



Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente, il Territorio e le Infrastrutture

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

Tesi di Laurea Magistrale

**Monitoraggio in continuo di particelle ultrafini: adozione
sperimentale del dispositivo AQ Guard Smart 2000 nell'area
metropolitana di Torino**

Relatrice: Prof.ssa Marina Clerico

Correlatori: Ing. Nicole Mastromatteo

Ing. Davide Gallione

Dott.ssa Margherita Salviato

Laureando: Davide Sbocchi

A.A. 2025-2026

*È la ripetizione delle affermazioni che porta a credere.
E quando il credere diventa una convinzione profonda
le cose cominciano ad accadere.*

[Muhammad Ali]

INDICE

1	ABSTRACT (IT)	5
2	ABSTRACT (EN)	7
3	INTRODUZIONE	9
4	COMPOSIZIONE DELL'ATMOSFERA	12
4.1	SCALE SPAZIALI E TEMPORALI	15
4.2	STABILITA' E INSTABILITA' ATMOSFERICA	17
4.3	INVERSIONI TERMICHE	19
4.4	PRINCIPALI INQUINANTI ATMOSFERICI.....	20
5	PARTICOLATO ATMOSFERICO	24
5.1	SORGENTI DI PARTICOLATO ATMOSFERICO	24
5.2	CLASSIFICAZIONE E DISTRIBUZIONE DIMENSIONALE DEL PARTICOLATO	25
5.3	MECCANISMI DI FORMAZIONE E RIMOZIONE DEL PARTICOLATO.....	29
5.3.1	Formazione.....	29
5.3.2	Rimozione	29
5.3.2.1	<i>Deposizione secca</i>	30
5.3.2.2	<i>Deposizione umida</i>	33
5.4	COMPOSIZIONE CHIMICA DEL PARTICOLATO	35
5.5	EFFETTI SULLA SALUTE	36
5.6	QUADRO NORMATIVO	39
5.6.1	Direttiva 2008/50/CE	39
5.6.2	Direttiva (UE) 2024/2881	40
6	PARTICOLATO ULTRAFINE	43
6.1	SORGENTI	45
6.2	VARIABILITA' DEL PARTICOLATO ULTRAFINE	52
6.3	METODI DI ANALISI E DI MISURA	55
6.3.1	Diffusion Charging	57
7	CASO STUDIO	59
7.1	INQUADRAMENTO AREA DI STUDIO	59
7.2	AQ GUARD SMART 2000	60
7.3	ANALISI DATI	63
7.3.1	Analisi della serie temporale sull'intero periodo di monitoraggio.....	64
7.3.1.1	<i>Analisi della serie temporale: parametro C_N</i>	64
7.3.1.2	<i>Analisi della serie temporale: parametro LDSA</i>	67
7.3.2	Profili medi caratteristici	68
7.3.2.1	<i>Profilo diurno medio</i>	68

7.3.2.2	<i>Profilo settimanale medio</i>	74
7.3.3	Confronto UFP - NO _x	76
7.3.4	Confronto UFP - dati meteo	80
7.3.4.1	<i>UFP – velocità del vento</i>	80
7.3.4.2	<i>UFP – precipitazione</i>	82
7.3.4.3	<i>UFP – temperatura</i>	84
7.3.4.4	<i>UFP – radiazione</i>	86
7.3.4.5	<i>UFP – umidità relativa</i>	88
7.3.5	Confronto UFP – dati PM	90
7.3.6	Potenzialità e limiti dell' AQ Guard Smart 2000: confronto con Palas Fidas 200S	94
8	CONCLUSIONI	98
9	BIBLIOGRAFIA	101
10	SITOGRAFIA	104
A.	APPENDICE	105

1 ABSTRACT (IT)

Il presente lavoro di tesi ha come obiettivo lo studio del particolato ultrafine (UFP) nella città di Torino, con particolare riferimento alla sua misurazione. A differenza delle altre frazioni granulometriche, questo si distingue per l'elevata concentrazione numerica e la notevole conseguente superficie specifica; tali caratteristiche ne amplificano il potenziale tossicologico e la capacità di penetrazione all'interno dell'organismo umano.

Lo studio è stato realizzato utilizzando lo strumento di misura *AQ Guard Smart 2000*, installato presso il *Safety – Lab* del Politecnico di Torino, che ha permesso un monitoraggio in continuo della concentrazione numerica di particelle ultrafini nell'aria e del parametro *Lung Deposited Surface Area* (LDSA). Le elaborazioni fanno riferimento ad un periodo di circa 3 mesi (09/03/2026 – 04/06/2026) e sono state sviluppate tramite il linguaggio di programmazione Python, che ha permesso la realizzazione di grafici e analisi statistiche.

Dall'analisi della serie temporale emerge un profilo diurno bimodale caratterizzato da un picco mattutino, legato al traffico veicolare nelle ore di punta e un picco pomeridiano, legato alla progressiva diminuzione dello strato limite atmosferico; in riferimento al profilo settimanale, è stata osservata una diminuzione del numero di particelle in corrispondenza del fine settimana, a conferma del ruolo dominante svolto dalle emissioni veicolari.

In aggiunta, sono stati confrontati gli andamenti delle *ultrafine particles* (UFP) con le concentrazioni di NO_x e con le variabili meteorologiche a disposizione, ottenute nello stesso punto di misura. Queste comprendono velocità del vento, precipitazione, temperatura, radiazione solare e umidità relativa. Da tali confronti, si conclude che la formazione e l'evoluzione delle UFP ha una variabilità tale da non poter ricondurre gli andamenti osservati a singoli fattori causali in modo univoco.

Infine, sono stati rappresentati gli andamenti delle varie frazioni di particolato dimensionalmente superiori alle UFP, al fine di studiare l'influenza che quest'ultime hanno su PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀.

Sul piano strumentale l'*AQ Guard Smart 2000* si conferma adatto al monitoraggio in continuo delle UFP, pur presentando limitazioni circa il numero di parametri da poter osservare e problemi riguardanti il rumore del segnale (picchi anomali, outliers, malfunzionamenti, ...). Non è stato altresì possibile ricostruire una distribuzione dimensionale continua di tali particelle, a causa del

principio fisico caratterizzante l'*AQ Guard Smart 2000*, totalmente differente dallo strumento utilizzato per misurare le frazioni granulometriche maggiori di 0.1 μm .

Il presente studio si inserisce all'interno del nuovo contesto normativo fornito dalla Direttiva (UE) 2024/2881, che fornisce delle linee guida circa il monitoraggio e l'analisi delle particelle ultrafini, utili per definire lo sviluppo futuro di limiti e valori soglia.

2 ABSTRACT (EN)

This thesis aims to study ultrafine particulate matter (UFP) in the city of Turin, with particular reference to its measurement. Unlike other particle size fractions, this one is distinguished by its high numerical concentration and the resulting large specific surface area; these characteristics amplify its toxicological potential and penetration capacity into the human body.

The study was carried out using the *AQ Guard Smart 2000* measuring instrument, installed at the *Safety – Lab* of the Polytechnic University of Turin, which allowed continuous monitoring of the numerical concentration of ultrafine particles in the air and the *Lung Deposited Surface Area* (LDSA) parameter. The data refer to a period of approximately three months (09/03/2026 – 04/06/2026) and were developed using the Python programming language, which allowed the creation of graphs and statistical analyses.

The time series analysis reveals a bimodal daytime profile characterized by a morning peak, linked to vehicular traffic during peak hours, and an afternoon peak, linked to the progressive decrease in the atmospheric boundary layer. Regarding the weekly profile, a decrease in particle numbers was observed over the weekend, confirming the dominant role played by vehicular emissions.

Additionally, ultrafine particle (UFP) trends were compared with NO_x concentrations and available meteorological variables, obtained at the same measurement point. These include wind speed, precipitation, temperature, solar radiation, and relative humidity. From these comparisons, it is concluded that the formation and evolution of UFPs has such variability that the observed trends cannot be unambiguously traced back to individual causal factors.

Finally, the trends of the various particulate fractions dimensionally higher than the UFPs were represented, in order to study the influence that the latter have on PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀.

Instrumentally, the *AQ Guard Smart 2000* remains suitable for continuous monitoring of UFPs, although it has limitations regarding the number of parameters to be observed and problems regarding signal noise (anomalous peaks, outliers, malfunctions, etc.). It was also not possible to reconstruct a continuous size distribution of these particles due to the physical principle characterizing the *AQ Guard Smart 2000*, which is totally different from the instrument used to measure grain size fractions greater than 0.1 µm.

This study is part of the new regulatory framework provided by Directive (EU) 2024/2881, which provides guidelines for the monitoring and analysis of ultrafine particles, for defining the future development of limits and threshold values.

3 INTRODUZIONE

L'inquinamento atmosferico è l'insieme delle sostanze, di natura strettamente antropica, che modificano le caratteristiche e la composizione dell'atmosfera, recando conseguenze negative su flora, fauna ed esseri umani. Si tratta quindi di agenti chimici, fisici e biologici presenti sotto forma di sostanze chimiche o particelle veicolate nell'aria. I principali inquinanti atmosferici sono l'anidride carbonica, il monossido di carbonio, gli ossidi di azoto e di zolfo, il piombo, l'ozono troposferico e il particolato.

Negli ultimi anni sono state evidenziate corrispondenze reciproche tra l'inquinamento atmosferico e il cambiamento climatico; a causa delle attività umane vi è stato un aumento incontrollato delle quantità dei gas serra rispetto ai livelli presenti originariamente nell'atmosfera, contribuendo così all'aumento dell'effetto serra e al riscaldamento globale.

Si può notare quindi come modificazioni dei processi meteorologici e fisici in atmosfera influenzano e alterano i meccanismi di formazione, trasporto, dispersione e deposizione delle sostanze inquinanti, contribuendo a un peggioramento della qualità dell'aria; queste sostanze, a loro volta, comportano una variazione del clima in una determinata zona (specialmente nelle aree urbane), oltre a rappresentare una delle cause o concause principali di malattie del tratto respiratorio.

Negli ultimi due decenni, un'ampia mole di studi epidemiologici sull'esposizione a lungo termine all'inquinamento atmosferico e sui relativi esiti per la salute umana ha permesso di sviluppare un quadro generale della situazione a diverse scale spaziali. Gli studi effettuati sono riferibili in gran parte al carico globale di malattia (Global Burden of Disease, GBD), che rappresenta una descrizione coerente e comparativa del carico di malattie e lesioni derivanti da molteplici fattori di rischio, tra cui l'esposizione all'inquinamento atmosferico, che può essere d'aiuto nei processi decisionali e di pianificazione a livello nazionale. Oltre agli studi GBD, nell'ultimo decennio numerosi studi globali e regionali hanno quantificato gli impatti sulla salute dell'esposizione all'inquinamento atmosferico, collegando quest'ultimo anche ai settori di origine.

L'esposizione a breve e a lungo termine all'inquinamento atmosferico causa un aumento della morbilità e della mortalità in eccesso per molteplici parametri di salute, risultando significativa anche a livelli di esposizione molto bassi. Le conseguenze evidenziate sono la riduzione dell'aspettativa di vita, la perdita di anni di vita in buona salute e una mortalità in eccesso per

malattie cardiovascolari e respiratorie. Studi recenti, inoltre, hanno collegato l'esposizione all'inquinamento atmosferico (in particolare al PM2.5 ambientale) ad esiti avversi alla nascita e alla mortalità e morbilità dovute a numerose altre malattie non trasmissibili, tra cui diabete, disturbi neurologici e tumori.

Nel 2019, il 74% dei decessi totali a livello globale è stato causato da malattie non trasmissibili (MNT), un aumento significativo rispetto al 54% del 1990 (Pozzer *et al.*, 2023). Di tutti i decessi per malattie non trasmissibili nel 2019, circa il 20% può essere attribuito a fattori di rischio ambientali (tra cui inquinamento atmosferico esterno, inquinamento atmosferico domestico, esposizione a piombo e radon, temperature estreme, acqua non sicura, servizi igienico-sanitari e igiene delle mani). L'esposizione all'inquinamento atmosferico esterno è risultata essere la causa principale (responsabile di circa il 50% dei decessi dovuti a tutti i fattori di rischio ambientali). Oltre il 50% di questi decessi dovuti all'esposizione all'inquinamento atmosferico esterno si verifica in Cina e nell'Asia meridionale, e circa il 20% del totale dei decessi globali correlati all'inquinamento atmosferico si verifica nei paesi ad alto reddito in Europa e Nord America (Pozzer *et al.*, 2023).

Sebbene il fenomeno dell'inquinamento atmosferico abbia una dimensione globale, le sue conseguenze si manifestano in modo particolarmente critico in specifiche aree geografiche, tra cui la Pianura Padana.

Quest'ultima, situata nell'Italia settentrionale ai piedi delle Alpi, è caratterizzata da un'elevata densità di emissioni antropogeniche e dalla frequente presenza di condizioni meteorologiche di ristagno. L'area è nota per essere un "punto critico" per la qualità dell'aria, dove i livelli di inquinanti rimangono problematici nonostante una costante riduzione delle emissioni di inquinanti atmosferici nell'ultimo decennio.

Il bacino del Po è costituito da 4 grandi regioni italiane: Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna e Veneto, con circa 23,5 milioni di abitanti; le caratteristiche principali di quest'area sono una forte industrializzazione e un'agricoltura intensiva, che ha prodotto il 48% del Prodotto Interno Lordo (PIL) italiano nel 2017 (Zecchi *et al.*, 2025). Le 4 regioni insieme emettono 327 kt/y di NOx, 237 kt/y di ammoniaca, 60 kt/y di PM10 e 50 kt/y di PM2.5, 36 kt/y di SO2. A causa delle caratteristiche morfologiche della Pianura Padana, chiusa su tre lati dalle Alpi e dagli Appennini, le concentrazioni degli inquinanti rimangono elevate per lunghi periodi durante la stagione fredda, contribuendo ad un peggioramento della qualità dell'aria (Zecchi *et al.*, 2025). Tutto

questo sottolinea l'urgenza di un'adeguata valutazione e gestione della qualità dell'aria, per tutelare la salute della popolazione e proteggere gli ecosistemi.

Il presente lavoro di tesi approfondisce dapprima la composizione dell'atmosfera e i processi che vengono innescati al suo interno; inoltre, vengono analizzati i fenomeni fisici caratterizzanti la qualità dell'aria, che comportano l'aumento, la diluizione e il trasporto degli inquinanti atmosferici. Successivamente, si propone una breve descrizione delle sostanze inquinanti presenti nello strato limite planetario, per poi introdurre il materiale particolato. Quindi, si presenta una digressione circa le caratteristiche generali del PM (sorgenti, classificazione dimensionale, composizione chimica, ...), analizzando i meccanismi di formazione, crescita e scomparsa delle particelle, nonché gli effetti prodotti sulla salute. Si passa poi per definire il quadro normativo vigente in Europa, presentando le due direttive fondamentali (2008/50/CE e UE 2024/2881), di cui l'ultima rappresenta l'aggiornamento e l'evoluzione della precedente. Vengono evidenziate le caratteristiche di ognuna nonché le differenze, osservando come nella direttiva UE 2024/2881 si parla esplicitamente per la prima volta delle particelle ultrafini (UFP). Quest'ultime riguardano l'oggetto principale della tesi. Prima di trattare il caso studio d'interesse, si parte con una descrizione circa le sorgenti e la variabilità caratterizzante il particolato ultrafine, supportata dall'analisi di articoli e review di letteratura scientifica, per poi arrivare a presentare le metodologie per l'analisi e la misura delle UFP, con la descrizione del dispositivo utilizzato nel presente lavoro (*AQ Guard Smart 2000*).

L'analisi effettuata ha riguardato la caratterizzazione delle particelle ultrafini nell'area in prossimità di Corso Castelfidardo (TO), attraverso un monitoraggio in continuo effettuato in un arco temporale di circa 3 mesi (09/03/2026 – 04/06/2026); particolare attenzione è stata rivolta al parametro C_N (concentrazione numerica di particelle in un m^3 d'aria) e al parametro LDSA (*Lung Deposited Surface Area*). Lo studio prosegue, quindi, con diverse elaborazioni sugli andamenti al fine di evidenziare determinati pattern ricorrenti, ricercando poi eventuali correlazioni tra i meccanismi di formazione e aumento delle UFP con specifiche variabili, nonché sottolineando potenzialità e limiti dello strumento rispetto ad altri che classificano frazioni maggiori di particolato atmosferico.

4 COMPOSIZIONE DELL'ATMOSFERA

L'atmosfera è l'involucro gassoso che circonda il pianeta Terra, composto da una miscela di gas presenti in percentuali diverse. I costituenti principali risultano essere l'azoto (78%) e l'ossigeno (21%), seguiti da vapore acqueo, anidride carbonica e altri gas presenti in piccole tracce (Jacobson, 2012). Di seguito si riporta l'elenco dei gas presenti con le relative percentuali:

Tabella 1: Composizione media dei 100 km più bassi dell'atmosfera terrestre (Air Pollution and Global Warming Jacobson, 2012).

Gas	Volume mixing ratio (%)
<i>Fixed gas</i>	
➤ Nitrogen	78.08
➤ Oxygen	20.95
➤ Argon	0.93
➤ Neon	0.0015
➤ Helium	0.0005
➤ Krypton	0.0001
➤ Xenon	0.000005
<i>Variable gas</i>	
➤ Water vapor	0.00001 – 4.0
➤ Carbon dioxide	0.0375
➤ Methane	0.00017
➤ Ozone	0.000003 – 0.001

Le caratteristiche principali relative dell'atmosfera sono rappresentate da densità, pressione e temperatura. Questi parametri variano con l'altitudine, la latitudine, la longitudine e la stagione, correlati tra loro dall'equazione di stato.

La densità dell'aria diminuisce con l'altitudine: è massima vicino alla superficie poiché la massa atmosferica è concentrata in prossimità della superficie. Così come la densità, anche la pressione atmosferica diminuisce all'aumentare dell'altitudine, in maniera esponenziale.

La pressione atmosferica, se mediata su un'ampia area orizzontale e al di fuori di un evento temporalesco, viene assunta pari a quella idrostatica, ovvero dovuta esclusivamente al peso dell'aria in una colonna al di sopra di una data altitudine. La pressione idrostatica dell'aria a qualsiasi altitudine z (m) sopra il livello del mare è l'integrale del prodotto della densità dell'aria e della gravità su tutta l'altitudine z considerata, come si evince dalla seguente formula:

$$pa(z) = \int_z^{\infty} pa(z)g(z)dz$$

I seguenti grafici visualizzano gli andamenti di pressione e densità con l'altitudine; in particolare nel grafico a sinistra, si osserva come la maggior parte dell'atmosfera si trova al di sotto di 48-50 km (1 hPa), mentre il 50% si trova al di sotto di circa 5,5 km (500 hPa).

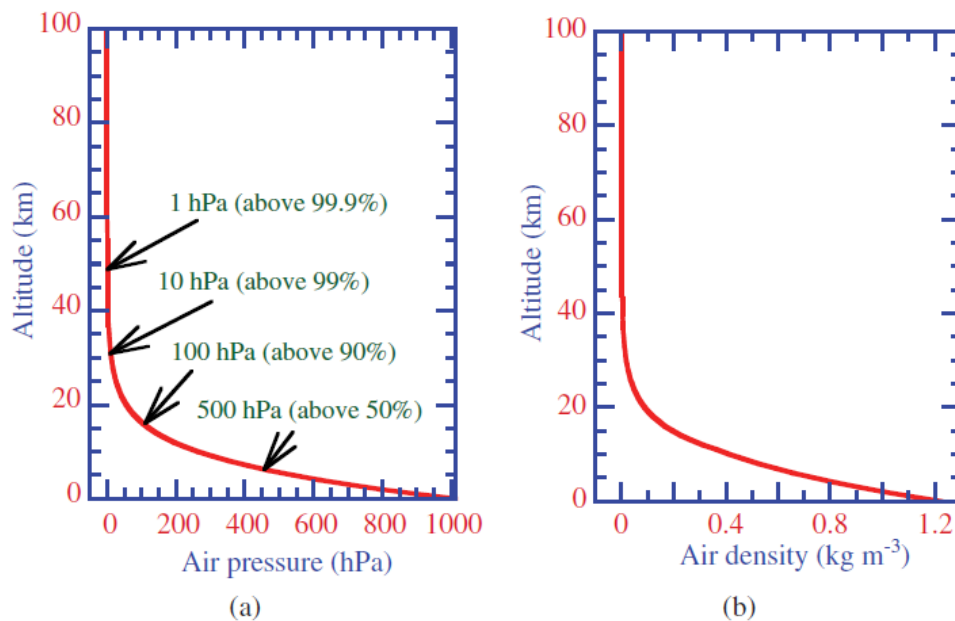


Figura 1: Variazione della pressione e della densità dell'aria rispetto all'altitudine nell'atmosfera più bassa (Air Pollution and Global Warming Jacobson, 2012).

Infine, la temperatura mostra un comportamento molto variabile a seconda dell'altitudine.

In virtù di questi parametri, l'atmosfera presenta una struttura eterogenea, suddivisibile in 5 strati principali; partendo dallo strato più esterno sino allo strato più vicino alla crosta terrestre si hanno:

- Esosfera: è la porzione più esterna dell'atmosfera, che si trova ad un'altitudine di 450-500 km. In questa regione la temperatura è approssimativamente di 700 °C, ma può variare in base alla radiazione solare;
- Termosfera: si estende dagli 80 ai 500 km in altezza. In questa zona le molecole di gas si trovano allo stato di ioni. Queste particelle ionizzate riflettono verso la superficie terrestre alcune trasmissioni radio facilitando la propagazione delle stesse su lunghe distanze.

L'alta temperatura (tra i 500 e i quasi 2000 °C), insieme all'attrito sviluppato dagli impatti reciproci delle molecole dei gas, brucia la quasi totalità dei detriti diretti verso la terra. La termosfera è anche sede del fenomeno delle aurore polari;

- Mesosfera: si estende approssimativamente dai 50 agli 80 km, caratterizzata dalla diminuzione della temperatura con l'altitudine, con temperature sui -80/-90 °C;
- Stratosfera: va dai 10 ai 50 km in altezza. La temperatura dell'aria rimane relativamente costante fino ad un'altitudine di 25 Km per poi aumentare gradualmente fino a raggiungere il valore di circa 0 °C. Il tutto è reso possibile tramite l'ozono: avviene la dissociazione delle molecole di ozono in seguito ai raggi UV prodotti dal sole. Inoltre, questo è responsabile della cattura dei raggi ultravioletti, che risulterebbero dannosi per gli organismi viventi.
- Troposfera: è lo strato che circonda direttamente la superficie terrestre, estendendosi per un'altezza media di 10 km. Al suo interno vi sono racchiusi circa 3/4 di tutta la massa gassosa e quasi tutta la totalità del vapore acqueo dell'atmosfera. È sede della maggior parte dei fenomeni meteorologici.

I vari strati sono separati da sottili zone di transizione, dove la temperatura si stabilizza e l'andamento termico inverte la sua tendenza, segnando il passaggio tra le diverse dinamiche fisiche. Seguendo l'analogo ordine degli strati precedenti, si hanno:

- Termopausa: zona di transizione tra termosfera ed esosfera;
- Mesopausa: zona di transizione tra mesosfera e termosfera;
- Stratopausa: zona di transizione tra stratosfera e mesosfera;
- Tropopausa: zona di transizione tra troposfera e stratosfera.

Fasce principali e zone di transizione possono avere uno spessore variabile in funzione del gradiente di temperatura e della latitudine. In Figura 2 si mostra l'andamento della temperatura in funzione dell'altitudine, con la suddivisione dei vari strati:

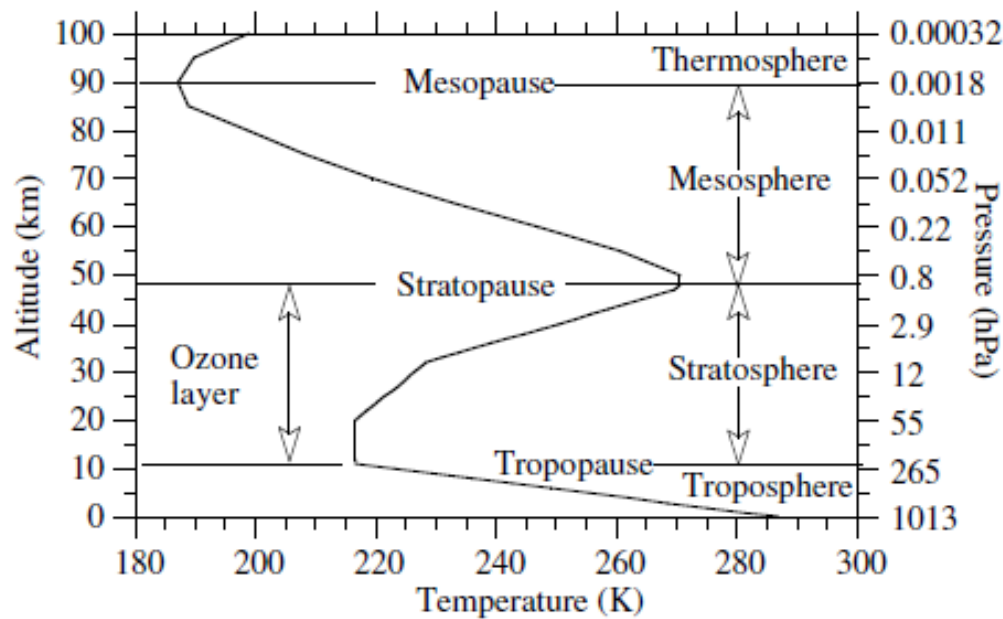


Figura 2: composizione dell'atmosfera e relativi andamenti di temperatura, non considerando lo strato limite planetario (Fundamentals of Atmospheric Modeling, Jacobson, 2005).

Per quanto concerne il lavoro di tesi, ci si focalizzerà sulla troposfera, sede dei fenomeni meteorologici, e in particolare sullo Strato Limite Planetario, interessato dalle attività inerenti all'inquinamento atmosferico.

4.1 SCALE SPAZIALI E TEMPORALI

L'atmosfera è paragonabile ad un reattore chimico nel quale i composti vengono introdotti, rimossi ed evolvono su scale spaziali e temporali differenti (Arpa Molise). Per quanto concerne le scale di movimento atmosferico, si hanno quattro categorie generali:

1. Microscala: rappresenta fenomeni che si verificano su scale dell'ordine di 0-100 m, come ad esempio la dispersione di piccoli pennacchi o degli scarichi delle autovetture;
2. Mesoscala: rappresenta fenomeni che si verificano su scale da decine a centinaia di chilometri, quali formazioni nuvolose, venti locali e inquinamento atmosferico;
3. Scala sinottica: rappresenta movimenti di interi sistemi meteorologici (sistemi di alta e bassa pressione, tempeste, uragani, etc....), su scale da centinaia a migliaia di chilometri;

4. Scala globale: rappresenta fenomeni che si verificano su scale superiori a 10 000 km, come il riscaldamento globale o i venti globali.
5. Esiste una stretta correlazione tra le scale spaziali sopracitate e le scale temporali, da cui dipendono direttamente (J.Seinfeld e S.Pandis, 2006). Infatti, se un fenomeno risulta grande a livello spaziale, evolverà più lentamente nel tempo, così come un fenomeno piccolo potrà cambiare rapidamente.

Nella Tabella 2, sono riportate le scale spaziali di alcuni fenomeni chimico - atmosferici. Si osserva come molti di questi fenomeni si sovrappongano. A ciascuna specie chimica è associata una scala di trasporto spaziale caratteristica; le specie con tempi di vita brevi hanno scale spaziali relativamente piccole, mentre quelle con tempi di vita anche di anni hanno una scala spaziale maggiore (scale sinottiche o globali).

Tabella 2: Scale spaziali dei fenomeni chimici atmosferici (Atmospheric chemistry and physics, J.Seinfeld e S.Pandis, 2006).

Phenomenon	Length scale, km
Urban air pollution	1-100
Regional air pollution	10-1000
Acid rain/deposition	100-2000
Toxic air pollutants	0.1-100
Stratospheric ozone depletion	1000-40,000
Greenhouse gas increases	1000-40,000
Aerosol-climate interactions	100-40,000
Tropospheric transport and oxidation processes	1-40,000
Stratospheric-tropospheric exchange	0.1-100
Stratospheric transport and oxidation processes	1-40,000

Nella figura seguente si osserva la relazione tra il tempo di permanenza delle sostanze e la loro distribuzione spaziale; le specie sono suddivise in tre categorie: a vita breve, a permanenza intermedia e a lunga permanenza.

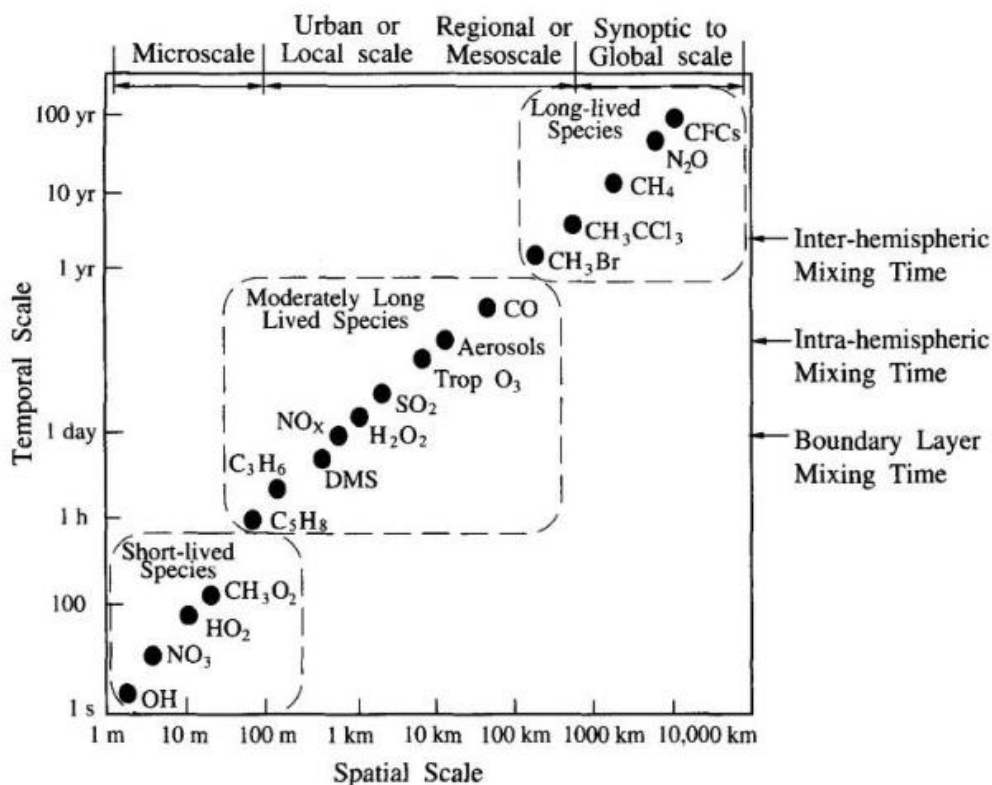


Figura 3: Scale temporali e spaziali delle sostanze in atmosfera (*Atmospheric chemistry and physics*, J.Seinfeld e S.Pandis, 2006).

La prima tipologia di sostanze, localizzate nella parte inferiore sinistra, subisce trasformazioni nei primi metri dell'atmosfera e sono influenzate principalmente dalla turbolenza. Le specie con permanenza intermedia si distribuiscono su scale che vanno dall'ambito urbano a quello regionale. Infine, quelle a lunga permanenza si estendono su distanze molto elevate, dell'ordine di migliaia di chilometri, fino a esercitare effetti a livello globale.

4.2 STABILITA' E INSTABILITA' ATMOSFERICA

In un contesto di reazioni e fenomeni di trasporto variabili, è fondamentale comprendere il concetto di stabilità e instabilità atmosferica. La stabilità atmosferica è una condizione meteorologica che ostacola i movimenti verticali delle particelle d'aria e quindi il mescolamento, la dispersione e la diluizione degli inquinanti; viceversa, la condizione di instabilità atmosferica favorisce i moti verticali delle particelle d'aria e quindi tutti i processi che ne derivano.

Per valutare il grado di stabilità o instabilità si analizza una particella d'aria che si muove liberamente in un processo adiabatico, quindi considerando un'atmosfera statica, priva di umidità e di scambi di calore con l'ambiente esterno. Da quest'assunzione si definisce il gradiente termico adiabatico secco, che rappresenta la condizione teorica di riferimento. È la variazione di temperatura lungo la verticale in atmosfera:

$$\frac{\partial T}{\partial z} = -9.8^{\circ} \frac{C}{km} = \Gamma_d$$

Con T che descrive la temperatura e z la quota; si ha una diminuzione di circa 1 °C ogni 100 m di quota.

La condizione reale è descritta dal gradiente termico verticale ambientale, che tiene conto delle condizioni atmosferiche effettive in cui si trova la particella d'aria considerata. Il confronto tra gradiente reale e teorico permette di definire se l'atmosfera sia neutra, instabile o stabile.

La condizione di neutralità è il risultato dell'uguaglianza tra i due gradienti: il pacchetto d'aria è in equilibrio con l'atmosfera circostante, quindi ha stessa temperatura e stessa densità; questo tipo di atmosfera è tipica delle giornate nuvolose, quando sono presenti forti venti orizzontali e durante la transizione tra la notte e il giorno, ovvero quando la superficie terrestre non è né troppo calda né troppo fredda.

La condizione di instabilità si realizza quando il gradiente reale è minore di quello adiabatico: in questo caso il pacchetto d'aria avrà una temperatura maggiore di quella circostante, perciò, avendo una densità minore, continuerà a salire. Il gradiente viene detto super-adiabatico e permette lo sviluppo di movimenti verticali, con conseguente mixing dei contaminanti; l'atmosfera instabile è tipica dei giorni soleggiati.

L'atmosfera stabile si ottiene con un gradiente reale maggiore del gradiente adiabatico: la situazione che si sviluppa porta a raffreddare il pacchetto d'aria più velocemente dell'atmosfera; questo, diventando più denso, non riesce a salire di quota e torna al punto di partenza. Il gradiente viene detto anche sub-adiabatico e rappresenta la condizione più sfavorevole per i fenomeni di inquinamento poiché impedisce la dispersione dei contaminanti.

La condizione di stabilità in atmosfera è responsabile, inoltre, del fenomeno delle inversioni termiche.

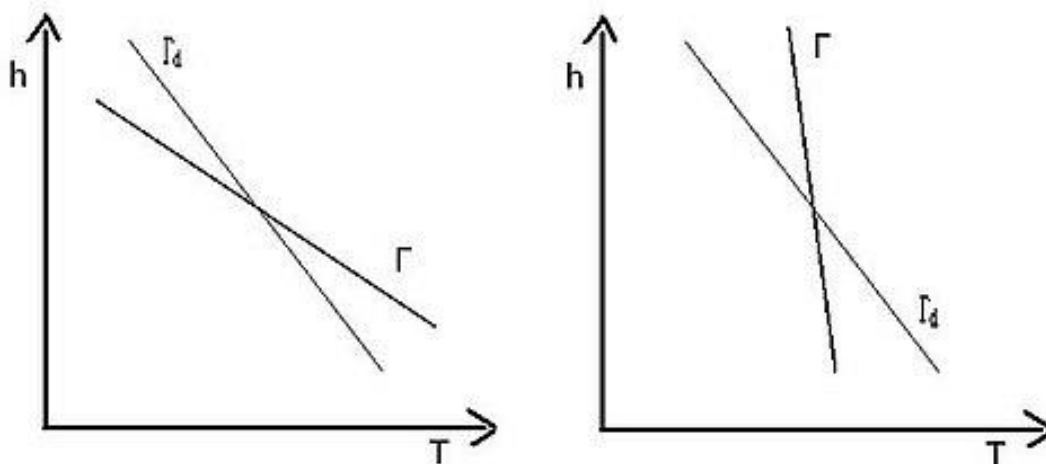


Figura 4: Confronto tra gradiente adiabatico (Γ_d) e gradiente reale (Γ) nel caso di atmosfera instabile (sinistra) e di atmosfera stabile (destra).

4.3 INVERSIONI TERMICHE

L'inversione termica viene definita come la situazione tale per cui il gradiente termico con la quota si presenta positivo anziché negativo. Le condizioni di inversione termica si realizzano in assenza di venti orizzontali o in zone non esposte al vento, prevalentemente per due motivi: l'irraggiamento del suolo e la subsidenza atmosferica. L'inversione per irraggiamento varia con il variare della temperatura oraria ed è dovuta alla radiazione termica fornita dalla superficie all'aria; questo fenomeno si manifesta soprattutto durante la notte. Il secondo tipo di inversione è associato a condizioni meteorologiche di mesoscala ed è causata dalla discesa dell'aria contenuta negli strati atmosferici più elevati verso gli strati più bassi: nella discesa la massa d'aria subisce un aumento di temperatura dovuto all'incremento di pressione negli strati inferiori, con un successivo aumento di temperatura al suolo a causa dello scambio convettivo. Il risultato di questi due processi è la formazione di uno strato di inversione che provoca la formazione di una barriera per i volumi d'aria sottostanti; ogni strato d'inversione proprio spessore e una differenza di temperatura agli estremi; in genere strati con spessori e ΔT piccoli propendono verso una condizione meno stabile e quindi sono meno critici ai fini dell'inquinamento atmosferico. Infine, anche l'altezza dello strato influisce sulla concentrazione di inquinanti: più basso sarà lo strato e maggiore sarà la presenza di sostanze contaminanti.

Ai fini dell'inquinamento, l'inversione da irraggiamento è un fenomeno meno critico anche se può creare effetti di punta nelle prime ore del mattino; viceversa, l'inversione da subsidenza

genera uno strato di inversione in quota al di sotto del quale la massa d'aria rimane intrappolata anche per settimane, accumulando tutti gli inquinanti.

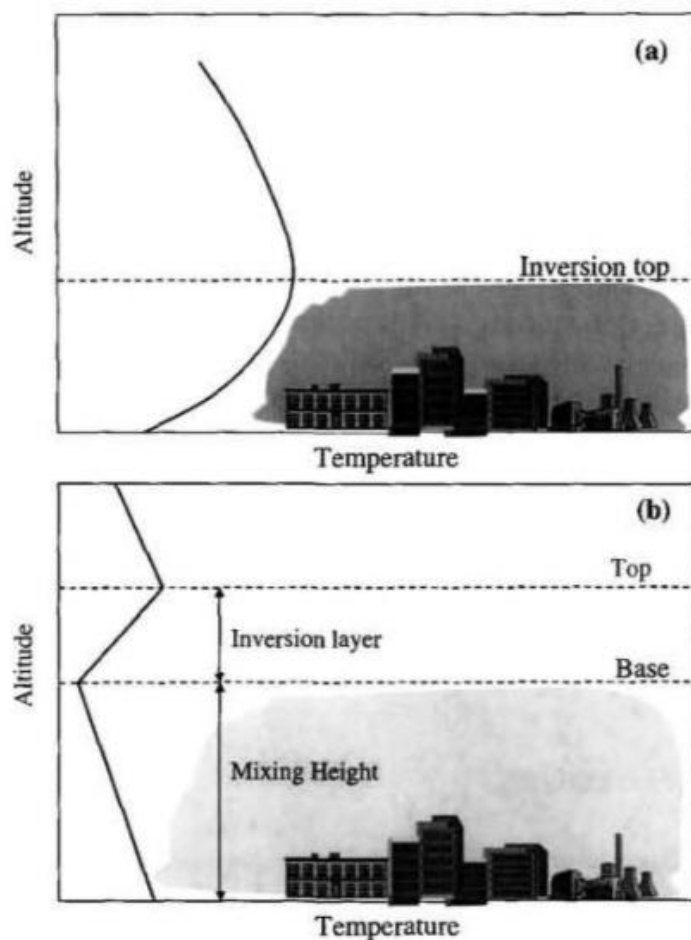


Figura 5: Altezza di rimescolamento dei contaminanti per (a) inversione radiativa e (b) subsidenza atmosferica (*Atmospheric chemistry and physics*, J.Seinfeld e S.Pandis, 2006).

4.4 PRINCIPALI INQUINANTI ATMOSFERICI

Si definiscono ora le sostanze, sia di origine antropica che naturale, presenti nello strato di rimescolamento. Tali sostanze, in funzione delle loro caratteristiche chimico-fisiche, possono avere effetti significativi e potenzialmente dannosi nei confronti degli organismi viventi e delle componenti biotiche dell'ambiente. Essendo l'atmosfera un sistema dinamico, i gas che la compongono hanno continue interazioni chimico-fisiche con la vegetazione, i corpi idrici e gli organismi appartenenti alla biosfera. Questi gas derivano da diverse fonti quali, ad esempio, reazioni chimiche all'interno della stessa atmosfera, eruzioni vulcaniche, processi biologici,

decadimento radioattivo e attività antropiche; allo stesso modo questi vengono rimossi tramite reazioni chimiche, attività biologiche, e processi fisici (formazione di particelle e conseguente deposizione sulle superfici terrestri e marine, in forma secca ed umida).

Un aspetto importante da considerare è il tempo medio di permanenza delle molecole nell'atmosfera che è molto variabile in base alla sostanza in oggetto e ai suoi meccanismi di rimozione; quindi, è fondamentale comprendere i processi che ne regolano l'immissione e la rimozione dal comparto aria. Le trasformazioni chimiche in atmosfera avvengono principalmente in due modi: attraverso l'azione della radiazione solare, responsabile della scissione delle molecole (reazioni fotochimiche), oppure tramite interazioni tra diverse molecole che generano nuove specie chimiche. In quest'ultimo caso, si ha un'ulteriore suddivisione tra reazioni che avvengono tra specie nella stessa fase (gas-gas), dette omogenee, e reazioni che coinvolgono fasi diverse, come gas-liquido o gas-solido, definite eterogenee.

In Tabella 3 si riportano le principali sostanze e molecole coinvolte nei vari processi di inquinamento atmosferico, accompagnate da una breve descrizione in seguito:

Tabella 3: sostanze e molecole chimiche coinvolte nei fenomeni di inquinamento atmosferico (Air Pollution and Global Warming, Jacobson, 2012).

Indoor air pollution	Outdoor urban air pollution	Acid deposition	Stratospheric reduction	Global warming
Gases				
Nitrogen dioxide	Ozone	Sulfur dioxide	Ozone	Carbon dioxide
Carbon monoxide	Nitric oxide	Sulfuric acid	Nitric oxide	Methane
Formaldehyde	Nitrogen dioxide	Nitrogen dioxide	Nitric acid	Nitrous oxide
Sulfur dioxide	Carbon monoxide	Nitric acid	Hydrochloric acid	Ozone
Organic gases	Ethene	Hydrochloric acid	Chlorine nitrate	CFC-11
Radon	Formaldehyde	Carbon dioxide	Bromine nitrate	CFC-12
	Toluene		CFC-11	Water vapor
	Xylene		CFC-12	
	PAN			
Aerosol Particle Components				
Black carbon	Black carbon	Sulfate	Chloride	Black carbon
Organic matter	Organic matter	Nitrate	Sulfate	Brown carbon
Sulfate	Sulfate	Chloride	Nitrate	Other organic matter
Nitrate	Nitrate			Sulfate
Ammonium	Ammonium			Nitrate
Allergens	Soil dust			Ammonium
Asbestos	Sea spray			Soil dust
Fungal spores	Tire particles			Sea spray
Pollens	Lead			
Tobacco smoke				

CFC, chlorofluorocarbon; PAN, peroxyacetyl nitrate.

Il vapore acqueo è il gas più importante nell'aria in termini di variabilità spaziale e temporale e svolge un ruolo fondamentale nel ciclo idrologico. È un gas serra naturale responsabile, insieme alla CO_2 , del mantenimento di un clima adatto alla vita sulla Terra, anche se le emissioni antropogeniche contribuiscono in maniera limitata al riscaldamento globale. Le principali fonti umane sono il raffreddamento delle centrali elettriche, l'irrigazione agricola e la combustione di combustibili, che influenzano condizioni locali come temperatura, umidità e formazione delle nuvole. La quantità di vapore acqueo nell'aria è limitata dal rapporto di saturazione, che varia in base alla temperatura: a temperature basse il vapore acqueo condensa facilmente, mentre a temperature alte l'acqua liquida evapora facilmente allo stato gassoso.

L'anidride carbonica (CO_2) è un gas serra naturale, incolore e inodore, responsabile del riscaldamento globale. Proviene sia da fonti naturali, come respirazione degli organismi e decomposizione della materia organica, sia da attività umane come combustione di combustibili fossili e deforestazione. A differenza del vapore acqueo, permane a lungo nell'atmosfera ed è rilevante per i cambiamenti climatici.

Il monossido di carbonio (CO) è un gas prodotto principalmente dalla combustione incompleta di combustibili fossili e biomasse. Rappresenta un importante inquinante atmosferico perché si lega all'emoglobina nel sangue al posto dell'ossigeno, causando effetti che vanno dal mal di testa fino alla morte nei casi più gravi.

Il metano (CH_4) è un importante gas serra che si forma in ambienti privi di ossigeno e si origina anche nel sottosuolo dando luogo al gas naturale. Viene rilasciato durante combustione di combustibili fossili e biomasse.

L'ozono (O_3) nella stratosfera è fondamentale perché assorbe le radiazioni ultraviolette, mentre nella troposfera è un inquinante dannoso. Non viene emesso direttamente ma si forma attraverso reazioni chimiche nell'atmosfera e può causare mal di testa e danni polmonari nel lungo periodo.

Il biossido di zolfo (SO_2) è un gas incolore e irritante che contribuisce alla formazione delle piogge acide. Le principali fonti sono legate alle attività umane, mentre le sorgenti naturali includono vulcani e incendi.

Il monossido di azoto (NO) è un gas molto reattivo prodotto da fonti naturali e antropiche. È un precursore di sostanze come l'ozono troposferico e viene rapidamente rimosso attraverso reazioni fotochimiche.

Il biossido di azoto (NO_2) è un gas di colore rossastro responsabile della deposizione acida. La principale origine è la trasformazione dell' NO già presente in atmosfera e può causare danni ai polmoni e infezioni respiratorie.

Il piombo (Pb) è un metallo pesante altamente tossico che si accumula nell'organismo e può causare gravi danni neurologici e, nei casi più gravi, paralisi, coma e morte.

5 PARTICOLATO ATMOSFERICO

Il particolato atmosferico, spesso indicato con l'abbreviazione di "PM" (dall'inglese "*particulate matter*"), è una miscela di sostanze organiche e inorganiche che si presenta allo stato solido e/o liquido, sospese nel comparto aria.

Le dimensioni delle particelle possono variare da pochi nanometri fino a circa cento micrometri; a causa di questa grande variabilità, è difficile definirne in modo preciso le caratteristiche, che dipendono da diversi fattori sia fisici sia chimici. Al fine di ottenere una corretta classificazione del particolato aerodisperso, si analizzano forma, dimensioni, superficie, densità, ma anche composizione chimica e distribuzione delle particelle.

Il particolato può derivare sia da fonti naturali sia da attività umane, e la sua origine influisce in modo determinante sulle sue proprietà. I suoi componenti principali includono sostanze come solfati, nitrati, ammonio, cloruro di sodio, particelle carboniose, polveri minerali e acqua. In relazione al processo di formazione, il particolato viene distinto in due categorie: si parla di particolato primario quando le particelle sono emesse direttamente dalle sorgenti nell'atmosfera, ad esempio derivanti da processi di combustione, dall'erosione delle rocce o dallo spray marino. Il particolato secondario, invece, si forma in atmosfera attraverso reazioni chimico-fisiche tra gas inquinanti detti precursori, come ossidi di zolfo (SO_x), ossidi di azoto (NO_x) e ammoniaca (NH₃).

Dal punto di vista sanitario, il particolato è particolarmente rilevante: è stato infatti classificato come cancerogeno dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) e dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), in quanto può contribuire allo sviluppo di tumori o favorirne l'insorgenza.

5.1 SORGENTI DI PARTICOLATO ATMOSFERICO

Le sorgenti di emissione del particolato aerodisperso possono essere di origine naturale e antropica: le sorgenti naturali sono rappresentate dalle eruzioni vulcaniche, dal sollevamento di polvere dal suolo, lo spray marino, gli incendi e il rilascio di materiale biologico; le emissioni antropogeniche fanno riferimento a combustioni e processi industriali. In generale più della metà delle emissioni di PM sono di origine antropica (Jacobson, 2012).

Il particolato atmosferico è un inquinante costituito da un insieme eterogeneo di particelle sospese nell'aria, che possono differire notevolmente tra loro per dimensioni, forma, composizione chimica e caratteristiche fisiche. Tra i componenti più comuni si trovano solfati, nitrati, ammoniaca, cloruro di sodio, carbonio e polveri di origine minerale. Alcuni elementi, come i metalli, vengono rilasciati nell'atmosfera associati ad altre particelle, ad esempio fuliggine, ceneri e solfati, derivanti principalmente da attività industriali come l'incenerimento dei rifiuti, la produzione di energia e i processi di fusione. Un'importante fonte di particolato è rappresentata anche dagli incendi di biomassa. Questi processi rilasciano non solo gas come metano, monossido di carbonio e anidride carbonica, ma anche sostanze solide e liquide come materiale organico, fuliggine, ceneri, frammenti vegetali e polveri del suolo.

5.2 CLASSIFICAZIONE E DISTRIBUZIONE DIMENSIONALE DEL PARTICOLATO

Le particelle di aerosol e idrometeore sono caratterizzate da una propria distribuzione dimensionale e composizione. La distribuzione dimensionale delle particelle rappresenta la variazione della concentrazione numerica o di massa delle particelle, ad esempio, in funzione della loro dimensione. La concentrazione numerica è il numero di particelle di una data dimensione per unità di volume d'aria, mentre la concentrazione in massa (o in volume) è la massa (o il volume) delle particelle di una data dimensione per unità di volume d'aria (Jacobson, 2012).

Le dimensioni delle particelle di aerosol coprono diversi ordini di grandezza, spaziando tra 1 nm e 10 mm di diametro. Le particelle di aerosol con diametro inferiore a 100 nm sono nanoparticelle, note anche come particelle ultrafini. Di seguito si riporta la classificazione dimensionale, in cui si utilizza la sigla PM accompagnata dal diametro equivalente:

- PM10: somma di tutte le particelle di aerosol con diametro $< 10\ \mu\text{m}$;
- PM2.5: somma di tutte le particelle di aerosol con diametro $< 2.5\ \mu\text{m}$;
- PM1: somma di tutte le particelle di aerosol con diametro $< 1\ \mu\text{m}$;
- PM0.1: somma di tutte le particelle di aerosol con diametro $< 0.1\ \mu\text{m}$;
- PM0.001: somma di tutte le particelle di aerosol con diametro dell'ordine dei nanometri.

La frazione di particolato con diametro maggiore di 2.5 μm si classifica come particolato grossolano, la frazione al di sotto dei 2.5 μm viene indicata come particolato fine e quella che si trova sotto i 0.1 μm rappresenta il particolato ultrafine.

La Tabella 4 confronta le concentrazioni numeriche tipiche e le concentrazioni di massa per diverse tipologie dimensionali di gas, particelle di aerosol e particelle di idrometeore presenti nella bassa troposfera.

Tabella 4: Caratteristiche dei gas, delle particelle di aerosol e delle particelle di idrometeore. I dati si riferiscono a condizioni tipiche della bassa troposfera (Air Pollution and Global Warming, Jacobson, 2012).

	Typical Diameter (μm)	Number Concentration (Molecules or Particles cm^{-3})	Mass Concentration ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Gas molecules	0.0005	2.45×10^{19}	1.2×10^9
Aerosol particles			
➤ Small	<0.1	$10^3 - 10^6$	<1
➤ Medium	0.1 - 2.5	1 - 104	<250
➤ Large	2.5-8,000	<1 - 10	<500
Hydrometeor particles			
➤ Fog drops	5 - 20	1 – 500	$10^4 - 10^6$
➤ Cloud drops	10 - 200	1 – 1,000	$10^4 - 10^7$
➤ Drizzle	200 - 1,000	0.01 – 1	$10^5 - 10^7$
➤ Raindrops	1,000 - 8,000	0.001 – 0.01	$10^5 - 10^7$
➤ Hail	5,000 - 115,000	0.0001 – 0.001	$10^5 - 10^7$

Dalla tabella si evince che le concentrazioni delle molecole di gas sono molto maggiori rispetto a quelle delle particelle. La concentrazione numerica delle particelle di aerosol diminuisce all'aumentare delle dimensioni delle particelle; la concentrazione in numero delle idrometeore è tipicamente inferiore a quella delle particelle di aerosol, ma la concentrazione in massa delle idrometeore è sempre maggiore delle particelle di aerosol (Jacobson, 2012).

Le distribuzioni dimensionali delle particelle di aerosol possono essere analizzate facendo riferimento alle mode, descritte con una funzione lognormale, ovvero una distribuzione a campana su una scala logaritmica. Le mode sono le regioni dello spettro dimensionale aventi un picco di concentrazione; le distribuzioni dimensionali delle particelle di aerosol con 1, 2, 3, 4 o 5 mode sono definite rispettivamente unimodale, bimodale, trimodale, quadrimodale o pentamodale. In ambito urbano, il particolato aerodisperso mostra tipicamente una distribuzione quadrimodale:

La moda di nucleazione comprende le particelle più piccole, con diametri compresi tra 0.005 e 0.01 μm . Si tratta di particelle appena formate a partire dalla fase gassosa attraverso processi di nucleazione. Nonostante siano molto numerose, contribuiscono in misura molto piccola alla massa totale del particolato, per via delle loro dimensioni estremamente ridotte. Possono crescere rapidamente grazie a fenomeni di coagulazione e condensazione (ad esempio quelli riguardanti l'acido solforico, acqua o composti organici pesanti) dei gas sulla superficie delle particelle; trasformandosi velocemente in particelle più grandi, sono osservabili soprattutto vicino alle sorgenti di emissione. Infine, risultano poco evidenti nella distribuzione in volume, mentre sono più riconoscibili in quella numerica.

La moda di Aitken, con diametri tra 0.01 e 0.1 μm , include sia particelle primarie che secondarie. Anche in questo caso, il loro contributo è significativo soprattutto in termini di numero e non di massa. Queste particelle hanno tempi di permanenza piuttosto brevi (dell'ordine di un'ora o addirittura meno nel caso di atmosfere inquinate), perché tendono a evolvere rapidamente attraverso processi di coagulazione e condensazione, formando degli aggregati di dimensioni maggiori. Come per la moda precedente, risultano rilevabili prevalentemente in prossimità delle sorgenti.

La moda di accumulazione interessa particelle aventi diametro compreso tra 0.1 e 2.5 μm . Queste derivano principalmente dall'aggregazione di particelle più piccole, dalla condensazione di vapori su particelle già esistenti, oppure dalla frammentazione di particelle più grandi. In questo intervallo dimensionale, i meccanismi di rimozione sono meno efficienti e quindi hanno un tempo di permanenza in atmosfera maggiore. Sono particolarmente rilevanti dal punto di vista sanitario perché riescono a penetrare sino agli alveoli polmonari, e influenzano anche la visibilità, avendo dimensioni comparabili alle lunghezze d'onda della luce visibile. Insieme alla moda di nucleazione, questa tipo di moda descrive la frazione fine del particolato.

Infine, la moda grossolana include tutte le particelle con diametro superiore a circa 2.5 μm . Questo tipo di particelle si forma attraverso processi meccanici, come erosione, attrito o risospensione di polveri, e comprendono anche pollini, sale marino e particelle di origine biologica. A differenza delle particelle più fini, quelle grossolane tendono a depositarsi più facilmente per effetto della gravità, avendo tempi di permanenza in atmosfera generalmente più brevi.

Nella figura seguente vengono riportate le distribuzioni in numero e in volume delle particelle di aerosol con le principali mode:

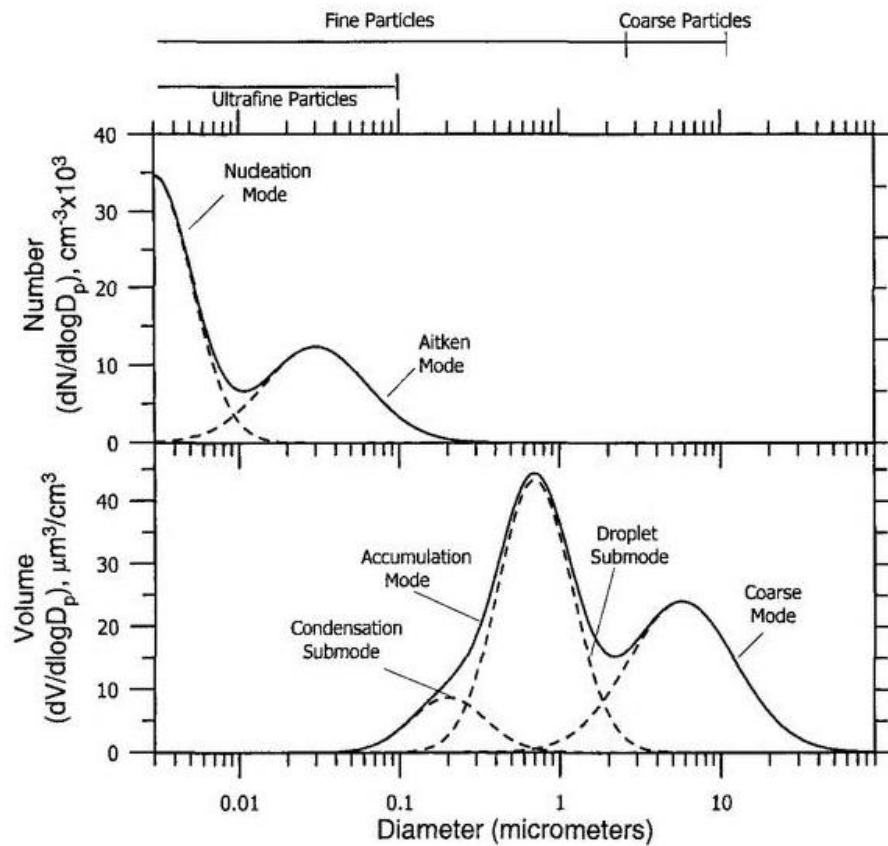


Figura 6: Distribuzione in numero (sopra) e in volume (sotto) delle particelle atmosferiche con le mode principali (Atmospheric Chemistry And Physics, J.Seinfeld e S.Pandis, 2006).

Osservando i grafici delle distribuzioni dimensionali del particolato, emerge chiaramente come le particelle con diametro inferiore a 0.01 micron siano le maggiori in numero. Tuttavia, questa elevata concentrazione numerica non si traduce in un contributo significativo in termini di volume: nel secondo grafico, infatti, il loro apporto risulta praticamente trascurabile. Al contrario, le particelle con dimensioni comprese tra circa 0.1 e 10 μm dominano la distribuzione in volume, contribuendo in modo sostanziale alla massa complessiva. Questa differenza porta a distinguere le varie mode del particolato a seconda del tipo di distribuzione considerata. Analizzando la distribuzione in numero si individuano principalmente la moda di nucleazione e la moda di Aitken, caratterizzate da particelle molto piccole ma estremamente numerose. Se invece si considera la distribuzione in volume, risultano predominanti la moda di accumulazione e la moda grossolana, associate a particelle di dimensioni maggiori e quindi più rilevanti dal

punto di vista della massa. Tutte queste informazioni sono fondamentali per comprendere i processi di formazione e rimozione del particolato atmosferico.

5.3 MECCANISMI DI FORMAZIONE E RIMOZIONE DEL PARTICOLATO

5.3.1 Formazione

Il processo di formazione più importante per il particolato è rappresentato dalla nucleazione. È il processo tale per cui le molecole di vapore si aggregano risultando in un agglomerato di particelle. Vi sono differenze nei vari processi di nucleazione: si parla di nucleazione omomolecolare se è coinvolta una singola specie chimica, mentre la nucleazione eteromolecolare prevede un interessamento di più specie chimiche. Inoltre, si può avere un'ulteriore suddivisione in nucleazione omogenea, dove il processo avviene senza l'utilizzo di superfici o materiale estraneo, e nucleazione eterogenea, che richiede la presenza di superfici o materiale estraneo.

Oltre alla nucleazione, un altro fondamentale meccanismo di formazione delle particelle è la condensazione. In primis, grazie ad un processo di diffusione, la molecola di gas migra verso la superficie della particella, instaurando un equilibrio tra l'aerosol e la fase gassosa; quindi, la molecola di gas viene inglobata dalla particella, aumentando così di volume. Nel caso in cui la particella sia rivestita da un film contenente acqua, la condensazione viene indicata più precisamente con il termine di dissoluzione.

L'ultimo meccanismo da annoverare è la coagulazione. Esso prevede la formazione di nuove particelle a seguito della collisione di particelle già presenti in atmosfera; la collisione avviene ad opera del moto browniano e della turbolenza, portando ad una diminuzione del numero di particelle, ma ad un accrescimento del loro volume.

5.3.2 Rimozione

Per quanto concerne i meccanismi di rimozione del particolato, questi fanno riferimento principalmente alla deposizione al suolo. È importante sottolineare che la rimozione del PM dall'atmosfera comporta, lo sviluppo di reazioni chimiche al suolo che implicano, di conseguenza, un impoverimento degli elementi presenti come, ad esempio, vegetazione e corpi idrici. I fenomeni di deposizione sono generalmente di due tipi: deposizione secca e umida.

5.3.2.1 Deposizione secca

Il processo di deposizione secca comporta il trasferimento diretto delle particelle di aerosol dall'atmosfera alla superficie in assenza di precipitazioni. Il fenomeno è governato dalla turbolenza, dalle proprietà dell'inquinante e dalla natura della superficie. È possibile suddividere la deposizione secca in tre fasi differenti:

- **Stadio aerodinamico:** il particolato viene trasportato dalle correnti turbolente presenti in atmosfera fino in prossimità della superficie. Durante questo processo il trasporto dipende esclusivamente dalla turbolenza e non dalle proprietà specifiche delle particelle.
- **Stadio di trasporto browniano:** in questa fase la turbolenza perde efficacia e il movimento delle particelle è dominato dalla diffusione browniana, che le trasporta all'interno del quasi-laminar sublayer, uno strato sottile a diretto contatto con la superficie.
- **Stadio di trasferimento superficiale:** le particelle si depositano effettivamente sulla superficie; in quest'ultimo stadio sono determinanti la natura della superficie e le proprietà chimico-fisiche delle particelle, influenzando l'adesione e l'assorbimento.

A differenza degli inquinanti gassosi, nel caso del particolato entra in gioco l'effetto della forza di gravità che amplifica le correnti turbolente; per questo motivo è fondamentale tener conto della velocità di sedimentazione v_s , che rappresenta la velocità con cui una particella cade in aria sotto l'azione della forza peso, descritta dalla legge di Stokes per particelle sferiche in regime laminare. Questo parametro dipende dalle dimensioni delle particelle e dalla loro densità. In Figura 7 si riportano le velocità di deposizione in funzione del numero di particelle:

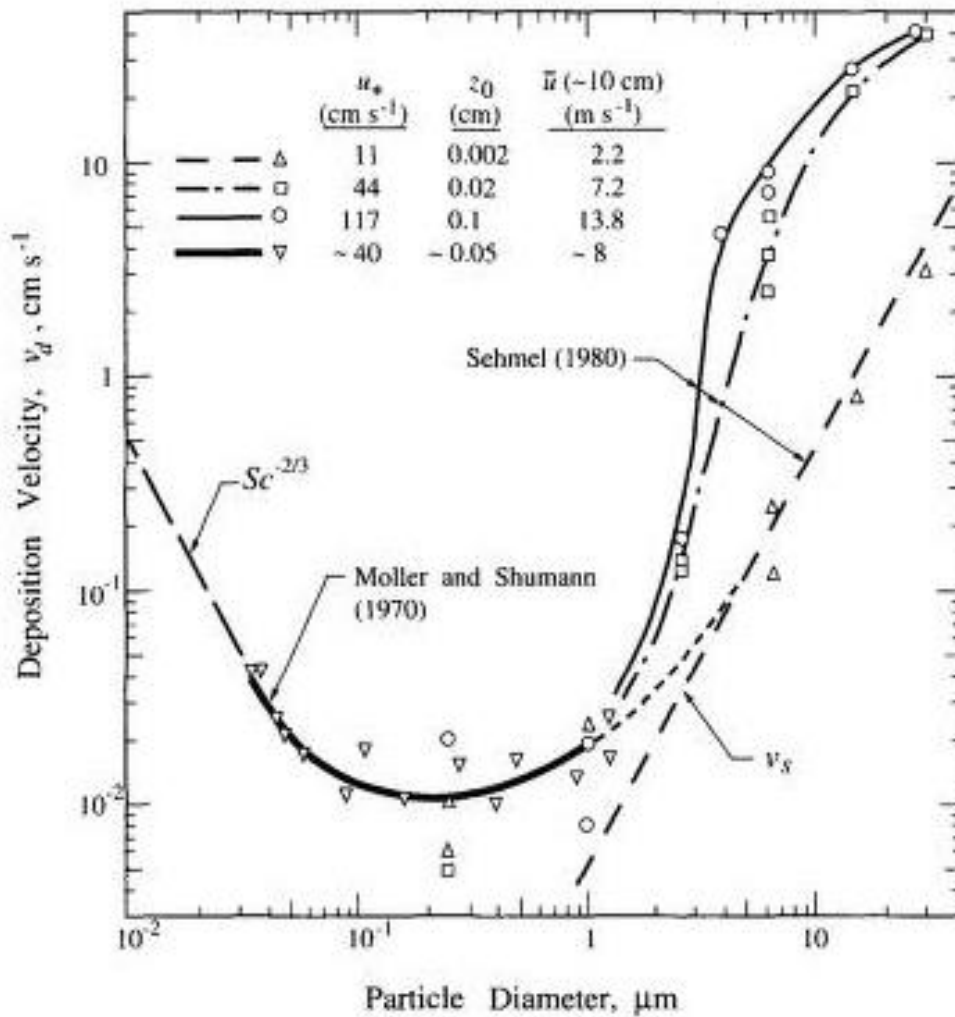


Figura 7: velocità di deposizione in funzione del diametro delle particelle (*Atmospheric Chemistry And Physics*, J.Seinfeld e S.Pandis, 2006).

Osservando il grafico, è possibile sottolineare come la velocità di deposizione presenti un minimo nel range 0.1-1 μm , relativo al diametro delle particelle. Questo comporta le seguenti evidenze:

- le particelle ultrafini si muovono principalmente per diffusione browniana, pertanto si può assimilare il loro comportamento a quello di un gas;
- le particelle grandi ($> 2 \mu\text{m}$) sono dominate nel loro movimento dalla sedimentazione gravitazionale;
- le particelle intermedie, ovvero quelle comprese nell'intervallo 0.1-1 μm , sono le più difficili da rimuovere, in quanto non beneficiano né di una forte diffusione browniana né di un efficace azione gravitazionale.

La deposizione secca è descritta spesso attraverso un'analogia con i circuiti elettrici, in quanto il trasporto del particolato verso la superficie è ostacolato da diverse resistenze, come avviene nel caso della corrente elettrica.

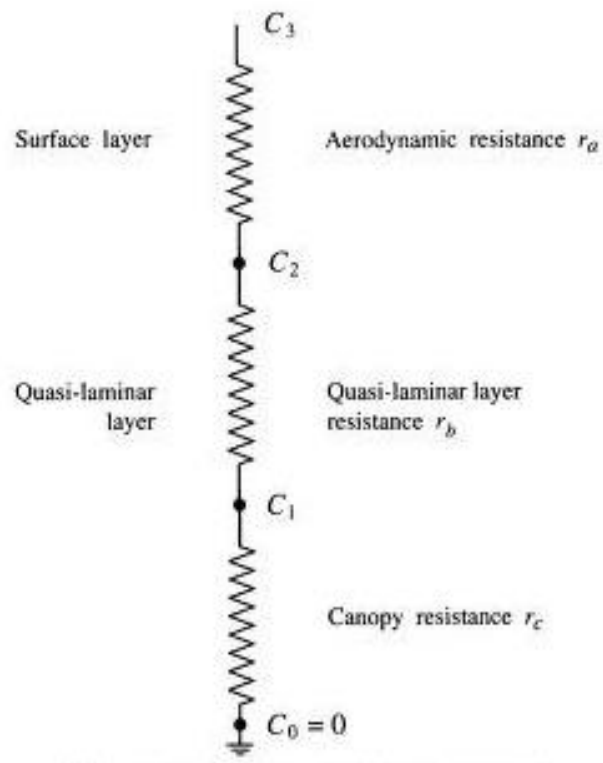


Figura 8: modello di resistenze per la deposizione secca (*Atmospheric Chemistry And Physics*, J.Seinfeld e S.Pandis, 2006).

Si introducono le seguenti ipotesi:

- la resistenza superficiale è considerabile nulla;
- le azioni della resistenza aerodinamica e della resistenza alla deposizione secca nel quasi-laminar sublayer sono in parallelo alla velocità di deposizione.

Il flusso di deposizione può essere espresso dalla relazione:

$$F_d = -v_d * C_3$$

Dove:

- v_d : termine che racchiude la velocità di deposizione, la resistenza aerodinamica e la resistenza alla deposizione secca;
- C_3 : concentrazione di inquinante solido;
- F_d : flusso di particolato

Il segno negativo nell'equazione implica il flusso di particolato diretto verso il basso.

5.3.2.2 Deposizione umida

La deposizione umida comprende tutti quei processi di trasferimento degli inquinanti dall'atmosfera alla superficie che prevedono l'interazione con l'acqua, sia in fase liquida che in fase solida. Questo tipo di deposizione è un processo complesso in quanto coinvolge fenomeni fisici e chimici; ciononostante si può ridurre lo studio del fenomeno a due meccanismi principali:

- Rainout : dilavamento che avviene all'interno delle nuvole, dove le particelle agiscono come nuclei di condensazione o vengono inglobate nelle gocce durante la loro formazione;
- Washout : dilavamento che avviene al di sotto delle nuvole, dovuto alla cattura delle particelle da parte delle gocce di pioggia durante la loro caduta.

Entrambi i processi generano un flusso discendente di inquinante, contribuendo alla rimozione del particolato dall'atmosfera. Anche essendo fenomeni differenti, rainout e washout possono essere descritti dallo stesso modello: si considera lo studio dell'interazione e della collisione tra le gocce d'acqua e le particelle solide; in particolare, il processo può essere interpretato considerando una goccia in caduta che attraversa un volume d'aria, intercettando le particelle presenti lungo il suo percorso; la particella ha un diametro D_p , la goccia ha un proprio diametro D_d ed essa cade all'interno di un cilindro di diametro $D = D_d + D_p$.

Dall'analisi si ottiene il coefficiente di dilavamento Λ , che quantifica la velocità con cui la precipitazione rimuove le particelle solide sospese nell'atmosfera.

L'equazione di riferimento è la seguente:

$$\Lambda(D_p) = \frac{3}{2} \frac{E(D_d, D_p) p_0}{D_d}$$

Dove:

- E : efficienza di collisione, che rappresenta il rapporto tra le collisioni verificatesi tra le gocce d'acqua e le particelle, e il numero di particelle presenti nel volume di caduta della goccia; come si evince dalla formula, questo termine è funzione del diametro delle gocce d'acqua e del diametro delle particelle;
- p_0 : intensità della pioggia
- D_d : diametro della goccia d'acqua

Il coefficiente di dilavamento assume valori massimi per diametri minori di $0.1 \mu\text{m}$ o maggiori $1 \mu\text{m}$, in quanto la collisione tra le gocce e le particelle è favorita rispettivamente dalla diffusione browniana e dall'inerzia. Viceversa, per le particelle comprese tra $0.1 - 1 \mu\text{m}$, l'efficienza di rimozione sarà minima, comportando un coefficiente di dilavamento basso (Santachiara, Prodi e Belosi, 2012). In Figura 9 si visualizza quanto detto:

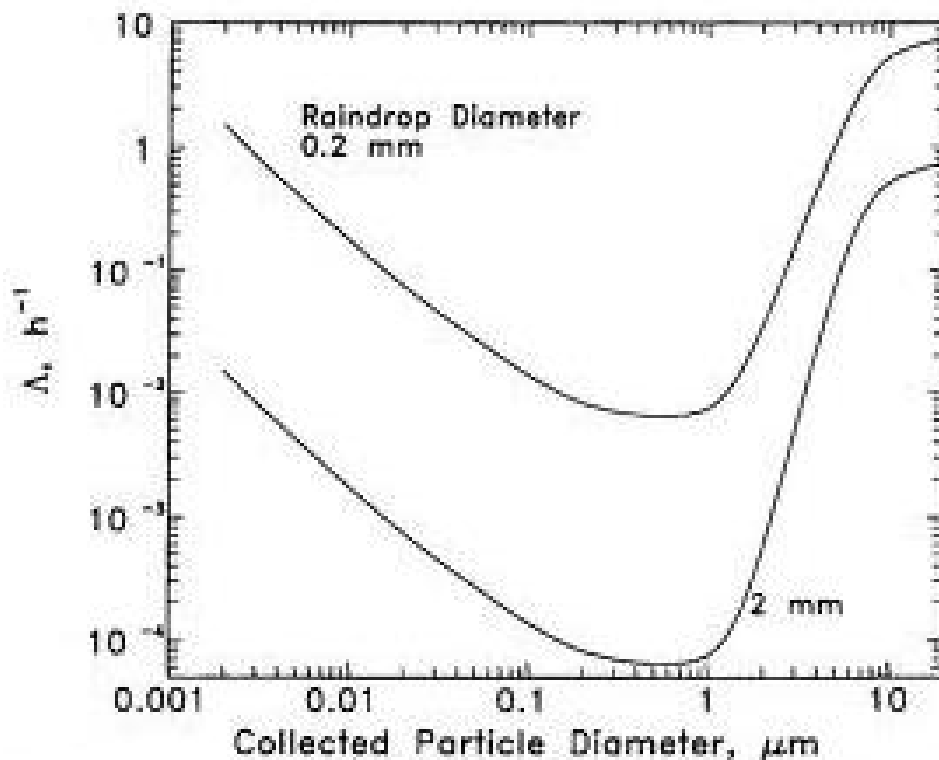


Figura 9: Coefficiente di dilavamento per particelle in funzione di due diametri con altezza di pioggia pari ad 1 mm/h (Atmospheric Chemistry And Physics, J.Seinfeld e S.Pandis, 2006).

5.4 COMPOSIZIONE CHIMICA DEL PARTICOLATO

La composizione chimica del particolato è estremamente variabile in quanto dipende da numerosi fattori, tra cui le sorgenti d'emissione, i processi di formazione in atmosfera, le trasformazioni chimico-fisiche subite dalle particelle e la loro dimensione aerodinamica. Tipicamente, la voce “particolato atmosferico” racchiude una miscela eterogenea di componenti solidi e liquidi costituiti da solfati, nitrati, ammoniaca, composti organici, specie cristalline, sale marino, ossidi metallici, ioni idrogeno e acqua. La percentuale relativa di ciascuna componente varia sensibilmente in funzione dell'origine del particolato e dei meccanismi che ne consentono la formazione. La composizione è differente a seconda della dimensione delle particelle: nelle particelle fini le specie chimiche predominanti sono solfati, ammoniaca, carbonio elementare e organico e metalli di transizione; nelle particelle grossolane si ritrovano principalmente materiali cristallini (silice e calcio) e sostanze di origine organica (pollini, spore, frammenti di vegetazione).

Un ruolo importante è ricoperto dai nitrati, che possono essere presenti in entrambe le frazioni, ma attraverso meccanismi differenti. Nelle particelle fini si ottiene prevalentemente il nitrato d'ammonio NH_4NO_3 , a partire da acido nitrico HNO_3 e ammoniaca NH_3 ; per quanto concerne le particelle grossolane, i nitrati sono il risultato di reazioni tra particelle grossolane (particelle minerali o aerosol marino) e acido nitrico HNO_3 . La distribuzione delle specie chimiche all'interno del particolato, in funzione del diametro aerodinamico delle particelle, è rappresentata dalle mode. In particolare, in Figura 10 sono riportate 3 mode per quanto riguarda gli ioni solfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-) e ammonio (NH_4^+).

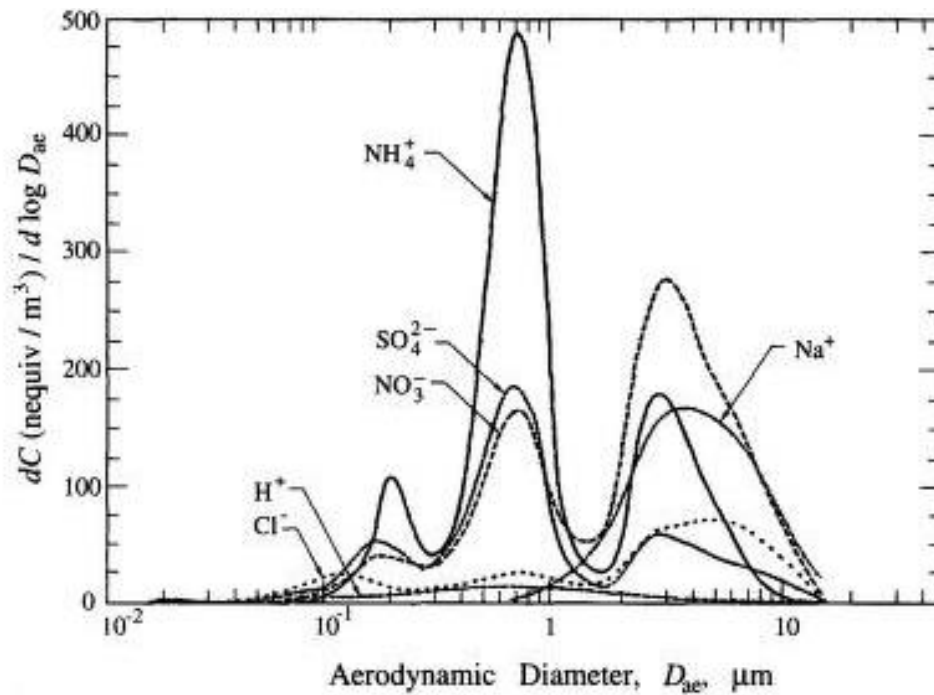


Figura 10: Esempio di distribuzione delle specie ioniche di un campione di materiale particolato (Atmospheric Chemistry And Physics, J. Seinfeld e S. Pandis, 2006).

Le prime due mode ricadono nell'intervallo $0.1 - 1 \mu\text{m}$: nello specifico, queste indicano la condensation mode, che assume un picco intorno a $0.2 \mu\text{m}$, associata alla condensazione dei gas precursori e alla formazione di aerosol secondario, e la droplet mode, che mostra un massimo nelle vicinanze di $0.7 \mu\text{m}$, legata ai processi che coinvolgono la fase liquida. La terza moda è associata a nitrati grossolani derivanti da reazioni tra acido nitrico e particelle marine o cristalli (ad esempio il cloruro di sodio), che coinvolgono diametri aerodinamici maggiori di $1 \mu\text{m}$.

Come citato precedentemente, anche la sorgente di produzione del particolato influenza fortemente la composizione chimica. Le sorgenti naturali producono particelle ricche di minerali della crosta terrestre, ossidi di ferro e alluminio, composti silicatici, aerosol marino e sali naturali; le sorgenti antropogeniche generano particolato contenente metalli pesanti, diossine, idrocarburi, composti clorurati e residui carboniosi.

5.5 EFFETTI SULLA SALUTE

Gli effetti del particolato atmosferico sulla salute umana dipendono principalmente dalla dimensione delle particelle e dalla loro composizione chimica. Numerosi studi hanno dimostrato

che al diminuire del diametro delle particelle, aumenta la capacità del particolato di penetrare all'interno del sistema respiratorio, raggiungendo le regioni più profonde dei polmoni. Le conseguenze dovute all'inalazione del PM possono risultare immediatamente o diventare croniche. In un arco di tempo breve possono comparire sintomi come irritazione agli occhi e alle mucose, mal di testa, affaticamento, tosse e aggravamento di patologie respiratorie già esistenti. Tuttavia, le conseguenze più pericolose sono quelle dovute ad un'esposizione prolungata, che può provocare malattie respiratorie e cardiovascolari croniche.

L'U.S. Environmental Protection Agency distingue le frazioni inalabili e respirabili corrispondenti prevalentemente al PM₁₀ e al PM_{2.5}. Come già accennato, la diversa dimensione delle particelle determina modalità di deposizione differenti lungo il sistema respiratorio. Le particelle grossolane tendono a depositarsi soprattutto nella parte superiore delle vie respiratorie, in quanto il diametro di dimensioni maggiori ne limita la capacità di penetrazione. Gli effetti che ne derivano sono associati ad irritazioni delle mucose, allergie ed infiammazioni delle alte vie respiratorie. Le particelle fini riescono invece a raggiungere il tratto tracheo – bronchiale e soprattutto gli alveoli polmonari, dove avvengono gli scambi gassosi. La deposizione nelle regioni profonde comporta lo sviluppo di patologie respiratorie croniche e acute, oltre alla possibile insorgenza di malattie cardiovascolari, tumori e malattie neurologiche e cognitive (Valentin, 2003).

La International Commission on Radiological Protection (ICRP, 1994) ha sviluppato modelli empirici per descrivere la deposizione del particolato nelle diverse regioni dell'apparato respiratorio, attraverso delle curve che definiscono rispettivamente il tratto alveolare, il tratto tracheo – bronchiale e il tratto nasale – faringeo – laringeo.

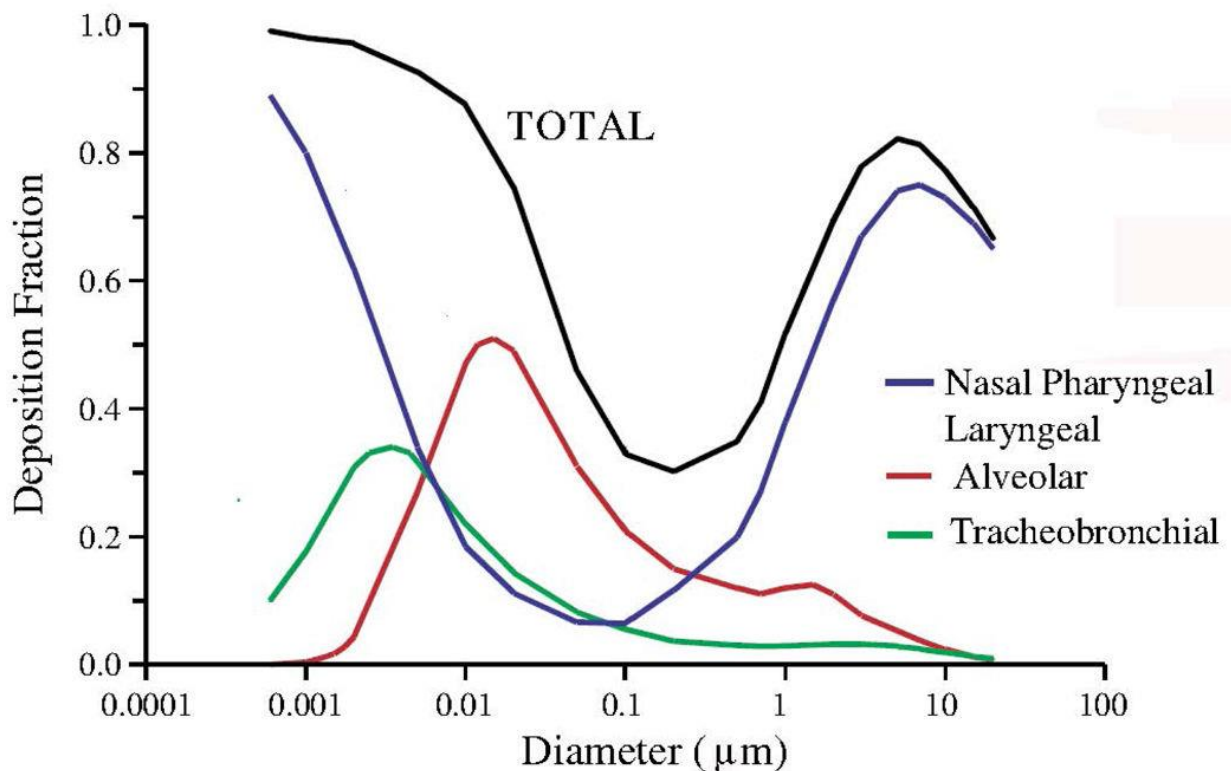


Figura 11: Curve di deposizione per gli specifici tratti respiratori (*Particle Transport and Deposition: Basic Physics of Particle Kinetics, Tsuda, Henry e Butler, 2013*).

Dal grafico si osserva come le particelle grossolane si depositano principalmente lungo il tratto naso – faringe – laringe, mentre le particelle fini e ultrafini raggiungono i tratti tracheo – bronchiale e alveolare. La deposizione nelle regioni profonde del polmone è favorita dalla ridotta velocità del flusso d'aria che innesca una deposizione tramite diffusione. Queste particelle possono entrare nel circolo sanguigno raggiungendo organi diversi dai polmoni. Tali particelle possono risultare tossiche anche quando composte da materiali che in dimensioni maggiori non mostrerebbero conseguenze negative (Donaldson *et al.*, 2001).

A titolo d'esempio, uno studio epidemiologico condotto in sei città statunitensi ha mostrato che le persone residenti in aree con concentrazioni elevate di particolato presentavano un'aspettativa di vita inferiore di circa due anni rispetto a quelle che vivevano in aree meno inquinate (Jacobson, 2012).

Le categorie più vulnerabili agli effetti del PM sono rappresentate dai bambini, dalle donne in gravidanza, dagli anziani e da soggetti con patologie respiratorie e cardiovascolari già esistenti. I primi sono soggetti fortemente a rischio in quanto il sistema respiratorio è in fase di sviluppo e la frequenza respiratoria è maggiore rispetto agli adulti; l'esposizione prolungata può causare

ritardi nello sviluppo polmonare, aumento di incidenza dell'asma e possibili effetti sullo sviluppo cognitivo (World Health Organization, 2018). Le donne in gravidanza sono soggette a possibili interferenze endocrine e alterazioni del sistema ormonale, che portano ad influenzare negativamente lo sviluppo neurologico del feto (Block e Calderón-Garcidueñas, 2009).

5.6 QUADRO NORMATIVO

5.6.1 Direttiva 2008/50/CE

Ai fini legislativi, per salvaguardare la salute degli esseri viventi e dell'ambiente dalle problematiche di inquinamento atmosferico, sono state emanate importanti direttive in merito alla qualità dell'aria. In ambito europeo, la direttiva 2008/50/CE è il riferimento principale. Quest'ultima stabilisce valori limite per diverse sostanze inquinanti, al fine di tutelare e garantire il diritto ad un'aria "pulita" per gli esseri umani e per l'ambiente nel suo complesso. Si richiede la cooperazione tra gli Stati membri nell'ambito della lotta all'inquinamento atmosferico transfrontaliero (quando il superamento dei valori in una zona è attribuibile al trasporto di inquinanti da un altro stato membro), tramite la stipulazione di piani comuni o coordinati; in presenza di valori sopra soglia delle sostanze inquinanti, le autorità competenti devono predisporre piani di risanamento della qualità dell'aria, implementando contromisure, quali ad esempio limitazioni al traffico veicolare, predisposizione di zone a basse emissioni, controlli sugli impianti industriali e restrizioni nell'utilizzo dei riscaldamenti domestici. Infine, i dati sulla qualità dell'aria devono essere resi pubblici in modo chiaro e aggiornato, al fine di rendere partecipe la popolazione coinvolta.

Tra le sostanze soggette a limite normativo particolare importanza riveste il particolato atmosferico, distinto principalmente in PM₁₀ e PM_{2.5}.

In Italia la direttiva europea viene recepita con il D.Lgs. 155/2010, dove vengono imposti i valori limite giornalieri e annuali del PM₁₀, mentre il PM_{2.5} è soggetto ad un valore limite annuale per la salvaguardia della salute umana. Di seguito, nella

Tabella 5 vengono riportate le concentrazioni limite:

Tabella 5: valori limite d'esposizione al particolato atmosferico [1].

Tipologia particolato	Limite media 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Limite media annuale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Superamenti consentiti in 1 anno (in riferimento a limite media 24 h)
PM10	50	40	35
PM2.5	-	25	-

Come si evince dalla tabella il valore limite giornaliero del PM10 non deve essere superato per più di 35 volte in un anno, mentre per il PM2.5 non è stabilito.

5.6.2 Direttiva (UE) 2024/2881

La direttiva (UE) 2024/2881 rappresenta l'evoluzione della precedente normativa comunitaria. L'obiettivo principale è quello di rafforzare la tutela della salute pubblica attraverso il raggiungimento di un livello di inquinamento "zero" entro il 2050, rendendo gli standard europei sempre più conformi alle linee guida dell'organizzazione mondiale della sanità. Si pone maggiore attenzione circa l'incremento e il miglioramento della rete di monitoraggio, introducendo dei "supersiti" di monitoraggio: questi ultimi sono siti rurali o urbani con stazioni avanzate e integrate per il rilevamento della qualità d'aria, che includono più punti di campionamento per diversi inquinanti e su archi temporali estesi, per poter avere una maggiore completezza e rappresentatività dei dati. Inoltre, tramite la 2024/2881 viene riconosciuto ai cittadini il diritto al risarcimento in caso di danni alla salute provocati dalla violazione di norme sulla qualità dell'aria da parte di uno Stato membro.

La novità importante della direttiva risiede nella ridefinizione dei valori limite, che risultano essere più restrittivi della 2008/50/CE: su un totale di otto sostanze inquinanti considerate (SO_2 , NO_2 , PM10, PM2.5, benzene, CO, Pb, O_3), cinque di esse assumono valori di riferimento inferiori. Si riportano, nello specifico, i nuovi valori soglia di PM10 e PM2.5 per la protezione della salute umana da raggiungere entro il 1° gennaio 2030:

Tabella 6: valori limite d'esposizione al particolato atmosferico [2].

Tipologia particolato	Limite media 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Limite media annuale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Superamenti consentiti in 1 anno (in riferimento a limite media 24 h)
PM10	45	20	18
PM2.5	25	10	18

Oltre ai valori limite vengono riportate le soglie di informazione e di allarme: la prima indica il livello oltre il quale esiste un rischio per la salute umana in caso di esposizione di breve durata per gruppi sensibili della popolazione (bambini, anziani, persone con patologie respiratorie), mentre la soglia d'allarme definisce un livello oltre il quale esiste un rischio per la salute dell'intera popolazione, anche per esposizioni brevi.

Il superamento della soglia di informazione prevede l'obbligo di informare il pubblico, fornendo consigli e precauzioni da adottare; il superamento della soglia d'allarme comporta l'adozione di misure a breve termine da parte degli Stati membri per ridurre l'inquinamento. Nella Tabella 7 vengono riportate le rispettive soglie per il particolato grossolano e fine, ottenute con misurazioni effettuate come media giornaliera in siti rappresentativi della qualità dell'aria in un'area di almeno 100 km² oppure in una zona intera se questa è meno estesa:

Tabella 7: soglie di informazione e allarme per il particolato atmosferico [2].

Tipologia particolato	Soglia di informazione (µg/m ³)	Soglia di allarme (µg/m ³)	Periodo di mediazione
PM10	90	90	1 giorno
PM2.5	50	50	1 giorno

Infine, vengono specificate anche le soglie di valutazione per la protezione della salute, ovvero i livelli di concentrazione di inquinanti al di sopra dei quali si rende necessario un monitoraggio con misurazioni fisse e non con modellizzazioni o stime obiettive. Di seguito le soglie di valutazione per il PM10 e il PM2.5:

Tabella 8: soglie di valutazione per la protezione della salute [2].

Tipologia particolato	Soglia di valutazione (µg/m ³)	Periodo di mediazione
PM10	15	1 anno
PM2.5	5	1 anno

Un altro aspetto importante della nuova normativa è quello di menzionare esplicitamente la necessità di monitorare nuove sostanze e composti, come l'ammoniaca, il metano e il particolato ultrafine, oggetto di questa tesi. Le particelle ultrafini o "ultrafine particles" (UFP) sono

richiamate sin da subito nell'articolo 4 – punto 15, che presenta la definizione di particolato ultrafine:

“Particelle di un diametro inferiore o pari a 100 nm, per le quali l’UFP è misurato come concentrazioni del numero di particelle per centimetro cubico per una gamma di dimensioni con un limite inferiore di 10 nm e per una gamma di dimensioni senza restrizioni al limite superiore”.

Implicitamente, tramite questa definizione, la direttiva parla di valutare e definire le particelle ultrafini attraverso la concentrazione numerica di particelle presenti nell'aria e non in termini di massa, come invece accade per il PM10 e il PM2.5. Infatti, una particella ultrafine, avendo un peso irrisorio, non può essere valutata sulla base della massa (Donaldson *et al.*, 2001).

Nell'allegato VII – sezione 4, vengono ulteriormente citate nell'ambito dei supersiti di monitoraggio: nello specifico si richiede il monitoraggio della distribuzione granulometrica delle UFP, cioè la valutazione delle dimensioni delle particelle ultrafini presenti nell'aria. Questo serve a comprendere meglio le fonti d'emissione delle particelle, i loro effetti sanitari e il comportamento assunto in atmosfera. Si riporta un estratto della direttiva riguardante gli obiettivi:

“L’obiettivo di tali misurazioni è garantire la disponibilità di informazioni adeguate nei siti in cui si verificano concentrazioni elevate di UFP influenzate principalmente da fonti connesse a trasporto via aria, acqua o su strada (come aeroporti, porti o strade), siti industriali o riscaldamento domestico. Le informazioni sono adeguate per valutare i livelli più elevati di concentrazioni di UFP provenienti da tali fonti”.

Tuttavia, non vengono stabiliti ancora veri e propri limiti vincolanti per la concentrazione delle UFP, in quanto la ricerca e gli studi su di esse sono ancora in evoluzione; in questo panorama il monitoraggio si inserisce, quindi, come strumento volto alla raccolta di ulteriori dati scientifici, per poter definire in futuro un riesame della direttiva e un aggiornamento delle conoscenze.

6 PARTICOLATO ULTRAFINE

Come detto in precedenza, la frazione di particelle con diametro inferiore ai 100 nm rappresenta il particolato atmosferico ultrafine. Volendo essere ancora più precisi, la frazione di particelle con diametro inferiore ai 50 nm ricade invece nella classe del nanoparticolato (Shi *et al.*, 2001). La formazione delle particelle ultrafini è dovuta principalmente a meccanismi di nucleazione omogenea, in cui gas e vapori precursori (come acido solforico, composti organici e acido nitrico) si aggregano per formare nuove particelle solide e liquide; sostanzialmente, queste sono costituite da carbonio di tipo elementare e organico. Le UFP, per via delle loro dimensioni ridotte, sono soggette quasi ed esclusivamente ai moti di diffusione Browniana, e possono essere descritte dalla moda di nucleazione e da quella di Aitken (Kwon *et al.*, 2020). In riferimento a quest'ultima affermazione, si osserva in Figura 12 come nell'intervallo in cui ricade la moda di nucleazione, e quindi nella frazione ultrafine, il numero delle particelle è più rilevante rispetto alla massa, che viene considerata trascurabile (Health Effects Institute, 2013).

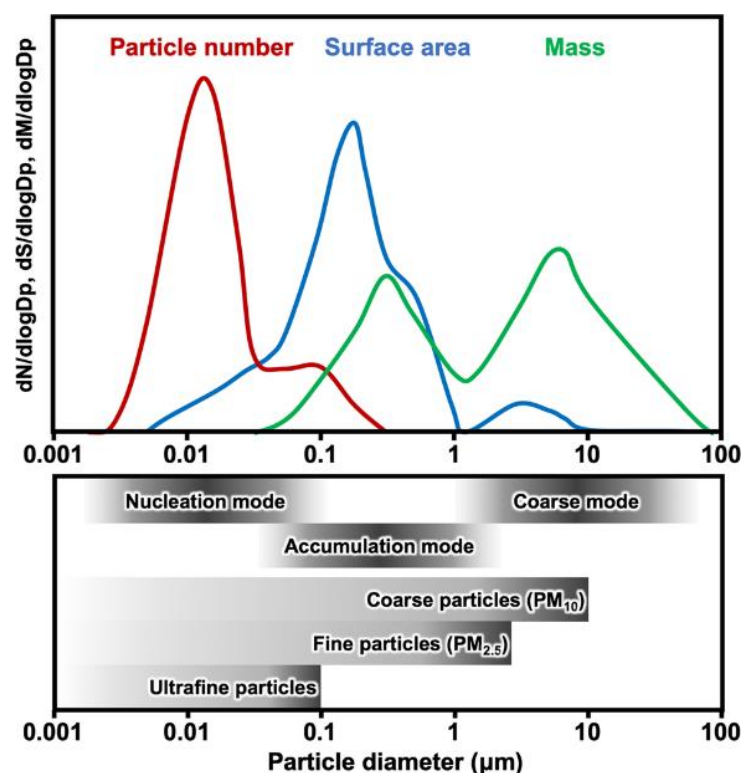


Figura 12: rappresentazione schematica di una tipica distribuzione dimensionale delle particelle in termini di concentrazione numerica, di superficie e di massa (Kwon *et al.*, 2020).

Analizzando una nuvola di particelle di vario diametro, si osserva nella Tabella 9 come il numero di particelle per unità di volume aumenta notevolmente insieme alla superficie specifica al diminuire della dimensione del particolato (Donaldson *et al.*, 2001).

Tabella 9: superficie specifica, numero e dimensione delle particelle di una nuvola di particelle di differente diametro (Donaldson *et al.*, 2001).

Airborne mass concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Particle diameter (μm)	Particles/ml of air	Particle surface area ($\mu^2/\text{ml air}$)
10	2	1.2	24
10	0.5	153	120
10	0.02	2400000	3016

Di conseguenza, sebbene queste particelle contribuiscano in misura notevolmente ridotta alla massa totale di particolato, la loro elevata area superficiale e il loro numero le rendono tossiche (Donaldson *et al.*, 2001). È stato evidenziato come queste particelle possano causare stress ossidativo e alterazioni nei livelli di calcio cellulare, inibendo la capacità dei macrofagi di ripulire i polmoni durante il processo di fagocitosi; se questo non avviene correttamente, viene favorita una maggiore interazione tra le UFP e la barriera epiteliale, che porta al passaggio delle particelle verso l'interstizio o i linfonodi, rilasciando dei mediatori (citochine o chemocine) che scatenano un'inflammation (Donaldson *et al.*, 2001). In Figura 13 si presenta la differenza nel processo di fagocitosi in seguito ad un'esposizione a particelle fini e ultrafini.

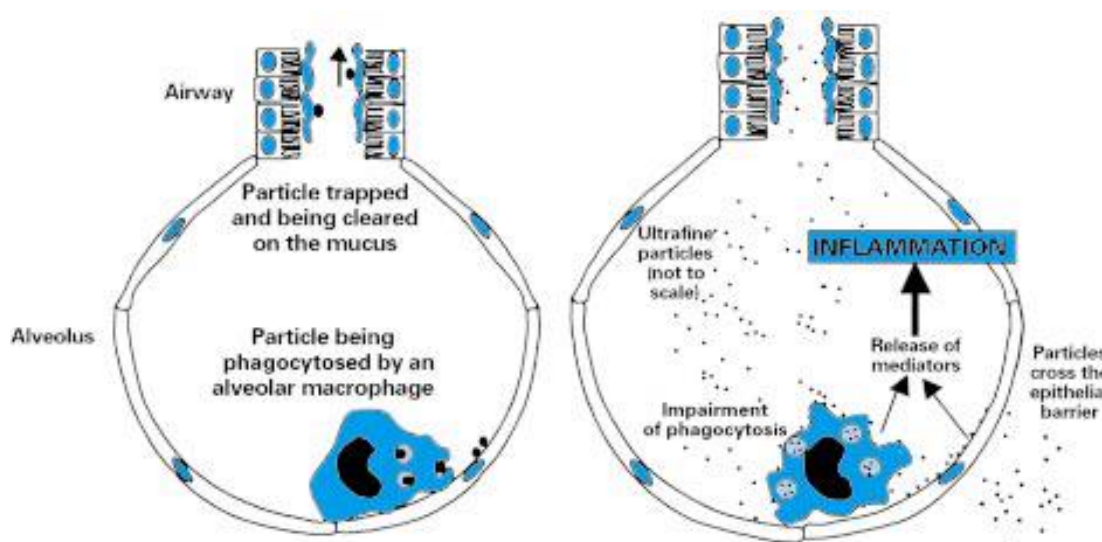


Figura 13: Rappresentazione schematica di ipotetici eventi successivi all'esposizione a particelle fini (a sinistra) e a particelle ultrafini (a destra) (Donaldson *et al.*, 2001).

Alla luce delle peculiarità fisiche e tossicologiche delle UFP, negli anni sono stati presentati e definiti nuovi parametri, tra cui la *Lung Deposited Surface Area* (LDSA), che rappresenta l'area superficiale totale delle particelle depositata nei tratti dell'apparato respiratorio, misurata in $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$. Tramite questo parametro si tiene conto sia della distribuzione dimensionale che dell'efficienza di deposizione polmonare, risultando fondamentale per l'analisi delle UFP che, come detto in precedenza, presentano un'elevata superficie specifica. In tal senso, l'LDSA viene misurato nelle campagne di monitoraggio della qualità dell'aria per evidenziare in misura maggiore il potenziale impatto sanitario delle UFP, rispetto alla sola valutazione delle concentrazioni numeriche; tuttavia, non esistono ancora delle soglie o limiti di legge riferiti a questo parametro.

Di seguito, vengono mostrati i vari casi studio presenti in letteratura scientifica e, infine, descritte le metodologie di misura e monitoraggio utilizzate. In tal modo, sarà possibile utilizzare degli adeguati indicatori o parametri specifici che possano caratterizzare al meglio la distribuzione dimensionale e numerica delle particelle.

6.1 SORGENTI

La formazione delle UFP, così come per tutte le frazioni di particolato, è riconducibile a sorgenti naturali e antropiche; in base al processo di crescita, si ottengono due tipi di particolato ultrafine: primario e secondario.

Le sorgenti primarie di particolato ultrafine sono principalmente associate a processi di combustione, che implicano l'utilizzo di biomassa (come il legno) o di combustibili fossili impiegati nei trasporti, nel riscaldamento domestico e nelle attività di cottura; per comprendere il contributo delle singole sorgenti alla formazione delle particelle ultrafini, sono stati sviluppati differenti approcci: il primo è rappresentato dalla stima quantitativa delle emissioni prodotte dalle diverse sorgenti in un determinato territorio (*Emission inventories*), utilizzando dei fattori di emissione specifici combinati con le attività della sorgente in questione; a titolo d'esempio, in Figura 14 si riporta il contributo di ogni sorgente all'emissione di particelle ultrafini sulla costa meridionale della California, nei pressi di Los Angeles (Health Effects Institute, 2013).

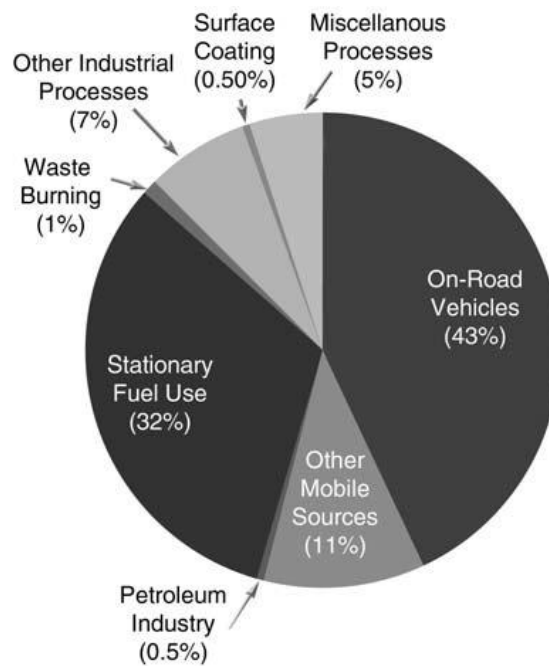


Figura 14: Contributi delle singole fonti all'emissione delle particelle ultrafini nel bacino della costa meridionale della California nei pressi di Los Angeles (1996)(Health Effects Insitute, 2013).

Gli studi che hanno utilizzato questo metodo sono spesso a scala regionale, dipendono fortemente dai fattori d'emissione utilizzati e non sempre sono verificati con misure reali (Health Effects Insitute, 2013).

Il secondo metodo prevede un'analisi sulla composizione chimica delle particelle, utilizzando poi dei modelli statistici che dalla “firma chimica” (ovvero l'insieme di composti chimici che identificano una sostanza, un materiale, un processo) risalgono alla sorgente emissiva; nella figura seguente vengono presentati i risultati di uno studio in cui si confrontano i contributi delle principali sorgenti alla formazione di particolato ultrafine a diverse distanze da alcune strade della California , distinguendo 3 campioni principali: il primo a bordo strada (*roadside*), il secondo ubicato in un contesto urbano a 400 m da un'autostrada trafficata (*community*), l'ultimo in un sito rurale (*rural*) (Health Effects Insitute, 2013).

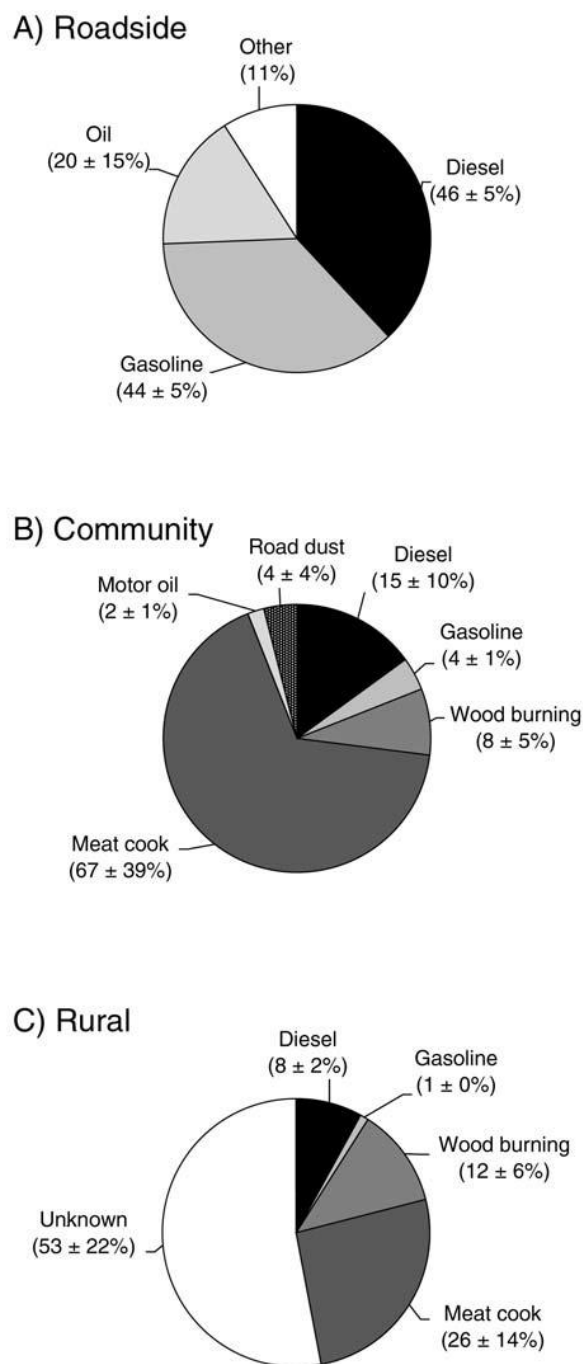


Figura 15: contributo delle principali sorgenti che causano formazione di particolato ultrafine a diverse distanze da alcune strade della California. A: campionamento a 37 m rispetto all'Interstate 5 di San Diego, CA. B: campionamento in un sito urbano posto a 400 m da un'autostrada a Fresno, CA. C: sito rurale nel Westside, CA. (Health Effects Institute, 2013).

Questo metodo (in inglese denominato *Source apportionment*), tuttavia, non tiene conto di tutti i cambiamenti che avvengono in atmosfera per le UFP (reazioni chimiche, condensazione, coagulazione, ...): queste ultime, nel corso di brevi periodi di tempo possono modificare la

propria firma chimica, rendendo difficile correlarle alla sorgente originaria (Health Effects Institute, 2013).

Un ulteriore approccio confronta le concentrazioni numeriche di particelle in luoghi con differente impatto emissivo; è stato condotto, per esempio, uno studio sulle concentrazioni medie di particelle in diversi ambienti, per poi collegare queste ultime alla sorgente dominante (Morawska *et al.*, 2008):

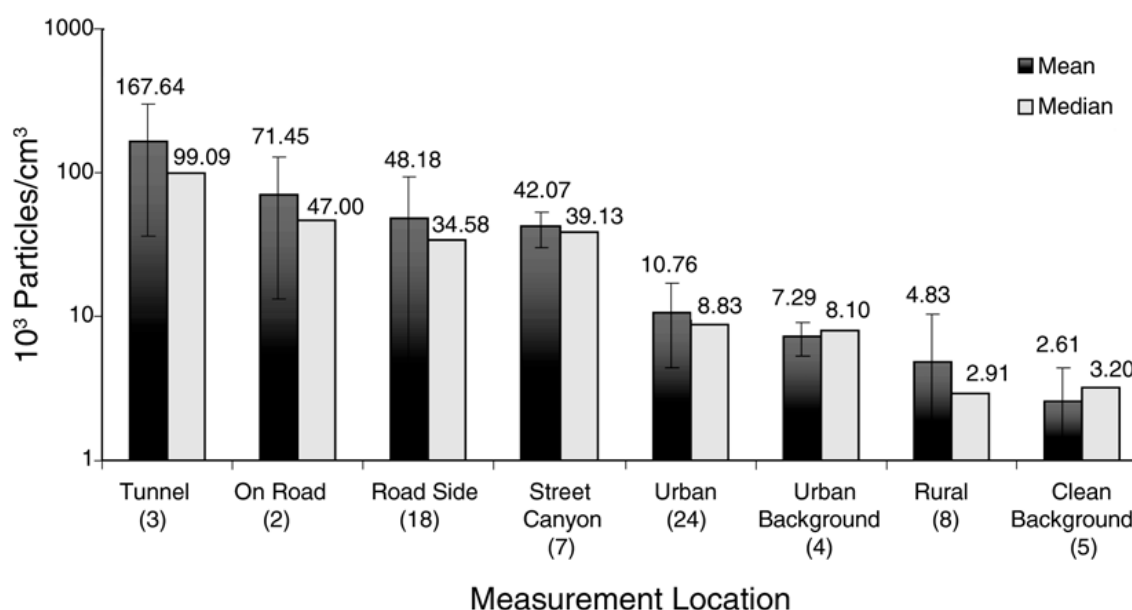


Figura 16: media e mediana della concentrazione numerica di particelle ultrafini per ambienti differenti (Morawska *et al.*, 2008).

Questa strategia prevede l'utilizzo di criteri empirici, che portano a risultati meno precisi ma più semplici da poter elaborare (Health Effects Institute, 2013).

Nonostante le diverse metodologie utilizzate, i risultati di tutti gli studi mostrano che la sorgente predominante del particolato ultrafine è rappresentata dal traffico veicolare, nello specifico dalla combustione prodotta dai motori diesel (Health Effects Institute, 2013).

Nei motori diesel il carburante è iniettato ad alta pressione in aria fortemente compressa e calda nella camera di combustione; all'interno di essa, la miscela composta da aria e combustibile non è omogenea e questo genera zone localmente ricche di carburante e povere di ossigeno: la combustione in tali condizioni viene detta incompleta e ha come risultato la formazione di nuclei

carboniosi attraverso processi di pirolisi degli idrocarburi del gasolio. In termini semplici, le molecole di combustibile si decompongono ad alta temperatura formando delle strutture aromatiche che evolvono in particelle solide di carbonio elementare (Kwon *et al.*, 2020). Tali particelle sono aggregati ramificati di nanoparticelle di carbonio sulle cui superfici si adsorbono composti organici, idrocarburi policiclici aromatici, composti solforati e materiali semivolatili (Health Effects Institute, 2013).

Una volta che i gas di scarico escono dal motore, contengono vapori organici, composti semivolatili, residui di combustibile incombusto e tracce provenienti dall'olio lubrificante. Durante il rapido raffreddamento e la diluizione di questi nell'aria ambiente, tali sostanze raggiungono condizioni di supersaturazione e iniziano ad aggregarsi in nuovi nuclei particellari (Kwon *et al.*, 2020). Negli ultimi anni l'utilizzo dei DPF (*Diesel Particulate Filters*) ha permesso di ridurre la massa delle particelle emesse, ma il numero delle particelle ultrafini è aumentato, a causa della minore disponibilità della superficie di particelle più grandi dove operare il processo di condensazione (Health Effects Institute, 2013). In Figura 17 viene riportato il processo di formazione delle particelle ultrafini dalla camera di combustione sino allo scarico in atmosfera.

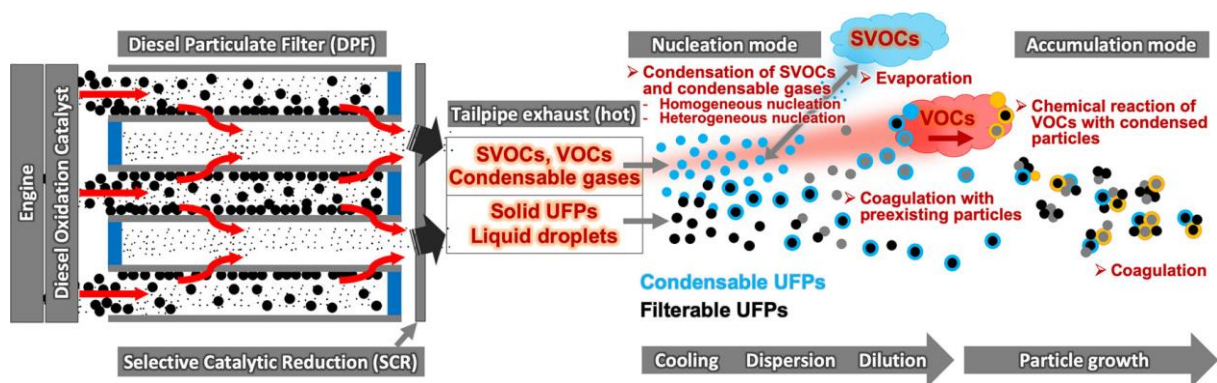


Figura 17: dinamica di formazione delle UFP emesse da un tipico motore diesel (Kwon *et al.*, 2020).

Durante questo processo, è possibile distinguere le distribuzioni modali, individuando gli intervalli dimensionali delle particelle formatesi durante le fasi. L'intervallo complessivo del particolato diesel si colloca tipicamente tra i 20 e i 130 nm (Morawska *et al.*, 2008). La maggior parte della massa delle particelle si colloca nella moda di accumulazione, in un intervallo compreso tra 0.1 e 0.3 μm ; qui risiedono gli agglomerati carboniosi e i materiali adsorbiti ad essi associati (Kittelson, 1998). La moda di nucleazione è costituita da particelle con diametro

compreso tra 0.005 e i 0.05 μm : ad essa sono associati i composti organici volatili e i composti solforati che si formano durante la diluizione e il raffreddamento dei gas di scarico; la moda di nucleazione contiene circa il 90 % del numero di particelle, pur contenendo tra l'1 e il 20% di massa totale di esse (Kittelson, 1998). Infine, la moda grossolana contiene tra il 5 e il 20% di massa totale delle particelle, che tipicamente si depositano sulle superfici degli scarichi, per poi essere rimesse in circolo (Kittelson, 1998). La Figura 18 permette la visualizzazione di quanto detto:

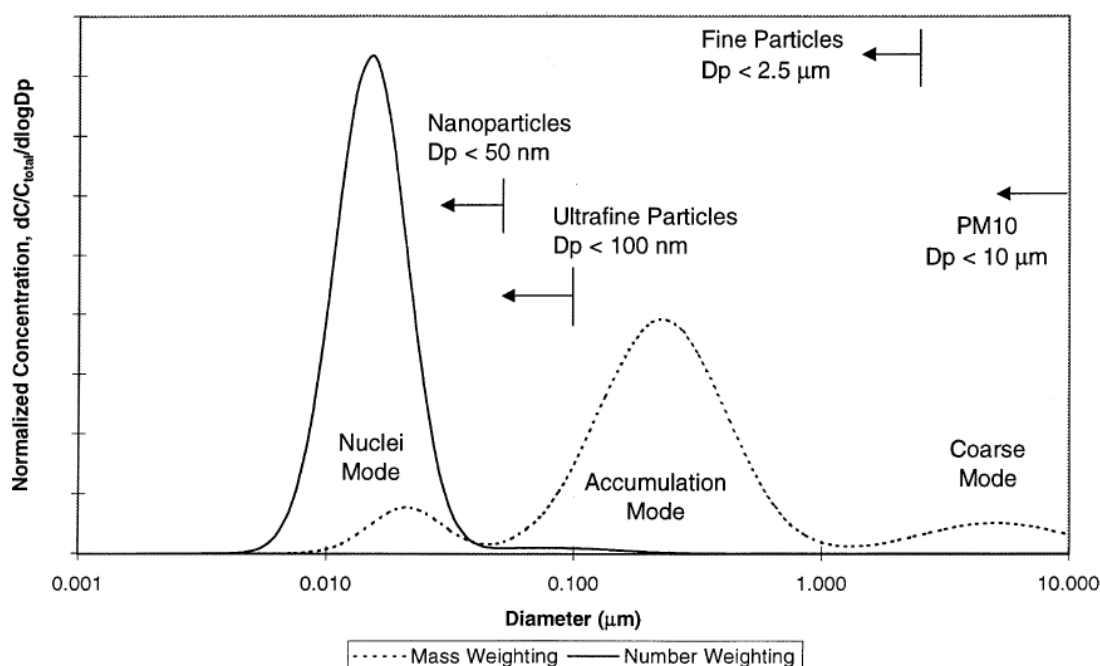


Figura 18: distribuzione dimensionale delle emissioni di particolato dallo scarico di un motore diesel (Kittelson, 1998).

Sebbene il traffico veicolare o, in generale, i processi di combustione su grande scala giochino un ruolo fondamentale, è importante sottolineare come un'importante sorgente di particolato ultrafine primario siano gli ambienti domestici. Il 90% circa del numero di particelle prodotte durante le attività di cucina, ad esempio, appartengono alla frazione ultrafine, con due picchi: il primo si colloca intorno ai 60 nm, mentre il secondo al di sotto dei 10 nm (Wallace, 2006). Di seguito si riportano le principali attività domestiche responsabili dell'emissione di particelle ultrafini:

Tabella 10: numero di particelle per cm^3 di alcune attività indoor (Wallace, 2006).

Activity	Diameter (nm)				Total
	10–100	100–200	200–450	450–950	
No indoor sources	2557	683	183	18	3441
Tea	5763	58			5821
Citronella candle	3135	1613	1634	576	6958
Open windows	7585	864	150	3	8601
Tea & toast	9527	1			9528
Incense	6681	2309	722		9713
Unknown outdoor sources	9049	1074	222	34	10379
Outdoors	9522	18352	3030	16	11675
Breakfast	19966	117		13	20096
Unknown indoor sources	21432	1068	100	12	22611
Fried eggs	22507	2199	317	53	25077
Stir-fry	25375	1643	142	14	27174
Gas clothes dryer	27242	700	66	5	28013
Gas oven	29735	1395	68	21	31219
Dinner	30456	2311	321	41	33129
Smoky cooking oil	33509	8660	1516	132	43817
Tortillas	39700	8387	823	72	48982
Broiled fish	47230	2627	98	17	49972

Per quanto concerne il particolato ultrafine secondario, questo ha origine da fenomeni di nucleazione di gas precursori oppure da reazioni fotochimiche; l'intervallo corrispondente a tali fenomeni può variare tra i 20 e i 50 nm, quindi, è ben descrivibile dalla moda di Aitken (Kulmala *et al.*, 2004). Le specie chimiche coinvolte sono acido fosforico, acido nitrico e gas organici: il meccanismo più comune è la nucleazione binaria acqua – acido solforico, mentre altri fenomeni di nucleazione sono di tipo ternario (acqua – acido solforico – ammoniaca) o ion-induced; dopo la nucleazione le particelle crescono attraverso fenomeni di condensazione e coagulazione, passando dalla frazione ultrafine a quella fine (Kulmala *et al.*, 2004). Infine, il processo di nucleazione è influenzato da determinati fattori quali, ad esempio, condizioni meteorologiche, intensità della luce solare, emissioni di traffico ed efficienza della combustione (Ma e Birmili, 2015).

6.2 VARIABILITA' DEL PARTICOLATO ULTRAFINE

Sono stati condotti diversi studi in ambito urbano che evidenziano come l'intensità del traffico veicolare e le condizioni atmosferiche favorevoli all'accumulo o alla dispersione degli inquinanti siano correlati con la concentrazione numerica delle particelle ultrafini.

In uno studio condotto nella città metropolitana di Milano, Spinazzè *et al.* (2014) hanno utilizzato un modello di simulazione probabilistica basato sui diversi microambienti frequentati, riscontrando una marcata variabilità stagionale nella produzione di particelle ultrafini, con concentrazioni medie invernali pari a circa $2.8 \cdot 10^4$ particelle/cm³, contro un valore di $1.9 \cdot 10^4$ particelle/cm³ ottenuto in estate. Le maggiori concentrazioni invernali sono attribuibili alla ridotta altezza dello strato di rimescolamento, alla minore dispersione atmosferica e alle basse temperature (Spinazzè *et al.*, 2014). Le concentrazioni più intense si verificano durante gli spostamenti nel traffico, ma la maggior parte della dose giornaliera totale viene assorbita negli ambienti indoor, dove le persone trascorrono la quasi totalità del proprio tempo (Spinazzè *et al.*, 2014).

Sempre nella città di Milano, Cattaneo *et al.* (2009) hanno osservato una forte dipendenza temporale delle concentrazioni di UFP. I valori massimi di concentrazione si verificano durante i giorni lavorativi, in particolare il mercoledì e il giovedì, mentre i minimi si registrano nel fine settimana (Cattaneo *et al.*, 2009). Concentrandosi sull'andamento giornaliero, il picco principale compare nella fascia mattutina tra le 7:00 e le 11:00, in corrispondenza delle ore di punta del traffico veicolare; nelle ore centrali e pomeridiane le concentrazioni risultano inferiori e più stabili (Cattaneo *et al.*, 2009).

Un altro studio effettuato in Italia, nello specifico a Roma e condotto da Marconi *et al.* (2007), ha rilevato concentrazioni numeriche invernali circa 3-4 volte superiori rispetto al mese d'agosto. Lo studio ha evidenziato una forte correlazione tra il numero di particelle e l'NO_x ($r=0.8$), così come il CO ($r=0.77$), confermando il traffico veicolare come la sorgente di UFP principale (Marconi *et al.*, 2007). A sostegno di queste evidenze, è stato anche sviluppato un progetto europeo in diverse città europee (Dresda, Praga, Stoccolma, Asburgo), denominato *UFIPOLNET (Ultrafine Particle Size Distribution in Air Pollution)* (2008) che ha confermato il legame tra la concentrazione numerica di UFP e gli ossidi di azoto, come si evince dalla Figura 19.

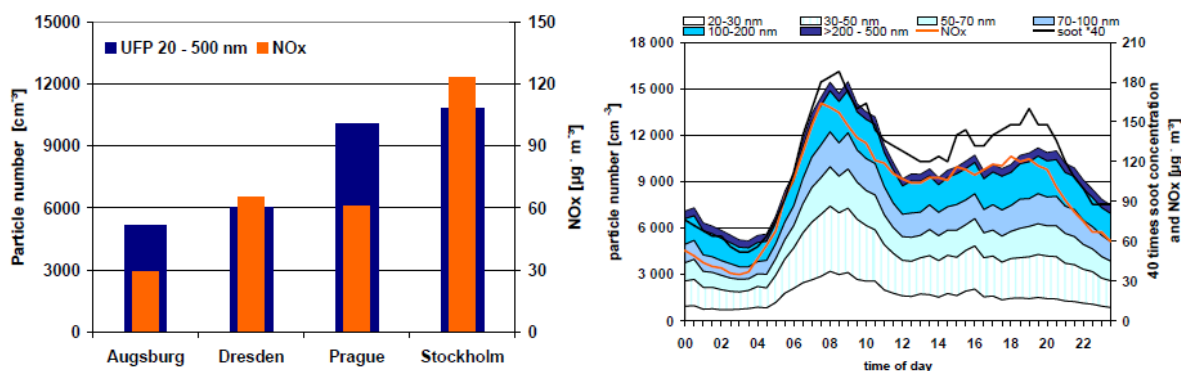


Figura 19: comparazione tra i 4 siti di misurazione in cui si riporta la media del numero di particelle e NOx (sinistra). Confronto tra concentrazione numerica annuale del particolato e NOx nella città di Dresda (destra) (UFIPOLNET Technical Final e Report, 2008).

Uno studio condotto a Madrid da Gómez-Moreno *et al.* (2011) ha mostrato come la concentrazione numerica di particolato ultrafine raggiunga i massimi tra novembre e gennaio, mentre i valori minimi si osservano in primavera, quando il vento favorisce una maggiore diluizione degli inquinanti; in particolare si è osservato un decremento generale delle concentrazioni quando la velocità del vento supera i 3 m/s.

L'importanza dei parametri meteorologici emerge anche nello studio di Castro *et al.* (2010), dove nella città di León, in Spagna, sono stati analizzati fenomeni di wash – out dovuti a piogge intense (maggiori di 3.2 mm/h) che hanno ridotto di circa il 20% la concentrazione numerica delle UFP. Interessante notare come le precipitazioni deboli possano alterare le misure strumentali, aumentando apparentemente il numero di particelle rilevate: questo è dovuto all'incapacità dello strumento di distinguere adeguatamente gli aerosol reali con piccole gocce di precipitazione (Castro *et al.*, 2010).

Rahman *et al.* (2017) hanno osservato nella città di Brisbane (Australia), un chiaro andamento bimodale giornaliero, con picchi mattutini e serali legati al traffico, accompagnati da un ulteriore aumento nelle ore centrali dovuto a eventi di nucleazione secondaria, favoriti dalla radiazione solare. L'andamento della concentrazione numerica delle particelle mostra tre picchi distinti: due coincidono con le ore di punta del traffico veicolare (6:00 – 9:00 e 17:00 – 20:00) e il terzo picco tra le 11:00 e le 14:00 deriva dalla formazione di particelle nucleate (Rahman *et al.*, 2017). Nel fine settimana la concentrazione media di particelle ultrafini risulta inferiore del 13% rispetto ai giorni osservati durante la settimana (Rahman *et al.*, 2017). I picchi di CO e NO_x mostrano durante la settimana un andamento simile a quello delle particelle, senza riportare il picco a metà

giornata in quanto non sono soggetti a fenomeni di nucleazione (Rahman *et al.*, 2017). Questi composti nel fine settimana sono elevati solo nel periodo serale, mentre non presentano picchi mattutini a causa dell'assenza di traffico intenso in quelle ore (Rahman *et al.*, 2017).

Infine, a completamento di questo paragrafo, si riporta l'analisi effettuata da Bächler *et al.* (2026) circa la presenza di particolato ultrafine e fumo da legna in un'area residenziale tedesca durante la stagione invernale (novembre 2024 – marzo 2025). I risultati di questo studio sono stati elaborati a partire dai dati forniti dallo strumento *AQ Guard Smart 2000*, apparecchiatura utilizzata per questo lavoro di tesi, le cui specifiche e funzionamento sono riportate nella sezione 7.2. Dalle misurazioni effettuate è emerso un andamento diurno con picchi mattutini e serali, che coincidono con l'accensione delle stufe nelle case nell'area di interesse: questi picchi di concentrazione si realizzano in assenza di vento (sotto i 0,5 km/h), evidenziando come l'inquinamento da UFP dipenda fortemente dalle condizioni di dispersione (Bächler *et al.*, 2026). Nel 33,6% dei giorni monitorati, si supera il limite orario di 20.000 cm⁻³ di particelle, raccomandato dall'OMS come "buona pratica" (WHO, 2005). Durante il periodo di campionamento, si è registrato un picco estremo di 90.000 cm⁻³ nella notte di Capodanno, dovuto ai fumi indotti dai fuochi d'artificio e dall'assenza di vento nella notte del 1° gennaio (Figura 20), mentre, nel febbraio 2025, un fenomeno d'inversione termica ha impedito il rimescolamento dell'aria per diversi giorni, causando livelli di inquinamento costantemente alti sia di giorno che di notte (Bächler *et al.*, 2026).

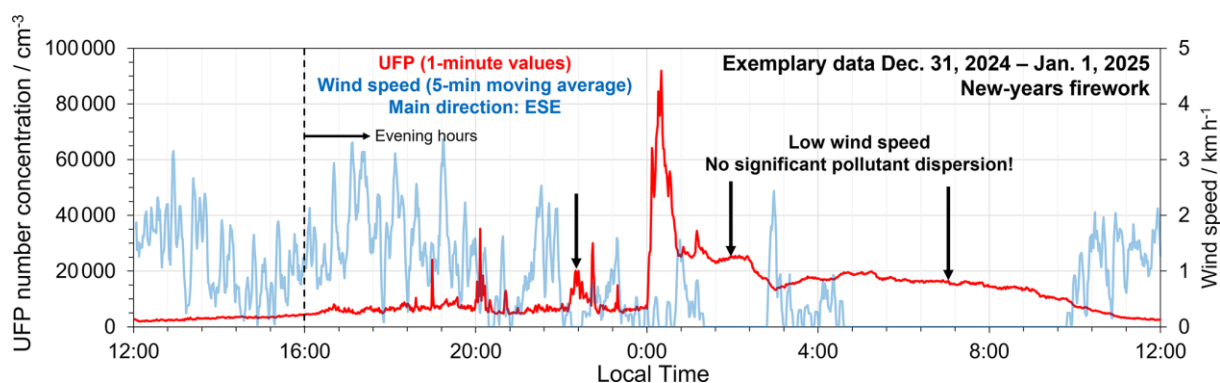


Figura 20: concentrazione numerica di UFP e condizioni di dispersione nel periodo 31/12/2024 - 1/01/2025 (Bächler *et al.*, 2026).

6.3 METODI DI ANALISI E DI MISURA

La misura del particolato ultrafine viene effettuata tramite strumenti che tengono conto delle caratteristiche delle UFP citate nei paragrafi precedenti: in particolare i metodi di analisi tengono conto principalmente dei fenomeni di diffusione browniana e di mobilità elettrica (Kulkarni *et al.*, 2011). I dispositivi disponibili sul mercato permettono il conteggio delle particelle oppure consentono di ottenere la distribuzione dimensionale, separando le particelle di interesse in differenti classi dimensionali, in base al diametro di mobilità elettrica equivalente (Kulkarni *et al.*, 2011). Di seguito si riportano i principali strumenti di misura:

- CPC (*Condensation Particle Counter*);
- DMPS (*Differential Mobility Particle Sizer*);
- UPM (*Ultrafine Particle Monitor*);
- SMPS (*Scanning Mobility Particle Sizer*);
- FMPS (*Fast Mobility Particle Sizer*).

Il principio fisico alla base di un contatore di particelle a condensazione (CPC) consiste nell'ingrandimento delle particelle ultrafini attraverso la crescita per condensazione di un fluido di lavoro (alcol o più preferibilmente acqua), rendendole visibili agli strumenti ottici (Balendra *et al.*, 2024). Il campione di aerosol entra nel dispositivo, viene raffreddato e umidificato mentre attraversa il saturatore, ovvero una regione con pareti fredde e bagnate dal fluido di lavoro; il flusso entra poi nel condensatore (una camera con pareti bagnate e riscaldate); in queste condizioni la pressione del vapore si equilibra più velocemente della temperatura al centro del condotto, creando una condizione di sovrasaturazione: il vapore così condensa sulle particelle ultrafini in arrivo, che fungono da nuclei di condensazione, facendole crescere rapidamente sino a diventare gocce di dimensioni micrometriche (Balendra *et al.*, 2024). Una volta cresciute, le gocce arrivano in una camera ottica dove un laser le colpisce: la luce diffusa da ogni goccia viene rilevata da un fotodiodo, che registra un segnale a impulsi convertito in una metrica di concentrazione numerica delle particelle (Balendra *et al.*, 2024).

Il DMPS è il risultato dell'accoppiamento di un *Differential Mobility Analyzer* (DMA), che classifica le particelle in base alla loro mobilità in un campo elettrico, e un CPC per conteggiare le particelle selezionate dal DMA [3]. Quest'ultimo è costituito da un cilindro che contiene un'asta centrale carica negativamente; vengono immessi due flussi d'aria all'interno del cilindro, uno con le particelle da classificare e l'altro con aria pulita [3]. Le particelle che possiedono carica positiva si muovono verso l'asta centrale in funzione della propria mobilità elettrica;

quelle con una determinata mobilità hanno come uscita la base del DMA, mentre quelle non adatte confluiscono in un flusso di scarico [3]. Variando la tensione applicata si selezionano via via particelle con mobilità differenti, correlando la mobilità con la distribuzione dimensionale dell'aerosol [3]. Infine, utilizzando un CPC, si ricava il numero di particelle appartenenti a quella classe dimensionale [3].

Il monitor per particelle ultrafini (UPM) è un selezionatore elettrico di precisione: l'aria viene aspirata e fatta passare in un serbatoio di equalizzazione, affinché il flusso sia stabile in termini di concentrazione di particelle (TSI Incorporated). Queste ultime vengono caricate attraverso un getto di ioni positivi; a questo punto le particelle cariche entrano nel DMA e, come accennato in precedenza, solo quelle di una determinata dimensione passano attraverso una fessura in fondo all'asta. Infine, le particelle selezionate finiscono su un filtro collegato ad un elettrometro, dispositivo che misura la corrente elettrica prodotta dalle cariche delle particelle: più corrente viene rilevata, più particelle di quella specifica dimensione sono presenti (TSI Incorporated).

Lo *Scanning Mobility Particle Sizer* (SMPS) possiede un funzionamento analogo al DMPS, essendo costituito da un DMA e un CPC; tuttavia, la tensione del DMA varia continuamente permettendo un'acquisizione continua e una migliore risoluzione temporale (a differenza del DMPS che acquisisce per step successivi) [4].

Anche il *Fast Mobility Particle Sizer* (FMPS) sfrutta la relazione tra mobilità elettrica e dimensione delle particelle [5]. Come nei precedenti dispositivi, le particelle vengono caricate positivamente tramite un caricatore a corona; a questo punto, le particelle cariche vengono introdotte nella regione di misura dello strumento, attraversata da aria pulita, filtrata con un filtro HEPA [5]. Durante il moto nella camera di misura, le particelle colpiscono degli elettrometri disposti lungo lo strumento; misurando simultaneamente i segnali provenienti dai diversi elettrometri, il FMPS ricostruisce in tempo reale la distribuzione dimensionale numerica delle particelle di aerosol [5].

Oltre ai metodi basati sulla mobilità elettrica e sulla condensazione, sono stati sviluppati strumenti che permettono il monitoraggio in continuo delle UFP attraverso il principio della carica per diffusione unipolare (*Diffusion Charging*).

6.3.1 Diffusion Charging

Il processo di *Diffusion Charging* si articola in diverse fasi, partendo dalla preparazione del campione per arrivare alla classificazione delle particelle. In prima analisi, viene riscaldato l'*inlet* del dispositivo affinché il campione d'aria in ingresso sia stabilizzato, eliminando l'umidità e contrastando il possibile instaurarsi di processi secondari di nucleazione e condensazione: in tal modo il sensore non riceve interferenze che potrebbero alterare il diametro di mobilità equivalente (Bächler *et al.*, 2026). Successivamente il flusso di aerosol interagisce con una nube di ioni all'interno di una camera interna, definita come zona di carica: quest'ultima è alimentata da una scarica a corona positiva, ovvero una sorgente continua di cariche elettriche positive; questa scarica genera una nube di ioni di ossigeno (O_2^+) a densità costante (Gómez-Moreno *et al.*, 2011). Gli ioni vengono spinti fuori dalla regione della corona e guidati verso la zona di carica da un debole campo elettrico (Gómez-Moreno *et al.*, 2011). Il flusso d'aria riscaldato, quindi, interagisce con la nube di ioni innescando il processo di carica; questa avviene attraverso la diffusione degli ioni sulla superficie delle particelle (Gómez-Moreno *et al.*, 2011). La quantità di carica acquisita è governata dalla superficie attiva della particella, ovvero la parte di superficie che scambia effettivamente le cariche con il gas (Kulkarni *et al.*, 2011). A parità di massa, come riportato all'inizio del capitolo 6, la moltitudine di particelle piccole possiede una superficie attiva totale molto superiore rispetto alle particelle più grandi, permettendo quindi una rilevazione migliore per le UFP con questo metodo (Gómez-Moreno *et al.*, 2011).

Subito dopo la zona di carica, si colloca la trappola ionica (*Ion – trap*), dove vengono rimossi gli ioni O_2^+ in eccesso che non si sono attaccati alle particelle (Gómez-Moreno *et al.*, 2011). L'aerosol carico viene raccolto in un filtro all'interno di un elettrometro a gabbia di Faraday, che consente di misurare la corrente elettrica generata, che risulta proporzionale al numero di particelle presenti per unità di tempo (Gómez-Moreno *et al.*, 2011). Infine, il sistema è spesso integrato con un analizzatore di mobilità a voltaggio variabile, che seleziona le particelle con una determinata mobilità elettrica, a cui corrisponde una superficie attiva totale; grazie a questo è possibile ottenere una distribuzione dimensionale delle particelle di interesse (Gómez-Moreno *et al.*, 2011). Di seguito si riporta lo schema di funzionamento di un dispositivo basato sul principio della carica per diffusione unipolare:

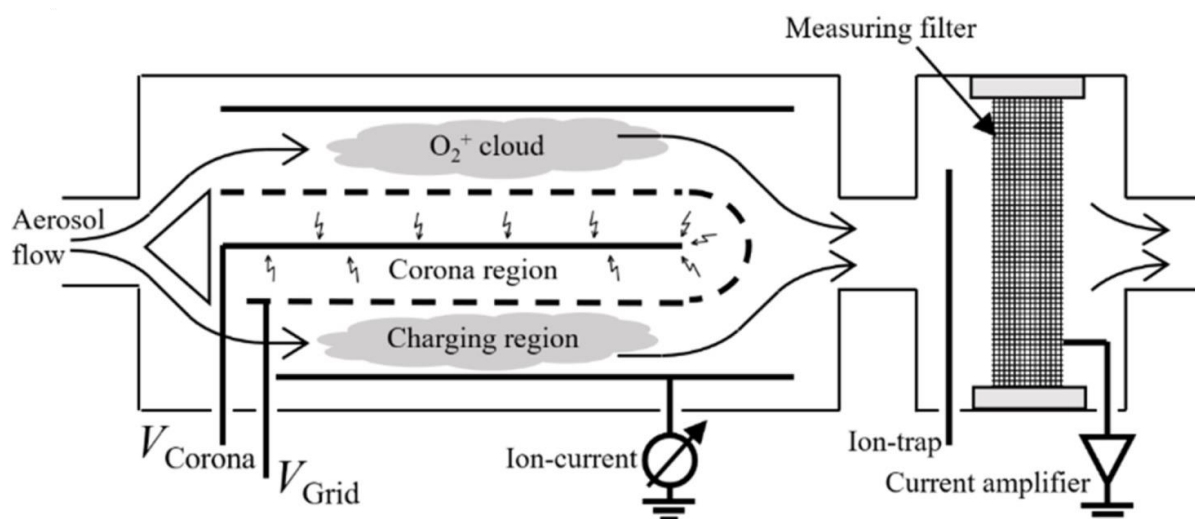


Figura 21: schema illustrativo della diffusion charging (Gómez-Moreno et al., 2011).

La *diffusion charging* è alla base del funzionamento del dispositivo *AQ Guard Smart 2000*, con cui è stato realizzato il caso studio oggetto della presente tesi.

7 CASO STUDIO

Nel seguente lavoro è stata condotta una campagna di monitoraggio finalizzata alla caratterizzazione delle particelle ultrafini nell'area descritta nel paragrafo 7.1, attraverso misure in continuo ottenute grazie allo strumento *AQ Guard Smart 2000*. A tal proposito, si ringrazia l'azienda *Lab Service Analytica S.r.l.* per aver fornito in modalità demo il presente dispositivo. L'analisi si è focalizzata, in particolare, sulla raccolta dei dati relativi alla concentrazione numerica delle particelle (C_N), con una valutazione aggiuntiva riguardante il parametro LDSA. La serie temporale acquisita ha permesso di sviluppare uno studio circa la variabilità dei parametri sopracitati, evidenziando sia le fluttuazioni a breve termine che i comportamenti ricorrenti associati alle diverse scale temporali. L'indagine ha come obiettivo quello di individuare gli andamenti tipici giornalieri e settimanali della concentrazione numerica di particelle, per comprendere l'influenza delle sorgenti emissive presenti nell'area e delle dinamiche atmosferiche locali; a tal proposito è stata condotta un'analisi congiunta della concentrazione numerica di particelle ultrafini e dei livelli di ossidi di azoto (NO_x) registrati nel medesimo intervallo temporale, al fine di valutare il possibile contributo del traffico veicolare come principale sorgente emissiva delle UFP nell'area oggetto di monitoraggio; inoltre, il presente studio si è focalizzato sulla correlazione tra la presenza di particelle ultrafini in atmosfera e i parametri meteorologici, considerando, ad esempio, gli effetti della velocità del vento e degli eventi precipitativi sui livelli di concentrazione numerica rilevati. È stato anche svolto un confronto tra le concentrazioni di PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1 e UFP, al fine di valutare il contributo relativo delle diverse frazioni alla composizione del particolato atmosferico; infine si è riportato un quadro sintetico circa le possibilità e limitazioni del dispositivo *AQ Guard Smart 2000* in relazione allo strumento *Palas Fidas 200S*, un multi – analizzatore di polveri automatico multicanale, fondamentale per il campionamento delle varie frazioni di particolato (PM_1 , $PM_{2.5}$, PM_4 , PM_{10}).

7.1 INQUADRAMENTO AREA DI STUDIO

La stazione di misura oggetto dell'acquisizione dati si trova nella città metropolitana di Torino, in particolare al Politecnico di Torino: in corrispondenza del tetto che si trova al di sopra della segreteria studenti, adiacente a corso Castelfidardo, si trova il *Safety – Lab*, una stazione di

monitoraggio dei principali inquinanti atmosferici. Come riportato nel D.Lgs 155/2010, la stazione è configurabile come stazione “a fondo urbano”: in questa categoria rientrano le stazioni collocate in aree in cui i livelli di inquinamento atmosferico misurati rappresentano l’effetto complessivo di molteplici contributi (industrie, traffico veicolare, riscaldamento domestico, ...) e non l’apporto dominante di una singola fonte. Tra i vari strumenti di misura per la qualità dell’aria è presente *AQ Guard Smart 2000*, utilizzato per il monitoraggio in continuo delle particelle ultrafini. In Figura 22 si riporta l’ubicazione dell’area di studio.



Figura 22: localizzazione stazione di monitoraggio presso il Politecnico di Torino (immagine acquisita da Google Earth).

7.2 AQ GUARD SMART 2000

L'*AQ Guard Smart 2000* è un dispositivo di misurazione per il monitoraggio continuo delle concentrazioni di particelle ultrafini, prodotto e sviluppato dall'azienda Palas®. Rispetto ai sistemi convenzionali (CPC, DMA, ...) esso consente misure rapide e con una bassa manutenzione, risultando particolarmente adatto ad applicazioni outdoor e reti di monitoraggio ambientale continuo [6]. Il principio di funzionamento è basato sulla carica per diffusione unipolare, la cui spiegazione dettagliata è riportata nel paragrafo 6.3.1.



Figura 23: AQ Guard Smart 2000 [6].

Le specifiche tecniche fornite dall'azienda Palas[®] sono riportate in Tabella 11:

Tabella 11: specifiche tecniche per AQ Guard Smart 2000 [6]

Principio di misurazione	Diffusion Charging
Variabili riportate	C _N , x50, LDSA, p, T, rH
Range di misurazione C_N	1000 – 10 ⁸ cm ⁻³
Range di rilevamento della dimensione delle particelle	10 nm – 1000 nm
Interfacce	USB, Ethernet (LAN), Wi – Fi, 3G/4G tramite modem, opzionale: LoRaWAN
Protocolli	UDP, ASCII, Modbus
Range di temperatura	-20 °C – +40 °C
Dimensioni	530 mm x 270 mm x 208 mm
Peso	6kg c.a.
Caratteristiche	Ingresso riscaldato, montaggio possibile su albero / treppiede
Gestione dati	Connessione a Palas Cloud MyAtmosphere

I dati restituiti dallo strumento sono relativi alle particelle ultrafini e alle condizioni ambientali; secondo le specifiche tecniche del produttore i parametri rilevati e misurati sono i seguenti:

Tabella 12: variabili monitorate dallo strumento AQ Guard Smart 2000 [6]

Parametro	Terminologia	Definizione	Unità di misura
CN	Particle Number Concentration	Concentrazione numerica delle particelle ultrafini	particelle/cm ³
x50	Median diameter	Diametro tale per cui il 50% del numero totale di particelle ha un diametro inferiore al d ₅₀	µm
LDSA	Lung Deposited Surface Area	Superficie totale delle particelle depositata nel tratto alveolare o toracico del polmone per unità di volume d'aria	µm ² /cm ³
T	Temperature	Temperatura dell'aria	°C
rH	Relative Humidity	Umidità relativa dell'aria	%
p	Atmospheric Pressure	Pressione atmosferica	hPa

Inoltre, viene riportato anche l'insieme dei parametri diagnostici interni dello strumento, sotto il nome di Power Volume Flow Blower, espresso in percentuale (%) [6].

L'AQ Guard Smart 2000 è integrato con la piattaforma cloud *MyAtmosphere*, sviluppata sempre dall'azienda Palas®, attraverso la quale vengono acquisiti e visualizzati i dati registrati dal dispositivo. La piattaforma consente il monitoraggio in tempo reale dei parametri sopracitati, oltre all'esportazione dei dati per successive elaborazioni, con diverse risoluzioni temporali (1 min, 15 min, 1h, 24 h) [7].

7.3 ANALISI DATI

Il presente paragrafo riporta l'analisi dei dati acquisiti durante la campagna di monitoraggio delle UFP. L'elaborazione, come già anticipato all'inizio di questo capitolo, è stata condotta al fine di caratterizzare la variabilità temporale della concentrazione numerica delle particelle e del parametro LDSA, oltre ad individuare eventuali relazioni con le condizioni ambientali e meteorologiche del sito di misura. È doveroso precisare come il presente lavoro non è da intendersi come un'analisi di *source apportionment*; tuttavia, il lavoro di confronto svolto tra le UFP e le variabili in oggetto, ha permesso di formulare alcune considerazioni circa le possibili sorgenti di particelle ultrafini, evidenziandone il relativo contributo.

La campagna di misurazione riguardante le particelle ultrafini ha interessato, nell'anno 2026, il periodo che va dal 09/03 (giorno dell'installazione dello strumento *AQ Guard Smart 2000* presso il *Safety – Lab*) al 04/06 (ultimo giorno di prelievo dati). I dati originali sul particolato ultrafine sono stati restituiti dal dispositivo con una frequenza di campionamento al minuto e successivamente sottoposti a procedure di aggregazione temporale, per poter ottenere risoluzioni coerenti con le diverse scale di analisi investigate. Le elaborazioni sono state eseguite attraverso codice di linguaggio *python*, allo scopo di ottenere i diversi profili di interesse, e confrontate con i grafici provenienti dalla piattaforma *MyAtmosphere*.

L'analisi dati è stata articolata secondo diversi livelli di approfondimento; in una prima fase sono stati esaminati gli andamenti dell'intera serie temporale d'osservazione, con l'obiettivo di offrire una panoramica circa la variabilità complessiva dei parametri monitorati. Successivamente sono stati ricavati i profili medi giornalieri e settimanali, utili per individuare eventuali pattern ricorrenti associabili alle attività antropiche e alle dinamiche atmosferiche locali; sono stati quindi confrontati i dati riguardanti le UFP con quelli riferiti alle concentrazioni di NO_x, e sono state valutate le influenze esercitate dalle principali variabili meteorologiche. Infine, la concentrazione numerica delle particelle è stata confrontata con le concentrazioni in massa di PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀, allo scopo di evidenziare analogie e differenze tra gli indicatori basati sulla massa e quelli basati sulla numerosità delle particelle. A completamento del presente caso studio, è stata sviluppata un'analisi comparativa tra lo strumento *AQ Guard Smart 2000* e il *Palas Fidas 200S*, per valutare un'eventuale compatibilità strumentale in relazione ai dataset ottenuti da entrambi i dispositivi.

7.3.1 Analisi della serie temporale sull'intero periodo di monitoraggio

7.3.1.1 Analisi della serie temporale: parametro C_N

Di seguito verranno mostrati i grafici delle concentrazioni numeriche di particelle riferite all'intero periodo di monitoraggio, mostrando dapprima l'andamento del parametro C_N (riportato sull'asse delle ordinate in n° particelle/cm³) così come ricavato dallo strumento: il *sampling rate* è di 1 min.

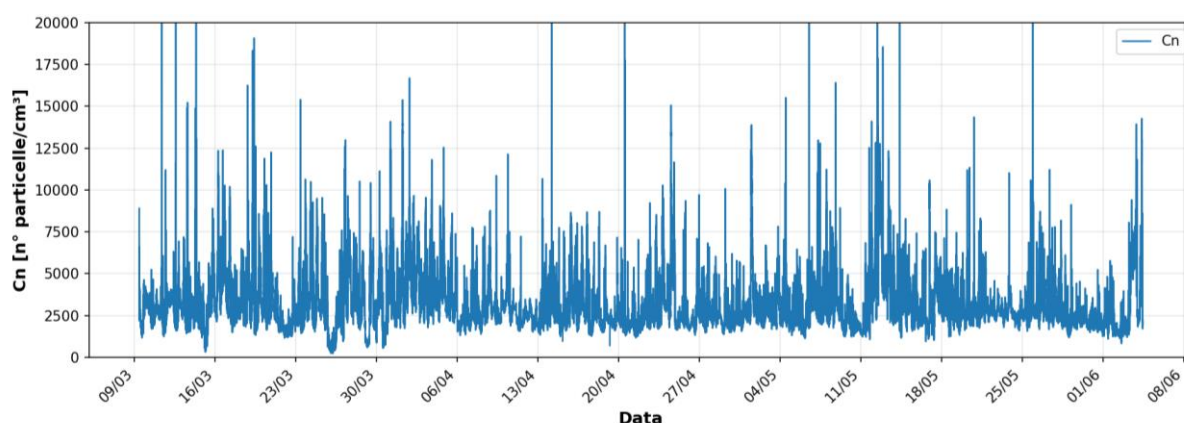


Figura 24: Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini nel periodo di osservazione: 09/03/26 - 04/06/26.

La suddetta frequenza di campionamento consente di riprodurre esattamente tutta la campagna di misura, registrando anche le rapide variazioni della concentrazione numerica delle particelle; al contempo, però, si evidenziano alcune limitazioni legate alla natura del segnale e alle prestazioni strumentali. L'elevata risoluzione temporale rende infatti visibile il rumore di misura e la presenza di outliers strumentali, che si manifestano attraverso picchi isolati di ampiezza anomala, raggiungendo valori estremamente elevati. Dall'analisi preliminare dei dati sono stati rilevati picchi di addirittura 80 000 particelle/cm³, valori ritenuti inverosimili per il contesto da fondo urbano. A tal proposito, per limitare l'influenza di tali misure non rappresentative, è stata introdotta una soglia massima di accettabilità per il parametro C_N , pari a 20 000 particelle/cm³; tale valore limite risulta in linea con i precedenti studi che hanno utilizzato il dispositivo *AQ Guard Smart 2000* (Bächler *et al.*, 2026). Nonostante questo filtraggio, la rappresentazione dei dati con la risoluzione originaria di 1 min rimane caratterizzata da una forte variabilità di breve periodo, che rende complessa una chiave di lettura circa le tendenze temporali e i pattern associati ad emissioni e dinamiche atmosferiche per quanto concerne le UFP.

Questa elevata variabilità è riconducibile, come detto in precedenza, alla natura intrinseca del segnale e ai limiti della tecnologia basata sulla *diffusion charging*; l'*AQ Guard Smart 2000* non effettua un conteggio diretto delle particelle, bensì stima la concentrazione numerica a partire dalla corrente elettrica generata dalla diffusione di ioni sulle particelle di aerosol; il segnale, quindi, è fortemente influenzato non solo dal numero di particelle ma anche dalla loro distribuzione dimensionale e dalle variazioni istantanee della superficie aerodinamica dell'aerosol. In un contesto urbano, come quello oggetto di studio, la dipendenza da questi fattori può amplificare la variabilità del segnale, rendendo lo strumento sensibile ad eventi transitori di breve durata, come i passaggi veicolari presso Corso Castelfidardo. Inoltre, bisogna tener conto del contributo di natura fisica legato al moto browniano delle particelle ultrafini: queste ultime, essendo soggette a fenomeni di agitazione termica, presentano traiettorie fortemente irregolari che influenzano in modo stocastico i processi di trasporto verso l'ingresso nel dispositivo e, di conseguenza, la probabilità di interazione con il campo ionico: questo fenomeno può determinare fluttuazioni istantanee della concentrazione numerica "letta" dallo strumento, contribuendo alla formazioni di picchi anomali. Infine, con la risoluzione ad 1 min, si ha un incremento del rapporto segnale/rumore, che comporta un aumento delle fluttuazioni stocastiche del segnale ionico e del flusso aerodisperso.

Per tali motivi, la serie temporale delle osservazioni è stata rimodellata mediante aggregazione temporale su intervalli di 15 min, a cui è stata applicata una media mobile a 5 h. Si è effettuato dapprima il calcolo della media aritmetica dei valori compresi in ciascun intervallo di 15 min:

$$y_k = \frac{1}{n_k} \sum_{i=1}^{n_k} x_i$$

Dove la variabile x_i rappresenta le osservazioni originali con frequenza di campionamento a 1 min, n_k è il numero di osservazioni disponibili all'interno della finestra considerata (15 min) e y_k è il valore aggregato associato al k-esimo intervallo temporale. Attraverso questo procedimento, ciascun valore della nuova serie temporale rappresenta il comportamento medio della variabile C_N nel corrispondente intervallo di 15 min.

Sui dati aggregati è stata calcolata una media mobile temporale con una finestra di 5 h: matematicamente ogni osservazione della serie a 15 min è stata sostituita dalla media dei valori contenuti in una finestra temporale di 5 h che si "muove" lungo la serie. Il valore della media mobile m_k al tempo t_k può essere espresso come:

$$m_k = \frac{1}{N_k} \sum_{j \in W_k}^{n_k} y_j$$

Con W_k che identifica l'insieme delle osservazioni comprese nelle 5 ore precedenti l'istante t_k , mentre N_k rappresenta il numero di dati effettivamente presenti nella finestra temporale. La presente operazione agisce come un filtro passa – basso, riducendo le fluttuazioni ad alta frequenza, mettendo in risalto le tendenze temporali di più lungo periodo e rendendo più chiaro l'andamento durante l'intera campagna di osservazione. Il risultato è stato riportato in Figura 25.

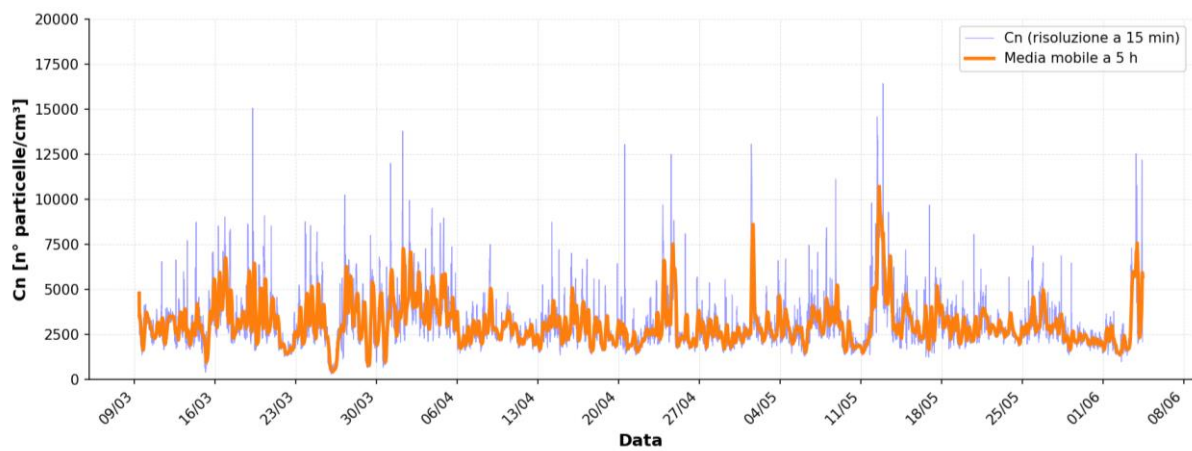


Figura 25: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min nel periodo di osservazione: 09/03/26 - 04/06/26 (in blu); media mobile a 5 h calcolata sui dati aggregati a 15 min (in arancione).

Complessivamente, la serie mostra una variabilità marcata ma non monotona, con oscillazioni ricorrenti attorno a valori medi che si attestano sulle 2000-4000 particelle/cm³; in particolare non si osserva un trend netto, sia crescente che decrescente, ma piuttosto una successione di fasi caratterizzate da diversi livelli di fondo: il quadro descritto è coerente con il comportamento naturale delle UFP in ambiente urbano, fortemente controllato dall'interazione tra le sorgenti emissive locali e le condizioni meteorologiche variabili. Sono stati inoltre calcolati i valori medi della concentrazione numerica per due distinti intervalli temporali, (09/03 – 15/04 e 15/04 – 04/06) rappresentativi rispettivamente del periodo con riscaldamento accesi e del periodo successivo alla loro disattivazione, nell'area metropolitana di Torino: il confronto sull'andamento di lungo periodo non ha mostrato particolari evidenze circa una diminuzione di UFP (circa 200 particelle/cm³ in meno) in relazione al teleriscaldamento.

Le considerazioni riportate sono coerenti con il periodo nel quale si è svolta la campagna di acquisizione dati: la stagione considerata è quella intermedia dal punto di vista dei livelli di particolato, durante la quale si presentano diversi fattori che influenzano la formazione delle particelle ultrafini; con l'avanzare della primavera, infatti, si ha generalmente un aumento dell'altezza dello strato limite atmosferico, che tende a favorire la diluizione degli inquinanti e quindi ridurre i livelli medi di concentrazione numerica delle particelle; questo può contribuire a spiegare talune fasi più stabili o lievemente meno intense con l'avvicinarsi dei mesi di aprile e maggio. Tuttavia, è importante considerare che durante la stagione primaverile vi è una maggiore variabilità meteorologica, dovuta a variazioni della radiazione solare, cambiamenti di temperatura e fluttuazioni degli altri parametri climatici, come vento e pioggia, che possono condurre a episodi di incremento della concentrazione numerica, conseguenti a condizioni di accumulo o ad eventi emissivi intensi e concentrati nel tempo.

Grazie all'utilizzo della rolling mean a 5 h, si evidenzia una sorta di struttura di fondo a scala sub-giornaliera e multi-giornaliera, che suggerisce la presenza di pattern ricorrenti, che purtroppo non risultano immediatamente visibili in Figura 25. Per questo motivo, nella sezione 7.3.2 l'analisi verrà approfondita con un focus specifico sugli andamenti giornalieri e settimanali caratteristici.

7.3.1.2 *Analisi della serie temporale: parametro LDSA*

Nella presente sezione, viene mostrato l'andamento temporale del parametro LDSA; a differenza del parametro C_N , la misura dell'LDSA è disponibile esclusivamente per una finestra temporale ristretta (13/05 – 04/06), in quanto la funzionalità di monitoraggio per tale parametro è stata successivamente attivata da remoto dal fornitore del dispositivo AQ Guard Smart 2000. L'aggregazione dei dati (acquisiti ad 1 min come per la concentrazione numerica di particelle) è stata effettuata con risoluzione temporale ad 1h; preventivamente al *resampling* è stato adoperato un *clipping* che ha permesso di eliminare valori incompatibili con l'area di interesse e valori influenzati da problemi di rumore sul segnale. In Figura 26 si riporta l'andamento osservato nel periodo di misurazione:

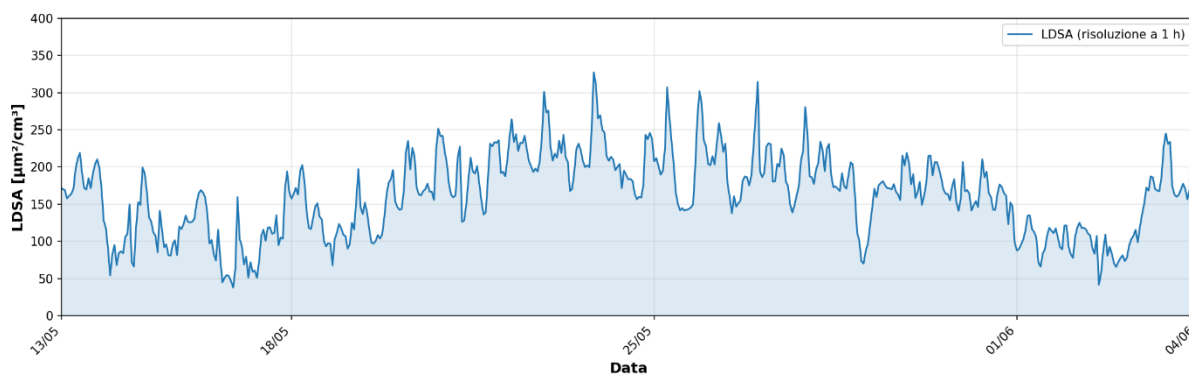


Figura 26: variazione temporale del parametro LDSA per le particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h nel periodo di osservazione: 13/05/26 - 04/06/26.

I valori riportati sono caratterizzati da una marcata variabilità temporale, con valori generalmente tra circa 50 e 250 $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$: il valore medio si attesta sui 150 – 160 $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$, mentre i picchi di massimo corrispondono a circa 300 $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$. Questi livelli, sebbene possano sembrare elevati, sono coerenti con contesti urbani influenzati dal traffico. A conferma di quanto detto, tali valori sono compatibili con review e articoli che hanno monitorato la *Lung Deposited Surface Area*. In particolare, nello studio di Liu *et al.*, 2023 sono stati analizzati diversi siti distribuiti in Europa e Nord America, registrando i valori medi e di picco per quanto concerne l'LDSA; si è visto, per esempio, nel caso di Atene, come i valori massimi in corrispondenza di un sito urbano posto nelle vicinanze di una strada trafficata, risultino prossimi ai 240 – 250 $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$.

Le oscillazioni nel grafico sono attribuibili, così come per il parametro C_N , alla sovrapposizione tra emissioni antropiche e condizioni meteorologiche: i picchi maggiori sono quindi associati a periodi di maggiore intensità del traffico veicolare e alle condizioni di ridotta dispersione atmosferica, favorendo l'accumulo di particelle ultrafini nell'aria. Considerando le numerose evidenze scientifiche che hanno dimostrato una correlazione tra effetti biologici avversi e inalazione di particelle ultrafini (K Donaldson *et al.*, 2001), si è deciso di mostrare tale andamento per fornire spunti futuri circa lo sviluppo di valori soglia e/o limiti di legge da inserire nell'attuale normativa, al fine di una caratterizzazione migliore delle UFP sotto l'aspetto sanitario.

7.3.2 Profili medi caratteristici

7.3.2.1 Profilo diurno medio

Procedendo con un'analisi di dettaglio della suddetta campagna di misurazione, è stato possibile calcolare l'andamento medio giornaliero, che permette di evidenziare la variabilità tipica del

numero delle particelle durante l'arco della giornata. Per determinare il profilo della concentrazione numerica delle particelle, sono stati utilizzati tutti i dati acquisiti durante la campagna; questi, sono stati inizialmente aggregati su intervalli temporali di 15 min, come riportato nella sezione 7.3.1.1, e successivamente, per ogni fascia oraria della giornata, sono stati raggruppati tutti i valori corrispondenti provenienti dai diversi giorni di monitoraggio. Il valore medio caratteristico del parametro C_N associato all'intervallo temporale h è stato quindi calcolato come:

$$\overline{C_N}(h) = \frac{1}{N_h} \sum_{d=1}^{N_h} C_{Nd}(h)$$

Dove $C_{Nd}(h)$ rappresenta la concentrazione numerica misurata nell'intervallo h durante il giorno d -esimo e N_h è il numero di osservazioni disponibili per quello stesso intervallo. In questo modo si ottiene un profilo giornaliero medio rappresentativo del comportamento tipico della concentrazione numerica delle particelle nell'arco delle 24 h e depurato dalle fluttuazioni legate ai singoli giorni di misura.



Figura 27: profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Ai fini di una visualizzazione migliore e di una descrizione che abbia riscontro immediato con l'andamento individuato, è stata adottata una scelta grafica che non altera l'informazione contenuta nei dati, ma consente di evidenziare maggiormente le oscillazioni infragiornaliere del parametro C_N : l'asse delle ordinate è stato volutamente ristretto all'intervallo 2000 – 5000 particelle/cm³. In Figura 28 si riporta quindi il nuovo grafico:

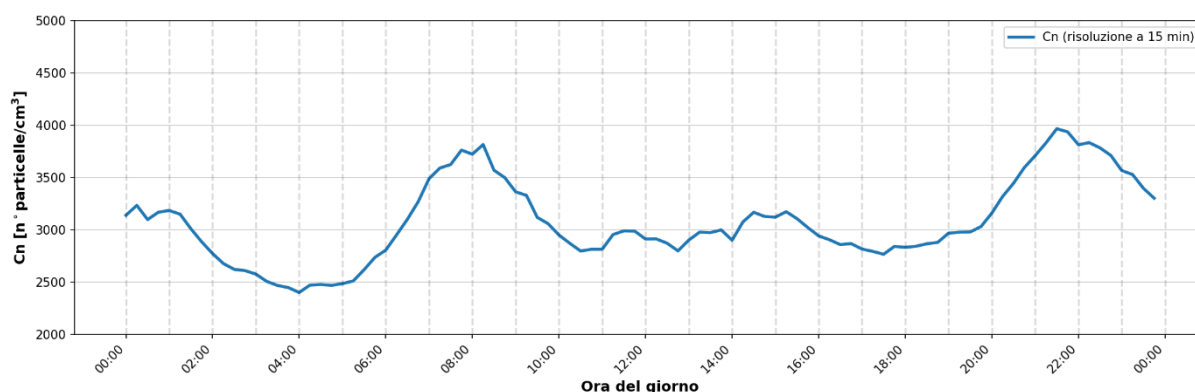


Figura 28: profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 2000 e 5000 particelle/cm³).

L'andamento osservato evidenzia una marcata variabilità diurna, tipica delle UFP in ambienti influenzati sia da sorgenti emissive antropiche sia da processi atmosferici di formazione e dispersione.

Nella notte e nelle prime ore del mattino (tra le 02:00 e le 05:00) si osserva una progressiva diminuzione della concentrazione, che raggiunge il minimo giornaliero intorno alle 04:00 con valori che si attestano sulle 2400 particelle/cm³; tale comportamento è attribuibile ad una forte riduzione delle emissioni veicolari durante le ore notturne e all'assenza dei processi fotochimici che contribuiscono alla formazione di nuove particelle. Nonostante lo sviluppo di condizioni di stabilità atmosferica associate a inversioni termiche radiative, che tendono a favorire l'accumulo di inquinanti, nel caso delle UFP l'effetto non è così evidente come invece lo è per il PM10 e il PM2.5, in quanto la concentrazione numerica dipende fortemente dall'attività emissiva istantanea e dai processi microfisici locali che regolano l'evoluzione delle particelle; in tal senso, durante le suddette ore, vi è la possibile crescita di particelle ultrafini per condensazione e coagulazione, che determina una diminuzione del numero totale di particelle, pur conservando la medesima massa d'aerosol.

Dalle 05:30 – 06:00 si nota una rapida crescita della concentrazione che culmina con un picco tra le 08:00 e le 08:30, con valori prossimi a 3800 particelle/cm³. Questo valore rappresenta quasi certamente il contributo dato dal traffico veicolare mattutino alla formazione delle UFP; si assiste infatti ad un'intensificazione delle emissioni dovuta agli spostamenti casa – lavoro e casa – scuola, che provocano un rapido aumento del numero di particelle nucleate e condensate

direttamente allo scarico dei veicoli; questa dinamica è ulteriormente amplificata dalla ridotta altezza dello strato limite atmosferico nelle prime ore della giornata.

La concentrazione numerica di particelle diminuisce poi progressivamente, sino ad arrivare a circa 2800 particelle/cm³ verso le 11:00; questo decremento è coerente con la crescita del *planetary boundary layer*, indotto dal riscaldamento della superficie terrestre, che permette una maggiore diluizione e dispersione degli inquinanti.

Nell'arco di tempo che va dalle 14:00 alle 16:00 si assiste ad un leggero innalzamento della concentrazione di particelle, con il valore del parametro C_N che si attesta sulle circa 3200 particelle/cm³; in questo caso l'aumento si può ricondurre ai processi di ossidazione di alcuni precursori gassosi (quali ad esempio NO_x, SO₂, VOC, ...), che per via di una maggiore intensità della radiazione solare, generano nuove UFP o contribuiscono alla crescita delle particelle ultrafini preesistenti. Tuttavia, come suggerisce il grafico, i processi fotochimici hanno plausibilmente un impatto relativamente basso sulle dinamiche di formazione delle UFP, specialmente se confrontato con le emissioni da traffico veicolare.

Infine, il secondo picco giornaliero viene osservato in corrispondenza delle ore serali (21:00 – 22:00), con i valori di concentrazione che raggiungono quasi le 4000 particelle/cm³. In questo caso il massimo è dovuto ad una combinazione tra la presenza di traffico veicolare e il cambiamento delle condizioni atmosferiche per quanto concerne lo strato limite: infatti, se il massimo fosse dovuto esclusivamente al traffico, l'orario di punta coinciderebbe con la chiusura degli uffici, quindi intorno alle 18:00 – 18:30; viceversa questo picco viene raggiunto 2 -3 ore dopo, in quanto dopo il tramonto, il riscaldamento della superficie terrestre viene meno, così come i fenomeni di turbolenza, e si cominciano ad instaurare le condizioni di stabilità atmosferica, con il PBL che si riduce in altezza. In questo contesto, gli inquinanti, e quindi le particelle ultrafini emesse nelle ore precedenti, rimangono intrappolate in un volume d'aria sempre più piccolo, aumentando di conseguenza la concentrazione in numero.

Così come riportato per l'andamento di lungo periodo, sono stati riportati, per il profilo medio giornaliero, i valori del parametro C_N relativi all'arco temporale caratterizzato dai riscaldamenti accesi e quello successivo allo spegnimento. Di seguito si riportano anche gli andamenti relativi ai due periodi differenti:

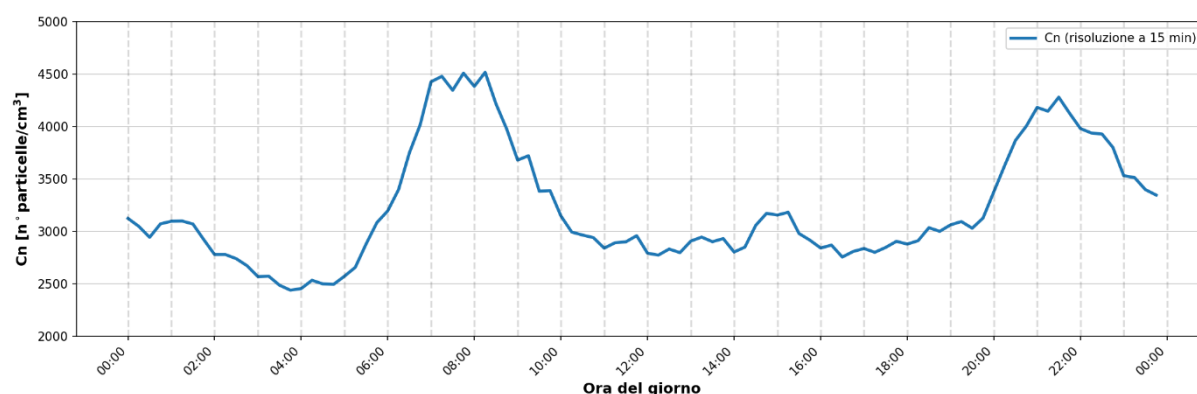


Figura 29: profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 15/04/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 2000 e 5000 particelle/cm³).

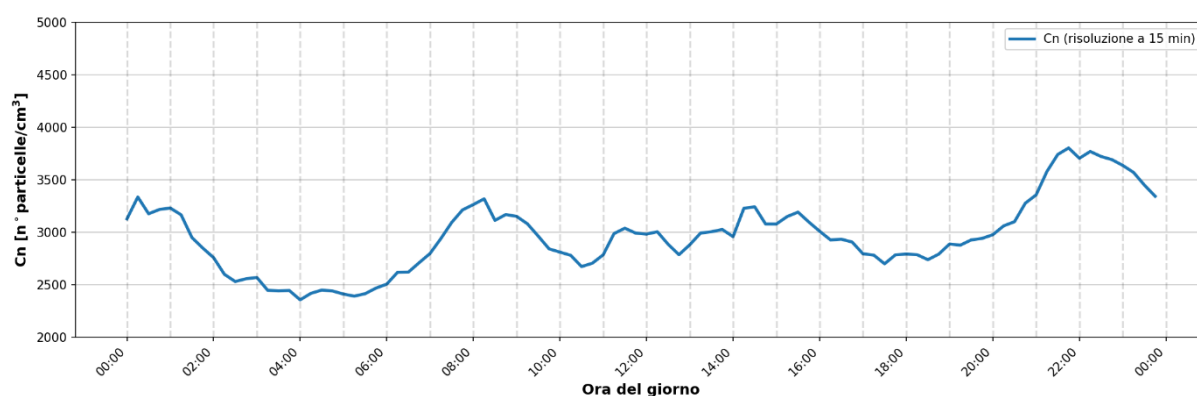


Figura 30: profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 15/04/2026 – 04/06/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 2000 e 5000 particelle/cm³).

Analizzando i due profili giornalieri tipici emerge una riduzione dei valori di picco della variabile C_N , principalmente in corrispondenza della fascia oraria mattutina (si passa infatti da circa 4500 a 3300 particelle/cm³); tale differenza nel numero di UFP (si parla di un -27%) è compatibile con l'ipotesi che l'accensione mattutina del teleriscaldamento (intorno alle 6:00 – 6:30), unita al traffico veicolare e ad un'atmosfera ancora stabile, amplifichi il picco mattutino rispetto ai valori massimi raggiunti durante l'arco della giornata (intorno alle 15:00 e alle 21:00). È doveroso sottolineare, comunque, che l'arco temporale di osservazione si sviluppa durante il periodo primaverile, dove si riscontrano solitamente fenomeni convettivi maggiori e condizioni meteorologiche che favoriscono una migliore diluizione degli inquinanti presenti in atmosfera, contribuendo ad una diminuzione delle UFP. Di conseguenza, il contributo specifico fornito dal

riscaldamento non può essere individuato con certezza dai presenti grafici, ma rappresenta un'ipotesi plausibile coerente con quanto visto in Figura 29 e in Figura 30.

Per completezza, a partire dal profilo medio giornaliero, sono stati realizzati gli intervalli di confidenza al 95%, secondo la formula riportata sotto:

$$IC_{95\%} = \bar{x} \pm 1.96 * \frac{s}{\sqrt{n}}$$

Dove $\bar{x}$ rappresenta la media calcolata precedentemente, s la deviazione standard, n il numero di giorni disponibili e il fattore 1.96 deriva dalla distribuzione normale standard in quanto:

$$P(-1.96 < Z < 1.96) = 0.95$$

L'utilizzo degli intervalli di confidenza permette di descrivere l'incertezza circa la stima della media, e quindi di valutare intrinsecamente l'affidabilità del profilo medio giornaliero, in particolare attraverso il termine $\frac{s}{\sqrt{n}}$, definito anche come errore standard della media.

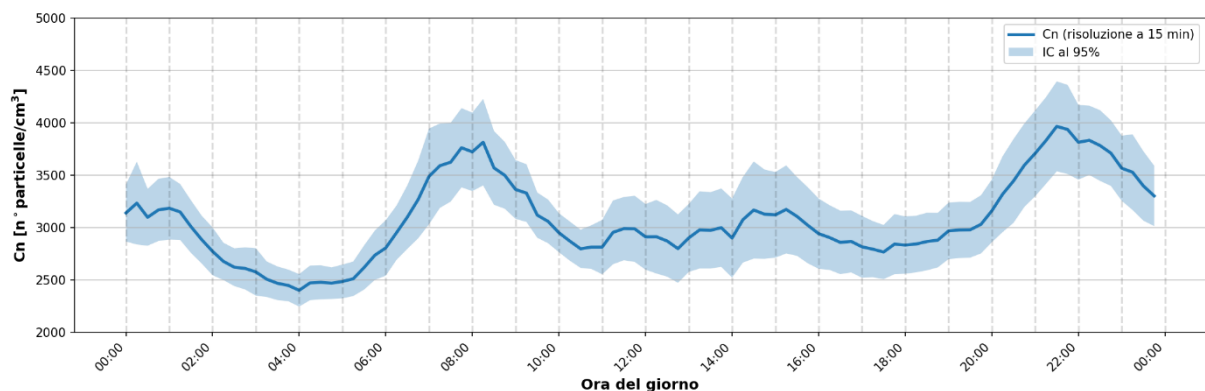


Figura 31: profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, corredata di intervalli di confidenza al 95%, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Si nota dalla Figura 31 che, nei casi in cui si registra un intervallo di confidenza più stretto, si ha una buona riproducibilità del comportamento osservato durante l'intera campagna di misura; al contrario, bande più ampie indicano una maggiore variabilità temporale delle concentrazioni di particelle, fornendo una minore rappresentatività della media calcolata. In particolare, si può osservare come gli intervalli di confidenza aumentino in corrispondenza delle ore centrali e del secondo picco che si verifica nell'arco della giornata, suggerendo il contributo di fenomeni

episodici alla formazione di particelle ultrafini, come condizioni meteorologiche differenti, eventi di nucleazione più o meno intensi, ecc ... Viceversa, il primo picco mattutino ha un intervallo di confidenza stretto, che può essere spiegato con la presenza di una sorgente sistematica e ricorrente di UFP, come il traffico veicolare.

7.3.2.2 *Profilo settimanale medio*

Oltre al profilo giornaliero caratteristico, si è ricavato il profilo medio sulla settimana con un procedimento analogo alla costruzione dell'andamento giornaliero medio; infatti, è stata operata una media su tutte le osservazioni appartenenti allo stesso intervallo temporale (15 min), ma questa volta per lo stesso giorno della settimana (anziché per lo stesso orario della giornata).

Nella figura seguente viene riportato il profilo settimanale caratteristico, in cui sono stati distinti gli andamenti delle concentrazioni numeriche di particelle riferite ai giorni feriali (dal lunedì al venerdì) e ai giorni festivi (sabato e domenica); anche qui l'asse delle ordinate è stato rimodulato, ma questa volta nell'intervallo 1000 – 5000 particelle/cm³.

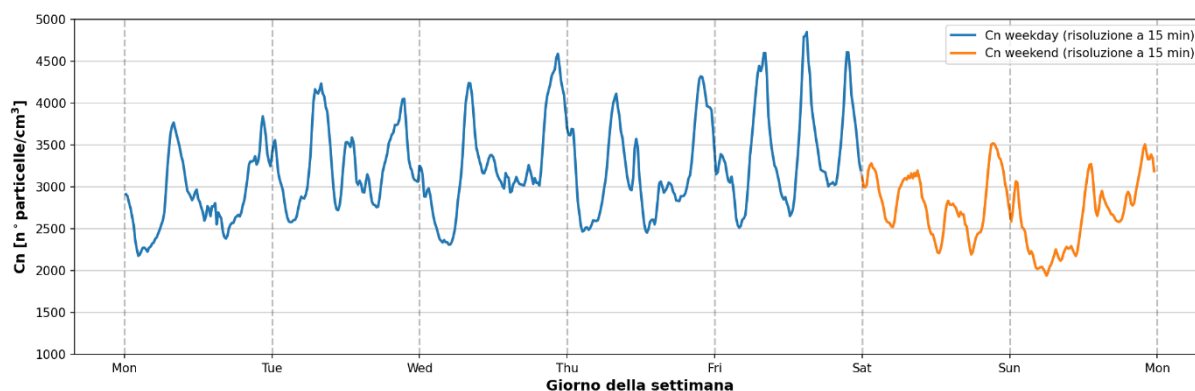


Figura 32: profilo medio settimanale della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 1000 e 5000 particelle/cm³).

Da questo grafico emerge la marcata oscillazione giornaliera durante i giorni feriali, caratterizzata da una successione regolare di picchi di minimo e massimo abbastanza simili dal lunedì al giovedì: il parametro C_N oscilla mediamente tra le 2200 – 2500 particelle/cm³ per i valori minimi, mentre i valori superiori raggiunti sono sulle 4200 – 4500 particelle/cm³; nella giornata di venerdì i picchi di massimo risultano più elevati, attestandosi anche sulle 4800

particelle/cm³: plausibilmente, questi incrementi sono relazionabili ad una maggiore mobilità urbana verso il centro e/o fuori città, con l'avvento del weekend. In corrispondenza di questo, si ha una diminuzione netta nella concentrazione numerica di particelle, dell'ordine del 20 – 30% rispetto ai giorni feriali, toccando il minimo delle 2000 particelle/cm³ nelle prime ore della domenica: il trend relativo a queste due giornate è riconducibile ad una diminuzione degli spostamenti effettuati tramite autoveicoli e ad una riduzione delle attività industriali e logistiche. Pertanto, si può confermare la relazione tra la formazione delle UFP e le sorgenti emissive di tipo impulsivo, come quelle derivanti dal traffico.

Così come per il profilo giornaliero, anche in questo caso la media è stata corredata di intervalli di confidenza al 95%.

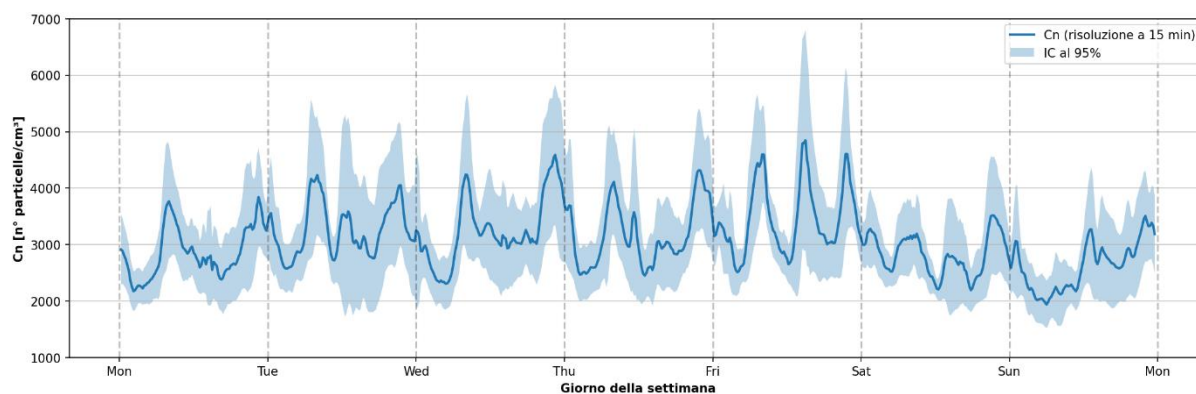


Figura 33: profilo medio settimanale della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, corredata di intervalli di confidenza al 95%, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Come già riportato per la Figura 31, l'ampliamento degli intervalli di confidenza suggerisce che, pur essendo il traffico una possibile sorgente dominante e ricorrente, l'intensità dei picchi risente anche delle condizioni meteorologiche e atmosferiche che regolano la dispersione degli inquinanti. In particolare, si osserva come gli intervalli di confidenza maggiori si ottengono in corrispondenza dei massimi assoluti del parametro C_N ; tale situazione potrebbe essere correlabile ad eventi sporadici ad alta concentrazione che aumentano sia la media, sia l'incertezza relativa al calcolo di quest'ultima.

7.3.3 Confronto UFP - NO_x

Nel presente paragrafo è stata condotta un'analisi congiunta tra la concentrazione numerica di particelle e la concentrazione di NO_x presente nell'aria atmosferica. Tale confronto è utile per evidenziare come la formazione e l'aumento delle UFP, nell'area oggetto di studio, possano essere associate prevalentemente al traffico veicolare, essendo gli ossidi di azoto delle specie chimiche correlate alle emissioni da motori a combustione interna. Nello specifico, sono stati comparati gli andamenti delle concentrazioni numeriche di particelle insieme ai dati sulle concentrazioni di NO_x, provenienti dal dispositivo *AC32E Envea* (posizionato anch'esso nell'area del *Safety – Lab*) e riportati in ppb (parti per bilione).

In prima analisi sono stati riportati gli andamenti di entrambi sull'intera campagna di misurazione, aggregando i dati provenienti dall'*AQ Guard Smart 2000* su intervalli temporali di 1 h, in quanto i dati disponibili per gli NO_x hanno una risoluzione oraria.

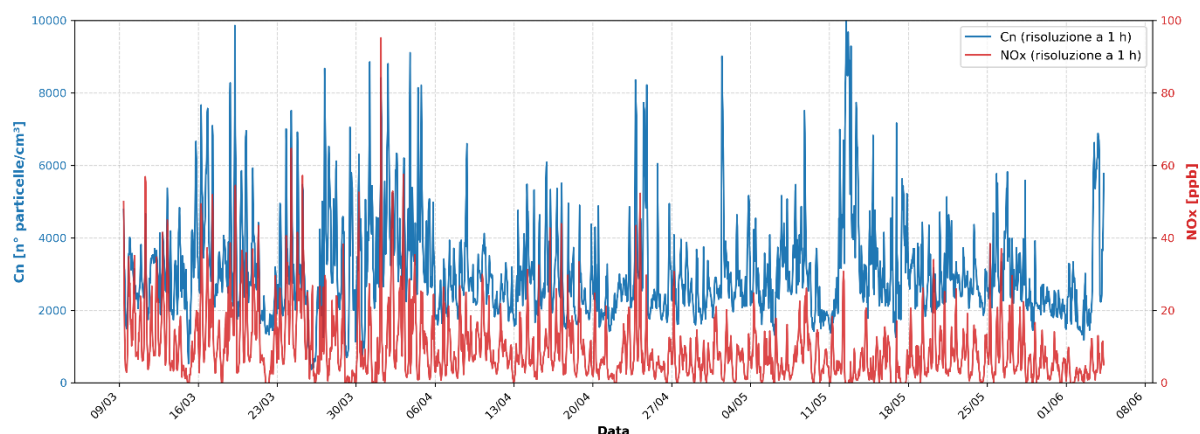


Figura 34: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale della concentrazione di NO_x in ppb, con risoluzione temporale a 1 h (in rosso). Periodo di osservazione: 09/03/26 - 04/06/26.

Preliminarmente alla visualizzazione sono stati applicati dei valori soglia sia sul parametro C_N (10 000 particelle/cm³) che sulle concentrazioni di NO_x (100 ppb), in modo tale da escludere valori anomali dovuti ad errori strumentali, interferenze del segnale o eventi sporadici non rappresentativi per il sito in esame. Come si evince dalla Figura 34, emerge una marcata variabilità temporale per entrambe le grandezze, con numerosi incrementi e oscillazioni; nonostante alcuni picchi sembrano coincidere tra le due grandezze, la sola osservazione visiva delle serie temporali non permette di formulare considerazioni riguardo l'esistenza di una

correlazione sistematica tra i due parametri. Ai fini di una valutazione quantitativa circa il comportamento congiunto delle due variabili, sono state scelte delle visualizzazioni alternative, riferite sempre allo sviluppo di andamenti o trend temporali.

Per sottolineare le tendenze di fondo e diminuire la variabilità caratteristica della risoluzione oraria, è stata applicata una media mobile di tipo giornaliero (a 24 h) e, successivamente, sono stati confrontati gli andamenti medi settimanali tra i due parametri monitorati, applicando sempre una risoluzione oraria.

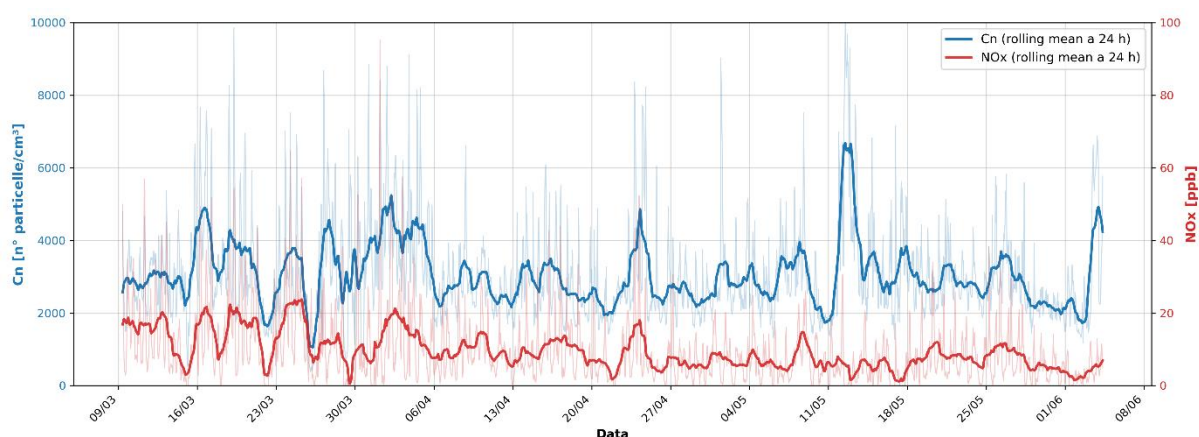


Figura 35: media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione in ppb di NO_x (in rosso).

La *rolling mean* è stata calcolata secondo lo stesso procedimento presentato nella sezione 7.3.1.1, con la differenza che in questo caso i valori di C_N e NO_x vengono aggregati in intervalli di 60 min, applicando poi una finestra temporale giornaliera per il calcolo della media mobile. Le linee più marcate raffigurano gli andamenti caratterizzati dalla *rolling mean*, mentre le tracce trasparenti equivalgono ai dati orari presentati precedentemente in Figura 34.

Nella prima parte della campagna dati (tra marzo e inizio aprile), si osservano oscillazioni frequenti, con diversi episodi di incremento sia per quanto concerne le UFP (dell'ordine delle 4500 – 5000 particelle/cm³) che per quanto riguarda le concentrazioni di NO_x (con valori tra le 10 e le 20 ppb); successivamente, si osserva una progressiva riduzione delle concentrazioni in numero e in ppb, probabilmente dovute al progressivo riscaldamento dell'atmosfera con la stagione primaverile, che rappresenta, come detto anche in precedenza, la stagione intermedia

per i livelli di particolato; questa situazione porta ad una condizione di instabilità atmosferica che favorisce una migliore diluizione degli inquinanti e, quindi, delle particelle.

L'utilizzo della media mobile a 24 h, quindi, permette di smorzare gli eventi impulsivi, che in questo modo non influenzano significativamente l'andamento di fondo della serie osservata. Dal confronto visivo delle serie temporali, risulta una correlazione moderata, evidente durante episodi di incremento che coinvolgono entrambe le variabili in questione: infatti, ad aumenti di concentrazioni di ossidi di azoto corrispondono spesso incrementi nel numero di particelle ultrafini, suggerendo una possibile origine comune legata alle emissioni da traffico o in generale ai processi di combustione. Nonostante ciò, la relazione non appare costante durante tutto il periodo di osservazione, indicando la possibilità che eventi di formazione o incremento delle UFP siano influenzati anche da altri fattori, come processi di nucleazione, condizioni meteorologiche, trasporto di inquinanti o anche contributi emissivi differenti rispetto a quelli responsabili delle concentrazioni di NO_x .

Alla luce di queste considerazioni, per evidenziare in maniera più forte l'eventuale correlazione tra la concentrazione in numero delle particelle ultrafini e la concentrazione di NO_x , si è deciso di determinare il profilo medio settimanale per entrambi i parametri, utilizzando la medesima logica con la quale è stata realizzata la Figura 32, questa volta con una risoluzione oraria.

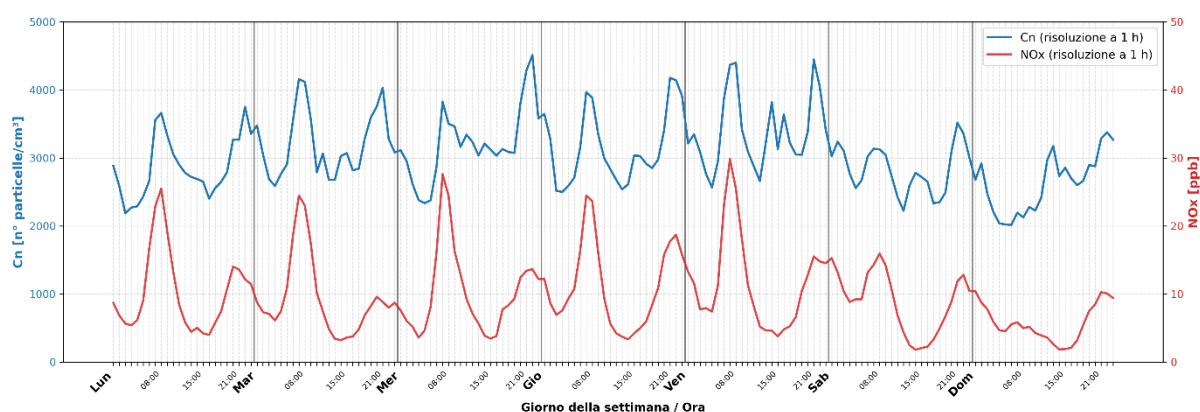


Figura 36: profilo medio settimanale della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); profilo medio settimanale della concentrazione in ppb di NO_x con risoluzione temporale a 1 h (in rosso); periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Attraverso questa visualizzazione, in cui si riportano sull'asse delle ascisse i giorni della settimana e gli orari indicativi dei principali picchi delle UFP (ricavabili dalla Figura 32), è possibile osservare con chiarezza i pattern temporali ricorrenti ed evidenziare una lettura

simultanea delle due variabili. Le concentrazioni medie in numero delle particelle ultrafini sono riportate nella sezione 7.3.2.2, mentre le concentrazioni di NO_x sono comprese, durante l'arco della settimana, approssimativamente tra le 5 e le 20 ppb; in particolare, si sottolinea la presenza di un picco principale tra le 7:00 e le 10:00 del mattino, con concentrazioni che raggiungono le 20 – 25 ppb, e un secondo picco più contenuto nelle ore serali, tipicamente dell'ordine delle 15 ppb. La parziale sovrapposizione dei massimi mattutini rafforza l'ipotesi di una sorgente emissiva comune, attribuibile al traffico veicolare; viceversa, in corrispondenza delle 15:00 – 16:00, si nota come gli ossidi di azoto diminuiscono in maniera netta, quando invece le UFP subiscono un leggero incremento: questo comportamento permette di stabilire come la formazione delle particelle ultrafini sia in parte dovuta ai processi di formazione secondaria che avvengono in atmosfera. Come già esposto nei capitoli 5 e 6, l'intensità della radiazione solare favorisce la produzione di specie chimiche che promuovono l'ossidazione di composti organici volatili e altri precursori gassosi, i quali a loro volta, possono condensare o partecipare a processi di nucleazione, generando nuove particelle ultrafini o accrescendo nanoparticelle già esistenti. Infine, si può notare come l'andamento medio settimanale delle UFP e delle concentrazioni di NO_x subisca una diminuzione netta in corrispondenza del weekend, dove livelli così bassi di ossidi di azoto (anche sotto le 5 ppb) sono relazionabili ad un passaggio molto limitato di autoveicoli.

Dall'analisi di questo grafico, quindi, si conferma come il numero di particelle ultrafini è sì correlabile con le concentrazioni di NO_x , ma tale relazione da sola non è sufficiente per descrivere completamente la dinamica di formazione delle UFP.

7.3.4 Confronto UFP - dati meteo

È stata sviluppata un'analisi comparativa tra i principali parametri meteorologici e la concentrazione numerica delle particelle ultrafini, con l'obiettivo di comprendere al meglio i fattori che influenzano la variabilità temporale di quest'ultime. Le variabili meteorologiche sono state acquisite da una stazione meteo costituita da un insieme di sensori, adiacente al *Safety – Lab*. In particolare, le UFP sono state confrontate con velocità del vento, precipitazione, temperatura, radiazione solare e umidità relativa.

La risoluzione scelta per l'analisi dei seguenti andamenti è di tipo orario, al fine di ridurre l'influenza di eventuali outliers e di fluttuazioni presenti nelle misure originali. Unica eccezione è rappresentata dal confronto tra il parametro C_N e la variabile precipitazione, di cui si dispone solamente di valori giornalieri.

7.3.4.1 UFP – velocità del vento

In primo luogo, si è operato il confronto degli andamenti, durante l'intero periodo di osservazione, tra la concentrazione numerica delle particelle e la velocità del vento, riportata in m/s.

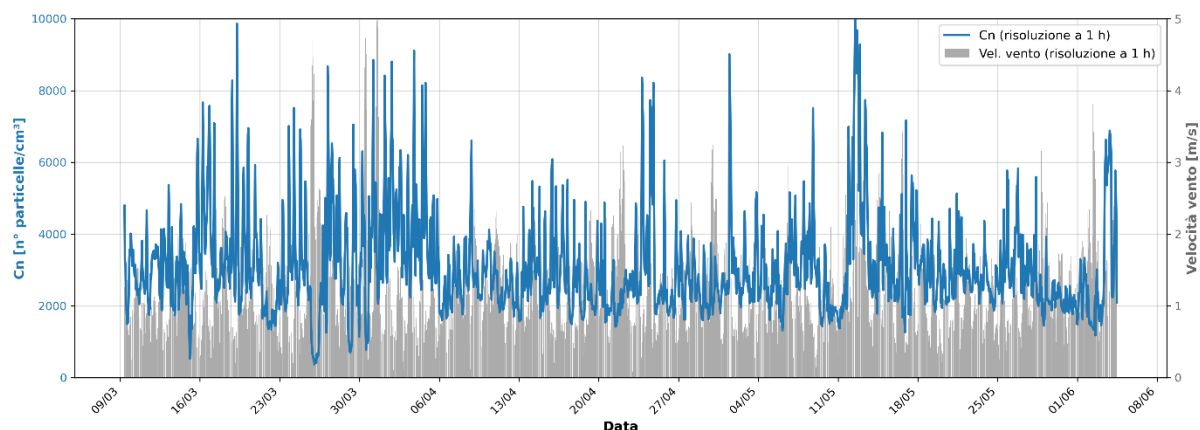


Figura 37: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale della velocità del vento in m/s, con risoluzione temporale a 1 h (in grigio). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

La velocità del vento è stata rappresentata con una visualizzazione ad istogramma, allo scopo di evidenziare in maniera più chiara la distribuzione nel tempo delle condizioni anemometriche,

evitando una sovrapposizione delle due serie temporali; inoltre, sono stati applicati dei valori soglia (10 000 particelle/cm³ per il C_N e 5 m/s per la velocità del vento) per limitare l'effetto di possibili outliers e picchi anomali, così come fatto per il confronto tra C_N e NO_X.

Da una prima analisi qualitativa, la media del numero di particelle si attesta sulle circa 3000 particelle/cm³ (come già osservato nelle sezioni precedenti) mentre la velocità del vento presenta una media pari a 1.60 m/s. Tuttavia, dalla Figura 37, non emerge immediatamente una relazione univoca e riconoscibile tra le due variabili alla scala oraria, sebbene in alcuni giorni si osservi una riduzione delle concentrazioni in numero delle particelle in corrispondenza di velocità del vento maggiori; la forte variabilità del C_N con questa risoluzione tende a mascherare eventuali relazioni di fondo con la presente variabile meteorologica. Per questo motivo, è stata applicata una *rolling mean* con finestra temporale a 24 h, facilitando l'individuazione visiva di eventuali corrispondenze tra episodi di aumento e decremento di concentrazione in numero di particelle e condizioni di bassa o alta ventilazione.

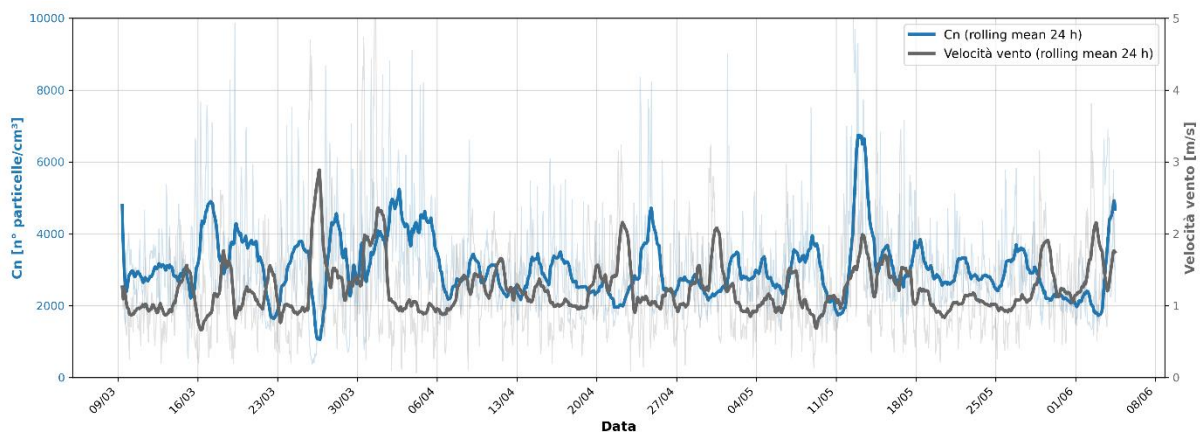


Figura 38: media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della velocità del vento in m/s (in grigio).

Analizzando la Figura 38, emerge la relazione esistente tra la concentrazione numerica di particelle e la velocità del vento: all'aumentare di quest'ultima, corrispondono generalmente valori più bassi del parametro C_N; viceversa, condizioni deboli di ventilazione favoriscono l'aumento del numero di particelle, coerentemente con quanto riportato in letteratura (Bächler *et al.*, 2026). In particolare, osservando l'andamento temporale, si individuano diversi intervalli in cui la correlazione negativa tra le due serie temporali è particolarmente evidente: ad esempio,

intorno al 25 marzo si registrano valori di quasi 3 m/s per la velocità del vento, che comportano una diminuzione netta delle particelle nell'aria atmosferica, (circa 1500 particelle/cm³); al contrario, nell'arco temporale che va dal 3 al 6 aprile, si osservano valori di C_N elevati (sulle 5000 particelle/cm³) a cui corrispondono velocità del vento minime, di circa 0.7 – 0.8 m/s; tra il 2 e il 3 giugno, invece, si registrano condizioni di ventilazione più alte rispetto alla media, che influenzano il parametro C_N , caratterizzato da valori al di sotto delle 2000 particelle/cm³.

A meno di determinati valori anomali del C_N (per esempio tra l'11 e il 12 maggio), a cui non corrispondono riduzioni altrettanto marcate di velocità del vento, il comportamento delle due variabili risulta coerente con i meccanismi fisici di dispersione: infatti, l'aumento di velocità del vento è diretta conseguenza della diluizione degli inquinanti, in quanto favorisce l'incremento dei processi turbolenti, partecipando quindi al rimescolamento dello strato limite atmosferico. In presenza di condizioni di vento debole, la dispersione orizzontale e verticale degli inquinanti risulta limitata, favorendo l'accumulo di particelle.

7.3.4.2 UFP – precipitazione

Di seguito si riporta il confronto tra i dati di precipitazione giornaliera e la concentrazione in numero delle particelle, con medesima risoluzione, durante l'intero arco temporale di osservazione. I dati di pioggia sono stati rappresentati mediante un istogramma sovrapposto al trend temporale della variabile C_N , per poter visualizzare in maniera più efficace una possibile correlazione tra le due variabili.

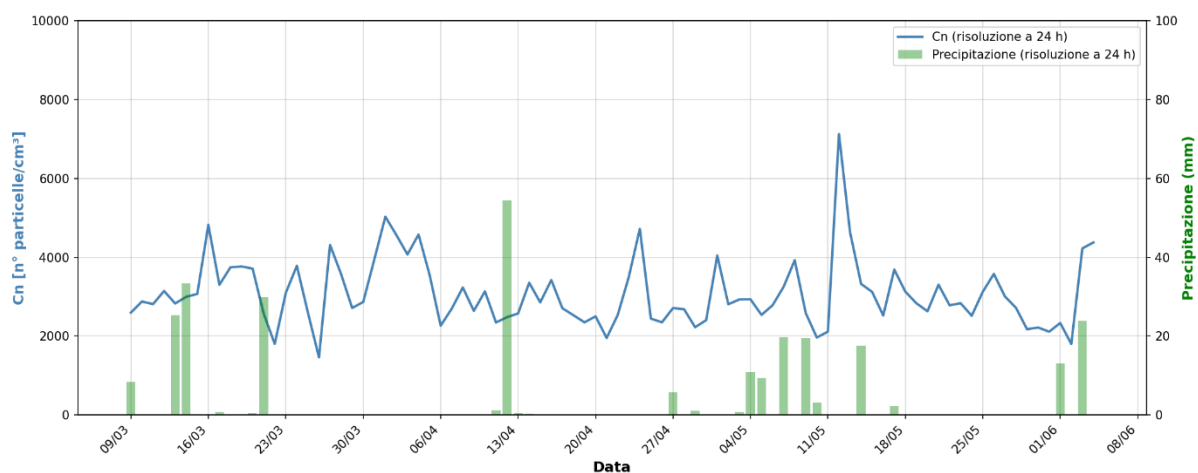
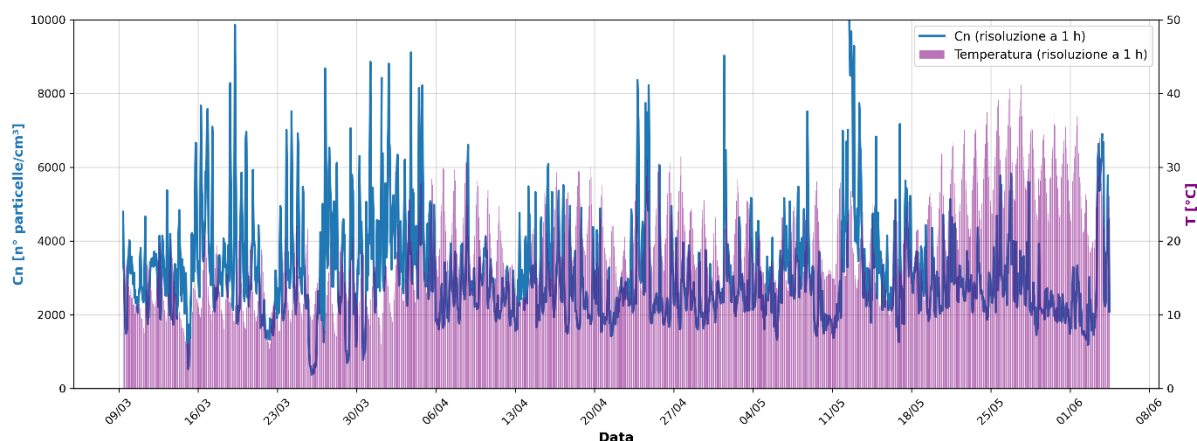


Figura 39: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 24 h (in blu); precipitazione giornaliera (in verde). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Osservando la Figura 39, le precipitazioni risultano sporadiche e di modesta entità, tranne per alcuni eventi intensi in corrispondenza di metà marzo e metà aprile. Analizzando qualitativamente il grafico, non emerge una correlazione diretta e ricorrente tra la precipitazione giornaliera e la concentrazione numerica di particelle ultrafini. Inoltre, emerge come il possibile effetto di washout non abbia particolari effetti sulle UFP, coerentemente con quanto riportato in letteratura (Santachiara, Prodi e Belosi, 2012). Solo in presenza di fenomeni precipitativi intensi e persistenti si riscontra una riduzione della concentrazione numerica di particelle; tuttavia, nel presente caso studio, non è stato possibile riscontrare con certezza tale affermazione; di conseguenza, la variabilità del parametro C_N sembra essere controllata da altri fattori meteorologici e/o da sorgenti emissive locali.

7.3.4.3 UFP – temperatura

Così come per la velocità del vento, anche in questo caso si è deciso di riportare i dati di temperatura sotto forma di istogramma, per una migliore visualizzazione del confronto con i dati di C_N orari.



*Figura 40: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione della temperatura in °C, con risoluzione temporale a 1 h (in viola).
Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.*

Dall'analisi della Figura 40, si osserva come sempre una marcata variabilità per quanto concerne la concentrazione numerica di particelle ultrafini (dove i valori sono già riportati nelle sezioni precedenti), mentre la temperatura mostra un andamento regolare, passando da valori medi sui 10 – 15 °C nel mese di marzo, sino ad arrivare ai 30 – 35 °C nel mese di maggio. Allo scopo di evidenziare eventuali trend correlabili tra il parametro C_N e la temperatura, è stata adottata una media mobile giornaliera, riportata qui di sotto:

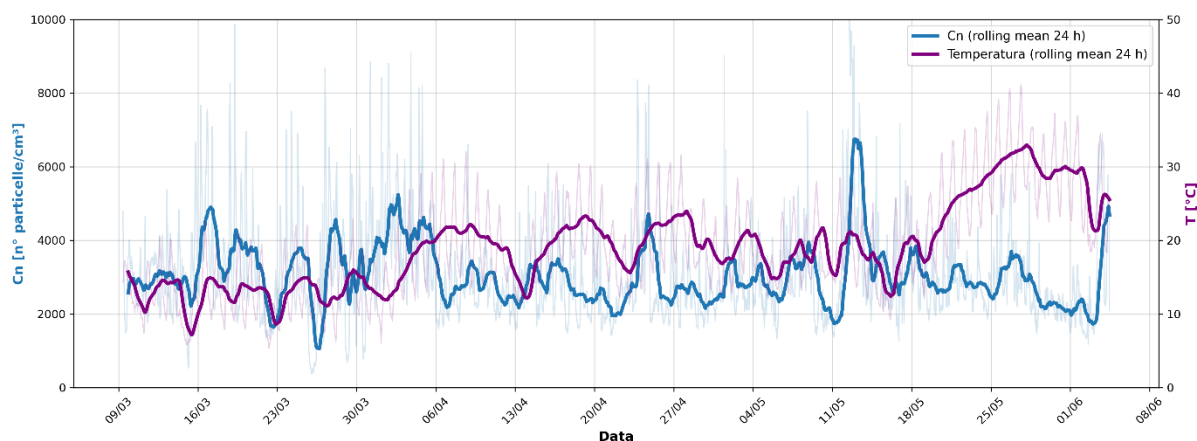


Figura 41: media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della temperatura in °C (in viola).

Attraverso l'utilizzo della *rolling mean*, si evidenzia una tendenza generale, ma moderata, verso la diminuzione in numero delle particelle ultrafini in concomitanza con l'aumento della temperatura media nell'arco di tempo di osservazione. A supporto di quanto detto, nel periodo che va da circa il 20 maggio al 1° giugno, la temperatura raggiunge valori massimi mentre la concentrazione numerica di particelle risulta leggermente inferiore rispetto al periodo precedente; viceversa, si nota come nel periodo tra fine marzo e inizio aprile, con temperature relativamente basse, si abbiano valori di C_N che raggiungono le 4000 – 5000 particelle/cm³.

Questo comportamento potrebbe essere collegato al progressivo sviluppo dello strato limite atmosferico durante la stagione primaverile, nella quale ricade il presente monitoraggio; l'aumento di temperatura favorisce infatti l'intensificazione dei moti turbolenti convettivi e l'espansione in verticale del PBL, determinando una maggiore diluizione degli inquinanti e una conseguente riduzione del numero di particelle ultrafini. Tuttavia, è importante considerare che il grado di correlazione potrebbe essere così basso a causa di eventuali aumenti in numero delle UFP dovuti a processi fotochimici o ad eventi di nucleazione atmosferica, riconducibili in misura indiretta ad aumenti di temperatura; pertanto, al fine di distinguere il contributo di tali processi da quello dei fenomeni di diluizione, risulta opportuno considerare l'intensità di radiazione, che verrà analizzata nella sezione seguente.

7.3.4.4 UFP – radiazione

Ai fini di un'adeguata valutazione circa la possibile correlazione tra l'aumento o la diminuzione del numero di particelle ultrafini e l'instaurarsi di processi fotochimici o di nucleazione, si è deciso di confrontare l'andamento delle UFP con l'intensità della radiazione solare, misurata in W/m^2 .

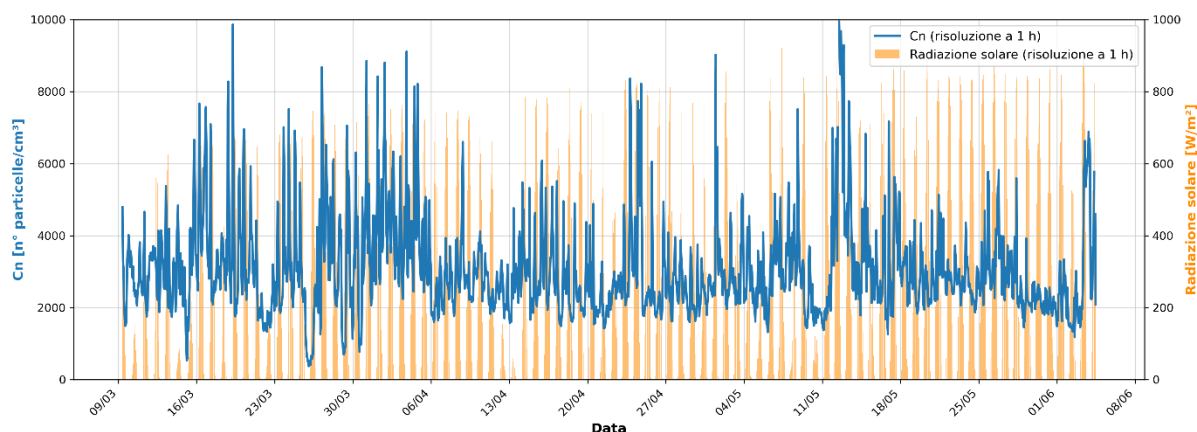


Figura 42: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione dell'intensità di radiazione solare in W/m^2 , con risoluzione temporale a 1 h (in arancione). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Come detto in precedenza, il parametro C_N è caratterizzato da una variabilità molto elevata; la radiazione solare ha un comportamento ricorrente, costituito da un pattern triangolare giornaliero (meglio rappresentato in Figura 43). I valori di picco dell'intensità della radiazione solare aumentano progressivamente durante il periodo di osservazione, in linea con i parametri che influenzano tale variabile in corrispondenza della stagione primaverile: si assiste ad un incremento dell'altezza solare (con i raggi che arrivano con un angolo più diretto al suolo e concentrano più energia su una stessa superficie) e ad un aumento del numero di ore di irraggiamento. I valori medi di intensità radiativa passano da circa 600 W/m^2 nel periodo di marzo – aprile, fino ad arrivare agli 800 W/m^2 nel mese di maggio. Detto ciò, si osserva come i picchi di concentrazione numerica di particelle ultrafini siano distribuiti in maniera relativamente indipendente dalla variabile in questione, comparando sia in giornate di cielo sereno che in giornate con radiazione contenuta (dove valori bassi di radiazione solare sono probabilmente dovuti alla presenza di formazioni nuvolose).

Dall'andamento di lungo periodo è difficile comprendere quale possa essere il contributo della radiazione solare nello sviluppo dei fenomeni di nucleazione o dei processi fotochimici; tuttavia, l'interpretazione della Figura 42, ci suggerisce come le dinamiche emissive locali e le condizioni di stabilità/instabilità atmosferica siano i fattori dominanti nella variabilità della concentrazione numerica di UFP.

Per evidenziare al meglio l'eventuale contributo fornito dalla radiazione solare, è stato quindi rappresentato il profilo medio giornaliero di entrambe le variabili in questione.

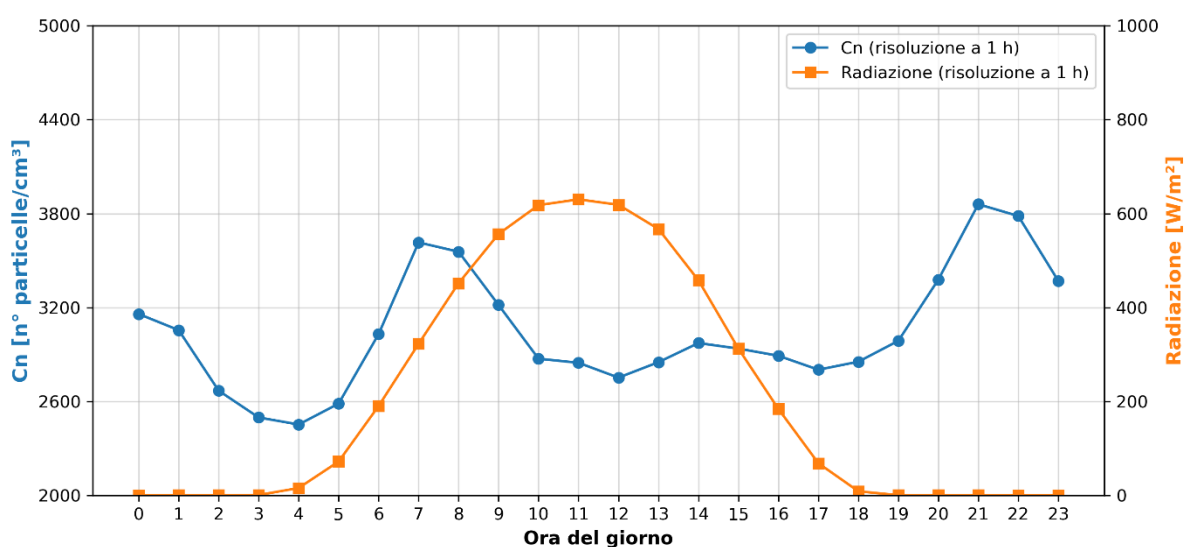


Figura 43: profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); profilo diurno medio dell'intensità della radiazione solare con risoluzione temporale a 1 h (in arancione); periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 2000 e 5000 particelle/cm³).

All'interno di questo grafico si riconosce il profilo bimodale tipico della variabile C_N in un contesto urbano (già precedentemente analizzato nella sezione 7.3.2.1); tuttavia, nella presente rappresentazione si vuole porre l'attenzione sulla fascia oraria che si sviluppa tra le 10:00 e le 14:00: in particolare, tra le 10:00 e le 12:00 si assiste ad una diminuzione progressiva della concentrazione in numero di UFP, in corrispondenza del massimo di intensità radiativa (circa 620 – 630 W/m²). La minore concentrazione numerica di particelle è probabilmente riconducibile all'effetto di diluizione degli inquinanti favorito dal riscaldamento solare: questo, infatti, favorisce i moti convettivi e l'espansione in verticale dello strato limite atmosferico, disperdendo in un volume maggiore d'aria le sostanze responsabili della formazione delle UFP.

Successivamente, tra le 12:00 e le 14:00 si nota un leggero incremento della concentrazione numerica nel momento in cui l'intensità della radiazione solare sta diminuendo: questo trend, seppur minimo in confronto ai picchi mattutini e serali, potrebbe essere coerente con lo sviluppo dei fenomeni di nucleazione fotochimica, che generano nuove particelle ultrafini. L'aumento di UFP si osserva in ritardo rispetto al picco di intensità della radiazione in quanto, verosimilmente, i processi di fotossidazione dei precursori gassosi generano delle specie nucleanti con diametri molto piccoli, che necessitano di un certo tempo di crescita prima di raggiungere una soglia dimensionale rilevabile dal dispositivo *AQ Guard Smart 2000*.

Nonostante ciò, dai livelli registrati per il parametro C_N , si evidenzia come il contributo della radiazione solare alla formazione e all'aumento delle UFP sia secondario rispetto al traffico veicolare e alle dinamiche di stabilità e instabilità atmosferica.

7.3.4.5 UFP – umidità relativa

Come ultimo parametro meteorologico, è stata analizzata l'umidità relativa, riportata in percentuale, in relazione all'andamento delle UFP.

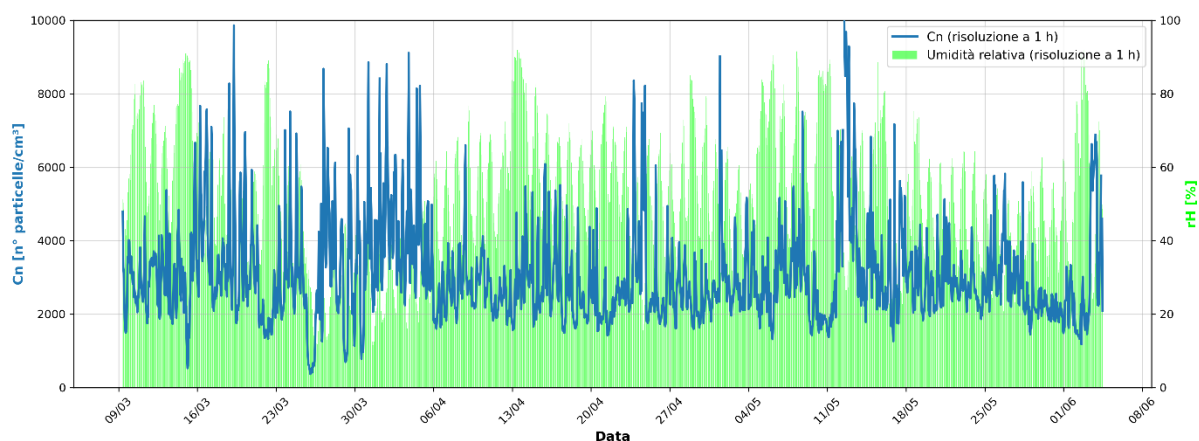


Figura 44: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione dell'umidità relativa in percentuale, con risoluzione temporale a 1 h (in verde chiaro). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Dall'analisi dell'intera serie temporale, entrambi i parametri mostrano una significativa variabilità, con l'umidità relativa che ha un valore medio che si aggira sul 50 – 55%, con valori minimi sul 15 – 20% e valori massimi anche del 90%. Anche in questo caso, dalla scala oraria

non emergono relazioni immediatamente leggibili tra le 2 variabili: sono infatti osservabili sia episodi in cui ad elevati valori del parametro rH coincidono alte concentrazioni di particelle, sia fenomeni opposti. Per tale motivo, l'applicazione di una media mobile giornaliera ha consentito di filtrare la variabilità ad altra frequenza e numerosi picchi anomali caratterizzanti la risoluzione oraria.

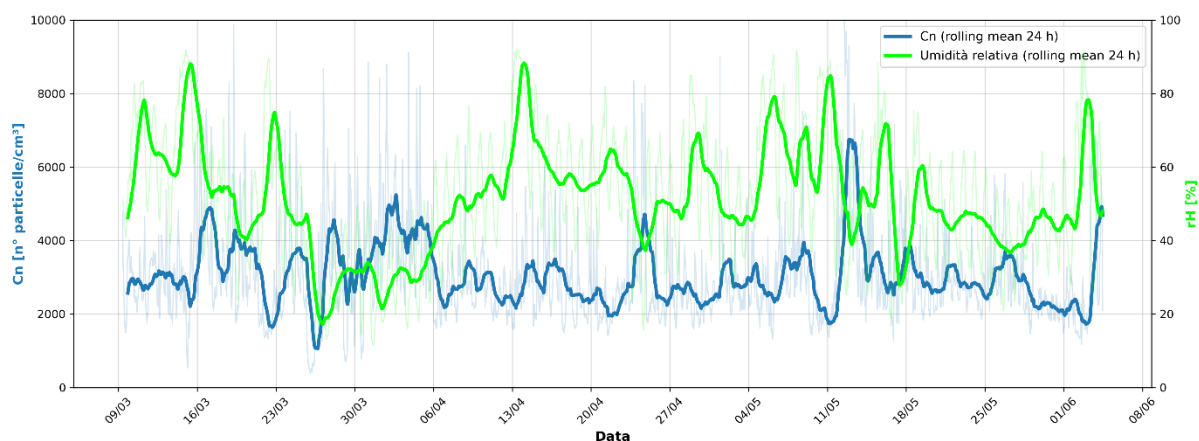


Figura 45: media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h dell'umidità relativa in percentuale (in verde).

Dalla Figura 45, si osserva come nelle fasi contraddistinte da aria secca (quindi rH basso) il valore del parametro C_N risulta generalmente più elevato, viceversa nei periodi con percentuali maggiori di umidità la concentrazione di particelle ultrafini tende a diminuire. Di conseguenza, la correlazione tra le due variabili potrebbe essere moderata e di tipo negativo. A sostegno di quanto detto, probabilmente l'aumento dell'umidità relativa favorisce i processi di coagulazione tra le particelle ultrafini (la crescita del contenuto d'acqua associato alle particelle d'aerosol ne favorisce infatti l'aggregazione), che determinano una riduzione del numero totale di esse e un contemporaneo aumento delle loro dimensioni medie, non rilevabili più dallo strumento. Inoltre, a condizioni di umidità relativa alta sono spesso associati fenomeni di foschia o formazioni nebbiose, con una presenza numerosa di microgoccioline d'acqua sospese in atmosfera: in queste circostanze le particelle ultrafini d'aerosol possono essere inglobate nelle goccioline (come quanto descritto in precedenza), e successivamente rimosse dall'atmosfera tramite processi di deposizione umida, contribuendo, probabilmente, alla riduzione in numero delle UFP.

7.3.5 Confronto UFP – dati PM

Nel presente paragrafo si è operato un confronto tra i dati di concentrazione numerica di UFP e i dati di concentrazione in massa delle principali frazioni di particolato atmosferico (PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀), ottenute con il dispositivo *Palas Fidas 200S*, posizionato anch'esso in corrispondenza del *Safety – Lab*. Sono stati visualizzati dapprima tutti gli andamenti durante l'intero periodo di monitoraggio, con risoluzione giornaliera:

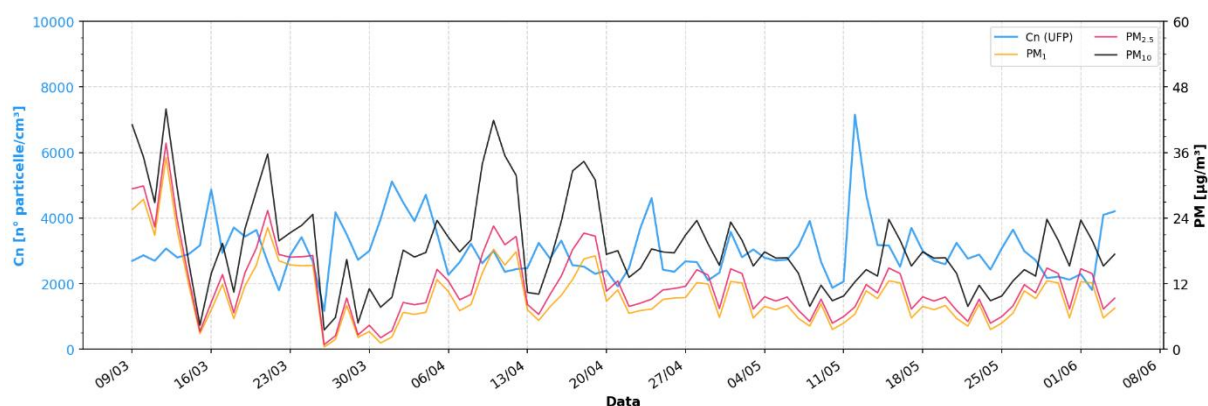


Figura 46: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale giornaliera (in blu); variazione temporale della concentrazione in massa delle classi di PM₁ (arancione), PM_{2.5} (magenta), PM₁₀ (nero), con risoluzione temporale giornaliera. Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Osservando a livello qualitativo la Figura 46, PM₁, PM_{2.5} e PM₁₀ presentano una dinamica generalmente simile, con variazioni che avvengono simultaneamente e, quindi, probabilmente riconducibili agli stessi eventi emissivi o alle medesime condizioni meteorologiche. Durante l'intero arco temporale di monitoraggio, si registrano valori medi di concentrazione in massa di circa 10 µg/m³ per il PM₁, di 12 µg/m³ per il PM_{2.5}, mentre per il PM₁₀ i valori si attestano sui 18 µg/m³; i valori massimi si registrano tra i 30 e i 45 µg/m³ per quanto concerne PM₁₀ e PM_{2.5}, mentre si rilevano picchi leggermente più contenuti per la frazione del PM₁. Dall'analisi del grafico, si evidenzia come la serie temporale relativa al PM₁₀ mostri variazioni più marcate e facilmente distinguibili rispetto alle frazioni granulometriche minori: questo comportamento è attribuibile, plausibilmente alla dimensione maggiore delle particelle grossolane, generalmente interessate da fenomeni di tipo meccanico (frantumazione, abrasione, trasporto e risospensione di materiali solidi) [8]. In conseguenza di quanto detto, si è deciso di riportare solamente

l'andamento del PM10 confrontato con il parametro C_N , applicando una media mobile a 24 h sui dati originali con risoluzione oraria, per una lettura più chiara dei dati:

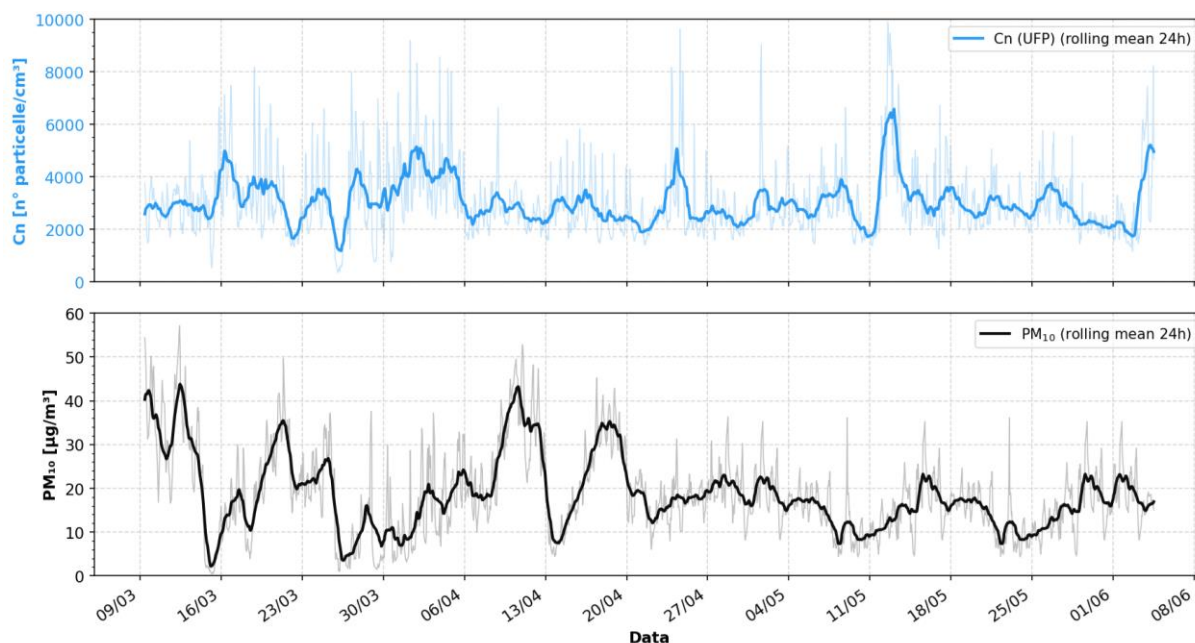


Figura 47: media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione in massa di PM10 (in nero).

Eliminando dal grafico le concentrazioni in massa di PM1 e PM2.5, emerge una possibile tendenza qualitativa inversa tra la concentrazione numerica di particelle ultrafini e la concentrazione massica di PM10: infatti, ad alcuni aumenti di concentrazione in massa di particolato grossolano, sembrano corrispondere diminuzioni contenute in numero di UFP e viceversa, ad aumenti di UFP si notano diminuzioni nella concentrazione di particolato grossolano. A sostegno di quanto scritto, si può vedere come intorno al 9 – 10 aprile si osserva un marcato incremento della concentrazione di PM10, accompagnato da livelli relativamente bassi di concentrazione numerica di UFP: tale evento coincide probabilmente con un episodio di trasporto di polveri sahariane provenienti dal deserto del Sahara e dirette verso l'Europa, in seguito a perturbazioni o depressioni in quota che interessano il Nord Africa; queste generano forti venti e sollevano polveri minerali che vengono spinte verso Nord da correnti meridionali come lo scirocco, attraversando il Mar Mediterraneo [9]. Per visualizzare quanto descritto, si è scelto di riportare la concentrazione di polveri trasportate dal Sahara verso l'Europa, espressa in

g/m^3 , nel giorno 09/04/2026. L'immagine seguente è stata acquisita dal modello *MONARCH* del *Barcelona Dust Regional Center*:

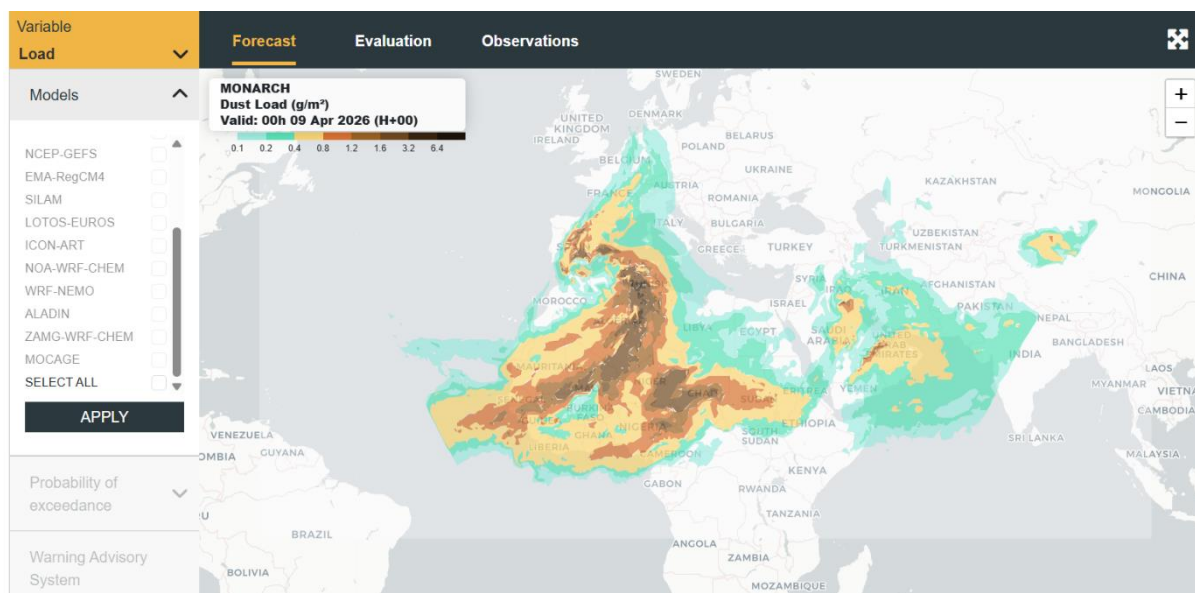


Figura 48: sviluppo delle correnti Sahariane con relativa concentrazione di polveri in g/m^3 . Giorno di osservazione: 09/04/2026.

Dall'immagine si osserva chiaramente il fenomeno di migrazione di tali polveri provenienti dal deserto del Sahara verso il continente europeo; a causa della vicinanza geografica, l'Italia è uno dei primi paesi ad essere investito da queste correnti, le quali comportano un aumento significativo della frazione grossolana del particolato atmosferico. Pertanto, il contributo di questo tipo di aerosol risulta evidente nelle concentrazioni di PM_{10} , mentre incide in misura nettamente minore in termini di numero di particelle ultrafini: perciò si ipotizza che, durante eventi dominati dalla presenza di particolato grossolano, il contributo relativo della frazione ultrafine risulti meno rilevante in termini di concentrazione numerica.

Tuttavia, questa interpretazione deve essere considerata come puramente qualitativa, in quanto l'andamento della concentrazione numerica di particelle ultrafini, caratterizzato da una forte variabilità, non risulta pienamente correlabile con le concentrazioni di PM : tale comportamento risulta coerente con la diversa natura fisica delle particelle costituenti l'aerosol atmosferico e con il confronto tra due grandezze intrinsecamente differenti: infatti, i dati forniti dallo strumento *AQ Guard Smart 2000* restituiscono il quantitativo in numero delle particelle ultrafini presenti,

mentre il risultato del monitoraggio attraverso il *Palas Fidas 200S* è una concentrazione in massa di frazioni granulometriche superiori alle UFP.

Al fine di comprendere al meglio il possibile ruolo della componente fine rispetto a quella grossolana, risulta più significativo analizzare il rapporto tra le frazioni di PM, anziché le loro concentrazioni in massa. Nello specifico, si è deciso di considerare il rapporto tra PM1 e PM10: quest'ultimo è utilizzato in letteratura come indicatore della prevalenza relativa della componente fine rispetto a quella grossolana e, di conseguenza, fornisce informazioni circa la possibile sorgente di aerosol, antropogenica o naturale (Putaud *et al.*, 2010).

Si è quindi effettuata un'analisi congiunta con la variabile C_N , per verificare se a variazioni nella distribuzione granulometrica del particolato siano associate modifiche della concentrazione in numero di UFP durante l'intero periodo di monitoraggio.

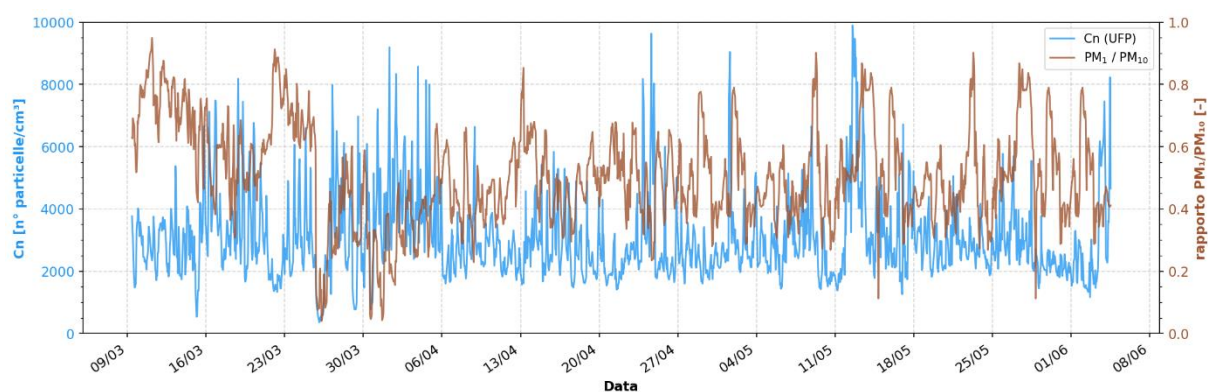


Figura 49: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale del rapporto PM1/PM10 con risoluzione temporale a 1 h (in marrone). Periodo di osservazione 09/03/2026 – 04/06/2026.

Il rapporto tra le suddette frazioni di particolato presenta un'elevata variabilità, oscillando tipicamente tra 0.1 e 0.9, con un valore medio su tutto il periodo di 0.51; nella prima parte della campagna di monitoraggio il rapporto si mantiene su valori relativamente stabili, tra 0.6 e 0.9 (prevalenza di particolato fine), mentre a partire dagli inizi di aprile la serie presenta fluttuazioni più marcate, con diminuzioni del rapporto PM1/PM10, coerenti con episodi di aumento di particolato grossolano di origine naturale (come, ad esempio, le correnti Sahariane). Per quanto concerne la relazione con la variabile C_N , dal confronto visivo non emerge una correlazione sistematica e univoca tra le due grandezze; si può notare, però, una debole tendenza tale per cui,

nelle fasi caratterizzate da rapporti elevati (quindi con prevalenza di componente grossolana del particolato) la concentrazione numerica di UFP non mostra incrementi, anzi, rimane su livelli abbastanza contenuti: questo potrebbe suggerire, anche per quanto mostrato in precedenza, che i fenomeni di tipo meccanico o eventi di trasporto di polveri grossolane non costituiscono una sorgente significativa di UFP, le quali sono tipicamente associate a processi di combustione, traffico veicolare o processi fotochimici. Ciononostante, non è stata osservata una correlazione specifica tra la concentrazione numerica di particelle ultrafini e il rapporto PM1/PM10, conseguentemente al valore medio di quest'ultimo (0.51), che rappresenta la condizione in cui nessuna delle due frazioni prevale sull'altra nell'intero periodo, suggerendo l'alternanza di fasi con predominanza di polveri grossolane e fasi con maggiore presenza di particolato fine; unendo queste informazioni all'elevata variabilità delle UFP, il quadro che emerge non permette di formulare ulteriori ipotesi o considerazioni più specifiche.

7.3.6 Potenzialità e limiti dell'AQ Guard Smart 2000: confronto con Palas Fidas 200S

Nell'ultimo paragrafo della presente analisi dati, si è deciso di comparare i dati di C_N acquisiti dal dispositivo *AQ Guard Smart 2000* con la concentrazione numerica di particelle registrata dallo strumento *Palas Fidas 200S*. Quest'ultimo è un analizzatore ottico multicanale che consente il monitoraggio in continuo e in tempo reale delle concentrazioni in massa di materiale particolato (come visto nel paragrafo 7.3.5). Inoltre, lo strumento restituisce la concentrazione numerica di particelle con relativa distribuzione dimensionale, suddivisa in 64 canali, con un range di misurazione compreso tra i 0.18 e i 10 μm [10].

Nella figura seguente vengono mostrati gli andamenti delle rispettive concentrazioni numeriche di particelle nel medesimo intervallo temporale, con risoluzione oraria:

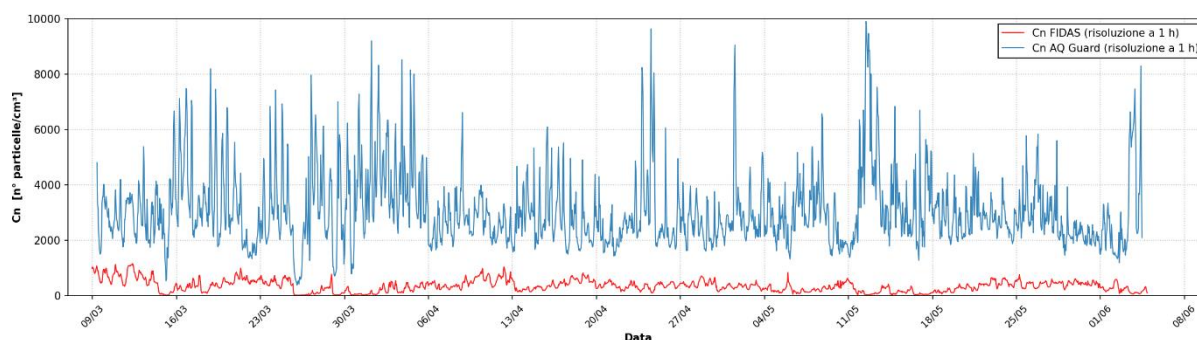


Figura 50: variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h con dispositivo AQ Guard Smart 2000 (in blu); variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h con dispositivo Palas Fidas 200S (in rosso). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

Le due serie temporali mostrano valori completamente differenti, con la concentrazione numerica di particelle ultrafini registrata dall'AQ Guard Smart 2000 superiore di anche 10 volte il numero di particelle rilevate dal Palas Fidas 200S; infatti, il C_N di quest'ultimo oscilla tra 0 e 1000 particelle/cm³, con valori di picco modesti e un trend perlopiù costante, in contrasto con la notevole variabilità del parametro C_N misurato dall'AQ Guard Smart 2000 (tipicamente tra le 3000 – 4000 particelle/cm³). Le due curve a livello qualitativo mostrano in alcuni frangenti una coerenza temporale nell'andamento, come nel mese di marzo e nella metà di aprile, suggerendo la presenza di una sorgente emissiva comune, probabilmente legata al traffico veicolare. Tuttavia, i due C_N non sviluppano una correlazione forte lungo l'intero periodo di monitoraggio: all'inizio di aprile e nel mese di maggio l'AQ Guard Smart 2000 mostra, infatti, un andamento differente rispetto a quello riportato dal Palas Fidas 200S, dove a fasi di massimo e minimo del C_N relativo alle UFP non corrisponde un trend altrettanto simile del C_N caratterizzante le frazioni di particolato maggiori.

In definitiva, la Figura 50 chiarisce quanto riportato nei capitoli precedenti: la maggioranza del numero di particelle d'aerosol atmosferico si trova nella frazione ultrafine, misurata dal dispositivo AQ Guard Smart 2000, mentre, attraverso il Palas Fidas 200S, si sottostima tale concentrazione numerica, in quanto vengono analizzate particelle con diametri maggiori. Al contrario, se si ricerca la concentrazione in massa delle particelle d'aerosol, il dispositivo AQ Guard Smart 2000 non può essere utilizzato, in quanto la frazione ultrafine dell'aerosol

atmosferico possiede una massa trascurabile se confrontata con le frazioni granulometriche superiori, misurate dal *Palas Fidas 200S*.

In relazione ai risultati ottenuti nel presente paragrafo, si è pensato ad un possibile impiego complementare delle due strumentazioni sopracitate, al fine di ottenere un'unica distribuzione granulometrica delle particelle caratterizzanti l'aerosol atmosferico, estendendo la distribuzione dimensionale acquisita con il *Palas Fidas 200S* verso la frazione ultrafine, in considerazione dei range di misura dei due strumenti ($0.01 - 1 \mu\text{m}$ per l'*AQ Guard Smart 2000* e $0.18 - 10 \mu\text{m}$ per il *Palas Fidas 200S*). Quanto ipotizzato risulta però incompatibile con le rispettive caratteristiche strumentali e i principi di funzionamento.

Innanzitutto, il *Palas Fidas 200S* restituisce la distribuzione numerica delle particelle suddivisa in 64 canali dimensionali, dove ad ognuno è associata una precisa frazione del diametro delle particelle; al contrario, l'*AQ Guard Smart 2000* dispone di un unico canale dimensionale che racchiude tutta la frazione ultrafine. Di conseguenza, sebbene il numero di UFP venga riportato in maniera accurata, non è possibile risalire al modo in cui tale numero si distribuisca tra le diverse classi dimensionali, nell'intervallo $0.01 - 1 \mu\text{m}$. Questo tipo di vincolo è particolarmente limitante nella caratterizzazione delle sorgenti emissive e nella valutazione del rischio sanitario, poichè le proprietà tossicologiche delle particelle d'aerosol possono cambiare in funzione del loro diametro, anche all'interno di una stessa frazione dimensionale (come visto nel paragrafo 5.5).

In secondo luogo, l'*AQ Guard Smart 2000* si basa sulla carica per diffusione unipolare, quindi restituisce il numero di particelle attraverso la misura di una corrente elettrica generata dalla carica di un flusso di particelle, mentre il *Palas Fidas 200S* è un contatore ottico che fornisce il numero di particelle con la relativa dimensione; pertanto, anche volendo integrare i due dataset disponibili, gli strumenti in questione non misurano allo stesso modo le particelle, presentando una diversa efficienza di rilevamento e differenti tipi di errore sulla misurazione.

Per evidenziare al meglio tale incompatibilità, si riporta nella figura seguente una verifica puntuale, effettuata su un singolo istante di acquisizione tra due misure quasi perfettamente sincronizzate nel tempo, provenienti rispettivamente dall'*AQ Guard Smart 2000* e dal *Palas Fidas 200S*. Il grafico è stato realizzato in scala bi – logaritmica riportando la distribuzione dimensionale differenziale delle particelle (dC_N , espresso in $n^\circ \text{ particelle}/\text{cm}^3$) sull'asse delle ordinate, e il diametro delle particelle sull'asse delle ascisse (X , espresso in μm).

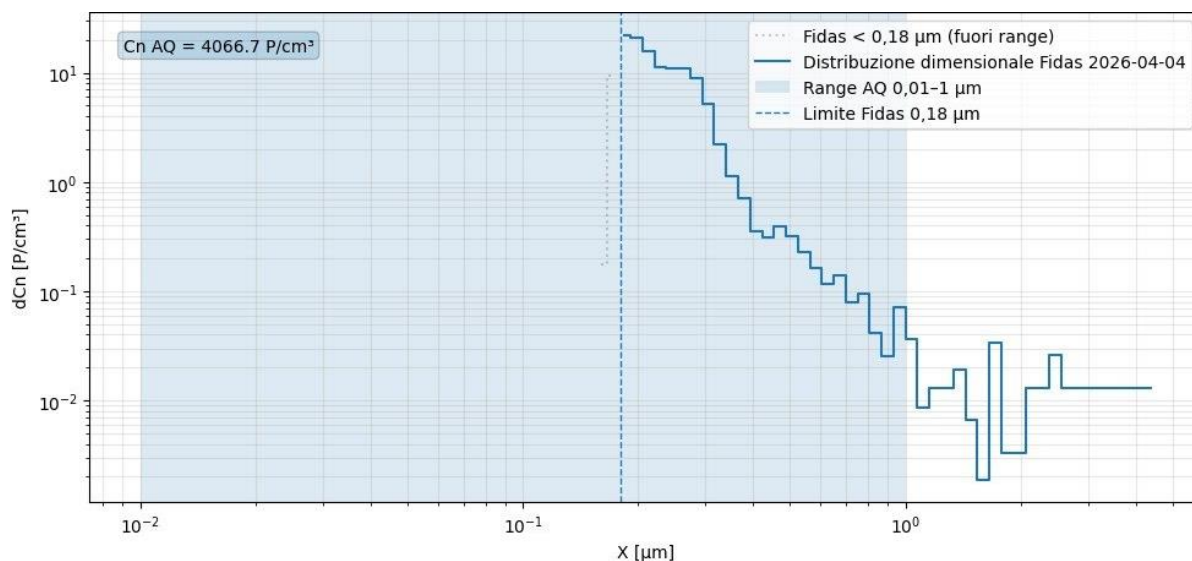


Figura 51: confronto tra valore aggregato di concentrazione numerica totale di particelle ottenuto con AQ Guard Smart 2000 in un singolo istante e distribuzione dimensionale differenziale ottenuta con Palas Fidas 200S nello stesso istante (linea blu continua); giorno di acquisizione: 04/04/2026.

Come riportato anche in legenda, la curva blu continua rappresenta la distribuzione granulometrica misurata dal *Palas Fidas 200S*, ottenuta con 64 canali dimensionali, che permettono una descrizione dettagliata della concentrazione numerica delle particelle in funzione del loro diametro; l'area in azzurro, invece, raffigura il campo dimensionale ricoperto dall'*AQ Guard Smart 2000*; la linea blu tratteggiata rappresenta il limite di rilevabilità del parametro C_N per quanto concerne il *Palas Fidas 200S*, preceduta da una linea grigia tratteggiata, che definisce il rumore strumentale (sotto la soglia dei 0.18 μm la misura ottica risulta inaffidabile ma viene esportata lo stesso come bin dimensionale dal *Palas Fidas 200S*). Nonostante vi sia una sovrapposizione nel range di misura tra i due strumenti, si osserva come l'*AQ Guard Smart 2000* fornisce solamente un valore integrato di concentrazione numerica, a cui non segue una suddivisione nelle singole classi dimensionali, a dispetto di quanto restituito dal *Palas Fidas 200S*; risulta quindi impossibile determinare come la concentrazione numerica misurata dall'*AQ Guard Smart 2000* sia distribuita tra la frazione ultrafine e quella compresa nel range di sovrapposizione tra i due strumenti. L'assenza di tale informazione rende perciò impossibile la costruzione di un dataset continuo della distribuzione granulometrica.

8 CONCLUSIONI

Il presente lavoro di tesi ha permesso la caratterizzazione della frazione ultrafine del particolato atmosferico in relazione alla concentrazione numerica di particelle e al parametro LDSA, in un contesto di fondo urbano, attraverso l'utilizzo del dispositivo *AQ Guard Smart 2000*, gentilmente fornito dall'azienda *Lab Service Analytica S.r.l.*

Analizzando i dati provenienti da quest'ultimo, si è osservata una forte variabilità della concentrazione numerica di UFP, con valori medi che oscillano tra le 2000 e le 4000 particelle/cm³, governata principalmente da fenomeni emissivi di tipo locale e condizioni meteorologiche tipiche della stagione intermedia dei livelli di particolato.

Lo studio ha restituito risultati importanti circa l'identificazione del profilo medio giornaliero e settimanale della concentrazione numerica di particelle: il profilo diurno ha mostrato un andamento bimodale tipico degli ambienti urbani, con un picco mattutino riconducibile probabilmente al contributo del teleriscaldamento, durante il periodo di accensione (che termina in corrispondenza del 15 aprile) unito al traffico veicolare, ed un picco serale dovuto alla combinazione delle emissioni da traffico con il progressivo abbassamento dello strato limite atmosferico, che riduce sensibilmente il processo di diluizione degli inquinanti; il pattern settimanale ha confermato quanto visto nel profilo medio giornaliero, evidenziando una netta riduzione nel numero di UFP nel weekend, coerente con la riduzione del traffico veicolare e la minore attività produttiva delle aziende e degli esercizi commerciali. Per entrambi i profili sono stati realizzati gli intervalli di confidenza al 95%, che hanno fornito considerazioni a livello statistico circa la stabilità del picco mattutino in relazione alla maggiore variabilità delle ore centrali e del picco serale, suggerendo come il traffico possa essere sorgente di UFP.

La variabilità temporale della concentrazione numerica di particelle è stata integrata con il confronto con le concentrazioni di NO_x, le variabili meteorologiche e le frazioni di particolato (PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀). L'analisi congiunta con le concentrazioni in ppb di NO_x ha restituito una correlazione moderata ma non costante nel tempo: in particolare, nelle ore di punta del traffico mattutino, la concentrazione numerica di UFP segue il pattern caratterizzante gli NO_x, supportando l'ipotesi di una sorgente emissiva comune legata ai processi di combustione veicolare; viceversa, l'andamento divergente tra le due variabili nelle ore centrali della giornata e nelle ore serali, suggerisce il possibile contributo di altri processi legati alla formazione di UFP, come ad esempio i processi fotochimici e la stabilità atmosferica.

In secondo luogo, l'analisi comparativa con le variabili meteorologiche ha evidenziato il ruolo esercitato da queste sulla dispersione delle particelle ultrafini: nello specifico, la velocità del vento è risultata, a livello qualitativo, il parametro maggiormente correlabile con la concentrazione numerica di UFP, mostrando come le condizioni di elevata ventilazione possano favorire probabilmente una maggiore diluizione degli inquinanti e, quindi, un minor numero di particelle ultrafini. Per quanto concerne gli altri fattori atmosferici, le correlazioni risultano qualitativamente deboli, con la temperatura e la radiazione solare che possono favorire la dispersione degli inquinanti incrementando i fenomeni convettivi turbolenti, ma anche contribuire indirettamente ai processi fotochimici responsabili della formazione di UFP; la precipitazione ha invece mostrato effetti limitati sulla diminuzione delle UFP, confermando come i fenomeni di wash – out non siano relazionabili alle particelle ultrafini, per via della loro massa trascurabile. Infine, l'umidità relativa ha evidenziato una debole correlazione negativa con il parametro C_N , plausibilmente legata a processi di crescita igroscopica e coagulazione delle particelle.

Il confronto con le frazioni granulometriche superiori ha sottolineato come la concentrazione numerica di UFP sia fondamentalmente indipendente dall'unità di misura utilizzata per i vari PM_{10} , $PM_{2.5}$ e PM_{10} , rendendo complessa l'osservazione di possibili legami tra questi e le UFP; in particolar modo, gli episodi contraddistinti da aumenti notevoli di particolato grossolano, come il trasporto delle polveri sahariane, non hanno determinato correlazioni tali da poter osservare un trend chiaro e leggibile che porti alla diminuzione delle UFP. Di conseguenza, si conferma come la frazione ultrafine sia originata e soggetta a meccanismi di formazione differenti dalle frazioni di particolato superiori.

Infine, sono state valutate le potenzialità e i limiti dello strumento *AQ Guard Smart 2000* in relazione al *Palas Fidas 200S*, ovvero il dispositivo che acquisisce la concentrazione numerica e ricostruisce la distribuzione dimensionale delle particelle da 0.18 a 10 μm . I risultati ottenuti hanno chiarito il ruolo chiave svolto dall'*AQ Guard Smart 2000* nell'acquisizione dell'evoluzione temporale della concentrazione numerica di particelle, rilevate in quantità notevolmente maggiori rispetto a quelle misurate dal *Palas Fidas 200S*; tuttavia, è stata dimostrata la non comparabilità dei canali dimensionali dei due strumenti (1 per l'*AQ Guard Smart 2000* e 64 per il *Palas Fidas 200S*) a causa della natura differente dei principi di funzionamento.

In conclusione, l'analisi dati effettuata con il dispositivo *AQ Guard Smart 2000* ha mostrato una sovrapposizione temporale tra i picchi di concentrazione delle UFP e gli orari di maggiore intensità del traffico veicolare, suggerendo l'ipotesi di un contributo svolto dalle emissioni da traffico nel sito di misura; tale evidenza risulta da un'interpretazione qualitativa, non essendo supportata da analisi chimico – fisiche finalizzate all'attribuzione di sorgenti. L'analisi del profilo medio giornaliero ha permesso di constatare come il teleriscaldamento (nel periodo di esercizio) possa contribuire all'amplificazione della concentrazione numerica delle UFP, in particolar modo nelle prime ore della mattinata; sono emersi inoltre contributi associabili a condizioni di stabilità atmosferica e, in misura minore, a processi di nucleazione fotochimica. Lo studio del parametro C_N , unito ai livelli di LDSA registrati (coerenti con contesti di tipo urbano in cui domina l'emissione dovuta al traffico veicolare), pone l'importanza su uno sviluppo futuro nel monitoraggio delle UFP, in linea con quanto riportato nella Direttiva (UE) 2881/2024.

9 BIBLIOGRAFIA

- Arpa Molise «Categorie spaziali e temporali degli inquinanti». Disponibile su: <https://www.arpamoliseairquality.it/categorie-spaziali-e-temporali-degli-inquinanti/>.
- Bächler, P. *et al.* (2026) «UFP, BC, and PM_{2.5} measurements and the effect of dispersion conditions on concentration levels in a residential area affected by wood smoke pollution from domestic heating during the winter months», *Aerosol Research*, 4(1), pp. 63–80. Disponibile su: <https://doi.org/10.5194/ar-4-63-2026>.
- Balendra, S. *et al.* (2024) «Condensation particle counters: Exploring the limits of miniaturisation», *Journal of Aerosol Science*, 175, p. 106266. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2023.106266>.
- Block, M.L. e Calderón-Garcidueñas, L. (2009) «Air pollution: mechanisms of neuroinflammation and CNS disease», *Trends in Neurosciences*, 32(9), pp. 506–516. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.tins.2009.05.009>.
- Castro, A. *et al.* (2010) «Aerosol size distribution in precipitation events in León, Spain», *Atmospheric Research*, 96(2–3), pp. 421–435. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.01.014>.
- Cattaneo, A. *et al.* (2009) «Personal exposure to airborne ultrafine particles in the urban area of Milan», *Journal of Physics: Conference Series*, 151, p. 012039. Disponibile su: <https://doi.org/10.1088/1742-6596/151/1/012039>.
- Gómez-Moreno, F.J. *et al.* (2011) «Influence of seasonal factors on the atmospheric particle number concentration and size distribution in Madrid», *Atmospheric Environment*, 45(18), pp. 3169–3180. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.041>.
- Health Effects Institute (2013) «Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles».
- Jacobson, M.Z. *Air Pollution and Global Warming*.
- Jacobson, M.Z. «Fundamentals of Atmospheric Modeling, Second Edition».
- J. Seinfeld e S. Pandis (2006) *Atmospheric Chemistry And Physics*. 2nd Ed (Wiley, 2006).
- K Donaldson, V Stone, A Clouter, L Renwick, W MacNee (2001) «Ultrafine Particles».
- Kittelson, D.B. «ENGINES AND NANOPARTICLES: A REVIEW».
- Kulkarni P., Baron P.A., Willeke K. (2011) «Aerosol Measurement: Principles, Techniques, and Applications». Wiley.
- Kulmala, M. *et al.* (2004) «Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations», *Journal of Aerosol Science*, 35(2), pp. 143–176. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2003.10.003>.

- Kwon, H.-S., Ryu, M.H. e Carlsten, C. (2020) «Ultrafine particles: unique physicochemical properties relevant to health and disease», *Experimental & Molecular Medicine*, 52(3), pp. 318–328. Disponibile su: <https://doi.org/10.1038/s12276-020-0405-1>.
- Liu, X. *et al.* (2023) «Ambient air particulate total lung deposited surface area (LDSA) levels in urban Europe», *Science of The Total Environment*, 898, p. 165466. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165466>.
- Ma, N. e Birmili, W. (2015) «Estimating the contribution of photochemical particle formation to ultrafine particle number averages in an urban atmosphere», *Science of The Total Environment*, 512–513, pp. 154–166. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.009>.
- Marconi, A. *et al.* (2007) «Two-Years of Fine and Ultrafine Particles Measurements in Rome, Italy», *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70(3–4), pp. 213–221. Disponibile su: <https://doi.org/10.1080/15287390600883174>.
- Morawska, L. *et al.* (2008) «Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure», *Atmospheric Environment*, 42(35), pp. 8113–8138. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.050>.
- Pozzer, A. *et al.* (2023) «Mortality Attributable to Ambient Air Pollution: A Review of Global Estimates», *GeoHealth*, 7(1), p. e2022GH000711. Disponibile su: <https://doi.org/10.1029/2022GH000711>.
- Putaud, J.-P. *et al.* (2010) «A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe», *Atmospheric Environment*, 44(10), pp. 1308–1320. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.12.011>.
- Rahman, M.M. *et al.* (2017) «Estimate of main local sources to ambient ultrafine particle number concentrations in an urban area», *Atmospheric Research*, 194, pp. 178–189. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.04.036>.
- Santachiara, G., Prodi, F. e Belosi, F. (2012) «A Review of Thermo- and Diffusio-Phoresis in the Atmospheric Aerosol Scavenging Process. Part 1: Drop Scavenging», *Atmospheric and Climate Sciences*, 02(02), pp. 148–158. Disponibile su: <https://doi.org/10.4236/acs.2012.22016>.
- Shi, J.P. *et al.* (2001) «Sources and concentration of nanoparticles (<10nm diameter) in the urban atmosphere», *Atmospheric Environment*, 35(7), pp. 1193–1202. Disponibile su: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00418-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00418-0).
- Spinazzè, A. *et al.* (2014) «Modeling Population Exposure to Ultrafine Particles in a Major Italian Urban Area», *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(10), pp. 10641–10662. Disponibile su: <https://doi.org/10.3390/ijerph111010641>.
- TSI Incorporated «Theory_Of_Operation_UFP-001_US».
- Tsuda, A., Henry, F.S. e Butler, J.P. (2013) «Particle Transport and Deposition: Basic Physics of Particle Kinetics», in R. Terjung (a c. di) *Comprehensive Physiology*. 1^a ed. Wiley, pp. 1437–1471. Disponibile su: <https://doi.org/10.1002/cphy.c100085>.

UFIPOLNET Technical Final e Report (2008) «Ultrafine Particle Size Distribution in Air Pollution Monitoring Networks».

Valentin, J. (a c. di) (2003) *Guide for the practical application of the ICRP human respiratory tract model*. Oxford: Pergamon (ICRP supporting guidance, 3).

Wallace, L. (2006) «Indoor Sources of Ultrafine and Accumulation Mode Particles: Size Distributions, Size-Resolved Concentrations, and Source Strengths», *Aerosol Science and Technology*, 40(5), pp. 348–360. Disponibile su: <https://doi.org/10.1080/02786820600612250>.

WHO *WHO (World Health Organization) global air quality guidelines*.

World Health Organization «Air pollution and child health: prescribing clean air».

Zecchi, L. *et al.* (2025) «Progress and policies to achieve the zero pollution action plan and EU 2024/2881 PM2.5 targets in Northern Italy», *Scientific Reports*, 15(1), p. 31439. Disponibile su: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-17176-x>.

10 SITOGRAFIA

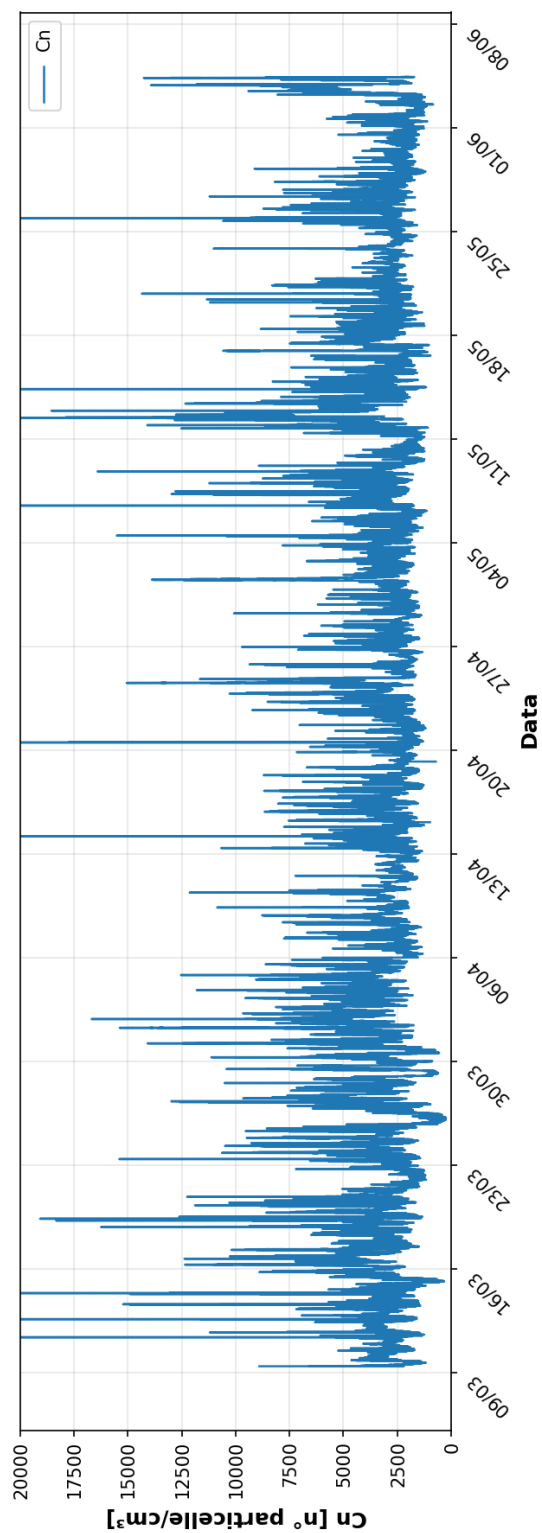
- [1] <https://www.mase.gov.it/portale/-/d.lgs.-13-agosto-2010-n.-155-attuazione-della-direttiva-2008-50-ce-relativa-alla-qualita-dei-039-aria-ambiente-e-per-un-039-aria-piu-pulita-in-europa-g.u.-15-settembre-2010-n.-216-s.o.-n.-217->
- [2] <https://www.reteambiente.it/normativa/49710/direttiva-parlamento-europeo-e-consiglio-ue-20242881ue/>
- [3] <https://www.cas.manchester.ac.uk/restools/instruments/aerosol/differential/>
- [4] <https://www.cas.manchester.ac.uk/restools/instruments/aerosol/scanning/index.html>
- [5] [https://tsi.com/products/particle-sizers/fast-particle-sizer-spectrometers/fast-mobility-particle-sizer-\(fmms\)-3091](https://tsi.com/products/particle-sizers/fast-particle-sizer-spectrometers/fast-mobility-particle-sizer-(fmms)-3091)
- [6] <https://www.palas.de/product/aq-guard-smart2000?save=accept>
- [7] <https://my-atmosphere.net/#devices>
- [8] <https://www.snpambiente.it/temi/polveri-pm10-e-pm25/>
- [9] <https://allarmemeteo.ch/blog/linfluenza-polvere-sahariana-svizzera.html>
- [10] <https://www.palas.de/product/fidas200s?cookieset=accept>

A. APPENDICE

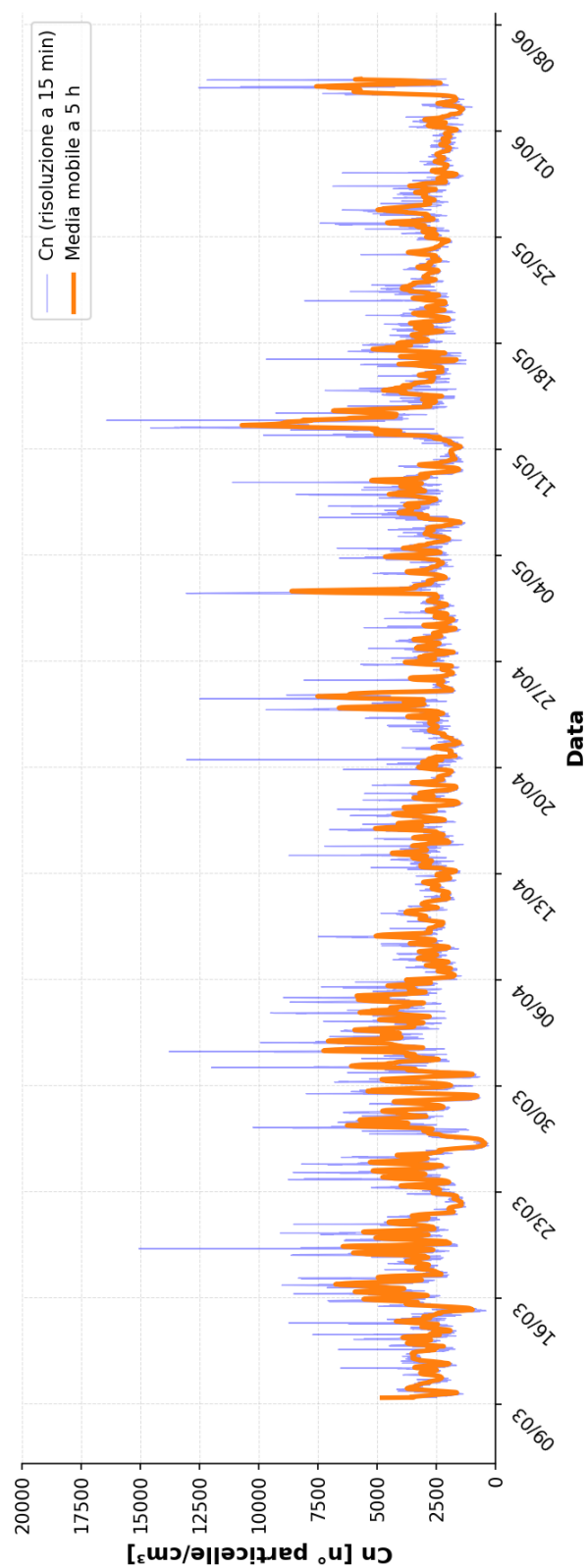
Di seguito si riporta una migliore visualizzazione dei grafici esposti nel presente lavoro di tesi, accompagnati da ulteriori grafici elaborati ma non mostrati nell'analisi dati.

i. ANALISI DELLA SERIE TEMPORALE SULL'INTERO PERIODO DI MONITORAGGIO

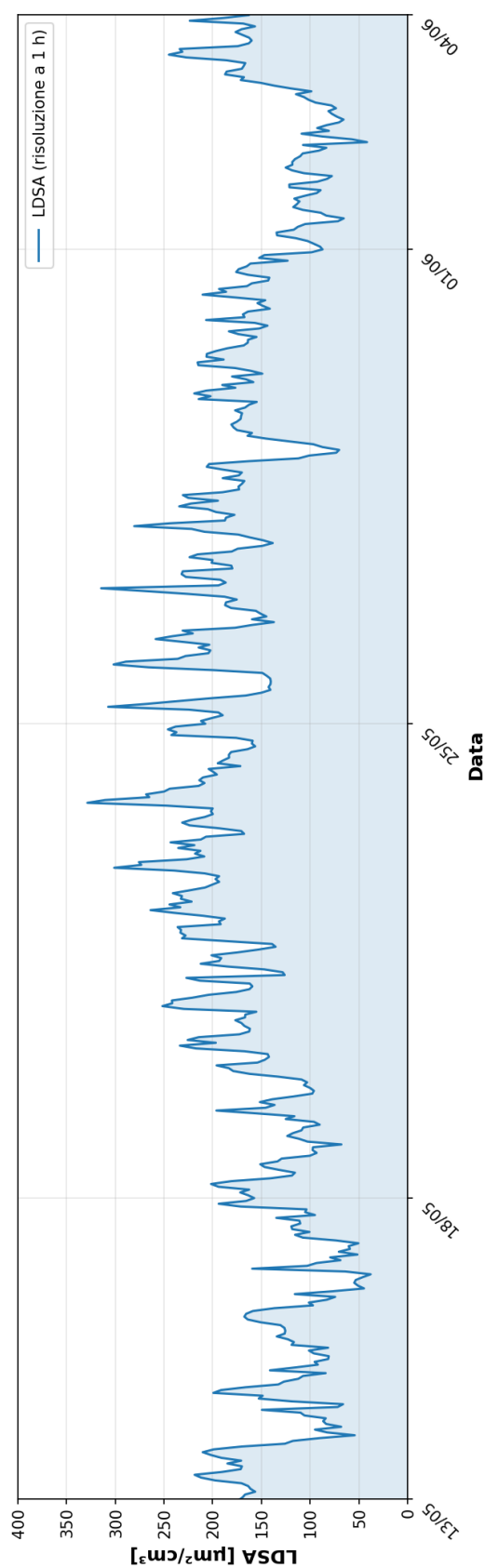
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini nel periodo di osservazione: 09/03/26 - 04/06/26 (risoluzione a 1 min).



Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min nel periodo di osservazione: 09/03/26 - 04/06/26 (in blu); media mobile a 5 h calcolata sui dati aggregati a 15 min (in arancione).

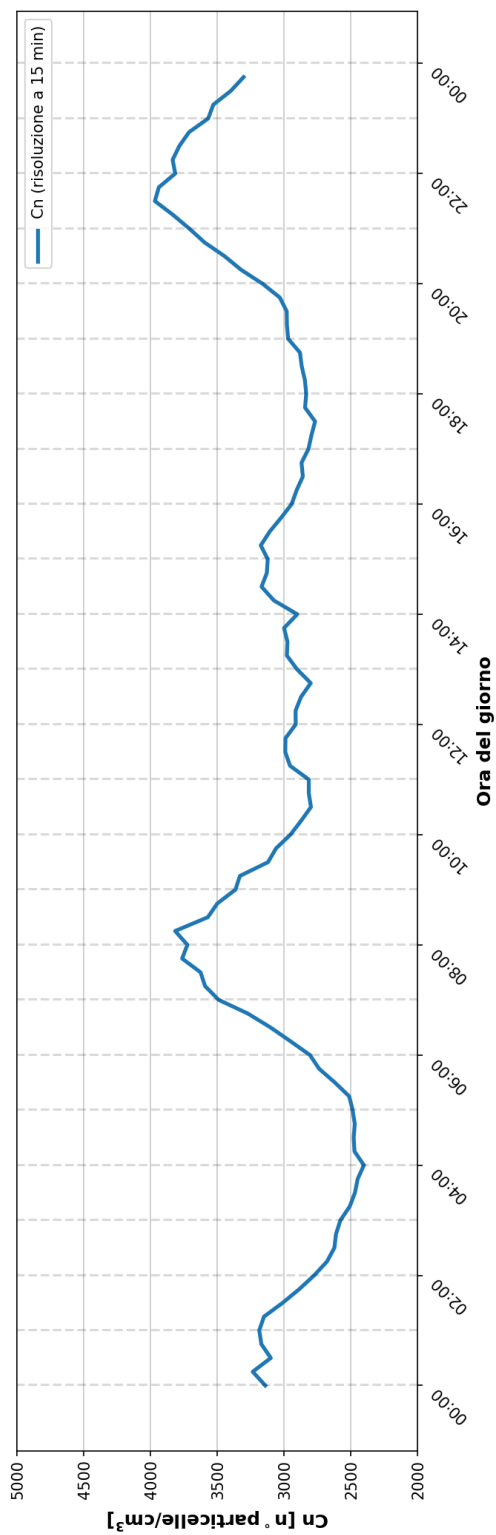


Variazione temporale del parametro LDSA per le particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h nel periodo di osservazione: 13/05/26 - 04/06/26.

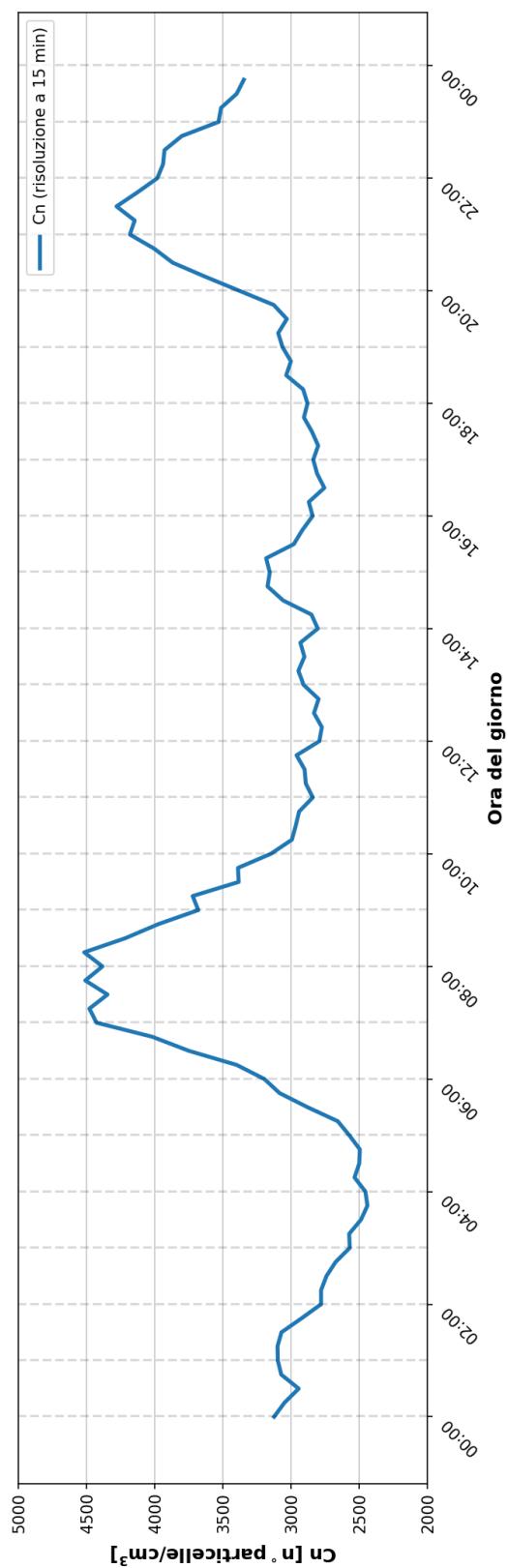


ii. PROFILI MEDI CARATTERISTICI

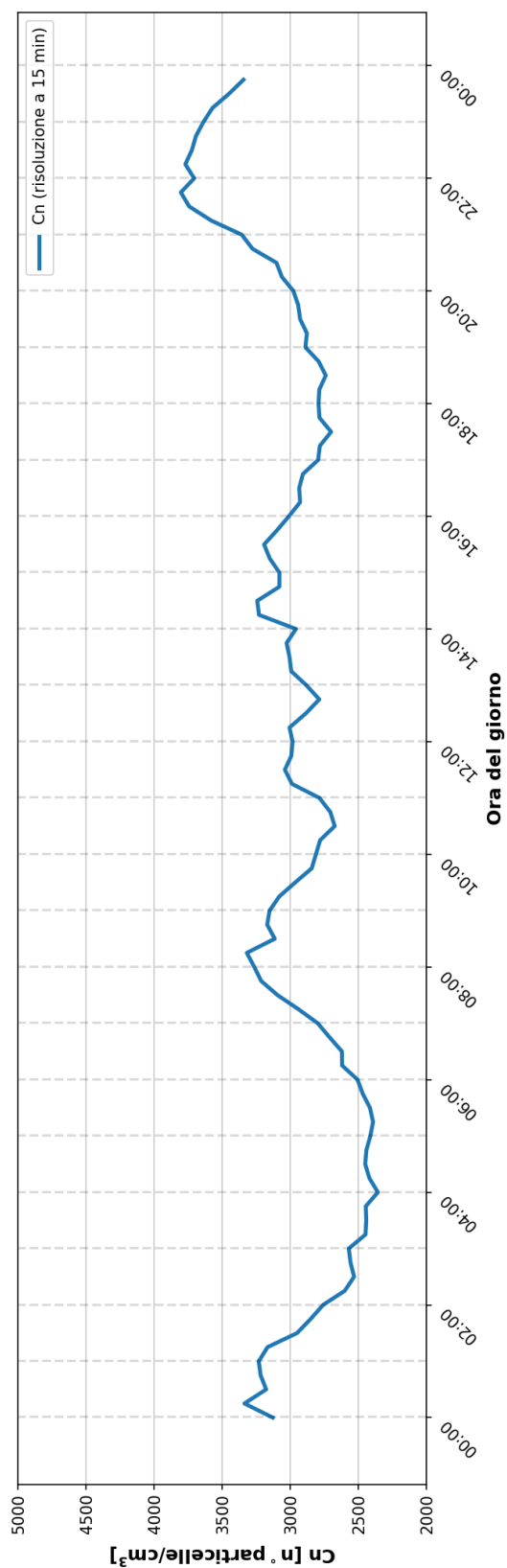
Profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 2000 e 5000 particelle/cm³).



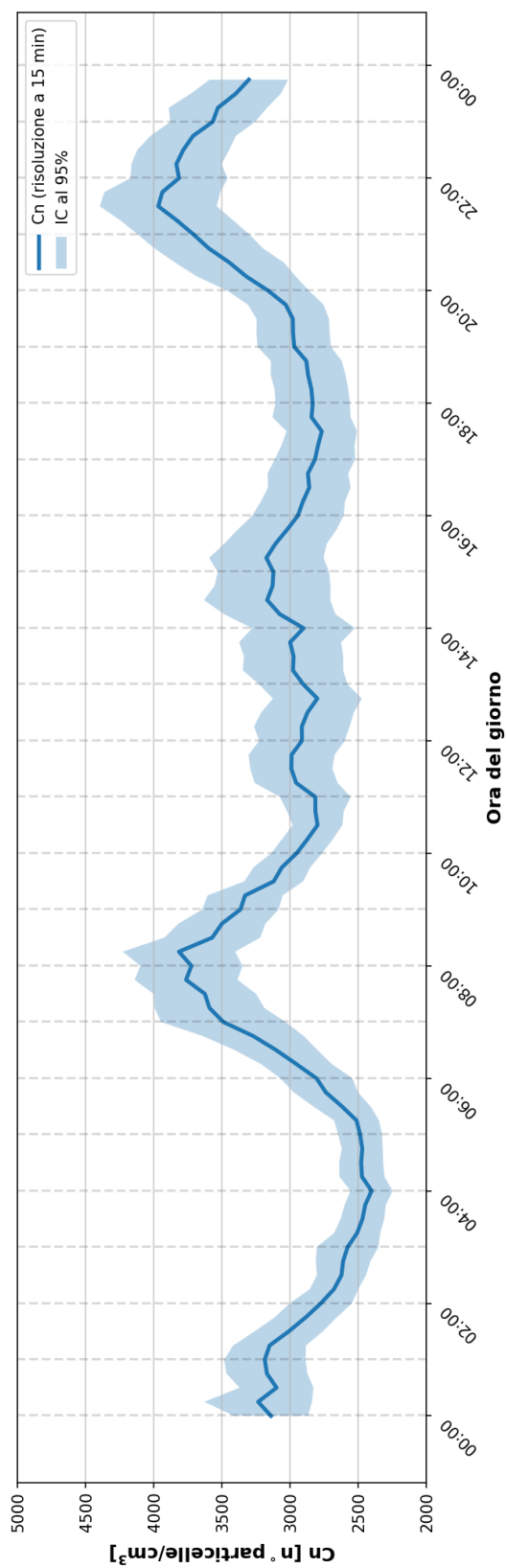
Profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 15/04/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 2000 e 5000 particelle/cm³).



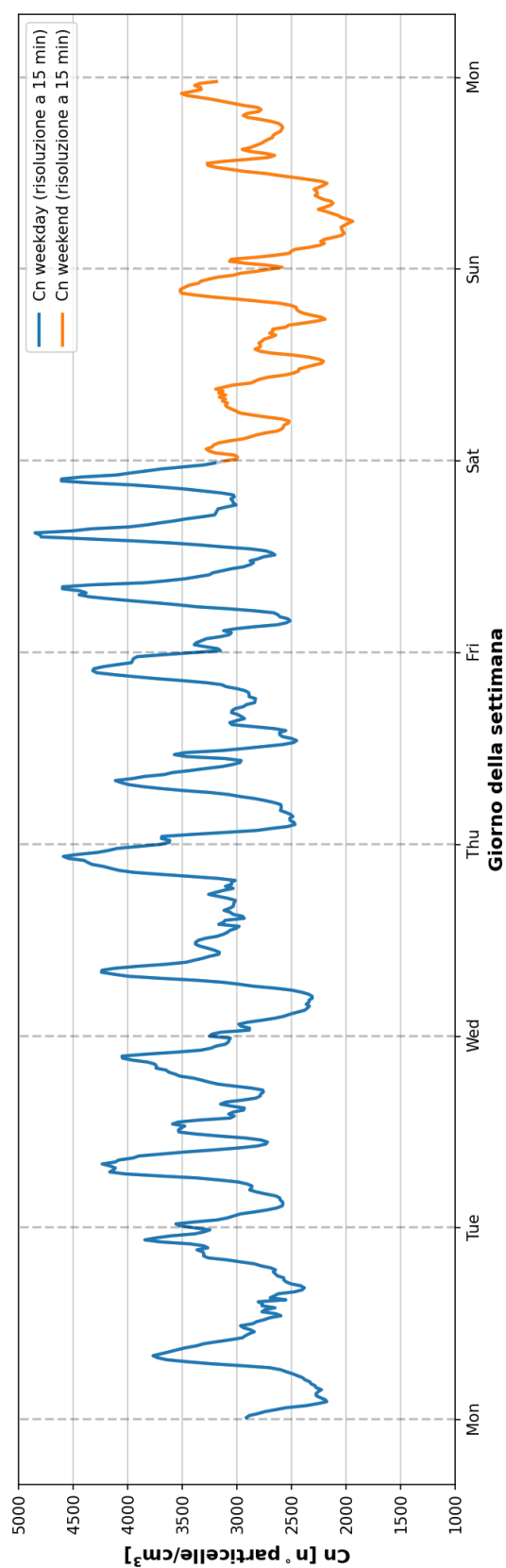
Profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 15/04/2026 – 04/06/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 2000 e 5000 particelle/cm³).



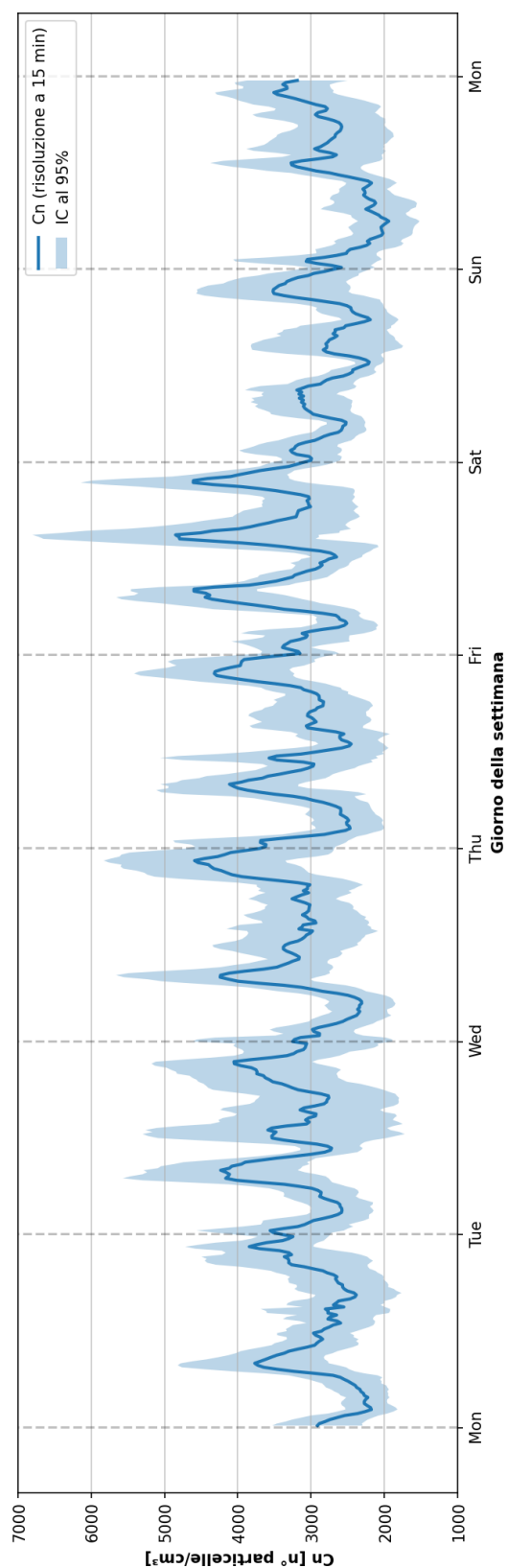
Profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, corredata di intervalli di confidenza al 95%, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.



Profilo medio settimanale della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 1000 e 5000 particelle/cm³).

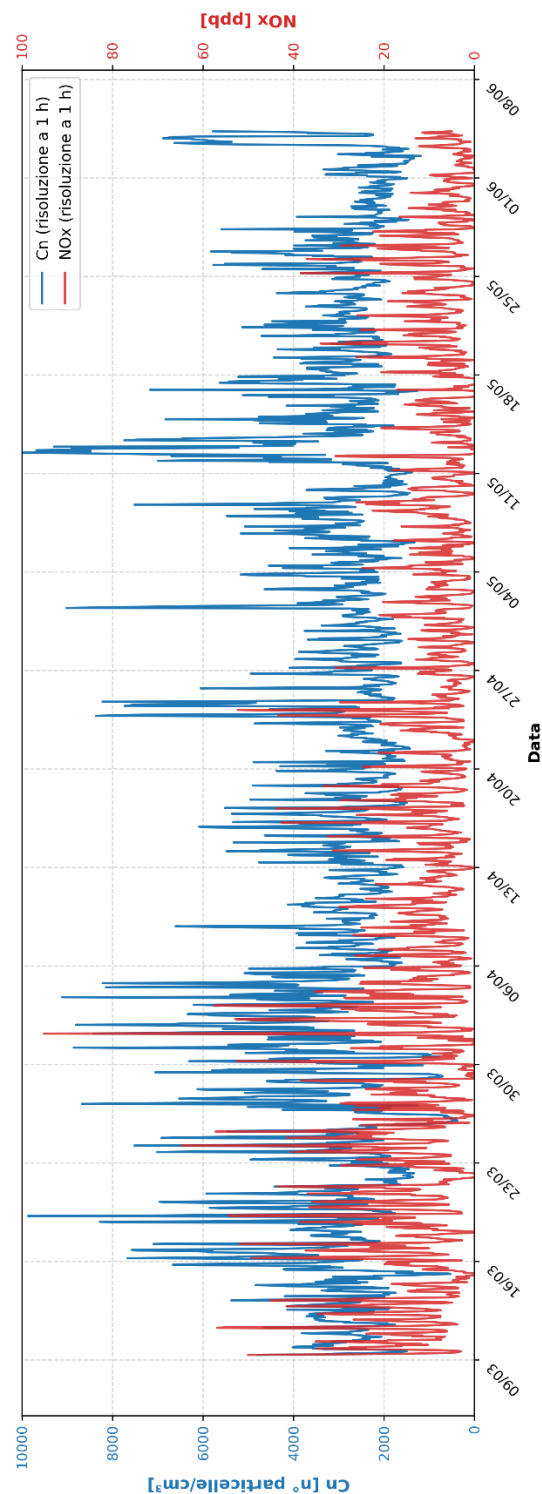


Profilo medio settimanale della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 15 min, corredata di intervalli di confidenza al 95%, riferita al periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

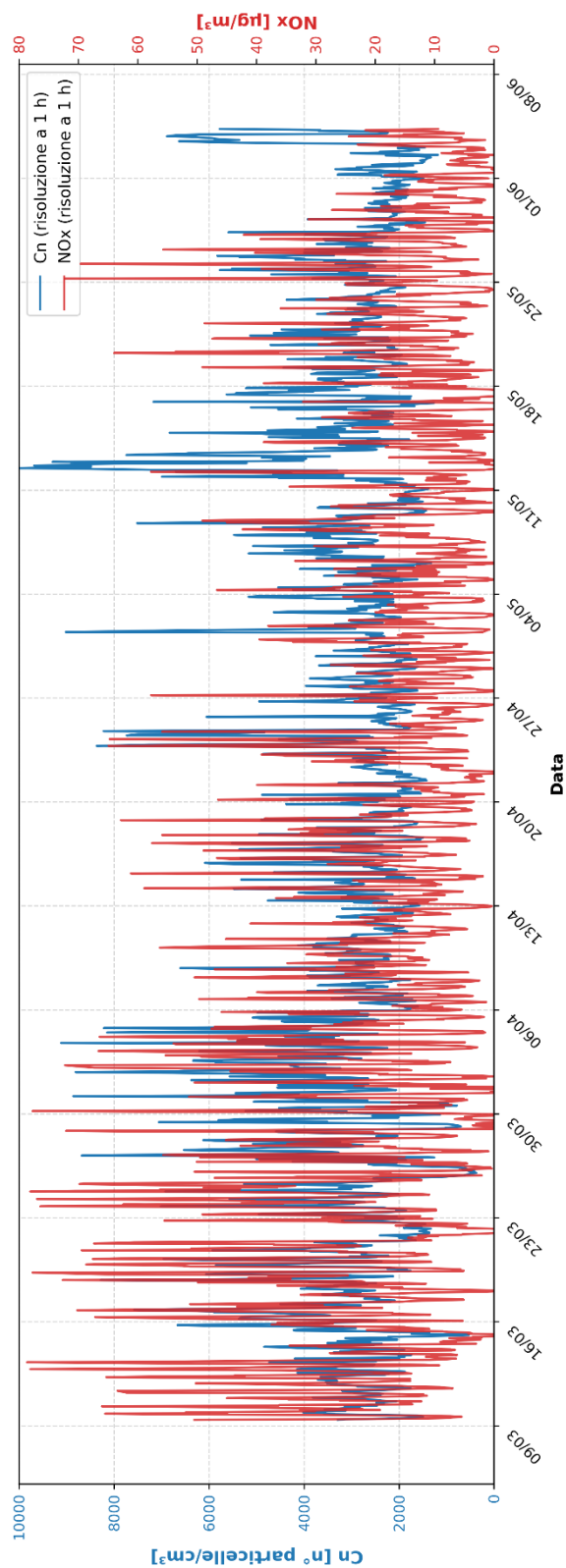


iii. CONFRONTO UFP - NO_x

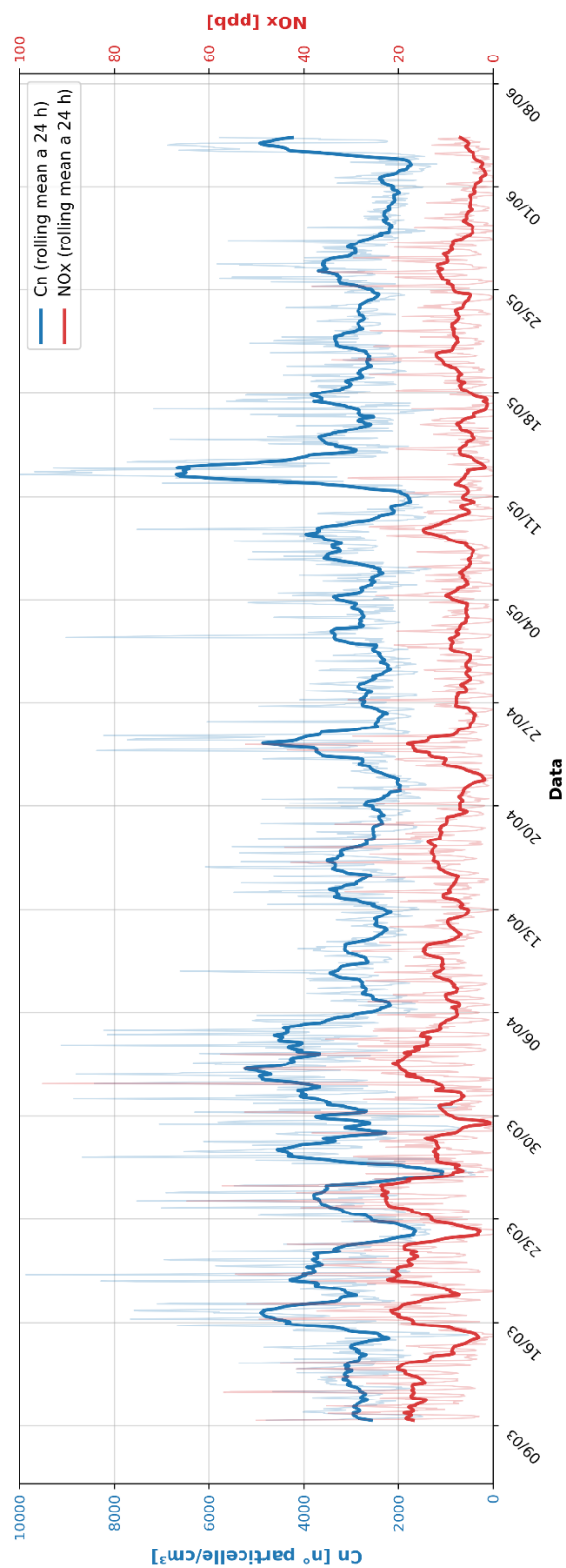
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale della concentrazione di NO_x in ppb, con risoluzione temporale a 1 h (in rosso). Periodo di osservazione: 09/03/26 - 04/06/26.



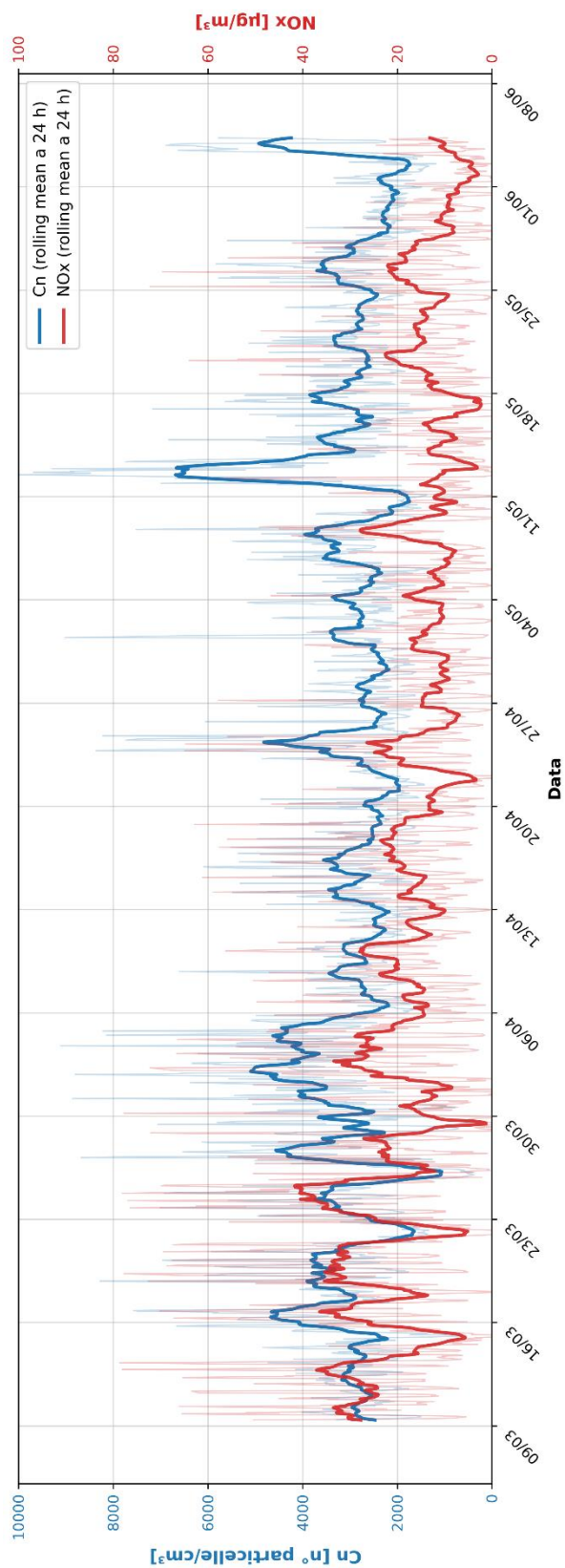
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale della concentrazione di NO_x in µg/m³, con risoluzione temporale a 1 h (in rosso). Periodo di osservazione: 09/03/26 - 04/06/26.



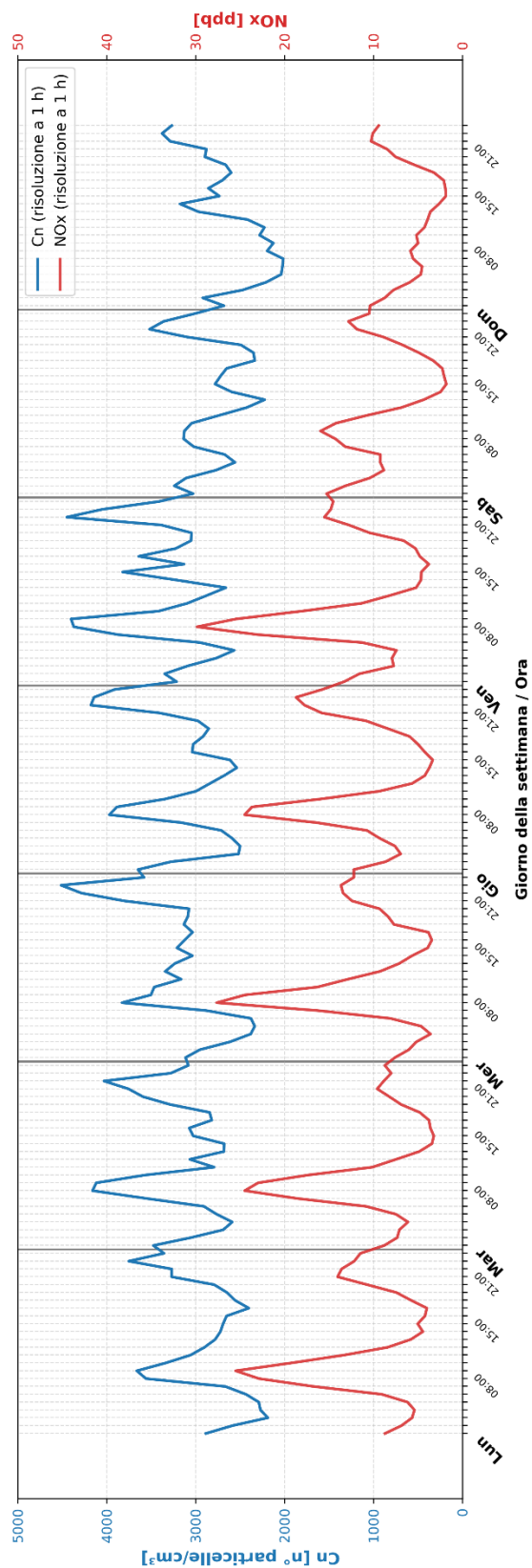
Media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione in ppb di NO_x (in rosso).



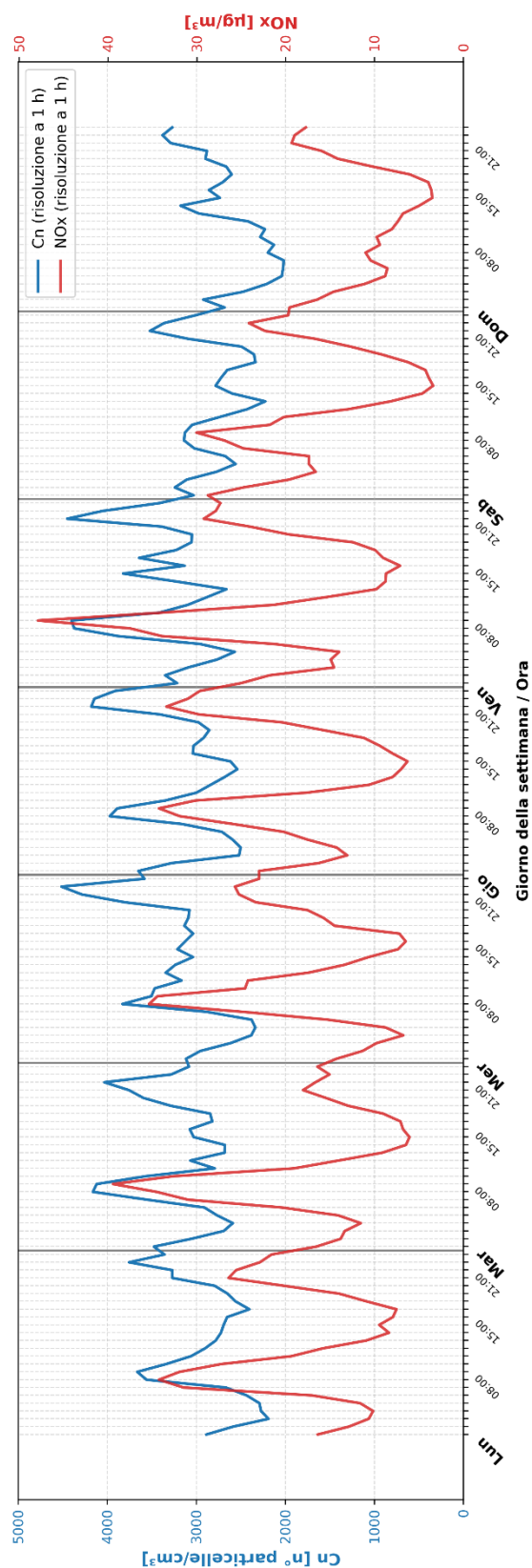
Media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di NO_x (in rosso).



Profilo medio settimanale della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); profilo medio settimanale della concentrazione in ppb di NO_x con risoluzione temporale a 1 h (in rosso); periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

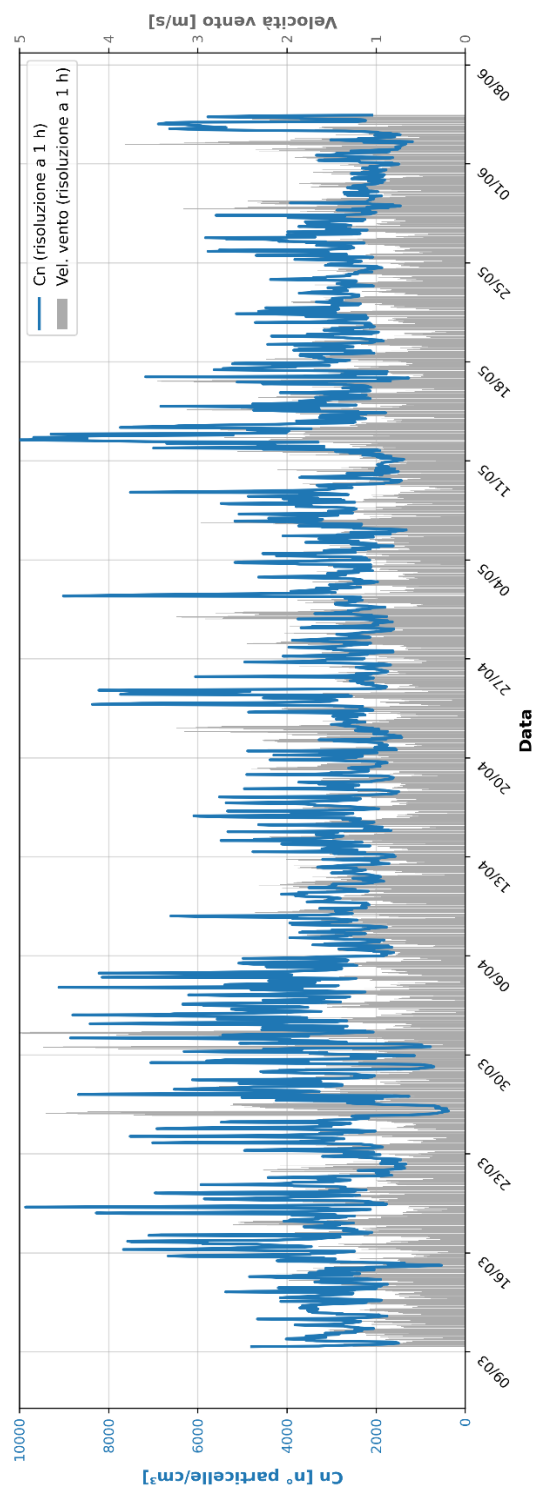


Profilo medio settimanale della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); profilo medio settimanale della concentrazione in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di NO_x con risoluzione temporale a 1 h (in rosso); periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

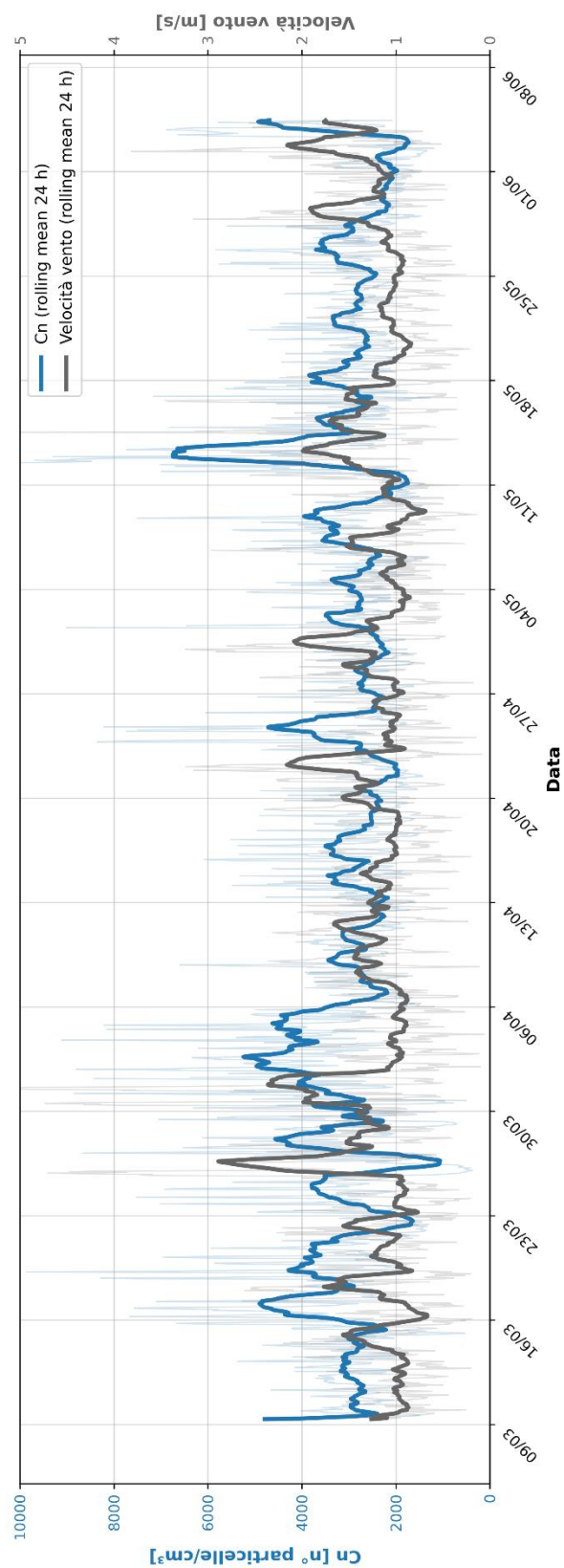


iv. CONFRONTO UFP – DATI METEO

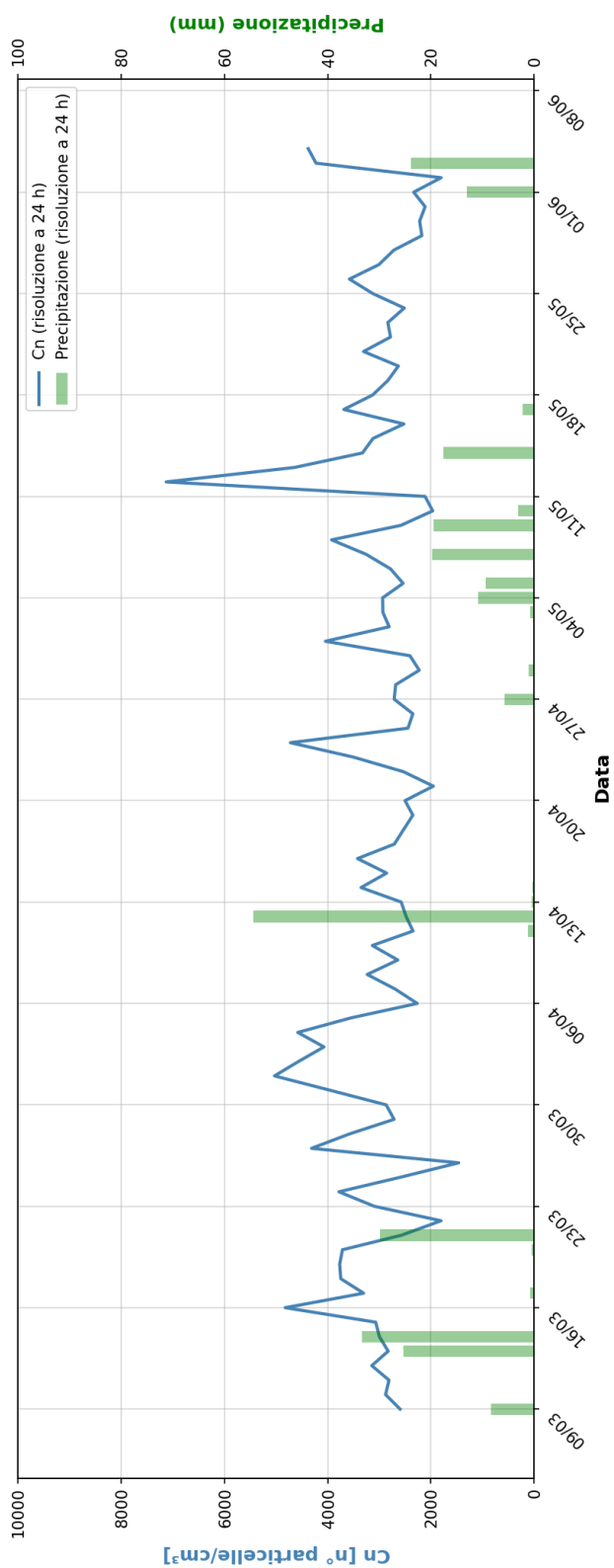
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale della velocità del vento in m/s, con risoluzione temporale a 1 h (in grigio). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.



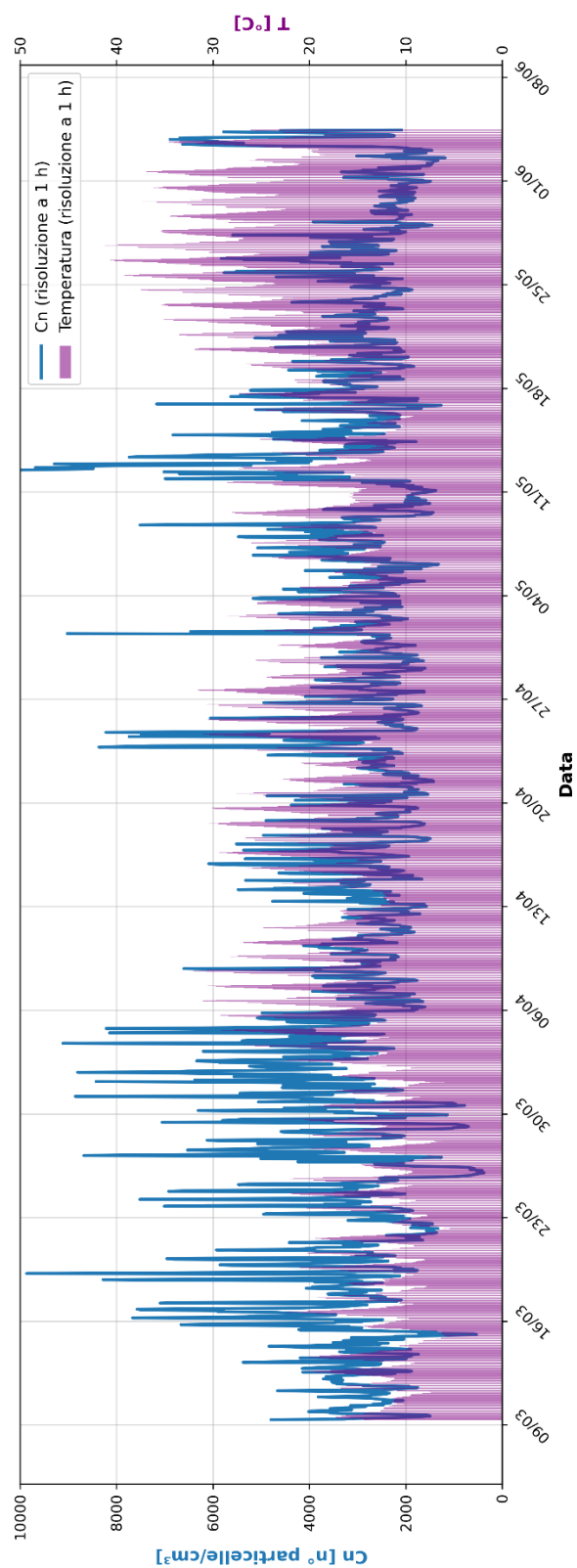
Media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della velocità del vento in m/s (in grigio).



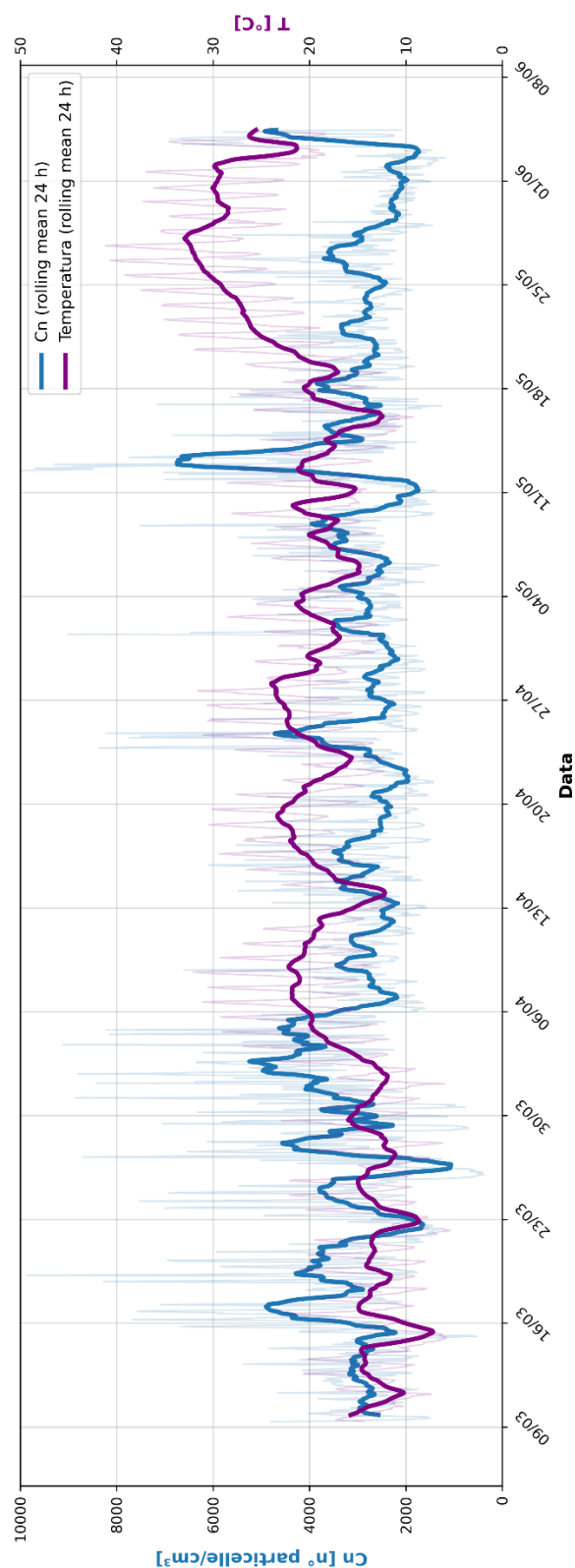
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 24 h (in blu); precipitazione giornaliera (in verde). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.



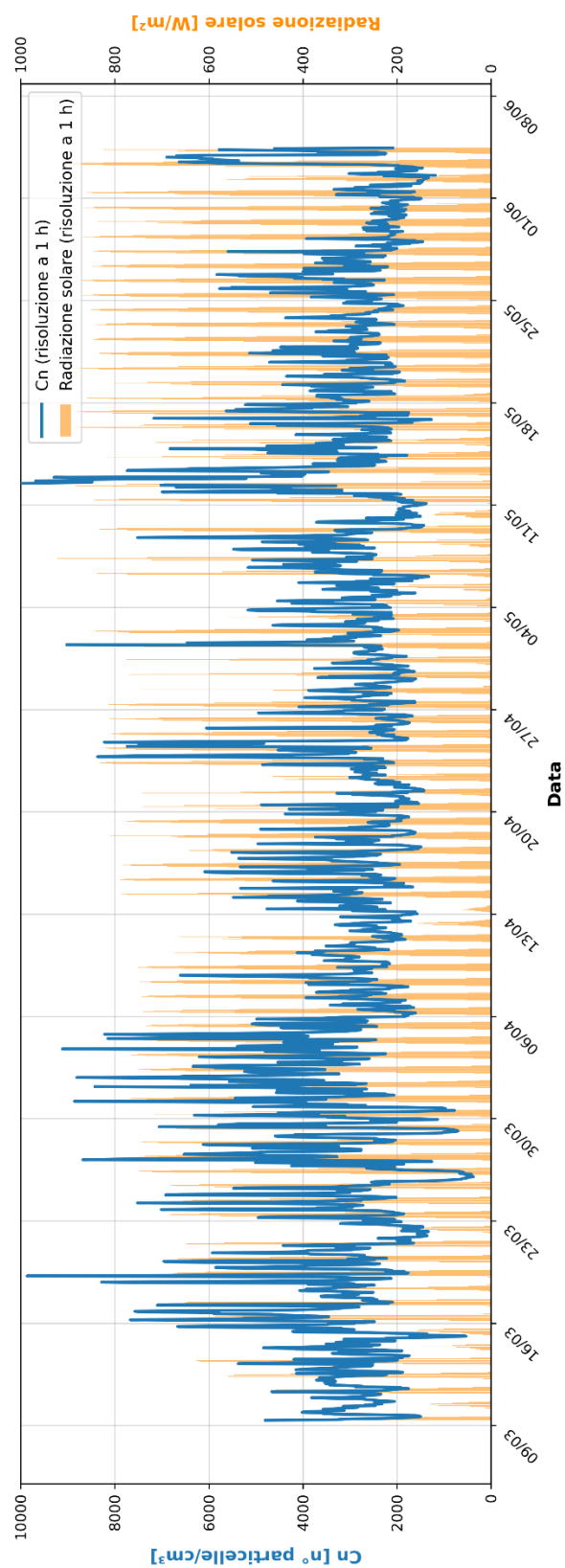
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione della temperatura in °C, con risoluzione temporale a 1 h (in viola). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.



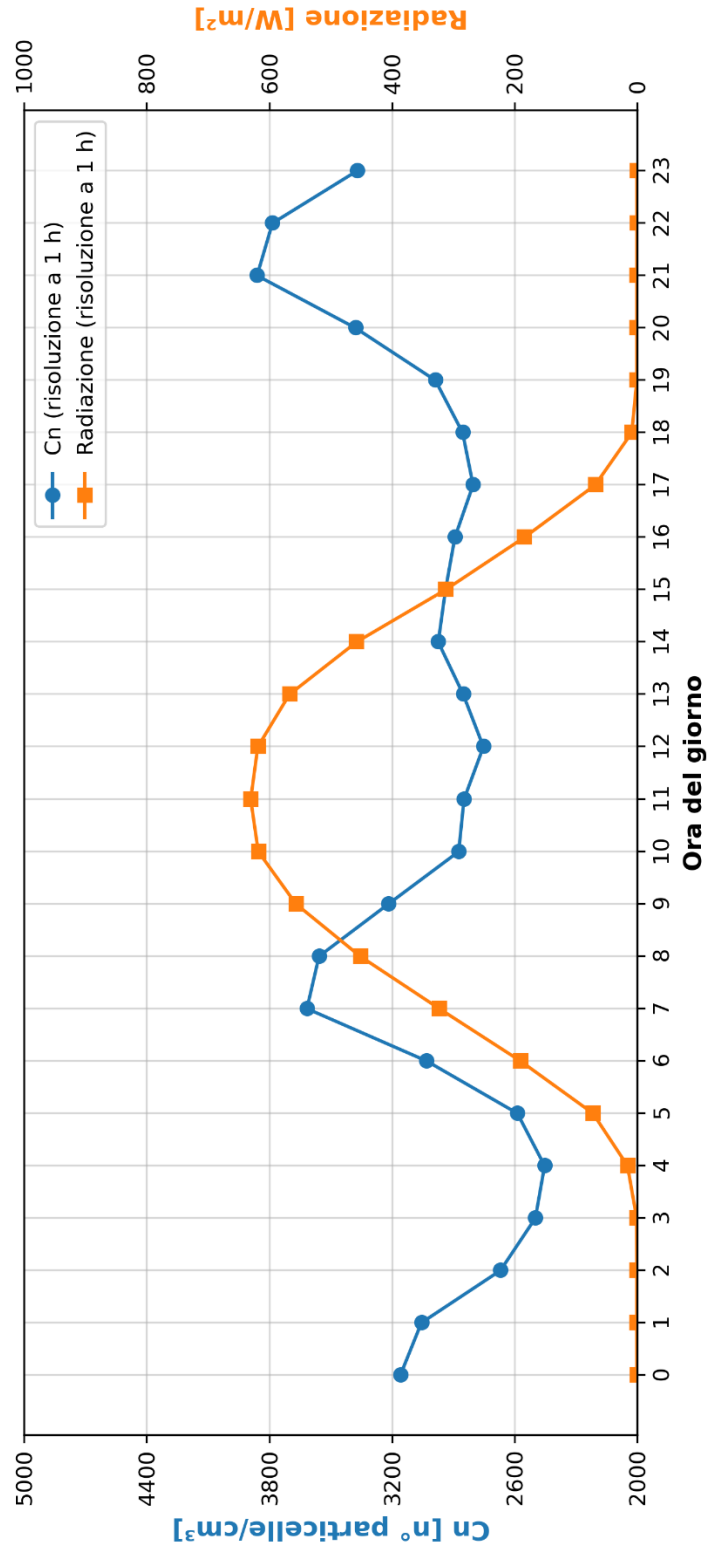
Media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della temperatura in °C (in viola).



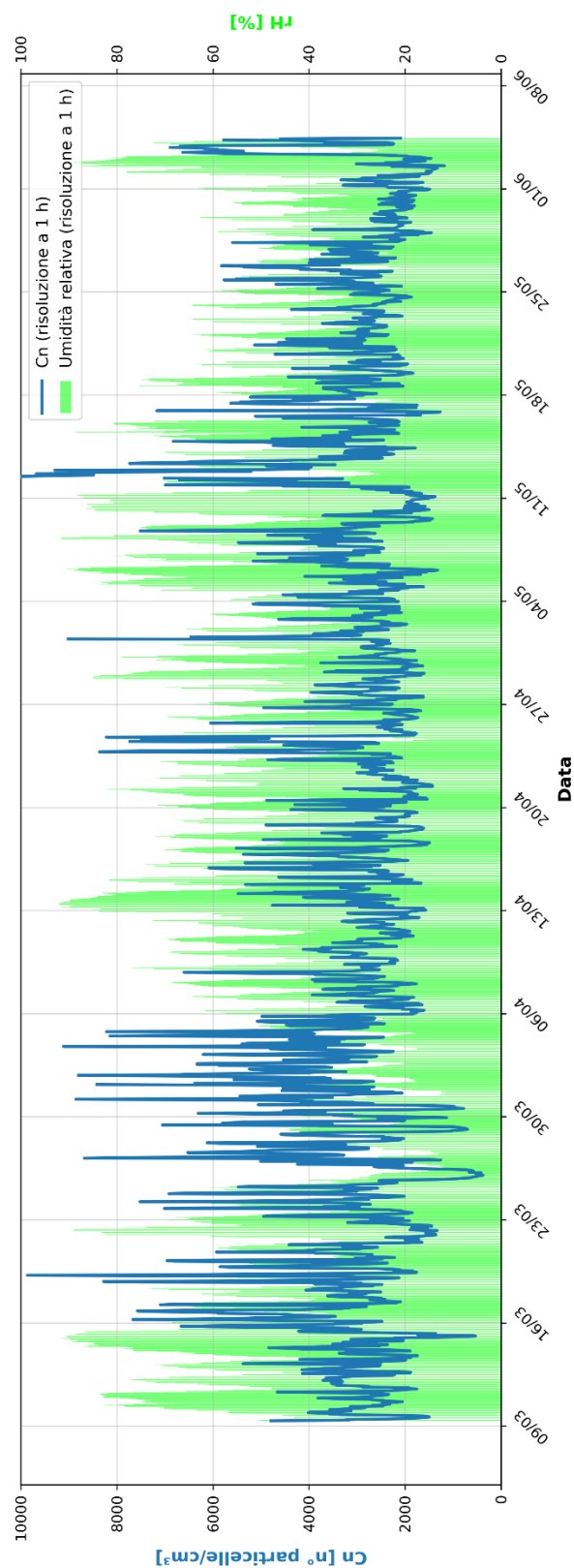
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione dell'intensità di radiazione solare in W/m^2 , con risoluzione temporale a 1 h (in arancione). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.



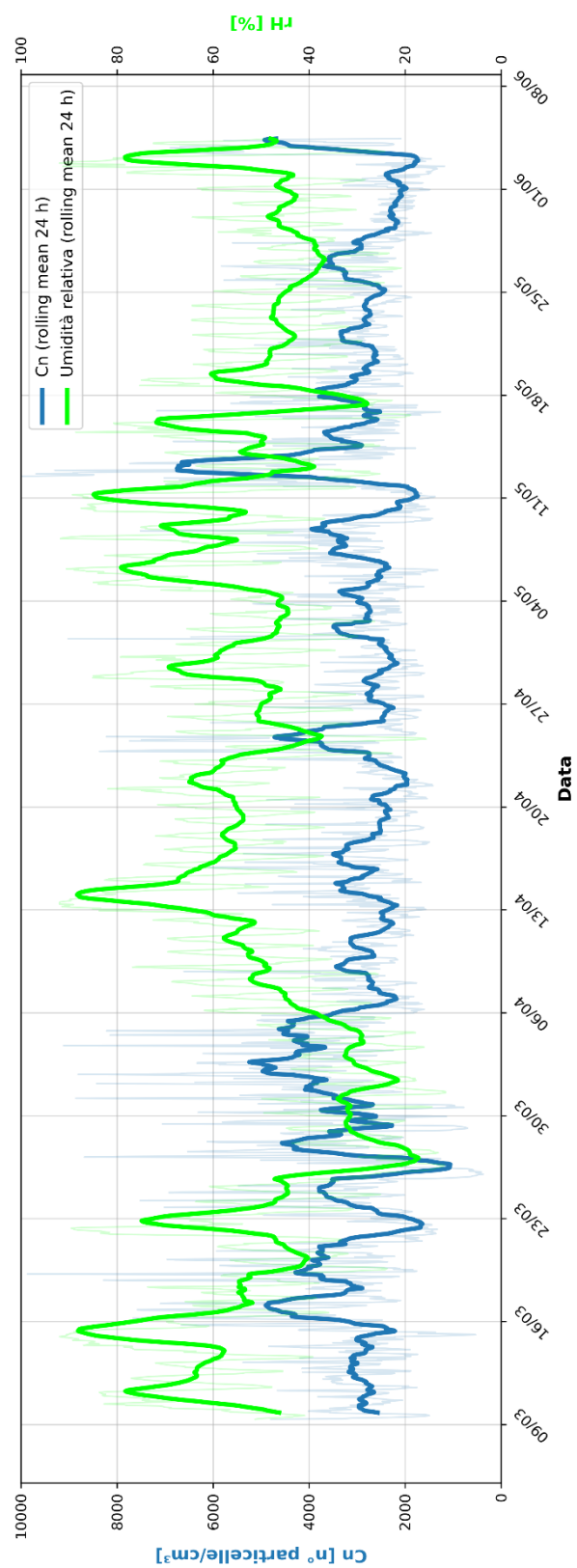
Profilo diurno medio della concentrazione numerica di particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); profilo diurno medio dell'intensità della radiazione solare con risoluzione temporale a 1 h (in arancione); periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026 (intervallo di visualizzazione del C_N compreso tra 2000 e 5000 particelle/cm³).



Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione dell'umidità relativa in percentuale, con risoluzione temporale a 1 h (in verde chiaro). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.

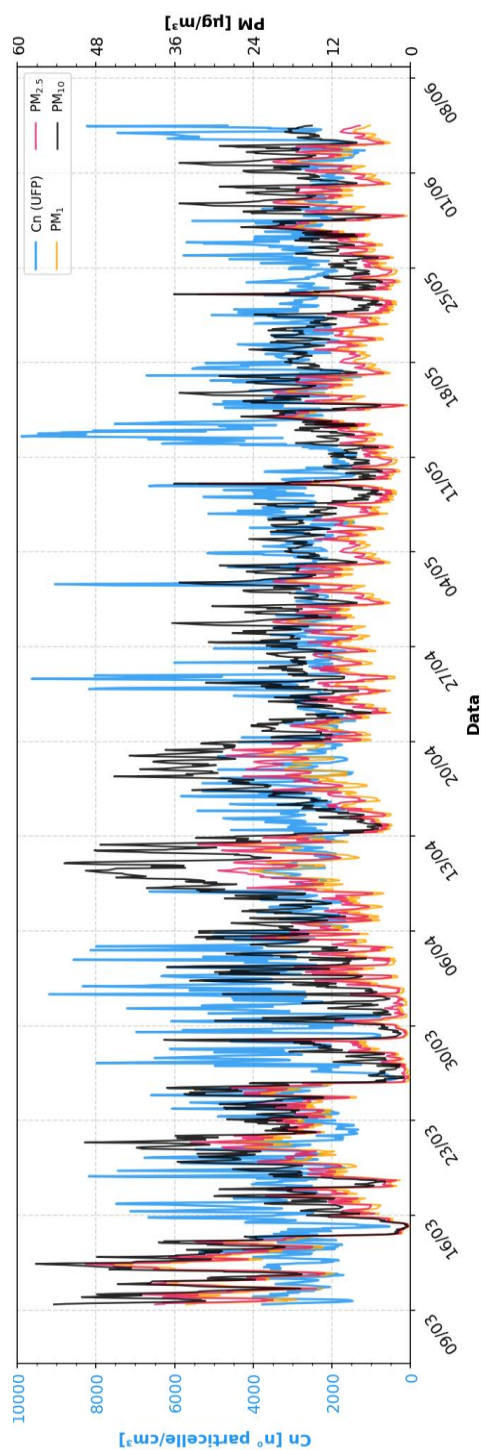


Media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h dell'umidità relativa in percentuale (in verde).

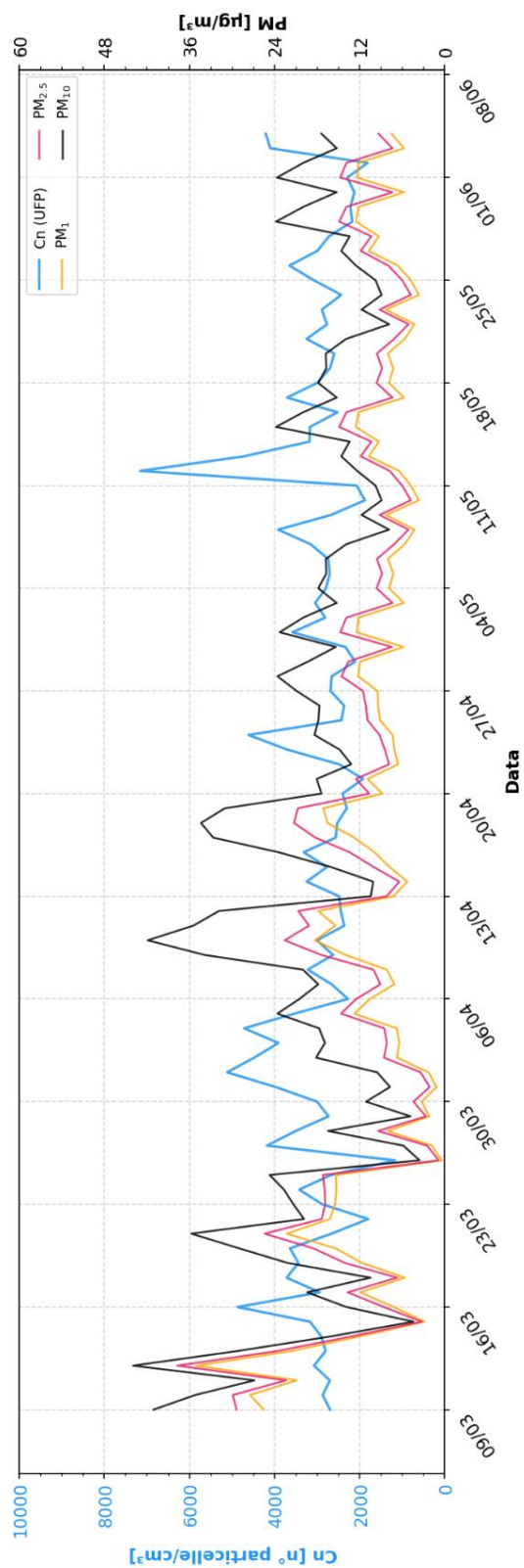


v. CONFRONTO UFP – DATI PM

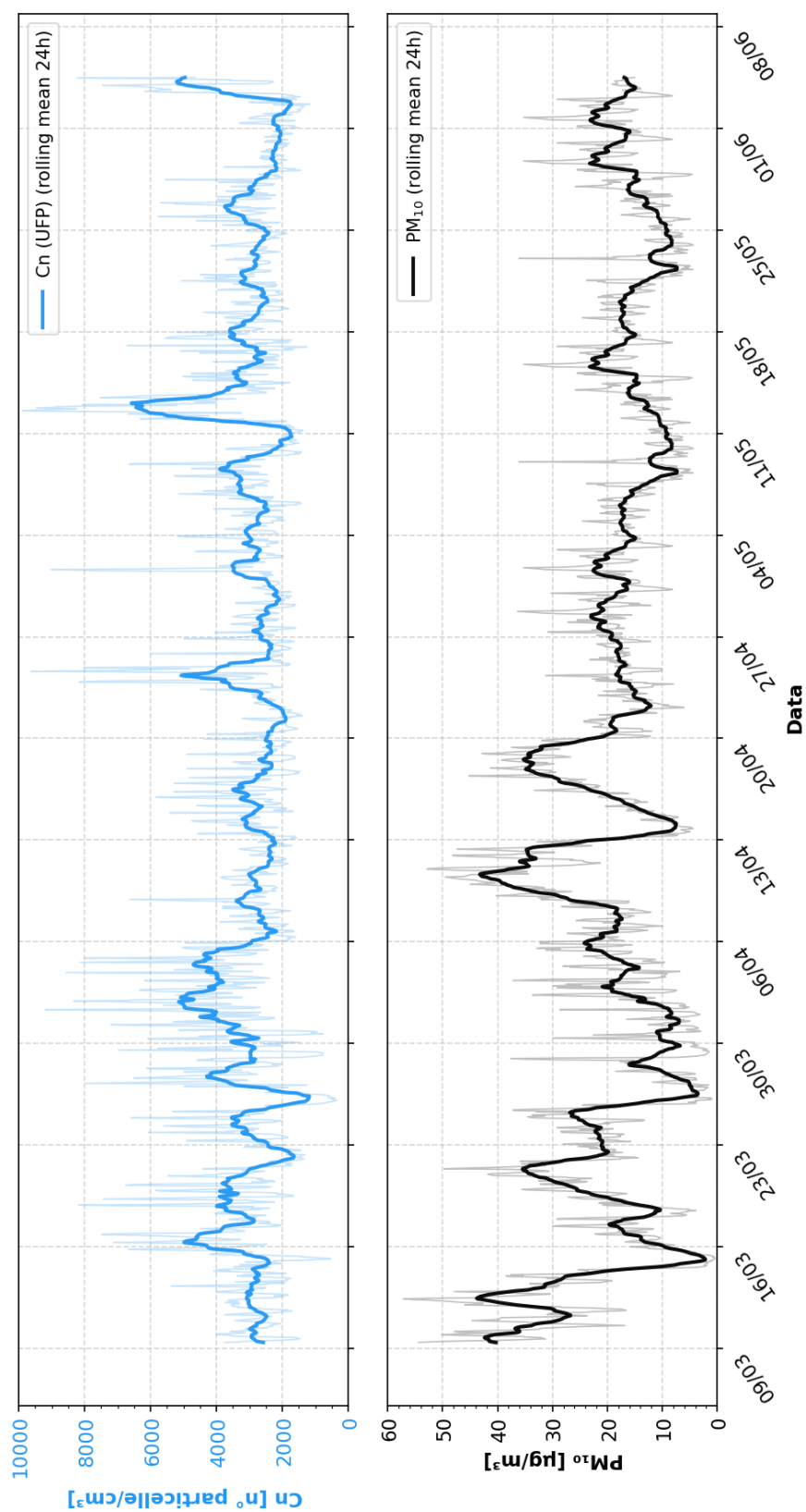
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale della concentrazione in massa delle classi di PM1 (arancione), PM2.5 (magenta), PM10 (nero), con risoluzione temporale a 1 h. Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.



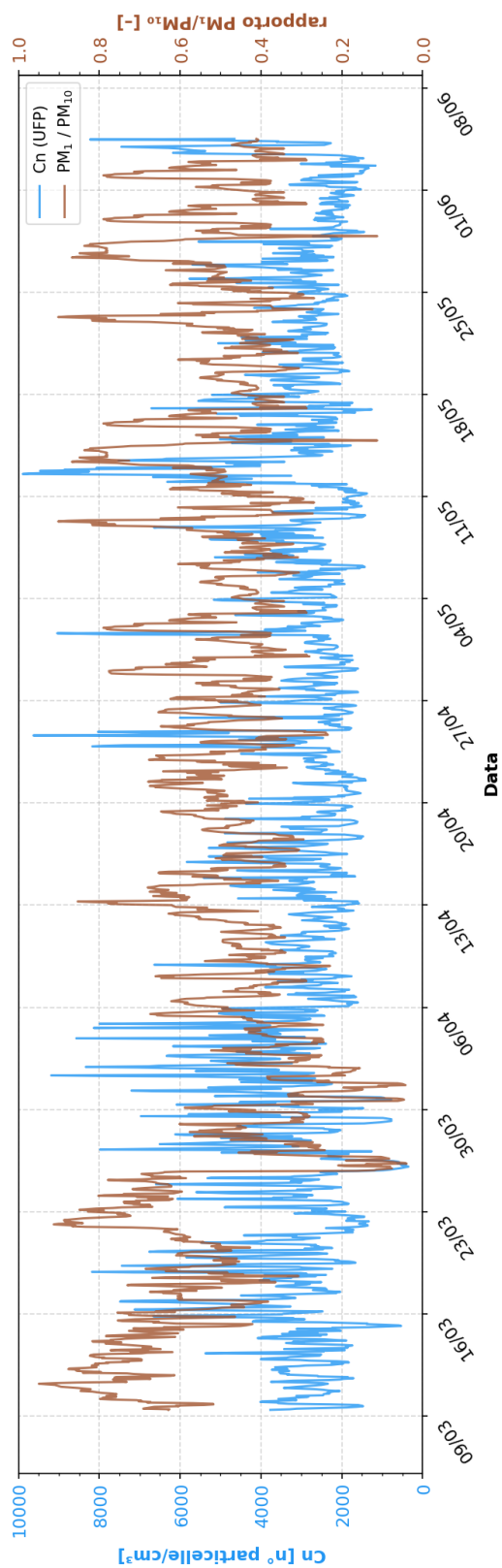
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale giornaliera (in blu); variazione temporale della concentrazione in massa delle classi di PM1 (arancione), PM2.5 (magenta), PM10 (nero), con risoluzione temporale giornaliera. Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.



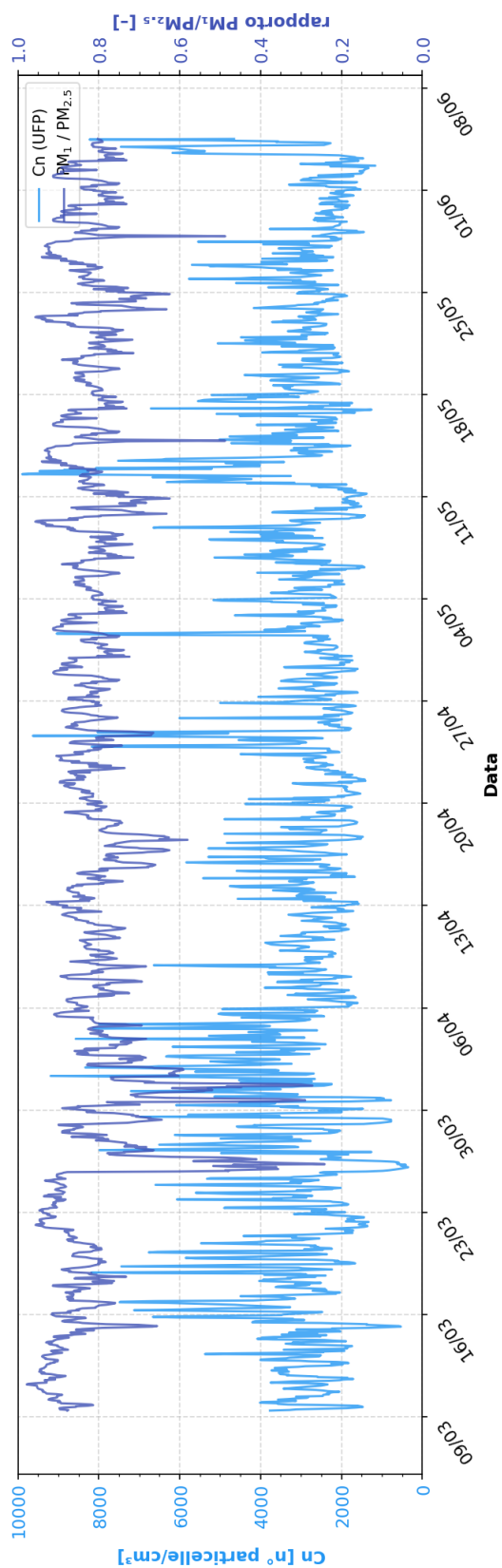
Media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (in blu); media mobile a 24 h calcolata sui dati aggregati a 1 h della concentrazione in massa di PM₁₀ (in nero).



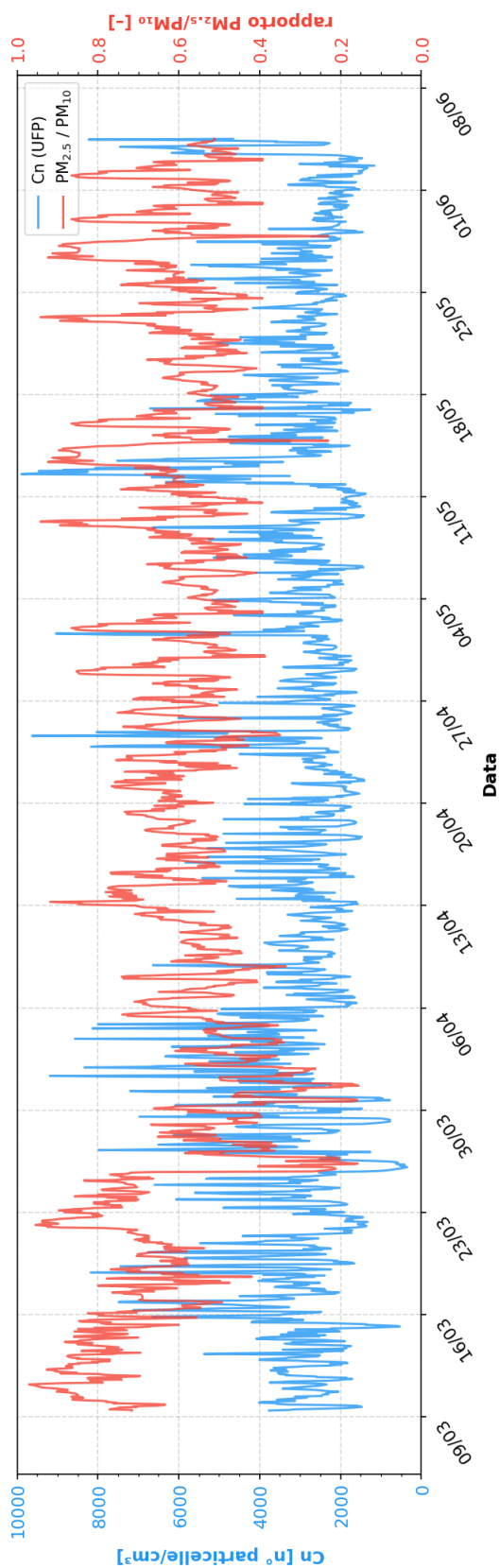
Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale del rapporto PM1/PM10 con risoluzione temporale a 1 h (in marrone). Periodo di osservazione 09/03/2026 – 04/06/2026.



Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale del rapporto PM1/PM2.5 con risoluzione temporale a 1 h (in marrone). Periodo di osservazione 09/03/2026 – 04/06/2026.

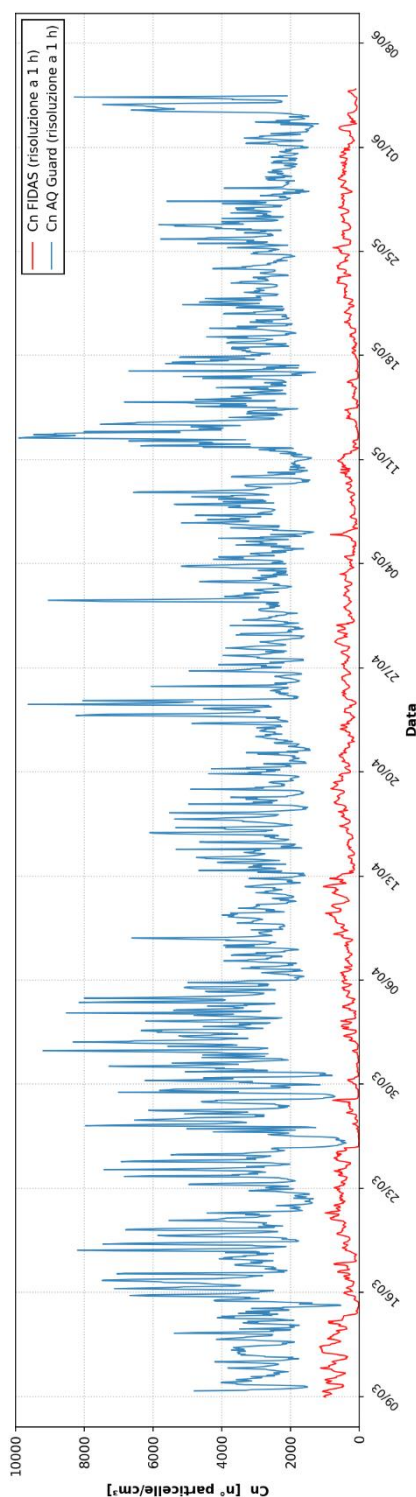


Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h (in blu); variazione temporale del rapporto PM_{2.5}/PM₁₀ con risoluzione temporale a 1 h (in marrone). Periodo di osservazione 09/03/2026 – 04/06/2026.

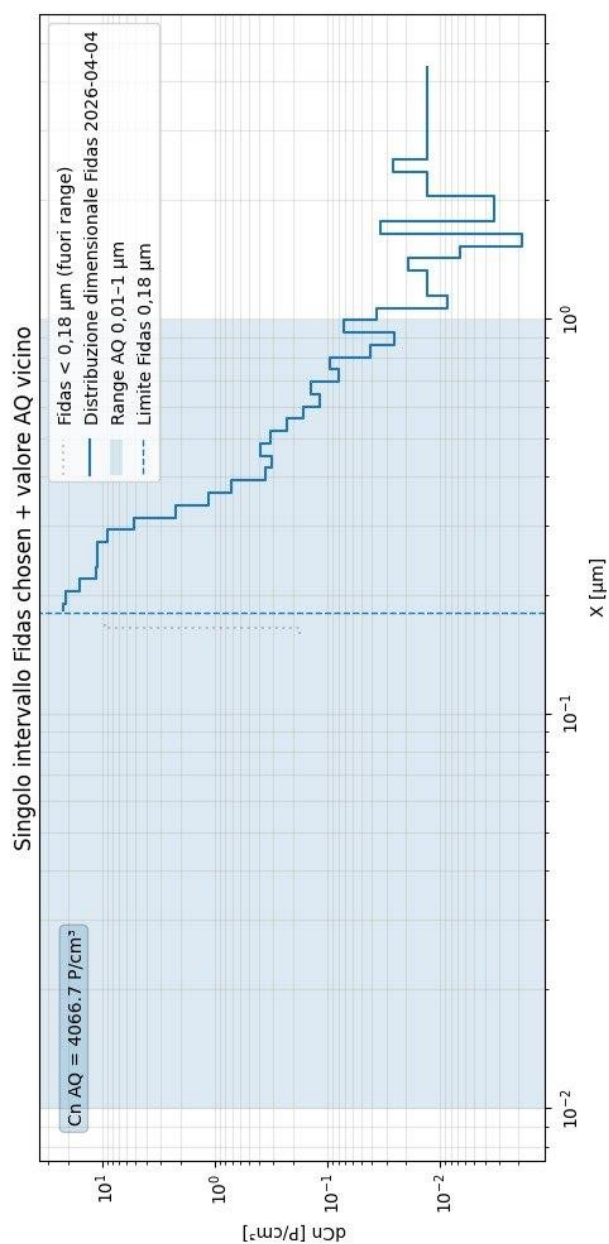


vi. POTENZIALITA' E LIMITI DELL'AQ GUARD SMART 2000: CONFRONTO CON PALAS FIDAS 200S

Variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h con dispositivo AQ Guard Smart 2000 (in blu); variazione temporale della concentrazione numerica delle particelle ultrafini con risoluzione temporale a 1 h con dispositivo Palas Fidas 200S (in rosso). Periodo di osservazione: 09/03/2026 – 04/06/2026.



Confronto tra valore aggregato di concentrazione numerica totale di particelle ottenuto con AQ Guard Smart 2000 in un singolo istante e distribuzione dimensionale differenziale ottenuta con Palas Fidas 200S nello stesso istante (linea blu continua); giorno di acquisizione: 04/04/2026.



RINGRAZIAMENTI

Ringrazio la mia relatrice, la professoressa Marina Clerico, e i miei correlatori, l'ing. Nicole Mastromatteo, l'ing. Davide Gallione e la dott.ssa Margherita Salviato, per la loro disponibilità e per avermi sempre fornito le giuste indicazioni circa la stesura della tesi; lavorando con voi ho accresciuto le mie conoscenze e ho compreso l'importanza di un principio che ritengo fondamentale, ma sempre più raro nei contesti lavorativi: il riconoscimento del valore umano della persona, ancor prima delle sue competenze.