio al di sotto della temperatura di sublimazione del carbonio e il riscaldamento del particolato è fatto da una breve pulsazione laser. Dopo il riscaldamento le particelle raggiungono l'incandescenza e vengono decomposte. La decomposizione del particolato viene misurata da un fotomoltiplicatore. L'intensità dell'incandescenza e la velocità di decomposizione sono analizzate per far scaturire il numero e la grandezza media delle particelle primarie.

✓ *Estinzione della luce*

Le misure basate sulla concentrazione di particelle che quantificano l'estinzione della luce dipendono dalla lunghezza del percorso e dalla lunghezza d'onda della luce, nonché dalla forma della particella e dalla sua composizione.

2.1.3 Microbalance

Le microbalance usano l'alterazione della frequenza di risonanza per determinare il PM. Esistono due principali strumenti di misura che utilizzano il principio di microbilanciamento:

- Tapered Element Oscillation Microbalance (TEOM) che misura la massa di PM sulla base dell'alterazione della frequenza di risonanza di un tubo di quarzo. Uno dei suoi vantaggi è che è uno strumento consolidato quando è necessario misurare il PM_{10} e il $PM_{2,5}$ in tempo reale durante la combustione della biomassa, mentre nella misurazione dell'aerosol, nei veicoli, non ha avuto successo a causa di problemi di umidità, variazioni di pressione e sovraccarico.

- Quartz Crystal Microbalance (QCM) microbilancia di cristallo di quarzo. il cristallo di quarzo ha la proprietà piezoelettrica di cambiare la sua frequenza di risonanza quando



Figura 3: TEOM, MICROBILANCIA

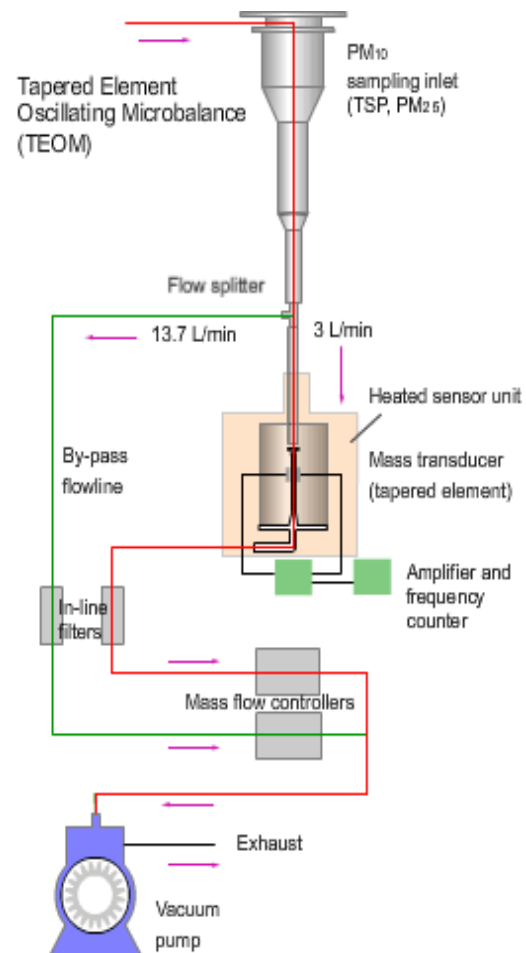


Figura 4: diagramma di funzionamento dello strumento TEOM (da Queensland Department of Environment and Heritage Protection, “Tapered element oscillating microbalance, 2017)

c'è una piccola aggiunta di massa nella sua superficie. Le particelle in QCM sono depositate mediante precipitazione elettrostatica in un risuonatore di cristallo di quarzo fine.

2.2 Metodi di misurazione di distribuzione

I metodi di distribuzione basati sulle dimensioni misurano la dimensione dell'aerosol, cioè il diametro e la concentrazione di aerosol. La dimensione delle particelle viene misurata in base a proprietà quali dimensioni geometriche, inerzia, mobilità, mobilità elettrica e proprietà

ottiche. In generale, la misurazione della distribuzione delle dimensioni delle particelle viene effettuata da una combinazione di differenti strumenti di misura. Questa combinazione prevede il caricamento di particelle nel caricatore della corona, la classificazione delle dimensioni delle particelle (impattatori o classificatori di mobilità) e il rilevamento (contatori ottici o elettromeccanici).

2.2.1 Microscopia

Il campionamento dell'aerosol per l'analisi delle dimensioni delle particelle, in un microscopio, generalmente implica la raccolta di particelle direttamente dai filtri, seguita dalla preparazione del filtro per migliorare la visibilità.

Oltre alle dimensioni delle particelle solide, la microscopia elettronica esamina anche la loro morfologia. L'analisi delle immagini offre un'ampia gamma di informazioni come il raggio di rotazione, la distribuzione delle dimensioni degli aggregati, la dimensione frattale, il numero di particelle primarie per aggregato e la distribuzione delle dimensioni delle particelle primarie.

Uno svantaggio del metodo di microscopia è il tempo speso per analizzare un numero di particelle che è statisticamente valido.

2.2.2 Impactor

L'utilizzo degli impattatori per le finalità di ricostruzione della distribuzione dimensionale del particolato aerodisperso prevede l'utilizzo del principio gravimetrico. A seconda dei sistemi, tale approccio prevede un numero variabile di orifizi di ingresso agli stadi di impatto. Gli impattatori più utilizzati sono di tipo a cascata, che funziona in base alla classificazione inerziale delle particelle.

Per quanto riguarda il principio di funzionamento dell'impattore a cascata, il campione di aerosol passa attraverso una sequenza di fasi. In ogni fase, un getto d'aria contenente l'aerosol raggiunge la piastra d'impatto e vengono raccolte particelle più grandi del diametro dell'otturatore. Particelle più piccole seguono il flusso di gas che circonda la piastra di raccolta e vengono raccolte nella fase successiva, in cui gli orifizi sono più piccoli e hanno le condizioni per una maggiore velocità dell'aria. Questo processo continua fino a quando le particelle più piccole vengono rimosse nel post-filtro.

Alcuni degli impattatori a cascata a bassa pressione più usati sono i seguenti:

- ✓ impattatore a bassa pressione Dekati (DLPI)
- ✓ impulso a bassa pressione di Berner (BLPI)

Questi impattatori raccolgono particelle nell'intervallo da 30 nm a 10 μm e potrebbero estendere l'intervallo di misurazione a particelle più piccole, se si utilizzano filtri appropriati.

Un'altra famiglia di impattatori a cascata è quella dei Micro-Orifice Uniform Deposit Impactor (MOUDI). I MOUDI sono impattatori a cascata di precisione che coprono un'ampia gamma di dimensioni delle particelle. Includono una gamma di portate da 10 a 100 l / min e diverse combinazioni di stadi di impatto.

Un altro concetto di impattatore relativamente recente è l'ELPI (Electrical Low Pressure Impactor) il cui funzionamento è basato sulla carica elettrica dell'aerosol.

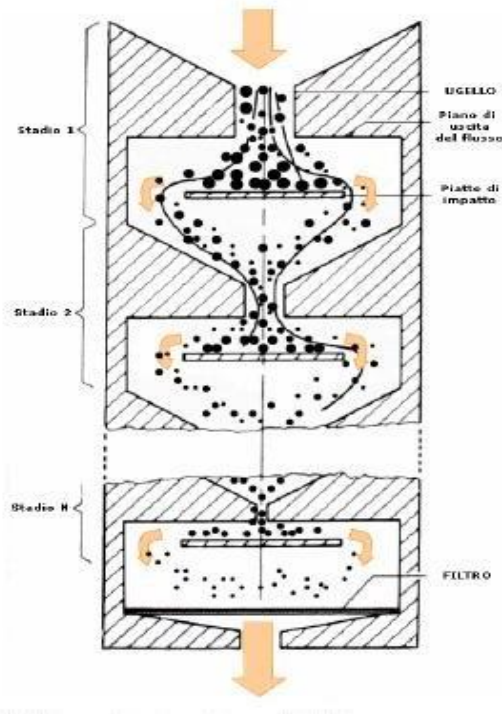


Figura 5: schema dello strumento, Cascade Impactors (da AnconTechnologies, “Aero select – ancon technologies”, 2017)

2.2.3 Electrical Diffusion Battery (EDB)

Le particelle con dimensioni inferiori a 0,1 μm non sono fortemente influenzate dalle forze gravitazionali e dalle forze di inerzia. Pertanto, il loro comportamento non è ben rappresentato dal diametro aerodinamico, che è una misura comune nelle apparecchiature tradizionali. A differenza di questo, il movimento delle particelle è generalmente dominato dalla diffusione. In questo modo, il diametro equivalente in volume, ottenuto in una batteria di diffusione, diventa più appropriato per le particelle nanometriche. Le batterie di diffusione sono state sviluppate

per determinare i coefficienti di diffusione delle particelle e i recenti metodi gravimetrici e ottici sono poco sensibili per misurare le nanoparticelle e pertanto non sono appropriati per questo compito. La batteria di diffusione separa le particelle in base alla loro mobilità. Queste batterie sono tipicamente utilizzate come valvole di commutazione per variare la lunghezza effettiva del percorso di diffusione e con un CPC per misurare la concentrazione in numero. Un nuovo approccio per le batterie di diffusione è la batteria di diffusione elettrica (EDB). Nell'EDB, le particelle sono trasportate da un caricatore della corona e quindi entrano nella batteria di diffusione che può essere di due tipi: tubo o schermo. L'efficienza della raccolta EDB è una funzione delle proprietà geometriche del tubo o dello schermo, della portata e della dimensione delle particelle, espressa in termini di diametro equivalente in volume.

2.2.4 Mobility Analyzer (DMA)

L'analizzatore di mobilità differenziale (DMA) è un dispositivo che separa particelle di aerosol cariche o ioni in base alla loro mobilità in un campo elettrico prima della loro individuazione, utilizzando diversi mezzi, quali elettrometri o spettrometri di massa più sofisticati.

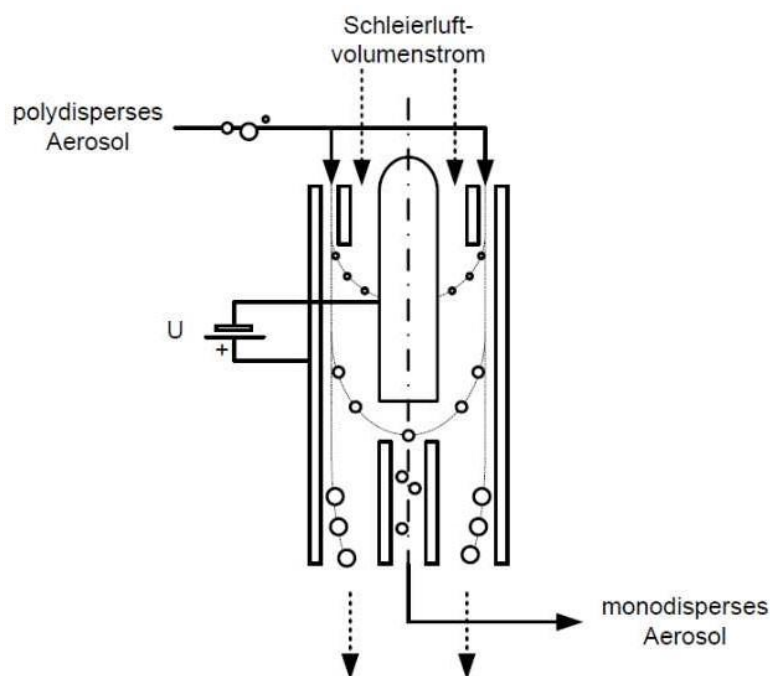


Figura 6: schema di funzionamento Differential Mobility Analyzer, DMA (da G.P. Reischl, 1991)

2.2.5 Centrifugal Measurement of Particle Mass (CPMA)

La misura di una massa di particelle di aerosol (APM) si misura usando un CPMA

Il CPMA è composto da due elettrodi cilindrici coassiali, uno interno e un altro esterno, l'elettrodo interno gira un po' più veloce dell'elettrodo esterno. Mentre passano accanto agli elettrodi, le particelle caricate sperimentano forze elettrostatiche e centrifughe, che agiscono in direzione opposte. Dipendendo da una velocità e una tensione di rotazione, tra gli elettrodi, le particelle possono penetrare nel CPMA. Il CPMA classifica un aerosol per il rapporto massa-carica. Questo è un sistema di DMS (Differential Mobility Spectrometer), che misura la distribuzione delle dimensioni classificate in massa in tempo reale.

La principale differenza tra CPMA e APM è che nell'APM entrambi gli elettrodi ruotano nella stessa velocità angolare.

Il vantaggio di questi strumenti è la loro capacità di registrare la massa di particelle senza la necessità di raccogliere particelle per la pesatura.

2.2.6 Differential Mobility Spectrometers (DMS)

Tra gli spettrometri basati sulla mobilità delle particelle, i più noti sono gli spettrometri di mobilità differenziale (DMS) e il Fast Mobility Particle Sizer (FMPS). Esistono inoltre ulteriori spettrometri che misurano anche il diametro della mobilità delle particelle: Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) e Twin Differential Mobility Particle Sizer (TDMPS).

Questi spettrometri sono composti da un caricatore di particelle, una colonna di classificazione e una serie di rivelatori. Secondo quanto descritto da uno dei testi consultati, Amaral in particolare, lo SMPS è lo strumento più preciso per distribuzioni di aerosol ad alta risoluzione dello scarico dei veicoli.

Vi sono molte versioni di questo strumento, che funzionano in una gamma di dimensioni da pochi nanometri a 1 μm . Il FMPS è costituito da due cilindri concentrici, un caricatore di diffusione e 32 elettrometri, che coprono l'intervallo di dimensioni delle particelle da 5 a 560 nm. La corrente contenente particelle di carica positiva scorre lungo la guaina. L'alta tensione tra i due cilindri trasporta le particelle dal punto in cui vengono introdotte sull'altro lato che ospita gli elettrometri. Accanto alla parte superiore della colonna vengono raccolte le particelle con maggiore mobilità elettrica e le particelle con mobilità elettrica inferiore vengono raccolte a valle. Quest'ultimo utilizza una tecnica di misurazione della mobilità elettrica simile a quella utilizzata in SMPS. Tuttavia, al posto di un CPC, lo spettrometro FMPS utilizza più elettrometri

a basso rumore per il rilevamento delle particelle. Questo produce misure di distribuzione delle dimensioni delle particelle con una risoluzione di un secondo, fornendo la possibilità di visualizzare eventi particellari e cambiamenti nella distribuzione delle dimensioni delle particelle in tempo reale.

Il TDMPS è composto da due DMA, un contatore di particelle a condensazione ultrafine (UCPC) e un CPC. Le particelle vengono caricate e portate in equilibrio di carica. Con l'aiuto di due essiccatori a diffusione rigenerativa, all'interno del TDMPS, le condizioni di umidità relativa possono essere monitorate continuamente.

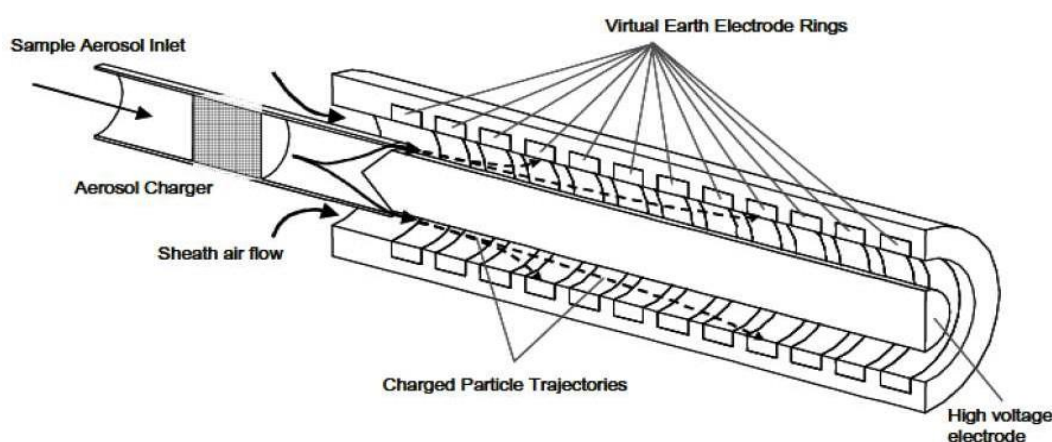


Figura 7: schema di un sistema DMS (da SEA Technical Paper Series, 2002)

2.2.7 Fast Integrated Mobility Spectrometer (FIMS)

Il FIMS (Fast Integrated Mobility Spectrometer) è composto da un caricatore, un classificatore di dimensioni, un condensatore e un rilevatore. L'aerosol passa attraverso un neutralizzatore, dove le particelle ricevono una distribuzione di carica dell'equilibrio bipolare. Nella sequenza, l'aerosol passa attraverso un analizzatore di mobilità, attraverso il quale scorre un gas (satturo di butanolo). Nel campo elettrico dell'analizzatore di mobilità, le particelle cariche sono separate in percorsi diversi, in base alla loro mobilità elettrica. Le particelle classificate vengono quindi trasportate dal flusso nel condensatore senza campo, dove la sovrasaturazione del vapore di butanolo si condensa sulle particelle classificate, aumentandone le dimensioni. All'uscita del condensatore, un raggio laser illumina le gocce e le immagini vengono catturate a 10 Hz con una videocamera. Le immagini non solo forniscono la concentrazione di particelle ma anche il diametro di mobilità delle particelle.

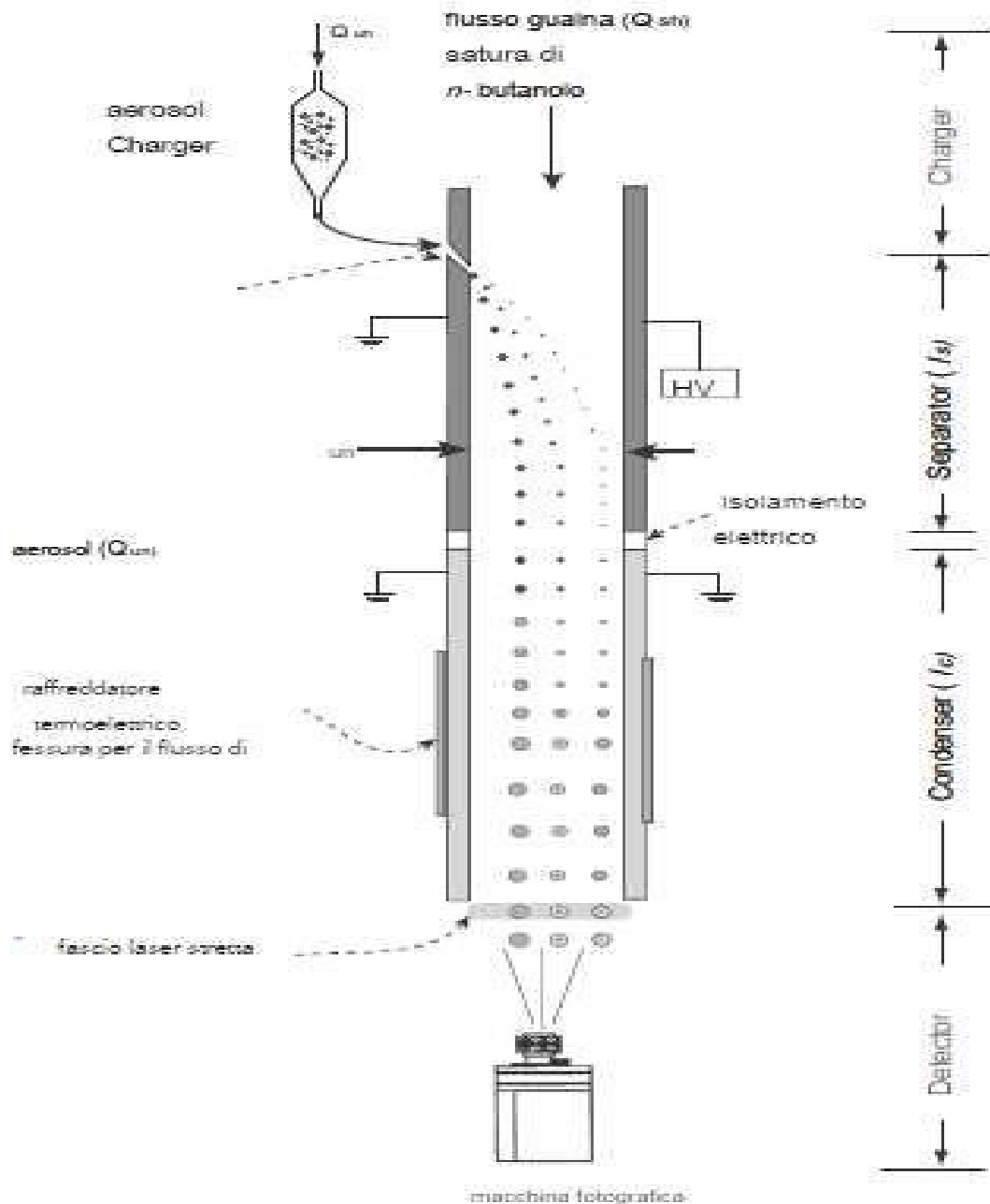


Figura 8: schema funzionamento di un Fast Integrated Mobility Spectrometers (FIMS) (da SEA Technical Paper Series, 2002)

2.2.8 Electrical Low Pressure Impactor (ELPI)

Lo strumento ELPI (acronimo di Electrical Low-Pressure Impactor), classifica le particelle in base al suo diametro aerodinamico, misura la concentrazione e la distribuzione in numero delle particelle (da 7 nm a 10 µm) ed è costituito da tre unità principali: un caricatore unipolare, un impattatore elettrico a cascata a bassa pressione ed un elettrometro multi-canale (Figura 9).

In Figura 10 si riporta lo schema dei principali componenti dell'ELPI.



Figura 9: Schema dei componenti dell'ELPI (Manual e ELPI, Dekati)

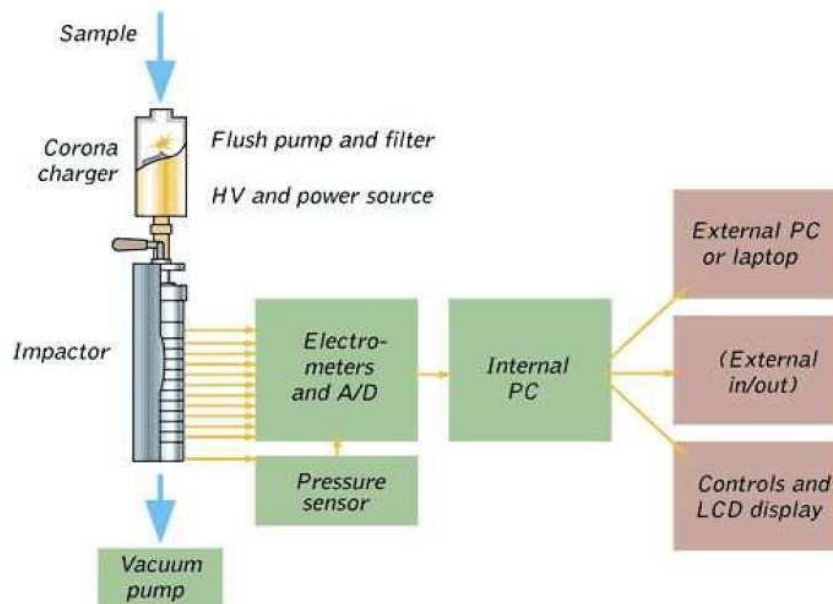


Figura 10: principali componenti dell'ELPI (Manual e ELPI, Dekati)

Negli ELPI le particelle sono caricate elettricamente nel momento in cui vengono aspirate e la carica viene eseguita da un carica batterie a corona unipolare. Le particelle cariche passano attraverso un impattatore a cascata a bassa pressione, che è composto da fasi di raccolta elettricamente isolate.

L'ELPI che lavora ad una pressione di 100 mbar, è un impattatore costituito da dodici stadi, ciascuno dei quali è definito da un diametro di taglio che corrisponde alla dimensione delle particelle raccolte con un'efficienza del 50%, il cui valore è decrescente nella direzione del

flusso delle particelle. Nella Tabella 3 sono indicati gli intervalli dimensionali delle particelle associati a ogni singolo stadio.

E' quindi in grado di misurare in tempo reale la concentrazione in numero di dodici classi dimensionali di particolato distribuite nell'intervallo di diametri aerodinamici 0,03-10 μm .

Attraverso l'installazione del "filter stage", dopo l'ultimo stadio dell'impattatore, l'intervallo dimensionale può essere esteso fino ai 7 μm . La somma dei valori del numero di particelle emesse in ciascuna classe può essere considerata equivalente all'emissione della frazione < 10 μm del particolato totale, nota comunemente come PM_{10} .

Gli stadi dell'impattatore sono elettricamente isolati ed ognuno di questi è individualmente connesso ad un elettrometro amplificatore di corrente.

Le particelle caricate in uno specifico stadio dell'impattatore producono un effetto di corrente, che viene registrato dal corrispondente canale dell'elettrometro. Il valore di corrente di ogni canale è proporzionale al numero di particelle raccolte, quindi alla concentrazione di particelle appartenenti ad un particolare intervallo dimensionale. In seguito i valori di corrente sono convertiti in una distribuzione dimensionale, in base a relazioni funzione della dimensione della particella.

STADIO	$D_{50\%}(\mu\text{m})$	$D_i (\mu\text{m})$
12	9,98	-
11	4,02	6,334
10	2,41	3,113
9	1,61	1,970
8	0,955	1,240
7	0,618	0,768
6	0,385	0,488
5	0,264	0,319
4	0,157	0,203
3	0,093	0,121
2	0,055	0,072
1	0,028	0,039
Filtro	0,007	0,021

Tabella 3: Caratteristiche degli stadi dell'impattatore ELPI

Per la combustione della biomassa la distribuzione delle dimensioni in numero è facile e rapidamente con l'utilizzo dell'ELPI. Tuttavia, questa tecnica dipende dalla densità dell'aerosol, quella proveniente da fonti di combustione non è ben nota e dipende da diversi parametri. Ciò può compromettere la precisione della distribuzione delle dimensioni in numero risultante dalle misurazioni.

Durante il campionamento è possibile osservare la registrazione di correnti negative specialmente negli stadi associati alle classi di granulometria inferiore; ciò può accadere se la dimensione media delle particelle è molto piccola ed è presente una bassissima concentrazione di particelle con diametro maggiore di 2,5 μm , oppure se vi sono improvvisi cambiamenti nella concentrazione delle particelle campionate. Invece, se la carica originale delle particelle è negativa, il charger produrrà una sufficiente quantità di ioni positivi per la loro neutralizzazione per poi caricare normalmente le particelle.

L'ELPI è uno strumento è adatto per applicazioni che richiedono un ampio intervallo di dimensioni e brevi tempi di risposta.

E' stato sviluppato un adattamento ELPI per misurare i gas dei veicoli ed è stato denominato Dekati Mass Monitor (DMM). Una fase di mobilità elettrica è stata aggiunta a questo adattamento. Nel DMM, una combinazione di dati di dimensione aerodinamica e dati di mobilità viene utilizzata per stimare la densità delle particelle, consentendo così una conversione dei dati del dispositivo di simulazione (impattatore) in concentrazione di massa in tempo reale.

2.2.9 Aerodynamic Sizers

Il misuratore di particelle aerodinamiche (APS), la distribuzione delle dimensioni delle particelle (PSD) e lo spettrometro di massa aerosol (AMS) sono le attrezzature utilizzate per misurare le dimensioni aerodinamiche.

E' stato impiegato un PSD per misurare il diametro aerodinamico del PM, tuttavia, non è possibile trovare una descrizione riguardante questo strumento.

L'APS è uno spettrometro il cui principio di funzionamento si basa sull'accelerazione del flusso del campione di aerosol attraverso un orifizio e la dimensione aerodinamica delle particelle determina il suo tasso di accelerazione. Le particelle più grandi accelerano lentamente a causa di una maggiore inerzia e all'uscita dell'ugello si incrociano l'una sull'altra attraverso due raggi laser parzialmente sovrapposti, nell'area di rilevamento. La luce viene dispersa quando ogni particella passa attraverso i raggi sovrapposti. Uno specchio ellittico, posizionato a 90 gradi

rispetto all'asse del raggio laser, raccoglie e concentra la luce su un fotorilevatore a valanga (APD). Successivamente, l'APS converte gli impulsi luminosi in impulsi elettrici. L'APS è in grado di misurare la distribuzione dimensionale di particelle nell'intervallo di dimensioni comprese tra 0,5 e 20 μm . Le particelle del campione vengono accelerate quando il gas del trasportatore scorre attraverso un ugello convergente. A causa dell'inerzia, le particelle non possono accelerare alla velocità del gas e c'è una mancanza di velocità in relazione al gas. La dimensione delle particelle è legata a questa mancanza di velocità, che è misurata nell'uscita dell'ugello attraverso la quale le particelle attraversano due raggi laser ravvicinati. Il tempo di volo tra i due raggi laser viene quindi utilizzato per calcolare il diametro aerodinamico.

La capacità di eseguire misurazioni per la distribuzione delle dimensioni e la massa di aerosol, in un AMS, è stata confrontata con misure simultanee utilizzando un DMA e un CPC.

L'AMS sviluppato in laboratorio combina campionamento di aerosol ad alte prestazioni e un sistema efficiente per il rilevamento di particelle, tramite vaporizzazione termica. Secondo Amaral et al., l'apparecchiatura è composta da tre sezioni principali: una camera per il campionamento dell'aerosol, una camera per il dimensionamento delle particelle e una camera per il rilevamento della composizione delle particelle.

2.3 Caratteristiche dei principali campionatori

Come descritto esistono diversi tipi di apparecchiature disponibili in commercio per misurare le particelle. Le caratteristiche delle principali apparecchiature di misurazione delle particelle sono descritte nella Tabella 4. Queste caratteristiche possono fornire indicazioni utili nella scelta delle attrezzature più appropriate in base alle esigenze di studio.

Instrument	Real Time	Dilution Required	Detection Limit	Size Range (nm)	A (%)	Advantages	Disadvantages
Filter	No	Yes	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	D	5	Simple; reliable; chemical analysis	Lots of work
Scattering	Yes	No (hot)	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	>50	30	-	Measuring large PM
Spotmeter	No	No (hot)	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	All	15	Measuring BC	High response time
PASS; LII	Yes	Yes, No	5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	>10	10	Measuring BC	Necessitate calibration
Opacity	Yes	No (hot)	0.1% opacity	>50	20	-	Depends of several factors
TEOM	Yes	Depends sampling site	-	D	-	Agrees well with filter samples	If concentration is high, filter has to be changed
DLPI	No	No	-	30–10,000	-	Large size ranges	Not suitable for smaller particles
SMPS	No	Yes	100 / cm^3	3–700	15	Very small particles	Not suitable for larger particles
FMPS	Yes	Yes	1000 / cm^3	5–700	25	Fast; Indicates changes in process well	More inaccurate than SMPS
ELPI	Yes	Yes	1000 / cm^3	10–10,000	25	Robust and large size range	Wide channels plates may affect the result

Notes: A—Accuracy; D—Depends on pre-cutting.

Tabella 4: specifiche tecniche dei diversi campionatori (da Amaral et alii, 2015)

Le caratteristiche sintetizzate da Amaral et al. nella Tabella 4 includono: capacità di campionare particelle in tempo reale, necessità di diluire il flusso di gas prima della raccolta, limite di rilevamento dell'attrezzatura, gamma di dimensioni, accuratezza dell'attrezzatura, principali vantaggi e svantaggi. Oltre ai parametri valutati, esistono altri parametri che possono essere utilizzati per scegliere il misuratore di PM più appropriato quali durata, requisiti di manutenzione e disponibilità per misurare la particella nel flusso d'aria umidificata o nell'ambiente umidificato.

1. Il campionamento in tempo reale delle particelle è una caratteristica auspicabile in tutti gli studi perché consente di monitorare processi come la combustione. Inoltre, i dispositivi che permettono la raccolta di particelle in tempo reale di solito dispongono di un sistema automatizzato per la memorizzazione dei dati. (Data Ram 4 è un esempio di attrezzatura che include la raccolta di particelle in tempo reale e la memorizzazione dei dati).
2. Un'altra caratteristica che deve essere osservata durante la selezione del misuratore di PM è la necessità o meno un sistema di diluizione. I sistemi di diluizione possono ridurre la concentrazione di particelle e la temperatura del gas di combustione. Pertanto, l'uso di un sistema di diluizione fornisce un campionamento più realistico e rappresentativo delle emissioni di particolato. Temperatura di diluizione ridotta, che estingue le reazioni chimiche nel flusso di gas e previene la variazione delle dimensioni delle particelle. La

maggior parte degli strumenti disponibili per la misurazione delle particelle richiede sistemi di diluizione.

- Scattering, Spotmeter, Opacity e DLPI non richiedono l'uso di un sistema di diluizione.
 - TEOM: l'uso del sistema di diluizione è facoltativo.
 - Spotmeter, usato per misurare la concentrazione di BC attraverso l'assorbimento della luce, è stato segnalato come in grado di misurare tutti gli intervalli di dimensione delle particelle con un limite di rilevamento di $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
3. La precisione rappresenta la vicinanza tra la misura del valore dello strumento e il valore reale.

Come citato nell'Introduzione di questa tesi, le particelle ultrafini ($\text{PM}_{0.1}/\text{UFP}$) sono di particolare interesse per gli studi relativi alla salute delle persone. In questo caso, l'attrezzatura maggiormente raccomandata misura la concentrazione numerica delle particelle, come nel caso di SMPS, FMPS, ELPI e OPC.

- SMPS misura particelle molto piccole meglio dell'FMPS. Tuttavia, il campionamento non avviene in tempo reale.
- Per ELPI, che è un impattatore a Cascata, il limite minimo di rilevamento delle particelle è 10 nm e il massimo è 10.000 nm. Inoltre, le misurazioni sono in tempo reale ed è possibile condurre analisi chimiche delle particelle accumulate nelle piastre Impactor. Con questo apparecchio, la concentrazione numerica viene determinata online e la concentrazione di massa offline.

Per quanto concerne l'emissione di particelle dalla combustione di biomassa, 17 istituti sono stati intervistati sull'attrezzatura che hanno usato per misurare il particolato.

- SMPS ed ELPI sono stati utilizzati dal 50% di tutti gli istituti.
- FMPS è stato usato in un istituto.
- I contatori ottici di particelle sono stati utilizzati del 25% e i contatori di opacità non sono stati utilizzati.
- L'APS è stato utilizzato da due istituti e il TEOM è stato utilizzato dal 40%.

Nonostante i vantaggi di SMPS ed ELPI nella misurazione UFP, questi dispositivi non distinguono tra agglomerati UFP e particelle grossolane. Questa distinzione è estremamente importante nelle questioni relative alla salute in quanto gli agglomerati UFP sono più tossici

delle particelle grossolane. Gli effetti sulla salute dell'UFP sono correlati alla loro superficie. Pertanto, nella ricerca relativa alla salute, l'attrezzatura deve misurare l'area della superficie della particella. In questo contesto, i Diffusion Chargers (DC) sono gli strumenti più adatti nei quali l'aerosol viene raccolto nello strumento e passa attraverso uno ionizzatore che trasporta le particelle positive. L'aerosol caricato attraversa una trappola per rimuovere l'eccesso di ioni e attraverso un DMA per separare le particelle caricate. Le particelle vanno verso un elettrometro, dove viene misurata la carica di aerosol, attraverso la registrazione della corrente elettrica.

Secondo quanto contenuto nell'articolo di Amaral et al, oltre alle caratteristiche sopra descritte, quando si sceglie l'attrezzatura per misurare le particelle è importante considerare la capacità di trasportare lo strumento nell'ambiente di campionamento, cioè se l'apparecchiatura è portatile. Non esiste uno strumento migliore per misurare il particolato, ma uno strumento più appropriato per ogni situazione. Per confermare i valori ottenuti durante il campionamento è bene utilizzare diversi metodi e apparecchiature di misurazione delle particelle.

Si possono quindi trarre le seguenti conclusioni: per scegliere lo strumento appropriato si deve definire chiaramente lo scopo dello studio, nonché comprendere le principali specifiche dell'attrezzatura. Risulta perciò necessario che si svolgano delle prove preliminari in situ con gli strumenti che si ritengono più idonei al fine di verificarli sul campo prima delle prove vere e proprie.

3. Materiali e metodi dell'analisi statistica del problema

Poiché le persone passano la maggior parte del loro tempo al chiuso, l'unica misura delle concentrazioni all'esterno non è sufficiente per valutare l'esposizione totale all'inquinamento atmosferico. Pertanto, l'interesse emergente da parte della comunità internazionale alle relazioni indoor-outdoor ha portato allo sviluppo di varie tecniche per lo studio dei parametri di emissione.

Per questo studio di tesi sono state prese in esame le campagne di misura della concentrazione numerica del particolato atmosferico $PM_{2.5}$ e PM_{10} , rilevate simultaneamente da una serie di strumenti di misura posizionati sia in ambiente chiuso che in outdoor, dal gruppo di sicurezza ambientale del Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio del Politecnico di Torino nell'ambito della tesi di dottorato dell'Ing. M. Bo.

Le campagne di misura della concentrazione numerica del particolato atmosferico sono state effettuate in due siti di rilevamento distinti:

- INDOOR: all'interno di un laboratorio del Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio del Politecnico di Torino;
- OUTDOOR: nel cortile esterno del Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio del Politecnico di Torino.



Figura II: localizzazione del sito di rilevamento

Secondo le buone pratiche e i quadri normativi, tutti gli studi definiscono le catene strumentali lontane da ogni fonte potenzialmente interferente. Per questo motivo, il campionamento indoor è tipicamente realizzato al centro dell'ambiente e ad un'altezza compresa tra 1 e 2 m (per simulare l'altezza di respirazione degli occupanti). Le distanze dalle pareti e dalle fonti di calore sono anche identificate come fattori di progettazione principali. Relativamente ai campionamenti di aria esterna, negli studi l'altezza varia da 1-2 m (riferito alla porta anteriore o al livello del suolo) all'altezza del pavimento corrispondente al campionamento interno (5-10 m da terra).

Per gli ambienti indoor, le fonti di PM (PM_{10} e $PM_{2,5}$) possono essere di differente natura e dipendono fortemente dalla presenza e dall'attività che svolge l'uomo. Salvo rare eccezioni, le sorgenti d'inquinamento sono in massima parte artificiali. La principale classificazione delle sorgenti distingue due categorie:

- Fonti interne legate principalmente alle abitudini e alle attività degli occupanti, ai materiali impiegati, ai materiali da costruzione e d'arredo, ai prodotti per la pulizia della casa, ai

processi di combustione (riscaldamento, cottura, bastoncini incenso e candele profumate, ecc.), ai sistemi di ventilazione, ecc. Secondo l'articolo Bo et al. oggi una forte attenzione viene posta ai diversi processi di combustione tipici degli ambienti indoor, che impiegano per le esigenze energetiche quali la cottura, il riscaldamento, o altri usi diversi combustibili solidi, gassosi e liquidi

- Fonti esterne, in questo caso il PM presente in aria ambiente esterna (outdoor) penetra negli ambienti indoor, contaminandoli. Principali sorgenti esterne sono quelle antropogeniche (traffico veicolare, riscaldamento degli edifici, emissioni industriali, ecc.) e quelle naturali (risollevamento del suolo, pollini, spore fungine, frammenti vegetali e animali, bioaerosol primario, spray marino).

Le modalità con cui è effettuato il necessario ricambio dell'aria (ventilazione naturale o forzata) influiscono sui livelli di concentrazioni di PM in indoor. Un ruolo importante nella diffusione del PM è svolto dalle condizioni microclimatiche in ambienti chiusi, indoor (temperatura e gradienti termici, umidità relativa e velocità dell'aria). A seconda dell'inquinante (non solo il PM ma anche le sostanze in esso contenute), le sorgenti interne possono incidere sulla dipendenza dei livelli d'inquinamento indoor dall'intensità di quello outdoor. Spesso, infatti, i rispettivi andamenti temporali risultano scarsamente correlati e il rapporto tra le concentrazioni indoor e outdoor degli inquinanti risulta maggiore di uno, a indicare che le fonti interne sono prevalenti comunque le sostanze, una volta penetrate in un ambiente indoor, sono più persistenti che in outdoor.

La campagna di campionamento effettuata in entrambi gli ambienti è stata condotta nell'arco temporale che va dal mese di Ottobre 2017 al Dicembre dello stesso anno. Per avere una visione veritiera del comportamento dei vari strumenti ci si è basati su una finestra temporale di funzionamento simultanea dei macchinari di misurazione del particolato e quindi è stato preso in considerazione un intervallo temporale di dati di otto giorni in modo da avere le stesse condizioni dal punto di vista climatico e ambientale per ogni strumento di misura.

I dati sono stati prelevati continuamente (24 h) dagli strumenti durante il periodo di analisi con un intervallo di campionamento mediamente di 2 minuti.

3.1 Strumentazione

Gli strumenti utilizzati per la misura della concentrazione del particolato PM_{10} e $PM_{2,5}$ sono i seguenti:

- APM-2



Figura I2: APM-2 (da manuale Comde-Derenda GmbH)

L'APM-2 è uno strumento di misura utilizzato per determinazione diretta e continua della concentrazione di particelle (PM_{10} e $PM_{2,5}$) sospese nell'aria esterna. Questa misurazione viene effettuata utilizzando un fotometro, attraverso il principio della diffusione della luce su particelle minuscole. Il cuore della procedura per la misurazione online degli aerosol ambientali è un rilevatore di luce riflessa altamente sensibile. La luce emessa ad intensità stabilizzata da

un diodo laser illumina uno spazio di misurazione definito dal percorso del raggio. La luce diffusa da tutte le particelle all'interno di questo spazio di misurazione viene rilevata ad un angolo di 90° da un fotorilevatore. Il segnale è reso disponibile, in seguito all'amplificazione, come segnale di tensione (da 0 a 5 V). Questo segnale è direttamente proporzionale alla concentrazione di massa dell'aerosol nello spazio di misurazione (da 0 a $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La fisica coinvolta nella riflessione significa che le particelle con diametri approssimativamente uguali alla lunghezza d'onda del raggio, in riferimento alla sua massa, riflettono in maniera più efficace. La lunghezza d'onda di 680 nm utilizzata in questo dispositivo è più sensibile alle particelle nella gamma di dimensioni comprese tra 0,5 e $1 \mu\text{m}$. È questa caratteristica che impone dei limiti all'uso della fotometria a luce diffusa per misurare la concentrazione di PM_{10} . Il segnale di misurazione fornito dal rivelatore di luce riflessa è dominato dalla frazione $\text{PM}_{2.5}$. La frazione grossolana contribuisce notevolmente meno al segnale di luce diffusa (in relazione alla sua massa) e quindi è sottorappresentata nelle misurazioni. Un semplice processo viene utilizzato per compensare questa minore sensibilità alla frazione grossolana. Il trucco consiste nell'arricchire la concentrazione della frazione nella gamma da $\text{PM}_{2.5}$ a PM_{10} mediante un "impactor virtuale" installato a monte del fotometro.

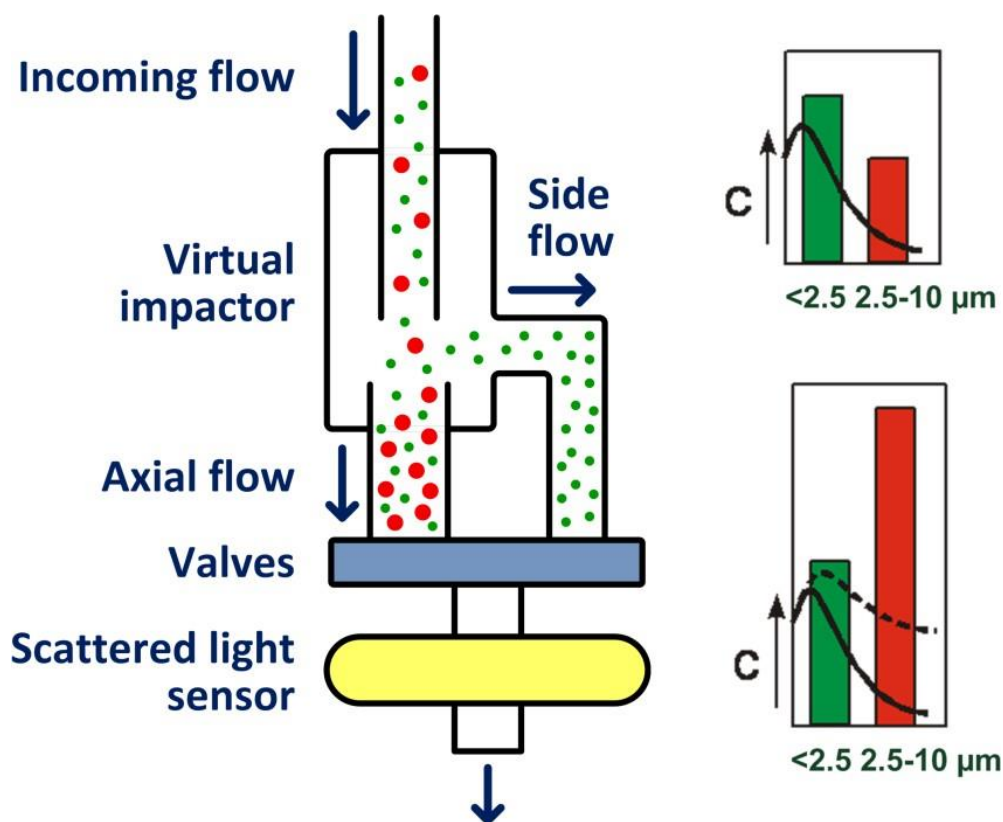


Figura I3: virtual impactor (da manuale Comde-Derenda GmbH)

Questo arricchimento equivale ad aumentare la sensibilità dell'apparecchiatura fotometrica per la frazione da PM_{2,5} a PM₁₀. Il principio è spiegato nella Figura 14 sopra.

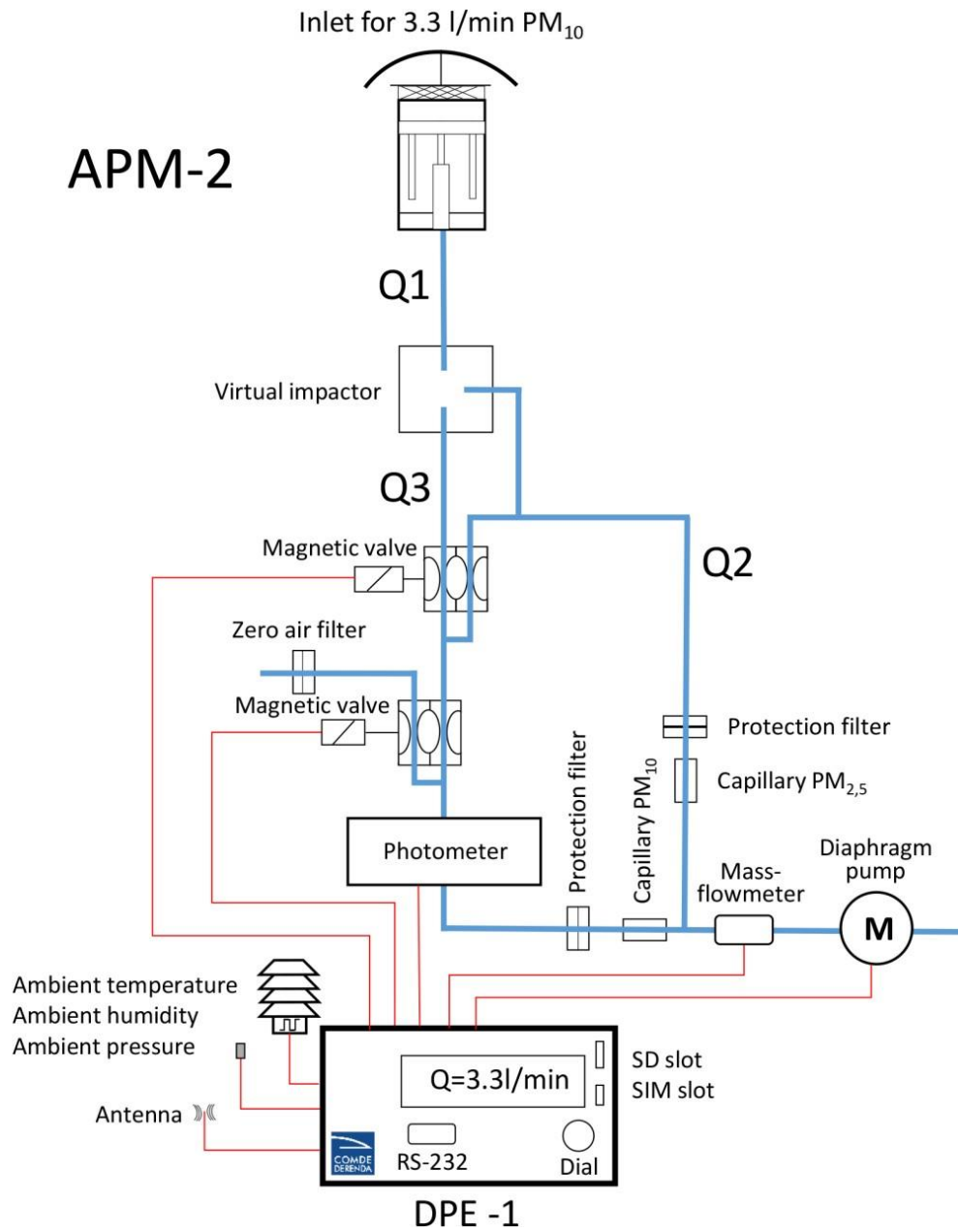


Figura 14: schema principio (da manuale Comde-Derenda GmbH)

- OPC- N2

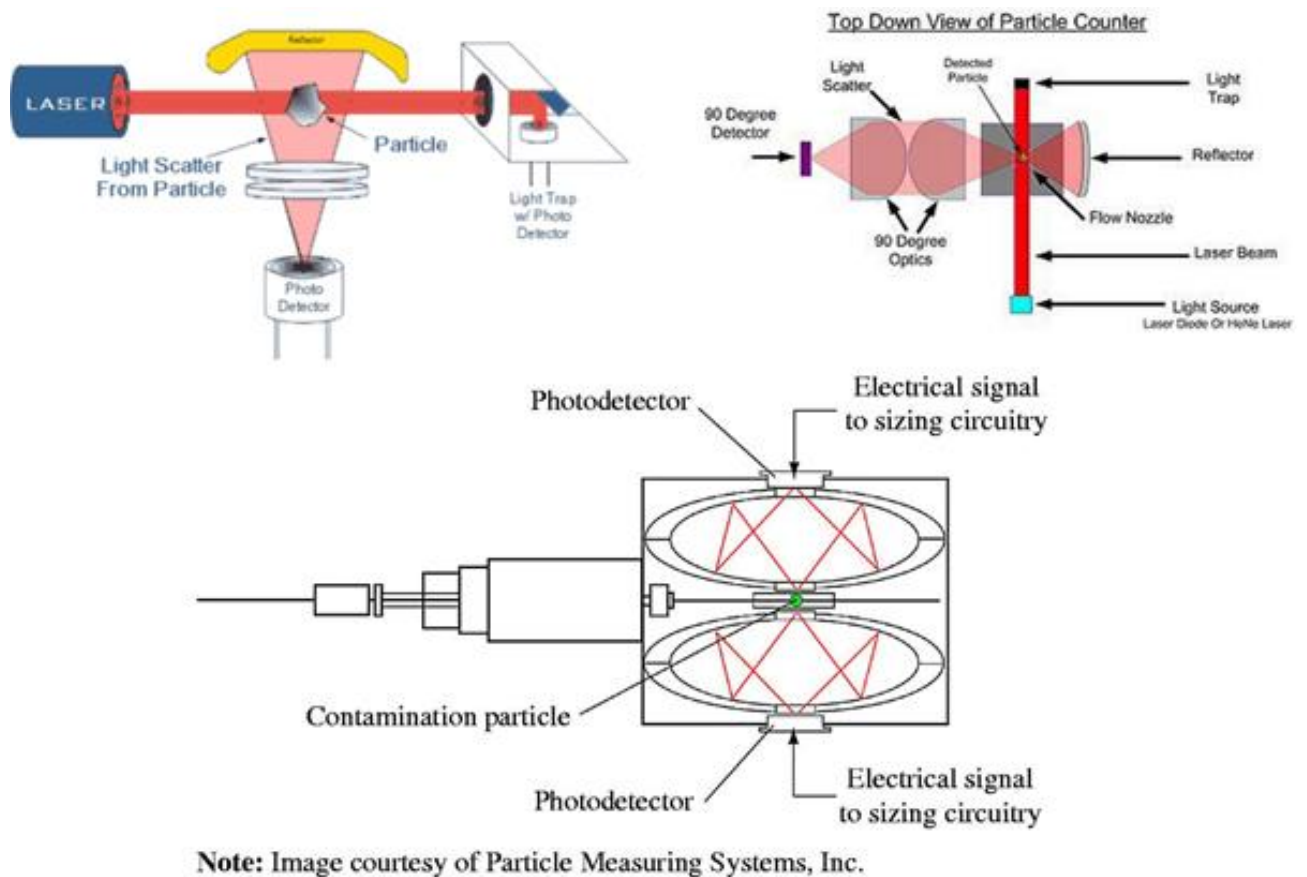


Figura I5: Schema funzionamento OPC

Funziona come i contatori di particelle ottici convenzionali, l'OPC-N2 misura la luce diffusa da singoli componenti trasportati in un flusso d'aria campione attraverso un raggio laser. Queste misurazioni vengono utilizzate per determinare la dimensione delle particelle (correlata all'intensità della luce diffusa tramite una calibrazione basata sulla teoria di Miescattering) e la concentrazione del numero di particelle. I carichi di massa di particelle - PM_1 , $PM_{2,5}$ e PM_{10} , vengono quindi calcolati dagli spettri delle dimensioni delle particelle e dai dati di concentrazione, assumendo un indice di particolarità e di rifrazione (RI).

- TSI

Environmental Dust Trak di TSI è un analizzatore di polveri a principio di misura fotometrico per il monitoraggio a breve e medio termine delle polveri. A seconda del modello è possibile misurare in tempo reale una o quattro frazioni di polveri.

L'analizzatore è categorizzato come "near reference" ed è pertanto idoneo per tutte le applicazioni che necessitano di indagare le concentrazioni indicative del particolato atmosferico con precisioni ed accuratezze confrontabili con quelle degli strumenti di riferimento.



Figura 16: TSI indoor presso il Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio del Politecnico di Torino

Environmental Dust Track è pensato per installazioni temporanee e campagne di indagine a breve-medio termine, può essere alimentato a batteria e pannelli solari, dispone di un avanzato sistema di memorizzazione e trasmissione dati via "cloud", accessibile via web. Lo strumento può essere messo in servizio ed iniziare il

monitoraggio in meno di un'ora di lavoro dell'operatore e i dati sono immediatamente disponibili per analisi e valutazioni.

- **GRAVIMETRICO**

È una metodica di determinazione prevista per legge dalla norma EN 12341:2014 (ultimo aggiornamento normativo che comprende le precedenti norme UNI EN 12341:1999 e UNI EN 14907:2005 per il PM_{10} e $PM_{2.5}$).



Figura 17: Gravimetrico outdoor presso il Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio del Politecnico di Torino

In questo caso, la procedura consiste nel campionamento di un volume noto d'aria, utilizzando una pompa; la selezione del taglio granulometrico da campionare avviene grazie ad un separatore ad impatto inerziale che preleva la frazione stabilita. L'aria

aspirata viene convogliata da un tubo collettore verso un filtro, con lo scopo di trattenere le particelle selezionate in precedenza. Prima di essere pesati, i filtri devono essere sottoposti a una fase di condizionamento per un periodo di 48 ore (Fase di condizionamento: 48 ore in un ambiente con condizioni standard: $T = 20 \pm 1$ °C, umidità rel. = 50 ± 5 %); una volta stabilizzati vengono pesati su bilance analitiche (a 6 cifre decimali) e, per differenza di peso (tra prima dell'utilizzo e dopo), si ricava la massa di particolato campionata. La concentrazione di particolato si ottiene dividendo il valore della massa per il volume d'aria aspirato.

3.2 Caratterizzazione meteorologica dei periodi di rilevamento

Le variabili meteorologiche influenzano notevolmente i livelli di inquinamento e le misurazioni, regolando la velocità con cui gli inquinanti vengono trasportati e si disperdono in aria (ad es. velocità del vento, flussi turbolenti di origine termica o meccanica) o portati al suolo (rimozione da parte della pioggia) e definendo il volume in cui gli inquinanti si disperdono. Inoltre esse determinano la velocità di alcune reazioni chimiche.

Per ogni giorno del periodo campionato sono stati considerati i seguenti parametri meteorologici al fine di valutarne la possibile correlazione con le concentrazioni numeriche di particolato:

- Temperatura;
- Umidità relativa;
- Velocità del vento;
- Precipitazione.

A tale scopo sono stati utilizzati i dati pubblici provenienti dalla stazione meteorologica dell'Università degli studi di Torino.

3.3 Analisi statistica

REGRESSIONE LINEARE

Per comparare i valori delle concentrazioni medie di PM_{10} e $PM_{2,5}$ ottenuti dai vari strumenti sia in indoor che in outdoor si utilizza un metodo di inferenza statistica ad una variabile: la regressione lineare ai minimi quadrati.

La verifica dell'esistenza di una correlazione tra i caratteri osservati, consiste nel disegnare un diagramma di dispersione, cioè rappresentare nel piano cartesiano le osservazioni.

Se il diagramma di dispersione suggerisce una relazione lineare tra i dati ed inoltre, il valore del coefficiente di correlazione in modulo è prossimo ad uno, anche se tra i dati non esiste una relazione perfettamente lineare, ha senso determinare l'equazione di una retta che approssimi i dati nel "miglior modo possibile".

Il metodo dei minimi quadrati consente di determinare l'equazione di questa retta, detta retta di regressione o dei minimi quadrati.

L'incertezza del risultato di una misura consiste di diverse componenti che possono essere raggruppate in due categorie a seconda del metodo usato per stimare il valore numerico:

Incetezza di tipo A

- Il metodo di valutazione parte dall'analisi statistica di una serie di osservazioni;

Incetezza di tipo B

- Il metodo di valutazione si basa su supposizioni teoriche della statistica che caratterizza un processo di misura.

La regressione è presentata dalla seguente equazione: $y = \beta_1 (\pm SE) x + \beta_0 (\pm SE)$ dove β_1 e β_0 sono coefficienti di regressione, e SE è l'errore standard dei valori. Il livello di confidenza α si considera per convenzione pari a 0.05 (95%).

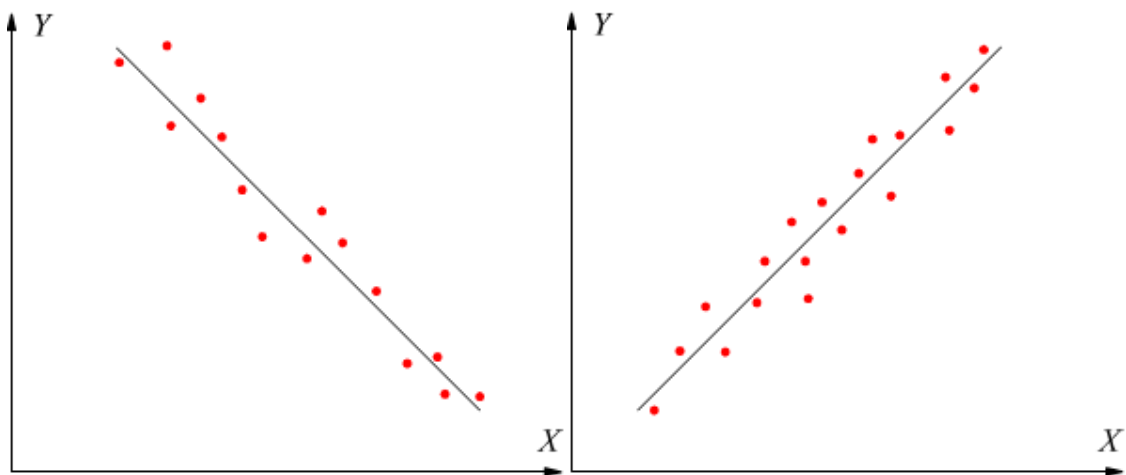


Figura 18: Grafici di regressione. Se esiste una relazione lineare, i punti si distribuiscono vicino ad una retta, come si vede dai primi due schemi.

Se i valori corrispondono:

- Intercetta $\beta_0 = 0$
- Intercetta $\beta_1 = 1$

ANALISI DI VARIANZA AD UNA VIA: ANOVA

Per meglio verificare se le medie campionarie dei gruppi di valori medi della concentrazione di PM₁₀ e PM_{2,5} sono diverse per le naturali fluttuazioni o se differiscono perché le medie delle tre popolazioni sono realmente diverse si utilizza un ulteriore metodo di inferenza statistica: metodo ANOVA ad una VIA.

Il punteggio y_{ij} di un soggetto “j” nel gruppo “i” è scomponibile così:

$$y_{ij} = \mu + \alpha_j + \varepsilon_{ij}$$

- μ : media generale del campione totale
- α_j : effetto dovuto al trattamento (livello i della variabile indipendente)
- ε_{ij} : è una componente “residua”, di errore casuale, specifica per ogni soggetto.
- $\bar{y}$: media generale del campione
- $\alpha_i = (\bar{y}_i - \bar{y})$: differenza tra la media del gruppo cui appartiene il soggetto e la media generale del campione
- $\varepsilon_{ij} = (y_{ij} - \bar{y}_i)$: differenza tra punteggio del soggetto e media del gruppo in cui è inserito.

Devianza totale (SST): $\sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y})^2$ (somma dei quadrati degli scarti tra i singoli punteggi e la media generale)

Devianza tra i gruppi (SSB): $\sum_i \sum_j (\bar{y}_i - \bar{y})^2$ (si calcola sostituendo ad ogni punteggio la media del gruppo)

Devianza entro i gruppi (SSW): $\sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2$ (somma dei quadrati degli scarti tra i punteggi di ogni soggetto e la relativa media di gruppo)

E' possibile dimostrare che:

$$\sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y})^2 = \sum_i \sum_j (\bar{y}_i - \bar{y})^2 + \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2$$

SS_T

SS_B

SS_w

Dividendo le devianze per i rispettivi gdl si ottengono le varianze ovvero i "quadrati medi".

Varianza totale (MS_T) = Devianza totale/(n-1) = SS_T/(n-1)

Varianza tra i gruppi (MS_B) = Devianza tra i gruppi/(k-1) = SS_B/(k-1)

Varianza entro i gruppi (MS_w) = Devianza entro i gruppi/(n-k) = SS_w/(n-k)

Dove n = numero totale di soggetti e k = numero di gruppi.

Dividendo ciascuna devianza per i rispettivi gradi di libertà si ottengono le varianze, cioè le medie dei quadrati.

Questo metodo costruisce un'ipotesi che va accreditata o smentita:

Ip. $H_0 = \mu_0 = \mu_1 = \mu_2 = \dots$ (le medie delle popolazioni sono uguali)

Ip. H_1 (alternativa) almeno una delle medie sia differente

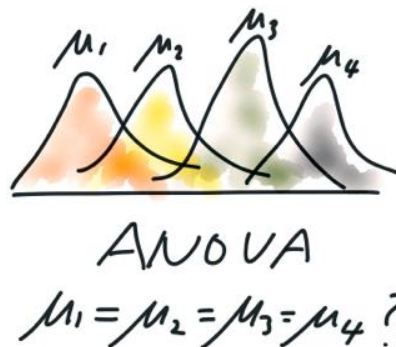


Figura 19: distribuzione medie ANOVA

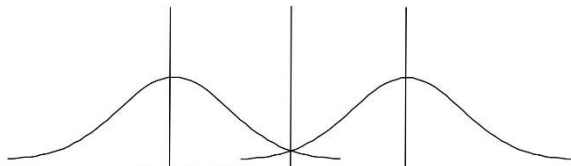


Figura 20: varianza tra i gruppi maggiore della varianza entro i gruppi, le medie dei gruppi sono distanziate.

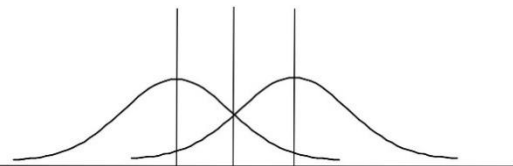


Figura 21: varianza tra i gruppi non significativamente diversa dalla varianza entro i gruppi, le medie dei gruppi sono ravvicinate.

Il test segue la distribuzione F (che è tabulata), è definito come il rapporto tra la varianza delle medie delle popolazioni in confronto rispetto la media delle varianze di ogni popolazione.

Se H_0 VERA $\rightarrow F \approx 1$

Se H_0 FALSA $\rightarrow F$ aumenta

Se l'ipotesi H_0 è vera allora F è prossimo all'unità perchè si stanno confrontando due stime della varianza della stessa popolazione mentre se non è vera F si avranno valori alti, in quanto il numeratore esprimerà la varianza di medie differenti. Dovendo stimare la varianza è sempre

possibile commettere un errore: in particolare può capitare che pur trattando le stesse popolazioni la casualità campionaria faccia apparire la varianza molto alta per cui il test suggerirebbe che le popolazioni in analisi siano differenti. Questo errore è tanto più piccolo quanto più alto è il valore di F che si ottiene.

Nell'ipotesi che le popolazioni in esame siano normali e di uguale varianza, allora la distribuzione F è nota e calcolabile secondo la formula precedente.

F_{crit} è F che intercetta il 5% di F (tabulata)

- $F > F_{crit}$ H_0 NON CONFERMATA $\rightarrow$ almeno una delle popolazioni prese in esame è differente
- $F < F_{crit}$ H_0 CONFERMATA

Se H_0 è rifiutata, questo metodo non indica quale delle popolazioni è differente dalle altr

4 Caso studio

4.I Descrizione dataset

Per ogni strumento di misura si analizza un dataset di misure della campagna di misure condotta, riferite al periodo in cui tutti gli strumenti rilevano simultaneamente, dal 15 al 22 Dicembre 2017 per l'indoor e dal 5 al 12 Dicembre 2017 per l'outdoor. Per confrontare e analizzare i dati di più strumenti di misura differenti si è deciso di partire dalle misure di particolato campionate da ogni strumento secondo la sua risoluzione temporale e di farne le medie orarie e giornaliere per agevolare lo studio statistico di regressione lineare ai minimi quadrati e l'analisi di varianza (ANOVA). Successivamente si sono correlati i valori medi ai dati climatici e ambientali in quanto possono determinare i valori di concentrazione riscontrati in modo differente a seconda delle metodologie di analisi e campionamento e dei principi tecnologici alla base degli strumenti.

4.I.I Indoor

Si considerano gli strumenti per la misura del $PM_{2,5}$ e PM_{10} , ad eccezione dello standard gravimetrico per la valutazione dell'aria ambiente che risulta non compatibile con le finalità dello scopo nell'ambiente chiuso oggetto di studio. Per ognuno si riportano in tabella e per via grafica i valori medi giornalieri e le deviazioni standard.



Figura 22: strumentazione indoor presso il Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio del Politecnico di Torino

▪ APM2

GIORNI	PM _{2.5} (ug/m ³)	PM ₁₀ (ug/m ³)	Standard Deviation PM _{2.5}	Standard Deviation PM ₁₀
15/12/2017	19.5	21.8	3.4	3.8
16/12/2017	19.4	20.9	3.7	4.1
17/12/2017	15.3	16.5	6.9	7.2
18/12/2017	23.3	25.7	7.2	7.8
19/12/2017	67.8	75.5	21.5	23.9
20/12/2017	52.5	59.2	14.6	17.6
21/12/2017	81.8	91.9	20.4	21.4
22/12/2017	69.8	75.6	16.2	18.3

Tabella 5: valori medi giornalieri e deviazioni standard APM2

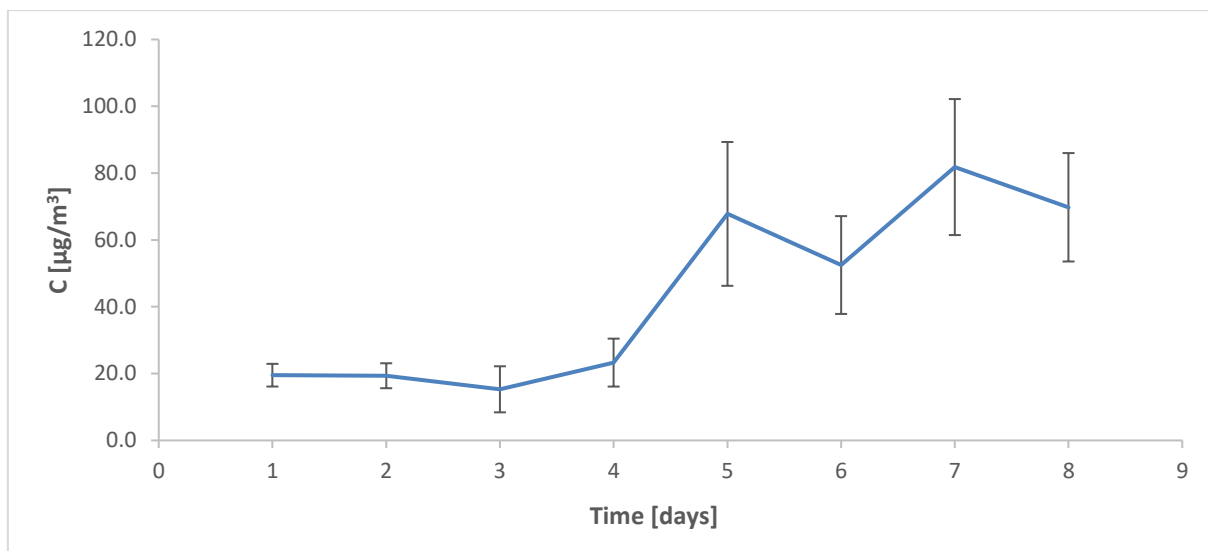


Figura 23: valori medi giornalieri PM_{2.5} relativi all'APM2

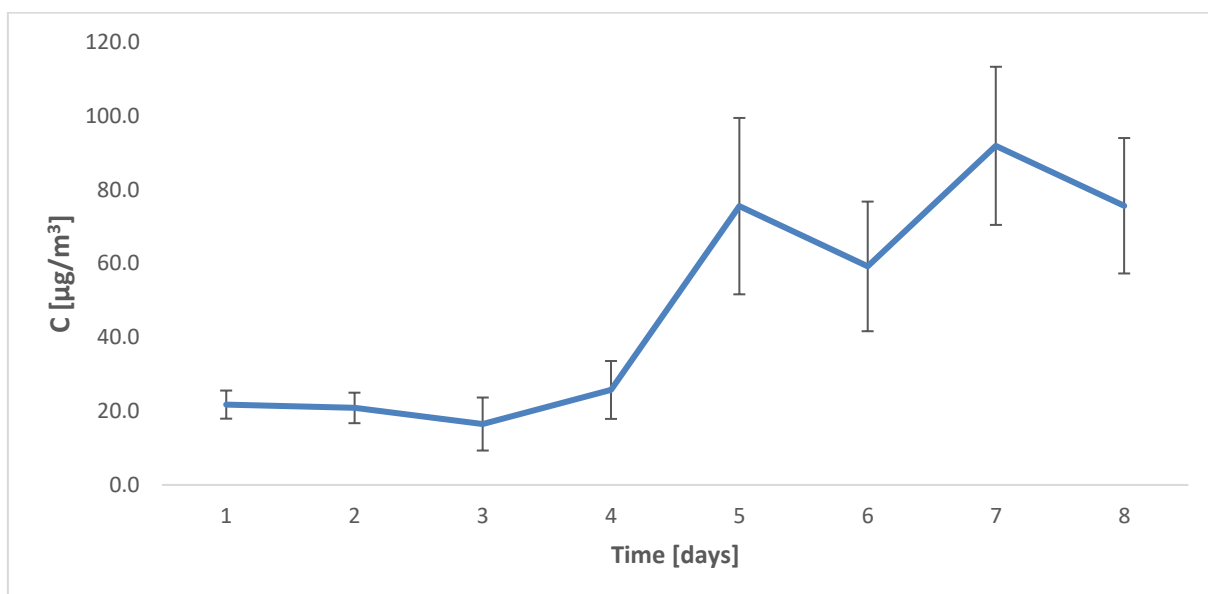


Figura 24; valori medi giornalieri PM₁₀ relativi all'APM2

- TSI

GIORNI	PM _{2,5} (ug/m ³)	PM ₁₀ (ug/m ³)	Standard Deviation PM _{2,5}	Standard Deviation PM ₁₀
15/12/2017	2.3	2.7	2.7	2.6
16/12/2017	2.2	2.3	8.1	8.1
17/12/2017	-0.3	0.0	13.1	13.1
18/12/2017	8.8	9.3	7.2	7.3
19/12/2017	7.4	8.0	18.6	7.9
20/12/2017	12.3	14.4	21.3	20.4
21/12/2017	9.6	12.5	42.7	43.4
22/12/2017	-11.1	-9.7	38.3	38.7

Tabella 6: valori medi giornalieri e deviazioni standard TSI

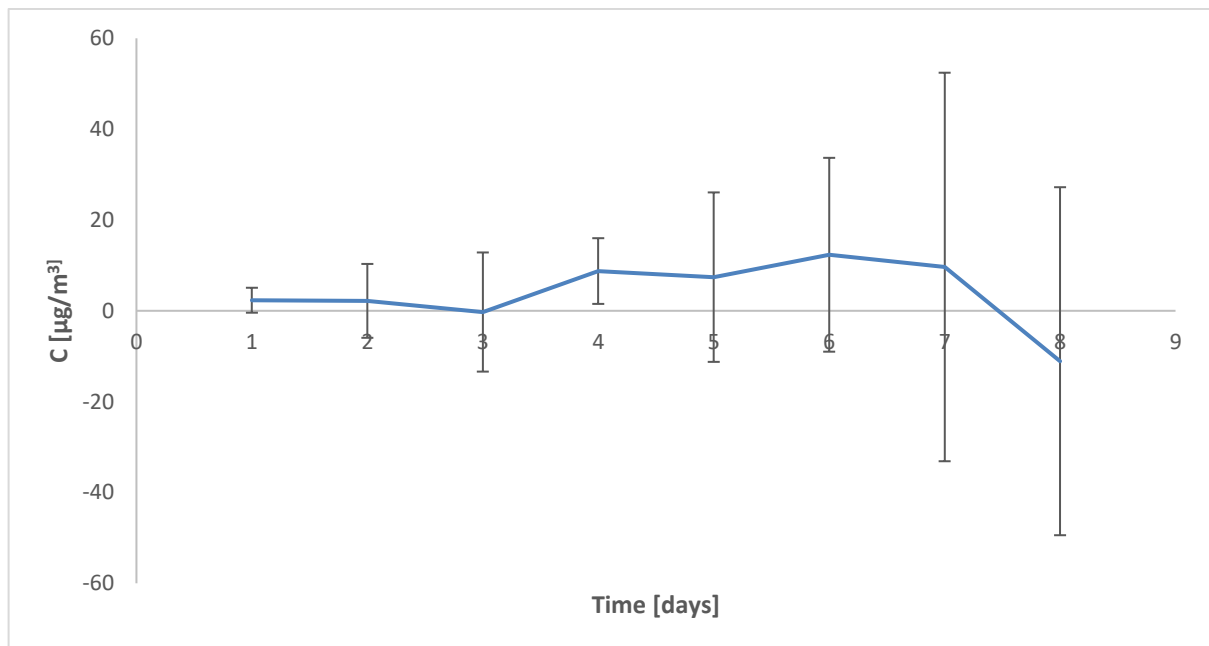


Figura 25: valori medi giornalieri PM_{2,5} relativi al TSI

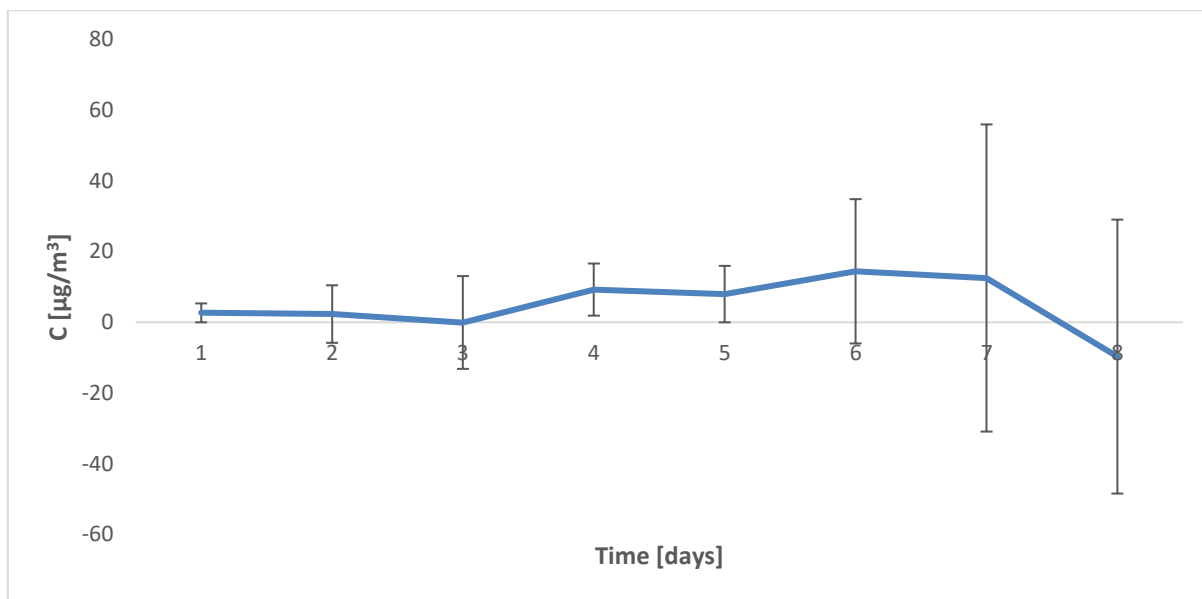


Figura 26; valori medi giornalieri PM₁₀ relativi all'APM2

▪ OPC-N2 (A)

GIORNI	PM _{2,5} (ug/m ³)	PM ₁₀ (ug/m ³)	Standard Deviation PM _{2.5}	Standard Deviation PM ₁₀
15/12/2017	0.1	0.1	4.07	4.6
16/12/2017	0.1	0.1	0.05	0.05
17/12/2017	0.1	0.1	0.05	0.05
18/12/2017	32.2	32.2	189.9	1.4
19/12/2017	1.5	1.5	0.5	41.6
20/12/2017	0.6	0.6	20.2	20.2
21/12/2017	0.5	0.5	28.07	30.4
22/12/2017	1.1	2.6	32.5	59.4

Tabella 7: valori medi giornalieri e deviazioni standard OPC-N2 (A)

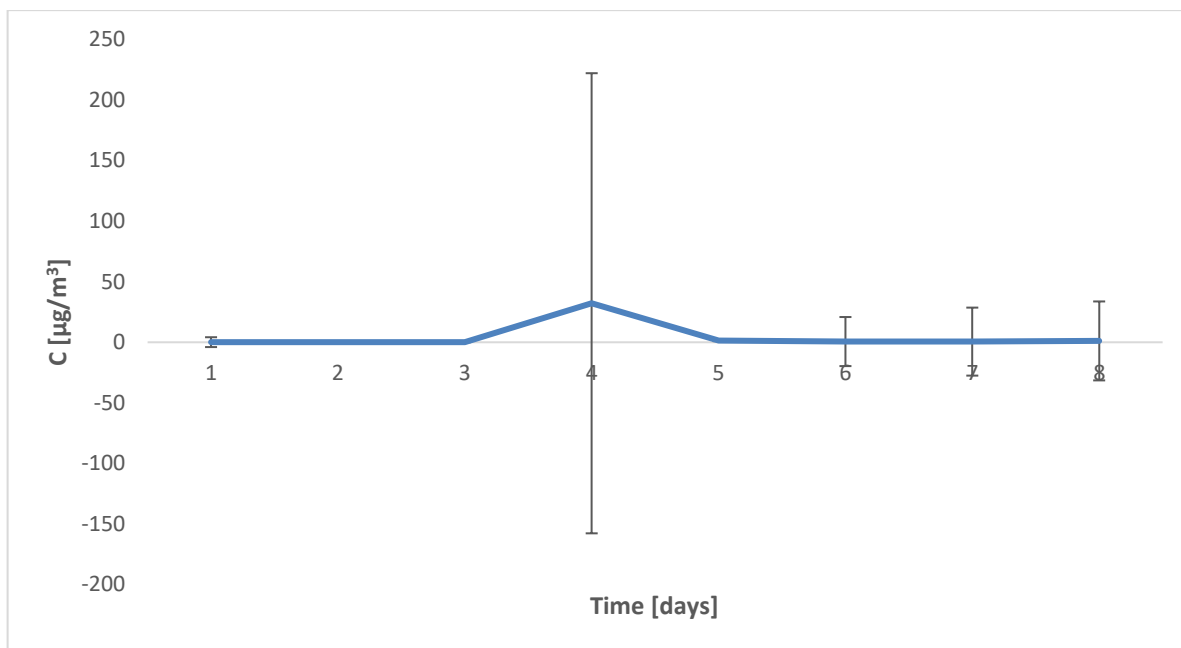


Figura 27: valori medi giornalieri PM_{2.5} relativi all'OPC-N2 (A)

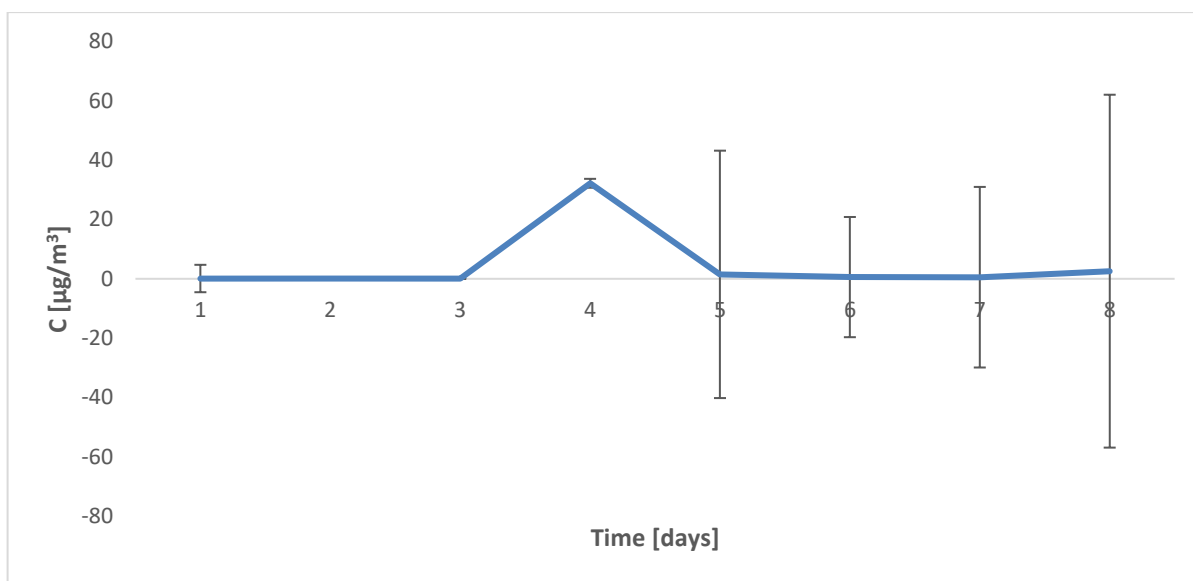


Figura 28: valori medi giornalieri PM₁₀ relativi all'OPC-N2 (A)

- OPC-N2 (B)

GIORNI	PM _{2,5} ug/m ³	PM ₁₀ ug/m ³	Standard Deviation PM _{2,5}	Standard Deviation PM ₁₀
15/12/2017	16.7	16.7	2.1	2.1
16/12/2017	15.4	15.4	1.7	1.7
17/12/2017	16.5	16.5	2.05	2.05
18/12/2017	15.9	15.9	1.8	1.8
19/12/2017	16.5	16.5	5.4	5.4
20/12/2017	31.8	31.8	4.9	4.9
21/12/2017	26.2	26.2	4.3	4.3
22/12/2017	17.4	17.4	1.5	1.5

Tabella 8: valori medi giornalieri e deviazioni standard OPC-N2 (B)

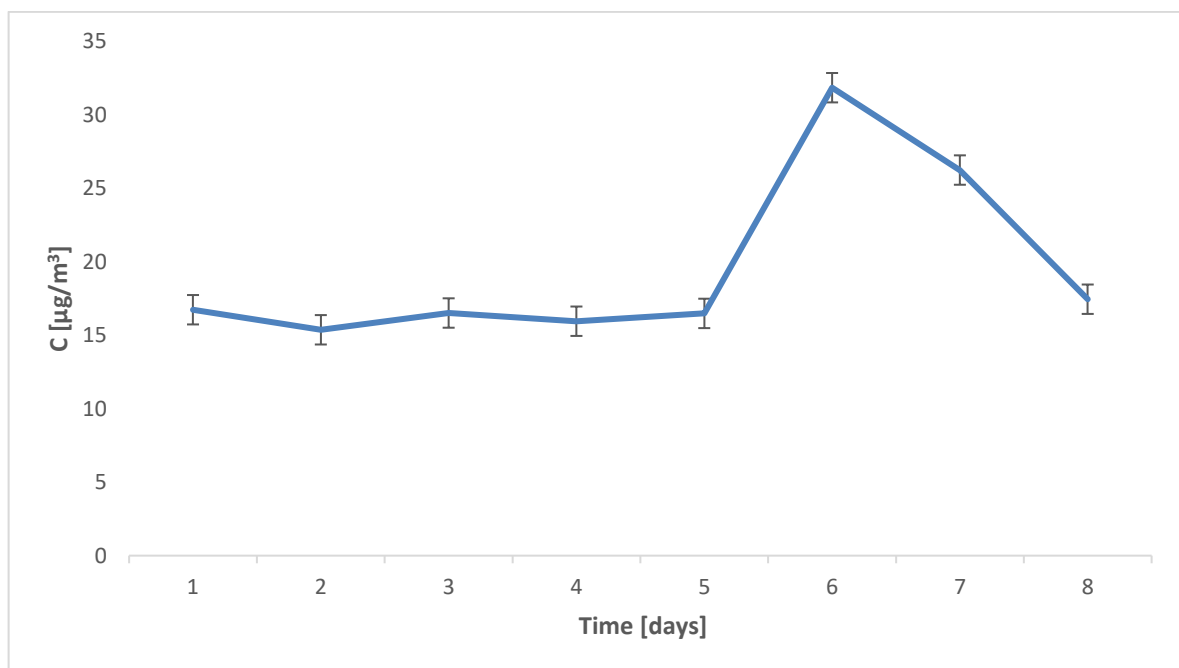


Figura 29: valori medi giornalieri PM_{2,5} relativi all'OPC-N2 (B)

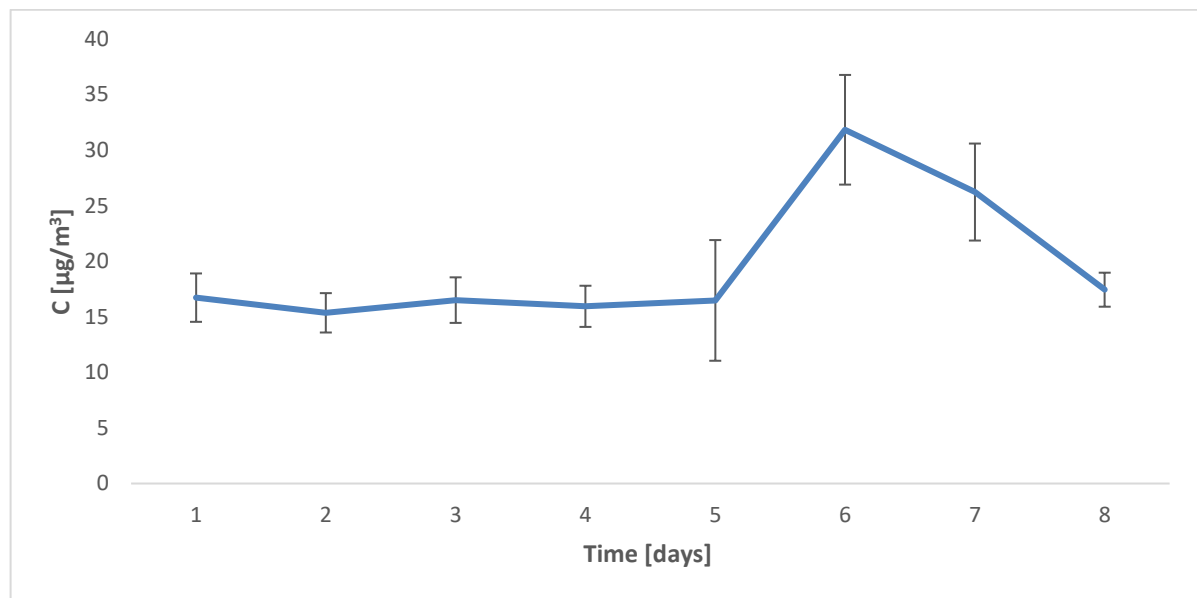


Figura 30: valori medi giornalieri PM_{2.5} relativi all'OPC-N2 (B)

In seguito tutti i valori medi giornalieri di PM_{2.5} e PM₁₀ del dataset considerato sono stati riportati in un unico grafico (Figura 31 Figura 32) sovrapponendone gli andamenti per un'analisi più immediata.

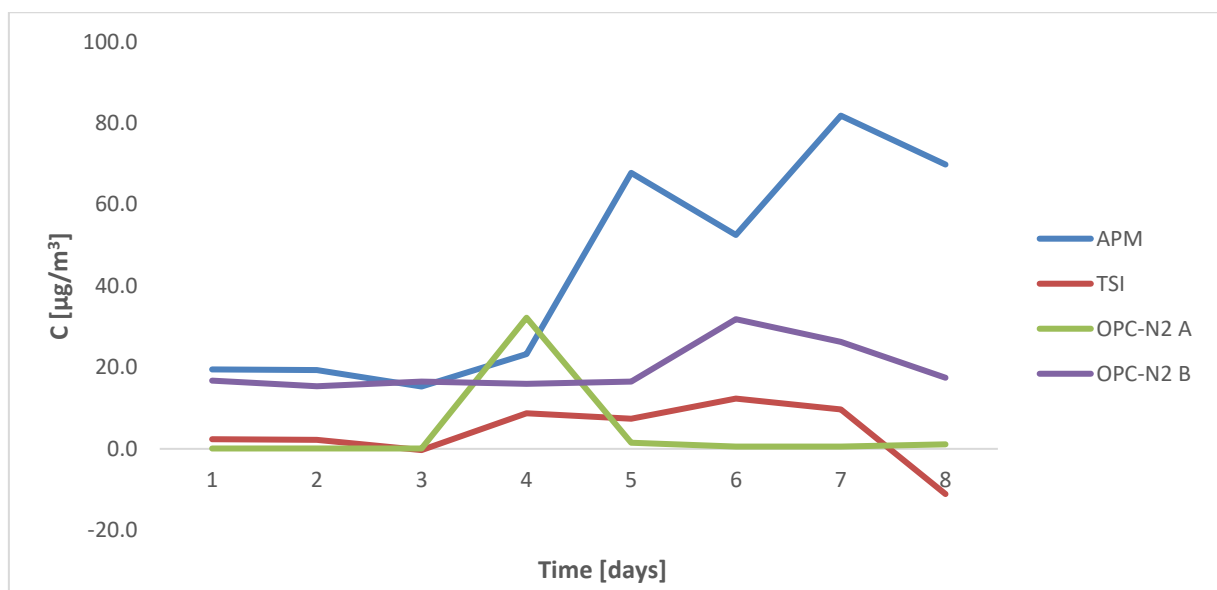


Figura 31: valori medi giornalieri PM_{2.5} di tutti gli strumenti

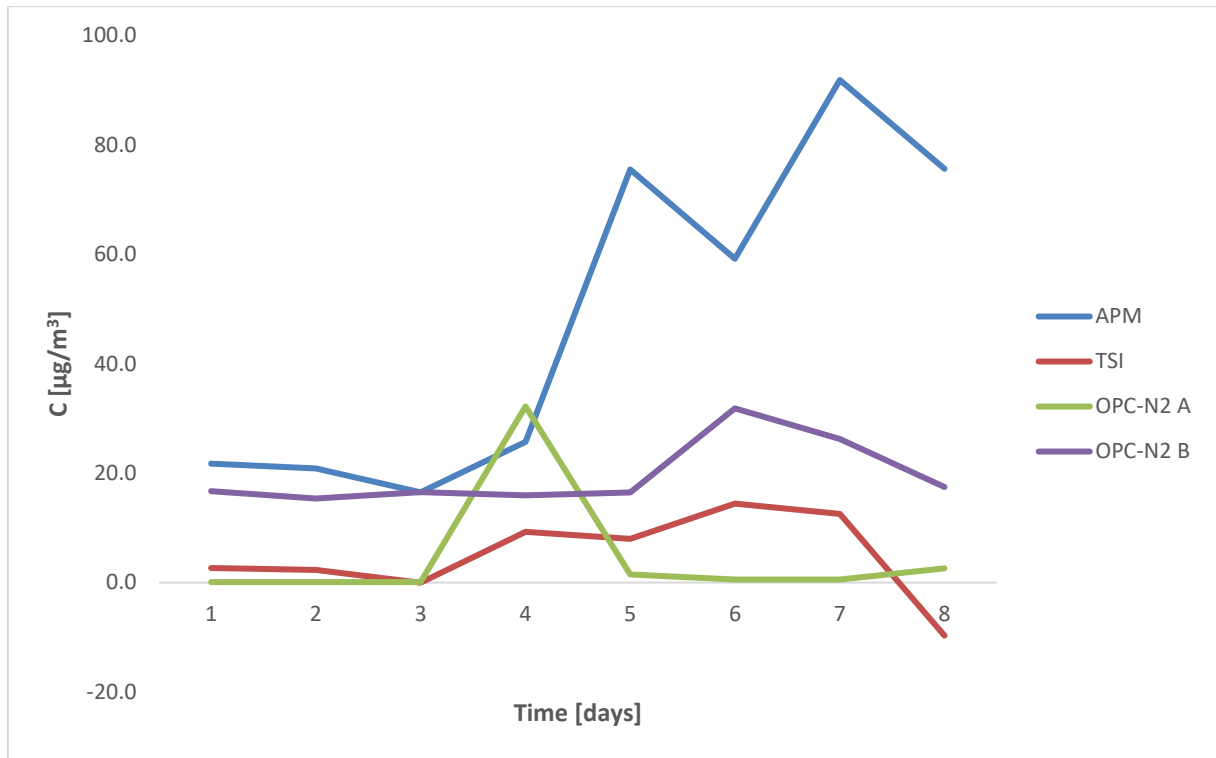


Figura 32: valori medi giornalieri PM₁₀ di tutti gli strumenti

4.2.I Outdoor

Si considerano tutti gli strumenti per la misura del PM_{2,5} e PM₁₀ e i rispettivi valori medi giornalieri e si grafica l'andamento nell'intervallo di tempo preso in esame (Figura 33).

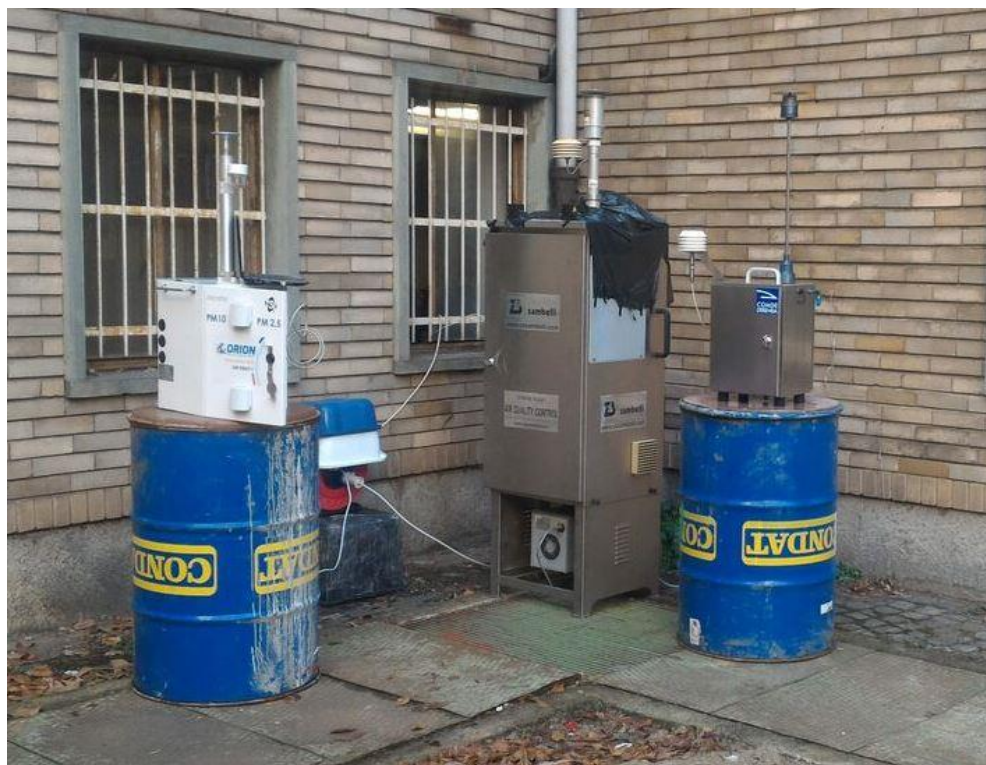


Figura 33: strumentazione outdoor presso il Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio del Politecnico di Torino

	APM2		TSI		OPC-N2 (A)		OPC-N2 (B)		GRAVIME TRICO L.V.
GIORNI	PM _{2.5} ug/m ³	PM ₁₀ ug/m ³	PM _{2.5} ug/m ³	PM ₁₀ ug/m ³	PM _{2.5} ug/m ³	PM ₁₀ ug/m ³	PM _{2.5} ug/m ³	PM ₁₀ ug/m ³	PM _{2.5} ug/m ³
5/12/2017	21.3	23.8		-	17.8	17.8	71.6	71.6	19.6
6/12/2017	12.0	13.0	0	0	6.2	6.2	72.5	72.6	10.3
7/12/2017	24.2	26.7	11	12	4.3	4.3	68.6	68.7	16.9
8/12/2017	52.6	61.7	20	23	14.7	14.7	72.5	72.6	27.7
9/12/2017	56.0	73.1	22	27	13.8	13.8	64.6	64.6	31.4
10/12/2017	77.6	95.4	28	33	14.7	14.7	64.3	64.3	39.5
11/12/2017	84.4	104.4	-3	1	12.1	12.1	64.7	64.8	43.6
12/12/2017	46.9	54.7	-	-	2.7	2.7	56.8	56.8	25.8

Tabella 9: valori medi giornalieri PM_{2.5} e PM₁₀ di tutti gli strumenti in outdoor

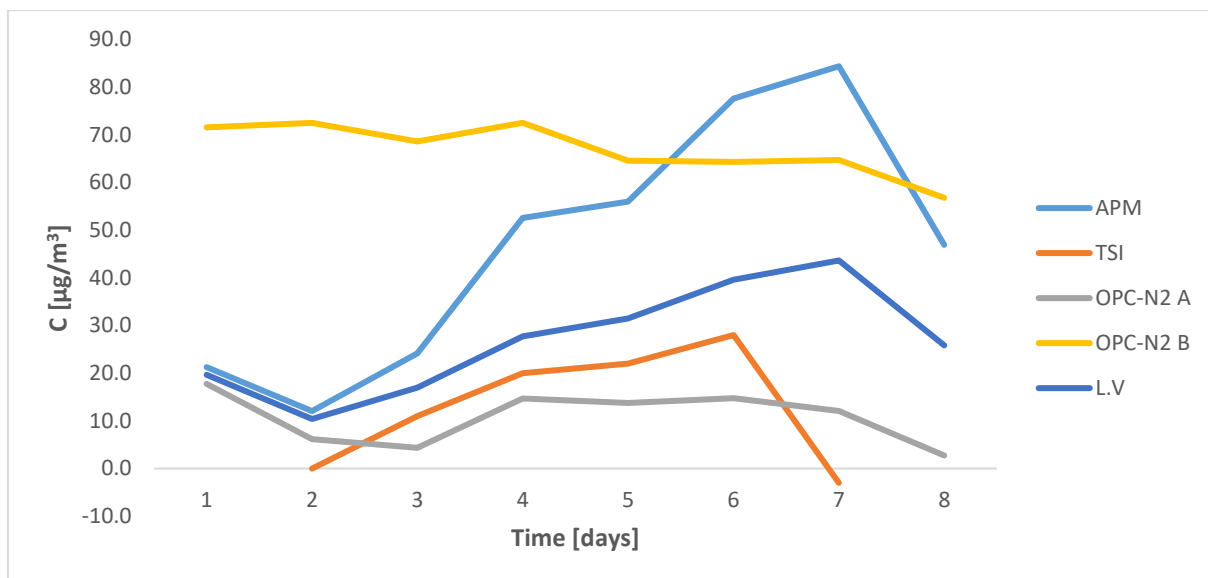


Figura 34: valori medi giornalieri PM_{2.5} di tutti gli strumenti

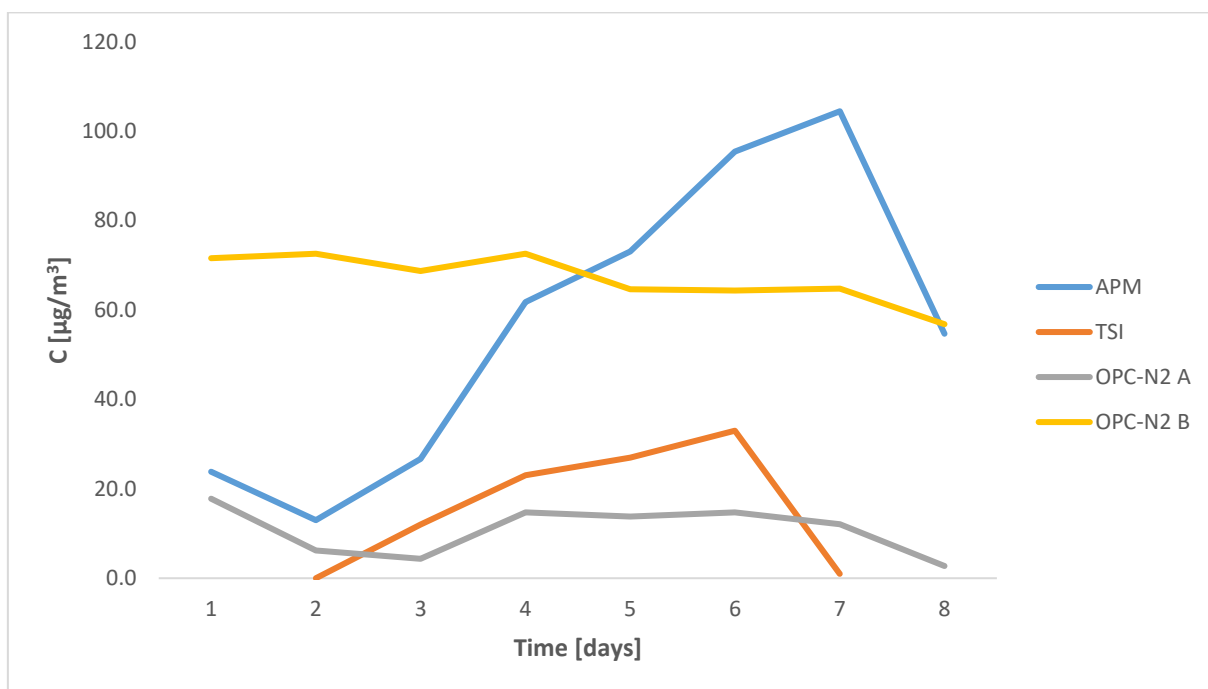


Figura 35: valori medi giornalieri PM₁₀ di tutti gli strumenti

4.2 Confronto tra strumenti

4.2.1 INDOOR

Per meglio comparare i valori delle concentrazioni medie giornaliere di PM_{10} e $PM_{2,5}$ di ogni strumento si è utilizzato il metodo di inferenza statistica descritto nel capitolo 3: la regressione lineare ai minimi quadrati applicata su due strumenti alla volta.

- APM e TSI

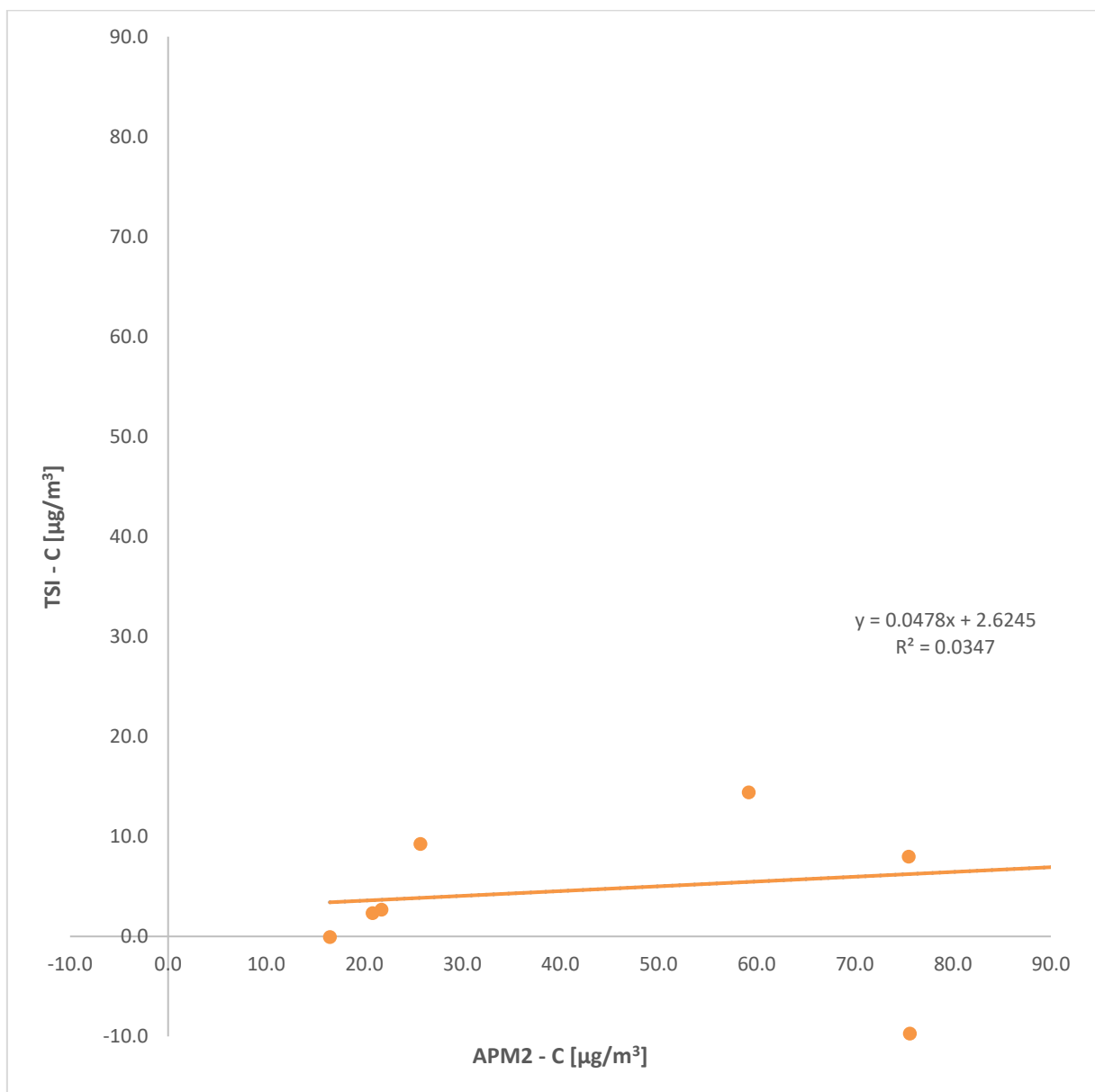


Figura 36: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM2 e TSI per i valori di PM_{10}

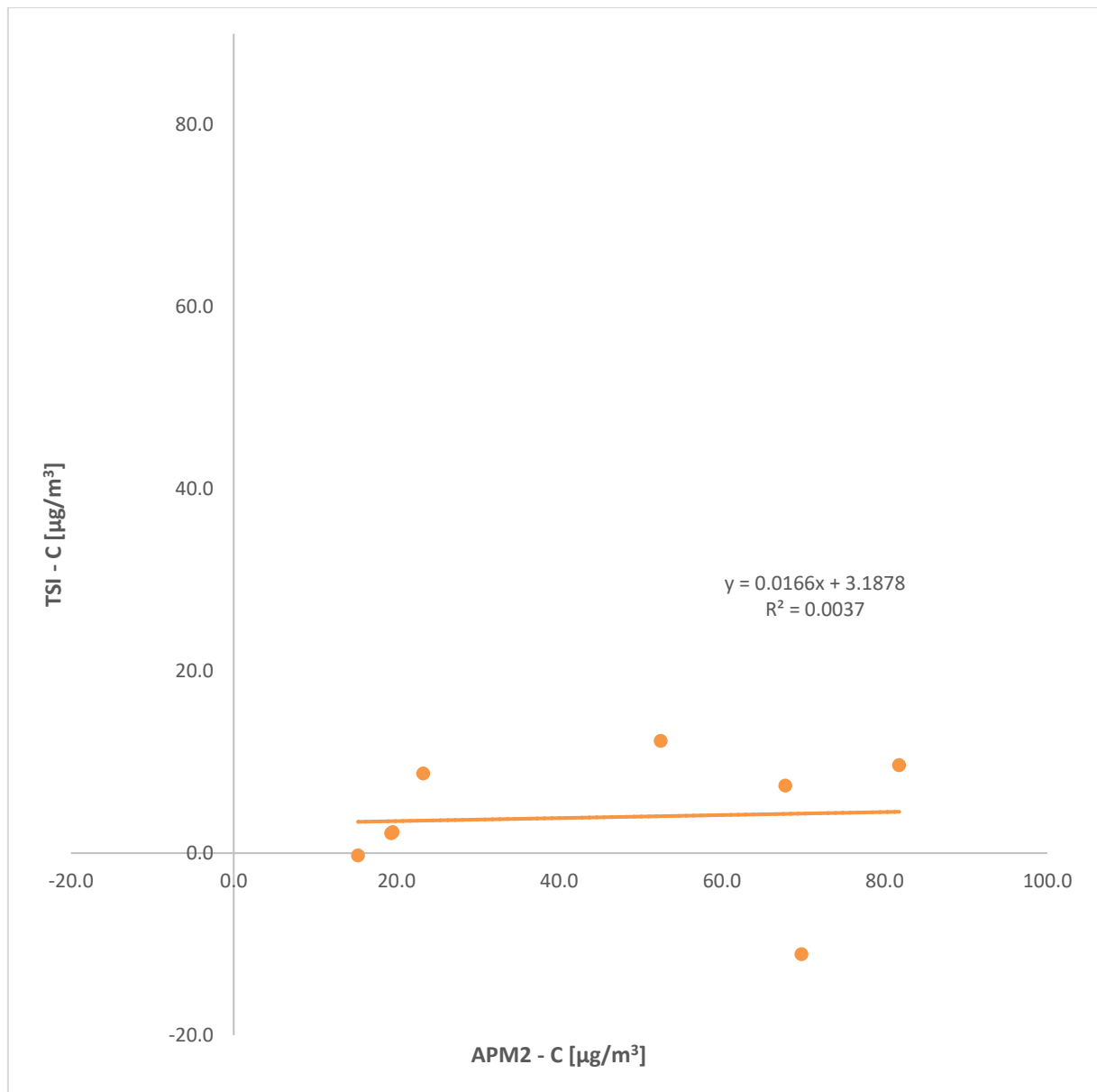


Figura 37: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM2 e TSI per i valori di PM_{2.5}

- APM e OPC-N2 (A)

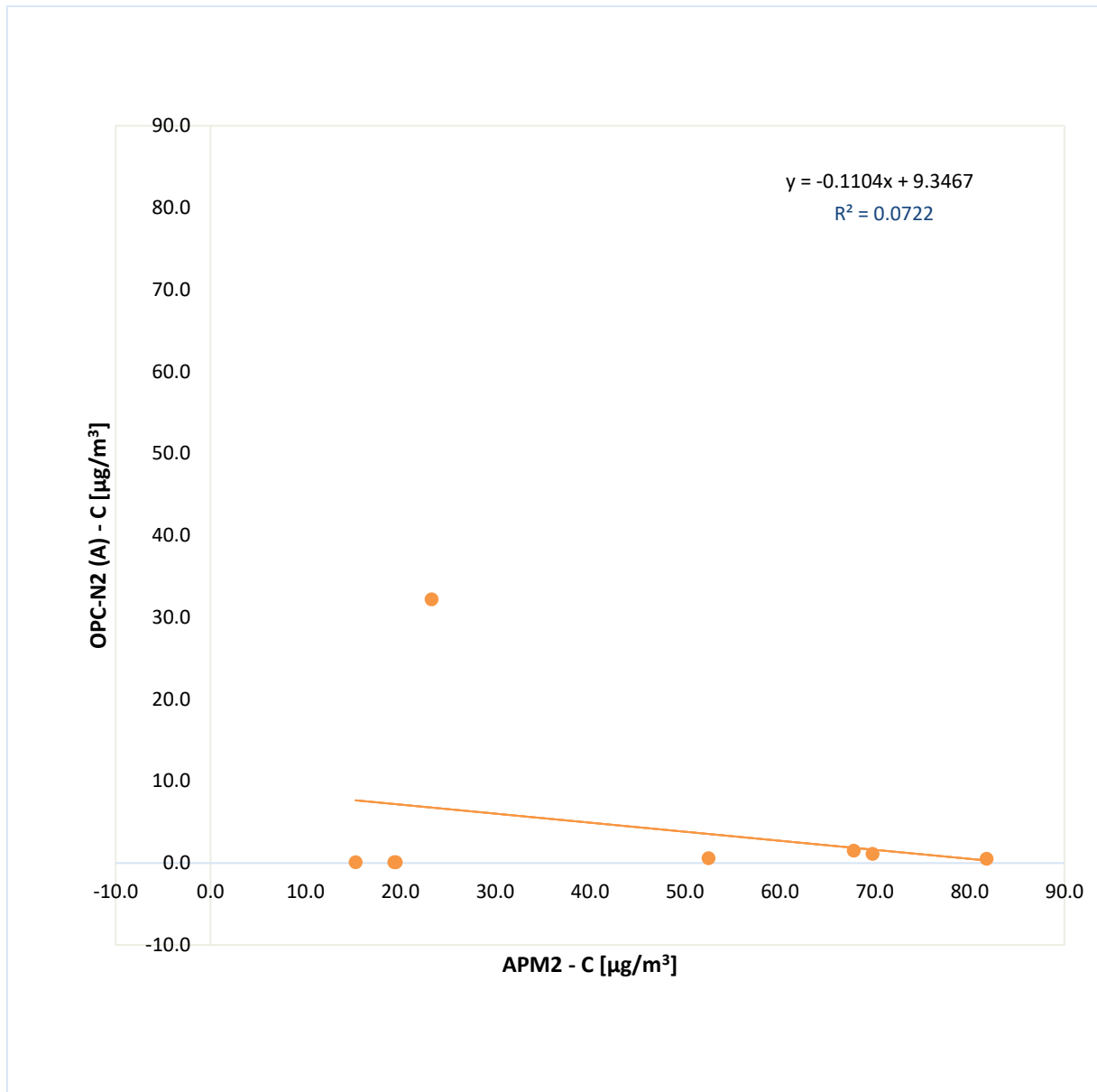


Figura 38: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM2 e OPC-N2 (A) per i valori di PM_{2.5}

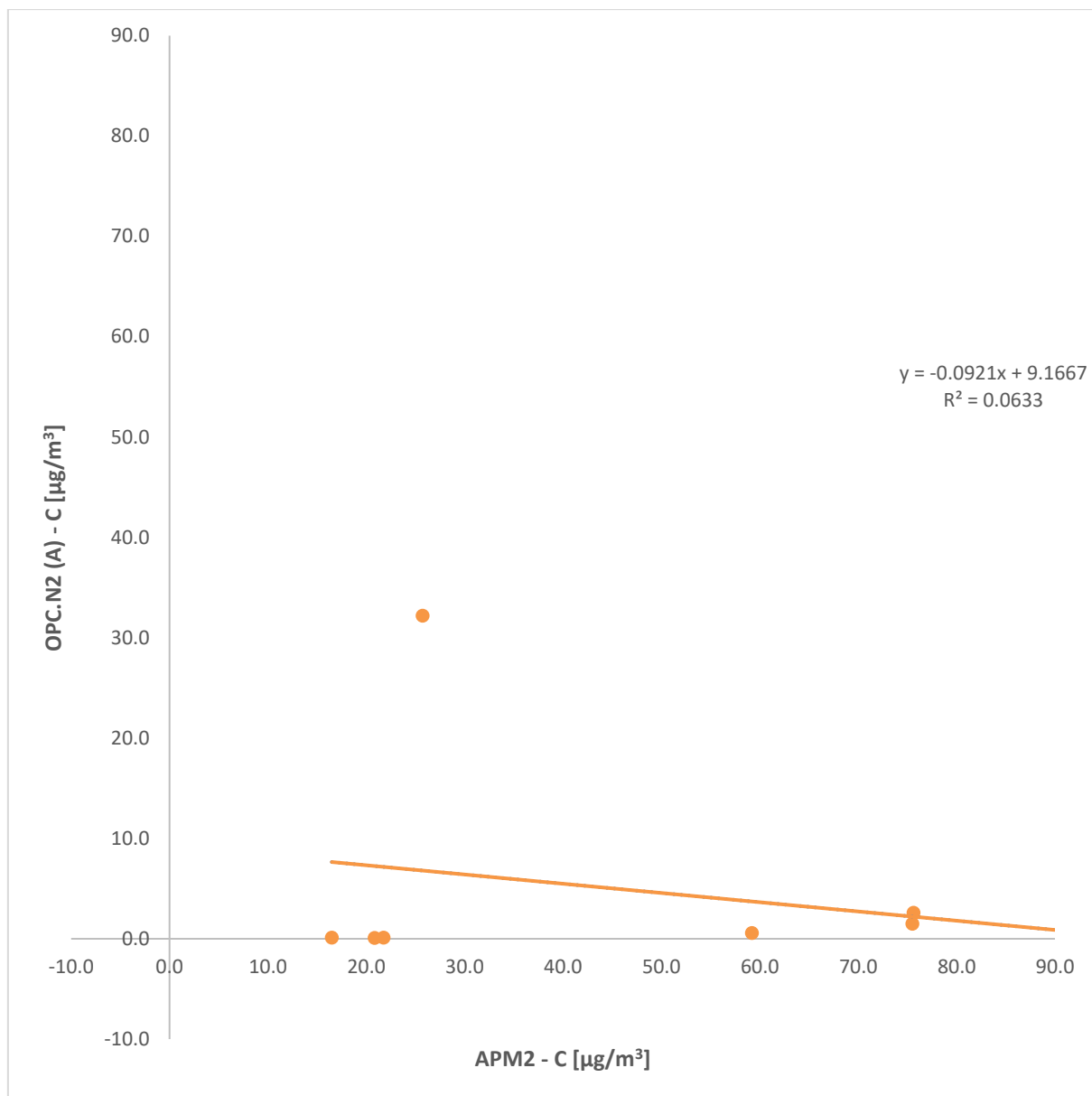


Figura 39: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM2 e OPC-N2 (A) per i valori di PM₁₀

- APM e OPC-N2 (B)

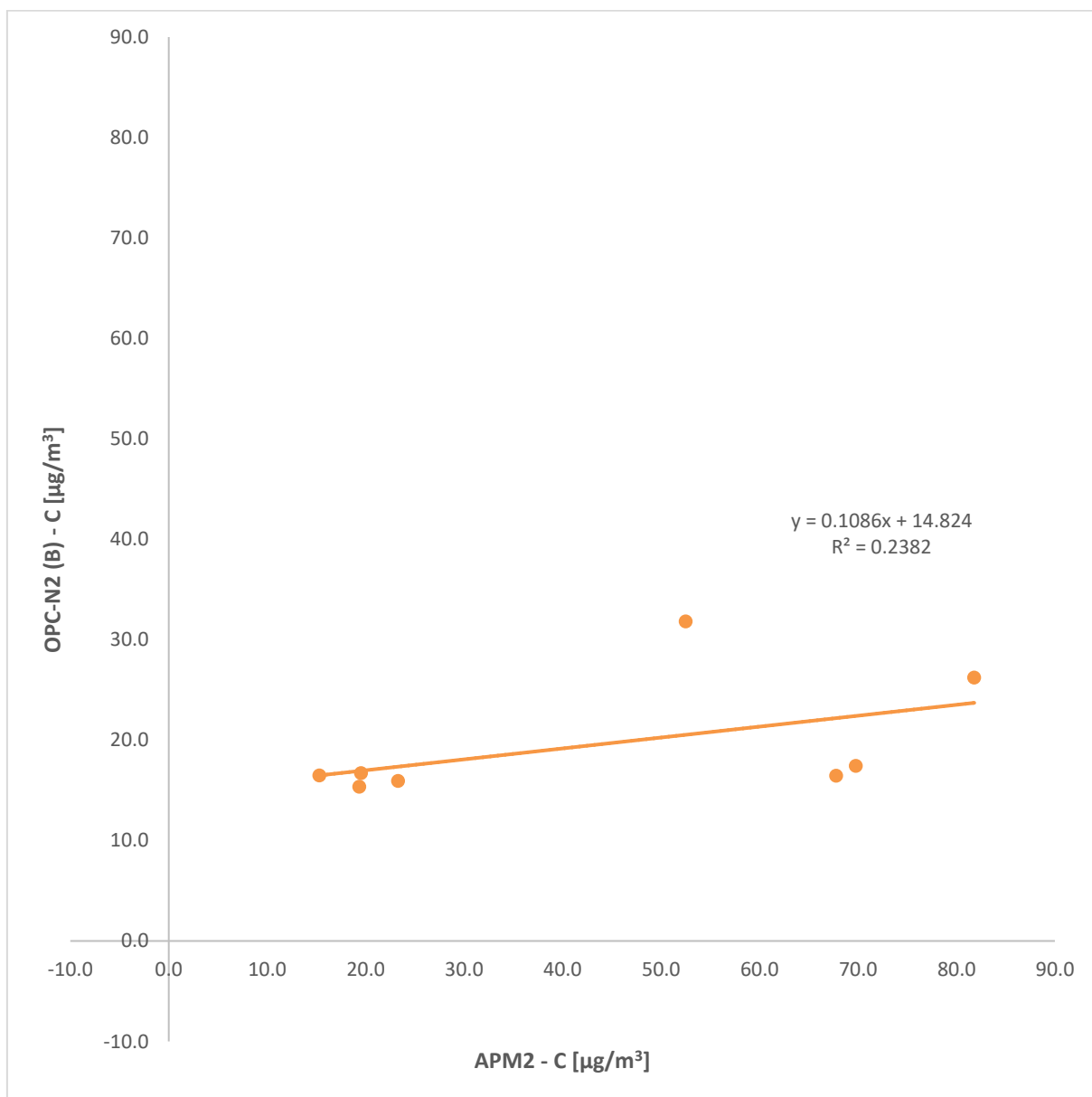


Figura 40: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM2 e OPC-N2 (B) per i valori di PM_{2.5}

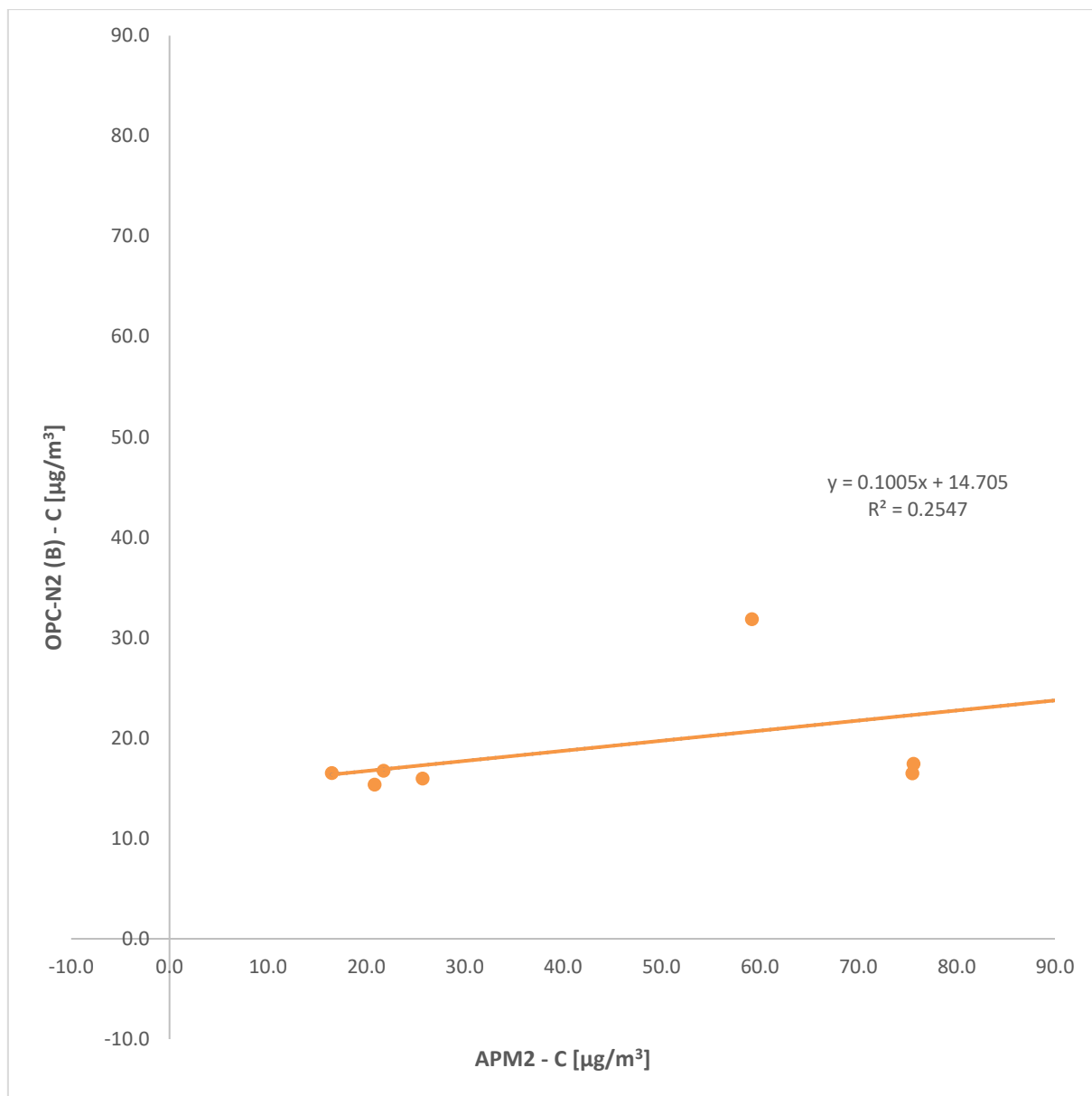


Figura 4I: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM2 e OPC-N2 (B) per i valori di PM₁₀

- TSI e OPC-N2 (A)

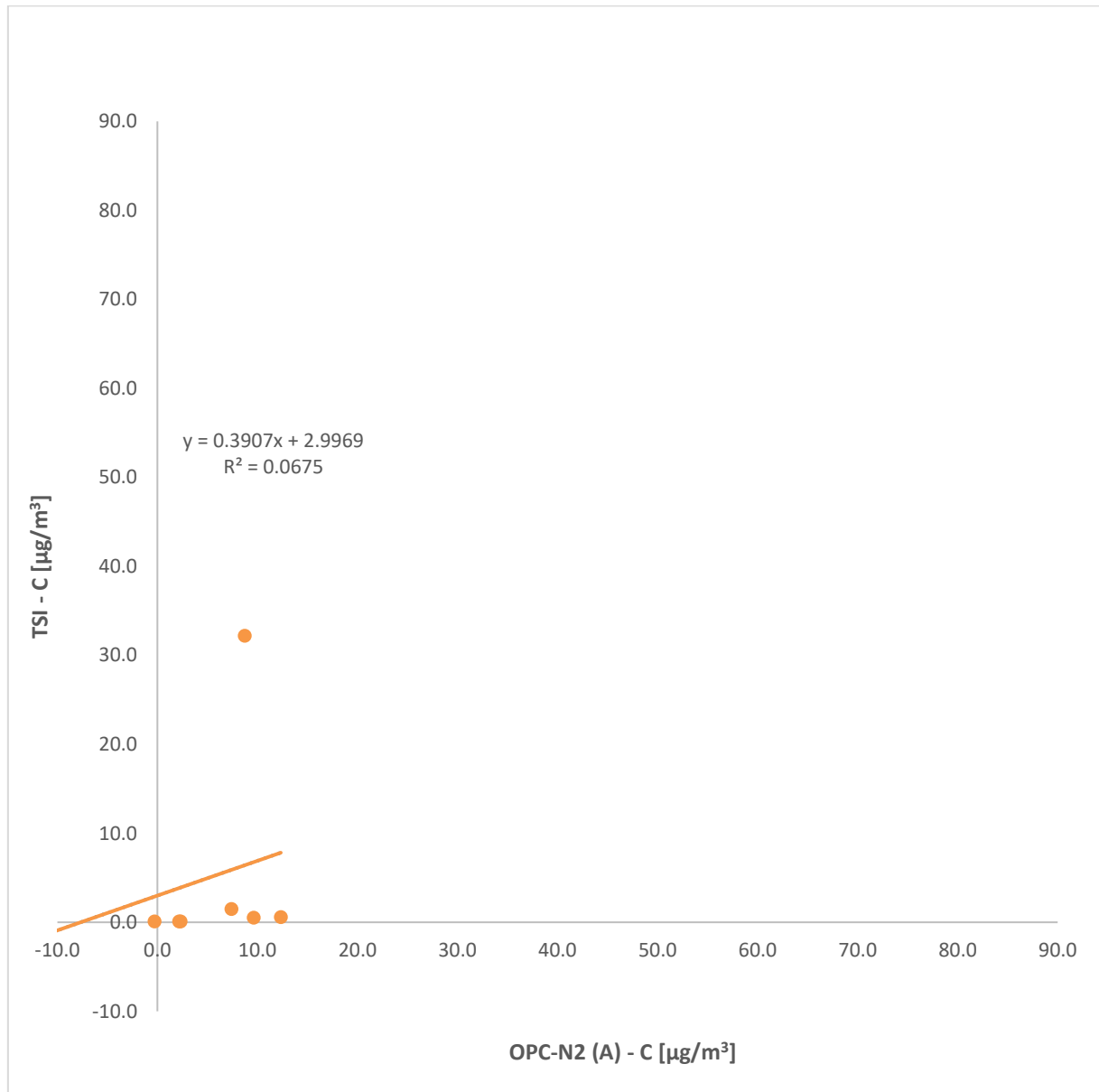


Figura 42: regressione lineare ai minimi quadrati tra TSI e OPC-N2 (A) per i valori di PM_{2.5}

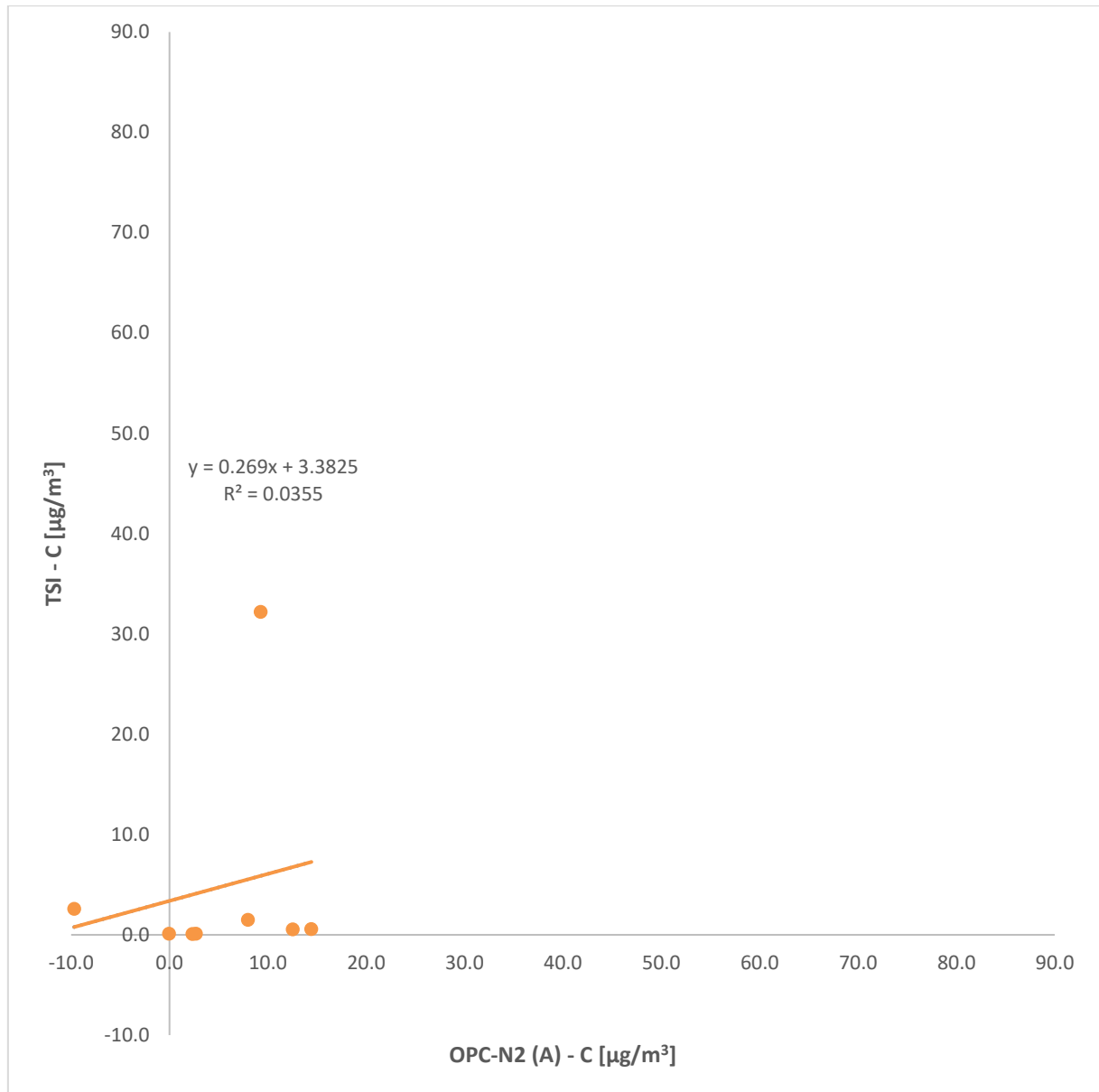


Figura 43: regressione lineare ai minimi quadrati tra TSI e OPC-N2 (A) per i valori di PM₁₀

- OPC-N2 (A) e OPC-N2 (B)

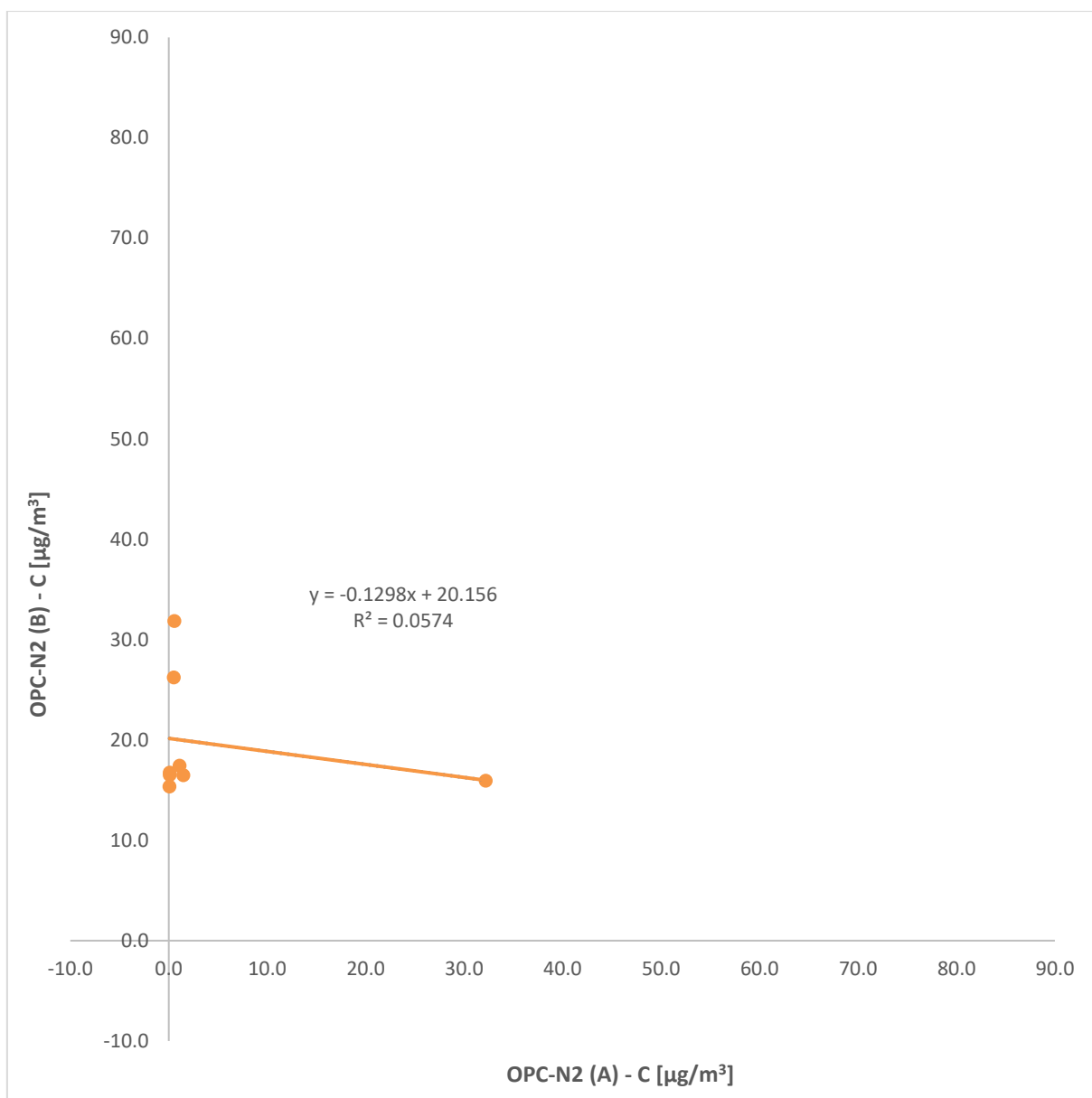


Figura 44: regressione lineare ai minimi quadrati tra OPC-N2 (A) e OPC-N2 (B) per i valori di PM_{2.5}

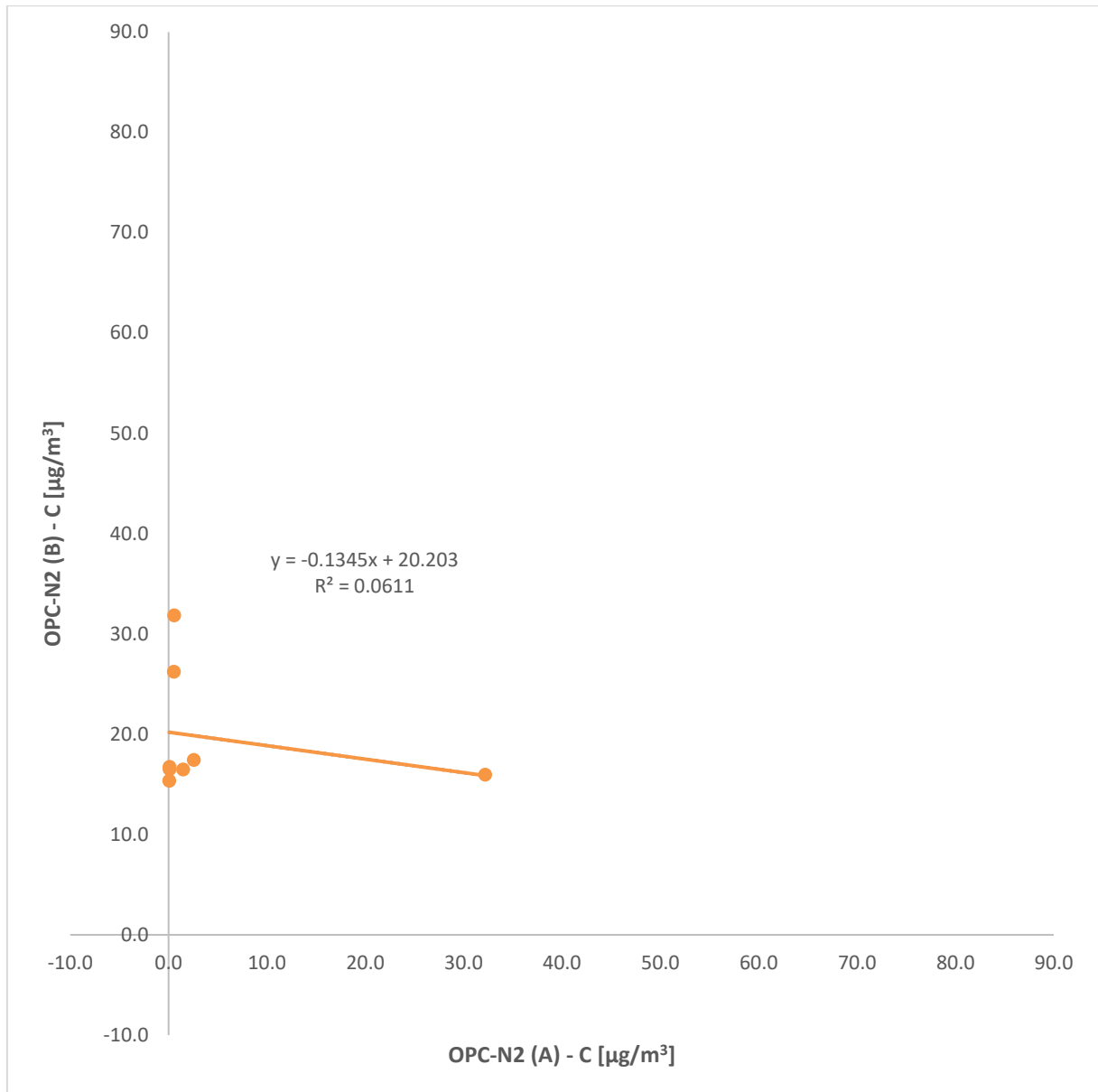


Figura 45: regressione lineare ai minimi quadrati tra OPC-N2 (A) e OPC-N2 (B) per i valori di PM₁₀

Sulla base delle informazioni fornite dal gruppo di ricerca di Sicurezza Ambientale del Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio del Politecnico di Torino e dai risultati evidenziati dalla regressione lineare ai minimi quadrati si è considerato l'APM2 come il più affidabile tra gli strumenti presi in esame quindi solo per questo strumento si procede ad un'analisi più approfondita; si considerano i dati orari e giornalieri e si correlano alle misure orarie di temperatura interna ed esterna, umidità relativa, pressione rilevate dal sito meteo dell'Università degli studi di Torino (Figura 47 - Figura 54)

-SCALA ORARIA APM2

Considerata la mole di dati su scala oraria si riportano direttamente i dati delle concentrazioni orarie e dei valori climatici nel grafico seguente:

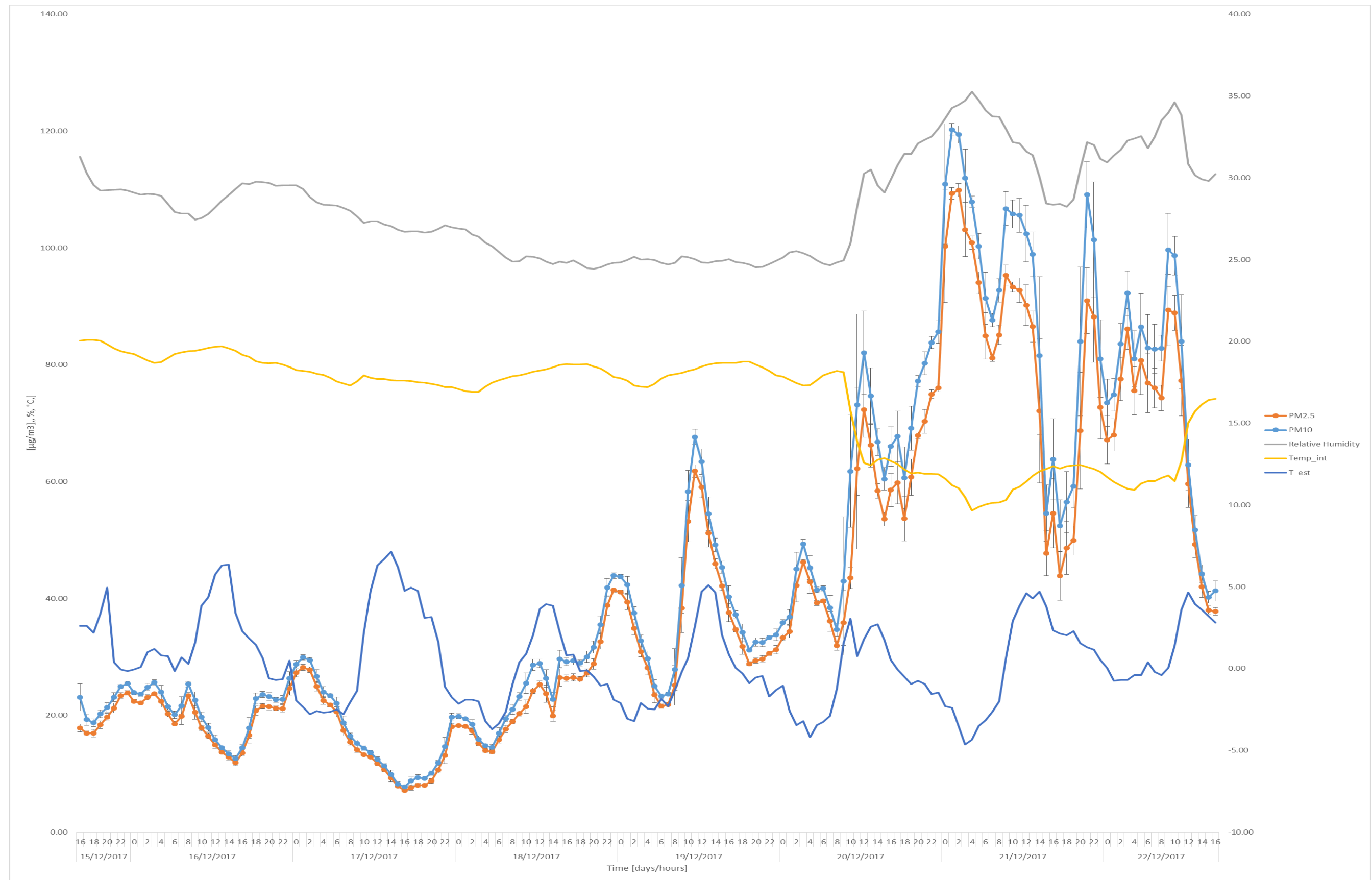


Figura 46: andamenti orari delle concentrazioni e dei valori climatici in indoor per APM-

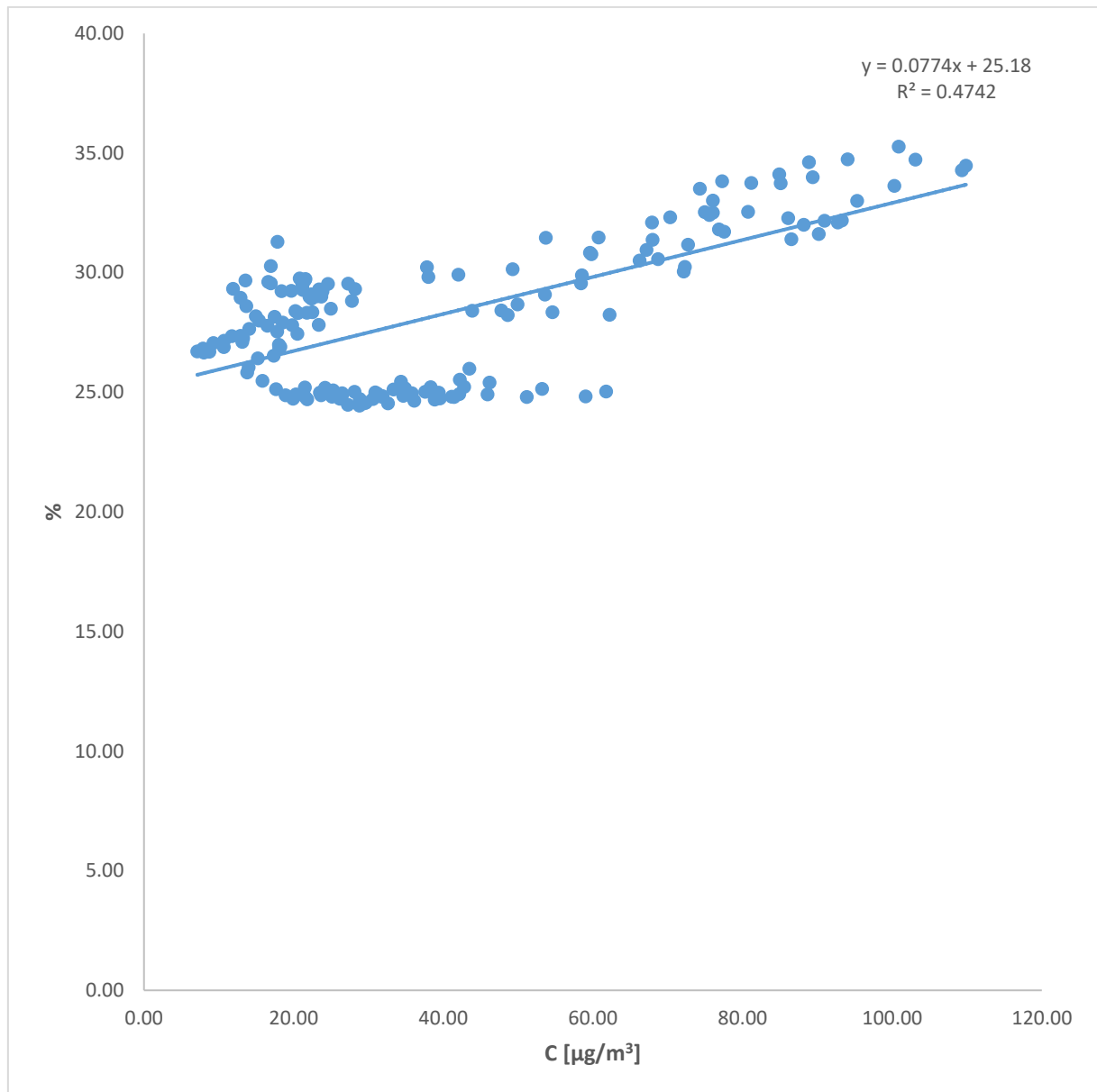


Figura 47: correlazione dati orari APM2 tra PM_{2.5} e umidità relativa RH

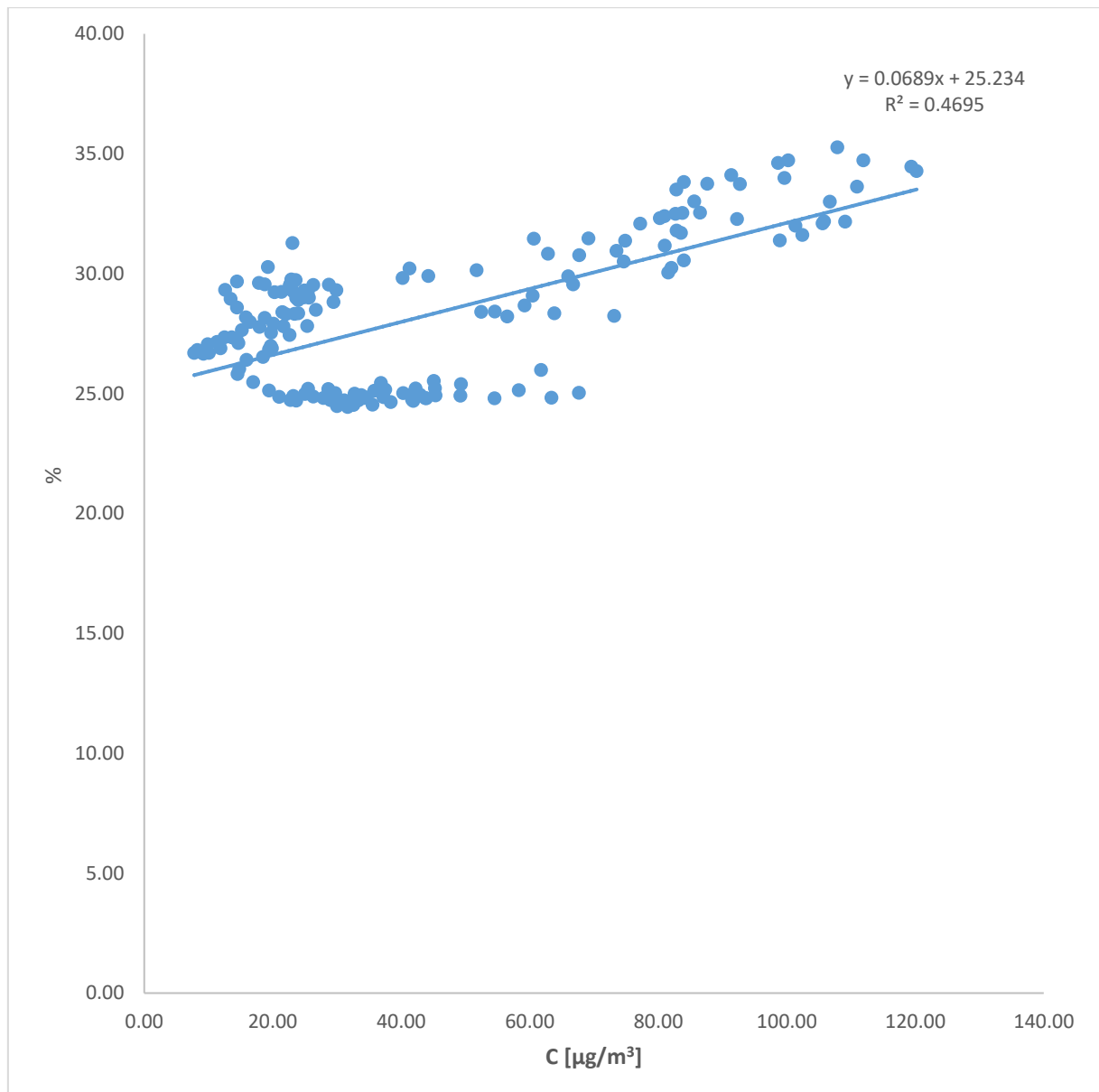


Figura 48: correlazione dati orari APM2 tra PM₁₀ e umidità relativa RH

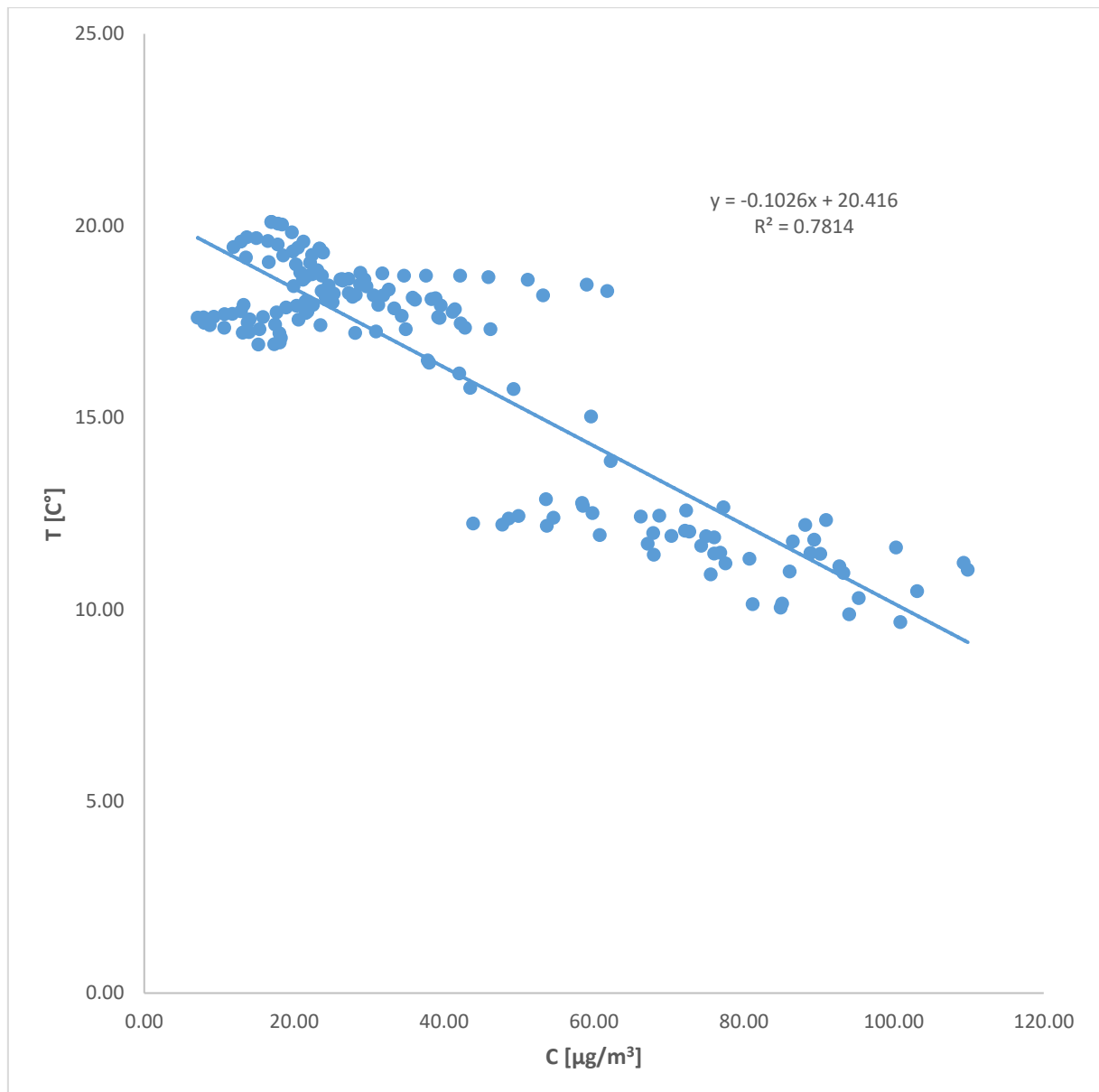


Figura 49: correlazione su dati orari APM2 tra PM_{2.5} e temperatura interna T_{int}

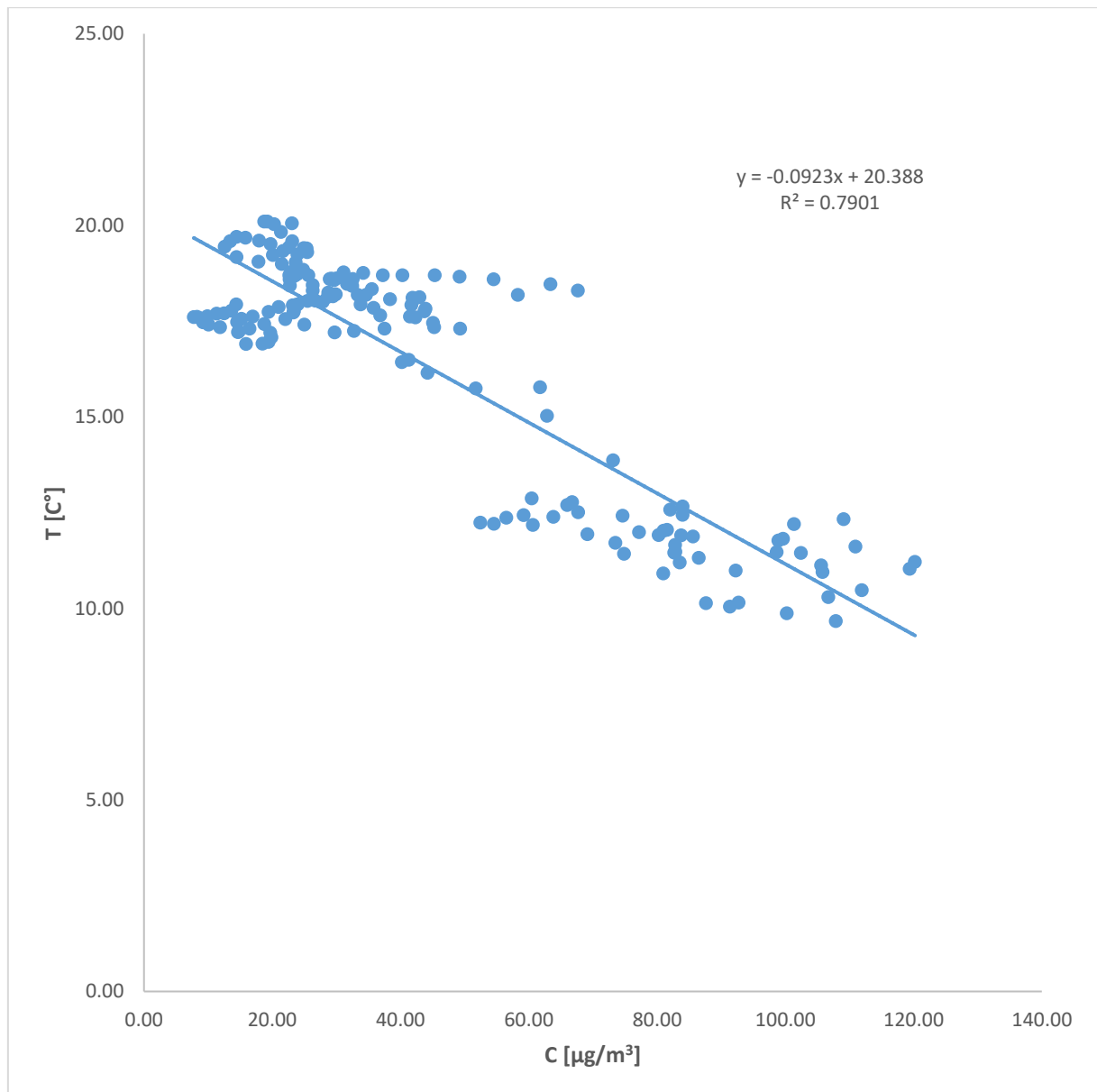


Figura 50: correlazione su dati orari APM2 tra PM₁₀ e temperatura interna T_{int}

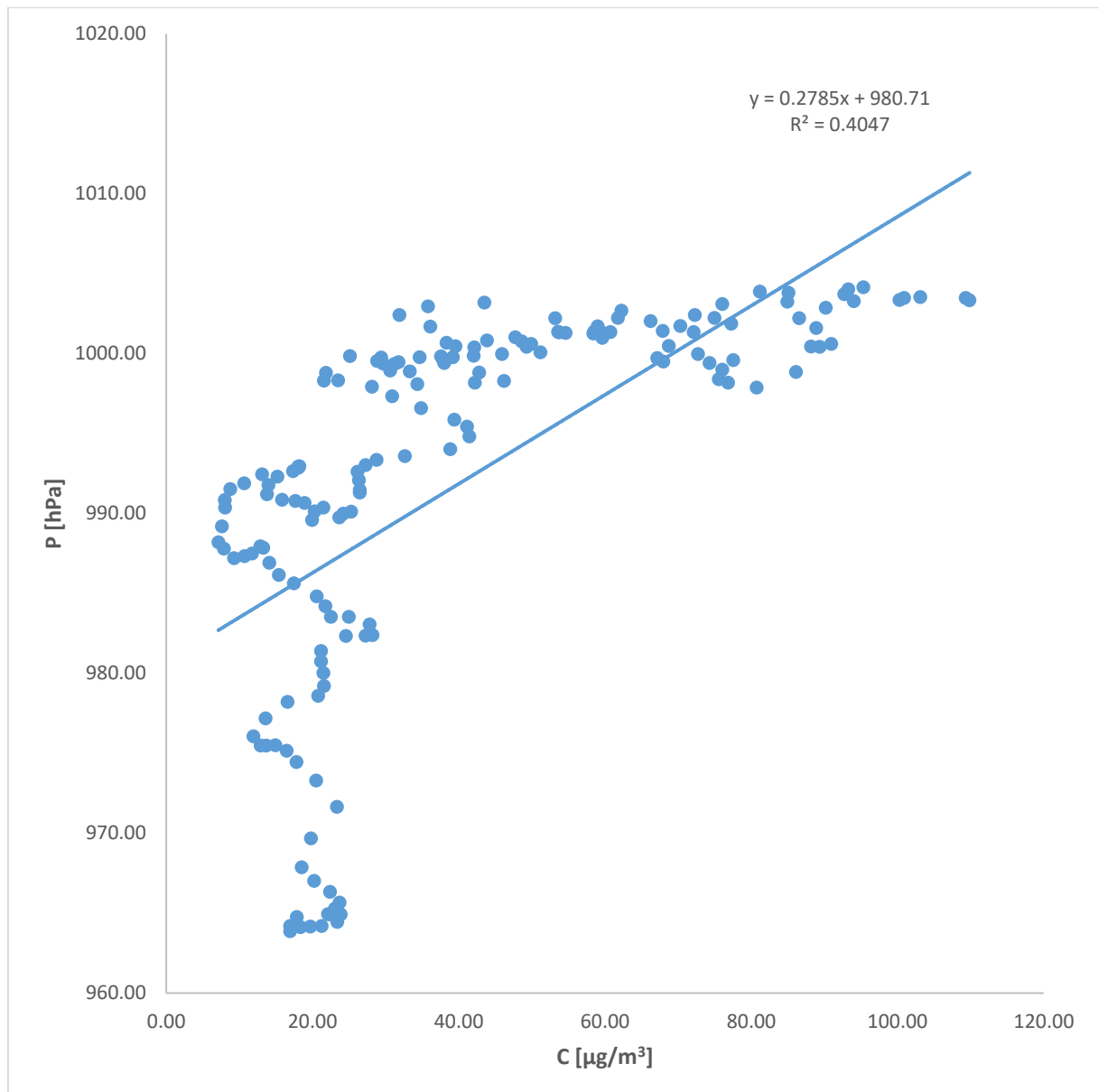


Figura 5I: correlazione su dati orari APM2 tra PM_{2.5} e pressione

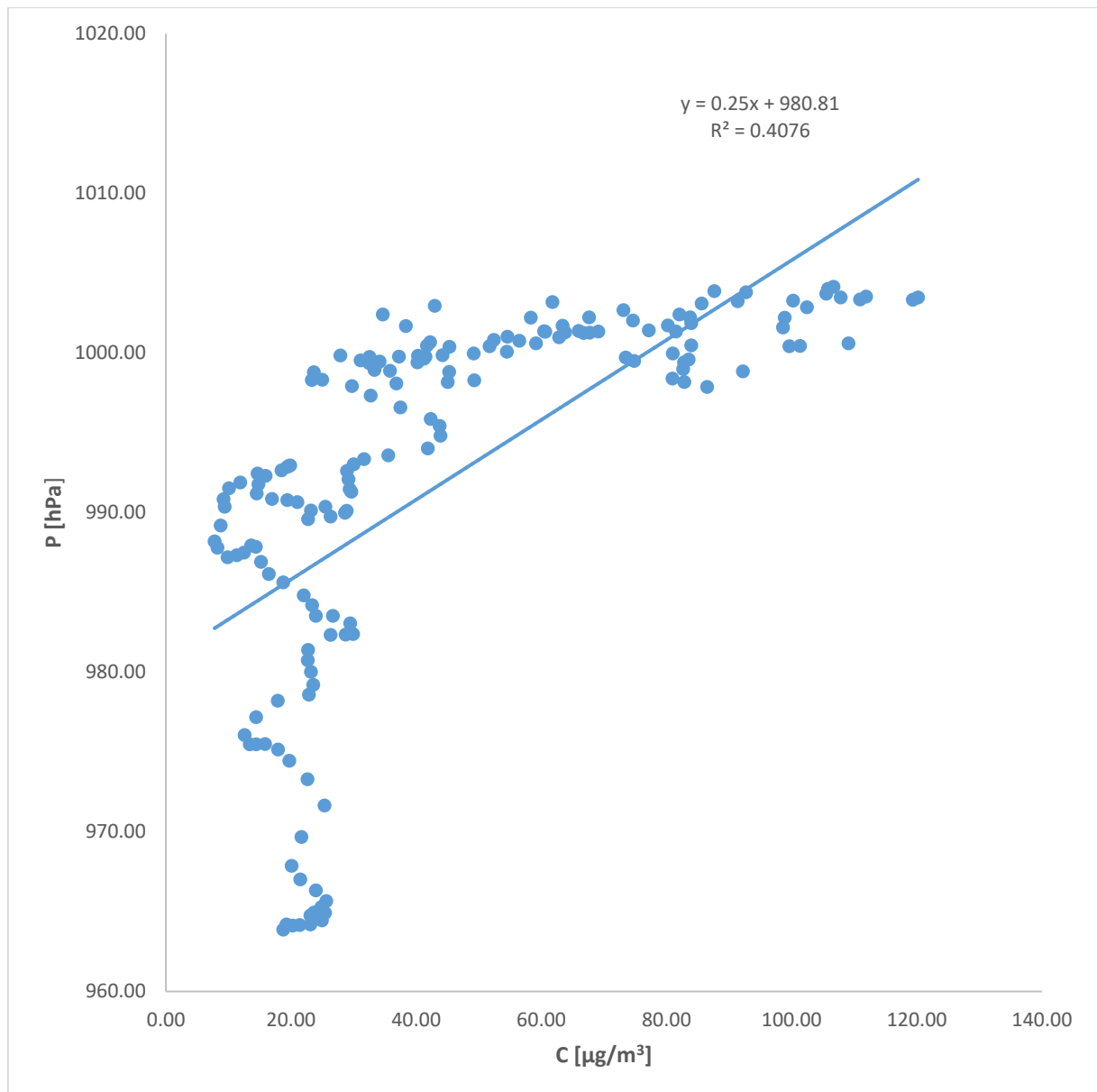


Figura 52: correlazione su dati orari APM2 tra PM₁₀ e pressione

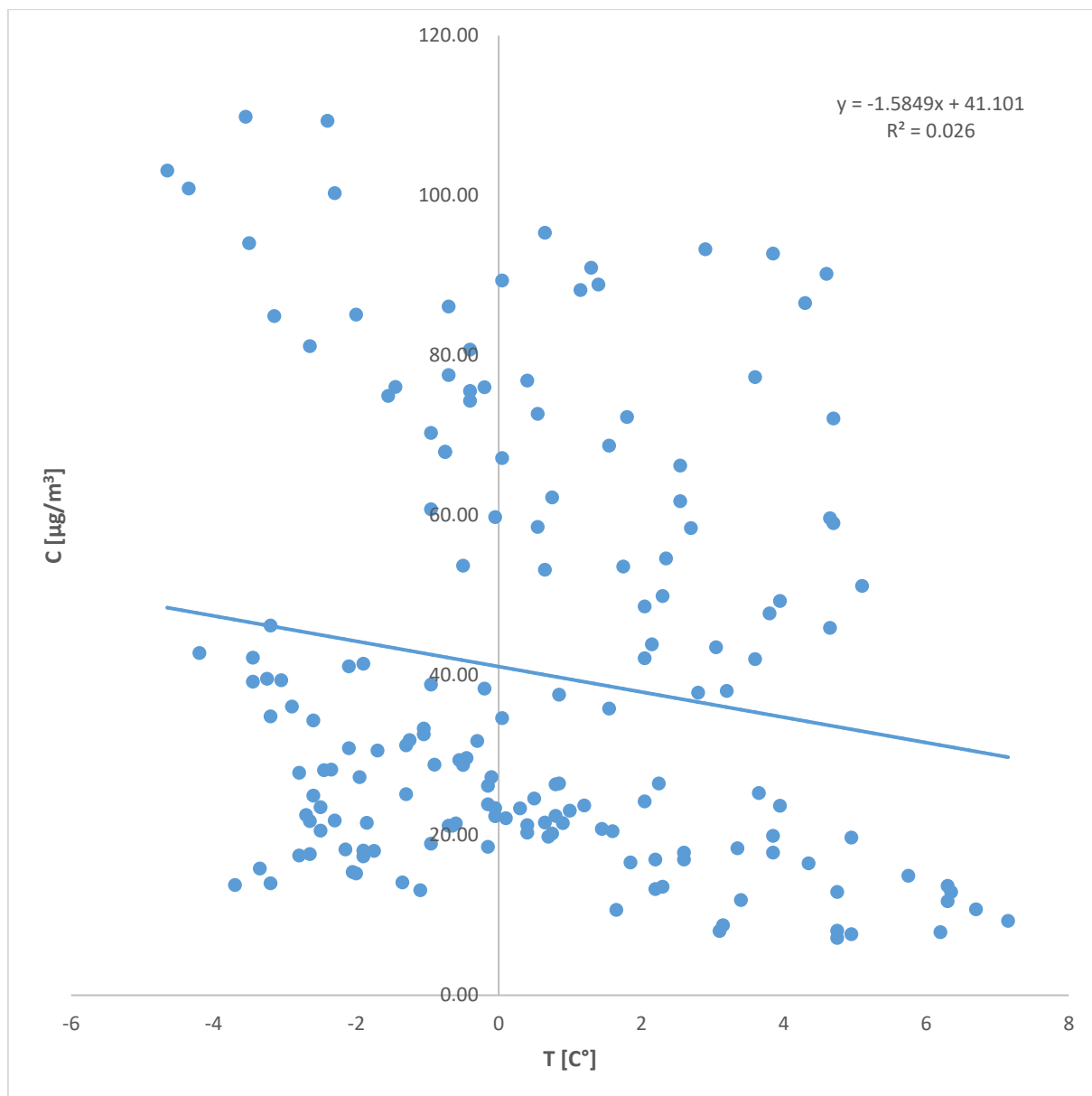


Figura 53: correlazione su dati orari APM2 tra PM_{2.5} e temperatura esterna T_{est}

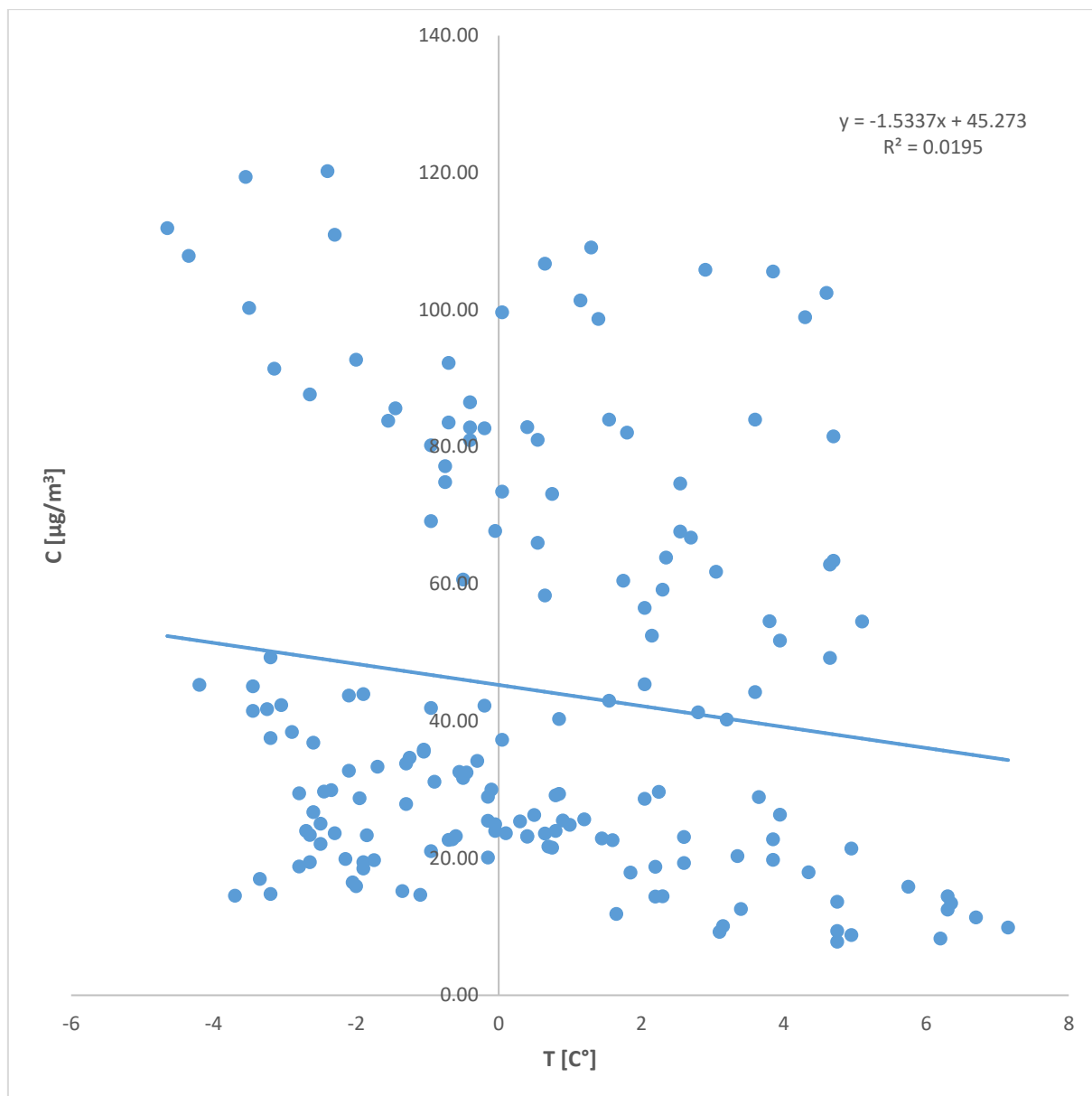


Figura 54: correlazione su dati orari APM2 tra PM₁₀ e temperatura esterna T_{est}

-SCALA GIORNALIERA APM2

Di seguito (Tabella 10) si riporta la sintesi su scala giornaliera dell'analisi effettuata in precedenza mentre si riportano in appendice i relativi grafici di comparazione.

Data	PM_{2.5}(ug/m³)	PM₁₀(ug/m³)	Air Pressure(hPa)	indoor Temp.(°C)	Rel.Humidity(%)
15/12/17	19.5	21.8	964.3	19.8	29.8
16/12/17	19.4	20.9	973.6	19.1	28.8
17/12/17	15.3	16.5	987.3	17.7	27.6
18/12/17	23.3	25.7	991.7	17.9	25.3
19/12/17	67.8	75.5	1001.2	13.0	30.6
20/12/17	52.5	59.2	1001.1	14.8	28.2
21/12/17	81.8	91.9	1002.3	11.4	32.0
22/12/17	69.8	75.6	999.7	12.7	32.0

Tabella 10 : valori giornalieri delle concentrazioni e dei valori climatici in indoor per APM-2

Si riportano inoltre gli istogrammi di riepilogo degli indicatori meteorologici raccolti per un rapido confronto tra essi.

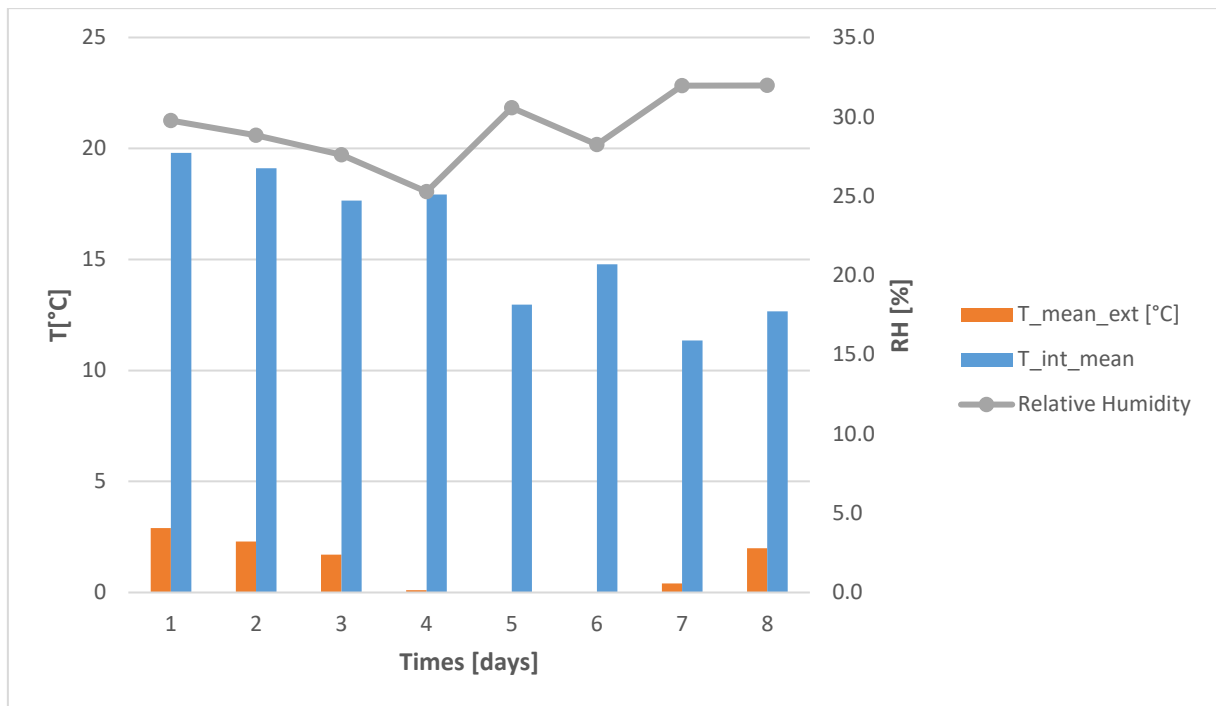


Figura 55: istogramma delle temperature medie giornaliere e andamento dell'umidità relativa APM-2

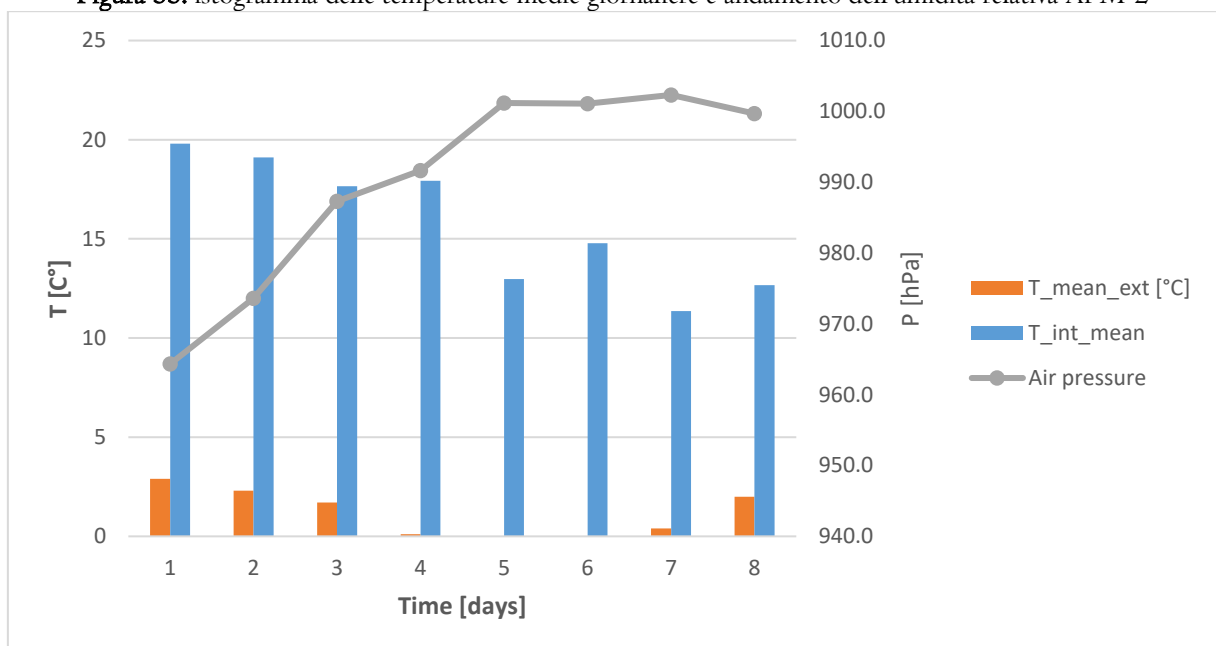


Figura 56: istogramma delle temperature medie giornaliere e andamento della pressione APM-2

Per la discussione dei risultati ottenuti nello studio statistico dei dati in outdoor si rimanda al capitolo 5 (Discussioni e conclusioni)

ANALISI DI VARIANZA AD UNA VIA: ANOVA

Si considerano i valori medi giornaliere di PM_{2,5} e PM₁₀ degli strumenti in indoor e si applica l'analisi di varianza ad una via, ANOVA.

I valori ottenuti seguendo la procedura illustrata nel capitolo 3.3 Analisi statistica e sono riportati nelle tabelle seguenti:

○ **PM_{2,5}**

DATA	DATA	APM2 [ug/m ³]	TSI [ug/m ³]	OPCN2-A [ug/m ³]
15/12/17	19.5	2.3	0.1	16.7
16/12/17	19.4	2.2	0.1	15.4
17/12/17	15.3	-0.3	0.1	16.5
18/12/17	23.3	8.8	32.2	15.9
19/12/17	67.8	7.4	1.5	16.5
20/12/17	52.5	12.3	0.6	31.8
21/12/17	81.8	9.6	0.5	26.2
22/12/17	69.8	-11.1	1.1	17.4
MEDIA μ	43.6	3.9	4.5	19.5
VARIANZA σ	741.5	55.4	125.2	36.7

Tabella II: valori medi giornalieri di PM_{2,5} di tutti gli strumenti e media e varianza di ciascuno

	GDL	Somma dei quadrati	Varianza	Rapporto di varianza	F
	3.0	2720571.1	906857	3782.7	2.9
	28.0	6712.5	239.7	-	-
	31.0	15043.9	485.2	-	-

Tabella I2: valori ottenuti dall'analisi di varianza ANOVA

○ **PM₁₀**

DATA	APM2 [ug/m ³]	TSI [ug/m ³]	OPCN2-A [ug/m ³]	OPC N2-B [ug/m ³]
15/12/17	21.8	2.7	0.1	16.7
16/12/17	20.9	2.3	0.1	15.4
17/12/17	16.5	0.0	0.1	16.5
18/12/17	25.7	9.3	32.2	15.9
19/12/17	75.5	8.0	1.5	16.5
20/12/17	59.2	14.4	0.6	31.8
21/12/17	91.9	12.5	0.5	26.2
22/12/17	75.6	-9.7	2.6	17.4
MEDIA μ	48.3	4.9	4.7	19.5
VARIANZA σ	926.0	60.9	124.1	36.7

Tabella I3: valori medi giornalieri di PM₁₀ di tutti gli strumenti e media e varianza di ciascuno

	GDL	Somma dei quadrati	Varianza	Rapporto di varianza	F
	3.00	4389543.2	1463181.0	5098.6	2.9
	28.00	8035.2	286.9		
	31.0	18154.4	585.6		

Tabella I4: valori ottenuti dall'analisi di varianza ANOVA

Si è ripetuta l'analisi eliminando uno alla volta i due strumenti che non hanno funzionato correttamente in tutto il periodo, TSI e OPC-N2 (A) ma i valori di F risultano essere $\gg 1$ e quindi l'ipotesi H_0 NON è accettata.

Si è assunto il livello di confidenza pari al 95% ($\alpha=0.05$).

In entrambi i casi i valori di F risultano essere $\gg 1 \rightarrow$ l'ipotesi H_0 NON è accettata quindi almeno uno dei 5 campioni di dati è differente dagli altri.

Si è assunto il livello di confidenza pari al 95% ($\alpha=0.05$).

In entrambi i casi i valori di F risultano essere $\gg 1 \rightarrow$ l'ipotesi H_0 NON è accettata quindi almeno uno dei 5 campioni di dati è differente dagli altri.

4.2.2 OUTDOOR

Seguendo l'analisi vista per i dati degli strumenti in indoor anche per l'outdoor sono state prese in esame le concentrazioni medie giornaliere di PM_{10} e $PM_{2,5}$ ottenute da tutti e 5 gli strumenti ed è stato utilizzato il metodo di inferenza statistica descritto nel capitolo 3 (Materiali e metodi dell'analisi statistica del problema): la regressione lineare ai minimi quadrati prendendo in esame le medie giornaliere di due strumenti alla volta.

- APM2 e TSI

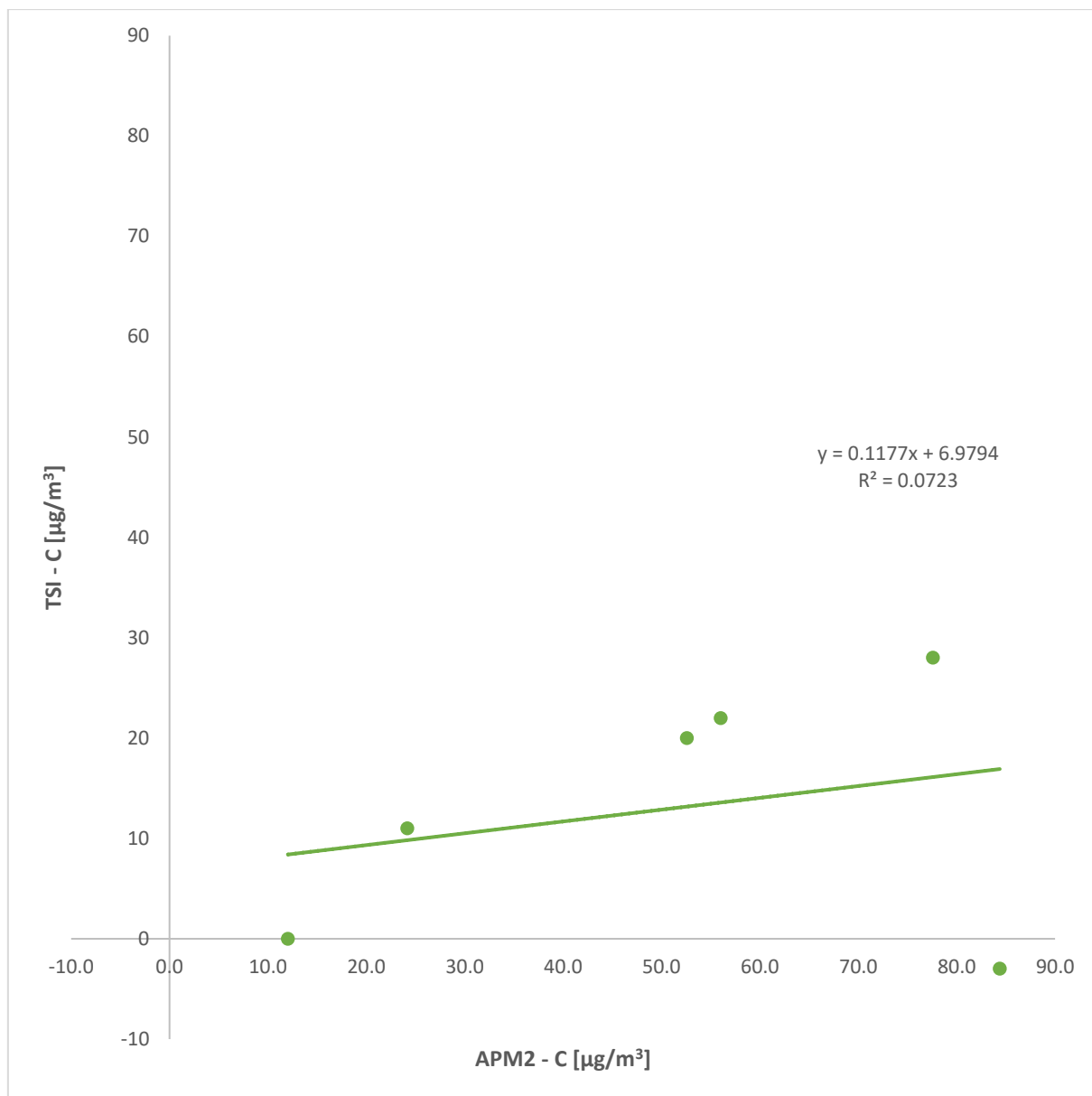


Figura 57: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM-2 e TSI per i valori di PM_{2.5}

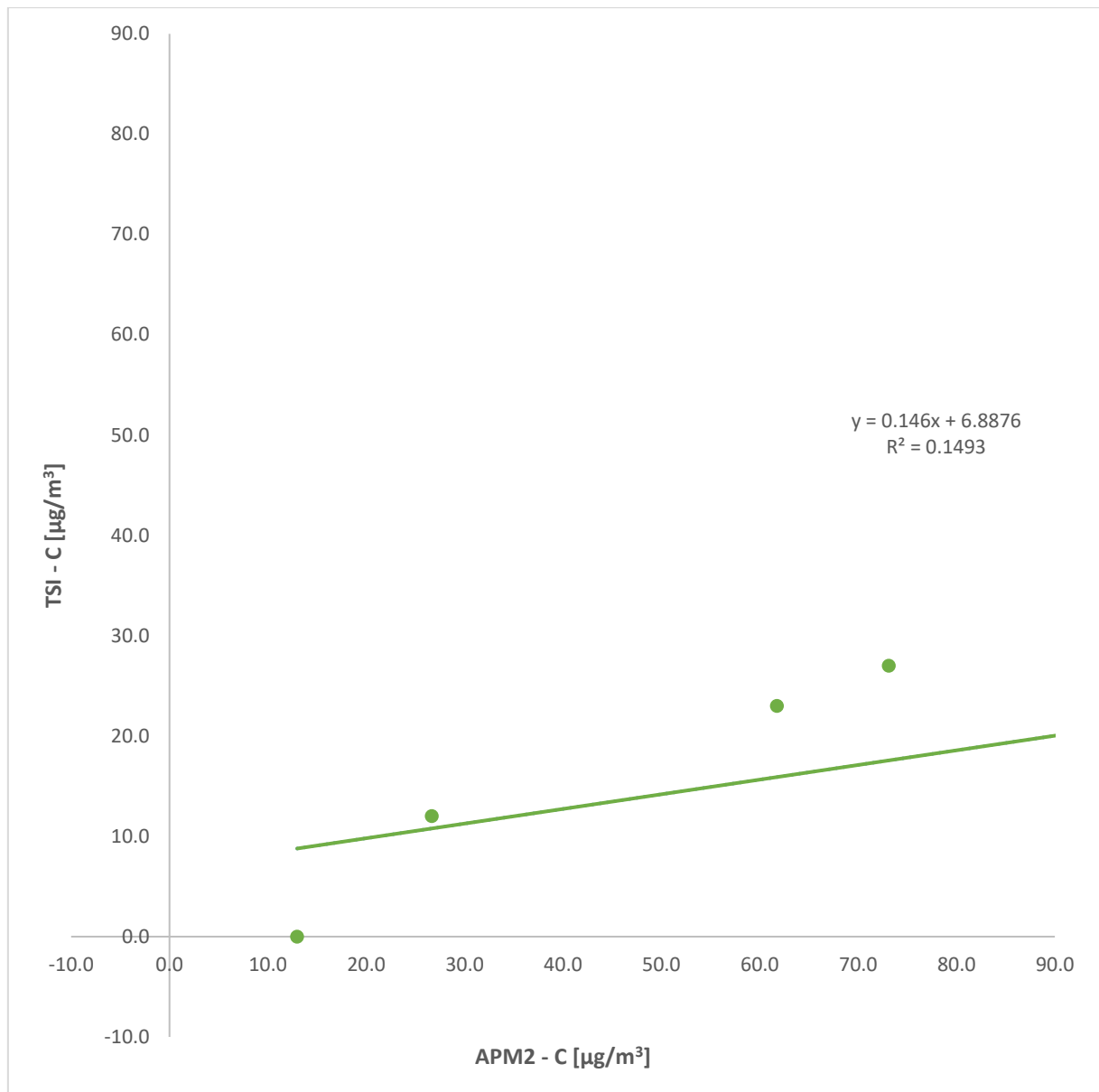


Figura 58: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM-2 e TSI per i valori di PM₁₀

- APM2 e OPC-N2 (A)

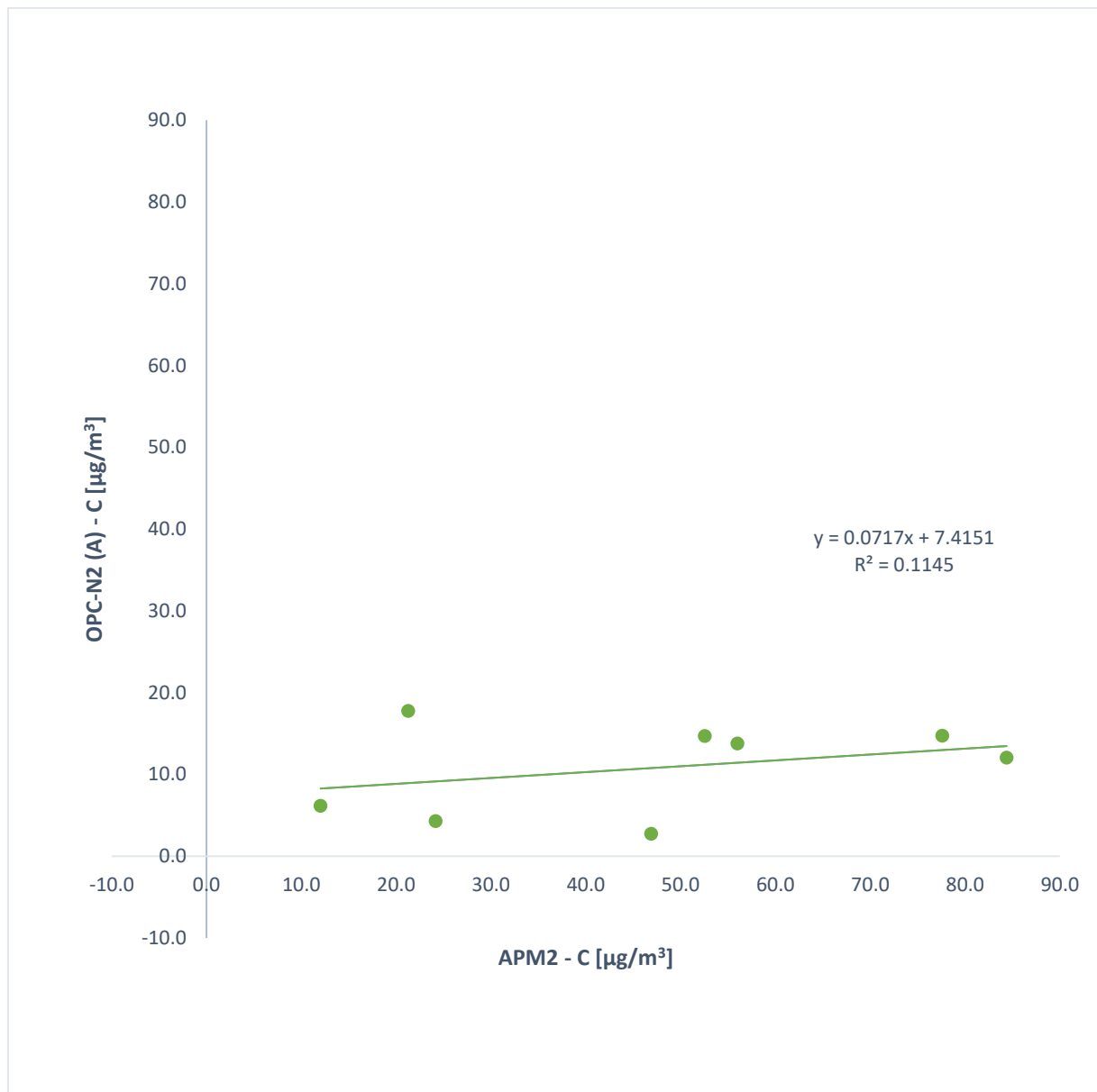


Figura 59: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM-2 e OPC-N2 (A) per i valori di PM_{2.5}

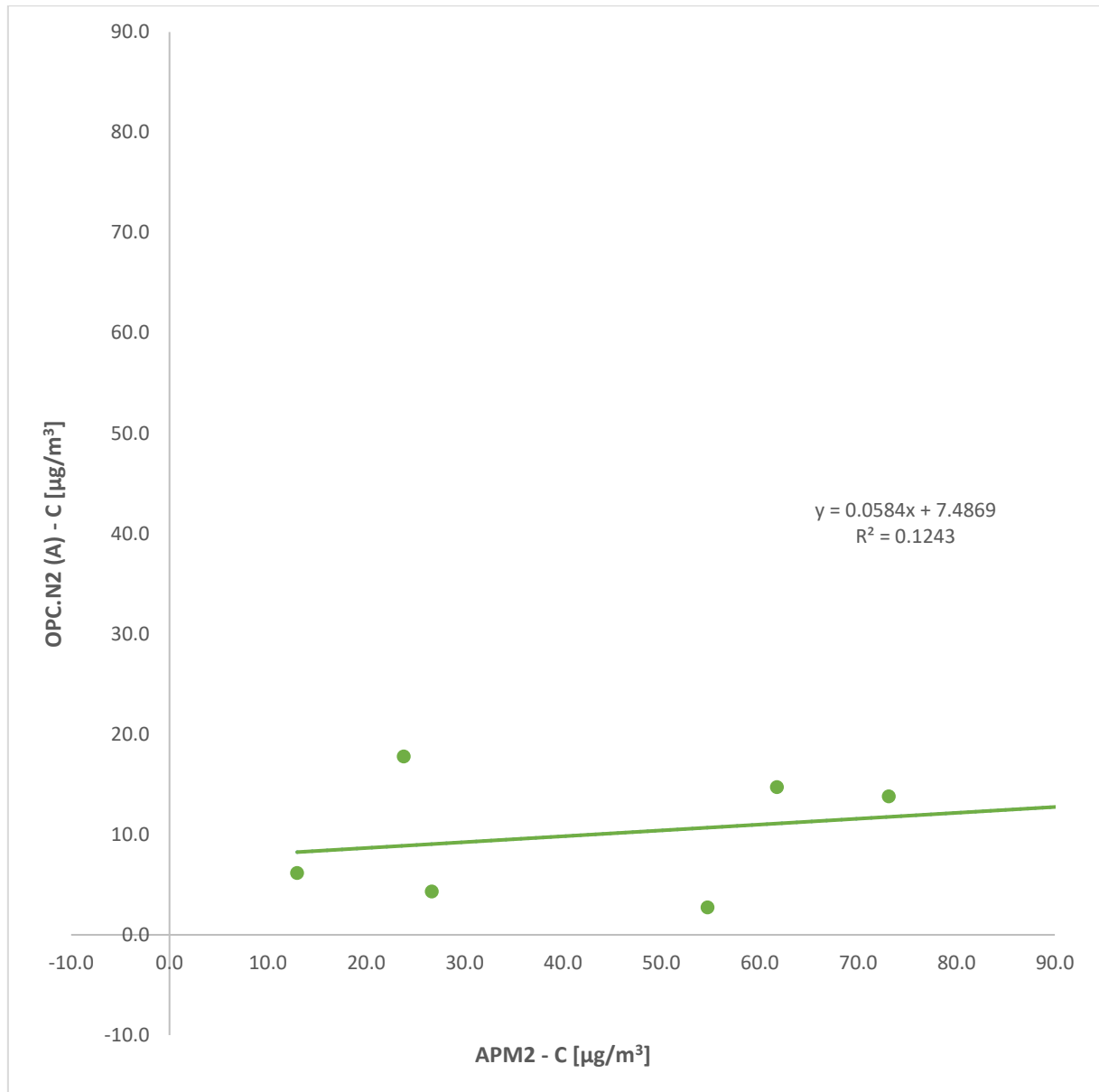


Figura 60: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM-2 e OPC-N2 (A) per i valori di PM₁₀

- APM2 e OPC-N2 (B)

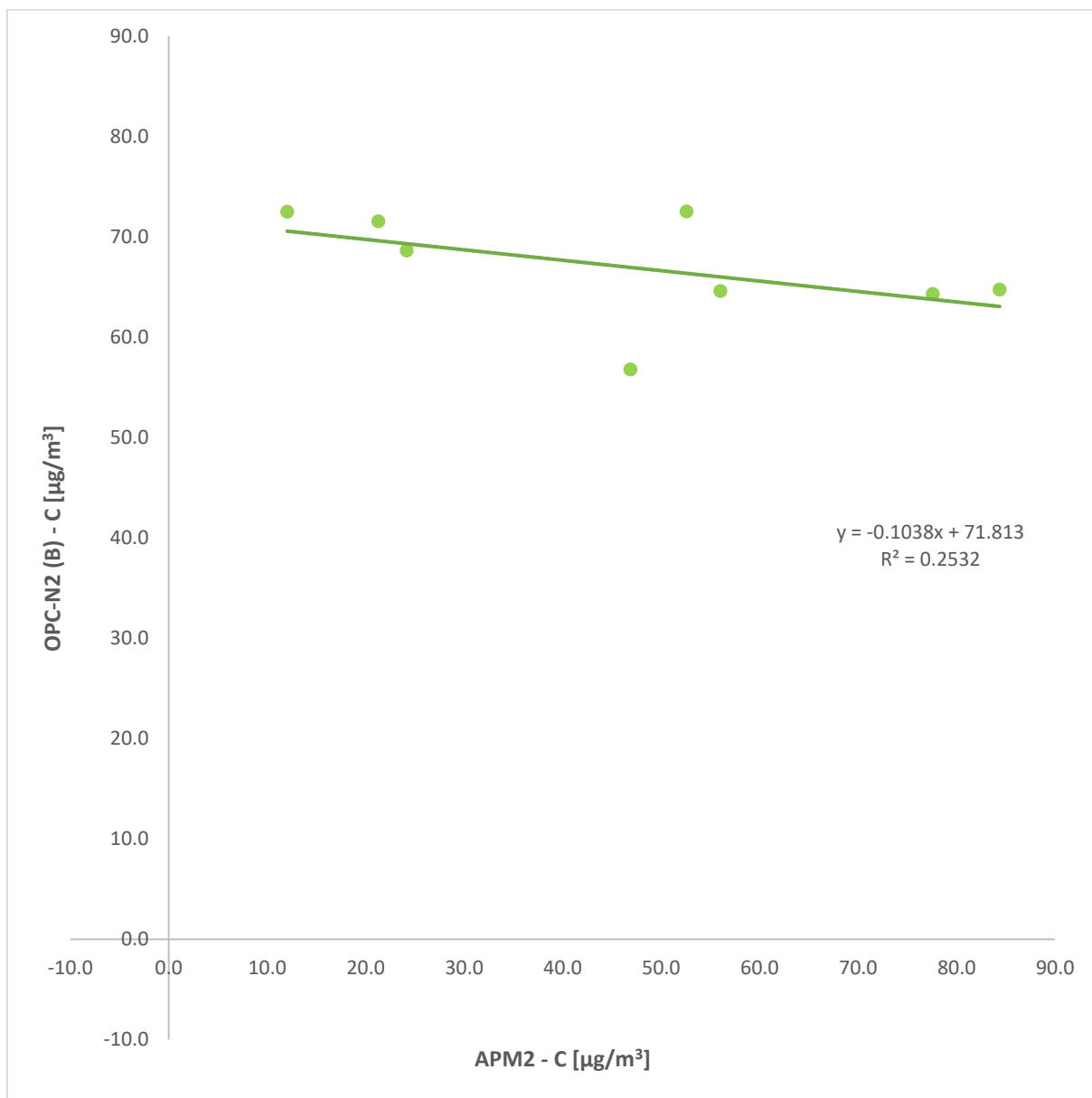


Figura 6I: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM-2 e OPC-N2 (B) per i valori di PM_{2.5}

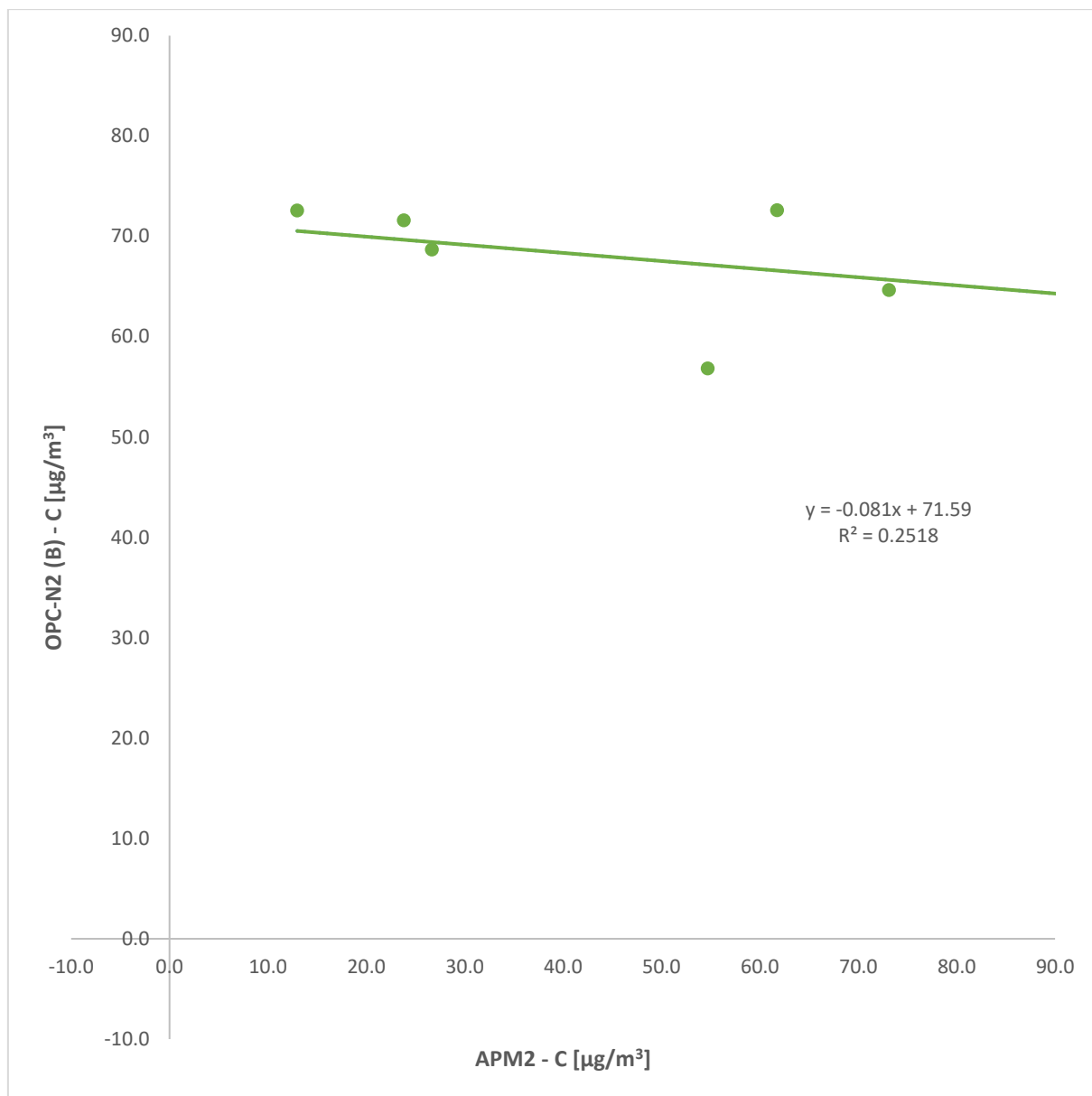


Figura 62: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM-2 e OPC-N2 (B) per i valori di PM₁₀

- TSI e OPC-N2 (A)

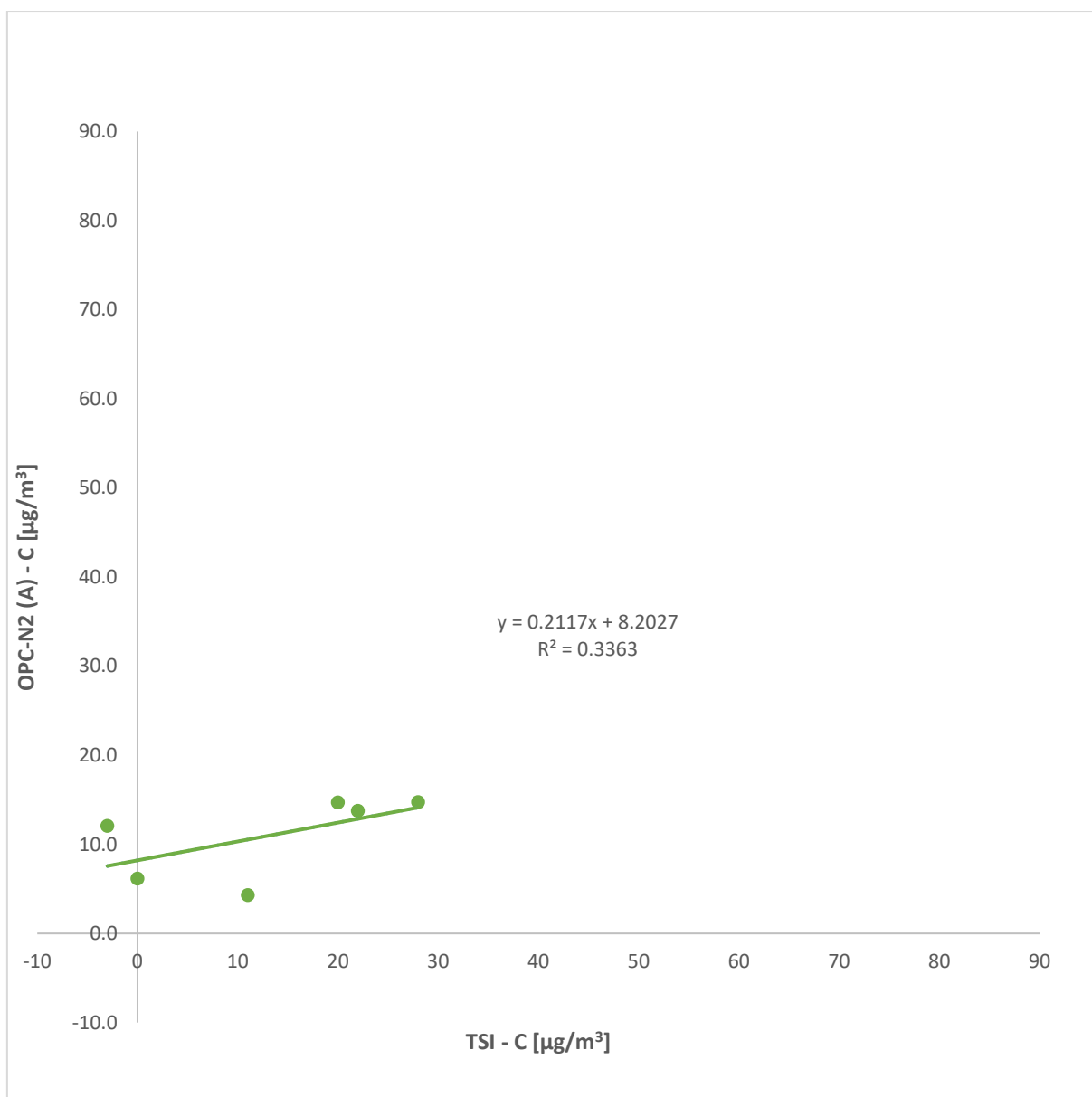


Figura 63: regressione lineare ai minimi quadrati tra TSI e OPC-N2 (A) per i valori di PM_{2.5}

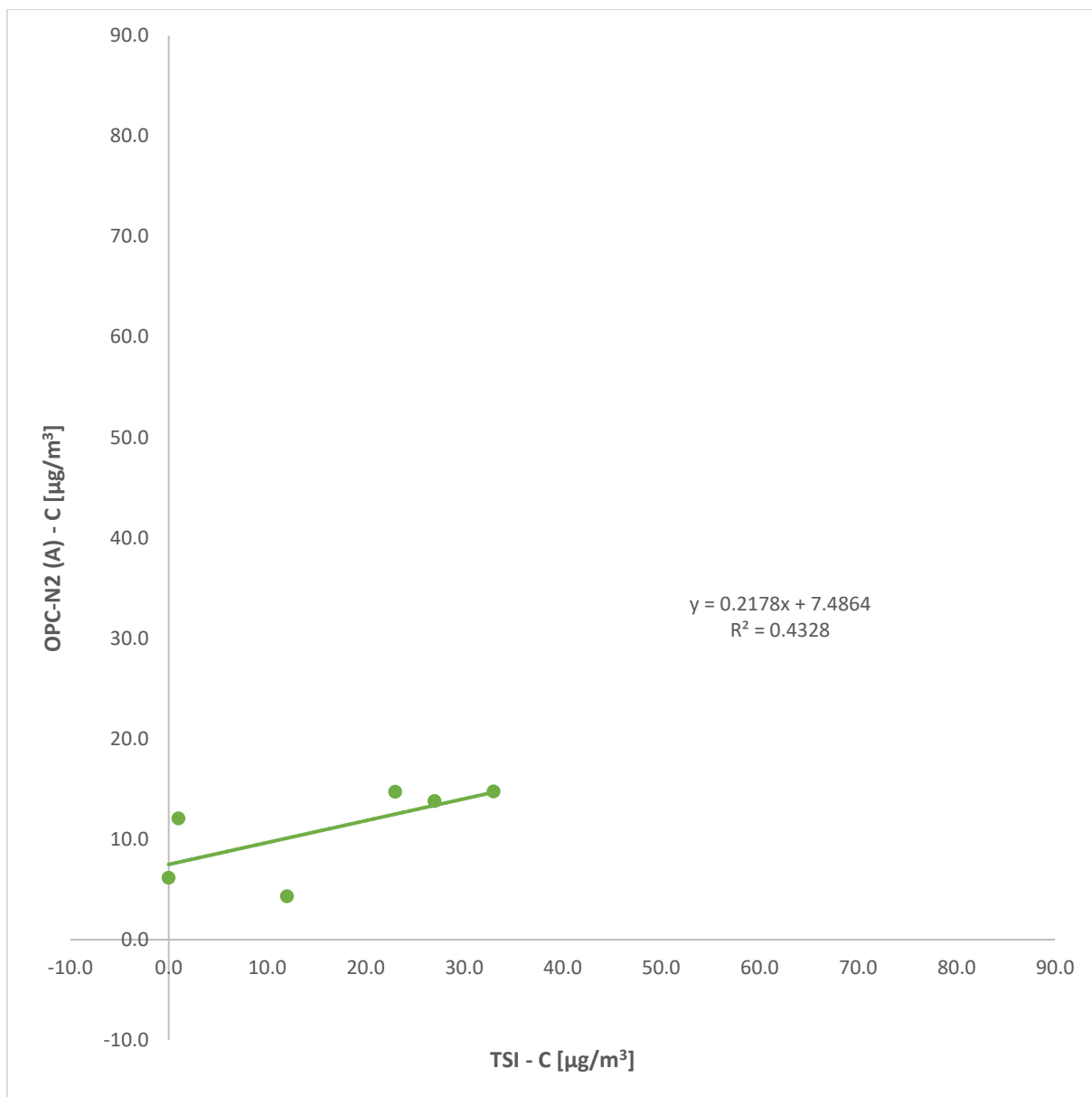


Figura 64: regressione lineare ai minimi quadrati tra TSI e OPC-N2 (A) per i valori di PM₁₀

- APM2 e GRAVIMETRICO

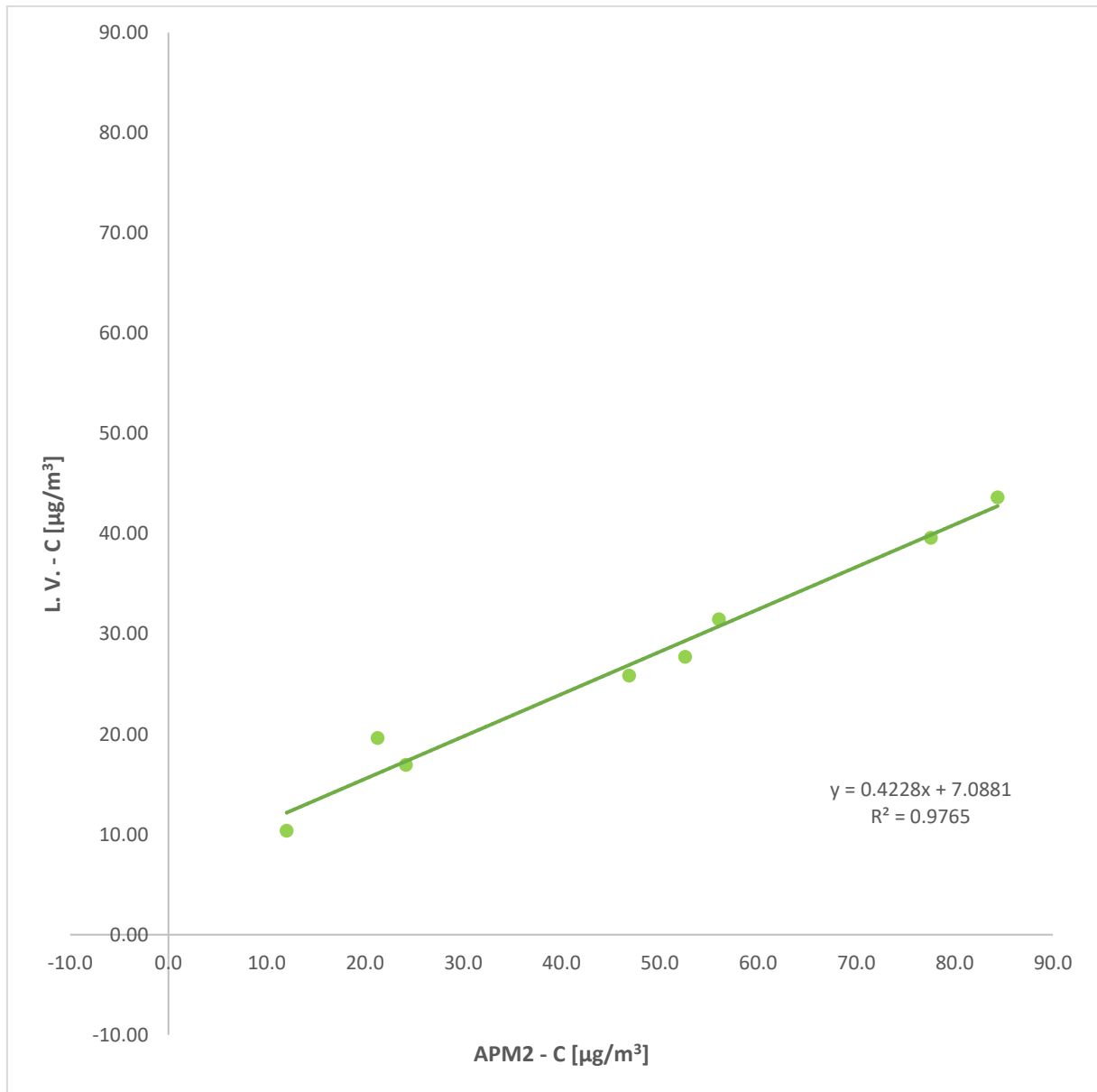


Figura 65: regressione lineare ai minimi quadrati tra APM-2 e GRAVIMETRICO per i valori di PM_{2.5}

- OPC-N2 (A) e OPC-N2 (B).

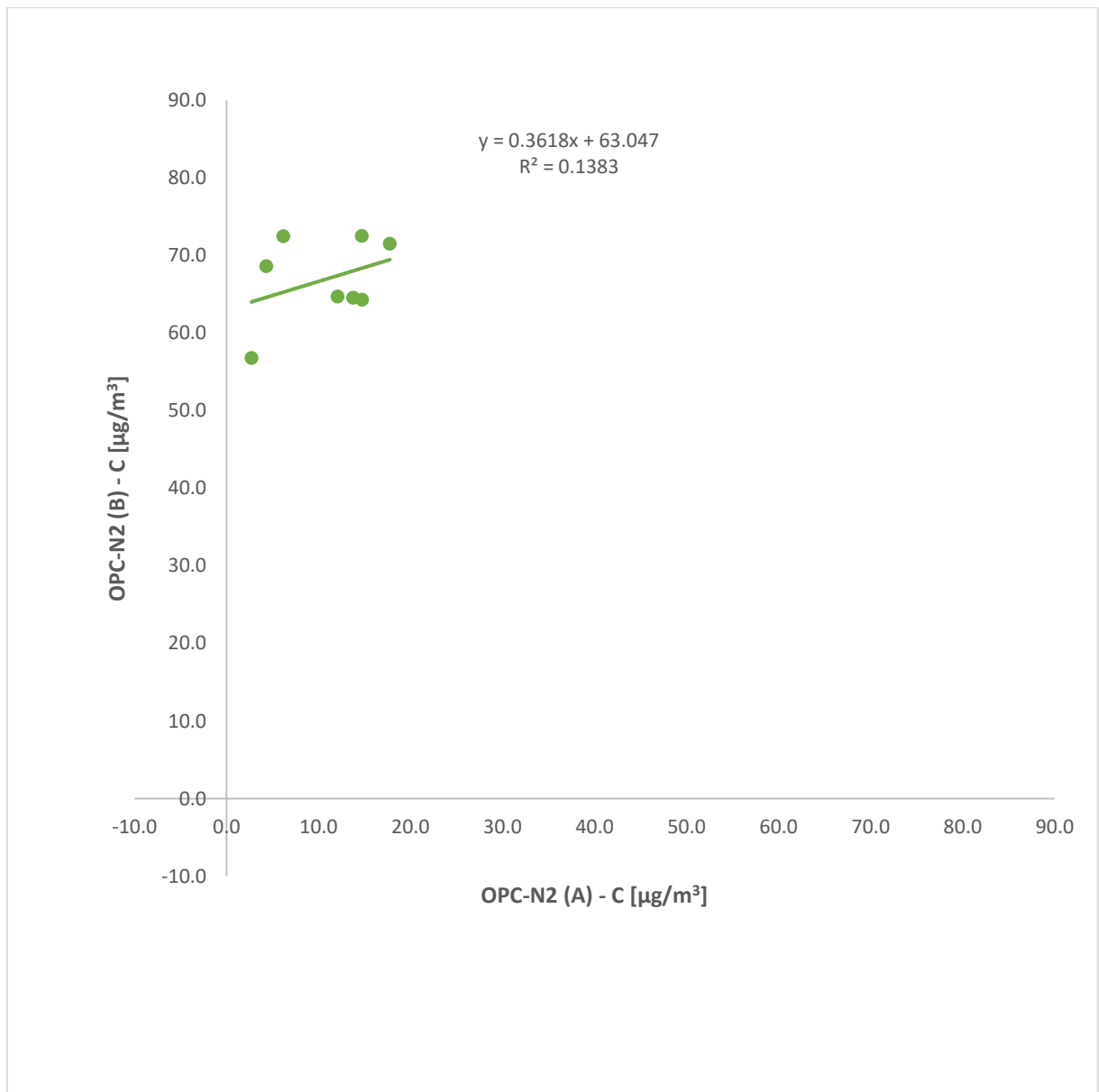


Figura 66: regressione lineare ai minimi quadrati tra OPC-N2 (A) e OPC-N2 (B) per i valori di PM_{2.5}

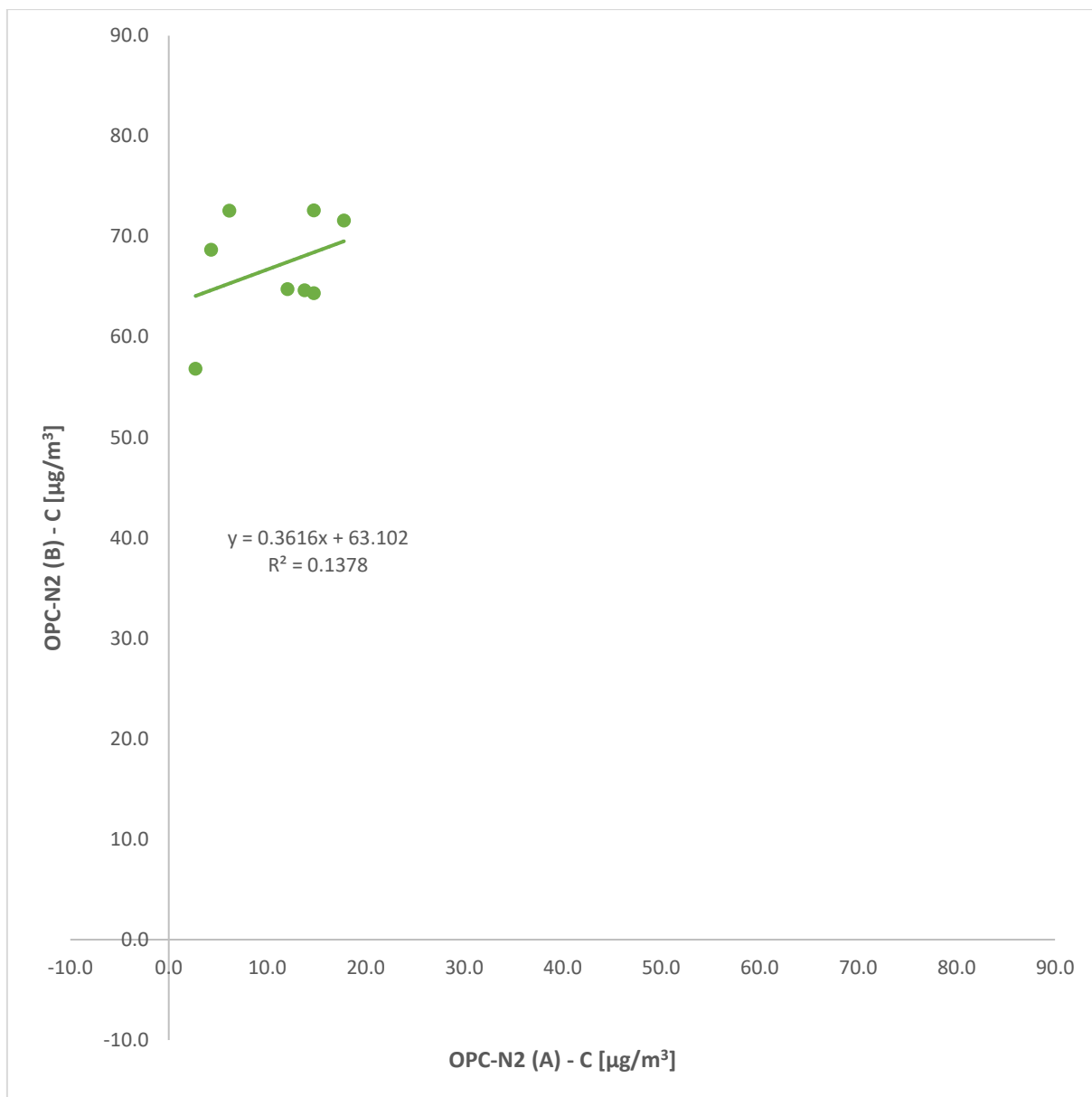


Figura 67: regressione lineare ai minimi quadrati tra OPC-N2 (A) e OPC-N2 (B) per i valori di PM₁₀

- TSI e GRAVIMETRICO L.V.

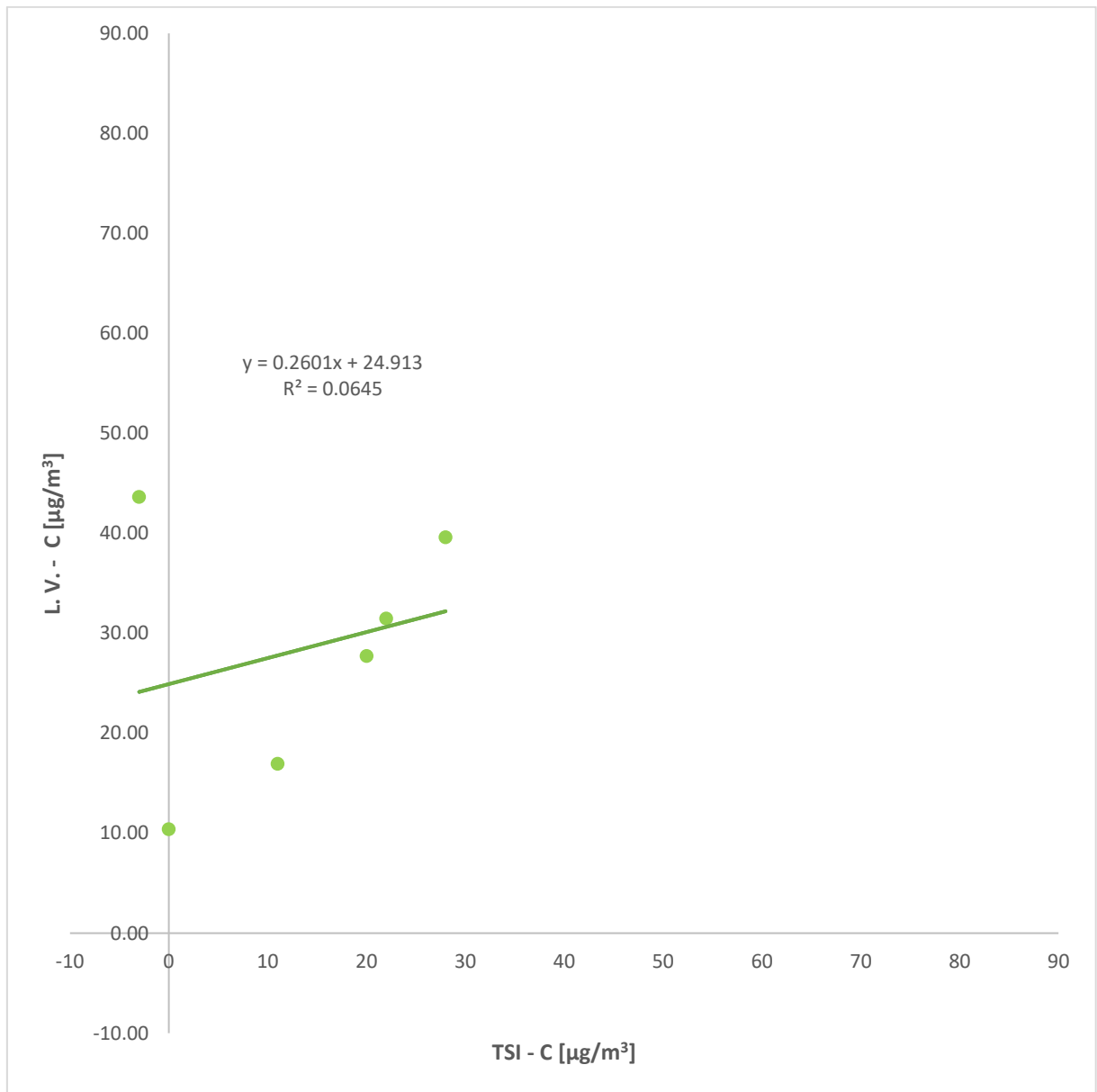


Figura 68: regressione lineare ai minimi quadrati tra TSI e GRAVIMETRICO per i valori di PM_{2.5}

- OPC N2 (A) e GRAVIMETRICO L.V.

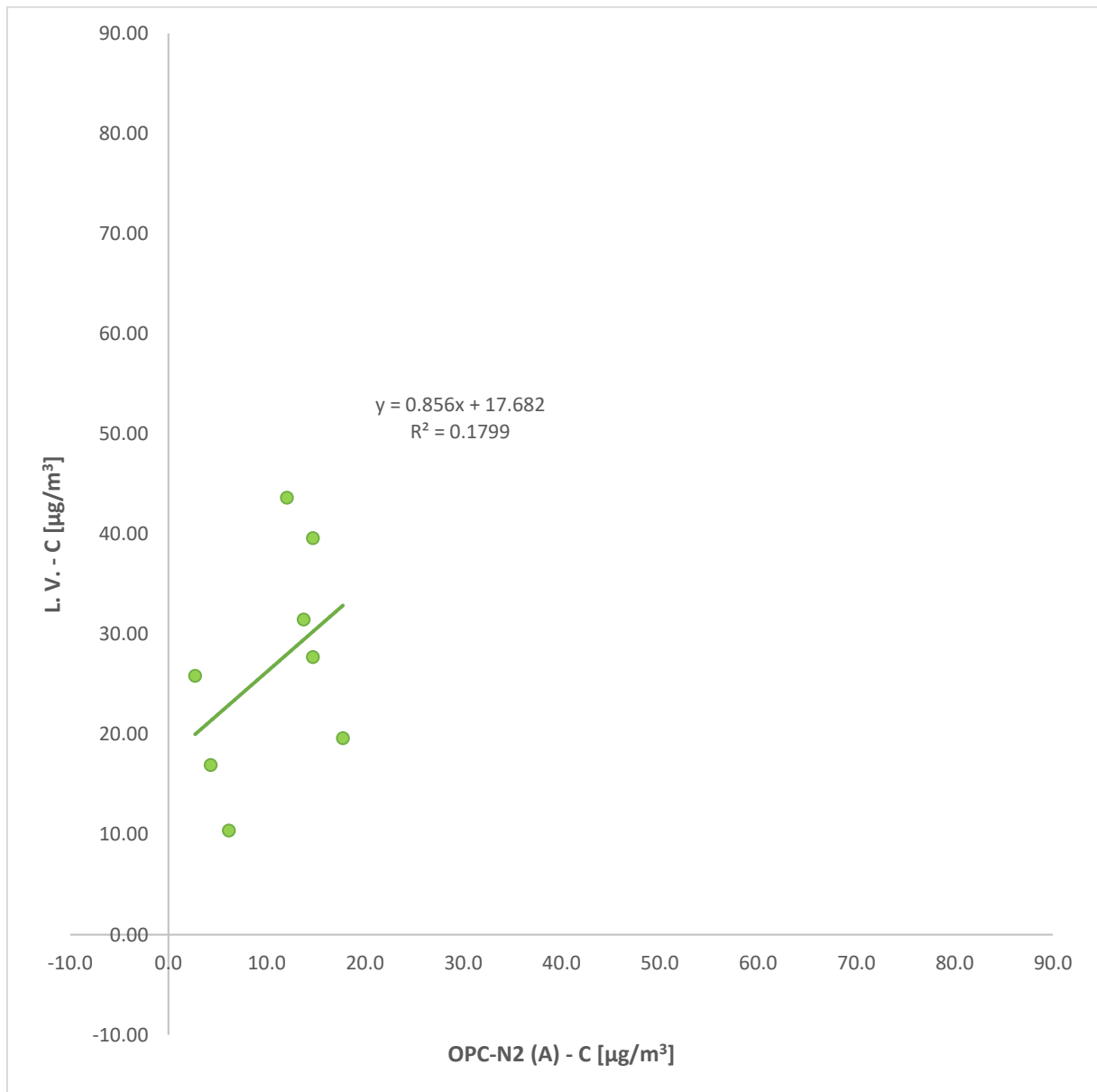


Figura 69: regressione lineare ai minimi quadrati tra OPC-N2 (A) e GRAVIMETRICO per i valori di PM_{2.5}

- OPC N2 (B) e GRAVIMETRICO L.V.

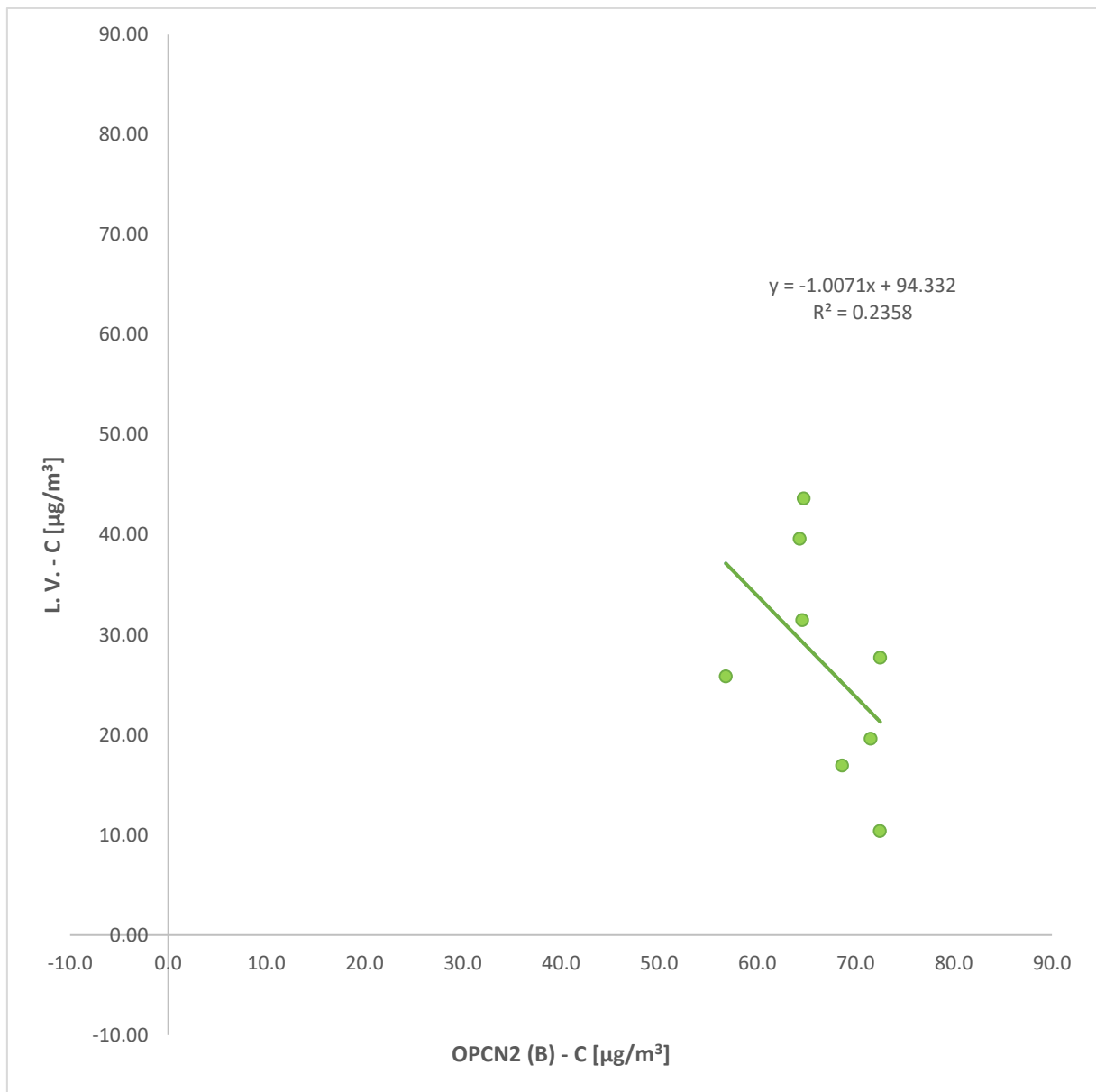


Figura 70: regressione lineare ai minimi quadrati tra OPC-N2 (B) e GRAVIMETRICO per i valori di PM_{2.5}

A causa di una problematica sull'ultimo giorno di misura, che ha reso necessario l'invio a manutenzione straordinaria dello strumento standard gravimetrico, si analizza in dettaglio il dataset dell'APM2. Si considerano i dati orari e giornalieri e si correlano alle misure orarie di temperatura esterna, umidità relativa, pressione rilevate dal sito meteo dell'Università degli studi di Torino (Figura 72-Figura 77).

-SCALA ORARIA APM2

Considerata la mole di dati su scala oraria si riportano direttamente i dati nel grafico seguente:

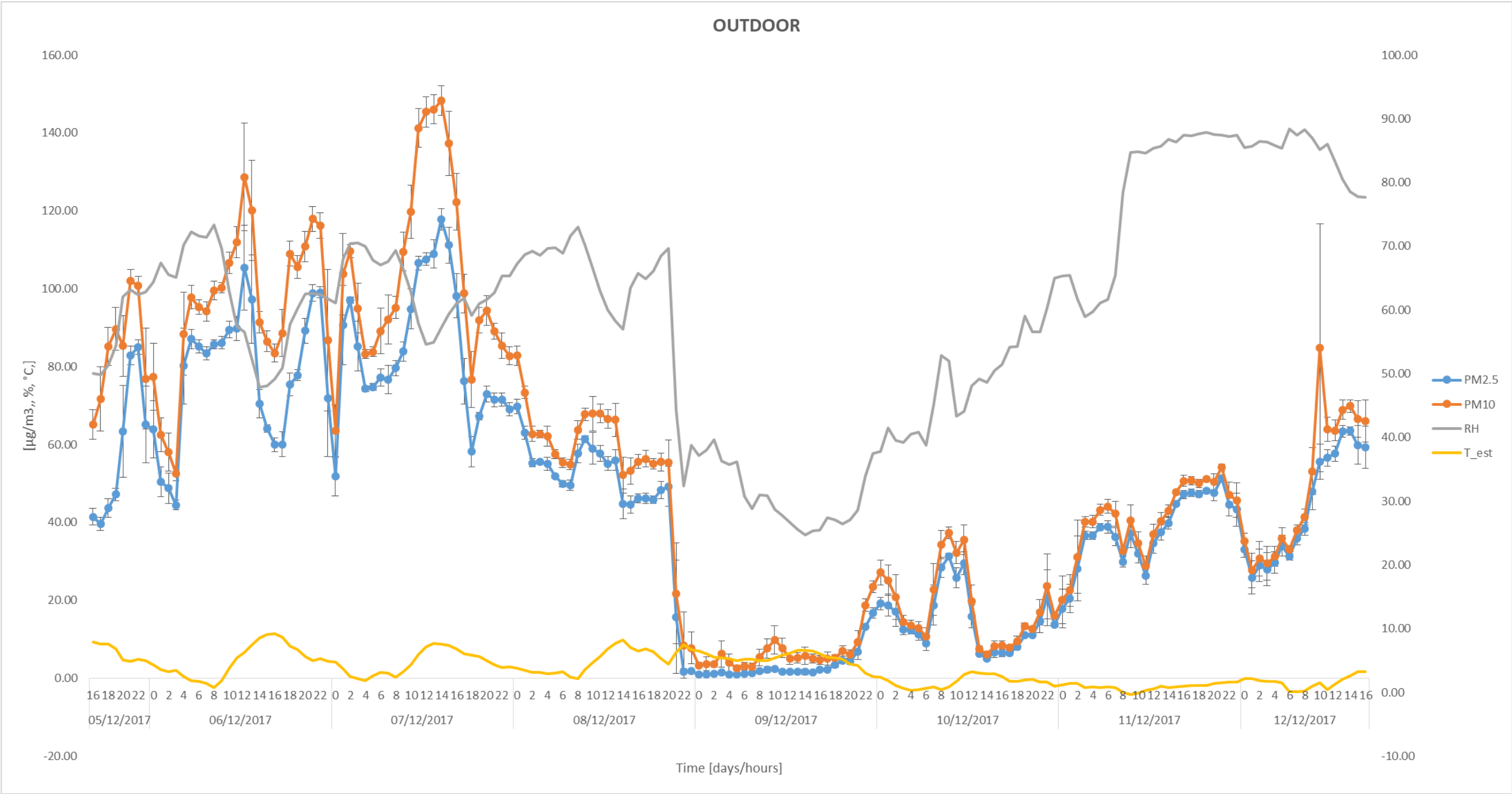


Figura 7I: andamenti orari delle concentrazioni dei valori climatici in outdoor per APM

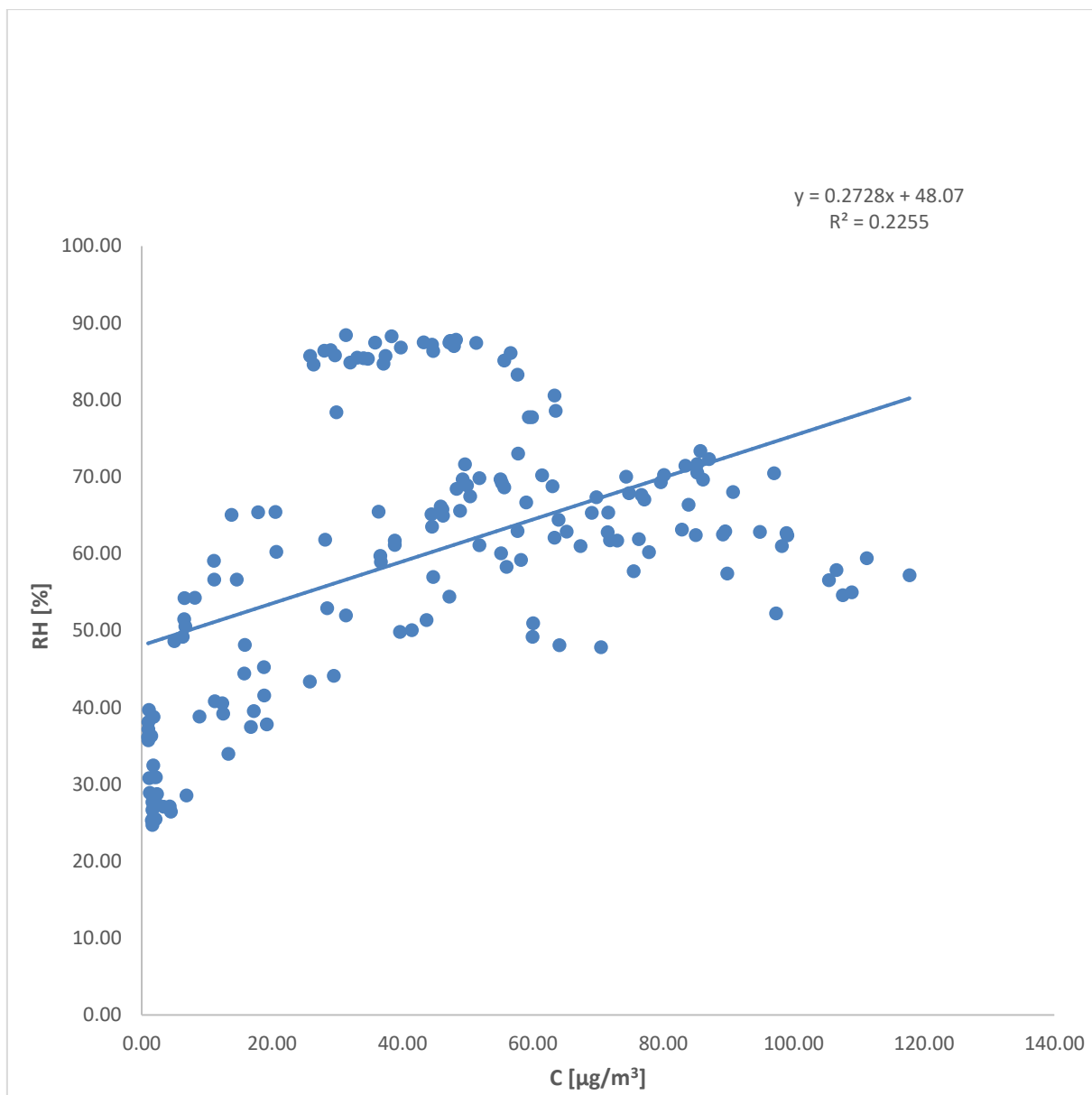


Figura 72: correlazione su dati orari APM2 tra PM_{2.5} e umidità relativa RH

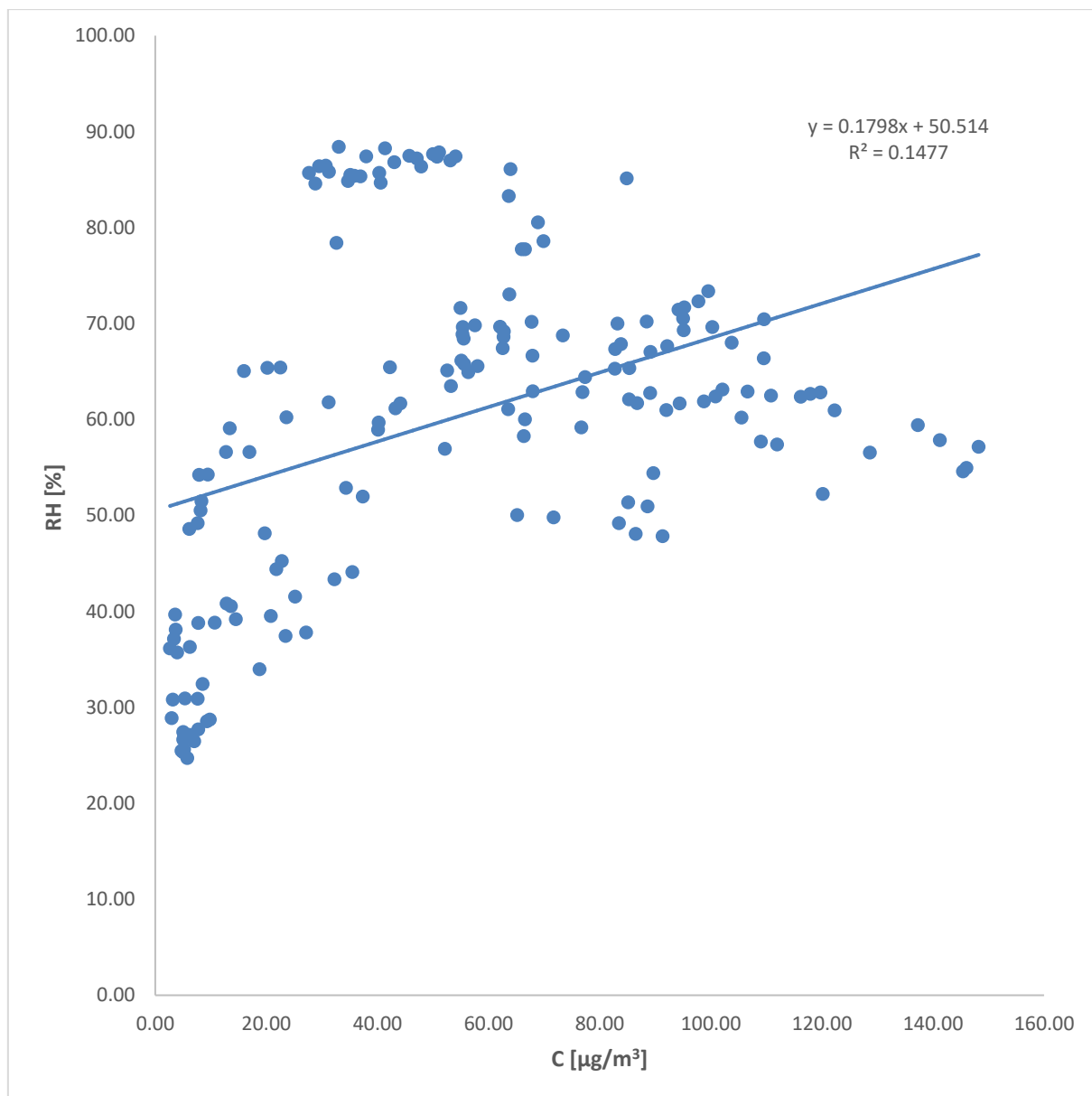


Figura 73: correlazione su dati orari APM2 tra PM₁₀ e umidità relativa RH

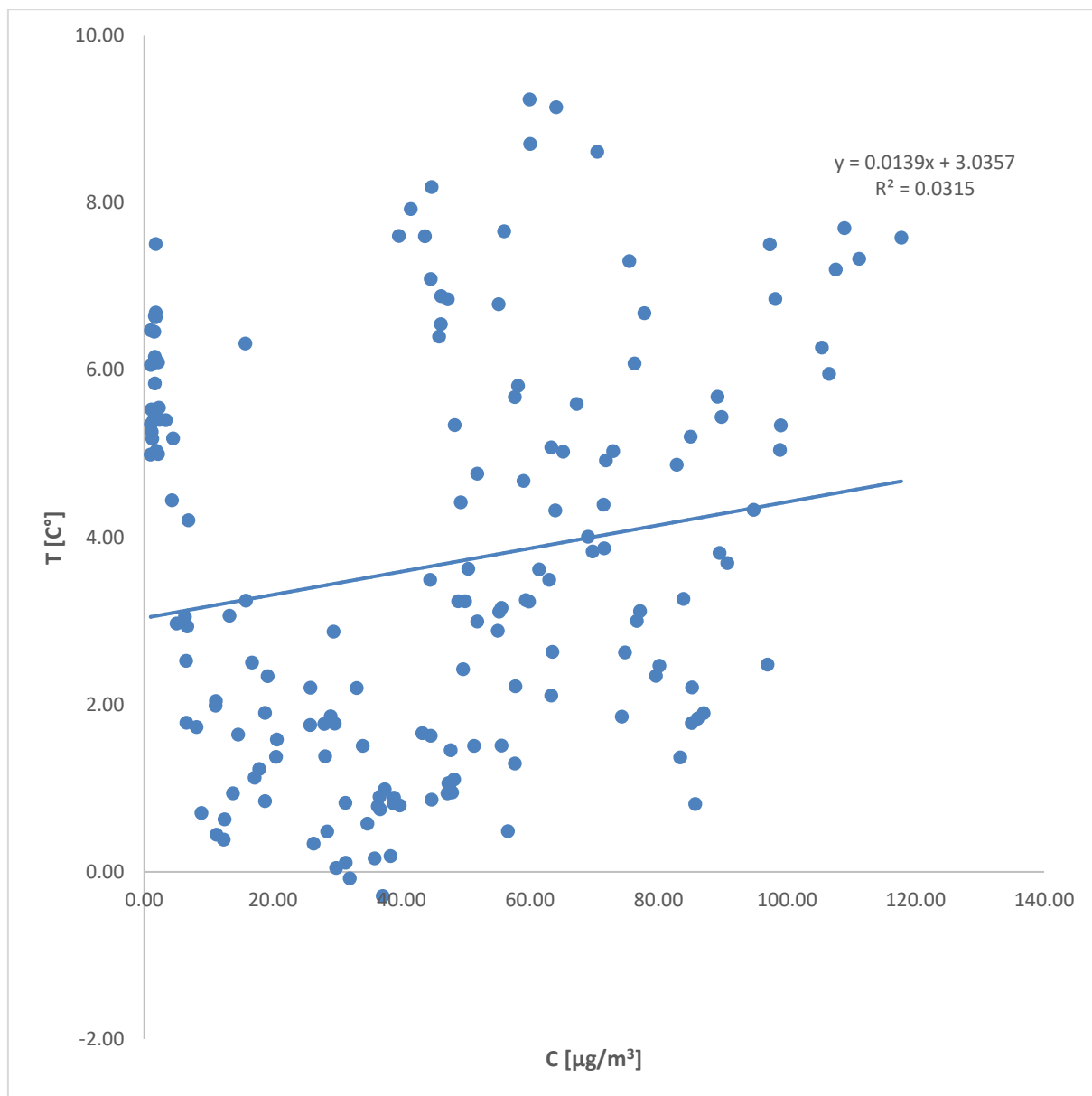


Figura 74: correlazione su dati orari APM2 tra PM_{2.5} e temperatura esterna T_{est}

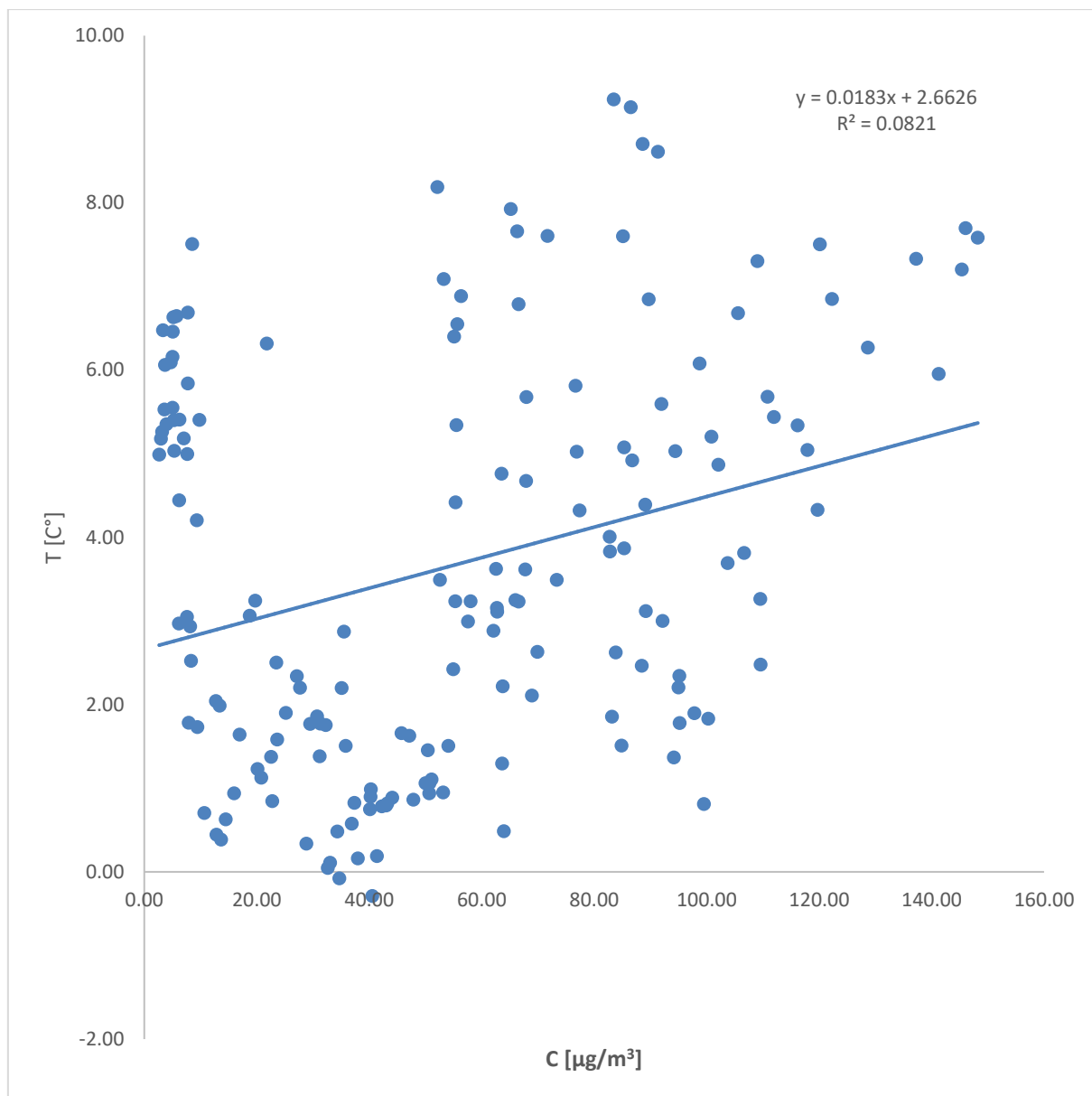


Figura 75: correlazione su dati orari APM2 tra PM₁₀ e temperatura esterna T_{est}

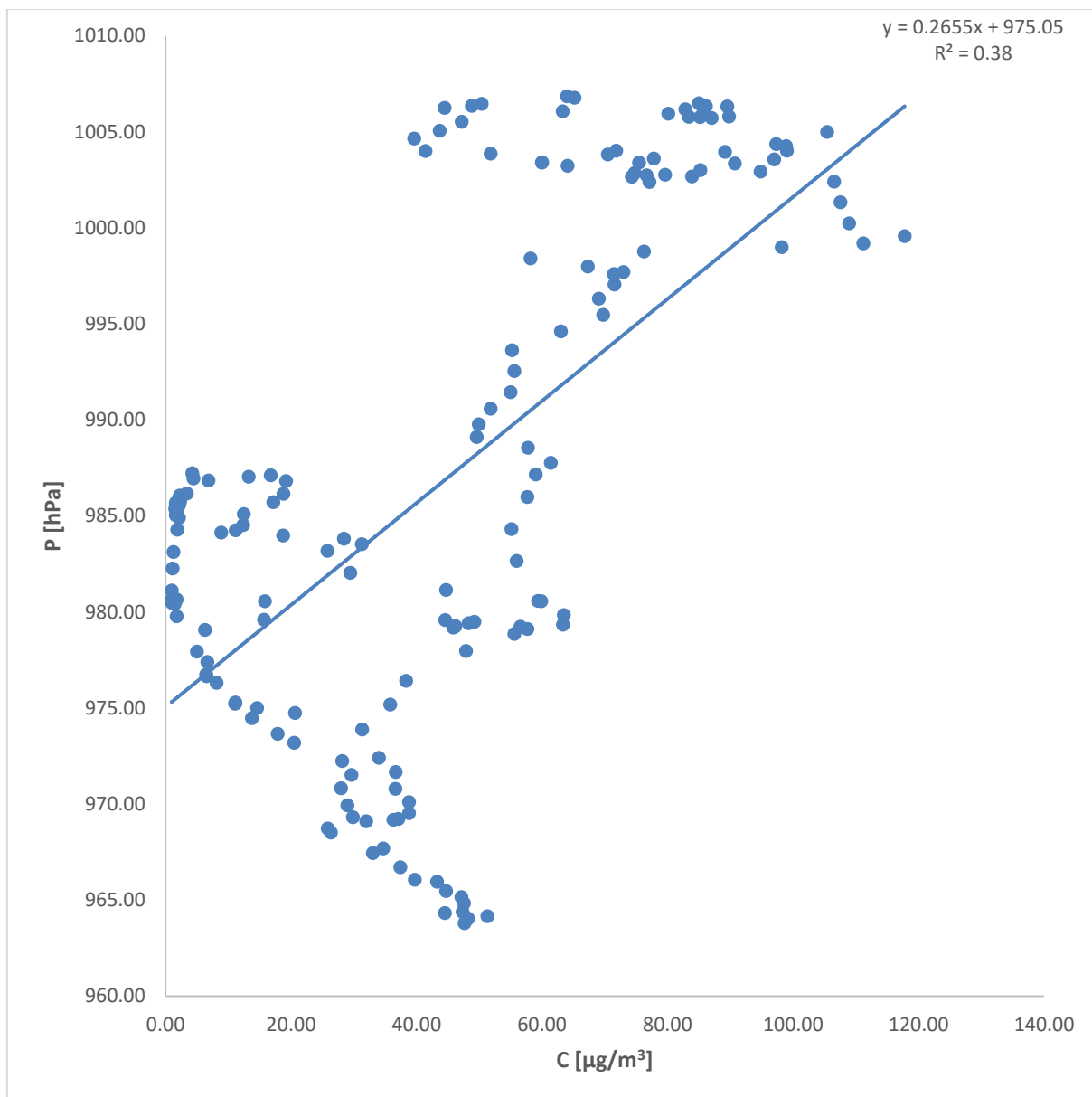


Figura 76: correlazione su dati orari APM2 tra PM_{2.5} e pressione

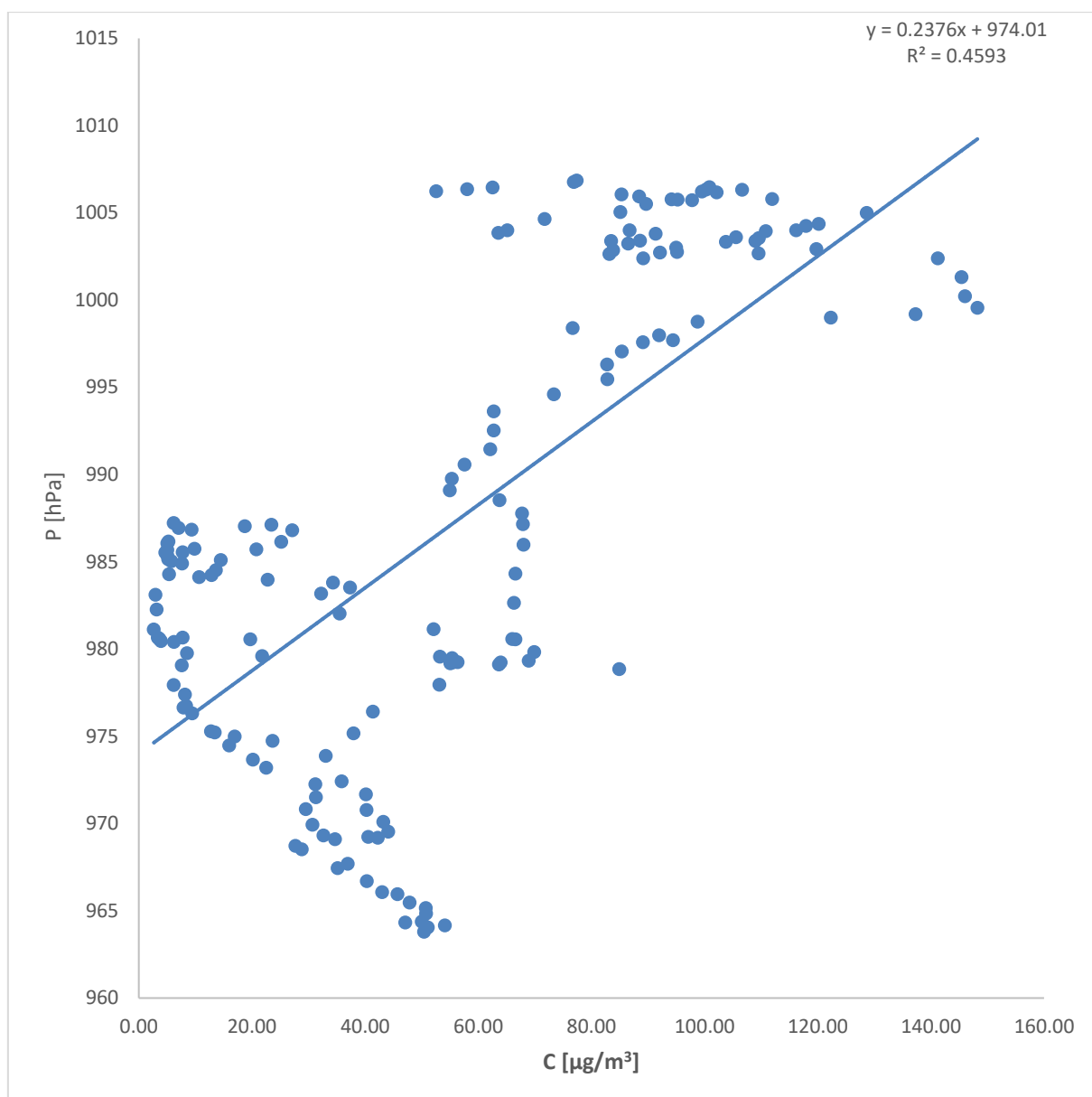


Figura 77: correlazione su dati orari APM2 tra PM₁₀ e pressione dell'aria

-SCALA GIORNALIERA APM2

Di seguito (Tabella 10) si riporta la sintesi su scala giornaliera dell'analisi effettuata in precedenza mentre si riportano in appendice i relativi grafici di comparazione.

Data	PM _{2.5} (ug/m ³)	PM ₁₀ (ug/m ³)	Air Pressure (hPa)	Standard Deviation PM _{2.5}	Standard Deviation PM ₁₀	Outdoor Temp.(°C)	Rel. Humidity (%)
05/12/17	57.9	84.0	52.3	18.1	14.1	6.3	56.8
06/12/17	77.7	95.5	52.2	17.4	20.2	4.9	61.8
07/12/17	84.3	104.4	52.4	17.5	26.5	4.6	63.5
08/12/17	47.2	55.1	52.3	16.6	17.6	5.1	62.8
09/12/17	3.2	6.7	52.3	36.2	43.7	5.3	30.7
10/12/17	15.0	18.2	52.3	34.1	41.4	1.7	48.8
11/12/17	38.1	41.2	52.4	30.8	37.4	0.9	78.2
12/12/17	43.2	53.0	52.3	29.4	35.7	3.5	60.4

Tabella I5: valori medi giornalieri delle concentrazioni e dei dati climatici in outdoor per APM-2

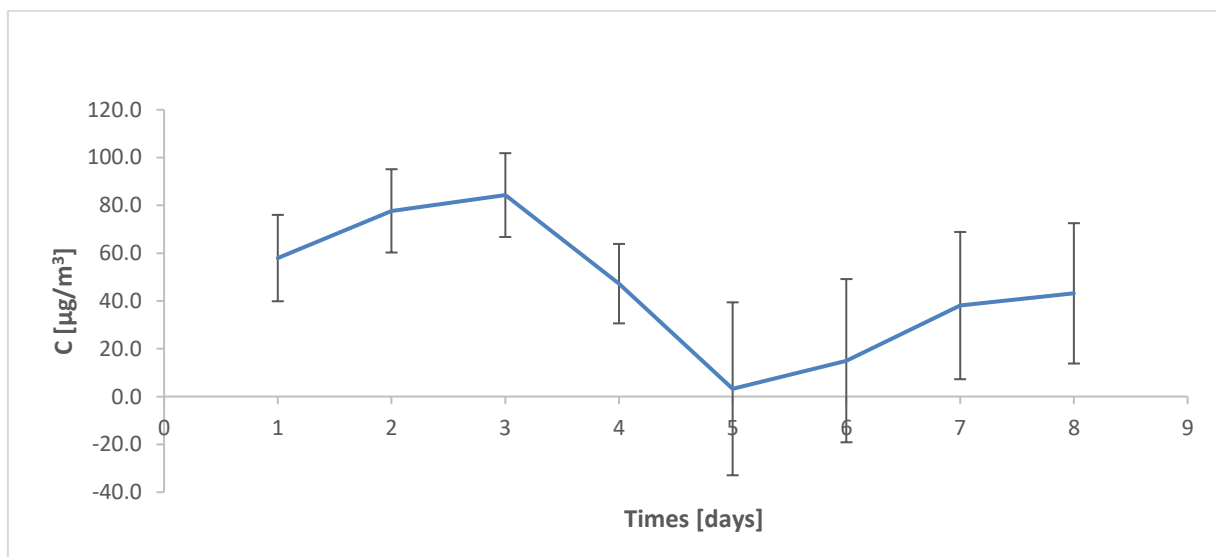


Figura 78: valori medi giornalieri PM_{2.5} relativi all'APM2

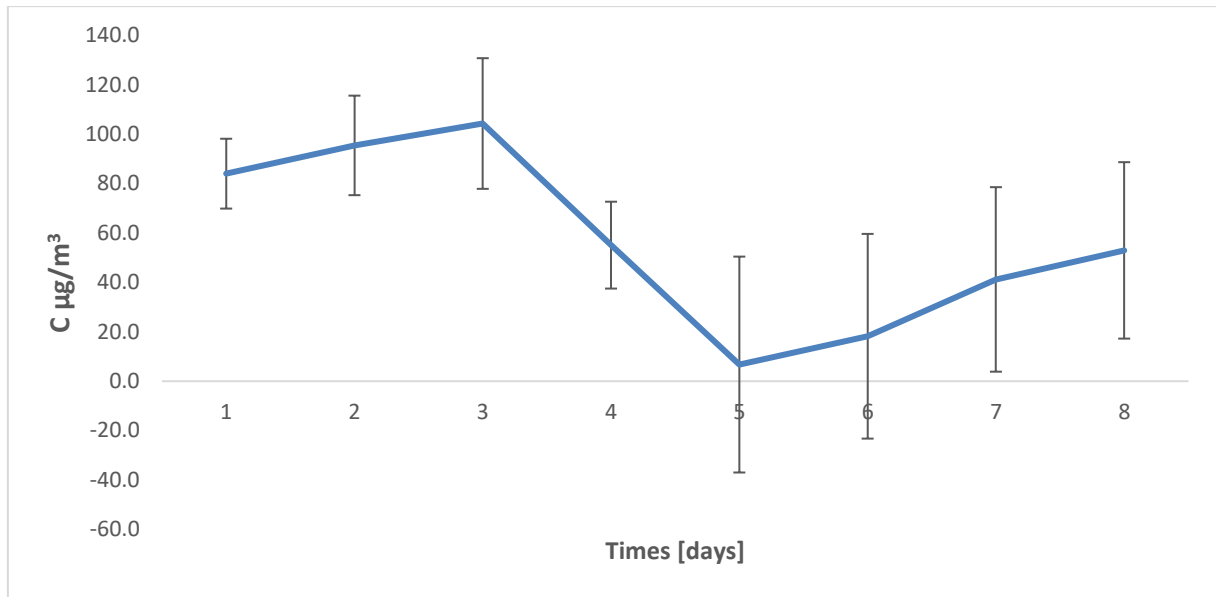


Figura 79: valori medi giornalieri PM₁₀ relativi all'APM2

Si riportano inoltre gli istogrammi di riepilogo degli indicatori meteo climatici raccolti per un rapido confronto tra essi.

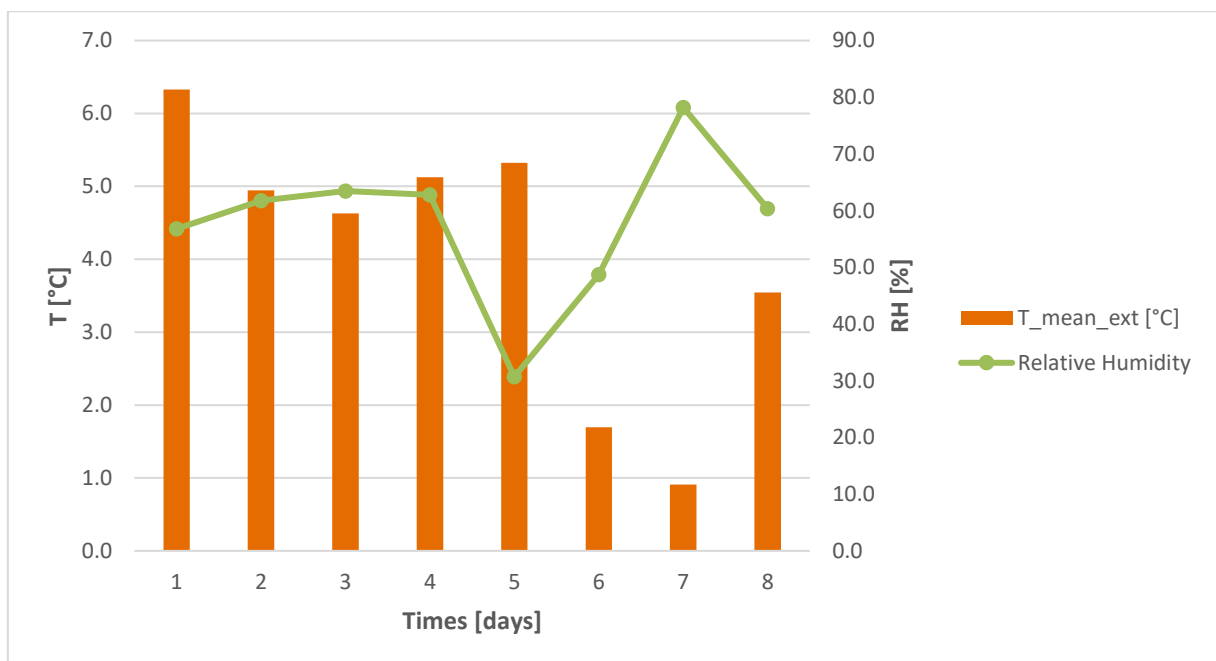


Figura 80: isotogramma temperature esterne medie giornaliere e andamento medio giornaliero dell'umidità relativa RH

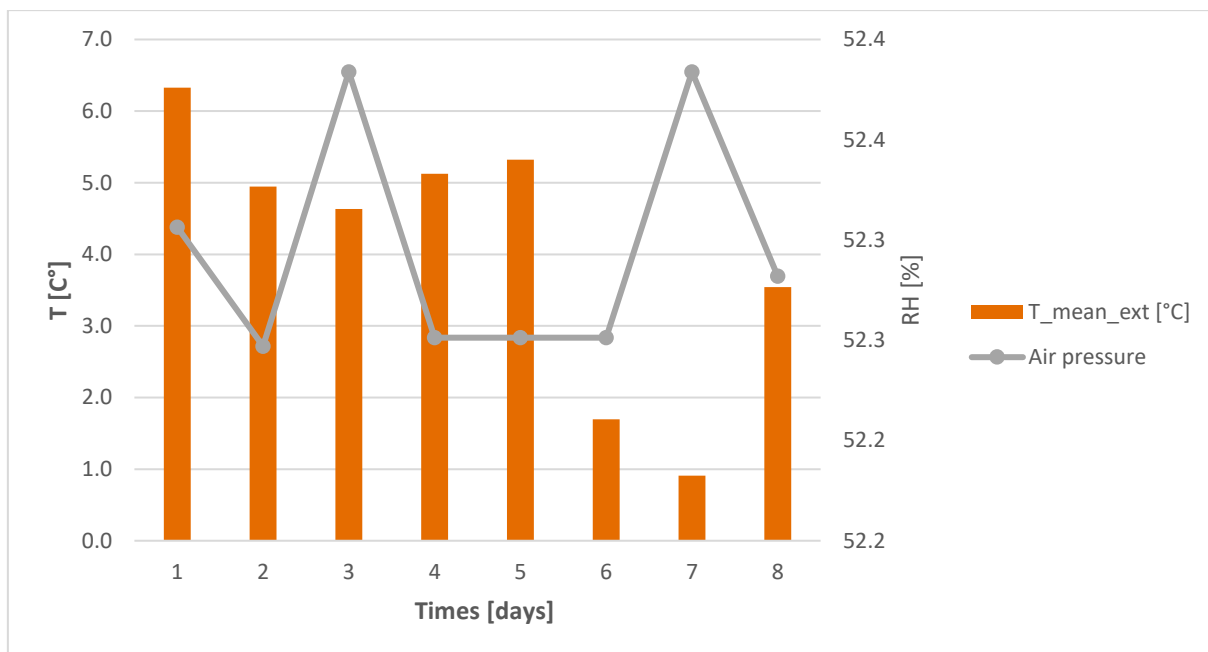


Figura 81: isotogramma temperature esterne medie giornaliere e andamento medio giornaliero della pressione

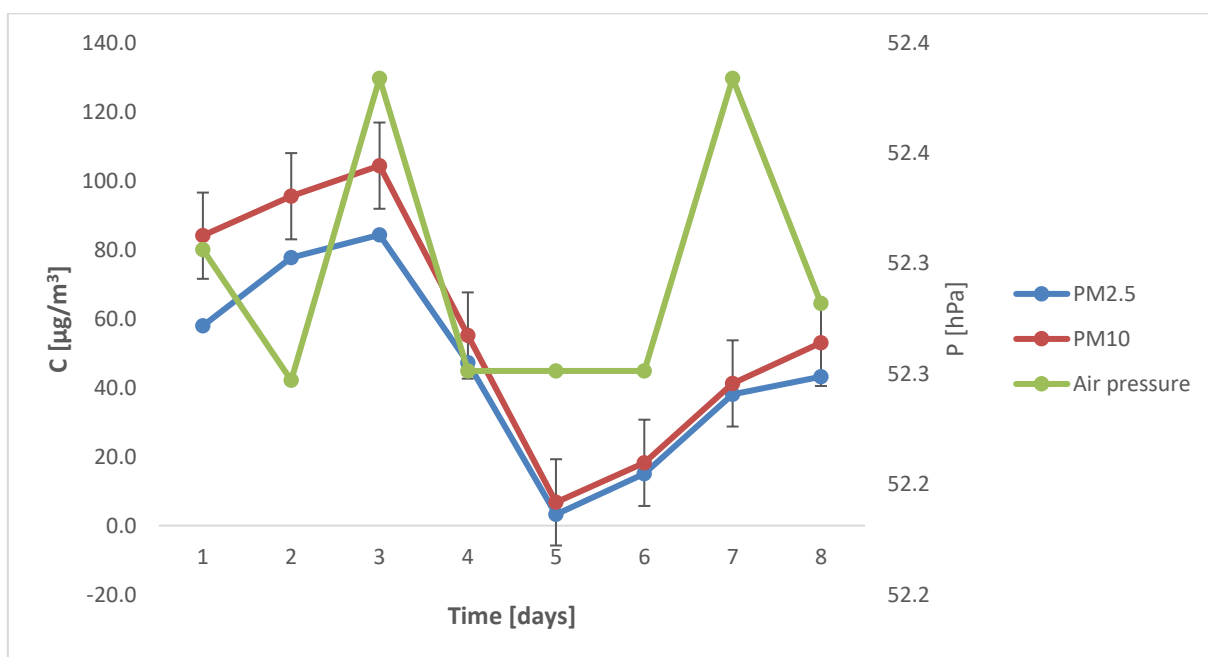


Figura 82 : andamenti medi giornalieri PM_{2.5} e PM₁₀ e pressione

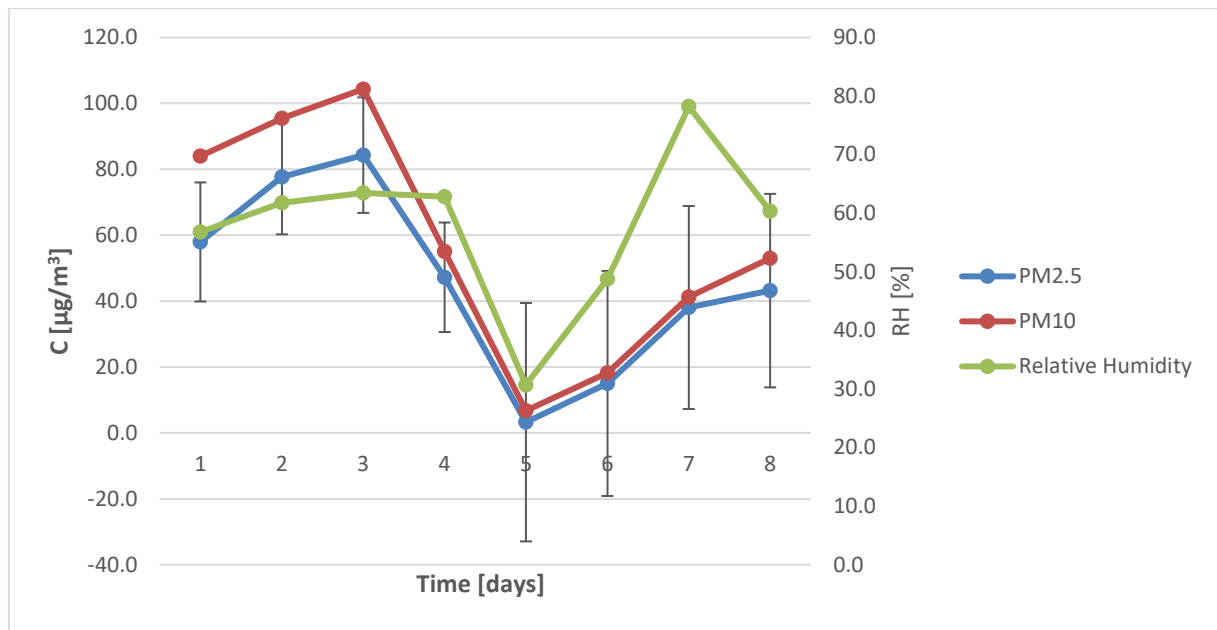


Figura 83: andamenti medi giornalieri PM_{2,5} e PM₁₀ e umidità relativa RH

Per la discussione dei risultati ottenuti nello studio statistico dei dati in outdoor si rimanda alla discussione nel capitolo 5 (Discussioni e conclusioni)

ANALISI DI VARIANZA AD UNA VIA: ANOVA

Come per il caso studio indoor, anche ai valori medi giornalieri di PM_{2,5} e PM₁₀ degli strumenti in outdoor è stata applicata l'analisi di varianza ad una via, ANOVA.

I valori ottenuti seguendo la procedura illustrata nel capitolo 3.3 Analisi statistica sono riportati nelle tabelle seguenti:

○ **PM_{2,5}**

DATA	L.V. [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	APM2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	TSI [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	OPCN2-A [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	OPCN2-B [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
5/12/17	19.6	21.3	-	17.8	71.6
6/12/17	10.3	12	0	6.2	72.5
7/12/17	16.9	24.2	11	4.3	68.6
8/12/17	27.7	52.6	20	14.7	72.5
9/12/17	31.4	56.0	22	13.8	64.6
10/12/17	39.5	77.6	28	14.7	64.3
11/12/17	43.6	84.4	-3	12.1	64.7
12/12/17	25.8	46.9	-	2.7	56.8
MEDIA μ	26.9	46.8	13	10.7	66.9
VARIANZA σ	126.9	693.1	156.8	31.1	29.4

Tabella I6: valori medi giornalieri di PM_{2,5} di tutti gli strumenti e media e varianza di ciascuno

	GDL	Somma dei quadrati	Varianza	Rapporto di varianza	F
	4	2461366.2	615341.5	2965.5	2.6
	33	6847.3	207.4	-	-
	37	24320.8	657.3	-	-

Tabella I7: valori ottenuti dall'analisi di varianza ANOVA

○ **PM₁₀**

DATA	APM2	TSI	OPC N2-A	OPC N2-B
5/12/17	23.8	-	17.8	71.6
6/12/17	13.0	0.0	6.2	72.6
7/12/17	26.7	12.0	4.3	68.7
8/12/17	61.7	23.0	14.7	72.6
9/12/17	73.1	27.0	13.8	64.6
10/12/17	95.4	33.0	14.7	64.3
11/12/17	104.4	1.0	12.1	64.8
12/12/17	54.7	-	2.7	56.8
MEDIA μ	56.6	16.0	10.7	67.01
VARIANZA σ	1138.6	191.2	31.2	29.6

Tabella 18: valori medi giornalieri di PM₁₀ di tutti gli strumenti e media e varianza di ciascuno

	GDL	Somma dei quadrati	Varianza	Rapporto di varianza	F
	3	6811033.6	2270344.5	6529.6	2.9
	26	9040	347.6	-	-
	29	27647.4	953.3	-	-

Tabella 19: valori ottenuti dall'analisi di varianza ANOVA

Anche in questo caso si è assunto il livello di confidenza pari al 95% ($\alpha=0.05$).

In entrambi i casi i valori di F risultano essere $\gg 1 \rightarrow$ l'ipotesi H_0 NON è accettata quindi almeno uno dei 4 campioni di dati è differente dagli altri.

Si è ripetuta l'analisi eliminando uno alla volta i due strumenti che non hanno funzionato correttamente in tutto il periodo, TSI e L.V. ma i valori di F risultano essere $\gg 1$ e quindi l'ipotesi H_0 NON è accettata.

5. Discussioni e conclusioni

L'obiettivo di questo lavoro di tesi è quello di applicare uno studio comparativo statistico ai valori ottenuti dagli strumenti di misura del particolato aerodisperso posti in uguali condizioni climatiche e ambientali. Come visto nei capitoli precedenti sono varie le tecnologie utilizzabili per la misura del $PM_{2,5}$ e PM_{10} e numerosi sono i tipi di campionatori presenti sul mercato rispetto allo standard del gravimetrico, in particolar modo iniziano a farsi strada i campionatori di piccole dimensioni facili da trasportare in sito e acquistabili a basso costo, come l'OPC.

Lo studio è stato condotto sia in indoor che in outdoor in quanto in indoor le condizioni sono più stabili ma i campionatori da esterno non possono essere rilevare in ambienti chiusi per via del flussaggio che viene condizionato, per questo il gravimetrico è presente solo nello studio in outdoor.

5.1 Indoor

Nei grafici riportati nel capitolo 4 (4.1 Descrizione dataset) e in particolare in Figura 31 si evidenziano i seguenti risultati:

- l'APM2 risulta essere nel complesso affidabile con andamenti coerenti a quelli presenti nei grafici di temperatura interna, esterna, umidità relativa e pressione, ad eccezione di due picchi della deviazione standard (Figura 23) evidenziati sui dati giornalieri dal 19/12/17 e questo potrebbe essere ricondotto al fatto che nell'ambiente in cui è stato posto lo strumento nel fine settimana il termoconvettore è spento e questo può influenzarne i valori che diminuiscono e aumentano dopo l'accensione. Lo strumento è inoltre influenzato dall'escursione termica di temperatura tra giorno e notte;
- il TSI misura dati non corretti in quanto sia per il $PM_{2,5}$ che per il PM_{10} riporta valori negativi in corrispondenza dell'ottavo giorno (22/12/17) e questo non è comparabile con la fisica del problema analizzato;
- I due OPC riportano problemi nella trasformazione tra concentrazioni in numero e in massa nonostante un dato ad elevata risoluzione temporale. Si evince in particolare una problematica per l'OPC-N2(A) con valori prossimi allo zero causa un probabile mal

funzionamento dello strumento. L'OPC-N2(B) sembra mostrare una maggiore conformità con i trend degli altri strumenti.

Osservando i grafici delle regressioni lineari ai minimi quadrati tra gli strumenti (Figura 36-Figura 45) si nota anche in questo caso che i valori di OPC-N2 (A) e del TSI non risultano essere ben correlati con gli altri strumenti.

Da questa analisi sicuramente si può dedurre che l'APM2 è il più coerente tra i 4 strumenti presi in esame.

5.2 Outdoor

Nei grafici riportati nel capitolo 4 (4.1 Descrizione dataset) e in particolare in Figura 34e Figura 35 si evidenziano i seguenti risultati:

- il GRAVIMETRICO (L.V.) ha riscontrato un problema tecnico nella parte finale della misurazione che ha reso necessario l'invio in manutenzione;
- l'APM2 non ha presentato problematiche di affidabilità;
- il TSI è molto instabile perché misura valori negativi di $PM_{2,5}$ e PM_{10} e ciò non è possibile, inoltre il primo e l'ultimo giorno non rileva alcun valore, probabilmente le condizioni ambientali del periodo in cui sono state effettuate le misurazioni hanno portato a questo crollo fino a valori negativi.
- i due OPC confermano il comportamento visto per l'indoor in cui l'OPC-N2 (B) risulta essere più affidabile e avere valori più coerenti rispetto all' l'OPC-N2 (A). In generale gli OPC risultano molto sensibili ai valori climatici di umidità relativa dell'aria.

Prendendo in esame i grafici delle regressioni lineari ai minimi quadrati tra gli strumenti (Figura 57-Figura 70) si evince la buona correlazione tra APM e OPC-N2 (B).

Inoltre, esaminando i valori medi giornalieri di $PM_{2,5}$ e il PM_{10} attraverso un altro metodo di inferenza statistica, l'analisi di varianza ad una via, ANOVA, ed in particolare osservando il valore di $F \gg 1$ sia in indoor che in outdoor si deduce che esiste una differenza significativa tra almeno due delle medie dei gruppi messi a confronto, ma non si può dire tra quali. Quindi almeno uno degli strumenti presi in esame ha prodotto valori della concentrazione di particolato non coerenti in entrambi i casi.

Gli sviluppi futuri sullo studio comparativo statistico degli strumenti per la misura del particolato potrebbero essere ulteriori campagne di misure in indoor e outdoor, anche in altri periodi dell'anno. Inoltre potrebbero essere implementati studi statistici più avanzati che, a

differenza dell'analisi di varianza, ANOVA, che non individua quale campione di medie è differente dalle altre, identifichino per ogni campione di misura l'affidabilità o l'inattendibilità. Con la produzione sul mercato di campionatori sempre nuovi, portatili e low-cost si ritiene di crescente interesse lo sviluppo di ulteriori analisi per far emergere punti di forza e debolezze di tali strumenti, anche in relazione ad aspetti di natura sia tecnica sia economica, per le differenti applicazioni nel campo della sicurezza ambientale e sui luoghi di lavoro indoor e outdoor.

Bibliografia e sitografia

- *“An Overview of Particulate Matter Measurement Instruments”* (Amaral et al., 2015)
- *“Confronto delle misurazioni della concentrazione di particelle atmosferiche utilizzando diversi rilevatori ottici: Potenzialità e limiti per le applicazioni di qualità dell'aria”* (Dionisi et al, 2015)
- *“Comparison of real-time instruments and gravimetric method when measuring particulate matter in a residential building”* (Wang et al, 2016)
- *“Assessment of Indoor-Outdoor Particulate Matter Air Pollution: A Review”* (Bo et al, 2017)
- http://old.iss.it/binary/publ/cont/16_16_web.pdf
- <http://www.mathisintheair.org/wp/2016/02/lanalisi-della-varianza-test-anova/>
- <http://www.meteo.dgf.unito.it>
- http://www.ansa.it/europa/notizie/rubriche/altrenews/2018/05/16/smog-italia-deferita-alla-corte-ue-per-livelli-pm10_1c8fc09c-e47c-4d9f-8f76-3addf2129aaf.html
- http://www.regione.piemonte.it/ambiente/aria/piano_regionale.htm

APPENDICE A

Grafici di comparazione APM2 Indoor

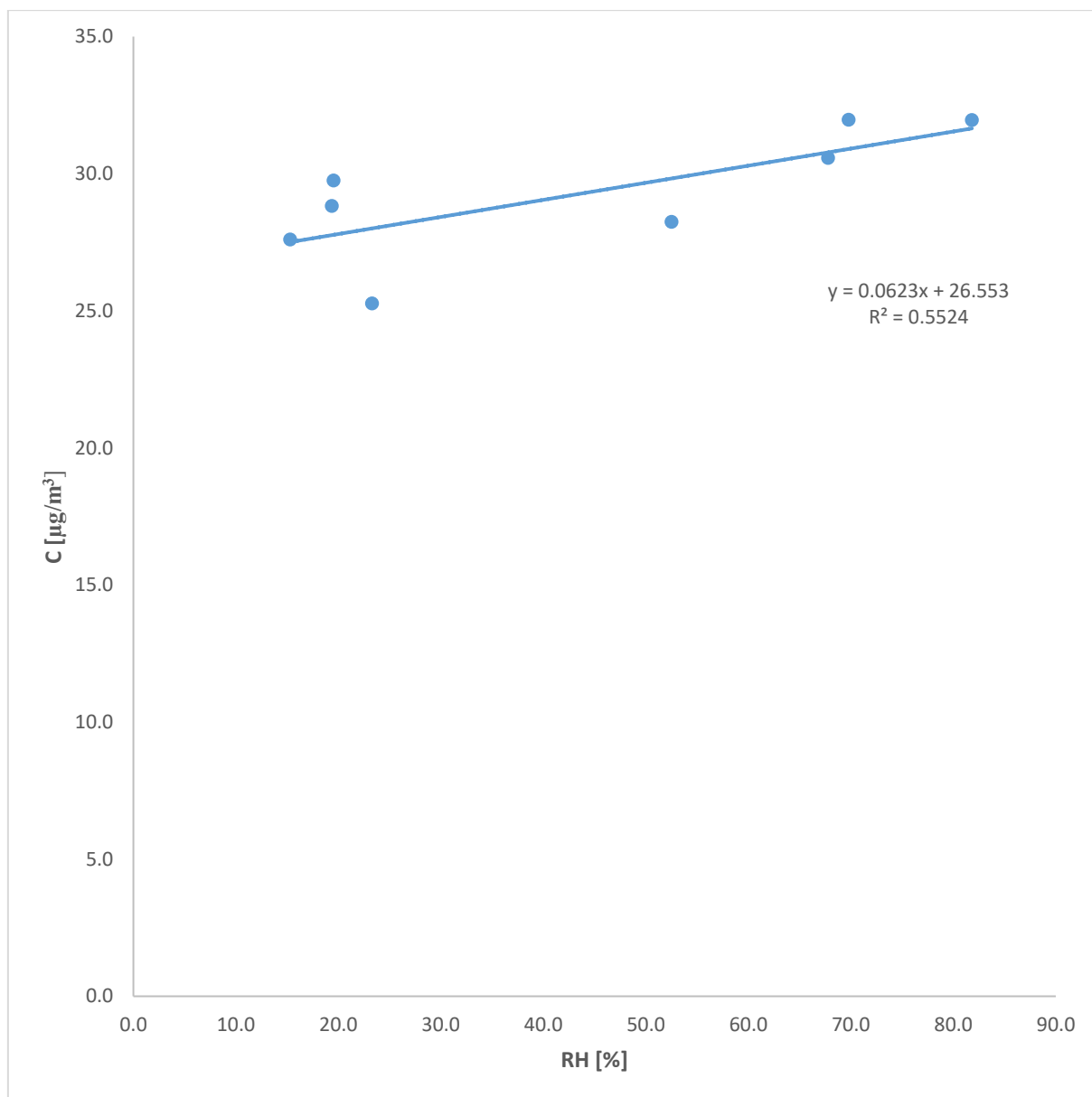


Figura 84: correlazione su dati giornalieri tra PM_{2.5} e umidità relativa RH

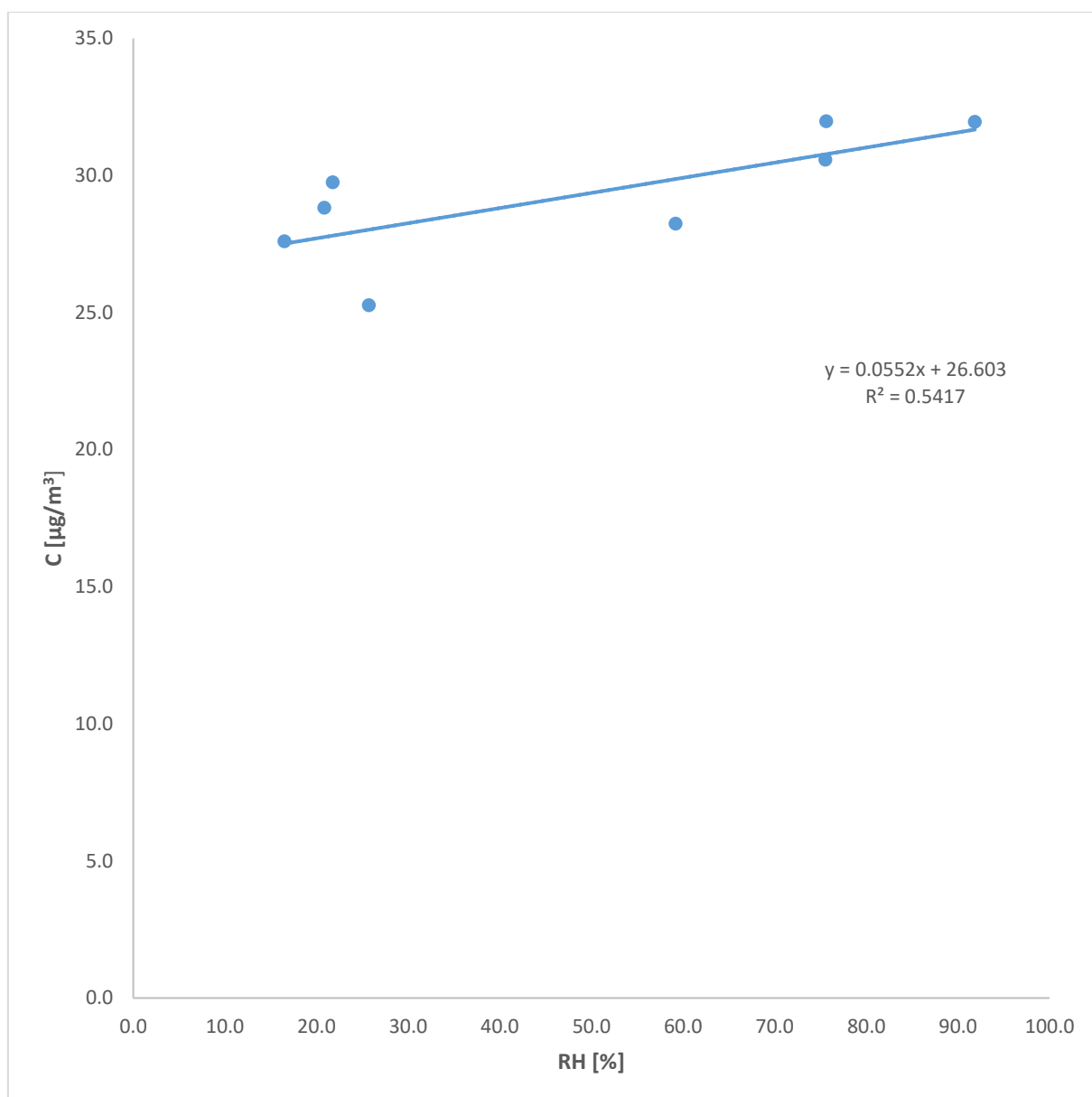


Figura 85: correlazione su dati giornalieri tra PM_{10} e umidità relativa RH

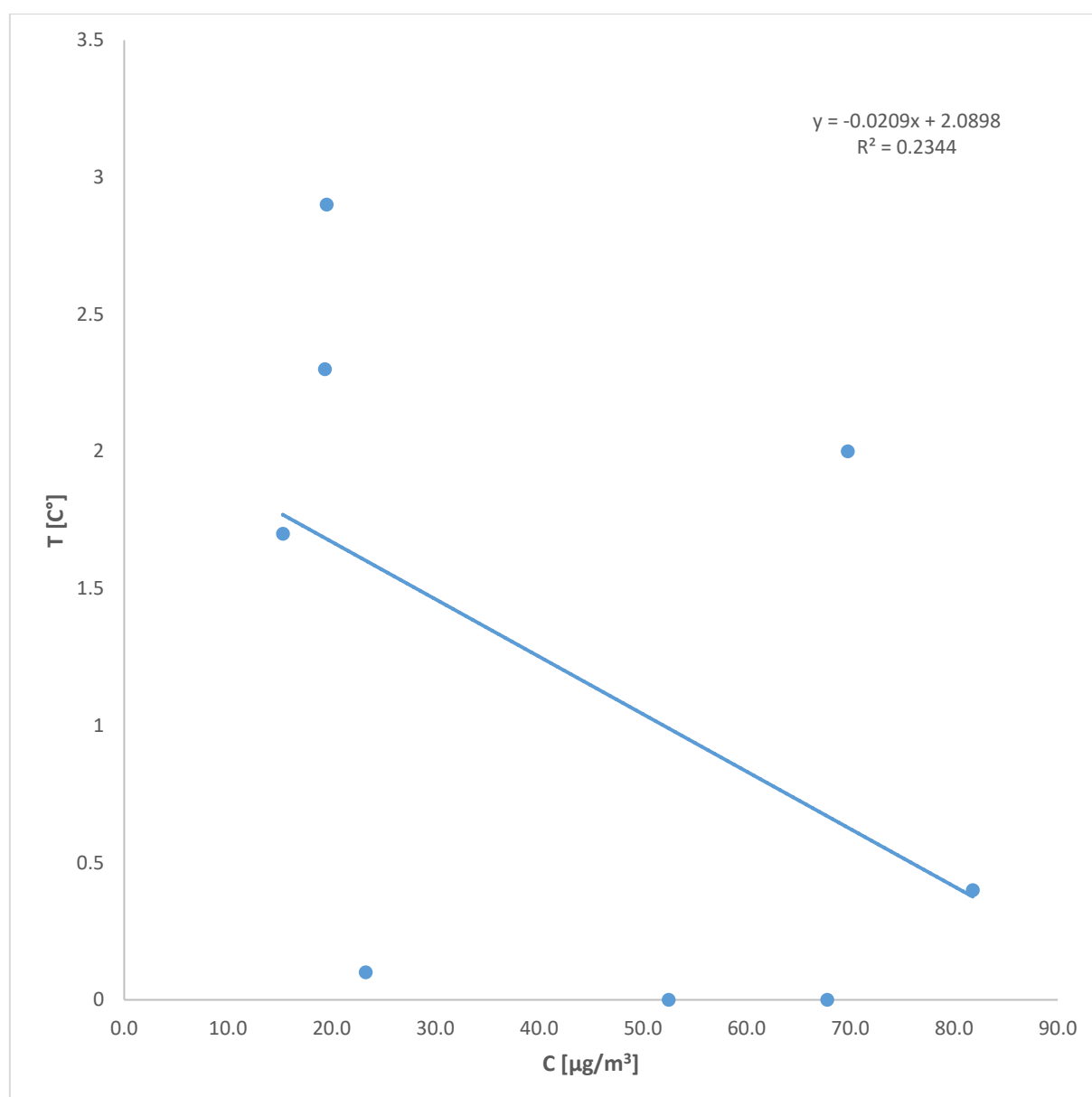


Figura 86: correlazione su dati giornalieri tra $\text{PM}_{2.5}$ e temperatura esterna T_{est}

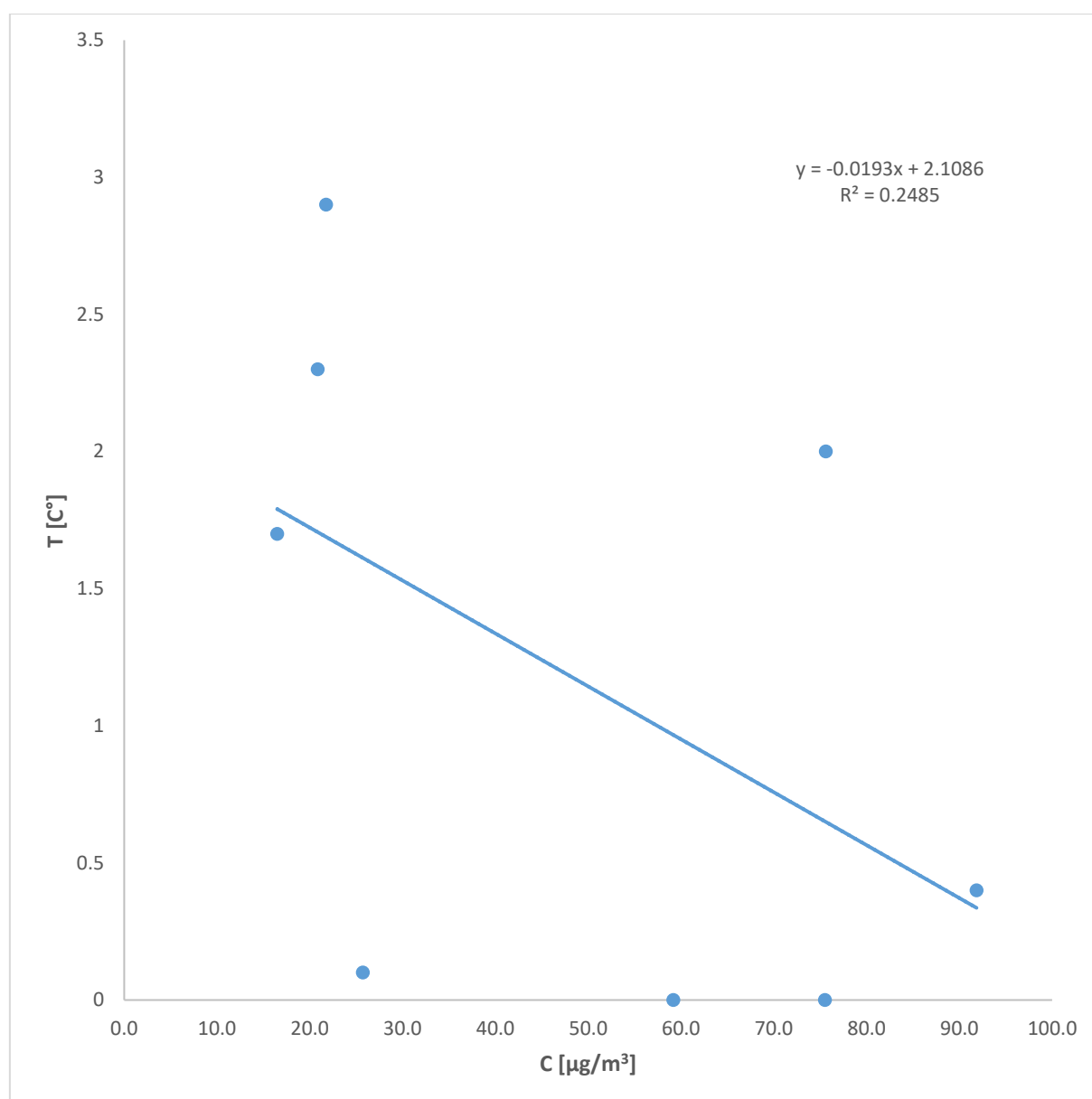


Figura 87: correlazione su dati giornalieri tra PM₁₀ e temperatura esterna T_{est}

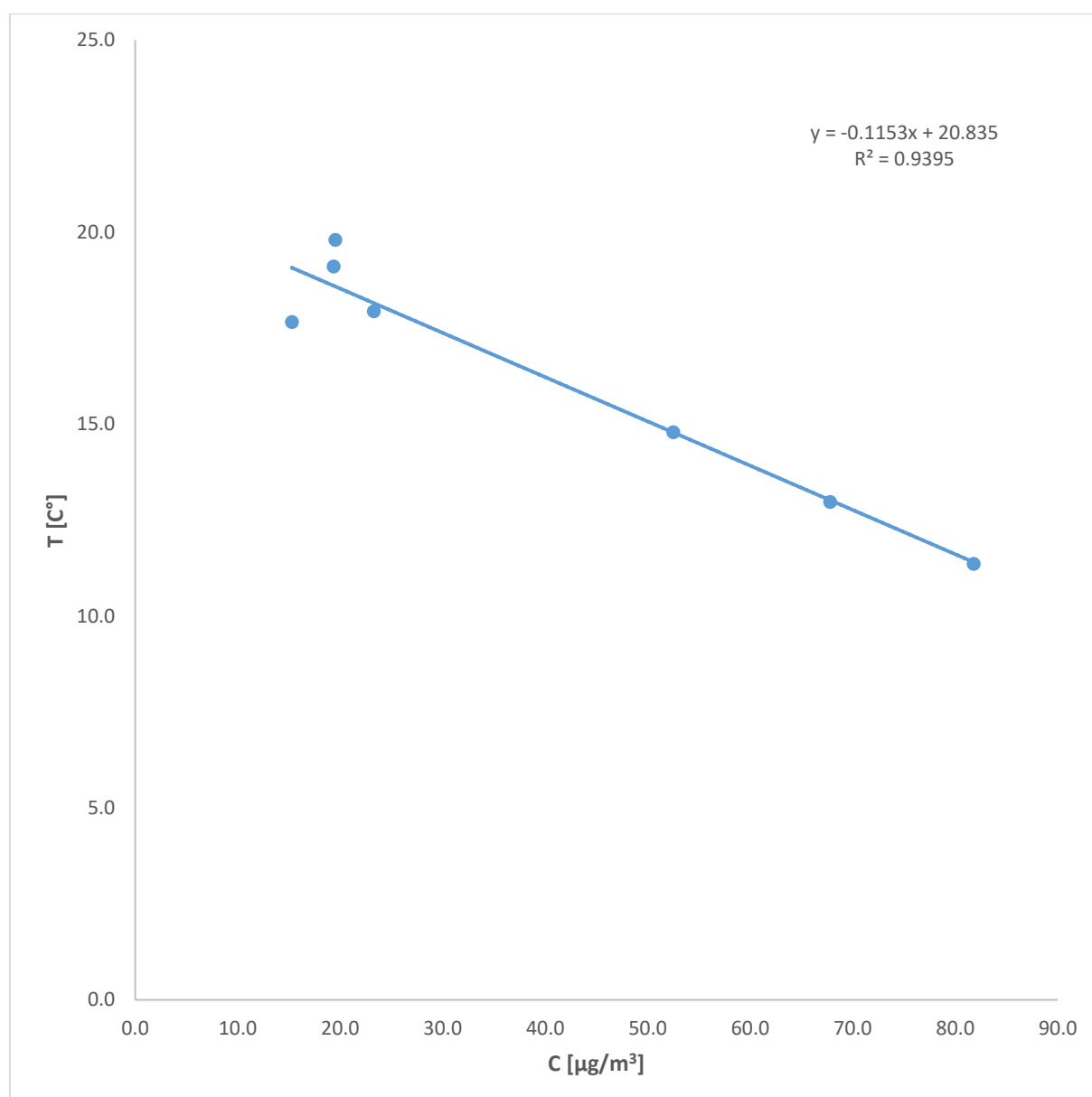


Figura 88: correlazione su dati giornalieri tra PM_{2.5} e temperatura interna T_{int}

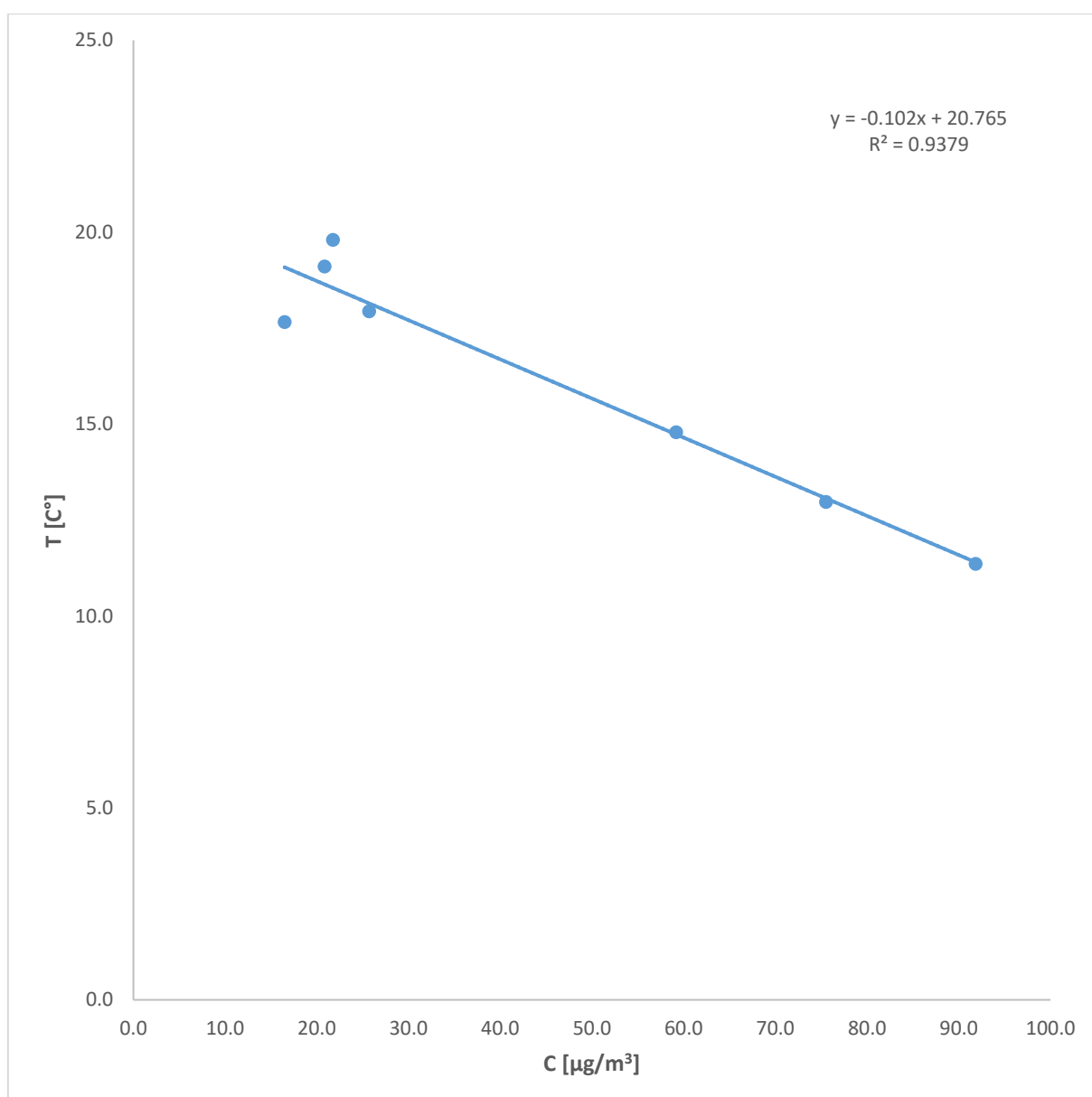


Figura 89: correlazione su dati giornalieri tra PM₁₀ e temperatura interna T_{int}

APPENDICE B

Grafici di comparazione APM2 Outdoor

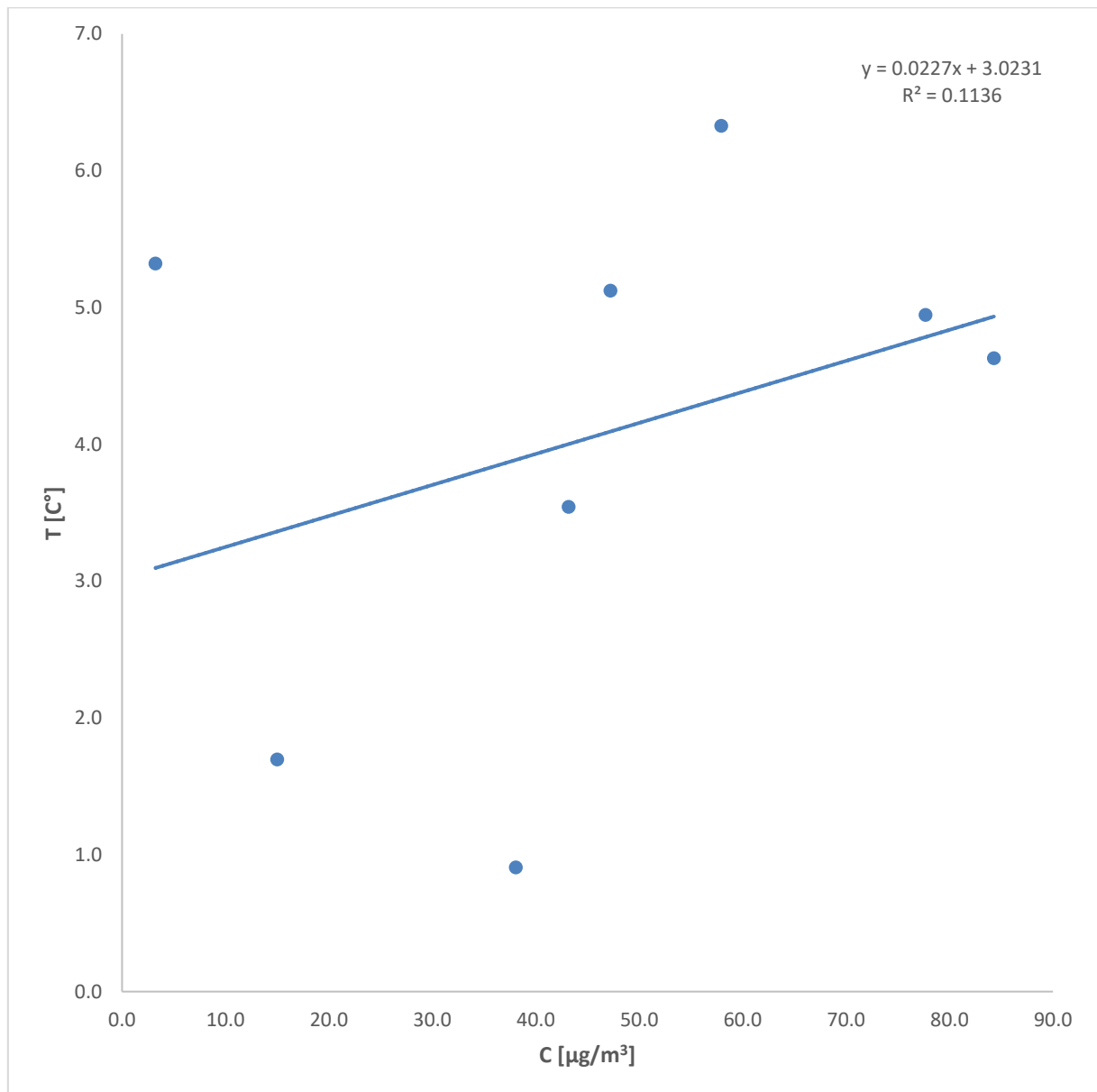


Figura 90: correlazione su dati giornalieri tra PM_{2.5} e temperatura esterna T_{est}

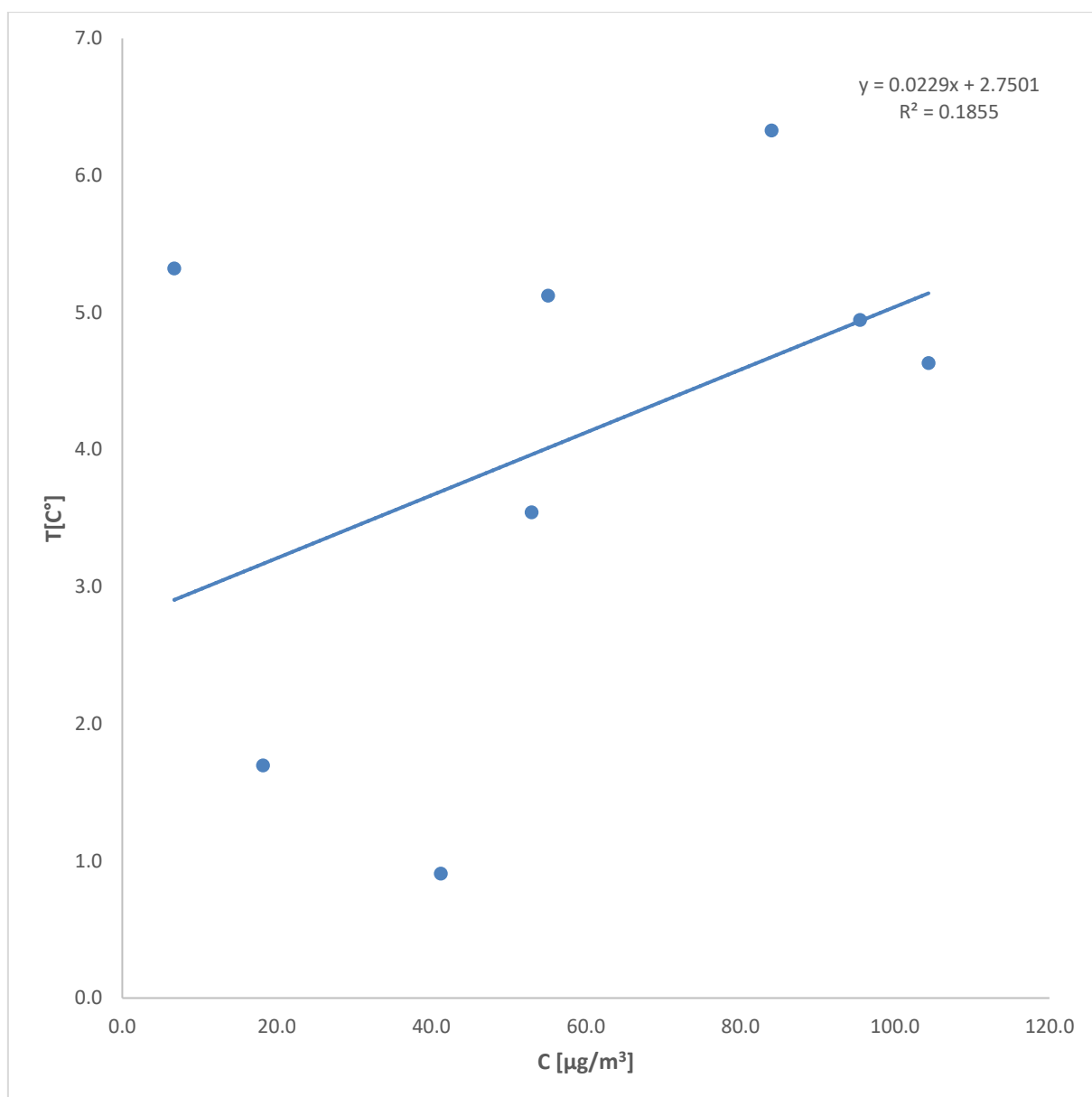


Figura 9I: correlazione su dati giornalieri tra PM_{10} e temperatura esterna T_{est}

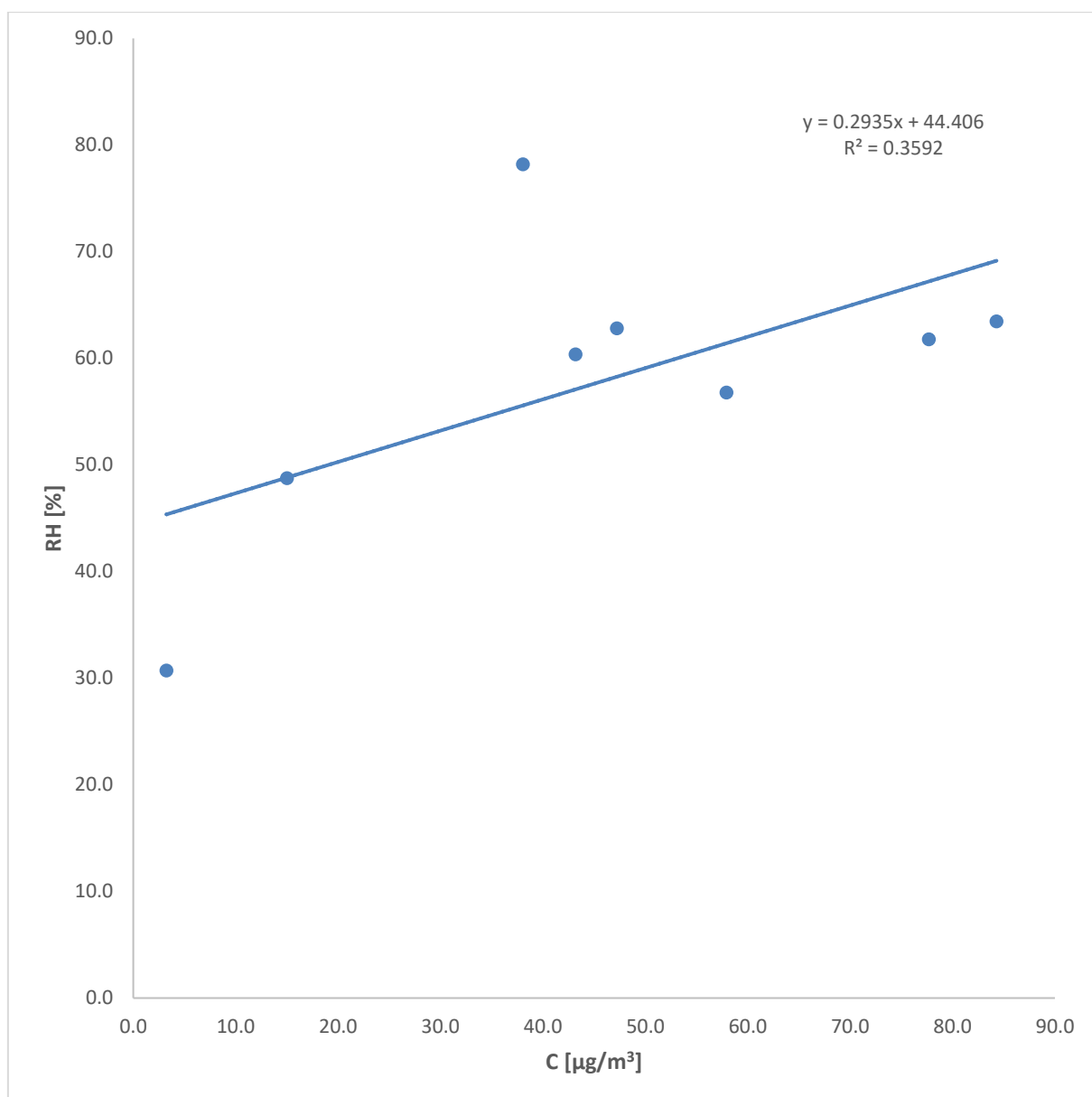


Figura 92: correlazione su dati giornalieri tra PM_{2.5} e umidità relativa RH

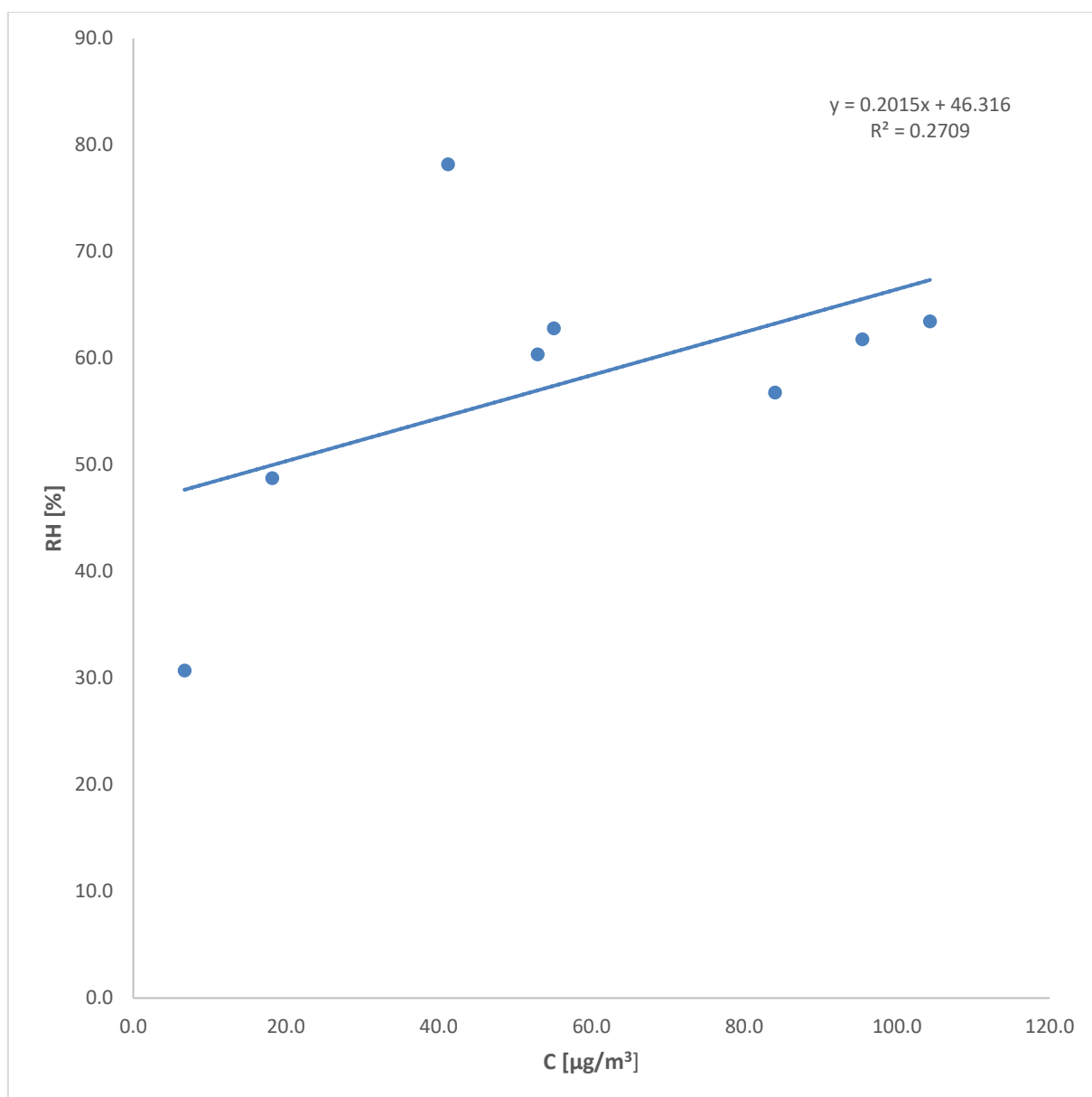


Figura 93: correlazione su dati giornalieri tra PM_{10} e umidità relativa RH