



**Politecnico
di Torino**

Politecnico di Torino

Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio

A.a. 2020/2021

Sessione di Laurea Dicembre 2021

**Studio dei black carbon: valutazione
delle sorgenti, monitoraggio, analisi
dati e ricerca di correlazioni con altri
parametri inquinanti.**

Relatrice:

Prof. Deborah Panepinto

Candidato:

Francesco Casadio

Correlatori:

Prof. Marco Ravina

Prof. Vincenzo Andrea Riggio



**Politecnico
di Torino**

Indice

Introduzione	1
1 Black Carbon	5
1.1 Caratteristiche	5
1.1.1 Dimensioni	5
1.1.2 Caratteristiche ottiche	6
1.1.3 Caratteristiche fisico-chimiche	6
1.2 Impatti.....	7
1.2.1 Impatti climatici	7
1.2.2 Impatti atmosferici	11
1.2.3 Impatti sulla vegetazione.....	13
1.2.4 Impatti sulla visibilità	13
1.2.5 Impatti sulla salute, socioeconomici e sui beni culturali.....	13
1.3 Fonti emissive	14
1.3.1 Diffusione a livello globale.....	15
1.3.2 Diffusione in Italia	16
2 Review degli studi sul BC	17
2.1 Evoluzione temporale del BC.....	17
2.1.1 Andamento giornaliero.....	17
2.1.2 Andamento stagionale.....	20
2.2 Influenza dei parametri meteorologici	23
2.2.1 Vento.....	23
2.2.2 Altezza dello strato limite atmosferico.....	24

2.2.3	Temperatura	25
2.2.4	Pioggia e precipitazioni	26
2.2.5	Umidità relativa	27
2.2.6	Altri parametri	27
2.3	Variazione del BC nello spazio	28
2.3.1	Variazione orizzontale	28
2.3.2	Variazione verticale	29
2.4	Correlazione con altri inquinanti	30
3	Materiali e metodi	37
3.1	Sito di studio	37
3.2	Strumentazione.....	38
3.3	Analisi serie storiche	40
4	Risultati e discussione	41
4.1	Serie storiche	41
4.1.1	Andamento BC	41
4.1.2	Correlazioni con altri inquinanti atmosferici	53
4.2	Campagne di misura	62
4.2.1	Andamento BC	63
4.2.2	Correlazioni	72
4.2.3	Coefficiente di assorbimento di Ångström	75
5	Conclusioni	85
	Bibliografia	90

Introduzione

Gli ultimi due secoli, in particolare i decenni successivi alla Seconda Guerra Mondiale, sono stati caratterizzati da una crescente influenza delle azioni umane sui delicati equilibri degli ecosistemi terrestri. Una delle conseguenze oggi più dibattute sono i cambiamenti climatici, ossia variazioni di parametri ambientali (temperatura, precipitazioni, umidità, concentrazione di CO₂ in atmosfera...) rispetto ai valori che storicamente li caratterizzavano.

Tra le conseguenze dell'industrializzazione e dell'antropizzazione della Terra vi è il deterioramento della qualità dell'aria. Questo aspetto è particolarmente rilevante in ambito urbano, in special modo nelle metropoli dei paesi a reddito medio-basso, dove spesso non vi sono nemmeno i mezzi materiali per contenere le emissioni; tuttavia, è un problema che affligge anche città e regioni dei paesi occidentali, con ricadute estremamente negative sul tessuto economico e sociale delle aree interessate. L'inquinamento dell'aria, infatti, impatta negativamente sulla salute e sul benessere tanto di flora e fauna quanto degli esseri umani, oltre a deteriorare il sistema climatico terrestre. I gas prodotti dalle attività antropiche sono, infatti, clima-alteranti, ovvero sia produrli aumenta (o diminuisce) l'effetto serra. Un esempio classico è proprio la CO₂, che non è dannosa per la salute umana ma è il gas responsabile della quota maggiore di incremento delle temperature terrestri; oltre a ciò, le sostanze prodotte possono essere tossiche e/o cancerogene, come gli ossidi di azoto (NO_x) e le polveri sottili (PM₁₀), e la loro presenza costante determina un deterioramento della salubrità dell'ambiente. Esistono limiti, stabiliti a livello nazionale e sovranazionale, relativi alla concentrazione di tali sostanze nell'aria, ma non sempre sono vincolanti e, anche quando lo sono, gli sforamenti sono molto comuni.

Una frazione di particolato per la quale le misure di controllo e di regolamentazione sono assai limitate è il black carbon (BC). Tale inquinante, pur avendo impatti significativi sia sul clima che a livello urbano, è pressoché ignorato

e molte volte mancano persino i sistemi di monitoraggio, anche nei paesi occidentali.

Il presente studio si pone l'obiettivo di osservare e valutare la presenza e la concentrazione di black carbon in alcune aree della città metropolitana di Torino, e di metterla, successivamente, in relazione a parametri atmosferici e altre molecole inquinanti presenti nell'aria. Parallelamente alle campagne di misura, è stata effettuata un'approfondita ricerca bibliografica per investigare, da un lato, le variazioni temporali e spaziali di tale molecola in ambienti urbani; dall'altro, per verificarne la correlazione con alcuni parametri atmosferici e con altri inquinanti comunemente riscontrabili in contesti cittadini. Tali analisi sono state realizzate utilizzando le serie storiche disponibili per il BC alla stazione dell'ARPA Piemonte localizzata nel quartiere Lingotto e confrontandole con le misure di alcuni degli inquinanti che sono monitorati in tale stazione.

Le misure effettuate sono, infine, confrontate con quelle riscontrate in letteratura alla ricerca di eventuali corrispondenze.

La struttura del presente lavoro è organizzata nella seguente maniera:

- Nel *Capitolo 1* vengono descritte, in dettaglio, le caratteristiche e le proprietà chimico, fisiche e ottiche del black carbon; a seguire, sono elencati gli impatti sul clima, sull'atmosfera, su flora e fauna e sulle attività e la salute umana. Infine, sono indicate e suddivise per area geografica le principali fonti di emissione del BC.
- Il *Capitolo 2* contiene un'analisi accurata degli studi scientifici relativi al black carbon. Sono delineati, nella prima parte, gli andamenti a scala giornaliera, stagionale e annuale delle concentrazioni del BC. Successivamente, sono presi in esame gli andamenti della concentrazione nello spazio. Infine, vengono considerate le correlazioni esistenti fra tale particolato, alcuni parametri atmosferici e altri inquinanti tipicamente presenti in contesti urbani.

- Il *Capitolo 3* contiene le informazioni relative alla strumentazione utilizzata per le campagne di misura e le caratteristiche geografiche, climatiche e sociali della città di Torino, oltre ad indicare le aree nelle quali tali rilevazioni sono state effettuate.
- Nel *Capitolo 4* sono riportate le serie storiche di dati relativi all'inquinamento urbano della città di Torino, fornite dall'agenzia regionale per la protezione dell'ambiente. Sono, inoltre, presentati, con l'aiuto di grafici e tabelle, i risultati delle misurazioni e delle analisi compiute, seguiti da una discussione volta a valutare la congruenza e validità dei dati ottenuti, anche operando confronti tra le misure effettuate e i valori riscontrati in letteratura.
- Il *Capitolo 5*, infine, contiene le considerazioni conclusive del lavoro di tesi, riassumendo i risultati ottenuti e mettendo in risalto possibili prospettive future per il prosieguo di tale studio.

1 Black Carbon

Il Black Carbon (BC) è un particolato inquinante solido prodotto dalla combustione incompleta di qualsiasi combustibile contenente carbonio - in particolare combustibili fossili, biocombustibili e biomasse. È composto, principalmente, da carbonio puro ed ha una grande capacità di assorbimento dell'energia solare, tra le maggiori per quanto riguarda il particolato atmosferico.

Non va confuso con l'*Elemental Carbon*, l'*Organic Carbon* e il *Brown Carbon*:

- Il termine Elemental Carbon (EC) è spesso usato come sinonimo di Black Carbon poiché indica la stessa categoria di particolato, ma basandosi sulla sua composizione chimica invece che sulle caratteristiche ottiche di assorbimento. Sono diversi, dunque, i metodi con cui EC e BC vengono misurati: il primo si misura con metodi termici (e ottici), l'altro solamente con metodi ottici.
- Organic Carbon (OC) indica, invece, un insieme di particelle carboniose, generalmente prodotte insieme al BC, legate ad altri elementi chimici. AL contrario del BC, tende a riflettere la radiazione solare piuttosto che assorbirla.
- Il Brown Carbon (BrC), infine, è una frazione di particolato carbonioso, prodotto di combustioni incomplete, specialmente di biomassa, capace di assorbire la luce visibile e ultravioletta. È generalmente prodotto in concomitanza al BC, ma ha una capacità di assorbimento delle onde solari molto inferiore del BC.

1.1 Caratteristiche

1.1.1 Dimensioni

Il black carbon è un componente del particolato ultrafine costituito da molecole di carbonio di forma e dimensione variabile – indicativamente, sfere con un diametro tra i 10 e i 50 nm che, una volta formatesi, tendono ad aggregarsi, dando luogo a cluster le cui dimensioni superano 1 μm (*fig. 1*).

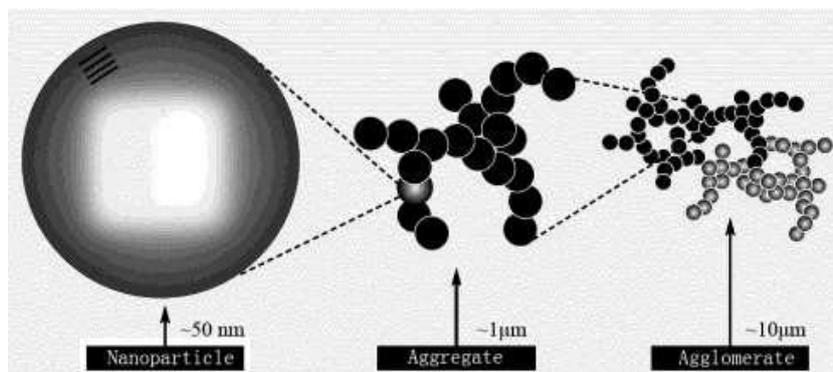


Figura 1: dimensioni di una sferetta di black carbon e degli aggregati di particelle che si formano col passare del tempo

Perciò, nonostante originariamente tale inquinante rientri, per dimensioni, nel particolato ultrafine, spesso si considera che faccia parte di frazioni più grossolane, frequentemente $PM_{2.5}$, talvolta PM_{10} .

1.1.2 Caratteristiche ottiche

Dal punto di vista ottico, il black carbon è definito operativamente come quell'insieme di particelle che hanno in comune un'elevata capacità di assorbimento della luce solare, in primis nello spettro del visibile (380-760 nm), ma anche dell'infrarosso vicino (IR) e dell'ultravioletto (UV).

Il suo spettro di assorbimento è mostrato in *fig. 2*, confrontato con quelli di altri particolati con una minor capacità di assorbimento (BrC, OC).

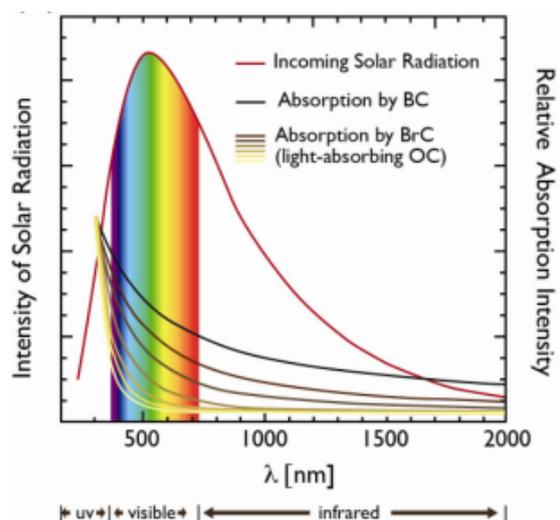


Figura 2: spettro di assorbimento della luce solare di black carbon e brown carbon (fonte: U.S. EPA, 2012)

1.1.3 Caratteristiche fisico-chimiche

Chimicamente, il BC è un composto poroso, refrattario, con una temperatura di fusione superiore ai $3000^{\circ}C$, un forte agente riducente, insolubile in qualsiasi tipo di composto (inclusi acqua e solventi organici), con una grande capacità ottica di

assorbimento della luce visibile, una delle migliori tra tutte le specie di particolato atmosferico (Conrady, 2013).

È un inquinante in larga misura primario, prodotto direttamente dalla combustione incompleta di combustibili fossili, biocarburanti e biomasse.

Una sua caratteristica tipica, come si può anche intuire dal nome, è il suo colore intensamente nero (*blackness*, in inglese o *nerezza*, in italiano).

1.2 Impatti

1.2.1 Impatti climatici

Tra le principali conseguenze negative dovute alla presenza del Black Carbon in atmosfera vi è indubabilmente il suo impatto ambientale. Infatti, la *nerezza* tipica del BC è una delle ragioni che lo rendono un importante agente clima-riscaldante, al punto da essere considerato, negli ultimi anni, tra le principali cause del riscaldamento globale (*fig. 3*), inferiore solamente al metano (CH₄) e all'anidride carbonica (CO₂) (Bachmann, 2009; Levitsky, 2011).

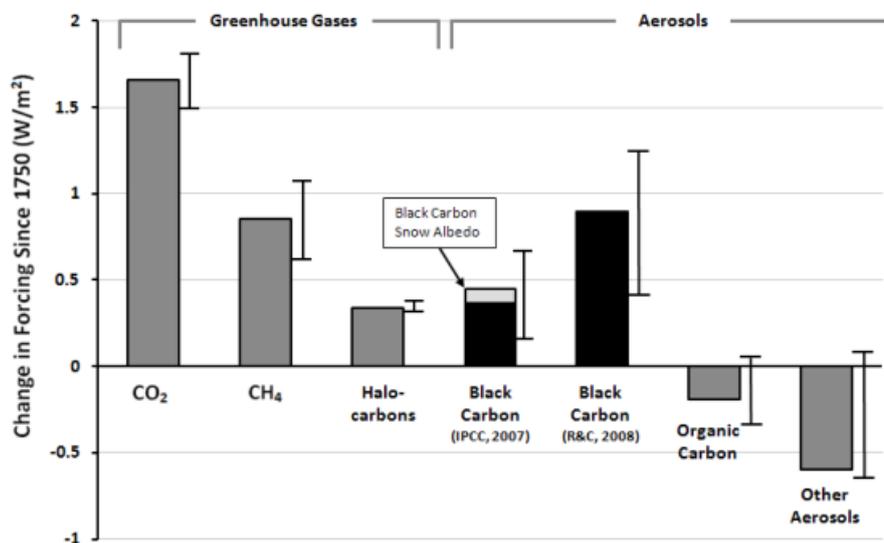


Figura 3: impatto di alcuni dei principali gas serra e aerosol sull'aumento dell'incidenza della radiazione solare (fonte: Levitsky, 2011)

Questo per due ragioni: da un lato, il BC assorbe la radiazione solare incidente ed emette calore, contribuendo a riscaldare l'atmosfera; dall'altro, depositandosi su ghiaccio e neve, ne riduce significativamente l'albedo ed accelera in tal modo il

loro scioglimento, fatto che comporta un'ulteriore riduzione della riflettività di tali superfici e un loro ulteriore riscaldamento, secondo un circolo vizioso che si autoalimenta.

Le stime relative alla forza radiativa aggiuntiva dovuta alla presenza di BC in atmosfera sono molto variabili e si attestano, mediamente, in un range compreso tra 0.4 e 1.1 W/m² (fig. 4), evidenziando in tutti gli studi un margine di incertezza non trascurabile (Saxena et al., 2019; IPCC, 2018; U.S. EPA, 2012; UNEP-WMO, 2011; Wang, 2015; AMAP, 2015).

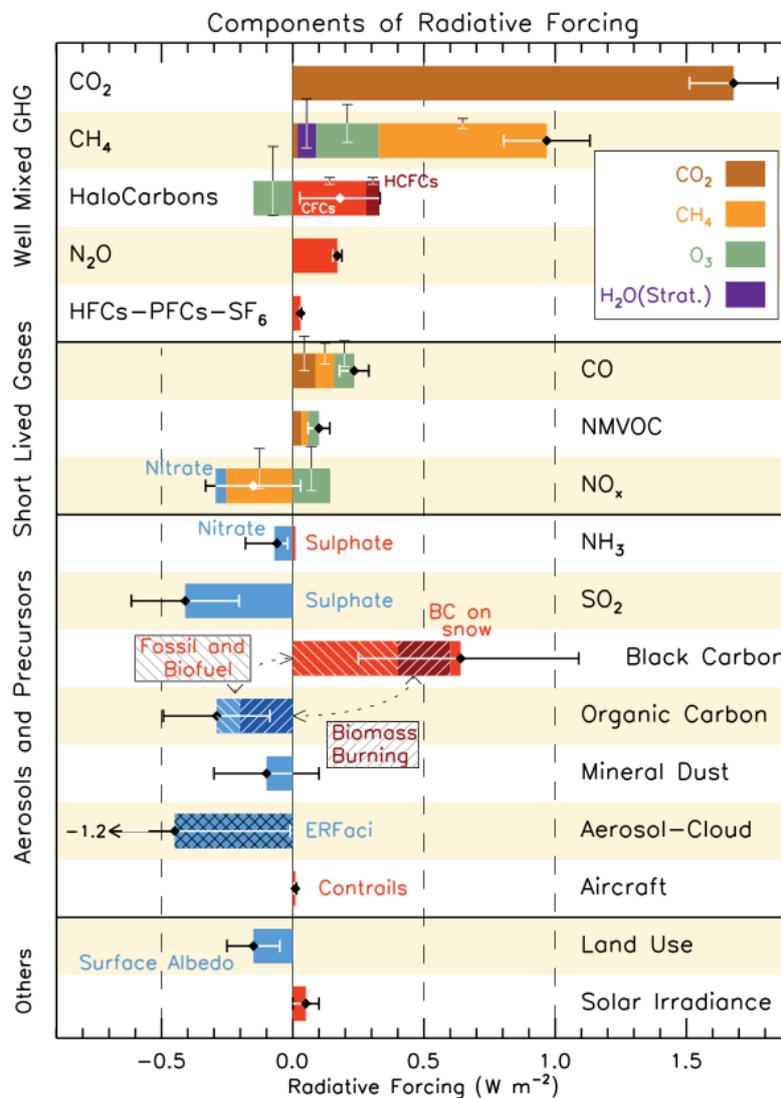


Figura 4: modificazioni nell'assorbimento della luce solare ad opera di gas e aerosol presenti nell'atmosfera (fonte: Mhyre, 2013)

Uno dei parametri utilizzati per valutare l'impatto sul riscaldamento climatico degli inquinanti atmosferici è il *Global Warming Potential (GWP)*, un indicatore che stima il calore assorbito da un qualsiasi gas (o particolato) ad effetto serra e lo quantifica come multiplo del calore assorbito dalla stessa massa di CO₂. Il GWP del black carbon è stato stimato pari a 3200 prendendo in considerazione un arco temporale di 20 anni, mentre a 100 anni tale valore si attesta a 900 (Smart Freight Centre, 2017; Myhre et al., 2013) (fig. 5). Altre fonti si discostano da tali valori, i quali rimangono pur sempre considerevolmente alti e in ogni caso superiori a 1600 (GWP₂₀) e 460 (GWP₁₀₀) (Bachmann, 2009) (fig. 6). Per fare un confronto, il GWP del metano (CH₄) è pari, rispettivamente, a 86 e 34 (Myhre et al., 2013).

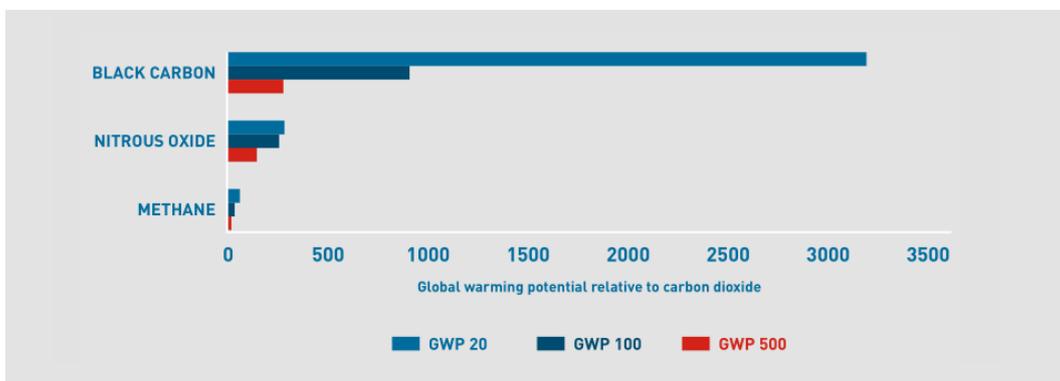


Figura 5: Global Warming Potential di black carbon (BC), protossido di azoto (N₂O) e metano (CH₄) (fonte: Smart Freight Centre, 2017)

Black Carbon		Organic Carbon		Reference
20-year	100-year	20-year	100-year	
2200	680	-250	-75	Bond and Sun (2005) ^a
2530	840-2240	N/A	N/A	Jacobson (2007) ^b
2900	830	-100 to -290	-28 to -82	Rypdahl et al. (2009) ^c
~2000	~500	N/A	N/A	Hansen et al. (2007) ^d
1600	460	-240	-69	Fuglestedt et al. (2009) ^e

Figura 6: Global Warming Potential di black carbon e organic carbon (fonte: Bachmann, 2009)

Un altro parametro che si può prendere in considerazione per valutare l'impatto climatico di gas e aerosol è il GTP, *Global Temperature change Potential*, definito come il cambio nella temperatura superficiale media globale in un determinato

momento futuro in seguito all'emissione di un inquinante, rispetto all'equivalente emissione di CO₂. Per stimarlo, è necessario prospettare ipotesi relative alla sensibilità del clima e al calore che può essere assorbito dagli oceani, aumentando di conseguenza il grado di incertezza della stima. Il vantaggio è che permette di individuare in maniera più esplicita il nesso causale tra gas/aerosol e il loro impatto sul clima. Per quanto riguarda il BC, i valori del GTP₂₀ e del GTP₁₀₀ sono, rispettivamente, 920 e 130. Mantenendo il confronto con il metano (CH₄), il suo GTP nei medesimi intervalli di tempo è pari a 277 e 234 (Myhre et al., 2013).

Un aspetto rilevante che differenzia il BC dai più comuni gas serra è il suo limitato tempo medio di permanenza nell'atmosfera, nell'ordine dei giorni (4-12 giorni). Dopo tale periodo si deposita sulla superficie terrestre in seguito a moti convettivi dell'aria o a eventi piovosi. La rapida scomparsa del BC dall'atmosfera lo rende di particolare interesse nell'ottica di un contenimento dell'aumento delle temperature entro gli 1.5°-2° C: infatti, limitandone la produzione e/o adottando misure che ne permettano l'abbattimento, si potrebbero, teoricamente già nel giro di pochi mesi, ottenere dei benefici non trascurabili. Tali effetti avrebbero un impatto positivo specialmente nelle aree più vulnerabili, come il Mar Glaciale Artico, i ghiacciai dell'Himalaya e tutta la criosfera, nelle quali oggi la presenza del BC determina gli effetti negativi a cascata precedentemente affrontati.

Nello specifico, è interessante fare un breve cenno ai casi dell'Antartico e della regione himalayana.

Il polo Nord, nell'ultimo secolo, si è riscaldato ad una velocità doppia rispetto al tasso medio globale e negli ultimi decenni la calotta glaciale si è drasticamente ritirata nella stagione calda. Qui, la forza radiativa del BC è superiore, in primavera ed estate, a causa delle inversioni di temperatura in prossimità della superficie e del clima secco che rallentano il processo di deposizione del BC, garantendone una permanenza in atmosfera maggiore rispetto ad altre regioni, con le conseguenze evidenziate precedentemente.

Anche sulle cime dell'Himalaya gli impatti del BC sono molto evidenti: il tasso di scioglimento di nevi e ghiacciai è cresciuto considerevolmente, in parte a causa

della vicinanza con alcuni dei principali emettitori di tale inquinante (Cina e India in primis), in parte a causa del maggiore impatto che ha il Black Carbon sulle superfici coperte di ghiaccio e neve, che risentono maggiormente della riduzione dell'albedo conseguente alla deposizione del particolato (U.S. EPA, 2012; Conrady, 2013; Bachmann, 2009).

1.2.2 Impatti atmosferici

Il tema dell'impatto delle particelle sospese nell'atmosfera su nuvole e precipitazioni è tutt'ora oggetto di analisi e studi. Tuttavia, è indubbio che gli aerosol presenti nell'aria, e tra questi anche il black carbon, interagiscano con la radiazione solare incidente e abbiano un'influenza sui processi di circolazione dell'aria e sulla formazione e sulle proprietà chimico-fisiche delle nuvole.

È bene soffermarsi in particolare su quest'ultimo punto: all'interno delle nuvole, le goccioline di pioggia si formano quando il vapore acqueo condensa a contatto con una particella solida, detta *Cloud Condensation Nuclei* (CCN). In presenza di una quantità maggiore di particolato – BC nel caso in esame – il numero di goccioline d'acqua (*cloud droplets*) che si formano all'interno della nuvola aumenta, rendendo la nuvola più chiara e con un maggior potere riflettente. Questo provoca un effetto raffrescante della superficie terrestre, impedendo a una quota maggiore della radiazione solare incidente di arrivare a terra. Tuttavia, tali goccioline tendono meno facilmente ad aggregarsi fino a diventare gocce di pioggia (*rain droplets*); questo fenomeno prolunga la *vita* della nuvola, che continua in tal modo a riflettere la luce solare, ma può modificare l'andamento naturale dei fenomeni precipitativi, riducendoli (Bachmann, 2009; U.S. EPA, 2012; Conrady, 2013).

Effetti diretti ed indiretti sono riassunti in *fig. 7*.

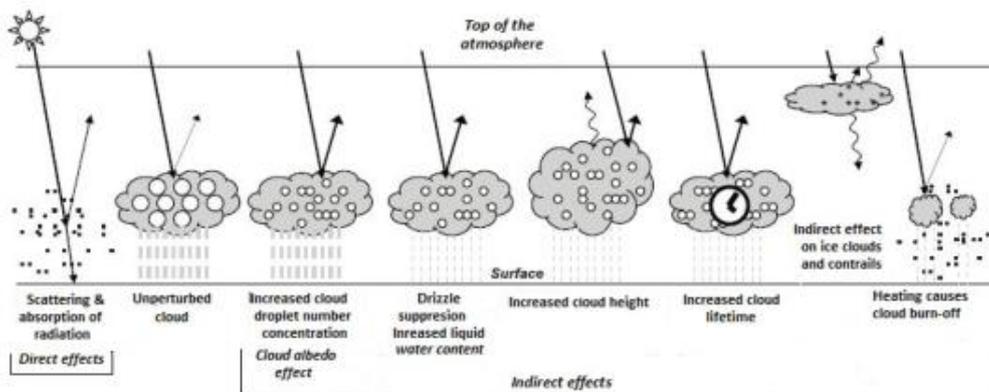


Figura 7: rappresentazione schematica degli effetti diretti e indiretti dovuti alla presenza di black carbon in atmosfera (fonte: Levitsky, 2011)

È necessario fare alcune considerazioni relativamente al black carbon e ai limiti di applicazione del discorso appena fatto.

Questo particolato, appena emesso, è di dimensioni assai contenute ed è idrofobo; quindi, difficilmente può agire come CCN e portare alla formazione di *cloud droplets*. Tuttavia, il processo di *aging* del BC provoca l'assorbimento di altri composti chimici presenti nell'atmosfera e ne aumenta la capacità di comportarsi come CCN.

La presenza di BC in troposfera, inoltre, ne determina, in primo luogo, un surriscaldamento, come già visto precedentemente. Questo innesca conseguenze a cascata: modifica l'umidità relativa dell'aria, il che spesso comporta una maggiore evaporazione delle *cloud droplets* e una riduzione, quindi, della piovosità; altera la stabilità troposferica, influenzando indirettamente i processi di formazione delle nuvole e i loro moti. Infine, un'altra ripercussione molto importante è l'interferenza con lo spostamento delle masse d'aria: l'alterazione delle differenze di temperatura nell'aria può scombinare i modelli di circolazione delle masse d'aria e modificare direzione e intensità dei moti ventosi. Siccome le masse d'aria, cariche di vapore acqueo, sono uno dei fattori determinanti per quanto riguarda le precipitazioni, la modifica degli schemi *naturali* di circolazione atmosferica può portare squilibri a livello di macroregioni, con effetti in alcuni casi positivi, in altri estremamente negativi (U.S. EPA, 2012; UNEP-WMO, 2011; Bachmann, 2009).

1.2.3 Impatti sulla vegetazione

Anche alberi e piante possono patire concentrazioni elevate in atmosfera di black carbon e particolato sottile. Sebbene tale tema non sia ancora stato oggetto di indagini approfondite, alcuni studi indicano come il BC abbia effetti negativi sulla crescita della vegetazione e sulla resa agricola. Esso, infatti, agisce in maniera diretta riducendo in quantità e qualità la diffusione della luce solare, peggiorando, dunque, le condizioni ambientali esterne nelle quali crescono le coltivazioni.

Inoltre, depositandosi sulle piante, le riscalda e ne modifica i processi metabolici (U.S. EPA, 2012).

Indirettamente, inoltre, come visto precedentemente, interagisce con le nuvole, agendo come CCN, e può ridurre la piovosità. Tale nesso è evidente specialmente nelle aree ove vi è un'alta emissione di BC, specialmente in Asia, regione in cui alcuni studi hanno messo in relazione la presenza del BC con un calo delle precipitazioni a livello locale e un rallentamento nella circolazione dei monsoni.

1.2.4 Impatti sulla visibilità

Il particolato sospeso nell'aria è tra i principali responsabili della riduzione della visibilità, poiché riduce la quantità e la qualità della luce che raggiunge l'occhio umano, assorbendola o disperdendola (U.S. EPA, 2012; Bachmann, 2009).

In particolare, BC (e OC) sono tra le particelle con il maggiore impatto sulla visibilità, per unità di massa. Tale effetto è più evidente nelle grandi metropoli trafficate e in presenza di incendi estesi (Bibi et al., 2017; Tiwari et al., 2013).

Colloquialmente, in presenza di particolato sospeso con impatti sulla visibilità, si utilizza il termine *foschia*.

1.2.5 Impatti sulla salute, socioeconomici e sui beni culturali

È bene accennare, per ultimo, anche agli effetti sulla salute dovuti all'esposizione prolungata al BC. Il World Health Organization (WHO) descriveva il PM_{2.5}, di cui il black carbon fa parte, come il principale fattore di rischio per la salute umana a livello globale (WHO, 2016). Ulteriori studi affermano che il BC ha un impatto sulla salute maggiore del generico PM_{2.5} (Akhtar et al., 2018; CCAC, 2018).

Senza entrare eccessivamente nel dettaglio, a tale inquinante sono associati un incremento nei tassi di mortalità, problemi cardiovascolari, malattie dell'apparato respiratorio e asma (EEA, 2013; U.S. EPA, 2012). La stima del WHO relativa alle morti premature legate all'inquinamento atmosferico (quindi non solo al BC) è di 4.2 milioni di morti all'anno.

Il BC sembra potersi rivelare un indicatore migliore del $PM_{10/2.5}$ per stimare la presenza di sostanze nocive nell'aria, secondo uno studio del WHO (EEA, 2013).

Quantificare economicamente il costo in termini di salute, durata e qualità della vita non è semplice; tuttavia, per dare un'idea dell'ordine di grandezza di cui si parla, le stime dell'*Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico* (OCSE) riportano un danno economico, relativo ai paesi membri più India e Cina, di circa 3500 miliardi di dollari all'anno (OECD, 2014).

I danni causati dal particolato non riguardano solamente salute e ambiente, ma anche il patrimonio artistico (ISPRA, 2015). Infatti, il pulviscolo, depositandosi sulle facciate degli edifici (storici e non), determina sia un degrado estetico (annerimento) che potenziali danni strutturali, legati alle reazioni fisico-chimiche tra gli inquinanti, l'acqua e l'aria.

1.3 Fonti emissive

L'emissione di Black Carbon è ascrivibile, in maniera prioritaria, al traffico, all'uso di biomasse e combustibili (carbone e legno principalmente) per scopi domestici, alla combustione dei rifiuti, ai grandi incendi e alle applicazioni industriali nelle quali si fa un massiccio ricorso al carbone (CCAC, 2018).

Può essere prodotto anche dall'usura di ruote e freni, nonché dall'abrasione del manto stradale (Smart Freight Centre, 2017). Allo stato attuale tali contributi sono di scarsa rilevanza quantitativamente. Potrebbero diventare significativi in futuro qualora si perseguissero politiche di controllo delle emissioni di BC e di efficientamento o messa al bando di motori termici e sistemi di riscaldamento obsoleti.

1.3.1 Diffusione a livello globale

Le fonti emissive appena elencate hanno un peso alquanto variabile a seconda della regione analizzata: in Europa e Nord America le fonti principali di BC risultano essere il traffico veicolare (ed eventualmente marittimo e/o aereo), specialmente legato ai motori diesel o all'uso di carburanti pesanti, e il riscaldamento domestico (EEA, 2020); al pari delle biomasse per scopi domestici, il traffico è particolarmente influente anche in America Latina e nei Caraibi; in Africa e in Medio Oriente il contributo maggiore è attribuibile all'uso di biomasse per cucinare e ad altri combustibili pesanti, come il kerosene per le lampade; in Estremo Oriente e in Oceania traffico, biomasse ad uso domestico e utilizzo del carbone per riscaldamento e processi industriali sono i settori maggiormente impattanti nell'emissione del BC (CCAC, 2018) (fig. 8).

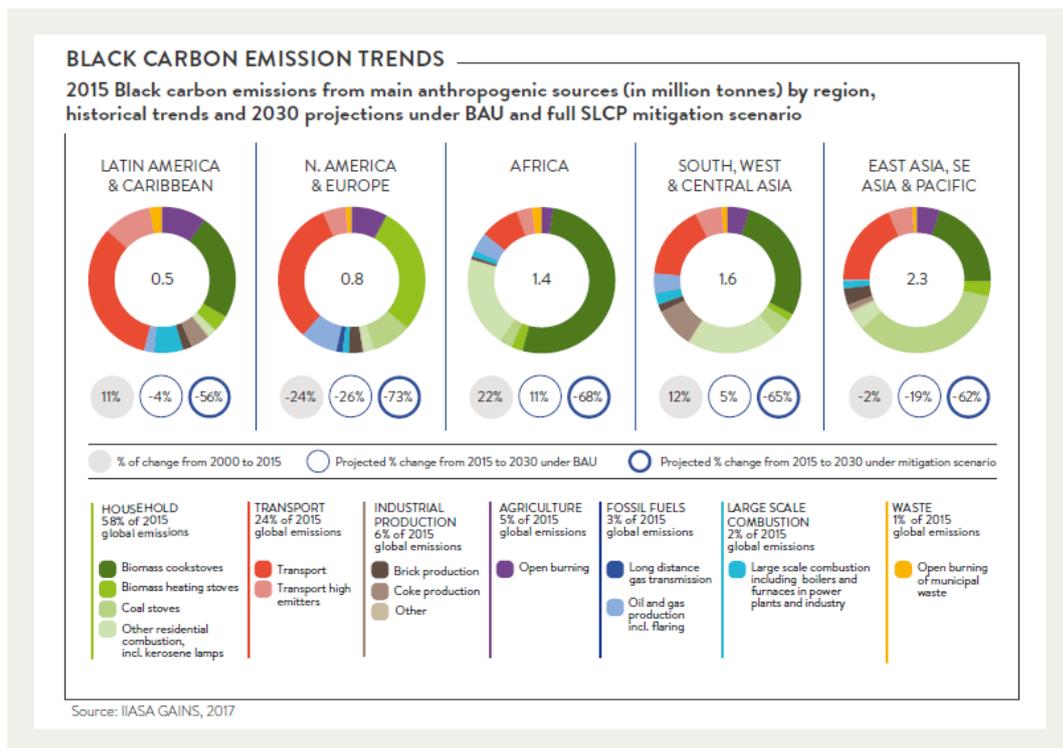


Figura 8: emissioni di black carbon in Mt dalle principali fonti antropiche nelle diverse aree geografiche mondiali e prospettive future di riduzione delle stesse (fonte: Climate and Clean Air Coalition, 2018)

1.3.2 Diffusione in Italia

In Italia, similmente a quello che avviene negli altri paesi dell'Europa sudoccidentale, le emissioni di BC sono attribuibili per circa 2/5 ai motori diesel, per circa 1/3 al riscaldamento domestico a biomasse e per circa 1/6 ai trasporti non su strada (von Schneidemesser et al., 2017).

In *fig. 9* sono riportate, schematicamente, le quote parte di black carbon riconducibili alle diverse sorgenti emissive, in Italia e in Europa.

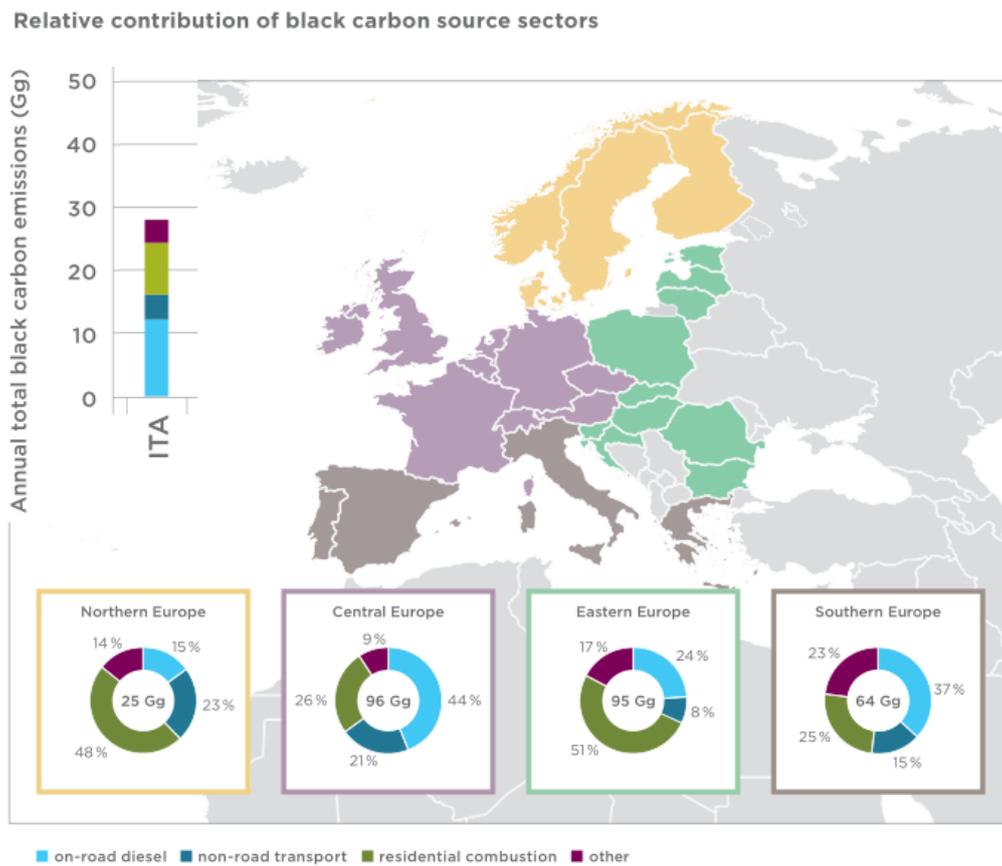


Figura 9: quadro italiano ed europeo delle emissioni di black carbon, suddiviso per macroaree geografiche con caratteristiche ambientali e di sviluppo socioeconomico paragonabili (fonte: Von Schneidemesser, 2017)

2 Review degli studi sul BC

Negli ultimi anni l'interesse accademico per il black carbon è aumentato considerevolmente e oggi sono reperibili numerosi e articolati studi che analizzano tale inquinante sotto numerosi punti di vista.

In seguito, sono sinteticamente riportate le oscillazioni delle concentrazioni di BC, in ambito urbano e suburbano, durante il giorno e le stagioni, nello spazio, in funzione delle condizioni meteorologiche e le correlazioni con altri inquinanti, il tutto opportunamente diviso per località geografiche ove necessario.

A livello generale, gli studi evidenziano risultati analoghi gli uni agli altri, per la maggior parte degli aspetti considerati.

2.1 Evoluzione temporale del BC

2.1.1 Andamento giornaliero

Si può individuare un pattern comune, a prescindere dalla latitudine, per quanto riguarda le variazioni di concentrazione del BC nel corso della giornata.

Nei giorni feriali, alle prime ore del mattino, tra le 6 e le 9, si registra il principale picco giornaliero, in concomitanza con l'avvio della maggior parte degli esercizi commerciali, delle industrie e delle scuole, che determinano un repentino incremento del traffico urbano. Questo è il momento critico per quanto riguarda le concentrazioni di BC perché, alle emissioni legate al traffico, si sommano condizioni atmosferiche particolari che impediscono agli inquinanti, e in particolare al BC, di disperdersi nell'aria. Infatti, a partire dal tardo pomeriggio e per tutta la durata della notte, la superficie terrestre si raffredda e cede calore all'atmosfera per irraggiamento. Tale flusso di calore determina la formazione dello Strato Limite Stabile (SBL, *Stable Boundary Layer*), nel quale si ha un'inversione di temperatura, ossia un gradiente termico positivo al crescere dell'altezza. L'altezza dello SBL raggiunge, generalmente, valori di circa 100-500 m. All'interno di questa porzione dell'atmosfera, che si espande col passare delle ore notturne fino a raggiungere il suo massimo alle prime luci dell'alba, tale inversione determina un'assenza di moti verticali dell'aria e, di conseguenza, una drastica

riduzione nel rimescolamento verticale degli inquinanti. Possono verificarsi con maggiore frequenza, invece, fenomeni circolatori che favoriscono una dispersione orizzontale degli inquinanti.

All'alba inizia a svilupparsi lo Strato Misto (ML, *Mixed Layer*), che prende man mano il posto dell'SBL. Quando questo strato raggiunge l'estremità superiore dell'SBL, si verifica la cattura degli inquinanti che erano rimasti esclusi dall'SBL a causa dell'inversione termica e la loro veloce diffusione verso terra. Gli inquinanti si ritrovano intrappolati in uno strato atmosferico caratterizzato da un'elevata stabilità e tendono a depositarsi verso il suolo (*fig. 10*).

Diversamente dal caso precedente, la dispersione orizzontale è molto limitata. Questo è il cosiddetto *effetto di fumigazione*, critico a livello ambientale e di salute perché determina un forte incremento nelle concentrazioni degli inquinanti.

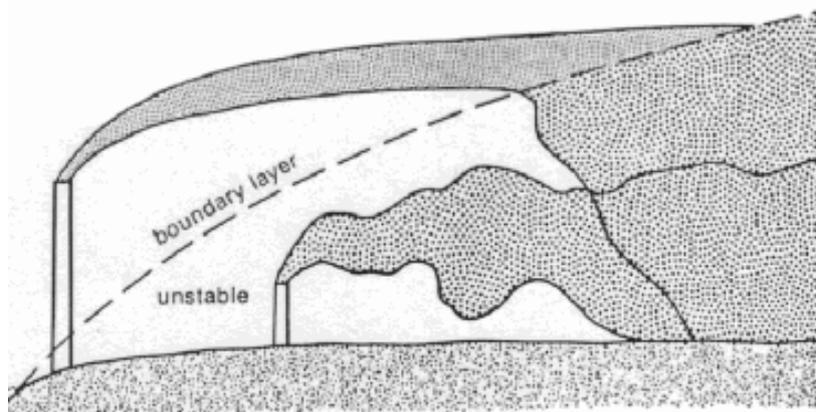


Figura 10: rappresentazione schematica dell'effetto di fumigazione.

Col passare delle ore, tale effetto perde di importanza e, grazie al concomitante calo del traffico veicolare, si può notare una discesa nella concentrazione del BC, che raggiunge i suoi minimi, in ambito urbano, tra le 12 e le 14.

Segue un periodo di relativa stabilità, con concentrazioni in leggera crescita nelle ore seguenti, fino alle 17 circa, quando si evidenzia una risalita più marcata attribuibile al pendolarismo di rientro, con la chiusura di fabbriche e uffici principalmente. Il massimo serale si raggiunge, mediamente, tra le 20 e le 22, a seconda delle abitudini locali, e spesso si mantiene fino alle 24.

Col calare della notte si assiste ad una decrescita, lenta ma costante, delle concentrazioni di BC, che raggiungono un minimo alle 4 della notte, per poi

tornare a crescere con le prime luci del mattino e la ripresa del traffico, come detto ad inizio paragrafo (*fig. 11*).

Tale andamento è confermato da numerosi studi realizzati in tutto il mondo: Brasile (de Miranda et al., 2017), Cina (Zheng et al., 2020; Cao et al., 2009; Xiao et al., 2019), Grecia (Liakakou et al., 2019), Italia (Bigi et al., 2016; Boniardi et al., 2019), India (Kompalli et al., 2014; Talukdar et al., 2014; Tiwari et al., 2013; Kolhe et al., 2018; Nazeer Hussain et al., 2017; Safai et al., 2013; Ravi Kiran et al., 2018), Messico (Liñán-Abanto et al., 2021), Pakistan (Bibi et al., 2017), Repubblica Ceca (Kucbel et al., 2017), Turchia (Şahin et al., 2020), UK (Singh et al., 2018).

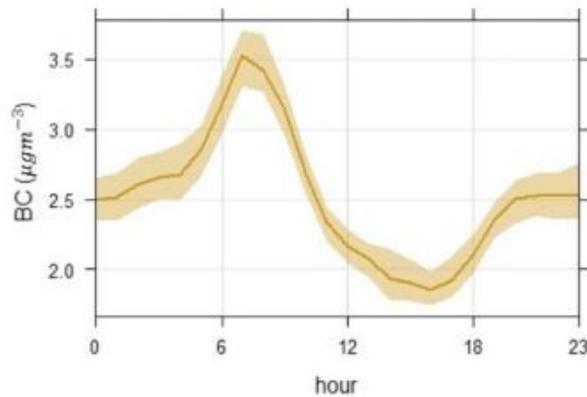


Figura 11: tipico andamento giornaliero delle concentrazioni di black carbon, in Messico. (fonte: Peralta, 2019)

Durante i fine settimana i massimi e i minimi evidenziati precedentemente tendono ad essere meno marcati, con concentrazioni di BC minori (Bapna et al., 2012; Peralta et al., 2019).

Al picco giornaliero che si verifica in mattinata si può, inoltre, affiancare un massimo notturno legato alla vita notturna (Milford et al., 2015; Krecl et al., 2018; Pereira et al., 2012) (*fig. 12*).

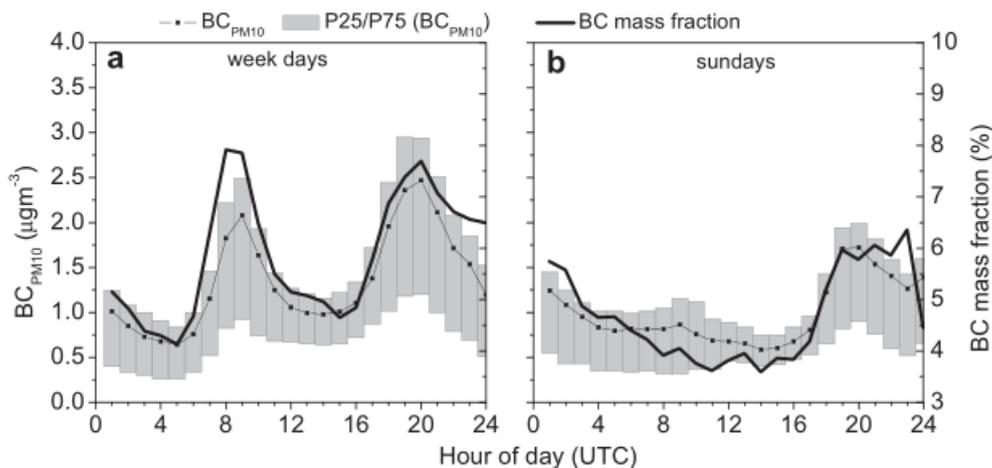


Figura 12: andamento giornaliero delle concentrazioni di black carbon con presenza di un picco mattutino e di uno notturno, in Portogallo. (fonte: Pereira, 2012)

Alcune ricerche (Taheri et al., 2019; Venkatachari et al., 2006), con misurazioni effettuate in prossimità di zone di traffico notturno moderatamente intenso oppure percorse di notte da mezzi pesanti (es. superstrade), evidenziano picchi notturni dovuti a queste fonti emissive e alla contemporanea stabilità atmosferica che sfavorisce il rimescolamento dell'aria.

Uno studio effettuato in un tunnel urbano di Braga (Blanco-Alegre et al., 2019), invece, ha fornito valori massimi di black carbon tra le 14 e le 19 durante i giorni feriali, riconducibili al pendolarismo di rientro e ad un accumulo di inquinamento durante il giorno, e tra le 9 e le 12 nel week end, legato all'uso veicolare per svago e shopping.

2.1.2 Andamento stagionale

Per quanto riguarda le differenze stagionali di BC, un aspetto fondamentale da prendere in considerazione è la latitudine. I centri urbani presi in esame negli articoli analizzati possono essere divisi in due macrocategorie, a seconda del clima: temperato, con le specifiche quattro stagioni (primavera, estate, autunno, inverno); tropicale monsonico, dove all'inverno si affiancano le stagioni pre-monsoonica (o estate), monsonica (o stagione delle piogge) e post-monsoonica (o autunno).

Nelle regioni temperate, i picchi annuali si verificano nei mesi più freddi (tra novembre e febbraio), mentre i valori minimi si riscontrano nei mesi estivi (da giugno ad agosto) (fig. 13). Questo andamento è legato, da un lato, a emissioni minori; dall'altro, a condizioni meteorologiche più favorevoli d'estate (Zheng et al., 2020; Milford et al., 2015; Cao et al., 2009; Xiao et al., 2019; Becerril-Valle et al., 2017; Pereira et al., 2012; Liakakou et al., 2019; Mousavi et al., 2019; Şahin et al., 2020; Singh et al., 2018).

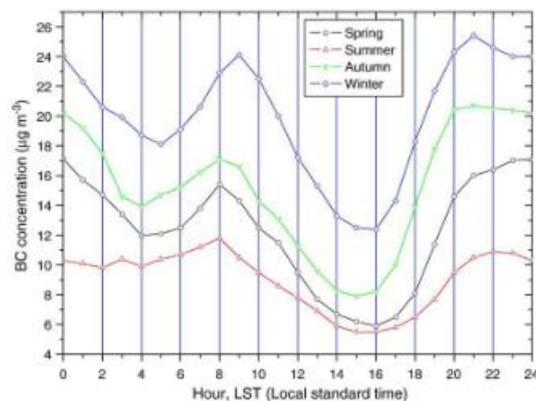


Figura 13: differenze caratteristiche dei climi temperati nell'andamento stagionale delle concentrazioni di black carbon, in Cina. (fonte: Cao, 2009)

Relativamente alle emissioni, infatti, a partire dalla stagione autunnale, e per tutto l'inverno, sono attivi i sistemi di riscaldamento, che hanno impatti maggiori nelle regioni in cui si fa uso di biomasse e carbone. Inoltre, in estate si verificano, in concomitanza, la chiusura delle scuole e la temporanea riduzione delle attività di alcune aziende e fabbriche, per cui gli spostamenti urbani sono ridotti. Infine, per quanto ciò abbia un impatto minore, grazie alle temperature più miti, un maggior numero di persone fa ricorso a mezzi di trasporto alternativi (es. bicicletta), riducendo ulteriormente gli spostamenti con veicoli a motore.

Un'importanza maggiore la ricoprono però le condizioni meteorologiche: infatti, durante la stagione calda, l'altezza dello strato limite atmosferico (o strato limite planetario o strato di rimescolamento; *Atmospheric/Planetary Boundary Layer* o *Mixing Layer*, ABL/PBL o ML) è maggiore – il che garantisce una maggiore dispersione degli inquinanti – e l'effetto di fumigazione è meno pronunciato,

poiché le temperature notturne più alte sfavoriscono la formazione di inversioni termiche nell'aria.

Le regioni tropicali, analogamente a quanto visto precedentemente, pur avendo condizioni meteorologiche differenti, presentano massimi di concentrazione di BC nella stagione invernale, specialmente per via del ricorso massivo alle biomasse come fonte di riscaldamento, particolarmente rilevanti, come detto, nell'emissione di black carbon – e valori minori nelle stagioni monsonica e post-monsonica, tra le altre cose a causa delle forti piogge e dei venti intensi (Kompalli et al., 2014; Bapna et al., 2012; Talukdar et al., 2014; Tiwari et al., 2013; Kolhe et al., 2018; Safai et al., 2014; Bibi et al., 2017; Barman et al., 2019; Ravi Kiran et al., 2018) (fig. 14).

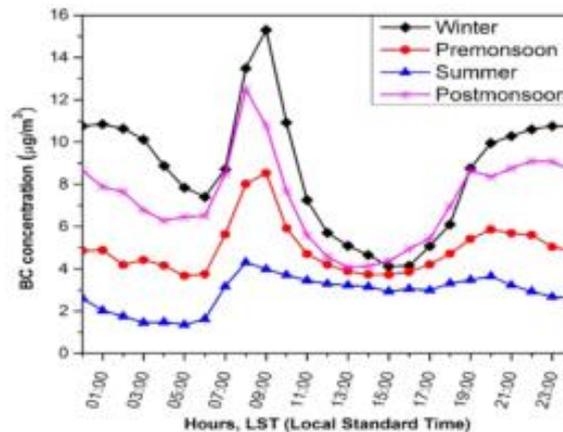


Figura 14: differenze caratteristiche dei climi tropicali nell'andamento stagionale delle concentrazioni di black carbon, in Pakistan. (fonte: Bibi, 2017)

2.2 Influenza dei parametri meteorologici

Le tendenze giornaliere e stagionali appena analizzate sono fortemente correlate alle condizioni atmosferiche. In particolare, i parametri meteorologici presi in considerazione negli studi bibliografici sono l'altezza dello strato rimescolato, la ventosità, la temperatura, la piovosità e l'umidità relativa.

2.2.1 Vento

La ventosità, intesa come velocità (u) e direzione (\bar{u}) dei moti ventosi, è uno dei parametri atmosferici e climatici più strettamente correlati alle concentrazioni di inquinanti e particolato sospeso nell'aria. Non fa eccezione il BC, i cui valori tendono ad essere correlati in maniera inversamente proporzionale alla ventosità. Sono numerosi gli studi che mettono in relazione la velocità del vento (m/s) o il coefficiente di ventilazione (m^2/s) – un parametro che considera il prodotto tra l'intensità del vento e l'altezza dello strato rimescolato – alla concentrazione di Black Carbon nell'aria: con venti *deboli*, ossia con $u < 1.5-2$ m/s, si hanno concentrazioni di BC più elevate; viceversa, con venti *forti*, con $u > 2-3$ m/s, le concentrazioni risultano essere decisamente inferiori (Taheri et al., 2019; Bigi et al., 2016; Safai et al., 2013; de Miranda et al., 2017; Liu et al., 2018).

Oltre una certa soglia di velocità, variabile a seconda del sito preso in esame, è possibile riscontrare un nuovo incremento nella concentrazione di BC motivato dall'arrivo di masse d'aria provenienti da aree più inquinate (Liñán-Abanto et al., 2021; Wyche et al., 2020).

Inoltre, le misure effettuate a bordo strada, o comunque in prossimità di fonti emissive, sembrano risentire in maniera minore delle condizioni del vento (Singh et al., 2018).

Altrettanta importanza la rivestono la direzione del vento e l'area di studio presa in esame: infatti, la correlazione tra ventosità e particolato sospeso nell'aria è estremamente sito-dipendente, in quanto i venti possono avere un'influenza differente a seconda delle masse d'aria che trasportano. In particolare, venti provenienti da regioni molto industrializzate o città inquinate possono avere

impatti negativi sulle concentrazioni di inquinanti, a prescindere dall'intensità del vento (Ramachandran et al., 2007; Taheri et al., 2019; Yuval et al., 2020; Kolhe et al., 2018; Wyche et al., 2020).

In presenza di venti deboli, inoltre, si può desumere che il BC misurato sia di origine locale e non proveniente da altre aree (Kucbel et al., 2017).

I valori dell'indice di correlazione di Pearson (r , coefficiente che quantifica la correlazione tra due variabili) per BC e vento, riscontrati nella bibliografia, sono tutti tendenzialmente alti e negativi: -0.51 (Liñán-Abanto et al., 2021); -0.53 (Tiwari et al., 2013); -0.63 (Zheng et al., 2020); -0.67 (Cao et al., 2009); -0.77 (Talukdar et al., 2014); -0.87 (Bibi et al., 2017); -0.91 (Safai et al., 2013).

Tali valori sono riportati anche in *tab. 1*.

Tabella 1: indice di correlazione di Pearson (r) tra black carbon e velocità del vento.

Indice di correlazione	Valore	Autore
r	-0.51	<i>Liñán-Abanto et al., 2021</i>
r	-0.53	<i>Tiwari et al., 2013</i>
r	-0.63	<i>Zheng et al., 2020</i>
r	-0.67	<i>Cao et al., 2009</i>
r	-0.77	<i>Talukdar et al., 2014</i>
r	-0.87	<i>Bibi et al., 2017</i>
r	-0.91	<i>Safai et al., 2013</i>

2.2.2 Altezza dello strato limite atmosferico

L'altezza dello strato rimescolato (Atmospheric Boundary Layer) è un parametro molto rilevante per quanto riguarda la concentrazione di inquinanti nell'aria. Infatti, gli aerosol e le particelle sospese sono diluiti all'interno dell'aria sottostante questo strato atmosferico, quindi maggiori sono le sue dimensioni, minore è la concentrazione.

Durante il giorno, l'ABL segue questo andamento: a partire dalle prime ore della giornata cresce, fino a raggiungere un picco nel primo pomeriggio (tra le 12 e le 14), per poi decrescere fino a un minimo serale, poco prima di mezzanotte.

Durante la notte rimane pressoché invariato fino all'alba, quando ricomincia a crescere (Nazeer Hussain et al., 2017).

Per quanto riguarda l'andamento annuale, la letteratura mostra unanimemente altezze molto maggiori nelle stagioni calde rispetto a quelle fredde, il che risulta essere una delle principali motivazioni per cui in estate le concentrazioni di black carbon sono inferiori rispetto a quelle invernali (Taheri et al., 2019; Cao et al., 2009; Tiwari et al., 2013; Kolhe et al., 2018).

Un solo studio (Kompalli et al., 2014) fornisce un'indicazione della correlazione tra ABL e BC mediante l'indice di correlazione di Pearson (r). Durante la stagione secca vi è una forte anticorrelazione, $r_{BC-ABL}=-0.81$; durante la stagione umida, invece, la relazione tra i due parametri è meno significativa, $r_{BC-ABL}=-0.27$. Tale valore è molto influenzato dalla presenza di precipitazioni, che rimuovono BC dall'atmosfera. Rimodulando l'indice di Pearson, tenendo in considerazione tale aspetto, gli autori hanno comunque trovato una buona correlazione, seppur parziale, anche nella stagione umida ($\gamma_{BC-ABL}=-0.65$), similmente a quanto visto per la stagione secca.

Tuttavia, l'altezza dello strato rimescolato sembra essere un parametro di importanza secondaria rispetto alla ventosità: secondo uno studio pluriennale (Zheng et al., 2020), si è assistito, negli anni, ad un calo anche dell'ABL e ad un aumento della ventosità. Il calo del primo avrebbe dovuto comportare un aumento della concentrazione di BC, mentre un aumento del secondo avrebbe dovuto comportarne una riduzione. I dati evidenziano un calo, nel tempo, delle concentrazioni del BC. Pur avendo questo a che fare anche con efficientamento tecnologico e implementazione di politiche ecologiche, sembra che la ventosità rivesta un ruolo più importante dell'ABL nella diluizione del particolato sospeso.

2.2.3 Temperatura

La temperatura (T) e il gradiente termico (ΔT) sono un altro fattore preso in considerazione spesse volte in letteratura scientifica per valutarne l'eventuale correlazione con le concentrazioni di black carbon.

Numerosi studi mostrano l'esistenza di una correlazione negativa tra la temperatura e il BC (Cao et al., 2009; Tiwari et al., 2013; Kucbel et al., 2017) o di

una correlazione positiva con il gradiente di temperatura (Ramachandran et al., 2007; Safai et al., 2013; Wyche et al., 2020). Il calcolo dell'indice di Pearson (r) di tali studi ha fornito i seguenti valori: $r_{T-BC} = -0.80, -0.64, -0.54$; $r_{\Delta T-BC} = 0.52, 0.87, 0.79$.

Tuttavia, non c'è univocità a riguardo, poiché in alcuni contesti non è stata trovata alcuna correlazione tra i due parametri (Zheng et al., 2020; Şahin et al., 2020), oppure è risultata significativa solamente in alcune stagioni (Kolhe et al., 2018; Sharma et al., 2017).

In generale, l'anti-correlazione tra i due parametri risulta più evidente nelle stagioni più fredde, principalmente a causa del maggior utilizzo di carbone e combustibili per il riscaldamento. Secondo Talukdar et al. (2014) la correlazione tra ΔT e BC è pari a 0.34, ma cresce fino a raggiungere $r=0.87$ non considerando la stagione pre-monsoonica. Nello studio di Bibi et al. (2017), invece, l'indice di Pearson varia fortemente tra -0.13 in estate e -0.93 nella stagione post-monsoonica, con una media annuale dell'indice pari a $r=-0.71$.

Nonostante ciò, non sono sempre state riscontrate differenze significative tra la stagione fredda – in cui sono attivi i riscaldamenti – e quella temperata (Kucbel et al., 2017).

Secondo Liang et al. (2013), inoltre, la temperatura è il fattore maggiormente correlato alla concentrazione di BC dopo il coefficiente di ventilazione.

2.2.4 Pioggia e precipitazioni

È interessante analizzare anche la correlazione presente tra le precipitazioni e il black carbon in atmosfera. Infatti, pur essendo il BC puro idrofobo, durante la sua permanenza in atmosfera entra in contatto con aerosol igroscopici (solfati, sali, organic carbon) che ne cambiano le proprietà e ne permettono la rimozione tramite lavaggio ad opera delle particelle di pioggia (Kompalli et al., 2014). Per questa ragione, si trovano in letteratura correlazioni negative tra la quantità di pioggia e la concentrazione del BC in atmosfera, con i seguenti valori dell'indice di Pearson: $r=-0.41$ (Zheng et al., 2020), -0.35 (Ramachandran et al., 2007; Cao et al., 2009), -0.75 (Safai et al., 2013), -0.37 (Bibi et al., 2017).

In generale, alcune ricerche confermano come ad alte precipitazioni corrispondano più facilmente concentrazioni minori di BC (Bapna et al., 2012; Şahin et al., 2020).

Un parametro forse più rappresentativo della quantità di pioggia caduta in un dato periodo è il numero di giorni di pioggia (mensili), poiché la ripetitività e la costanza delle precipitazioni hanno un effetto maggiore nella rimozione del particolato dall'atmosfera (Cao et al., 2009; Safai et al., 2013)

Tuttavia, alcuni autori hanno riscontrato correlazioni statisticamente non rilevanti tra la piovosità e la concentrazione di BC (Tiwari et al., 2013), in un caso a causa della scarsa piovosità nel sito in esame (Kucbel et al., 2017).

2.2.5 Umidità relativa

Per quanto riguarda l'umidità relativa (RH), vi sono significative discrepanze tra gli studi che non permettono di tracciarne un andamento univoco.

I risultati delle ricerche effettuate, in alcuni casi, non evidenziano relazioni significative tra RH e BC (Zheng et al., 2020; Şahin et al., 2020); in altri, si hanno correlazioni rilevanti limitatamente ad alcune stagioni, anche se non sempre concordi tra loro. Il principale aspetto comune è la bassa correlazione durante la stagione dei monsoni (Kolhe et al., 2018; Sharma et al., 2017).

In uno studio effettuato in Repubblica Ceca (Kucbel et al., 2017), gli autori riscontrano una bassa correlazione positiva senza trovare, tuttavia, particolari variazioni nella media giornaliera di RH ($\Delta RH < 5\%$) durante il periodo di misurazione.

Sono reperibili, infine, alcune ricerche (Talukdar et al., 2014; Bibi et al., 2017) nelle quali sono evidenziate alte correlazioni negative tra BC e RH ($r = -0.68$ e -0.84).

2.2.6 Altri parametri

Vi sono ulteriori parametri meteorologici e climatici che si potrebbero analizzare per trovare correlazioni con la concentrazione di black carbon in atmosfera. Tra questi, alcuni studi prendono in considerazione la pressione atmosferica e la

radiazione solare incidente (Zheng et al., 2020; Nazeer Hussein et al., 2017; Şahin et al., 2020), senza tuttavia che siano evidenziati risultati degni di nota.

2.3 Variazione del BC nello spazio

Un aspetto di particolare interesse al fine di valutare con cognizione di causa la concentrazione di black carbon nell'aria è la sua variazione a livello spaziale. Un'analisi di questo genere può permettere di capire quali aree siano maggiormente impattate da questo particolato fine e come influiscano la morfologia delle città e dei territori nello spostamento del black carbon.

2.3.1 Variazione orizzontale

Nello studio di Yu et al. (2016), analizzando quattro aree differenti del New Jersey (scuole, zone commerciali, vie adiacenti a superstrade), si riscontra un trend calante nelle concentrazioni di BC allontanandosi dalla strada principale, diversa per ciascuna area, con valori che, oltre i 50 m di distanza, diventano quasi stazionari. Tale risultato è concorde con quanto affermato nella ricerca di Wyche et al. (2020), in cui le misure effettuate in prossimità della strada fornivano concentrazioni molto elevate e che non risentivano delle condizioni atmosferiche, mentre a distanze più elevate tali valori decrescevano fino ad assestarsi su numeri pressoché costanti tra i 50 e i 250 m di distanza.

Un'ulteriore conferma di ciò arriva da Singh et al. (2018), dove si afferma che la vicinanza alle sorgenti emissive riveste un'importanza critica, poiché a bordo strada si hanno concentrazioni di BC anche 10 volte superiori rispetto a quelle trovate a 50-150 m di distanza.

In generale, pare che le fonti entro 1 km dal punto di misura giochino un ruolo fondamentale nella concentrazione di BC (Bibi et al., 2017).

Non è solamente la distanza a giocare un ruolo di primaria importanza: in uno studio effettuato a Seoul (Ahn et al., 2021), sono state misurate le concentrazioni di BC lungo tre strade composte da un marciapiede, una carreggiata per le automobili e un "percorso verde" (*greenway* in inglese), ovvero una sorta di

parco lineare affiancato alla strada, situato una volta a raso, una volta sopraelevato e una volta sotto il livello stradale (*fig. 15*).

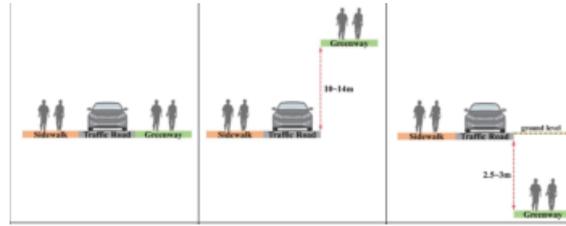


Figura 15: schema delle greenways analizzate nello studio condotto in Corea del Sud. (fonte: Ahn, 2021)

In media, le concentrazioni lungo le *greenways* sono risultate inferiori, rispettivamente, del 26%, 16% e 30%, rispetto al corrispettivo marciapiede.

Secondo lo studio di Amato et al. (2019), il calo della concentrazione di BC segue un andamento quasi esponenziale e queste raggiungono la metà del proprio valore iniziale, mediamente, a 25 m (± 35 m), con un calo più marcato nelle strade urbane strette (*street canyon*) rispetto ai parchi. Le strade aperte (*open roads*), inoltre, risentono molto dell'influenza del vento. La distanza media necessaria per raggiungere la concentrazione urbana di fondo (*background concentration*) è stata stimata pari a 67 m dalle strade principali (*fig. 16*).

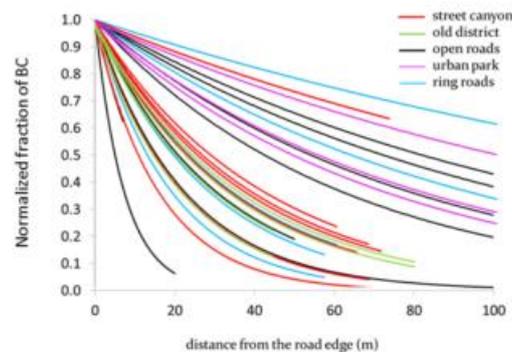


Figura 16: andamento orizzontale della concentrazione di black carbon in diversi contesti urbani, a Barcellona (fonte: Amato, 2019)

2.3.2 Variazione verticale

Nell'indagine di Amato et al. (2019) è stata analizzata anche la diluizione del BC lungo la verticale. Le misure della concentrazione hanno riportato valori dimezzati tra i 26 e i 46 m dal livello del suolo, mentre i valori di *background* non sono mai stati raggiunti entro le altezze degli edifici.

Tale risultato è ragionevolmente concorde con quelli riportati in altri due studi (Trompetter et al., 2013; Samad et al., 2020): nel primo, sono misurate alte concentrazioni di BC fino a circa 40 m da terra nelle ore serali, in concomitanza con un calo dell'altezza dello strato rimescolato legato a fenomeni di inversione termica, mentre alle prime ore del mattino le concentrazioni più alte non superano i 30 m da terra (fig. 17).

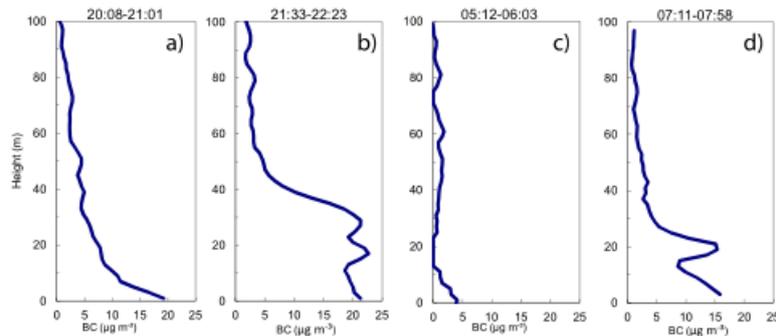


Figura 17: andamento verticale della concentrazione di black carbon, in Nuova Zelanda (fonte: Trompetter, 2013)

Nel secondo, concentrazioni minime di BC sono raggiunte, di notte, oltre i 30-50 m da terra; di mattina, oltre i 200-250 m, anche se con una variabilità molto elevata. Nelle altre ore del giorno (mattino, pomeriggio, sera) non sono state effettuate misure relative esclusivamente al BC.

2.4 Correlazione con altri inquinanti

Uno degli obiettivi principali di questa ricerca è verificare l'eventuale correlazione del black carbon con altri inquinanti. In letteratura, esistono numerosi studi che mettono a confronto BC con gas, aerosol e particolato sospeso. In particolare, le correlazioni maggiormente indagate a livello scientifico sono quelle tra il black carbon e CO, PM_{2.5} e NO_x.

In tab. 2 sono riportati gli inquinanti, con i rispettivi indici di correlazione, e gli autori dello studio.

Tabella 2: valori dell'indice di correlazione di Pearson r (o calcolato mediante regressione lineare, r^2) tra black carbon e altri composti inquinanti

Inquinante	Indice di correlazione	Valore	Autore
PM _{2.5}	r	0.68-0.77	<i>Yu et al., 2016</i>
	r	0.67	<i>Peralta et al., 2019</i>
	r	0.86	<i>Taheri et al., 2019</i>
	r	~ 0.5	<i>Yuval et al., 2020</i>
	r	0.59	<i>Jones et al., 2019</i>
	r^2	0.6	<i>Venkatachari et al., 2006</i>
	r	0.51	<i>Şahin et al., 2020</i>
CO	r	0.54-0.59	<i>Wyche et al., 2020</i>
	r	0.30-0.45	<i>Yu et al., 2016</i>
	r	0.67	<i>Blanco-Alegre et al., 2019</i>
	r	0.77	<i>Peralta et al., 2019</i>
	r	~ 0.5	<i>Yuval et al., 2020</i>
	R^2	0.45	<i>Venkatachari et al., 2006</i>
	r	0.62	<i>Şahin et al., 2020</i>
CO ₂	R^2	0.54-0.71	<i>Liñán-Abanto et al., 2021</i>
	r	0.71	<i>Blanco-Alegre et al., 2019</i>
NO	R^2	0.44-0.68	<i>Liñán-Abanto et al., 2021</i>
	r	0.63	<i>Blanco-Alegre et al., 2019</i>
	r	~ 0.8	<i>Yuval et al., 2020</i>
NO ₂	r	0.69	<i>Şahin et al., 2020</i>
	r	0.7	<i>Blanco-Alegre et al., 2019</i>
	r	~ 0.85	<i>Yuval et al., 2020</i>
	r	0.52	<i>Şahin et al., 2020</i>
NO _x	r	0.72-0.83	<i>Wyche et al., 2020</i>
	r	0.66	<i>Blanco-Alegre et al., 2019</i>
	r	~ 0.9	<i>Yuval et al., 2020</i>
	R^2	0.7	<i>Venkatachari et al., 2006</i>
PM ₁₀	r	0.71	<i>Şahin et al., 2020</i>
	r	0.35	<i>Safai et al., 2013</i>
	r	0.59	<i>Şahin et al., 2020</i>
	r	0.56-0.60	<i>Wyche et al., 2020</i>
SO ₂	R^2	0.9	<i>Trompetter et al., 2013</i>
	r	~ 0.65	<i>Yuval et al., 2020</i>
	r	0.23	<i>Şahin et al., 2020</i>

PM ₁ (UFP)	r	~ 0.4	<i>Yuval et al., 2020</i>
	r	0.41	<i>Jones et al., 2019</i>
	r	0.9	<i>Safai et al., 2013</i>
C ₆ H ₆	r	~ 0.55	<i>Yuval et al., 2020</i>
C ₇ H ₈	r	~ 0.5	<i>Yuval et al., 2020</i>
Aromatici	r	0.83	<i>Wyche et al., 2020</i>
HCS	r	0.76	<i>Wyche et al., 2020</i>
PNC/TNC	r	0.4	<i>Yu et al., 2016</i>
	r	~ 0.75	<i>Yuval et al., 2020</i>
	r	0.66-0.69	<i>Wyche et al., 2020</i>
TSP	r	0.76	<i>Safai et al., 2013</i>

Di seguito, sono schematicamente presentati commenti e integrazioni ai dati riportati nella tabella sovrastante:

- PM_{2.5}: le analisi condotte in numerose città di tutto il mondo mostrano valori congruenti gli uni con gli altri, che si assestano per la maggior parte tra r=0.5 e r=0.7, con la sola eccezione dello studio condotto a Teheran (Taheri et al., 2019), dove tale correlazione raggiunge il valore di 0.86. È doveroso sottolineare che tale valore è stato ottenuto con studi effettuati solamente nelle ore diurne.

Non si notano grandi scostamenti tra le aree tropicali e quelle a clima temperato.

Lo studio di Yu et al. (2019), condotto a Newark, New Jersey, fornisce alcune ulteriori indicazioni molto interessanti: valutando la correlazione tra i due particolati in maniera differenziata per la stagione fredda e per quella temperata, i valori mostrano uno scarto notevole. L'indice di Pearson risulta molto elevato nella stagione invernale ($r_{\text{stagione_fredda}}=0.85$), mentre nel periodo estivo è quasi dimezzato ($r_{\text{stagione_temperata}}=0.43$).

Vi sono discrepanze sulle correlazioni riscontrate in siti ad elevato flusso veicolare: a New York (Venkatachari et al. 2006), utilizzando una regressione lineare, riporta un valore di correlazione $R^2=0.35$; viceversa, a

Londra (Wyche et al., 2020) il valore dell'indice di correlazione di Pearson risulta essere $r=0.59$, notevolmente più rilevante.

Quest'ultimo studio mostra risultati concordi con l'indagine svolta a Città del Messico e dintorni (Peralta et al., 2019) relativamente alla correlazione tra BC e $PM_{2.5}$ in aree rurali e suburbane: entrambi attestano un $r=0.54$.

- CO: la correlazione del BC con il monossido di carbonio evidenzia valori discordanti tra loro nella letteratura analizzata, variabile tra $r=0.30$ e $r=0.77$.

Come anche visto precedentemente, in uno studio condotto a Newark (Yu et al., 2019), oltre ad analizzare i dati di diverse aree urbane, è stata studiata anche la correlazione nella stagione fredda e in quella temperata, con risultati notevoli: i valori dell'indice di Pearson sono infatti profondamente diversi, pari rispettivamente a $r_{stagione_fredda}=0.68$ e $r_{stagione_temperata}=0.05$.

Parimenti, lo studio di Liñán-Abanto et al. (2021), condotto a Città del Messico, differenzia le correlazioni a seconda delle stagioni, utilizzando come coefficiente di correlazione il coefficiente di determinazione (R^2). I risultati ottenuti sono stati i seguenti: $R^2_{stagione_piogge}=0.54$, $R^2_{stagione_secca_fredda}=0.62$ e $R^2_{stagione_secca_calda}=0.71$. È interessante notare, in questo caso, la divergenza di risultati tra la stagione estiva dei climi temperati e la stagione calda dei climi tropicali, probabilmente influenzata anche da altri fattori climatici e meteorologici.

- CO₂: non sono molti gli studi che prendono in considerazione la correlazione tra black carbon e anidride carbonica, che risulta comunque rilevante come si può evincere dai valori riportati in *tab. 2*. Ancora una volta, lo studio di Liñán-Abanto et al. (2021) fornisce i valori di correlazione durante le diverse stagioni, con un andamento che ricalca quanto visto per la correlazione con il CO: $R^2_{stagione_piogge}=0.44$, $R^2_{stagione_secca_fredda}=0.57$ e $R^2_{stagione_secca_calda}=0.68$.

- NO: gli studi che prendono in considerazione il monossido di azoto sono tutti riferiti alla zona mediterranea, anche se in regioni tra loro opposte (Portogallo, Turchia e Israele). Le correlazioni riscontrate sono coerenti tra loro e si attestano tra $r=0.6$ e $r=0.8$.
- NO₂: le indagini relative al biossido di azoto evidenziano correlazioni positive elevate, superiori a $r=0.7$, eccezion fatta per uno studio condotto a Istanbul (Şahin et al., 2020), dove l'indice di Pearson risulta pari a $r=0.52$. È particolarmente interessante quanto riscontrato nello studio di Wyche et al. (2020), che riporta valori estremamente elevati di correlazione tra BC e NO₂ in un'indagine condotta a lato di una strada trafficata nell'area di Londra ($r=0.88$), a riprova di un probabile legame dei due inquinanti con il traffico veicolare. A riconferma di ciò, la correlazione, trovata dai medesimi studiosi, nelle campagne scozzesi, scarsamente trafficate e con un esiguo numero di impianti di riscaldamento domestici, è risultata essere pari a $r=0.23$.
- NO_x: considerando tutti gli ossidi di azoto, gli studi condotti in ambito urbano mostrano un'alta correlazione con il black carbon, superiore a $r=0.66$ e con punte prossime a $r=0.9$, indipendentemente dall'area geografica di riferimento, sintomo di una significativa sovrapposizione delle fonti emmissive dell'uno e dell'altro contaminante.
- PM₁₀: le analisi relative alla correlazione tra polveri sottili e BC presentano valori divergenti, con una grossa eccezione rappresentata da uno studio neozelandese (Trompetter et al., 2013), che riporta un valore del coefficiente di determinazione $R^2=0.9$.
I valori minimi ($r\sim 0.35$) sono riscontrati a Pune e a Leicester (Wyche et al., 2020), mentre a Istanbul (Şahin et al., 2020), Londra, Amsterdam e Anversa (Wyche et al., 2020) si osservano correlazioni positive non trascurabili ($r\sim 0.6$). In quest'ultimo studio, anche l'ambito rurale scozzese è preso in considerazione, con un indice di correlazione $r=0.49$.

È ragionevole ipotizzare che la concentrazione di PM_{10} nell'aria dipenda da un insieme di fonti più variegato rispetto a quelle del black carbon.

- SO_2 : il biossido di zolfo è preso in considerazione in due soli studi, ad Haifa (Yuval et al., 2020) e Istanbul (Şahin et al., 2020), con valori dell'indice di correlazione molto diversi ($r= 0.63$ e $r=0.23$), pur essendo entrambe città portuali. Lo zolfo è infatti presente nei carburanti comunemente utilizzati dalle navi. La discrepanza tra tali valori può essere legata ai siti specifici di studio: ad Haifa, le analisi sono state condotte dentro al porto, vicino, dunque, alle probabili fonti emissive. Ad Istanbul il sito di studio è stato scelto nell'entroterra, a più di 1 km di distanza dal porto.
- PM_1 : per quanto riguarda le particelle ultrafini (UFP), la correlazione con il BC risulta modesta in due studi ($r \sim 0.4$), uno israeliano (Yuval et al., 2020) e uno californiano (Jones et al., 2019); molto elevata ($r=0.9$), invece, a Pune, in India (Safai et al., 2013). La discrepanza tra tali valori può, forse, essere attribuibile alle diverse condizioni socioeconomiche e all'utilizzo di mezzi di trasporto più inquinanti in India, oltre che all'uso di biomasse per il riscaldamento e per scopi culinari. Sarebbero necessari ulteriori studi per confermare tali risultati.

Sono presenti singoli studi, inoltre, che correlano il black carbon ad altri inquinanti: Yuval et al. (2020) analizza la compresenza, con il BC, di benzene e toluene, entrambi con $r \sim 0.5$;

Wyche et al. (2020) studia le correlazioni con i composti aromatici che con gli idrocarburi in generale. Nel primo caso, evidenzia una correlazione $r= 0.83$ sia in ambito urbano che su strade trafficate, in netto contrasto con il valore trovato in ambito rurale ($r=0.40$). Nel secondo caso, la correlazione con gli HC è prossima a 0.80, anche in questo caso molto superiore al risultato riscontrato in campagna ($r=0.30$).

Per quanto riguarda le correlazioni con il numero di particelle (Particle Number Concentration -PNC, Total particle Number Concentration -TNC, Total Suspended Particles -TSP), gli studi analizzati riportano valori tra 0.66 e 0.76, con picchi in siti

ad elevato traffico veicolare ($r=0.86$; Wyche et al., 2020) e un minimo nello studio di Yu et al. (2016) a Newark ($r=0.4$).

L'indagine compiuta in India da Safai et al. (2013) fornisce inoltre valori di correlazione con il black carbon per i seguenti ioni: $r_{SO_4^{2-}}=0.84$; $r_{NO_3}=0.89$; $r_{NH_3^+}=0.94$; $r_{Ca^{2+}}=0.76$.

Un paio di studi, infine, (Blanco-Alegre et al., 2019; Şahin et al., 2020) correlano il numero di veicoli, calcolato nel sito di misura per la durata delle analisi, al BC, con valori dell'indice di Pearson altalenanti, rispettivamente $r=0.47$ e $r=0.15$.

3 Materiali e metodi

3.1 Sito di studio

Torino, che si trova nel Nord-Ovest della Pianura Padana (coordinate 45°04'N 7°42'E) (fig. 18), è una città ex-industriale di dimensioni medio-grandi, con un'estensione di 130,2 km², un'altitudine di 239 m s.l.m. e una popolazione che raggiunge gli 848.196 abitanti (ISTAT, 2020).



Figura 18: localizzazione geografica della città di Torino, nel Nord-Ovest della Pianura Padana

È lambita, ad Est, dal fiume Po, a Sud, dal torrente Sangone e, a Nord, dallo Stura di Lanzo. È, inoltre, attraversata dalla Dora Riparia, che delimita la zona centrale della città dalla prima periferia. Tra Sud-Ovest e Nord-Ovest è circondata dalle Alpi Cozie e Graie.

Il suo clima è temperato con estati calde e umide (*Cfa*), secondo la classificazione di Köppen. Le precipitazioni maggiori si hanno in primavera, tra aprile e giugno, e in autunno, tra ottobre e novembre.

Le campagne di misura sono state effettuate in diverse zone della città, elencate qui di seguito:

- Politecnico di Torino (cortile interno, corso Duca degli Abruzzi);
- Parco del Lingotto, nei pressi della centralina Arpa;
- Depuratore SMAT (Castiglione Torinese);
- Parco del Valentino, nei dintorni del Castello del Valentino.

Per quanto riguarda il parco del Lingotto, una parte delle campagne di misura sono state effettuate in tale zona al fine di verificare la congruenza delle misure ottenute dall'etalometro in dotazione con quelle della stazione dell'Arpa Piemonte situata al centro del medesimo parco.

Il monitoraggio del black carbon da parte dell'Arpa a Torino, infatti, è iniziato nel luglio del 2018; tuttavia, la centralina del Lingotto è l'unica, in città, nella quale è stato installato un etalometro per misurare la concentrazione aerea di tale particolato.

3.2 Strumentazione

Lo strumento utilizzato per rilevare la presenza di black carbon in atmosfera è l'etalometro BC 1054 (fig. 19) della Met One Instruments (Met One Instruments, 2019).



Figura 19: etalometro 1054 della Met One Instruments visto dall'esterno (fonte: Met One Instruments)

Il principio di funzionamento dello strumento è il seguente: l'etalometro effettua un'analisi ottica, in continuo, su un nastro filtrante in fibra di quarzo. Lo strumento misura l'attenuazione della radiazione luminosa del fascio di luce che passa attraverso la parte *sensibile* del filtro rispetto a quella *di riferimento*, misurata a nastro bianco. Infatti, il filtro è continuamente attraversato da un flusso d'aria e presenta dei fori (*spot*) in grado di assorbire il particolato. Per valutare la quantità d'aria entrante, è presente un misuratore del flusso d'aria. Tale flusso è stabilito in automatico dallo strumento, una volta acceso e funzionante a regime;

analogamente, il filtro avanza in automatico quando necessario, ovvero sia quando i fori di assorbimento del particolato sono saturi.

I risultati vengono forniti secondo i tempi stabiliti dall'utente. Durante le ricerche, l'intervallo di tempo di campionamento è stato impostato sui 5 minuti, come consigliato dal manuale.

L'etalmetro è, inoltre, affiancato da un altro apparecchio in grado di misurare alcuni parametri ambientali (fig. 20), rilevanti per quanto riguarda la misura delle concentrazioni di black carbon.



Figura 20: misuratore dei parametri ambientali

Per meglio intendere il principio fisico di funzionamento dello strumento sono riportate in seguito le equazioni che legano l'attenuazione ottica alla concentrazione di BC.

L'attenuazione ottica (ATN) è definita come segue:

$$ATN = 100 * \ln(I_0/I) \quad (1)$$

dove I_0 è l'intensità della radiazione di riferimento e I è l'intensità attraverso il campione.

La lunghezza d'onda con cui viene misurata tale attenuazione influisce sul valore; infatti, l'assorbimento della luce da parte del BC è inversamente proporzionale alla lunghezza d'onda utilizzata per misurarlo. Perciò, per valutare l'attenuazione a una lunghezza d'onda fissata si può scrivere:

$$ATN(\lambda) = \sigma \left(\frac{1}{\lambda}\right) * M_{BC} \quad (2)$$

dove σ è l'attenuazione specifica, dipendente dalla lunghezza d'onda, e M_{BC} è la massa di black carbon.

L'attenuazione così misurata è linearmente proporzionale alla massa di BC, con σ coefficiente di proporzionalità, inversamente proporzionale alla lunghezza d'onda utilizzata.

L'etalometro utilizzato misura l'attenuazione – e, di conseguenza, la concentrazione di BC – a 10 lunghezze d'onda differenti, tra 370 nm e 950 nm; le principali con cui si è lavorato sono, comunque, $\lambda_1=370$ nm e $\lambda_9=880$ nm. In particolare, quest'ultima fornisce un'indicazione precisa sulla quantità di black carbon presente nell'aria, mentre λ_1 rileva anche altri composti che assorbono i raggi ultravioletti con la stessa efficacia del BC.

Per il calcolo del coefficiente di Ångström, di cui si parla nel paragrafo 4.2.3, sono invece state utilizzate λ_3 e λ_{10} , secondo le indicazioni riscontrate in letteratura.

3.3 Analisi serie storiche

In parallelo alle campagne di misura, si è provveduto a scaricare dall'archivio di Arpa Piemonte le serie storiche delle concentrazioni di black carbon e di altri tipi di particolato ($PM_{2.5}$, PM_{10}) e inquinanti gassosi (NO_x , O_3 , NH_3). I dati considerati si riferiscono all'intervallo di tempo tra l'inizio di luglio del 2018, in cui si hanno le prime misure valide di BC dell'etalometro installato nella stazione di misura "Lingotto", e la fine di settembre del 2021.

Tali serie di dati sono state analizzate al fine, da un lato, di esaminare la mutevolezza delle concentrazioni di black carbon nell'aria nel corso di anni e stagioni differenti; dall'altro, sono state ricercate le correlazioni tra le concentrazioni di BC e quelle degli altri contaminanti atmosferici, in particolare quelli maggiormente impattanti in ambiente urbano.

Inoltre, è stato investigato con particolare attenzione il periodo coincidente con il primo *lockdown* governativo, allo scopo di evidenziare le eventuali differenze presenti a livello di contaminazione atmosferica rispetto ad un periodo non emergenziale.

4 Risultati e discussione

4.1 Serie storiche

Le misure storiche del black carbon sono state recuperate dagli archivi online di Arpa Piemonte, i quali sono di pubblico dominio e fruibili gratuitamente. I dati utilizzati fanno riferimento al periodo successivo al 1° luglio del 2018, data in cui sono reperibili le prime misurazioni valide del BC.

Lo studio di tali serie ha avuto come obiettivo principale l'analisi dell'andamento del black carbon in anni, stagioni e periodi diversi e la sua correlazione con gli analoghi trend annuali di alcuni altri inquinanti tipicamente presenti in ambito urbano.

4.1.1 Andamento BC

I valori della concentrazione di black carbon misurati dall'etalometro installato alla stazione di misura Arpa di Lingotto sono medie orarie. Per questa ragione, non è possibile individuare particolari momenti di picco delle emissioni; tuttavia, questi dati permettono di ottenere un'indicazione valida ed affidabile dell'andamento medio generale della presenza di questo particolato nell'aria torinese nel corso delle giornate e delle stagioni.

Tali misure sono di grande rilevanza anche per un'altra ragione specifica: nel periodo considerato, si sono verificati diversi momenti di chiusura delle attività industriali, commerciali, scolastiche a causa della concomitante pandemia dovuta al coronavirus Covid-19. Analizzare i dati dell'inquinamento durante questi periodi di ridotta attività antropica, e quindi con flussi veicolari molto ridotti rispetto alle condizioni "normali", può aiutare a comprendere ulteriormente meglio il ruolo che il traffico riveste relativamente all'inquinamento urbano. A questo proposito, è molto interessante uno studio realizzato proprio nella città di Torino (Ravina et al., 2021) che, utilizzando un modello di dispersione Lagrangiano, ha evidenziato un calo molto significativo, intorno all'80%, nelle concentrazioni di alcuni inquinanti primari, compreso il black carbon, per il quale è stata misurata una riduzione nella concentrazione aerea del 73.1% nei giorni feriali e dell'85.4% durante i fine

settimana. Di seguito, sono presentati i grafici relativi all'andamento del BC in diversi lassi temporali (anni, stagioni, mesi, settimane, giorni).

In *fig. 21* è raffigurato l'andamento medio orario del BC tra il luglio 2018 e il settembre 2021.

Come si può vedere, la quantità di dati presente rende il grafico di difficile interpretazione; per questo, si è deciso di calcolare le medie giornaliere di concentrazione, mediando i valori orari su tutte le 24h di ciascuna giornata, a costo di perdere alcuni dati. Tuttavia, una fruibilità ed una comprensione maggiore dei diagrammi giustifica abbondantemente tale scelta.

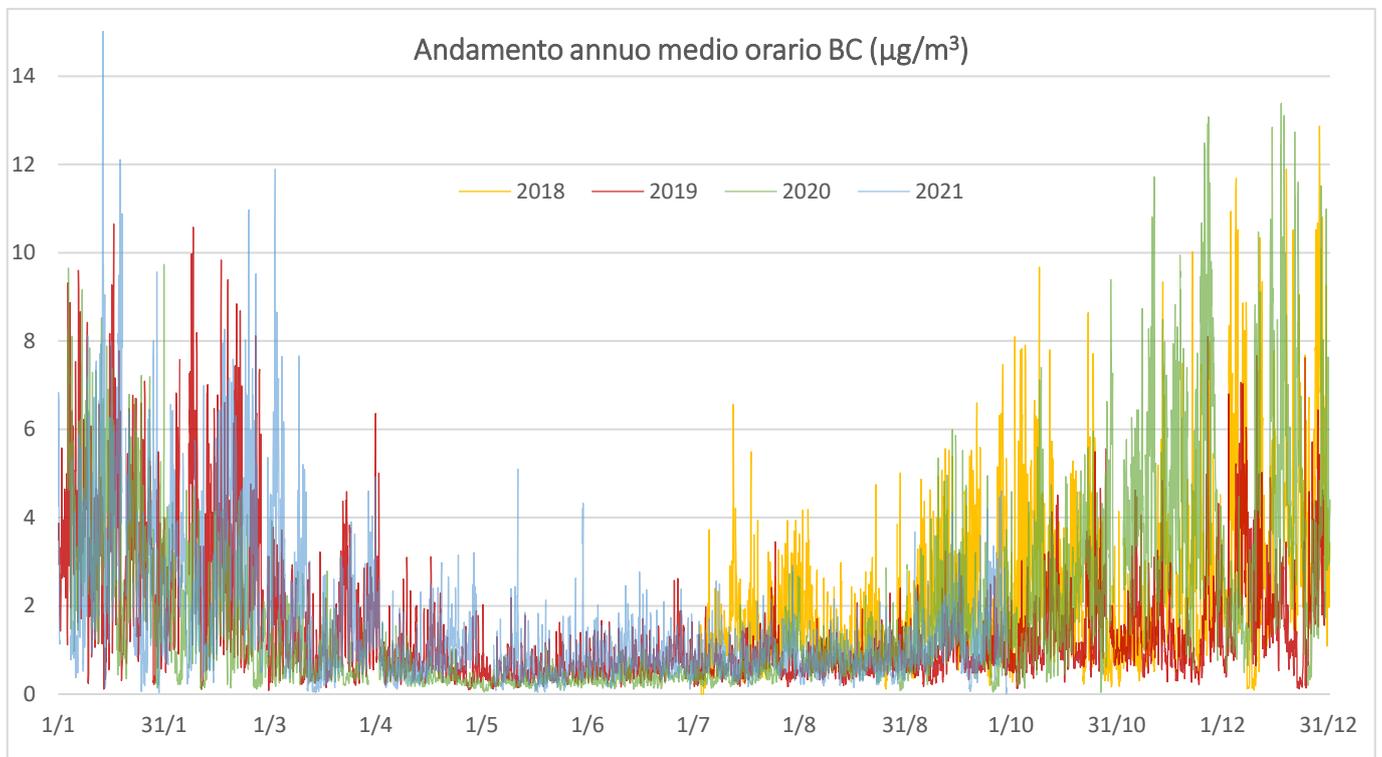


Figura 21: concentrazioni medie orarie di black carbon, per ogni anno (2018-2021) (dati Arpa)

In *fig. 22* è stato nuovamente rappresentato l'andamento annuale del BC, come in *fig. 21*, utilizzando, però, le medie giornaliere.

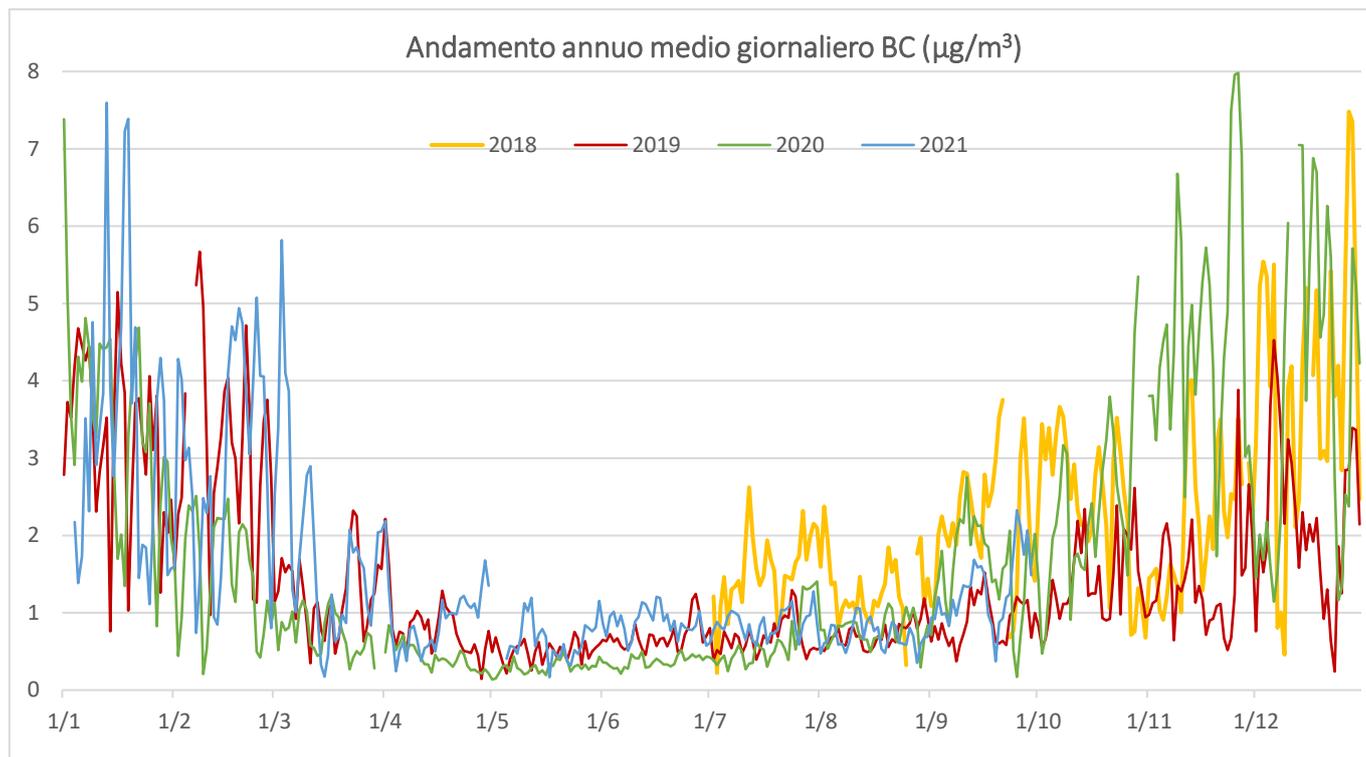


Figura 22: concentrazioni medie giornaliere di black carbon, per ogni anno considerato (2018-2021)

Al di là di considerazioni relative alla migliore possibilità di utilizzo dell'immagine, una delle prime osservazioni che si possono fare confrontando i due grafici è che, come si poteva prevedere, i picchi osservati a livello orario in *fig. 21* (fino a 10-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) si attenuano fortemente una volta mediati su tutte le ore del giorno, dove si raggiungono massimi non superiori agli 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Si mantiene, invece, il trend annuale tipico del black carbon, con valori elevati nei primi e negli ultimi mesi dell'anno, la cosiddetta stagione fredda, e concentrazioni spesso inferiori all'unità (considerando le medie giornaliere) in primavera inoltrata ed estate.

Questo comportamento è ancor più evidente nei grafici relativi all'andamento stagionale (*fig. 23, fig. 24, fig. 25 e fig. 26*). In tali diagrammi sono riportate le concentrazioni del BC in periodi trimestrali pressoché coincidenti con le quattro stagioni canoniche dei climi temperati (inverno, primavera, estate e autunno). Non vi è una sovrapposizione precisa delle date perché, per comodità di analisi e raccolta dati, i valori sono stati divisi per anni. Di conseguenza, vi è uno slittamento di circa una settimana tra le stagioni *reali* e le stagioni *rappresentate* nei grafici.

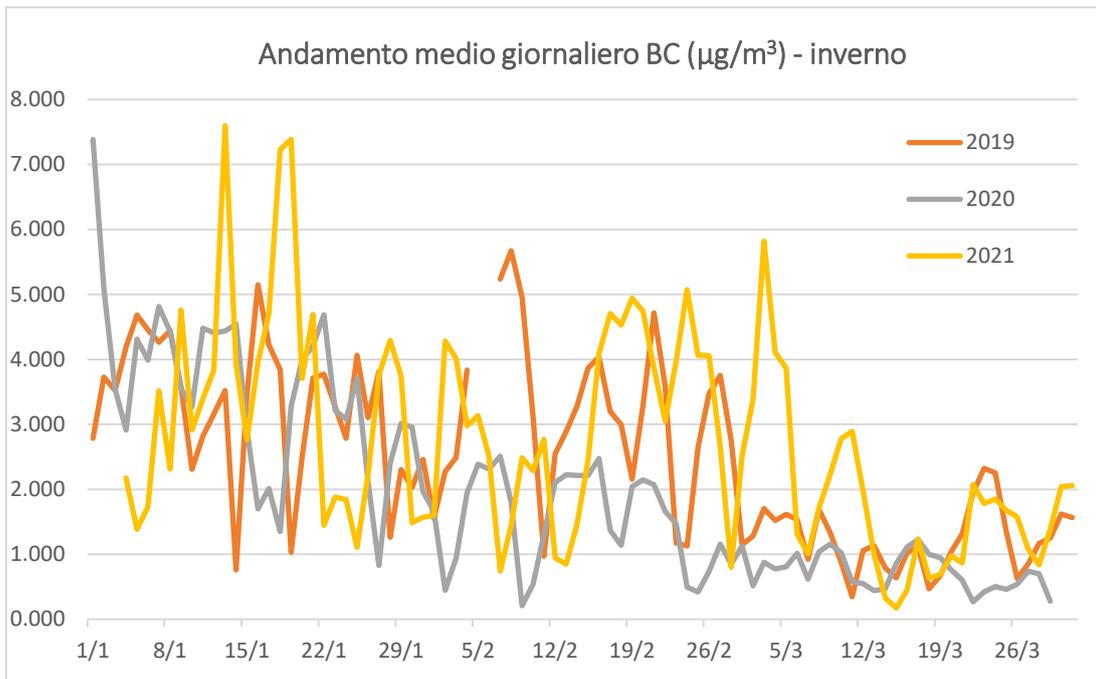


Figura 23: concentrazioni medie giornaliere di black carbon, stagione invernale (gennaio-marzo)

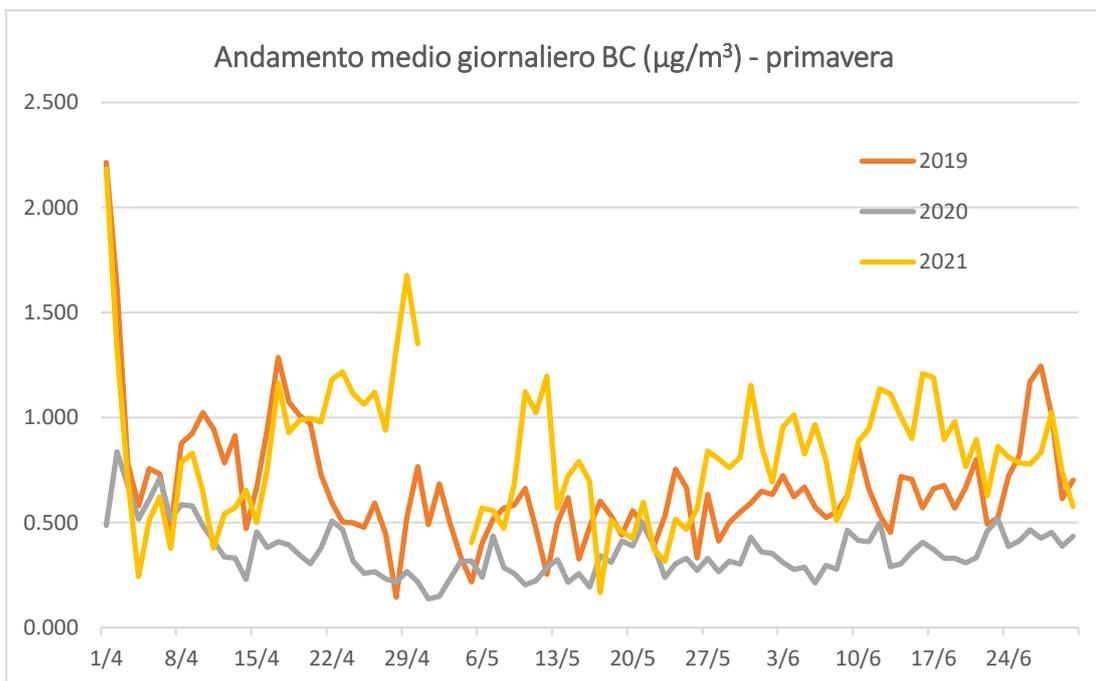


Figura 24: concentrazioni medie giornaliere di black carbon, stagione primaverile (aprile-giugno)

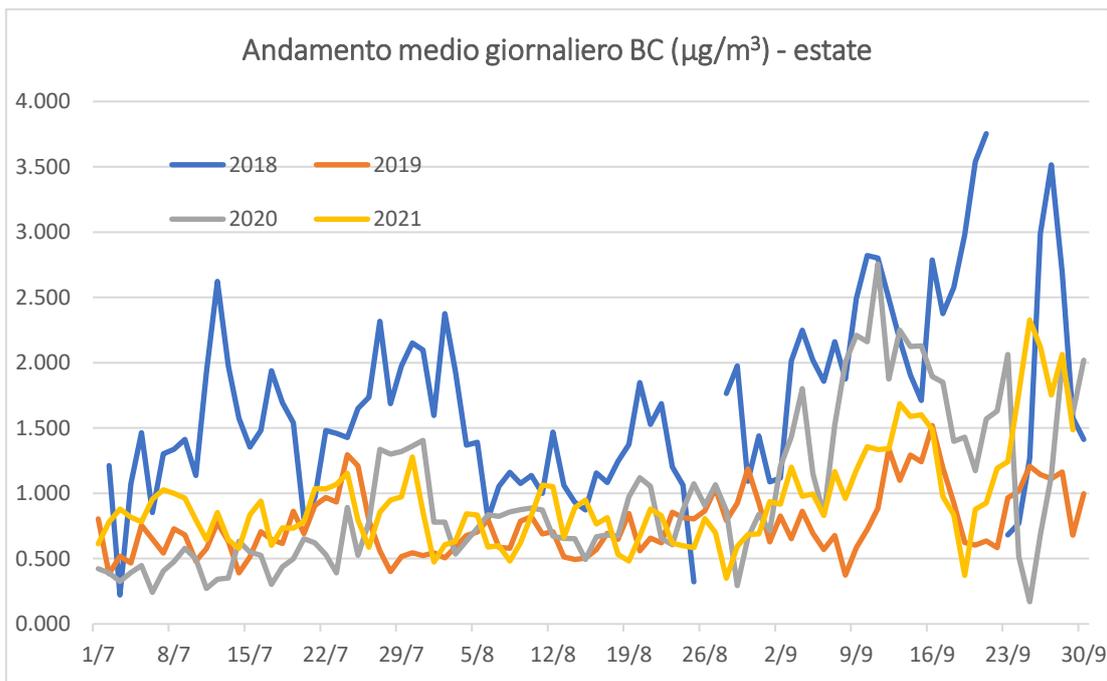


Figura 25: concentrazioni medie giornaliere di black carbon, stagione estiva (luglio-settembre)

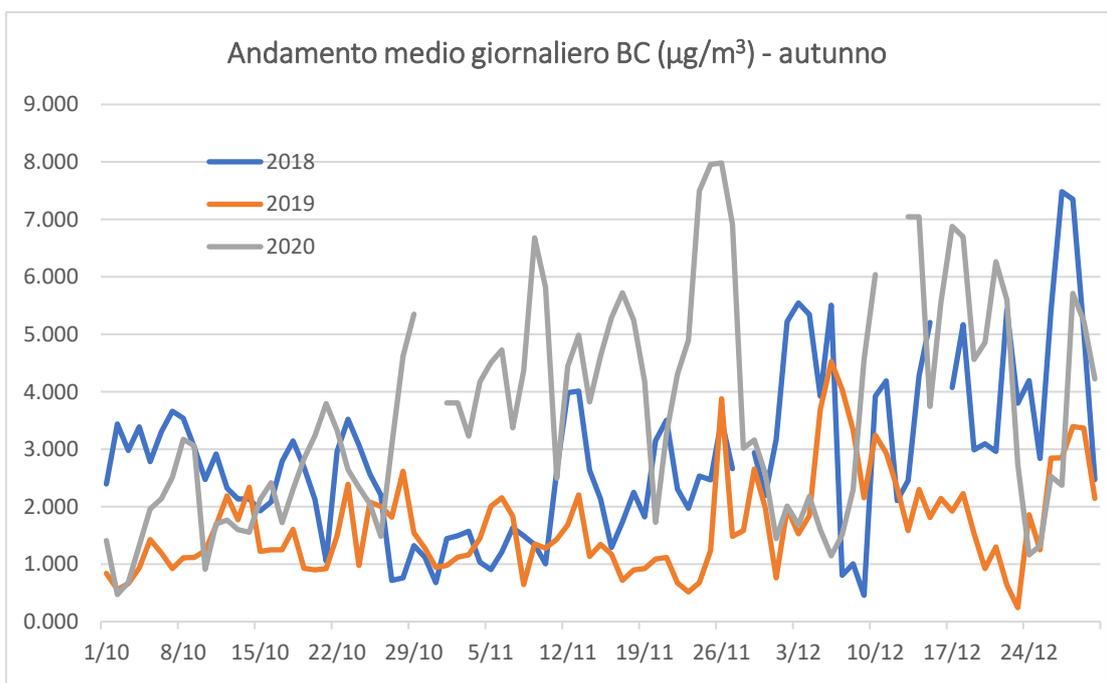


Figura 26: concentrazioni medie giornaliere di black carbon, stagione autunnale (ottobre-dicembre)

Il calo drastico della concentrazione del BC all'arrivo della bella stagione è già evidente in *fig. 23*: a partire dagli inizi di marzo, infatti, il black carbon rimane

sempre inferiore ai 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e raramente supera i 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre fino a febbraio le concentrazioni superavano frequentemente i 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nelle *fig. 24* e *fig. 25* si ha una conferma di quanto appena detto: a partire da inizio aprile e fino a fine agosto le concentrazioni di BC raramente sfiorano 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ad eccezione dell'anno 2018, durante il quale si può ipotizzare che le condizioni climatiche e atmosferiche non abbiano favorito la dispersione o degradazione di tale inquinante.

Infine, a partire da settembre/ottobre (*fig. 25* e *fig. 26*) i valori tornano sui 2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, fino ad assestarsi su valori prossimi a 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con picchi fino a 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a fine novembre e per tutto il mese di dicembre.

Nei seguenti diagrammi sono, invece, rappresentate le concentrazioni di BC in alcuni mesi di particolare interesse: marzo, aprile, maggio, novembre e dicembre (da *fig. 27* a *fig. 31*).

Si è deciso di analizzare questi mesi perché, nel 2020 e, parzialmente, anche nel 2021, sono state decise, a livello governativo, chiusure forzate di numerosa attività commerciali e industriali e divieto di circolazione, se non per motivi di estrema necessità, a causa del perdurare della pandemia di Covid-19. Questo evento, nella sua drammaticità, è stato un *unicum* molto interessante per lo studio dell'inquinamento dell'aria, specialmente nei centri urbani, usualmente molto trafficati.

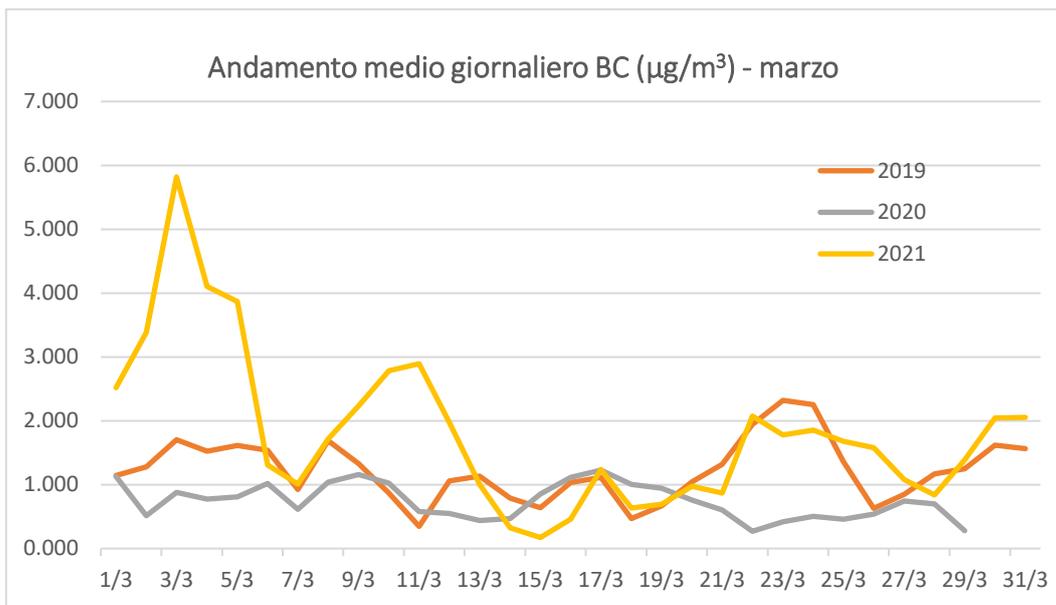


Figura 27: concentrazioni medie giornaliere di black carbon nel mese di marzo

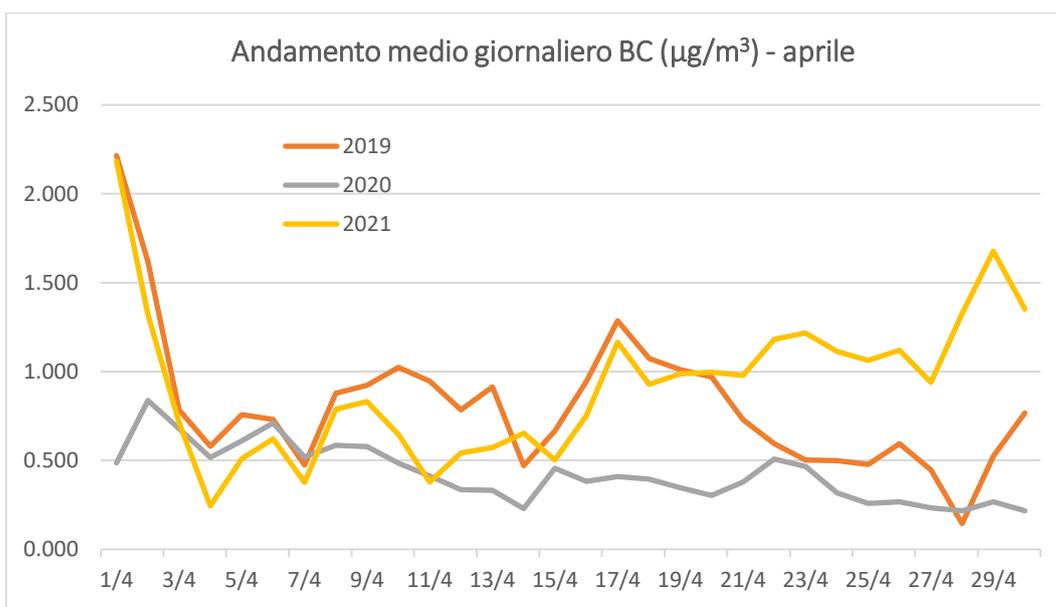


Figura 28: concentrazioni medie giornaliere di black carbon nel mese di aprile

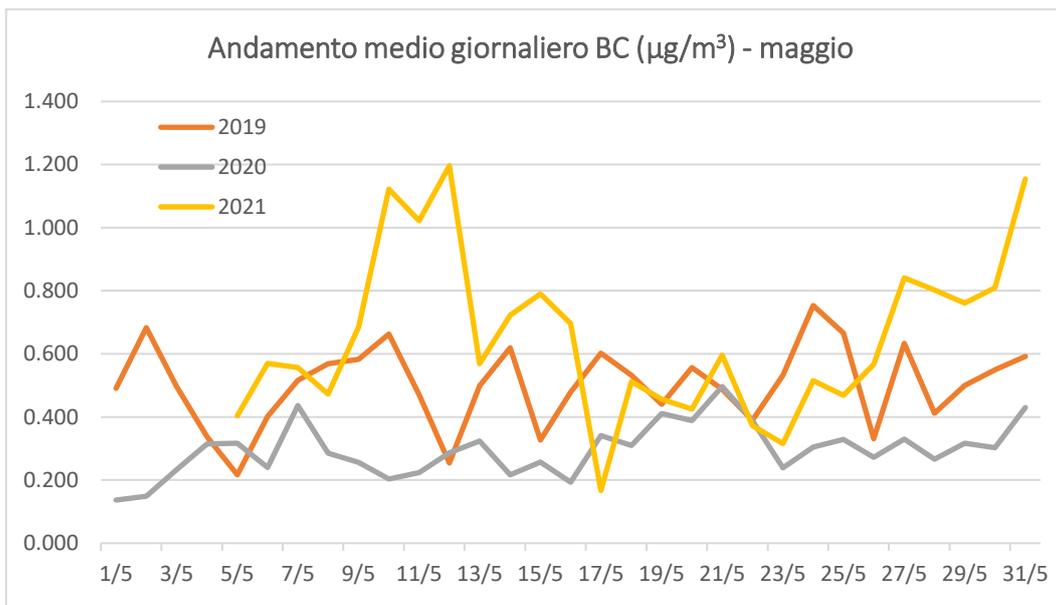


Figura 29: concentrazioni medie giornaliere di black carbon nel mese di maggio

Nei mesi di marzo, aprile e maggio 2020 (fig. 27, 28, 29), i valori di black carbon rimangono più costanti e inferiori a quelli degli altri anni considerati (-14% sul 2019; -10% sul 2021). Questo risultato porta a pensare che il *lockdown* di quel periodo, con il conseguente crollo del traffico cittadino, abbia avuto un'influenza significativa sulle concentrazioni di BC nell'aria. È, altresì, interessante notare come nel 2021, nonostante vi fosse la presenza di alcune limitazioni alla circolazione e fossero ancora attive modalità di lavoro da remoto per un numero consistente di impiegati, presenti valori elevati per questo particolato, spesso superiori a quelli del 2019. Ciò non implica necessariamente che le emissioni siano state maggiori, poiché anche i parametri atmosferici possono avere un impatto notevole sulle concentrazioni degli inquinanti nell'aria. Tuttavia, è ragionevole pensare che una diminuzione modesta della circolazione di veicoli a motore non abbia, da sola, un impatto chiaro e univoco sulle concentrazioni di BC. Analoghe considerazioni sono valide per i mesi di novembre e dicembre (fig. 30 e 31), dove le misure ottenute nel 2020 non evidenziano alcuna anomalia dovuta alle chiusure concomitanti all'istituzione di una *zona rossa* regionale.

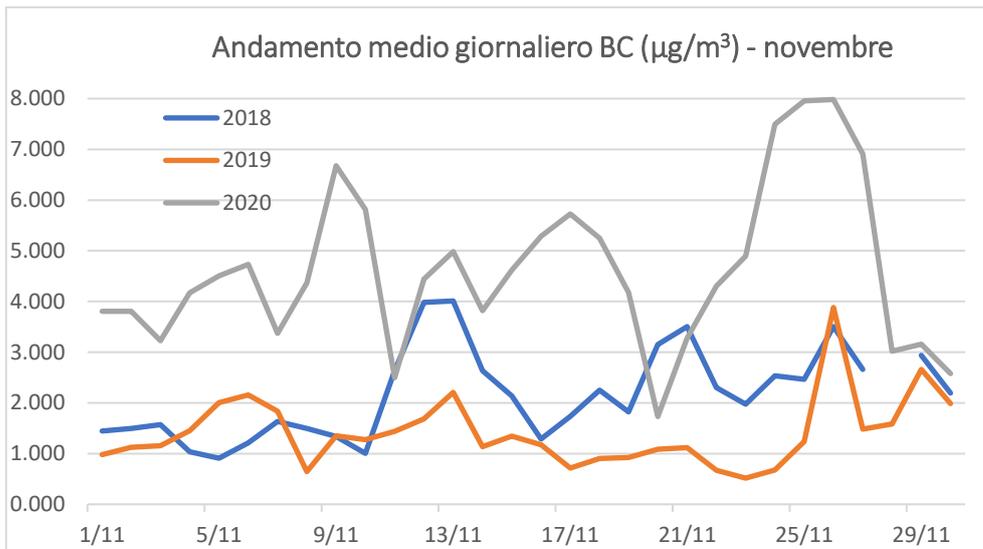


Figura 30: concentrazioni medie giornaliere di black carbon nel mese di novembre

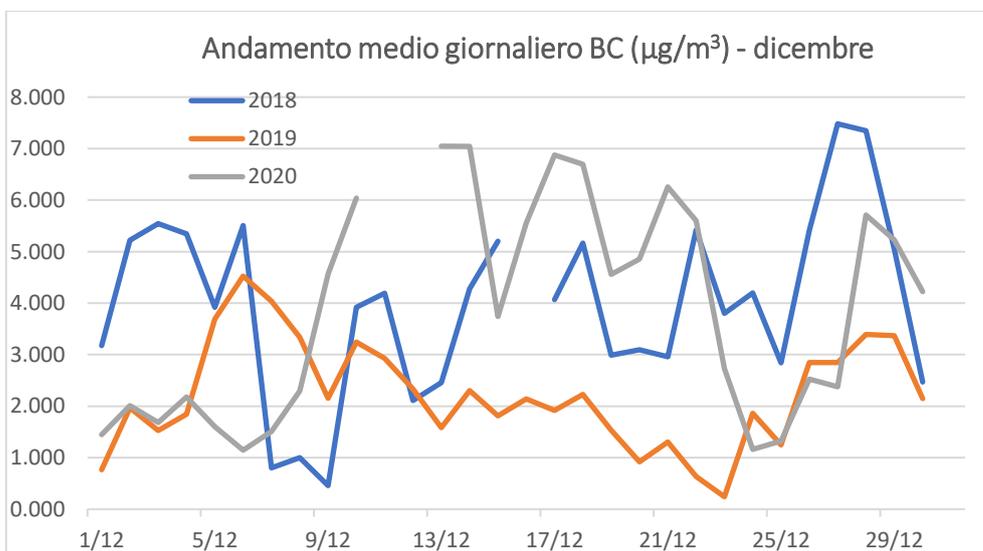


Figura 31: concentrazioni medie giornaliere di black carbon nel mese di dicembre

In *fig. 32* è rappresentato, a titolo esemplificativo, il tipico andamento settimanale dei valori di BC nella stagione invernale. In questo caso, i valori raffigurati sono medie *orarie*, non più giornaliere come nei grafici precedenti. I dati sono, inoltre, stati modificati affinché vi fosse coincidenza tra i giorni della settimana di ciascuna serie, per permettere un'analisi più efficace degli stessi dati.

Analogo discorso può essere fatto per il grafico in *fig. 33*, che rappresenta, invece, l'andamento settimanale del black carbon nella stagione estiva.

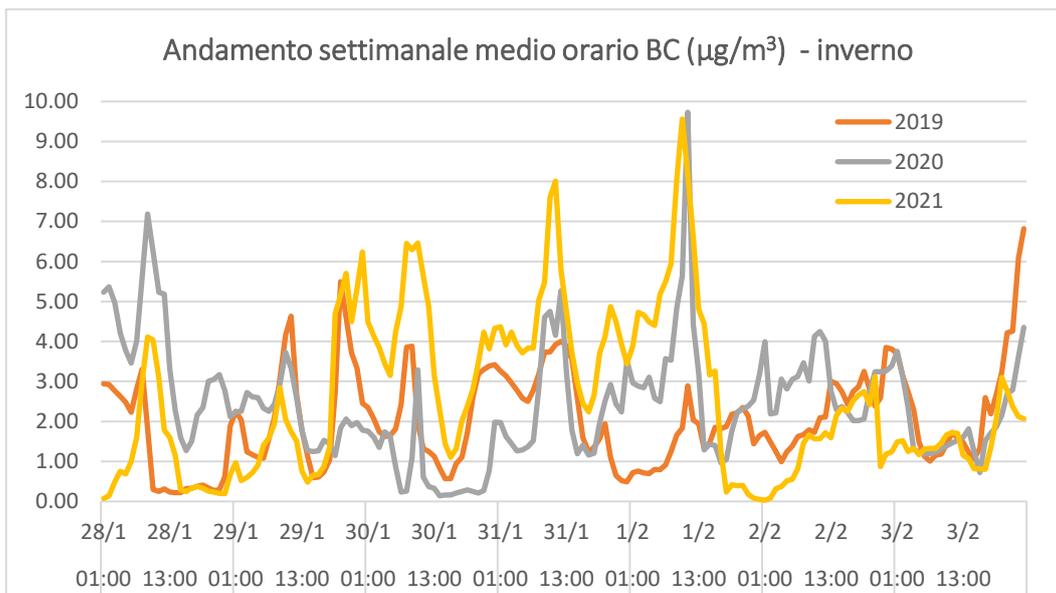


Figura 32: concentrazioni medie orarie di black carbon in una settimana invernale (lun-dom)

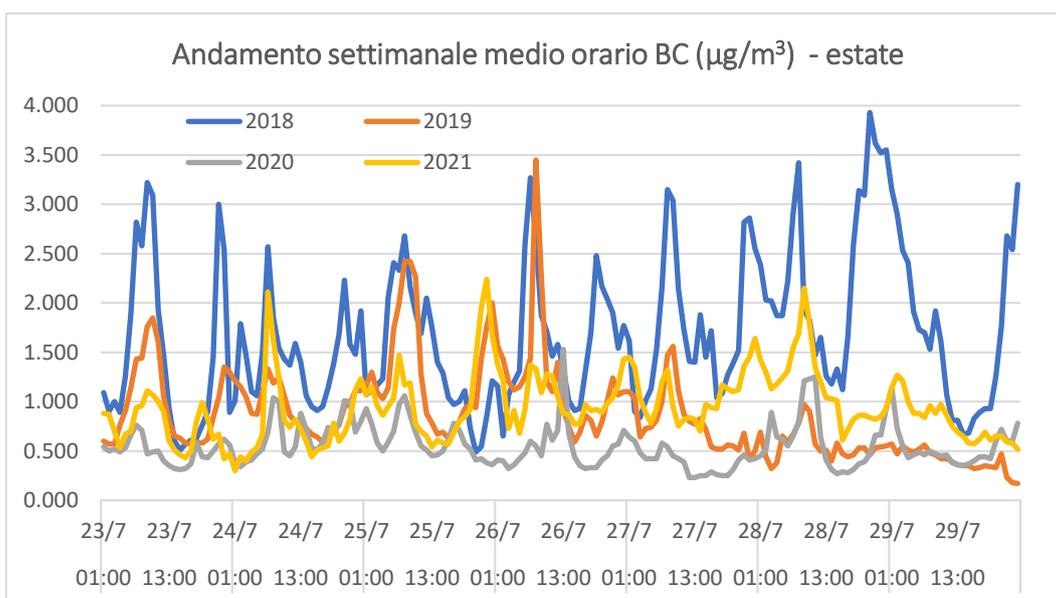


Figura 33: concentrazioni medie orarie di black carbon in una settimana estiva (lun-dom)

Come si può vedere, il trend settimanale si ripete similmente nei vari anni, per quanto concerne la posizione dei picchi e dei minimi; i valori possono subire delle variazioni, probabilmente ascrivibili alla variabilità atmosferica. Nei giorni feriali, i massimi valori di concentrazione si verificano in mattinata, verso metà mattina (tra le 7 e le 10), si ha un calo nel primo pomeriggio (fino alle 16-17 circa) e una risalita nelle ore serali (mediamente tra le 19 e le 22), per poi ridursi nuovamente nelle ore notturne.

Nei week end il comportamento si discosta leggermente da quello esposto precedente, specialmente la domenica, quando la curva presenta un andamento molto meno piccato e con concentrazioni molto contenute.

Le *fig. 34* e *35* si concentrano precisamente sugli ultimi giorni della settimana (da venerdì a domenica), per evidenziare il più possibile le differenze di andamento delle concentrazioni del BC.

Anche in questo caso, i due diagrammi sono esemplificativi l'uno della stagione fredda, l'altro di quella calda.

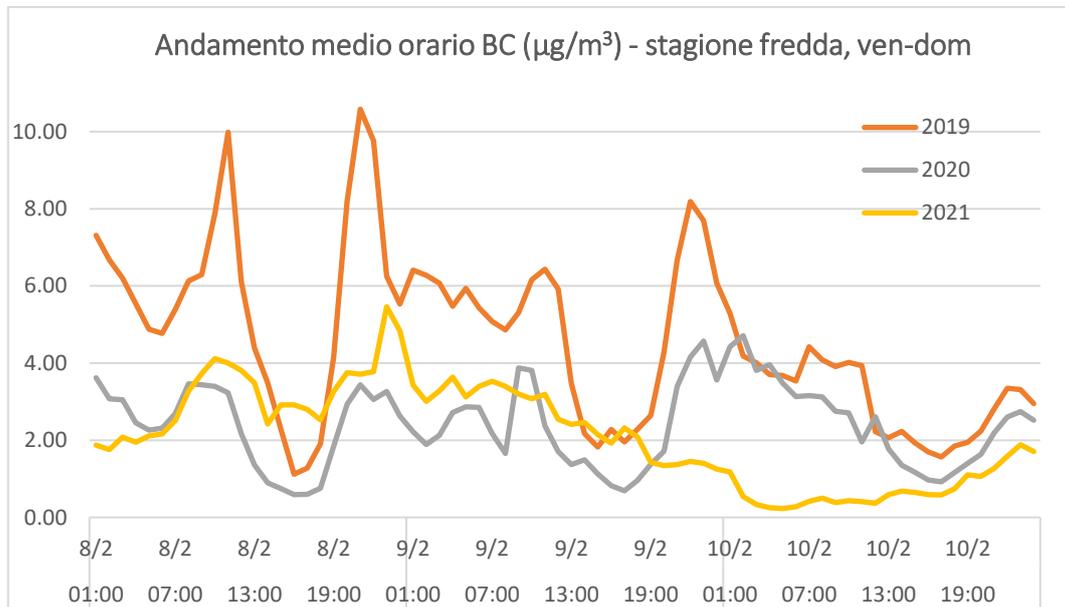


Figura 34: concentrazioni medie orarie di black carbon, giorni tra venerdì e domenica, stagione fredda

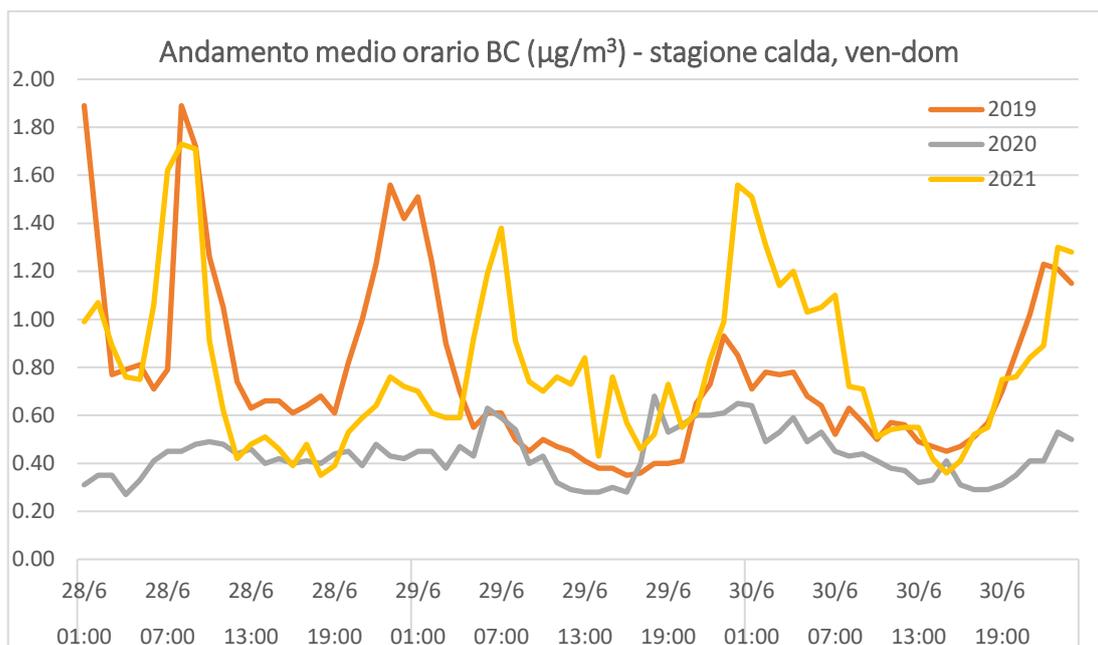


Figura 35: concentrazioni medie orarie di black carbon, giorni tra venerdì e domenica, stagione calda

Come si può vedere dai diagrammi, il venerdì mantiene il tipico andamento dei giorni settimanali, con picchi mattutino e serale e minimi notturno e pomeridiano. È, comunque, già un aspetto interessante il fatto che il picco serale è molto pronunciato e raggiunga i livelli di quello mattutino (fino a superarlo, in *fig. 34*, nella curva valida per l'anno 2019). La medesima considerazione può essere estesa ai sabati, giornate in cui si ha un massimo mattutino molto meno marcato di quelli tipici infrasettimanali e, per contro, si ha un valore serale decisamente accentuato, spesso superiore al valore mattutino. Entrambi i fenomeni sono ascrivibili alle attività di svago notturne, che trovano il loro massimo sfogo nelle serate di venerdì e sabato.

Le domeniche hanno, invece, un andamento diverso: il culmine mattutino, quando presente, è assai modesto, e le concentrazioni tendono a calare fino al primo pomeriggio. In serata, invece, vi è un aumento dei valori del BC, blando nella stagione invernale, più spiccato in quella estiva, riconducibile, quantomeno in parte, al rientro a casa dei lavoratori domenicali e, probabilmente, alle uscite pomeridiane e serali dei cittadini, per godersi le ultime ore libere del fine settimana.

4.1.2 Correlazioni con altri inquinanti atmosferici

Per quanto riguarda l'analisi delle correlazioni tra inquinanti, si è deciso di indagare i dati degli aerosol più comunemente associati a traffico e impianti di riscaldamento, in quanto si può ragionevolmente assumere che essi siano responsabili dell'emissione di numerose specie inquinanti contemporaneamente. Sono, dunque, stati scaricati i dati di black carbon, ossidi di azoto (NO_x , NO e NO_2), ozono (O_3), particolato fine ($\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10}) e ammoniaca (NH_3) dal luglio del 2018, mese a partire dal quale sono reperibili le prime misure valide per il BC.

Per ognuno degli anni considerati (2018 - 2021) sono stati realizzati i grafici degli andamenti del black carbon e di ciascuno degli inquinanti considerati ed è stato calcolato il relativo indice di correlazione di Pearson (r). Tale coefficiente è definito come il rapporto tra la covarianza di due variabili e il prodotto delle deviazioni standard delle due variabili. Di seguito sono riportate alcune formulazioni equivalenti per la sua valutazione:

$$r_{x,y} = \frac{\text{cov}(x, y)}{\sigma_x \sigma_y} \quad (3)$$

$$r_{x,y} = \frac{E[(X - \mu_x)(Y - \mu_y)]}{\sigma_x \sigma_y} \quad (4)$$

$$r_{x,y} = \frac{E[XY] - E[X]E[Y]}{\sqrt{E[X^2] - (E[X])^2} \sqrt{E[Y^2] - (E[Y])^2}} \quad (5)$$

La scelta di valutare il grado di correlazione utilizzando questo indicatore è stata dovuta a diversi fattori: in primo luogo, la sua estrema semplicità di calcolo e utilizzo. L'indice assume sempre valori compresi tra -1 e +1, che rappresentano, rispettivamente, due casi ideali nei quali si ha una correlazione negativa perfetta ($r = -1$) e una correlazione positiva perfetta ($r = +1$) tra le due variabili considerate. La combinazione tra la semplicità di calcolo e l'immediatezza del significato del coefficiente lo rendono estremamente fruibile.

Inoltre, come visto nel paragrafo relativo agli studi esistenti in letteratura su questo tema, l'indice di correlazione di Pearson è quello utilizzato in maniera nettamente predominante per effettuare valutazioni di questo genere. Il suo utilizzo risulta, dunque, auspicabile anche al fine di confrontare i valori di correlazione ottenuti in questo lavoro di ricerca con quelli già esistenti.

Infine, uno dei principali punti deboli di questo indicatore è la sua scarsa robustezza in presenza di valori anomali, molto al di fuori dell'andamento tipico della variabile considerata. Data l'ampiezza del campione considerato e l'assenza di valori sproporzionati all'interno delle serie annuali considerate, si può ritenere che il coefficiente di Pearson sia adeguato a studiare le eventuali correlazioni presenti tra il black carbon e gli altri inquinanti atmosferici.

Di seguito, sono riportati i grafici degli andamenti delle concentrazioni del BC in relazione ai gas ed aerosol considerati nello studio ed alcune considerazioni.

Il diagramma in *fig. 36* ed i seguenti sono relativi all'anno 2019, l'unico completo e i cui dati non sono stati influenzati dalla pandemia dovuta al Covid-19.

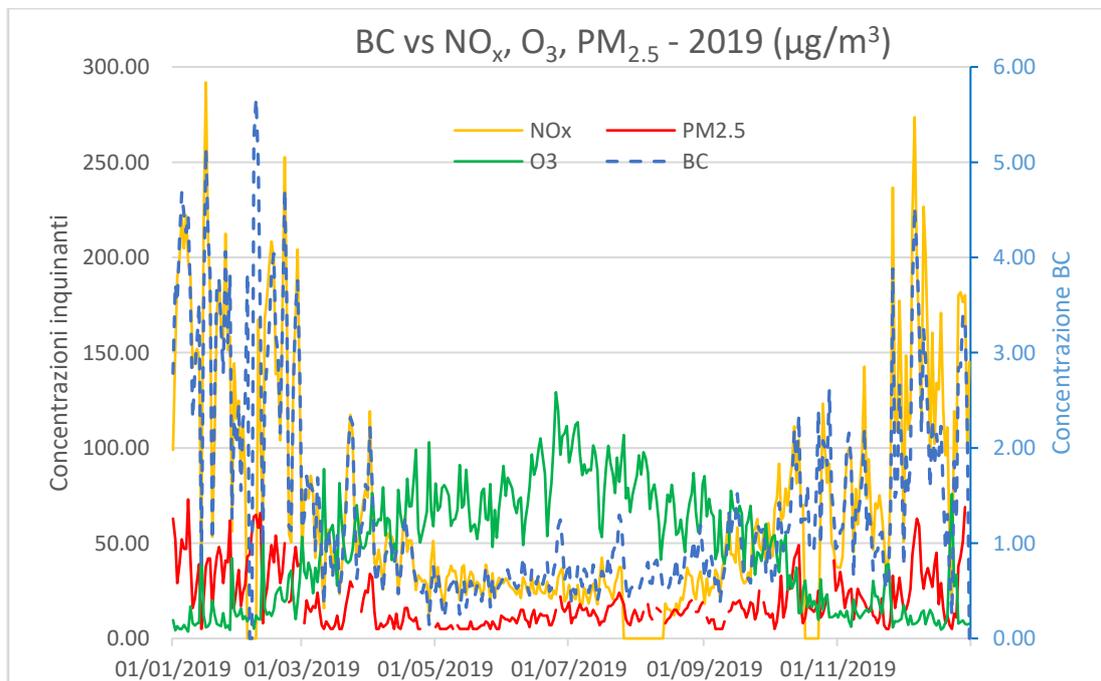


Figura 36: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera ossidi di azoto (NO_x), ozono (O₃), polveri sottili (PM_{2.5}) -2019

Per una maggiore comprensione, sono state raffigurate solamente le curve di BC, NO_x, PM_{2.5} e O₃. Tuttavia, lo studio ha preso in considerazione anche altri contaminanti (NO₂, NO, NH₃ e PM₁₀).

L'analisi delle correlazioni utilizzando il coefficiente di Pearson ha fornito i seguenti risultati, riportati in *tab. 3*:

Tabella 3: coefficienti di correlazioni di Pearson (r) annuali calcolati tra black carbon e l'inquinante indicato

Inquinante	Coeff. Pearson	Valore
PM _{2.5}	r	0.853
PM ₁₀	r	0.854
NO	r	0.876
NO ₂	r	0.711
NO _x	r	0.898
O ₃	r	-0.592
NH ₃	r	0.604

Nei diagrammi seguenti è stato riportato l'andamento stagionale (inverno/estate) degli inquinanti in relazione alla concentrazione di black carbon; i contaminanti sono stati raggruppati in ossidi di azoto (NO_x) (*fig. 37* e *fig. 38*), da un lato; dall'altro, polveri sottili (PM_{2.5/10}) e ozono (O₃) (*fig. 39* e *fig. 40*).

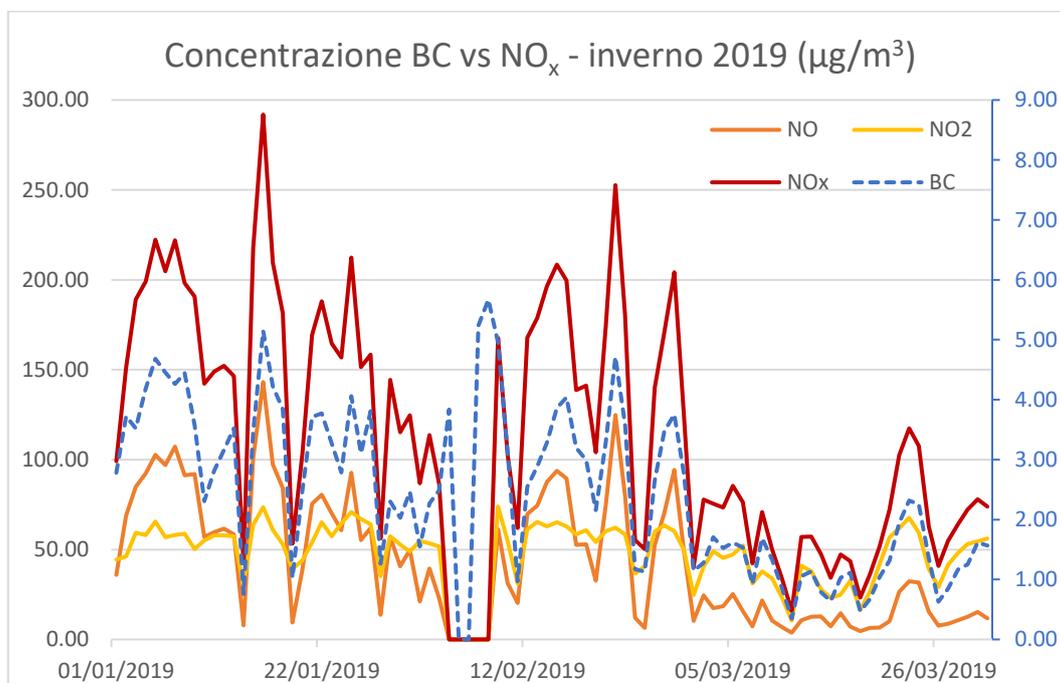


Figura 37: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera ossidi di azoto (NO_x, NO₂ e NO) - inverno 2019

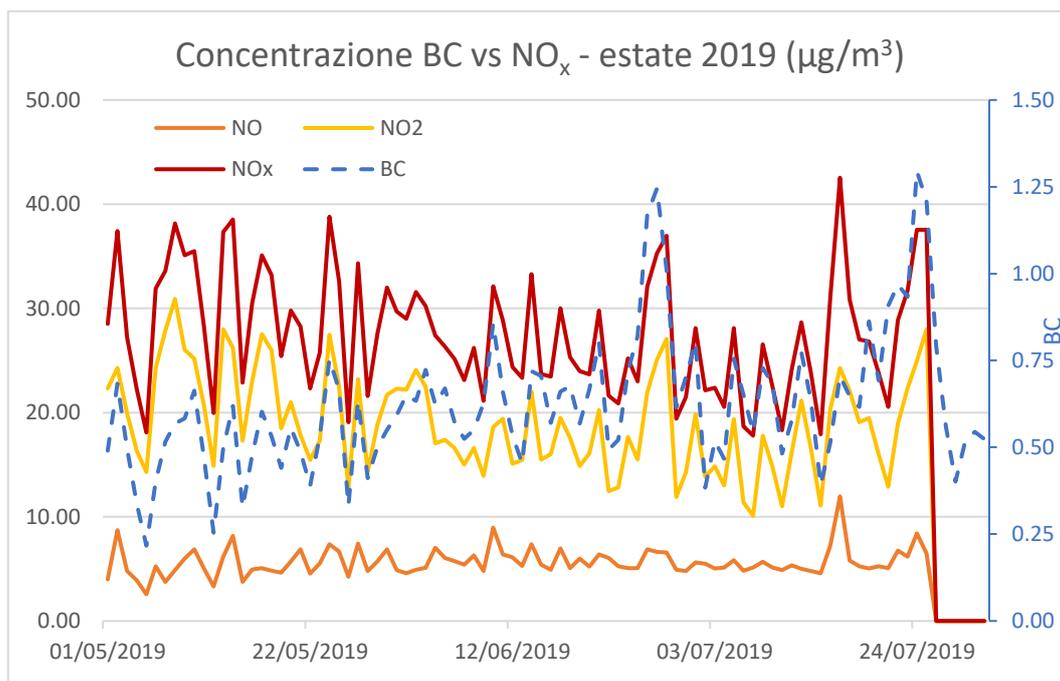


Figura 38: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera ossidi di azoto (NO_x, NO₂ e NO) - estate 2019

I grafici sovrastanti sono stati realizzati con una doppia scala di valori di concentrazione per evidenziare la curva del BC, le cui concentrazioni sono di uno o due ordini di grandezza inferiori rispetto a quelle degli ossidi di azoto. Con questo accorgimento, risulta anche visivamente più evidente la correlazione tra questi inquinanti. Infatti, l'andamento delle curve è molto simile sia in estate che in inverno, nonostante i valori si discostino molto tra le due stagioni: nella stagione calda (sono stati considerati tre mesi a partire da inizio maggio a causa dell'assenza di una lunga serie di dati tra fine luglio e inizio agosto) le concentrazioni di tutti questi contaminanti sono 1/6 circa di quelle invernali, con un calo quindi di circa l'80%. Ad ogni modo, i momenti di picco, sia positivo che negativo, tendono a coincidere. I valori di correlazione invernale ed estiva tra BC e NO_x sono risultati essere, rispettivamente, $r_{inv}=0.946$ e $r_{est}=0.832$.

I risultati ottenuti analizzando le correlazioni stagionali, anche primaverile ed autunnale, sono mostrati in fondo al capitolo, in *tab. 4*.

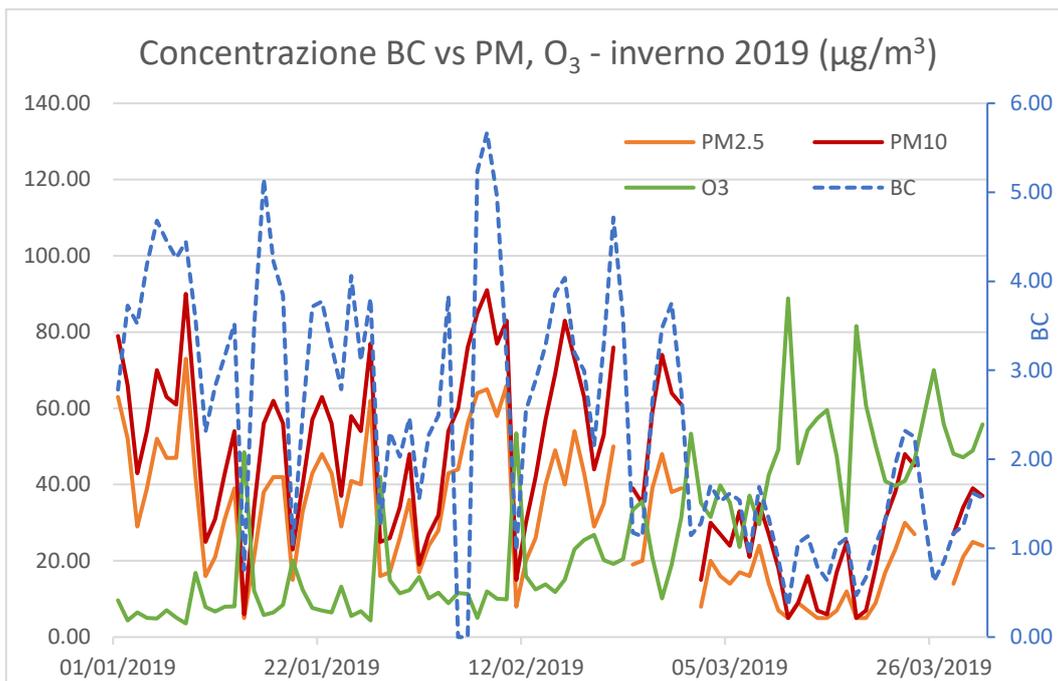


Figura 39: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera polveri sottili ($PM_{2.5}$, PM_{10}) e ozono (O_3) - inverno 2019

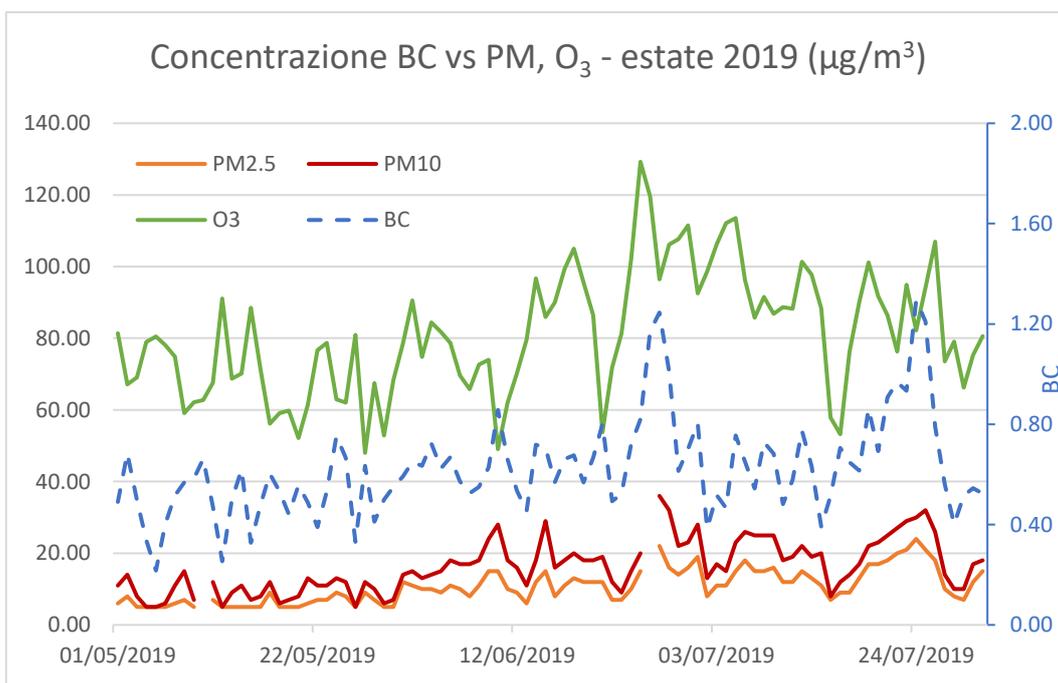


Figura 40: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera polveri sottili ($PM_{2.5}$, PM_{10}) e ozono (O_3) - estate 2019

Nelle fig. 39 e 40 non è stato possibile mantenere il rapporto tra le scale; infatti, l'andamento dell'ozono è risultato essere correlato negativamente a quello del BC, nonché alle polveri sottili, impedendo di realizzare un grafico in scala per i valori

estivi rispetto a quelli invernali. Come visto precedentemente anche per gli ossidi di azoto, infatti, nella stagione calda le concentrazioni di polveri sottili si riducono fino a circa 1/3 del loro valore invernale. Ciò non è vero per l'ozono, i cui picchi si verificano proprio nella stagione estiva.

Per quanto riguarda il PM_{2.5}, le correlazioni invernali ed estiva, sono, rispettivamente $r_{inv}=0.874$ e $r_{est}=0.688$; viceversa, per l'O₃ si hanno $r_{inv}=-0.678$ e $r_{est}=-0.387$.

In *tab. 4*, sottostante, sono indicate le correlazioni stagionali di tutti gli inquinanti considerati:

Tabella 4: correlazioni tra black carbon e altri contaminanti atmosferici, per stagione

	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
PM_{2.5}	0.874	0.755	0.688	0.798
PM₁₀	0.854	0.774	0.697	0.800
NO	0.915	0.565	0.578	0.903
NO₂	0.668	0.709	0.749	0.656
NO_x	0.946	0.816	0.832	0.915
O₃	- 0.678	- 0.443	- 0.466	- 0.521
NH₃	0.664	0.370	0.387	0.736

È stato ritenuto d'interesse anche analizzare la possibile variazione delle correlazioni tra il black carbon e gli altri inquinanti considerati nel periodo del cosiddetto "primo *lockdown*" e in quelli immediatamente precedenti e successivi, per cercare di capire se il calo del traffico e la chiusura delle scuole e di alcune attività commerciali fossero responsabili del calo, osservato, delle concentrazioni inquinanti in atmosfera in maniera eguale o differenziata a seconda del contaminante.

Nelle figure seguenti sono rappresentati le curve di black carbon, ossidi di azoto e ozono nel periodo di marzo e aprile 2019 (*fig. 41*) e nel medesimo periodo del 2020 (*fig. 42*); successivamente, sono mostrati gli andamenti di BC e polveri sottili, negli stessi lassi temporali (*fig. 43* e *fig. 44*).

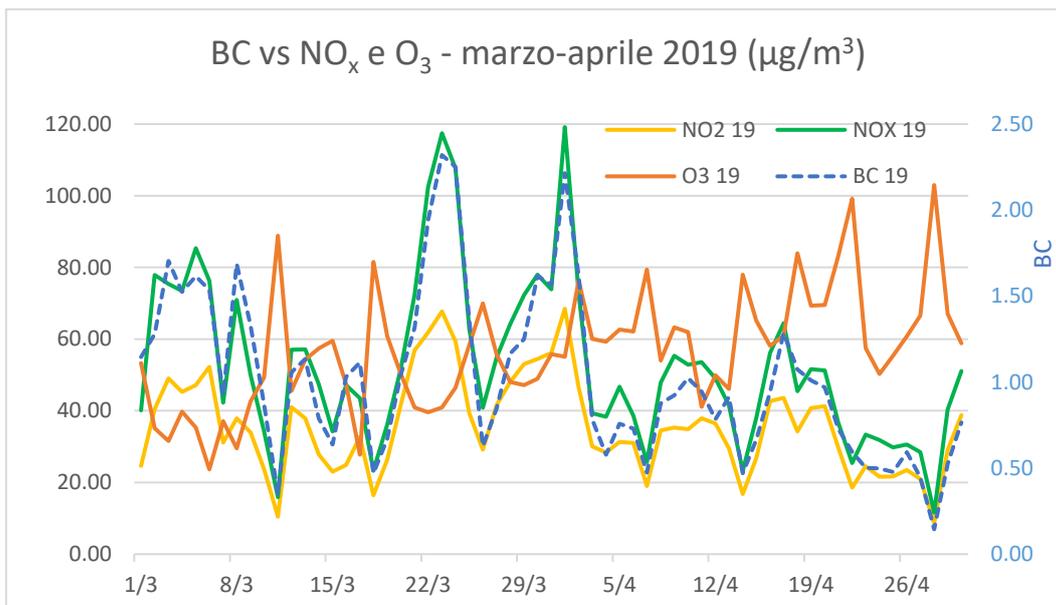


Figura 41: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera ossidi di azoto (NO_x , NO_2) e ozono (O_3) - marzo-aprile 2019

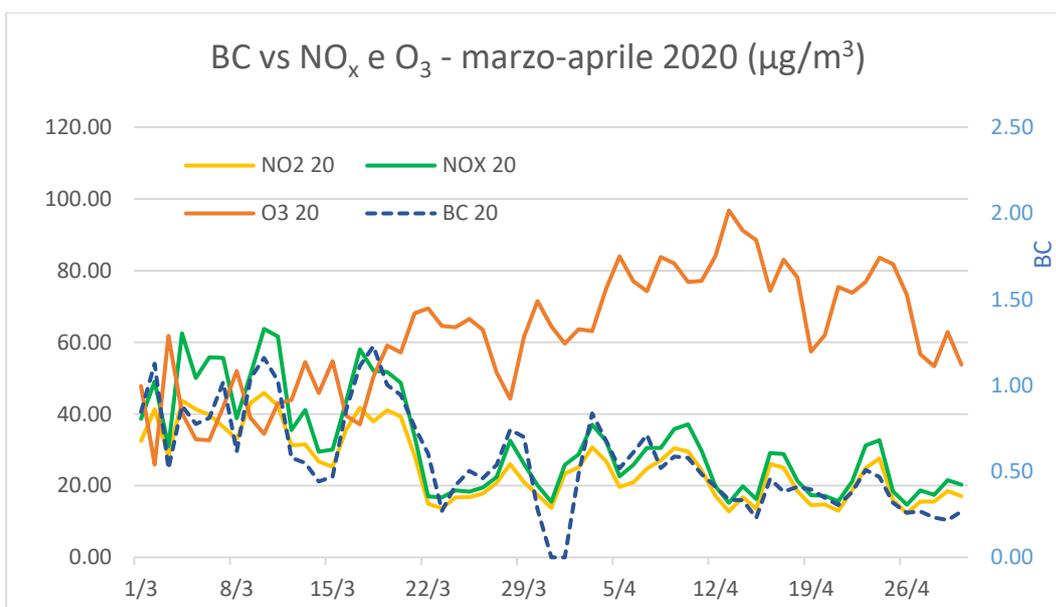


Figura 42: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera ossidi di azoto (NO_x , NO_2) e ozono (O_3) - marzo-aprile 2020

Per quanto riguarda BC e NO_x , tra 2019 e 2020 il calo è abbastanza evidente: la curva del black carbon a partire dalla seconda metà di marzo è sempre ad una concentrazione inferiore a $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valore molto spesso superato nell'anno precedente, con picchi fino a quasi $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; gli NO_x , parimenti, da metà marzo evidenziano un trend decrescente, con valori compresi tra 20 e $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Confrontando i dati con quelli dell'anno precedente, il calo è netto: i massimi mensili sono dimezzati, e le linee di tendenza si discostano di circa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La sovrapposizione tra le curve di BC e NO_x è molto buona, con un indice di correlazione di Pearson pari a 0.93 (2019) e 0.84 (2020).

Al contrario, l'andamento dell'ozono non si discosta particolarmente tra i due anni.

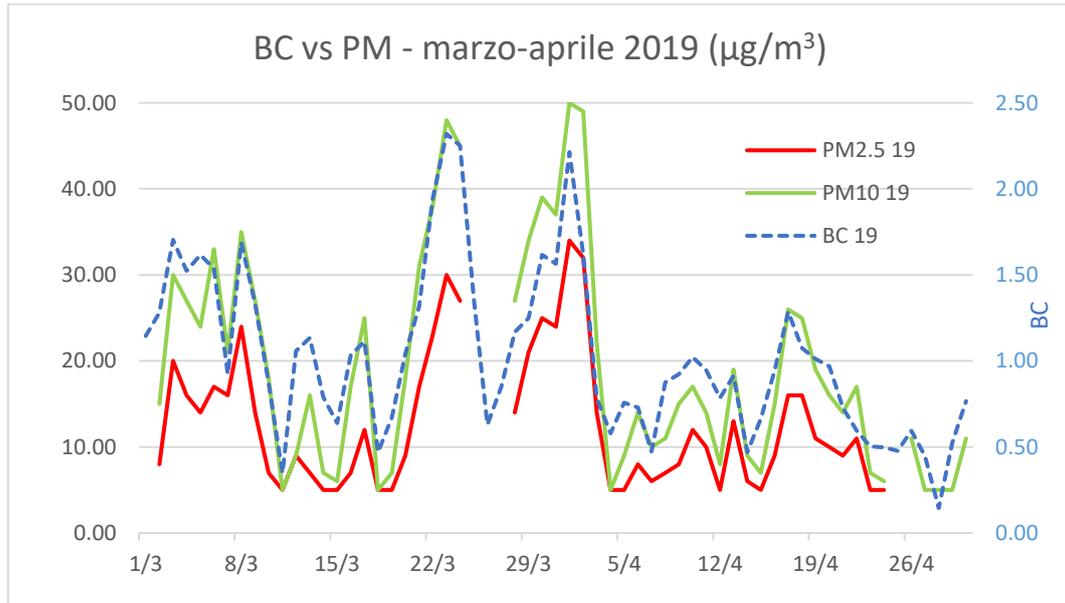


Figura 43: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera polveri sottili ($\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10}) - marzo-aprile 2019

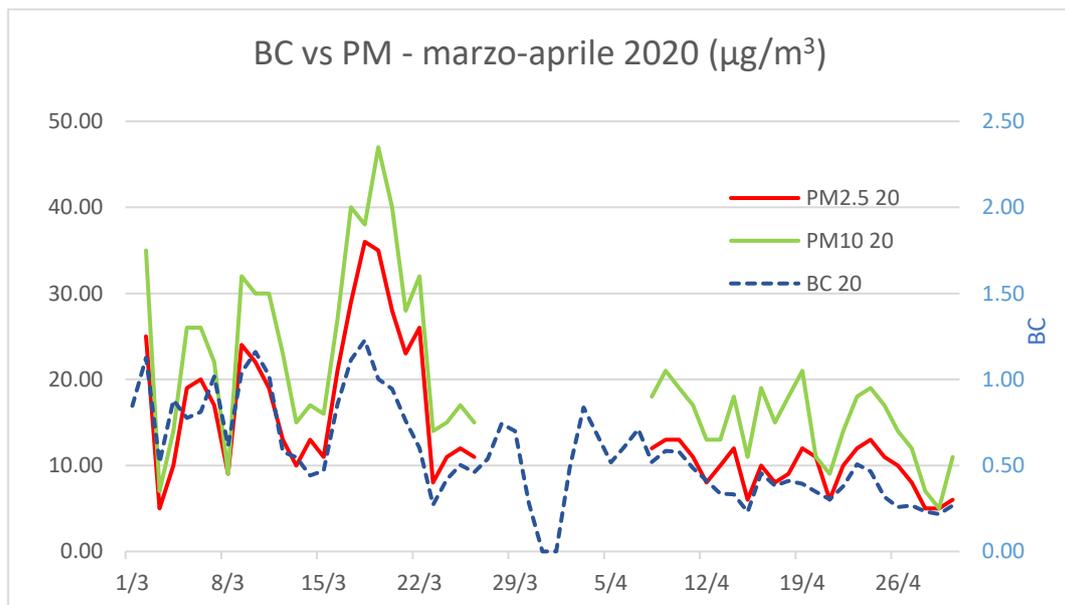


Figura 44: concentrazione media giornaliera black carbon vs concentrazione media giornaliera polveri sottili ($\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10}) - marzo-aprile 2020

Relativamente alle polveri sottili, non è evidenziato un netto calo delle concentrazioni tra i due anni; la correlazione tra i due particolati ultrafini (BC-PM_{2.5}) rimane elevata, pari a 0.89 (2019) e 0.85 (2020).

In *tab. 5*, sono riportati i valori delle correlazioni dei contaminanti considerati con il black carbon nei mesi di marzo, aprile e maggio del 2019, del 2020 e del 2021.

Tabella 5: confronto tra l'indice di correlazione di Pearson (r), calcolato tra BC e gli inquinanti indicati, nei mesi di marzo e aprile del 2019, del 2020 e del 2021, per valutare eventuali variazioni legate al lockdown

		PM _{2.5}	PM ₁₀	NO	NO ₂	NO _x	O ₃	NH ₃
2019	marzo-aprile	0.888	0.916	0.822	0.836	0.937	-0.735	0.658
2020	marzo-aprile	0.850	0.831	0.673	0.770	0.837	-0.691	0.534
2021	marzo-aprile	0.863	0.930	0.832	0.746	0.896	-0.665	0.710

Alla luce dei risultati ottenuti, è possibile fare le seguenti considerazioni:

- Per quanto riguarda il particolato fine, si assiste ad un calo della correlazione con il BC, minimo per il PM_{2.5}, più marcato per il PM₁₀. Tali correlazioni rimangono comunque fortemente positive. Questo porta a due riflessioni: le fonti di emissione tendono ad essere coincidenti, per le diverse frazioni di particolato; tra tutte, il traffico sembra impattare maggiormente sui particolati più fini, specialmente il black carbon, il quale evidenzia un calo delle concentrazioni pur mantenendo il medesimo andamento dell'anno precedente; in conseguenza di ciò, le correlazioni con le frazioni più grossolane di particolato rimangono alte e positive.
- Relativamente agli ossidi di azoto, il trend di correlazione con il BC appare decrescente, in maniera abbastanza marcata – fa eccezione il valore di NO₂ del 2021, ma questo può legato anche ad uno dei limiti di utilizzo del coefficiente di Pearson, legato all'eventuale presenza di *outliers* che possono inficiarne il valore.

Tale esito porta a pensare che il traffico sia una delle fonti primarie per entrambe le tipologie di contaminante – che mostrano un calo significativo

nel periodo del *lockdown* (-11% per il BC, - 13% per gli NO_x). Tuttavia, l'andamento variabile delle curve, che mostrano una correlazione non sempre ottima (soprattutto per quanto riguarda il monossido di azoto) lascia pensare che le emissioni legate al traffico abbiano un peso maggiore per i composti azotati rispetto al BC.

- L'ozono mantiene una correlazione in leggero e costante calo negli anni considerati, ma questo non lascia troppo spazio a considerazioni relative al periodo del *lockdown*, nel quale la correlazione con il BC è leggermente inferiore a quella del 2019 ma leggermente superiore a quella del 2021.
- L'ammoniaca, infine, evidenzia un calo della correlazione con il black carbon. La produzione di questo composto azotato è scarsamente legata al traffico veicolare; si può ipotizzare che il calo della correlazione sia dovuto alla riduzione delle emissioni del BC in concomitanza con emissioni pressoché invariate di NH₃. Tuttavia, è difficile trarre conclusioni basandosi su tali risultati.

4.2 Campagne di misura

Le misurazioni in campo sono state effettuate con diversi scopi: valutare l'andamento del black carbon in zone dislocate della città di Torino e in diversi periodi dell'anno; indagare la presenza di possibili correlazioni tra i dati del black carbon e quelli di altri inquinanti, da un lato, e tra BC e parametri meteorologici, dall'altro; calcolare il valore del coefficiente di assorbimento di Ångström al fine di comprendere meglio quali siano le fonti emissive del black carbon.

Sono state effettuate 8 campagne di misura, nei seguenti luoghi:

- Politecnico di Torino (01/03/21);
- Parco del Lingotto (10/03/21; 22/03/21; 16/06/21);
- Depuratore SMAT (22/04/21; 1-11/10/21)
- Parco del Valentino (24-25/09/21; 11-14/10/21).

4.2.1 Andamento BC

I valori delle concentrazioni del black carbon delle 8 campagne di misura sono riportati, di seguito, in forma grafica.

Tali valori sono influenzati, principalmente, dalla posizione in cui sono stati misurati, dalla stagione e dall'orario. Come si è potuto constatare in letteratura, infatti, i mesi freddi evidenziano valori di BC significativamente più elevate di quelli caldi; inoltre, si verificano picchi di concentrazione, solitamente, al mattino e alla sera, nei momenti di maggior pendolarismo per questioni scolastiche e lavorative. Infine, l'eventuale vicinanza di arterie stradali con un alto flusso di veicoli spinge le concentrazioni di BC verso valori più alti.

Nelle *fig. 45, 46, 47, 48 e 49* sono riportate misure effettuate solamente nel corso delle mattinate fino al primo pomeriggio (tra le 10 e le 15, indicativamente), in luoghi differenti (Politecnico, SMAT, Parco del Lingotto).

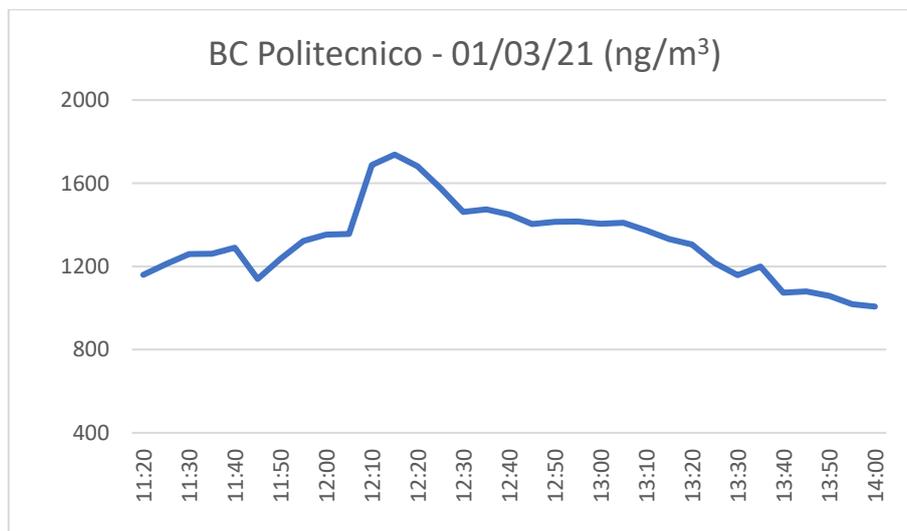


Figura 45: andamento della concentrazione di black carbon nei pressi del Politecnico di Torino. Misure effettuate il giorno 01/03/2021.

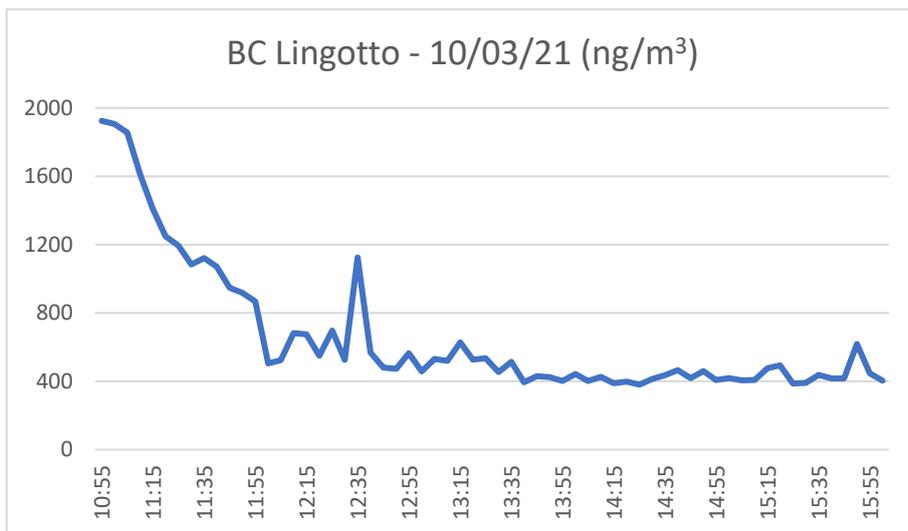


Figura 46: andamento della concentrazione di black carbon all'interno del parco del Lingotto. Misure effettuate il giorno 10/03/2021.

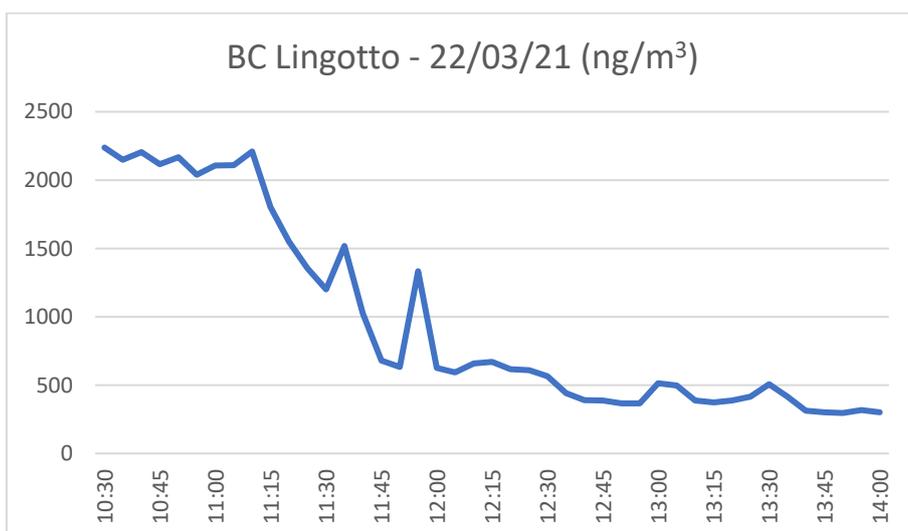


Figura 47: andamento della concentrazione di black carbon all'interno del parco del Lingotto. Misure effettuate il giorno 22/03/2021.

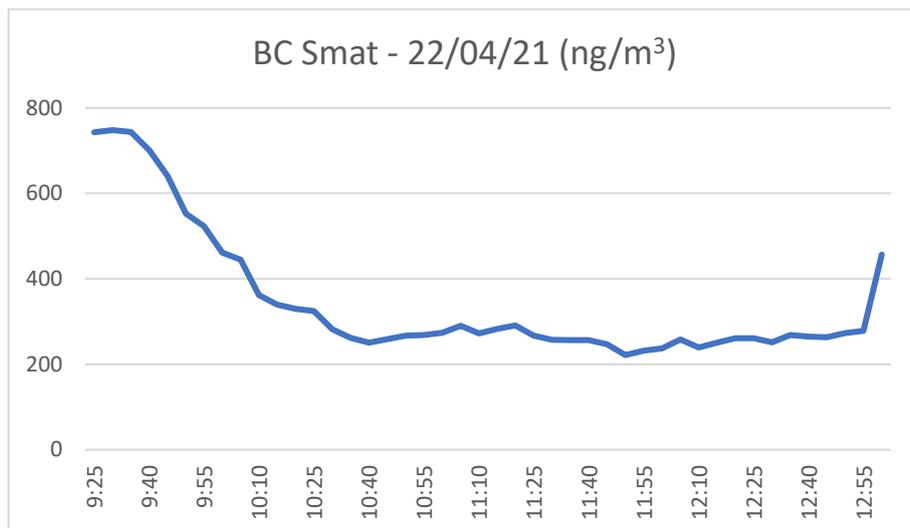


Figura 48: andamento della concentrazione di black carbon nei pressi del depuratore di SMAT. Misure effettuate il giorno 22/04/2021.

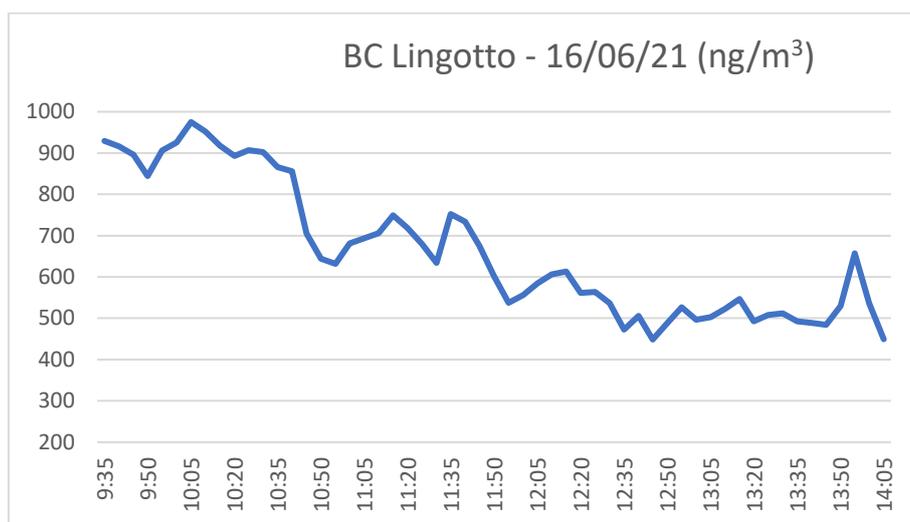


Figura 49: andamento della concentrazione di black carbon all'interno del parco del Lingotto. Misure effettuate il giorno 16/06/2021.

È interessante notare come, in tutti i casi, i valori tendano a decrescere tra il momento di inizio delle misurazioni e il primo pomeriggio. Ciò è coerente con quanto osservato in altri contesti urbani, in quanto, una volta terminato il traffico mattutino dettato dallo spostamento dei lavoratori, i valori tendono a decrescere in maniera quasi lineare fino all'ora di pranzo e spesso anche nelle ore successive. Un'eccezione è rappresentata dalle misure effettuate in un cortile del Politecnico di Torino, di fronte all'aula Magna: i dati ottenuti sono perlopiù stazionari,

attestandosi tra i 1200 e i 1600 ng/m³, un valore nettamente più alto di quelli osservati al parco del Lingotto e alla SMAT negli stessi orari, rispettivamente tendenti ai 400-500 ng/m³ e 300 ng/m³. Per quanto riguarda il parco del Lingotto, tale valore (~400 ng/m³) potrebbe rappresentare una concentrazione di fondo, poiché è il valore a cui tendono tutte e tre le misurazioni effettuate; relativamente al depuratore di SMAT, trovandosi al di fuori del contesto urbano, si può ipotizzare che i valori di *background* del BC siano minori di quelli riscontrabili in città. Per confermare queste ipotesi sarebbe necessario effettuare ulteriori misurazioni. È comunque già possibile notare la stagionalità delle concentrazioni del BC: infatti, sempre riferendosi alle misure effettuate al Lingotto, si può notare come quelle effettuate a cavallo tra l'inverno e la primavera, in marzo, raggiungano valori doppi (~2000 ng/m³) rispetto a quelle realizzate a ridosso dell'estate, in giugno (~1000 ng/m³). Ciononostante, i valori minimi all'ora di pranzo tendono a coincidere. In *fig. 50* è presentata la curva delle concentrazioni di BC effettuate tra venerdì 24 e sabato 25 settembre 2021 al Parco del Valentino, durante la notte europea dei ricercatori.

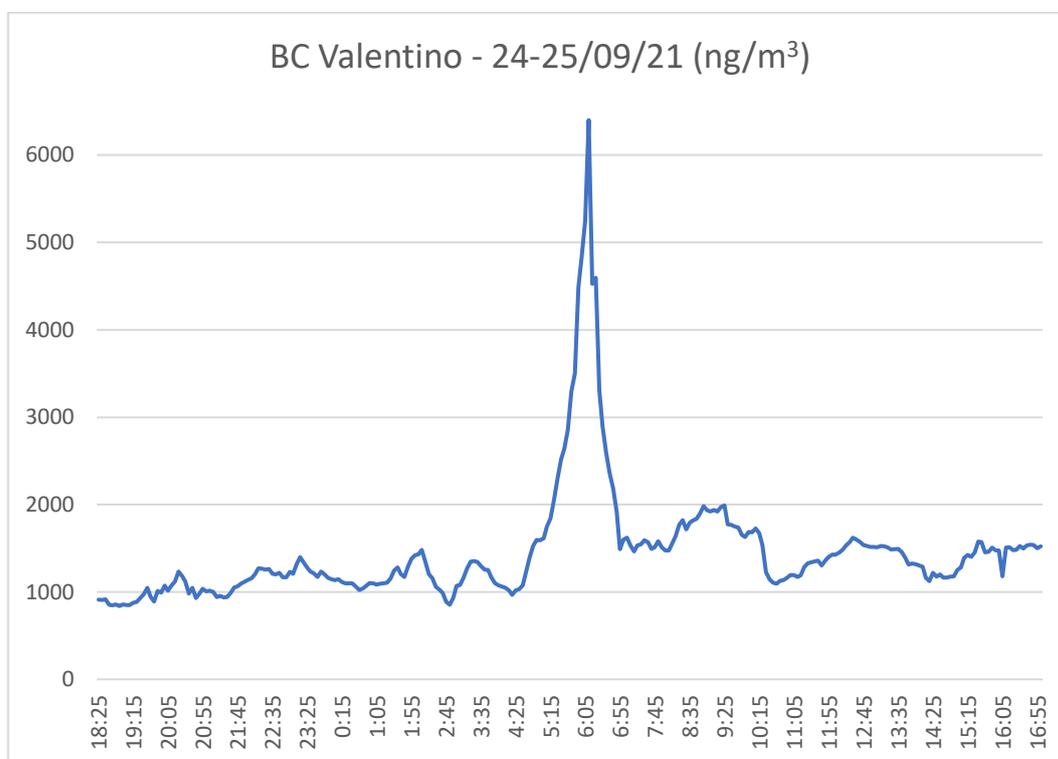


Figura 50: andamento della concentrazione di black carbon all'interno del parco del Valentino. Misure effettuate i giorni 24/09 e 25/09/2021.

La curva delle concentrazioni ha, in questo caso, un andamento molto particolare e difficile da analizzare. Si possono fare le seguenti considerazioni: dall'inizio delle misurazioni, alle 18.30, fino a tarda serata, intorno alle 23, si può notare una graduale crescita dei valori del black carbon (da 850 ng/m³ a circa 1200-1400 ng/m³). Tale comportamento può essere motivato da più fattori: da una parte, dal pendolarismo di rientro dei lavoratori; da un'altra parte, dalla presenza della movida notturna, particolarmente vivace il venerdì sera; infine, la presenza stessa di un evento come la notte europea dei ricercatori può aver spinto un numero maggiore di persone, soprattutto tra le fasce della popolazione più istruite, con la conseguenza di avere una maggiore presenza di traffico anche nelle prime ore della notte. In seguito, ciò che ci si aspetterebbe di osservare è un calo delle concentrazioni, in particolar modo tra le 2 e le 7 di mattina, e una successiva ripresa dovuta agli spostamenti mattutini del sabato. In realtà, l'andamento è molto particolare, come detto precedentemente. Fino alle 4.30, pur non essendo l'andamento lineare, non vi è una crescita media sostanziale delle concentrazioni. Tra le 4.30 e le 7 è molto evidente la presenza di un picco che raggiunge i 6400 ng/m³ alle 6.10, per poi tornare su valori prossimi ai 1500 ng/m³ dopo le 7.

Tale picco non è rilevato nelle misurazioni medie orarie dell'Arpa alla stazione di Lingotto; è, dunque, complicato effettuare considerazioni relativamente ad esso. È difficile che si tratti di un errore dello strumento poiché non si tratta di un unico valore fuori luogo, ma di una serie di misure coerenti l'una con l'altra.

Successivamente, tra le 8 e le 10 si assiste ad una nuova crescita (attesa) delle concentrazioni fino a 2000 ng/m³, per poi tornare a calare nelle successive ore della mattinata e mostrare, a cavallo dell'ora di pranzo, un andamento a U, con due massimi relativi alle 12.40 e alle 15.20 e un minimo relativo alle 14.20.

In *fig. 51* è, invece, rappresentato l'andamento delle concentrazioni del BC misurate presso il depuratore SMAT a Castiglion Torinese. Tale serie di misure è la più lunga effettuata durante questo lavoro ed è stato acquisito un valore ogni 5 minuti. Sono state effettuate misure da venerdì 1° ottobre a lunedì 11 ottobre

2021; le prime giornate di misura, dall'1 al 4 ottobre, sono incomplete e vi sono lacune tra una misura e l'altra – in particolar modo il 3 ottobre presenta dati solamente tra le 12 e le 13. A partire dalla mattina del 4 ottobre, invece, i dati sono raccolti senza interruzioni, eccezion fatta per un buco di 3.5 ore tra le 11.30 e le 15 del 6 ottobre.

In *fig. 52* sono riportate le concentrazioni dei giorni successivi, da lunedì 11 a giovedì 14 ottobre 2021, al parco del Valentino. Anche in questo caso le misure sono state acquisite ogni 5 minuti e non vi sono intervalli temporali con assenza di dati.

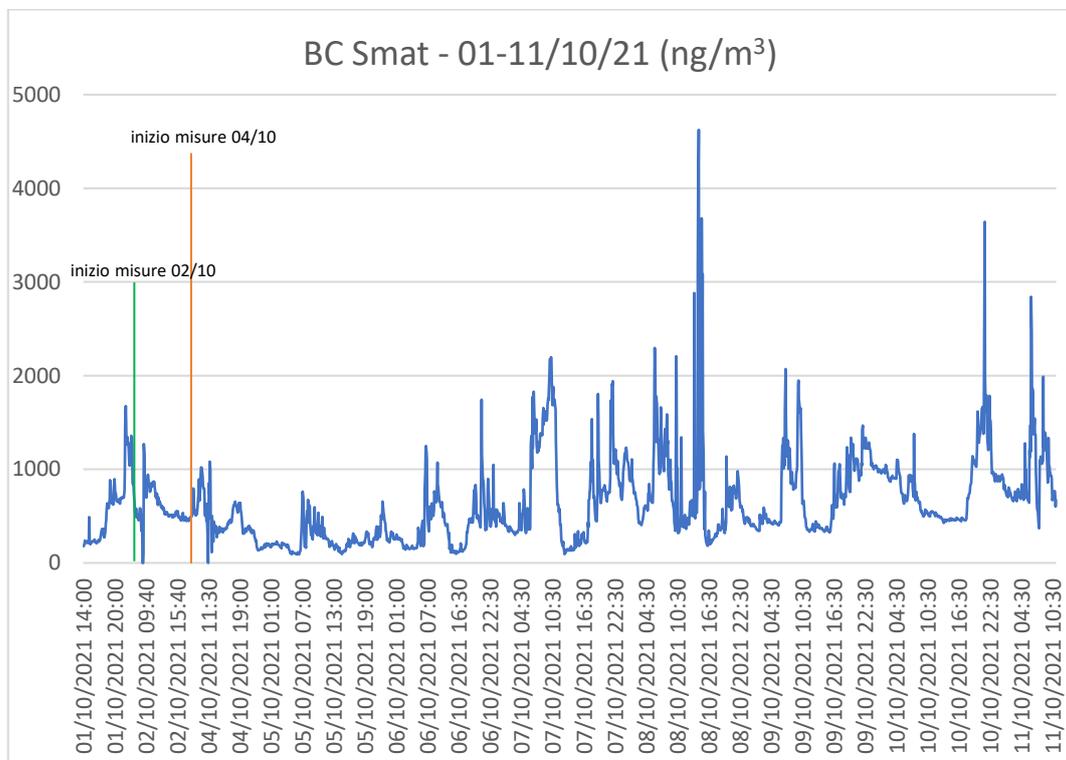


Figura 51: andamento della concentrazione di black carbon nei pressi del depuratore di SMAT. Misure effettuate dal giorno 01/10 al giorno 10/10/2021. Mancano i dati relativi alla notte tra l'1/10 e il 2/10 e quelli tra la notte del 2/10 e la mattina del 4/10.

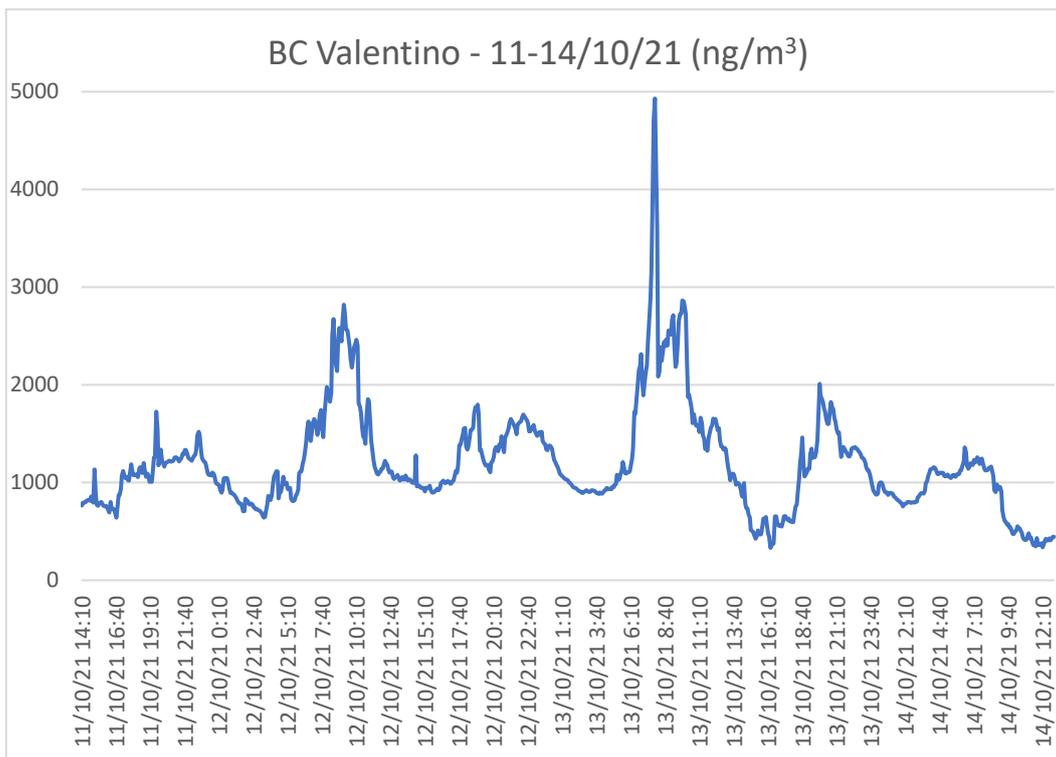


Figura 52: andamento della concentrazione di black carbon all'interno del parco del Valentino. Misure effettuate dal giorno 11/10 al giorno 14/10/2021.

Analizzando le misure raccolte presso il depuratore SMAT, è possibile individuare alcuni trend caratteristici: durante il corso della giornata, si possono individuare numerosi picchi, di entità variabile. In particolare, nelle mattinate infrasettimanali e il sabato si possono notare due massimi, il primo tra le 6 e le 7 e il secondo fra le 9 e le 10; analogamente, nelle ore serali si assiste ad un doppio picco, uno a cavallo tra le 19 e le 20 e l'altro intorno alle 22.

Questi risultati non sono del tutto inaspettati: un andamento con picco mattutino e picco serale è stato osservato pressoché in ogni ambiente urbano o semi-urbano nel mondo. Ciò che colpisce maggiormente è, invece, la presenza di un doppio picco in entrambi i momenti: questo risultato può essere legato alla posizione del sito di misura. Infatti, essendo vicino ad una strada statale che collega la città di Torino con i comuni limitrofi, è possibile che si abbia del traffico intenso in diversi momenti sia della mattinata che della serata a causa degli orari variabili dei lavoratori pendolari tra la città e la provincia.

I giorni con le concentrazioni maggiori di BC sono risultati il giovedì e il venerdì: questo probabilmente anche a causa delle condizioni meteorologiche, riportate in *fig. 53*: i giorni tra il 3 e il 6 ottobre sono stati caratterizzati da precipitazioni anche abbondanti, soprattutto a cavallo tra il 4 e il 5, e questo ha probabilmente influito sulla concentrazione di particolato nell'aria.

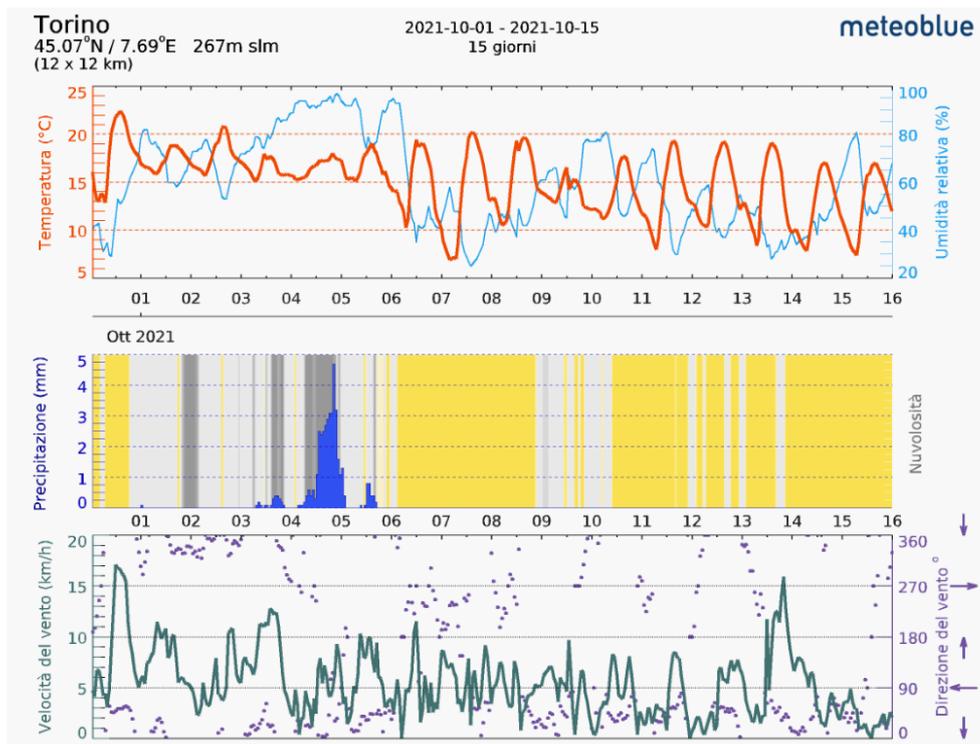


Figura 53: condizioni meteorologiche nei primi 15 giorni del mese di ottobre 2021 nella città di Torino (dati: meteoblue.com)

Oltre all'andamento generale, sono particolarmente evidenti tre picchi: uno venerdì 8 alle 14.30 (4820 ng/m^3); un altro domenica 10 alle 21.30 (3640 ng/m^3); un ultimo, infine, lunedì 11 alle 7 di mattina (2840 ng/m^3). Quest'ultimo è sicuramente il più prevedibile dei tre, poiché è risaputo che i picchi che si osservano al mattino siano, in linea di tendenza, i più alti e poiché, il lunedì, essendo il primo giorno dopo il week end, presenta un traffico di mezzi pesanti molto più rilevante.

Per quanto riguarda gli altri due, escludendo che si tratti di errori di misura dello strumento, si possono fare le seguenti ipotesi: il venerdì alle 14.30 si può supporre che vi sia una consistente fetta di lavoratori che usufruisce del pomeriggio libero, anticipando di alcune ore, de facto, una parte delle emissioni serali; inoltre,

essendo a ridosso del week-end, si può pensare, anche in questo caso, che vi sia un incremento nel traffico di mezzi pesanti per sopperire al fatto che la maggioranza di questi non può circolare durante i fine settimana. In aggiunta a ciò, intorno alle 12.30 si è verificato un incendio in un capannone industriale nella periferia Nord di Torino, nella zona denominata “Madonna di Campagna”, oltre il quartiere Barriera di Milano. La direzione del vento in quella giornata, come si può vedere in *fig. 53*, era Est, la stessa del depuratore; è dunque possibile, per quanto il margine di incertezza sia elevato, che i fumi provocati dall’incendio del capannone possano aver raggiunto le zone di misura, contribuendo all’incremento della concentrazione di BC.

Il caso della domenica sera è più spinoso e trovare una motivazione ai valori misurati non è un’opera così semplice. In questo caso, si può anche supporre che si tratti di un errore strumentale: sono infatti solamente due i valori che si discostano, rispettivamente di circa 1000 e 2000 ng/m³, da quelli misurati precedentemente e successivamente. Se così non fosse, e i valori fossero effettivamente validi, è possibile pensare che questo *spike* abbia a che vedere con le attività del depuratore. Tuttavia, sarebbero auspicabili ulteriori misure per valutare le ragioni di questo massimo domenicale.

Relativamente alle misure effettuate al parco del Valentino tra l’11 e il 14 settembre, vi è una parziale continuità con i risultati appena esposti. Anche in questo caso si assiste ad un picco mattutino tra le 6-7 e le 8-9 di mattina, più omogeneo di quello osservato in prossimità del depuratore SMAT, il quale presentava un doppio picco; in serata si ha un andamento doppiamente piccato, intorno alle 19 e alle 22, in perfetta analogia con quanto visto precedentemente. In aggiunta, si possono riconoscere altri due massimi relativi, uno tra le 4 e le 5 di mattina e l’altro intorno alle 14.30. Una spiegazione possibile per questi risultati è che, nelle ore antecedenti l’alba, si abbiano quasi in concomitanza la fine delle attività notturne e le prime avvisaglie del pendolarismo mattutino; nelle ore immediatamente successive al pranzo vi è una ripresa delle attività, che può

portare ad un incremento negli spostamenti compiuti dai lavoratori, con conseguenze negative per quanto riguarda la qualità dell'aria.

Salta all'occhio, infine, il picco delle 8 di mattina di mercoledì. A livello orario, si tratta di un picco atteso; quello che colpisce è il valore assunto: 4930 ng/m³, quasi il doppio rispetto al giorno precedente e più del triplo di quello successivo, alla stessa ora. È ragionevole credere che abbiano influito le condizioni meteorologiche, in particolare il vento in questo caso, con valori bassi (2-3 m/s) fin quasi a metà giornata, per poi impennarsi fino a valori compresi tra 10 e 15 m/s nel pomeriggio fino alla tarda serata. Ciò spiega anche la ragione per cui nel pomeriggio del 13 si siano raggiunti i valori di concentrazioni minimi di tutta la campagna di misure. Rimangono comunque numerose incertezze relativamente a tale picco, non rilevato neanche dalla centralina Arpa collocata nel parco del Lingotto.

4.2.2 Correlazioni

Durante le campagne di misura delle concentrazioni di BC si è provveduto, quando possibile, a raccogliere dati relativi alle concentrazioni atmosferiche di alcuni altri inquinanti (CO, SO₂, NO₂, O₃, PM₁₀ e PM_{2.5}) e di alcuni parametri atmosferici (velocità del vento, temperatura dell'aria, umidità relativa e pressione atmosferica). Purtroppo, non è sempre stato possibile raccogliere tali misure poiché la strumentazione richiesta non era sempre disponibile.

I risultati ottenuti sono riportati in *tab. 6*.

Tabella 6: indice di correlazione di Pearson calcolato, a sinistra, tra BC e alcuni inquinanti atmosferici; a destra, tra BC e alcuni parametri meteorologici.

<i>Inquinante</i>	<i>Indice di Pearson (r)</i>
CO	0.912
SO ₂	0.506
NO ₂	0.890
O ₃	0.294
PM ₁₀	0.892
PM _{2.5}	0.899

<i>Parametro meteorologico</i>	<i>Indice di Pearson (r)</i>
Wind Speed	-0.306
Air Temperature	-0.333
Relative Humidity	0.172
Pressure	0.190

Può essere interessante confrontare tali risultati con quanto osservato in letteratura e con i valori ottenuti attraverso l'analisi delle serie storiche. Di seguito, perciò, sono presentate le analisi di ciascun risultato, per punti. È bene anticipare che, per quanto riguarda i composti inquinanti, le concentrazioni sono state misurate solamente durante le prime due campagne di misura (01/03 e 10/03/21); i parametri meteorologici sono, invece, stati misurati durante ogni uscita, eccezion fatta per la velocità del vento, per la quale mancano i dati dell'ultima campagna effettuata al parco del Lingotto (26/06) e di quelle svolte al parco del Valentino (24-25/09 e 11-14/10/21).

- CO: per quanto riguarda il monossido di carbonio vi è una forte correlazione positiva, maggiore di quella riscontrata in letteratura, dove gli studi più recenti (effettuati dopo il 2019) le assegnano un valore compreso tra 0.5 e 0.8. Nonostante lo scostamento nei valori, i due inquinanti mostrano spesso una buona correlazione; il risultato ottenuto è, dunque, plausibile e coerente con quanto indagato in altre ricerche.
- SO₂: sono solo due, invece, gli studi presi in considerazione che analizzano la correlazione con il BC del biossido di zolfo, con valori molto diversi tra loro (0.23 e 0.65). Non è semplice stabilire la validità assoluta del valore ottenuto in questo studio, che rimane comunque plausibile per quelli che sono i dati disponibili.
- NO₂: la forte correlazione tra BC e biossido di azoto trova conferma sia in letteratura, dove è stato calcolato un indice di Pearson $r > 0.7$ in tutti casi, ad eccezione di uno studio, sia nelle analisi delle serie storiche di Torino, dove si attesta a 0.71. Nello specifico, il valore ottenuto è pressoché coincidente con quello dello studio israeliano di Yuval et al. (2020) e di poco superiore a quelli misurati da Wyche et al. (2020) in Gran Bretagna, Olanda e Belgio.
- O₃: la debole correlazione positiva riscontrata per l'ozono si discosta da quanto calcolato per le serie storiche. Tuttavia, l'esigua quantità di misure

effettuate durante questo studio non consente di azzardare ipotesi sulle ragioni di tale risultato.

- PM_{10} : l'alta correlazione con questa frazione più grossolana di particolato è attesa, considerando gli indici ottenuti analizzando le serie storiche, mentre è più sorprendente se consideriamo solamente i dati forniti dalla letteratura. Gli studi più recenti effettuati in grandi città mediterranee o del Nord Europa mostrano una correlazione prossima a $r=0.6$, molto inferiore a 0.89. Tuttavia, questo risultato è perfettamente in linea con le misure compiute negli ultimi tre anni a Torino ed è quindi da considerarsi assolutamente valido.
- $PM_{2.5}$: lo stesso discorso appena fatto per il PM_{10} è valido per la frazione più fine di particolato. Il risultato ottenuto è perfettamente in linea con le misure dell'Arpa dell'ultimo triennio, pur discostandosi in maniera significativa da buona parte degli studi scientifici analizzati, e può dunque essere considerato valido. Viste le premesse, questo è un risultato di valore, poiché mette in evidenza una tendenza diversa da quelle osservate in numerose altre località mondiali. L'unico studio con valori simili ($r=0.86$) è uno svolto a Teheran (Taheri et al., 2019), altra città molto nota per il suo fortissimo inquinamento urbano, situata in una pianura e a ridosso delle montagne, come Torino.

Per quanto riguarda i parametri meteorologici, i valori ottenuti sono da considerarsi parziali. Per valutarne correttamente la correlazione sarebbe auspicabile effettuare campagne di misure più consistenti, possibilmente lungo un arco temporale che vada da tre/quattro mesi a un anno o più.

- Ventosità: l'anticorrelazione tra velocità del vento e concentrazione di black carbon ($r=-0.31$) è, sorprendentemente, più bassa rispetto alle aspettative e ai dati osservati negli studi presi in considerazione, dove l'indice di Pearson r varia tra -0.5 e -0.9. Come anticipato, e in particolar modo per un fenomeno come il vento, che ha una grande rilevanza nella variazione delle concentrazioni di particolato inquinante nell'aria, sarebbe

interessante studiare ulteriormente questa correlazione per confermare, o smentire, il risultato ottenuto in questa ricerca, che appare sottostimare la relazione esistente tra i due parametri.

- Temperatura: anche il dato relativo alla temperatura ($r=-0.33$) è inferiore a quanto ci si poteva attendere visionando le ricerche scientifiche che sono state prese in considerazione durante questo lavoro, dove tale correlazione assume valori compresi tra -0.54 e -0.8. Data la stagionalità delle temperature, sarebbe utile che venissero realizzati una serie di studi, di durata significativa, in stagioni diverse dello stesso anno, allo scopo di ottenere dati più robusti anche relativamente a tale correlazione.
- Umidità relativa e pressione: per quanto riguarda umidità e pressione, sono parametri poco analizzati già in letteratura perché scarsamente impattanti sulle concentrazioni di black carbon nell'aria; inoltre, i pochi studi relativi a ciò non forniscono risultati univoci, lasciando un ampio margine di incertezza. Gli indici di correlazione calcolati durante questo studio ($r_{U,R}=0.17$ e $r_p=0.19$) non forniscono informazioni utili a capire la variabilità delle concentrazioni di BC nell'aria.

4.2.3 Coefficiente di assorbimento di Ångström

L'esponente di assorbimento di Ångström (AAE) è un coefficiente adimensionale che indica il comportamento spettrale degli aerosol mediante la loro capacità di assorbire la luce. Tale coefficiente è calcolato a partire dalle misure di concentrazione di BC dell'etalometro, che, come detto, acquisisce dati su dieci bande spettrali differenti, tra 370 nm e 950 nm. Il rapporto tra i prodotti delle concentrazioni di BC, a due lunghezze d'onda differenti, per un coefficiente (MAC, *Mass Absorption Cross Section*), caratteristico di ciascuna lunghezza d'onda – che esprime l'efficienza di assorbimento della radiazione incidente da parte di una particella, per unità di massa – è pari al rapporto tra le lunghezze d'onda considerate, elevate alla potenza negativa di AAE, secondo la seguente formula:

$$\frac{\tau_\lambda}{\tau_{\lambda_0}} = \left(\frac{\lambda}{\lambda_0}\right)^{-\alpha} \quad (6)$$

dove τ_λ è lo spessore ottico alla lunghezza d'onda λ ($\tau_\lambda = C_{BC,\lambda} * MAC(\lambda)$), τ_{λ_0} quello alla lunghezza d'onda λ_0 e α è il coefficiente di Ångström. Di conseguenza, invertendo la formula è possibile risalire ad α :

$$\alpha = -\frac{\ln(\tau_\lambda/\tau_{\lambda_0})}{\ln(\lambda/\lambda_0)} \quad (7)$$

Risulta quindi determinante la scelta delle lunghezze d'onda, che influisce sui valori assunti da AAE. In questo studio, sulla base delle indicazioni riscontrate in letteratura (Helin et al., 2021; Blanco-Alegre et al., 2020), le lunghezze d'onda utilizzate per il calcolo sono state $\lambda_3=470$ nm e $\lambda_{10}=950$ nm, poiché meno influenzate, per valutazioni concernenti il black carbon, dalla presenza di altre particelle nell'aria.

Nello studio dell'atmosfera, l'AAE è utilizzato per individuare gli aerosol con dimensioni paragonabili a quelle della luce; in linea di massima, tanto più sono grandi le particelle considerate, tanto minore sarà il valore dell'esponente. Ad esempio, le gocce d'acqua contenute nelle nuvole sono molto grandi, per cui il valore assunto dal coefficiente di assorbimento di Ångström è tendente allo 0. Viceversa, per quanto riguarda il black carbon, il valore di AAE è convenzionalmente considerato essere prossimo all'unità (AAE=0.9-1.1) per quanto riguarda la combustione di combustibili fossili, mentre per le biomasse i valori dell'esponente raddoppiano (AAE=1.8-2) (Briggs et al., 2016).

Lo studio condotto da Blanco-Alegre et al. (2020) conferma questo assunto: essendo stato condotto in un tunnel, gli aerosol presenti sono pressoché tutti attribuibili al traffico e, in media, l'AAE durante il giorno è risultato pari a 0.93 ± 0.04 , di notte a 0.97 ± 0.10 .

Dunque, il valore che tale coefficiente assume è influenzato delle fonti emmissive: nell'indagine condotta da Helin et al. (2021), i valori maggiori sono stati riscontrati per gli scarichi di navi (AAE ~ 2), di autobus funzionanti con combustibili alternativi, in fase di decelerazione e di guida costante (AAE ~ 2.5) e per le emissioni dovute a piccole caldaie e stufe alimentate a biomasse (AAE ~ 1.5).

Viceversa, il coefficiente è risultato prossimo a 0 per gli autobus alimentati ad etanolo, in fase di accelerazione, e per gli impianti per la produzione elettrica a carbone muniti di un sistema di desolforazione.

Altre fonti emissive, tra cui gli autobus euro 6, hanno evidenziato valori di AAE prossimi ad 1.

Un'altra suddivisione tra le fonti emissive, più grossolana, è riportata nello studio di Marín et al. (2017): a valori di AAE < 1 associa emissioni da automobili, camion e autobus con motore diesel; l'intervallo $1 < \text{AAE} < 2$ è considerato essere relativo alle emissioni delle navi e degli impianti termoelettrici; infine, valori di AAE > 2 sono attribuiti ad incendi, combustione di biomasse e impianti di riscaldamento, specialmente a biomasse.

Il valore di AAE, inoltre, non segue un andamento stagionale, ma tende a mantenere valori simili, a riprova del fatto che la tipologia principale di aerosol in un ambiente rimane la medesima. Si può, viceversa, assistere a cambiamenti di tale valore nel corso della giornata, ad esempio nei momenti di traffico intenso, come al mattino, quando nuove particelle vengono emesse in grandi quantità (Segura et al., 2016).

L'uso di tale coefficiente per analizzare il black carbon è relativamente recente; non si tratta, dunque, di un metodo pienamente consolidato. Tuttavia, l'esponente di assorbimento di Ångström ha dato buoni riscontri per comprendere meglio la composizione, la struttura e le fonti di provenienza del BC ed è uno degli indicatori ottici più utilizzati per determinare la presenza di particelle sospese, in particolare black carbon, brown carbon e pulviscolo. Per tutte queste ragioni, si è ritenuto che fosse interessante calcolarlo, allo scopo di individuare più correttamente le sorgenti emissive del BC.

Di seguito, da *fig. 54* a *fig. 61*, sono rappresentati gli andamenti della concentrazione di BC, ottenuti durante le campagne di misura, insieme alla curva dei valori assunti dall'esponente di Ångström.

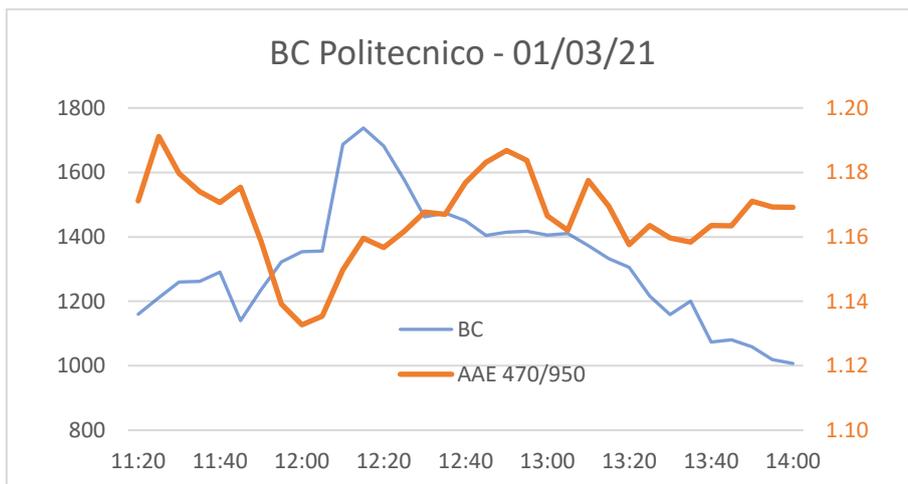


Figura 54: concentrazione di black carbon vs. esponente di Ångström nei pressi del Politecnico di Torino. Misure effettuate il giorno 01/03/2021.

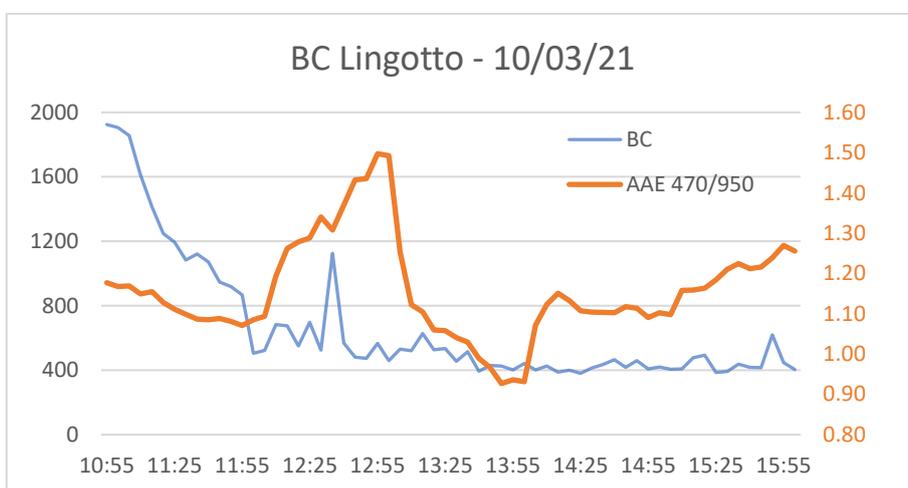


Figura 55: concentrazione di black carbon vs. esponente di Ångström all'interno del parco del Lingotto. Misure effettuate il giorno 10/03/2021.

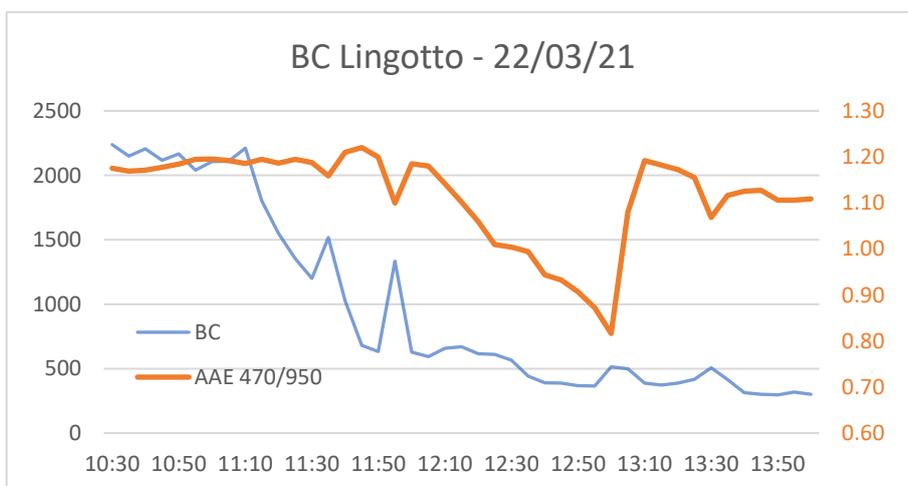


Figura 56: concentrazione di black carbon vs. esponente di Ångström all'interno del parco del Lingotto. Misure effettuate il giorno 22/03/2021.

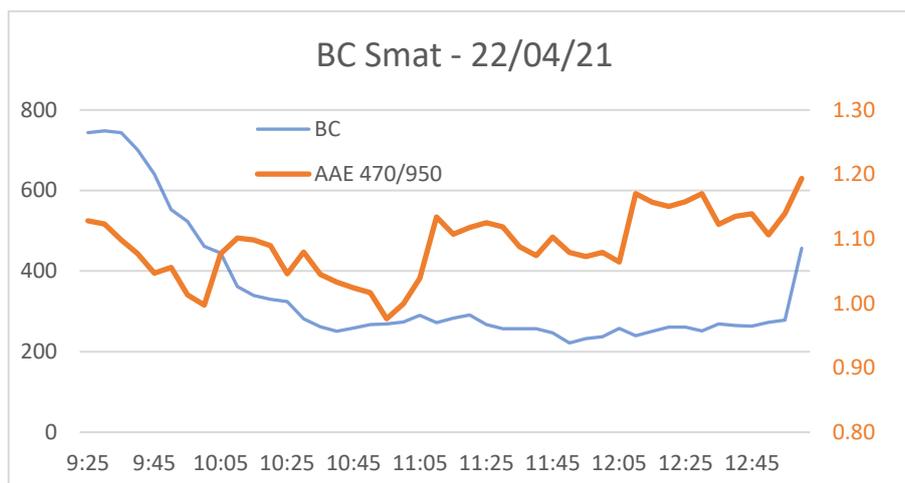


Figura 57: concentrazione di black carbon vs. esponente di Ångström nei pressi del depuratore di SMAT. Misure effettuate il giorno 22/04/2021.

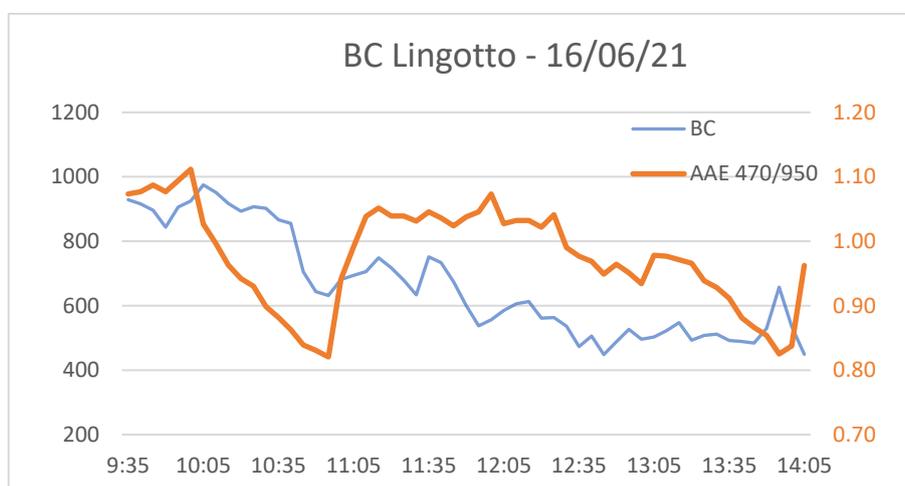


Figura 58: concentrazione di black carbon vs. esponente di Ångström all'interno del parco del Lingotto. Misure effettuate il giorno 16/06/2021.

Nelle figure sovrastanti sono rappresentati i diagrammi delle misure effettuate tra marzo e giugno 2021. Si è deciso di analizzare in contemporanea questi grafici poiché si riferiscono tutti allo stesso lasso temporale – le mattinate fino all’ora di pranzo, indicativamente – e in periodi dell’anno simili, eccezion fatta per il diagramma in *fig. 58*, le cui misure sono state effettuate con un paio di mesi di ritardo.

Le fonti attese di produzione di black carbon in una città come Torino sono il traffico, da un lato, e gli impianti di riscaldamento, prevalentemente domestici e delle attività commerciali, dall’altro. Riguardo a questo secondo punto, è utile ricordare che la normativa impone, a Torino, lo spegnimento delle caldaie il 15

aprile di ogni anno. Perciò, le misure di BC successive a questa data, e in particolare quella realizzata al parco del Lingotto a giugno, potrebbero evidenziare questa differenza. Effettivamente, nel grafico in *fig. 58* il coefficiente di Ångström non supera mai il valore 1.1, cosa che avviene in tutte le altre misure e, soprattutto, nelle altre realizzate al parco del Lingotto (*fig. 55-56*). Addirittura, nel caso di *fig. 55*, AAE arriva a toccare il valore di 1.5.

Questi risultati trovano conferma con quanto affermato negli studi citati precedentemente, i quali attribuiscono valori del coefficiente di Ångström maggiori agli impianti di riscaldamento (generalmente compresi tra 1 e 2) rispetto a quelli delle automobili e del traffico in generale, solitamente prossimi a 1.

Proseguendo con le analisi, non c'è evidenza di un andamento caratteristico del coefficiente di Ångström, che mostra un comportamento variabile ed indipendente dall'orario, per quanto deducibile dalle informazioni raccolte.

Non vi è, inoltre, alcuna correlazione tra le concentrazioni misurate di BC e i valori calcolati di AAE.

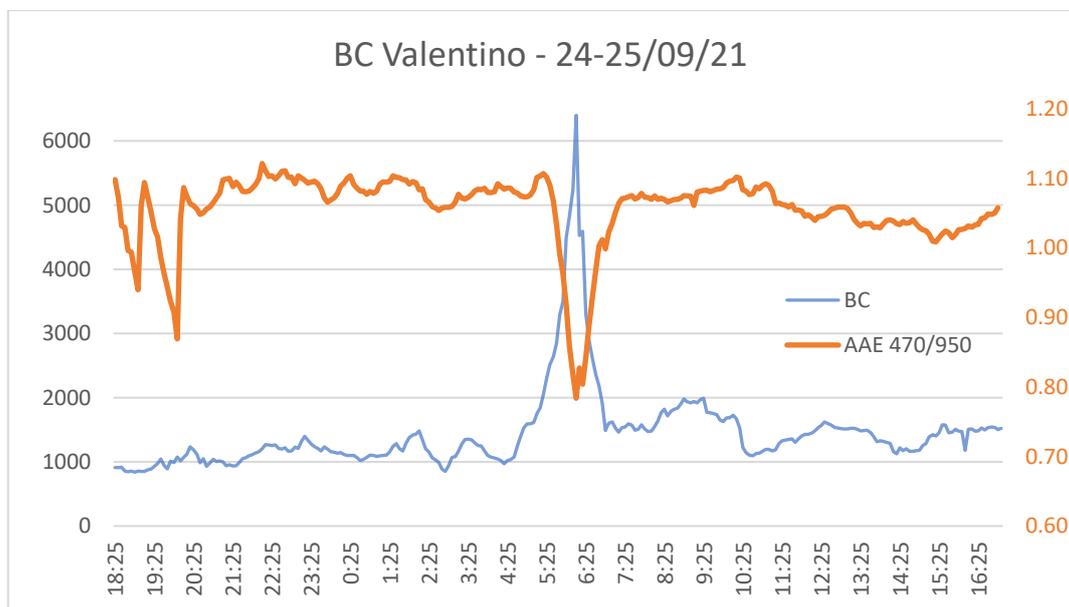


Figura 59: concentrazione di black carbon vs. esponente di Ångström all'interno del parco del Valentino. Misure effettuate i giorni 24/09 e 25/09/2021.

Per quanto riguarda il grafico in *fig. 59*, l'andamento è molto costante nel tempo, con un AAE compreso tra 1 e 1.10 per la quasi totalità del tempo, eccezion fatta per due minimi relativi alle ore 19 e 20 del 24 settembre e per un picco negativo

poco dopo le 6 di mattina del 25 settembre. È molto interessante, in questo caso, che in concomitanza a questo calo drastico del valore del coefficiente di Ångström vi sia un andamento speculare della curva delle concentrazioni del BC. Come detto precedentemente, tale picco non è stato riscontrato dalle centraline dell'Arpa. Tuttavia, grazie all'utilizzo dell'esponente di assorbimento di Ångström, è possibile e ragionevole ipotizzare di aver assistito ad un'emissione di brevissima durata ma con un'alta concentrazione di black carbon da parte di una fonte non meglio identificata nei pressi del parco del Valentino. Il basso valore dell'AAE porta ad escludere la possibilità che si sia trattato di un rogo o di un fenomeno riguardante la combustione di biomasse, poiché in questi casi il valore del coefficiente sarebbe dovuto aumentare e non diminuire, secondo quanto riportato in letteratura (si stima che l'AAE dovuto alla sola combustione di materia vegetale sia circa pari a 2). Ciononostante, non è possibile risalire con esattezza alla fonte emissiva.

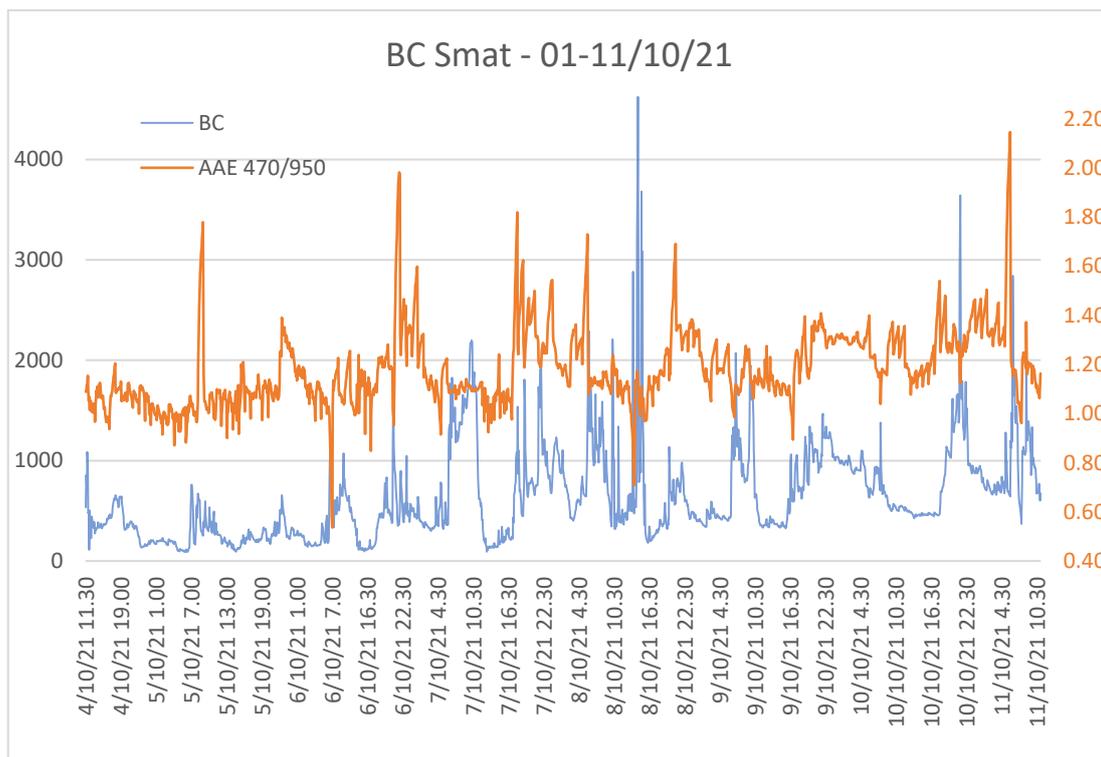


Figura 60: concentrazione di black carbon vs. esponente di Ångström nei pressi del depuratore di SMAT. Misure effettuate dal giorno 01/11 al giorno 11/11/2021.

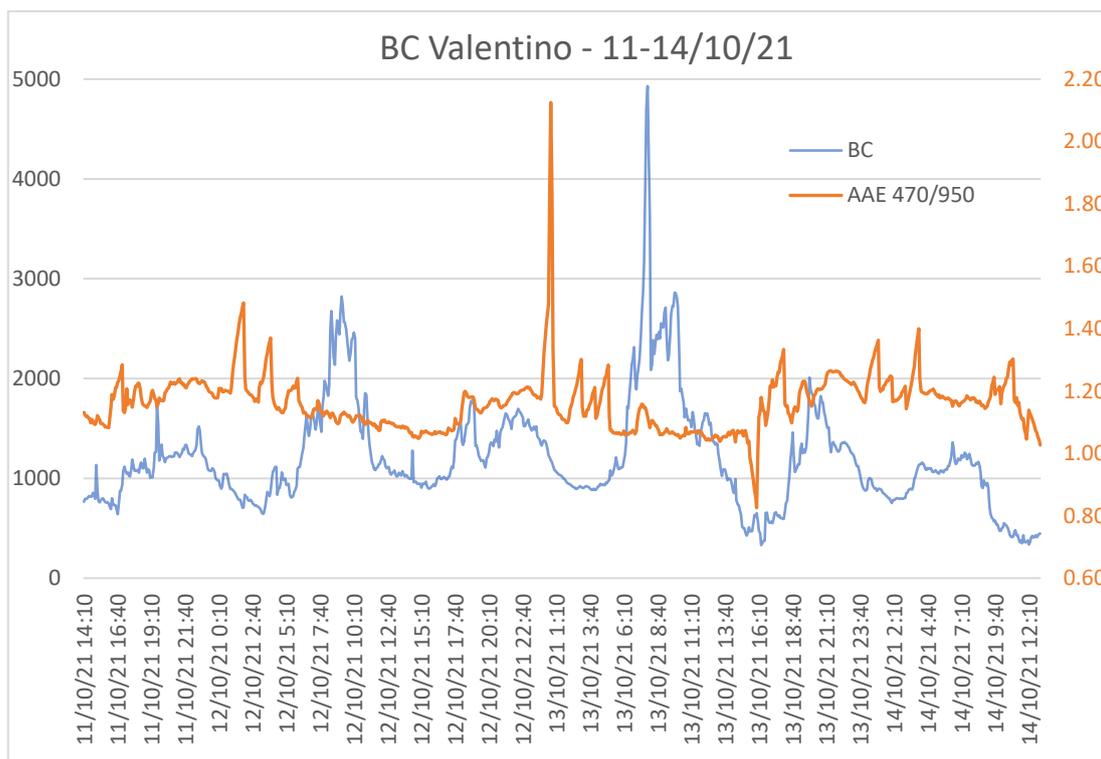


Figura 61: concentrazione di black carbon vs. esponente di Ångström all'interno del parco del Valentino. Misure effettuate dal giorno 11/11 al giorno 14/11/2021.

Relativamente alle fig. 60 e 61, si possono fare le seguenti considerazioni: non vi è alcuna correlazione tra le concentrazioni di black carbon e i valori del coefficiente di assorbimento di Ångström. I risultati ottenuti utilizzando l'indice di Pearson sono stati, infatti, bassi e in contrasto l'uno con l'altro – +0.21 e -0.15 – a riprova del fatto che tale indice non si ricollega in alcun modo alle concentrazioni di BC. La maggior parte dei valori di AAE ricade nell'intervallo compreso tra 0.95 e 1.30. Non mancano, da un lato, picchi positivi, che raggiungono valori fino a 2-2.1, e minimi negativi, dall'altro, con AAE pari a 0.6-0.7; il raggiungimento di tali valori lascia pensare che, in determinati momenti, siano presenti fonti emissive di black carbon che rimangono attive o che sono rilevate dalla strumentazione per un periodo di tempo limitato, ma che hanno un impatto percentuale significativo. Non è, comunque, possibile risalire ad un andamento orario o settimanale caratteristico per l'esponente di Ångström, con i dati a disposizione; agli stessi orari di giornate diverse, sia feriali che festive, è possibile individuare massimi o minimi relativi, senza che vi sia una correlazione con i risultati degli altri giorni.

Nonostante tutto, si possono individuare, a grandi linee, alcuni schemi più ricorrenti:

- tra l'1 e le 2 di notte, sono stati individuati massimi relativi in cinque giorni – 7, 11, 12, 13, 14 – con valori di AAE pari, rispettivamente, a 1.60, 1.46, 1.47, 2.12 e 1.36;
- fra le 2 e le 5, l'AAE ondeggia tra valori compresi generalmente tra 1 e 1.3;
- a cavallo delle 6 di mattina, si ha un nuovo picco nei valori del coefficiente, visibile chiaramente tra il 7 e il 12 ottobre, con valori di AAE pari, rispettivamente, a 1.22, 1.73, 1.28, 1.40, 2.09 e 1.24;
- verso le 7-8 si ha, invece, un rimbalzo verso valori minori, particolarmente evidente nei giorni 6, 9, 10 e 11, con valori pari a 0.54, 1.00, 1.04 e 0.96;
- intorno alle 9, nuovamente i valori di AAE tendono a salire. Questo trend è riconoscibile soprattutto nelle giornate del 5, 6, 9, 10, 11 e 14 ottobre, per i quali l'esponente è risultato essere pari a 1.78, 1.20, 1.28, 1.34, 1.37 e 1.23;
- tra le 10 e le 17 non è possibile riconoscere un andamento univoco dei valori di AAE. Spiccano, comunque, alcuni valori particolarmente bassi, tra le 14 e le 17: 0.71 (venerdì 8, ore 14), 0.83 (mercoledì 13, ore 16), 0.85 (mercoledì 6, ore 17.05) e 0.89 (sabato 9, ore 17);
- fra le 18 e le 19, il coefficiente tende nuovamente ad aumentare in numerosi giorni (4, 7, 9, 10 e 14) fino a valori pari, in ordine, a 1.20, 1.82, 1.40, 1.52 e 1.33;
- infine, tra le 21 e le 22, si evidenziano nuovamente valori elevati di AAE, in particolare dal 5 al 9 ottobre, cioè 1.39, 1.97, 1.50, 1.69 e 1.41.

Ricapitolando, valori relativamente elevati di AAE sono stati riscontrati di notte, tra l'1 e le 2; di mattina, intorno alle 6 e alle 9; nel tardo pomeriggio, tra le 18 e le 19 e, infine, in serata, fra le 21 e le 22. Viceversa, valori più modesti sono stati calcolati tra le 7 e le 8 della mattina e nelle prime ore del pomeriggio (14-17).

Ad ogni modo, rimane complicato, sulla base dei dati a disposizione, trarre conclusioni certe relativamente alle fonti di emissione del BC. È ragionevole

affermare, in considerazione di quanto osservato in letteratura, che il traffico veicolare – il cui contributo dovrebbe avvicinare il coefficiente di Ångström al valore 1 – sia affiancato, nella produzione di black carbon, da altre fonti. Tra queste, in inverno, vi sono sicuramente gli impianti di riscaldamento domestici. Tuttavia, dal momento che la quasi totalità delle misure è stata effettuata in un periodo antecedente l'accensione di tali impianti, sono quasi sicuramente presenti altre fonti di produzione del BC che hanno portato i valori di AAE ad essere molto frequentemente divergenti dal valore unitario che ci si attenderebbe nel caso ideale in cui l'unica sorgente emissiva di black carbon fosse il traffico stradale, come riportato in uno studio portoghese, già precedentemente citato, in cui sono stati analizzati i valori del coefficiente di Ångström all'esterno di una galleria stradale, in Portogallo (Blanco-Alegre et al., 2020).

Potrebbe essere utile, per comprendere meglio le origini del BC, effettuare una serie di analisi in prossimità delle possibili fonti emissive: stazione ferroviaria, per la presenza di treni con motore diesel; aeroporto; centrali termoelettriche; zone prossime all'autostrada, per verificare ulteriormente i valori di AAE in una zona ad alto traffico, anche di mezzi pesanti; zone collinari circostanti, per valutare le differenze di valori con l'area urbana.

5 Conclusioni

Il black carbon è un particolato ultrafine, con dimensioni generalmente inferiori ad 1 μm , con una grande capacità di assorbimento dello spettro luminoso. È un inquinante prevalentemente primario prodotto dalla combustione incompleta di combustibili fossili e biomasse; in particolare, le sorgenti emissive più comuni sono i motori diesel e gli impianti di riscaldamento, nei paesi più avanzati tecnologicamente, cui si aggiungono, nei paesi in via di sviluppo, la combustione di materiale organico per il riscaldamento o per altri usi domestici.

Tale inquinante è di grande rilevanza a causa dei forti impatti ambientali, climatici e sociali che determina. Tra questi, spiccano un aumento dell'effetto serra, dovuto, tra le altre cose, ad un maggior assorbimento della radiazione solare; una modifica dei naturali processi di formazione e dissoluzione delle nuvole; un aumento dell'incidenza di malattie respiratorie e cardiovascolari e, infine, un forte calo della visibilità.

A partire dagli articoli scientifici, presenti in letteratura, relativi alla presenza di BC in contesti cittadini, è stato possibile delineare le caratteristiche principali di tale particolato.

Il black carbon segue, in ambito urbano, un andamento temporale abbastanza uniforme, a tutte le scale considerate: durante il giorno, è comune assistere a due picchi, mattutino e serale, in concomitanza con l'avvio e la cessazione delle attività lavorative, e a due minimi, pomeridiano e notturno, nei momenti di minor flusso veicolare. A livello settimanale, i giorni feriali non evidenziano grosse distinzioni l'uno dall'altro, mentre nei week end le concentrazioni misurate diminuiscono. Infine, la stagione invernale tende a presentare i valori annuali di concentrazione massimi, a causa di condizioni atmosferiche più sfavorevoli e della concomitante accensione degli impianti di riscaldamento, ove presenti; viceversa, le stagioni calde evidenziano valori più contenuti di questo inquinante.

A livello spaziale, la distanza orizzontale oltre la quale la concentrazione di black carbon torna ad assumere un valore di *background* è risultata essere compresa tra

50 e 100 m. Verticalmente, entro a partire da 30 m da terra sono state misurate concentrazioni di BC dimezzate rispetto a quelle al suolo.

Il parametro meteorologico che più influenza la presenza in atmosfera del black carbon è il vento, seguito dall'altezza dello strato limite atmosferico e dalle precipitazioni. Il vento, in particolare, presenta una significativa anticorrelazione con le concentrazioni di BC. Analogamente, anche piovosità, altezza dello strato limite atmosferico e temperatura risultano essere negativamente correlati. Umidità relativa, pressione atmosferica e radiazione solare non mostrano correlazioni rilevanti con il black carbon.

Prendendo in considerazione gli altri inquinanti atmosferici, le correlazioni maggiori sono state rilevate con il PM_{2.5} – in media, $r > 0.6$ – con gli ossidi di azoto (NO, NO₂ e NO_x) – in media, $r > 0.7$ – e con il monossido di carbonio (CO) – in media, $r > 0.5$.

In seguito, sono state analizzate le misure delle concentrazioni di black carbon realizzate, a partire dal luglio del 2018, dall'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Piemonte, in modo da avere una panoramica dell'andamento di tale inquinante nella città di Torino negli ultimi anni; parallelamente, sono state eseguite alcune campagne di misurazione, con un etalometro, per monitorarne le concentrazioni in diversi punti della città.

A livello stagionale e mensile, i dati dell'ARPA riconfermano quanto osservato in letteratura, evidenziando i valori massimi nella stagione tardo-autunnale ed invernale (con picchi fino a 8-10 µg/m³) e valori pressoché dimezzati in quella tardo-primaverile ed estiva (con picchi mai superiori a 3-4 µg/m³).

Durante il periodo di *lockdown*, con particolare riferimento ai mesi di marzo e aprile 2020, è stata evidenziata una riduzione media della concentrazione di BC tra il 10% e il 15%, con valori costantemente inferiori a 1 µg/m³.

Per quanto riguarda l'andamento giornaliero, i due picchi principali si verificano in mattinata, tra le 7 e le 10, e in serata, tra le 19 e le 22, in concomitanza con gli spostamenti dei lavoratori; i minimi si possono osservare nel pomeriggio e durante la notte, rispettivamente intorno alle 16 e alle 4.

Sono, inoltre, state valutate le correlazioni, calcolate sull'intero periodo considerato, attraverso l'uso dell'indice di Pearson (r), tra black carbon e altri inquinanti, monitorati presso la medesima stazione di misura dell'ARPA. Il valore di tale indice è risultato pari a 0.85 per le polveri sottili (PM_{10} , $PM_{2.5}$); pari a 0.88, 0.71 e 0.90 per gli ossidi di azoto (rispettivamente, NO , NO_2 e NO_x). È stata inoltre evidenziata una moderata anticorrelazione con l'ozono (O_3), con un $r=-0.59$ e una discreta correlazione con l'ammoniaca (NH_3), con un $r=0.60$.

Una parte significativa del lavoro è stato il monitoraggio in campo, seguito dalle analisi dei risultati ottenuti. Il black carbon è stato oggetto di misure ripetute, per un totale di 8 campagne di misura, tra marzo e ottobre, in 4 località differenti: il parco del Lingotto (3), il Politecnico di Torino (1), il parco del Valentino (2) e la sede SMAT di Castiglione Torinese (2). Tra queste, quelle più rilevanti in quanto a durata delle misurazioni sono state quelle effettuate al parco del Valentino (24-25 settembre e 11-14 ottobre) e l'ultima realizzata nei pressi del depuratore SMAT (1-11 ottobre). Le restanti campagne di misura sono state caratterizzate da una durata di alcune ore, sempre nel corso della mattinata, fino alle 14-15 indicativamente. Le misure sono sempre state effettuate con il medesimo etalometro, per il quale è stato impostato un intervallo nella raccolta tra un dato e il seguente di 5 minuti.

Queste campagne hanno, da un lato, confermato il caratteristico andamento delle concentrazioni di BC nel corso delle giornate e delle settimane; dall'altro lato, è stato possibile studiare ulteriormente le correlazioni tra tale particolato e alcuni inquinanti e parametri meteorologici; inoltre, grazie all'alta frequenza di acquisizione dei dati, è stato possibile evidenziare picchi altrimenti difficilmente rilevabili su lassi temporali più lunghi.

Le correlazioni con altri inquinanti sono state calcolate su un limitato campione di due campagne di misura, poiché in seguito non è stato possibile utilizzare l'apparecchiatura per misurare le concentrazioni degli inquinanti diversi dal black carbon. Utilizzando l'indice di Pearson, è stata ottenuta un'altissima correlazione con le polveri sottili, PM_{10} e $PM_{2.5}$, con un $r=0.89$ in entrambi i casi; analogo

risultato è stato ottenuto anche per l'NO₂. Inoltre, anche la correlazione con il CO è risultata molto elevata, pari a $r=0.91$. Valori inferiori e meno significativi sono stati riscontrati per O₃ e SO₂, rispettivamente con r pari a 0.29 e 0.51.

I parametri meteorologici per i quali è stata valutata la correlazione col BC sono vento, temperatura dell'aria, umidità relativa e pressione. Questi ultimi due parametri sono risultati scarsamente correlati ($r=0.17$ e $r=0.19$) con il black carbon; per quanto riguarda vento e temperatura è stata rilevata, invece, una modesta anticorrelazione, pari a -0.30 e -0.33.

Non stupisce che alcuni dei valori trovati si discostino da quanto atteso analizzando la letteratura disponibile: bisogna, infatti, tenere conto che, effettuando misurazioni di durata limitata è possibile che alcuni parametri meteorologici abbiano un'influenza maggiore (o minore), a causa della loro variabilità intrinseca, alterando, di conseguenza, sia i valori delle concentrazioni di black carbon che quelle degli altri composti inquinanti.

In ultima analisi è stato calcolato il valore del coefficiente di assorbimento di Ångström (AAE), indicatore che permette di risalire alla sorgente di emissione del black carbon sulla base del valore assunto. Indicativamente, l'AAE assume un valore prossimo a 1 quando il black carbon è prodotto a partire da combustibili fossili, mentre è prossimo a 2 quando vengono bruciate biomasse. Ogni fonte emissiva, tuttavia, si può discostare dai suddetti valori e assumerne di superiori o inferiori. In questo studio, l'esponente ha assunto valori per la maggior parte del tempo compresi tra 0.9 e 1.3, a riprova della grande influenza dei motori diesel (caratterizzati da un AAE ~ 1) nella produzione di black carbon. Non sono, comunque, mancati picchi positivi (fino ad AAE ~ 2.2) e negativi (con AAE fino a ~ 0.6). Allo scopo di comprendere più a fondo le ragioni di tali valori, sarebbe necessaria, da un lato, una più approfondita revisione della letteratura esistente e, dall'altro, la realizzazione di campagne di misura ancor più consistenti e ben distribuite nel territorio cittadino.

In conclusione, l'analisi dei dati forniti dall'ARPA e di quelli ottenuti durante le campagne di misura ha fornito risultati in linea con le aspettative. In seguito a

questo studio, sarebbe interessante, in prospettiva, migliorare la mappatura del black carbon all'interno della città e nella prima cerchia periferica, effettuando una serie di misure in punti strategici e implementando modelli di dispersione per risalire alle concentrazioni nelle zone non coperte dalle campagne di misura; il tutto con lo scopo di fornire un'immagine il più chiaro possibile della situazione attuale e delle sue cause, potendo così cercare possibili soluzioni tecniche e politiche per ridurre il grave impatto sociale, ambientale ed economico derivanti dalla presenza di black carbon nell'aria della città di Torino.

Bibliografía

1. Ahn H., Lee J., Hong A., “Does urban greenway design affect air pollution exposure? A case study of Seoul, South Korea”, *Sustainable Cities and Society*, v. 72 (2021), 103038, May 2021.
2. Akhtar R., Palagiano C., *Climate Change and Air Pollution. The Impact on Human Health in Developed and Developing Countries*, Los Angeles, Springer Climate, 2018.
3. AMAP, *AMAP Assessment 2015: Black carbon and ozone as Arctic climate forcers*, Oslo, Norway, Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 2015.
4. Amato F., Pérez N., López M., Ripoll A., Alastuey A., Pandolfi M., Karanasiou A., Salmatonidis A., Padoan E., Frasca D., Marcoccia M., Viana M., Moreno T., Reche C., Martins V., Brines M., Minguillón M. C., Ealo M., Rivas I., van Drooge B., Benavides J., Craviotto J. M., Querol X., “Vertical and horizontal fall-off of black carbon and NO₂ within urban blocks”, *Science of the Total Environment*, v. 686 (2019), pp. 236-245, May 2019.
5. Bachmann J., *Black Carbon: A Science/Policy Primer*, Arlington, Pew Center on Global Climate Change, December 2009.
6. Bapna M., Sunder Raman R., Ramachandran S., Rajesh T. A., “Airborne black carbon concentrations over an urban region in western India—temporal variability, effects of meteorology, and source regions”, *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20 (2013), pp. 1617–1631, July 2012.
7. Barman N., Gokhale S., “Urban black carbon - source apportionment, emissions and long-range transport over the Brahmaputra River Valley”, *Science of the Total Environment*, v. 693 (2019), 133577, July 2019.
8. Becerril-Valle M., Coz E., Prévôt A. S. H., Močnik G., Pandis S. N., Sánchez de la Campa A. M., Alastuey A., Díaz E., Pérez R. M., Artíñano B., “Characterization of atmospheric black carbon and co-pollutants in urban

- and rural areas of Spain”, *Atmospheric Environment*, v. 169 (2017), pp. 36-53, September 2017.
9. Bibi S., Alam K., Chishtie F., Bibi H., Rahman S., “Temporal variation of Black Carbon concentration using Aethalometer observations and its relationships with meteorological variables in Karachi, Pakistan”, *Journal of Atmospheric and Solar–Terrestrial Physics*, v. 157-158 (2017), pp. 67-77, April 2017.
 10. Bigi A., Bianchi F., De Gennaro G., Di Gilio A., Fermo P., Ghermandi G., Prévôt A. S. H., Urbani M., Valli G., Vecchi R., Piazzalunga A., “Hourly composition of gas and particle phase pollutants at a central urban background site in Milan, Italy”, *Atmospheric Research*, v. 186 (2017), pp. 83-94, November 2016.
 11. Blanco-Alegre C., Calvo A. I., Alves C., Fialho P., Nunes T., Gomes J., Castro A., Oduber F., Coz E., Fraile R., “Aethalometer measurements in a road tunnel: A step forward in the characterization of black carbon emissions from traffic”, *Science of the Total Environment*, v. 703 (2020), 135483, November 2019.
 12. Boniardi L., Dons E., Campo L., Van Poppel M., Int Panis L., Fustinoni S., “Annual, seasonal, and morning rush hour Land Use Regression models for black carbon in a school catchment area of Milan, Italy”, *Environmental Research*, v. 176 (2019), 108520, June 2019.
 13. Briggs N. L., Long C. M., “Critical review of black carbon and elemental carbon source apportionment in Europe and the United States”, *Atmospheric Environment*, v. 144 (2016), pp. 409-427, September 2016.
 14. Cao J.-J., Zhu C.-S., Chow J. C., Watson J. G., Han Y.-M., Wang G.-H., Shen Z.-X., An Z.-S., “Black carbon relationships with emissions and meteorology in Xi'an, China”, *Atmospheric Research*, v. 94 (2009), pp. 194-202, May 2009.
 15. CCAC, *Addressing Black Carbon Emission Inventories*, Climate and Clean Air Coalition, May 2018.

16. Conrady K., *Atmospheric concentration of black carbon in the western Arctic*, Hamburg, Master Thesis of the Meteorologisches Institut and Universität Hamburg, October 2013.
17. De Miranda R. M., Perez-Martinez P. J., Andrade M. F., Dutra Ribeiro F. N., “Relationship between black carbon (BC) and heavy traffic in São Paulo, Brazil”, *Transportation Research Part D*, v. 68 (2019), pp. 84-98, September 2017.
18. EEA, *Air quality in Europe — 2020 report*, EEA Report No 9/2020, Luxembourg, Publications Office of the European Union, 2020.
19. EEA, *Status of black carbon monitoring in ambient air in Europe*, EEA Report No 18/2013, Luxembourg, Publications Office of the European Union, 2013.
20. IPCC, *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019.
21. ISPRA, *Stato dell’Ambiente. Report N° 60/2015*, Roma, ISPRA – Settore Editoria, 2015.
(<https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/statoambiente/temi-temati-2014-2015/>)
22. Helin A., Virkkula A., Backman J., Pirjola L., Sippula O., Aakko-Saksa P., Väättäinen S., Mylläri F., Järvinen A., Bloss M., Aurela M., Jakobi G., Karjalainen P., Zimmermann R., Jokiniemi J., Saarikoski S., Tissari J., Rönkkö T., Niemi J. V., Timonen H., “Variation of absorption Ångström exponent in aerosols from different emission sources”, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 126 (2021), e2020JD034094, May 2021.
23. Jones R. R., Hoek G., Fisher J. A., Hasheminassab S., Wang D., Ward M. H., Sioutas C., Vermeulen R., Silverman D. T., “Land use regression models for

- ultrafine particles, fine particles, and black carbon in Southern California”, *Science of the Total Environment*, v. 699 (2020), 134234, September 2019.
24. Kolhe A. R., Aher G. R., Ralegankar S. D., Safai P. D., “Investigation of aerosol black carbon over semi-urban and urban locations in south-western India”, *Atmospheric Pollution Research*, v. 9 (2018), pp. 1111-1130, May 2018.
25. Kompalli S. K., Babu S. S., Moorthy K. K., Manoj M. R., Kumar N. V. P. K., Shaeb K. H. B., Joshi A. K., “Aerosol black carbon characteristics over Central India: Temporal variation and its dependence on mixed layer height”, *Atmospheric Research*, v. 147-148 (2014), pp. 27-37, May 2014.
26. Krecl P., Targino A.C., Landi T. P., Ketznel M., “Determination of black carbon, PM_{2.5}, particle number and NO_x emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development”, *Atmospheric Environment*, v. 186 (2018), pp. 229-240, May 2018.
27. Kucbel M., Corsaro A., Švédová B., Raclavská H., Raclavský K., Juchelková D., “Temporal and seasonal variations of black carbon in a highly polluted European city: Apportionment of potential sources and the effect of meteorological conditions”, *Journal of Environmental Management*, v. 203 (2017), pp. 1178-1189, May 2017.
28. Levitsky M., *Black Carbon and Climate Change. Considerations for International Development Agencies*, Washington D.C., World Bank, December 2011.
29. Liakakou E., Stavroulas I., Kaskaoutis D. G., Grivas G., Paraskevopoulou D., Dumka U. C., Tsagkaraki M., Bougiatioti A., Oikonomou K., Sciare J., Gerasopoulos E., Mihalopoulos N., “Long-term variability, source apportionment and spectral properties of black carbon at an urban background site in Athens, Greece”, *Atmospheric Environment*, v. 222 (2020), 117137, November 2019.

30. Liang M. S., Keener T. C., Birch M. E., Baldauf R., Neal J., Yang Y. J., “Low-wind and other microclimatic factors in near-road black carbon variability: A case study and assessment implications”, *Atmospheric Environment*, v. 80 (2013), pp. 204-215, July 2013.
31. Liñán-Abanto R. N., Salcedo D., Arnott P., Paredes-Miranda G., Grutter M., Peralta O., Carabali G., Serrano-Silva N., Ruiz-Suárez L. G., Castro T., “Temporal variations of black carbon, carbon monoxide, and carbon dioxide in Mexico City: Mutual correlations and evaluation of emissions inventories”, *Urban Climate*, v. 37 (2021), 100855, April 2021.
32. Liu B., Ma Y., Gong W., Zhang M., Shi Y., “The relationship between black carbon and atmospheric boundary layer height”, *Atmospheric Pollution Research*, v. 10 (2019), pp. 65-72, June 2018.
33. Marín J. C., Raga G. B., Arévalo J., Baumgardner D., Córdova A. M., Pozo D., Calvo A., Castro A., Fraile R., Sorribas M., “Properties of particulate pollution in the port city of Valparaiso, Chile”, *Atmospheric Environment*, v. 171 (2017), pp. 301-316, September 2017.
34. Met One Instruments, “Met One Instruments BC 1054 Multi-spectrum Black Carbon Monitor”, August 2019 (<https://metone.com/wp-content/uploads/2019/10/BC-1054.pdf>, consultato il 2 settembre 2021)
35. Milford C., Fernández-Camacho R., Sánchez de la Campa A. M., Rodríguez S., Castell N., Marrero C., Bustos J. J., de la Rosa J. D., Stein A. F., “Black Carbon aerosol measurements and simulation in two cities in south-west Spain”, *Atmospheric Environment*, v. 126 (2016), pp. 55-65, November 2015.
36. Mousavi A., Sowlata M. H., Lovett C., Rauber M., Szidat S., Boffi R., Borgini A., De Marco C., Ruprecht A. A., Sioutas C., “Source apportionment of black carbon (BC) from fossil fuel and biomass burning in metropolitan Milan, Italy”, *Atmospheric Environment*, v. 203 (2019), pp. 252-261, February 2019.

37. Myhre G., Shindell D., Bréon F.-M., Collins W., Fuglestedt J., Huang J., Koch D., Lamarque J.-F., Lee D., Mendoza B., Nakajima T., Robock A., Stephens G., Takemura T., Zhang H., *Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge and New York, Cambridge University Press, 2013.
38. Nazeer Hussain S., Chakradhar Rao T., Balakrishnaiah G., Rama Gopal K., Raja Obul Reddy K., Siva Kumar Reddy N., Lokeswara Reddy T., Pavan Kumari S., Ramanjaneya Reddy P., Ramakrishna Reddy R., “Investigation of black carbon aerosols and their characteristics over tropical urban and semi-arid rural environments in peninsular India”, *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, v. 167 (2018), pp. 48-57, October 2017.
39. OECD, *The Cost of Air Pollution: Health Impacts of Road Transport*, Paris, OECD Publishing, 2014.
40. Peralta O., Ortínez-Alvarez A., Basaldud R., Santiago N., Alvarez-Ospina H., de la Cruz K., Barrera V., Espinosa M. L., Saavedra I., Castro T., Martínez-Arroyo A., Páramoc V. H., Ruíz-Suárez L. G., Vazquez-Galveze F. A., Gavilán A., “Atmospheric black carbon concentrations in Mexico”, *Atmospheric Research*, v. 230 (2019), 104626, July 2019.
41. Pereira S. N., Wagner F., Silva A. M., “Long term black carbon measurements in the southwestern Iberia Peninsula”, *Atmospheric Environment*, v. 57 (2012), pp. 63-71, April 2012.
42. Ramachandran S., Rajesh T. A., “Black carbon aerosol mass concentrations over Ahmedabad, an urban location in western India: Comparison with urban sites in Asia, Europe, Canada, and the United States”, *Journal of Geophysical Research*, v. 112 (2007), D06211, March 2007.
43. Ravi Kiran V., Talukdar S., Venkat Ratnam M., Jayaraman A., “Long-term observations of black carbon aerosol over a rural location in southern

- peninsular India: Role of dynamics and meteorology”, *Atmospheric Environment*, v. 189 (2018), pp. 264-274, June 2018.
44. Ravina M., Shams Esfandabadi Z., Panepinto D., Zanetti M. C., “Traffic-induced atmospheric pollution during the COVID-19 lockdown: Dispersion modeling based on traffic flow monitoring in Turin, Italy”, *Journal of Cleaner Production*, v. 317 (2021), 128425, July 2021.
 45. Safai P. D., Devara P. C. S., Raju M. P., Vijayakumar K., Rao P. S. P., “Relationship between black carbon and associated optical, physical and radiative properties of aerosols over two contrasting environments”, *Atmospheric Research*, v. 149 (2014), pp. 292-299, July 2014.
 46. Safai P. D., Raju M. P., Budhavant K. B., Rao P. S. P., Devara P. C. S., “Long term studies on characteristics of black carbon aerosols over a tropical urban station Pune, India”, *Atmospheric Research*, v. 132-133 (2013), pp. 173-184, May 2013.
 47. Segura S., Estellés V., Esteve A. R., Marcos C. R., Utrillas M. P., Martínez-Lozano J. A., “Multiyear in-situ measurements of atmospheric aerosol absorption properties at an urban coastal site in western Mediterranean”, *Atmospheric Environment*, v. 129, pp. 18-26 (2016), January 2016.
 48. Şahin Ü. A., Onat B., Akın Ö., Ayvaz C., Uzun B., Mangır N., Doğan M., Harrison R. M., “Temporal variations of atmospheric black carbon and its relation to other pollutants and meteorological factors at an urban traffic site in Istanbul”, *Atmospheric Pollution Research*, v. 11 (2020), pp. 1051-1062, April 2020.
 49. Samad A., Vogt U., Panta A., Uprety D., “Vertical distribution of particulate matter, black carbon and ultra-fine particles in Stuttgart, Germany”, *Atmospheric Pollution Research*, v. 11 (2020), pp. 1441-1450, May 2020.
 50. Saxena P., Naik V., *Air Pollution: Sources, Impacts and Controls*, Boston, CAB International, 2019.
 51. Sharma M. C., Pandey V. K., Kumar R., Latief S. U., Chakrawarthy E., Acharya P., “Seasonal characteristics of black carbon aerosol mass concentrations

- and influence of meteorology, New Delhi (India)", *Urban Climate*, v. 24 (2018), pp 968-981, December 2017.
52. Singh V., Ravindra K., Sahu L., Sokhi R., "Trends of atmospheric black carbon concentration over the United Kingdom", *Atmospheric Environment*, v. 178 (2018), pp. 148-157, January 2018.
 53. Smart Freight Centre, *Black Carbon Methodology for the Logistics Sector*, Amsterdam, Global Green Freight Project, 2017.
 54. Taheri A., Aliasghari P., Hosseini V., "Black carbon and PM_{2.5} monitoring campaign on the roadside and residential urban background sites in the city of Tehran", *Atmospheric Environment*, v. 218 (2019), 116928, September 2019.
 55. Talukdar S., Jana S., Maitra A., Gogoi M. M., "Characteristics of black carbon concentration at a metropolitan city located near land–ocean boundary in Eastern India", *Atmospheric Research*, v. 153 (2015), pp. 526-534, October 2014.
 56. Tiwari S., Srivastava A. K., Bisht D. S., Parmita P., Srivastava M. K., Attri S.D., "Diurnal and seasonal variations of black carbon and PM_{2.5} over New Delhi, India: Influence of meteorology", *Atmospheric Research*, v. 125-126 (2013), pp. 50-62, January 2013.
 57. Trompetter W. J., Grange S. K., Davy P. K., Ancelet T., "Vertical and temporal variations of black carbon in New Zealand urban areas during winter", *Atmospheric Environment*, v. 75 (2013), pp. 179-187, April 2013.
 58. UNEP & WMO, *Integrated Assessment of Black Carbon and Tropospheric Ozone*, Nairobi, Kenya, UNON/Publishing Services Section, 2011.
 59. U.S. EPA, *Report to Congress on Black Carbon*, Washington D.C., U.S. Environmental Protection Agency, March 2012.
 60. Venkatachari P., Zhou L., Hopke P. K., Felton D., Rattigan O. V., Schwab J. J., Demerjian K. L., "Spatial and temporal variability of black carbon in New York City", *Journal of Geophysical Research*, v. 111 (2006), D10S05, May 2006.

61. Von Schneidmesser E., Mar K. A., Saar D., *Black Carbon in Europe – Targeting an Air Pollutant and Climate Forcer*, Potsdam, IASS Policy Brief, May 2017.
62. Wang R., *Global Emission Inventory and Atmospheric Transport of Black Carbon*, Berlin, Springer Theses, 2015.
63. WHO, *Health Effects of Black Carbon*, Copenhagen, Denmark, WHO Press, 2012.
64. Wyche K. P., Cordell R. L., Smith M. L., Smallbone K. L., Lyons P., Hama S. M. L., Monks P. S., Staelens J., Hofman J., Stroobants C., Roekens E., Kos G. P. A., Weijers E. P., Panteliadis P., Dijkema M. B. A., “The spatio-temporal evolution of black carbon in the North-West European ‘air pollution hotspot’”, *Atmospheric Environment*, v. 243 (2020), 117874, August 2020.
65. Xiao S., Yu X., Zhu B., Kumar K. R., Li M., Li L., “Characterization and source apportionment of black carbon aerosol in the Nanjing Jiangbei New Area based on two years of measurements from Aethalometer”, *Journal of Aerosol Science*, v. 139 (2020), 105461, September 2019.
66. Yu C. H., Zhihua Fan Z., Liyong P. J., Baptista A., Greenberg M., Laumbach R.J., “A novel mobile monitoring approach to characterize spatial and temporal variation in traffic-related air pollutants in an urban community”, *Atmospheric Environment*, v. 141 (2016), pp. 161-173, June 2016.
67. Yuval, Tritscher T., Raz R., Levi Y., Levy I., Broday D. M., “Emissions vs. turbulence and atmospheric stability: A study of their relative importance in determining air pollutant concentrations”, *Science of the Total Environment*, v. 733 (2020), 139300, May 2020.
68. Zheng H., Kong S., Zheng M., Yan Y., Yao L., Zheng S., Yan Q., Wu J., Cheng Y., Chen N., Bai Y., Zhao T., Liu D., Zhao D., Qi S., “A 5.5-year observations of black carbon aerosol at a megacity in Central China: Levels, sources, and variation trends”, *Atmospheric Environment*, v. 232 (2020), 117581, May 2020.