



Università degli Studi di Trieste

DIPARTIMENTO UNIVERSITARIO CLINICO DI SCIENZE MEDICHE,
CHIRURGICHE E DELLA SALUTE

Corso di Studi
TECNICHE DELLA PREVENZIONE NELL'AMBIENTE E NEI LUOGHI DI LAVORO

IMPATTI DEGLI INCENDI BOSCHIVI IN ATMOSFERA: IL CASO DI LUGLIO 2022 IN FRIULI VENEZIA GIULIA

Tesi di laurea triennale

Relatore

Prof.ssa Francesca Larese Filon

Correlatore

Dott.ssa Arianna Tolloi

Laureando

Francesco Scocchi

INDICE

Sommario

1) INTRODUZIONE	2
1.1 Fenomenologia dell'evento	2
1.2 Correlazione fra cambiamenti climatici e aumento degli incendi boschivi	5
1.2.1 Altri fattori correlati al cambiamento climatico responsabili degli incendi.....	6
1.3 Scenario globale degli incendi	7
1.4 Impatti in atmosfera degli incendi boschivi	7
1.5 Effetti sulla salute della popolazione	8
1.5.1 Studi CLINICI/EPIDEMIOLOGICI sui vigili del fuoco	9
1.6 Inquinanti atmosferici e monitoraggio della qualità dell'aria	10
1.6.1 Particolato atmosferico (PM ₁₀ e PM _{2,5}).....	12
1.6.2 Ozono	14
1.6.3 Ossidi di azoto.....	19
1.6.4 Benzene e altri composti organici volatili (COV).....	22
1.6.5 Benzo(a)pirene e altri idrocarburi policiclici aromatici (IPA).....	23
2) SCOPO DELLA TESI.....	26
3) CASO-STUDIO	26
4) MATERIALI E METODI.....	34
5) ANALISI DEI DATI	36
5.1 PM ₁₀	36
5.2 PM _{2,5}	37
5.3 Biossido di azoto.....	38
5.4 Benzene	40
5.5 Ozono	41
5.6 Benzo(a)pirene e altri <i>marker</i> della combustione	43
5.7 L'incendio della Val Resia.....	45
5.8 Effetti a breve termine degli incendi sulla qualità dell'aria.....	45
5.9 Effetti a lungo termine degli incendi sulla qualità dell'aria.....	46
6) CONCLUSIONI.....	48
BIBLIOGRAFIA.....	51

1) INTRODUZIONE

Gli incendi boschivi sono un fenomeno da sempre presente in natura; 300 milioni di anni fa, nel carbonifero, le concentrazioni di ossigeno erano maggiori di adesso (forse del 30-50%) e ciò determinava furiosi incendi. Con l'avvento dell'*Homo sapiens*, però, gli incendi smisero di essere un mero evento di origine naturale. Le varie invenzioni tecnologiche dell'uomo, l'incessante aumento demografico e il conseguente aumento della richiesta di materie prime e derrate alimentari hanno condotto ad una situazione in cui gli incendi boschivi, sono spesso causati dall'attività umana, non solo in modo diretto (colposo o doloso), ma anche in modo indiretto, se si considerano i mutamenti climatici dovuti all'impatto antropico sull'intero pianeta. Gli incendi boschivi possono determinare impatti a breve e lungo termine sugli ecosistemi nonché effetti negativi sulla salute umana con particolare riferimento all'immissione in atmosfera di sostanze tossiche. Nel contesto appena descritto, il monitoraggio della qualità dell'aria, con riferimento non solo alla normativa vigente (D.Lgs. 155/2010), può risultare dunque un valido strumento per comprendere i possibili impatti che un incendio boschivo può determinare sulla popolazione.

1.1 Fenomenologia dell'evento

L'**incendio boschivo** è un fuoco che tende ad espandersi su aree boscate, cespugliate o arborate, comprese eventuali strutture e infrastrutture antropizzate che si trovano all'interno delle stesse aree, oppure su terreni coltivati o incolti e pascoli limitrofi alle aree (art. 2 della Legge n. 353 del 2000).

Le cause degli incendi possono essere naturali o umane e vengono di seguito descritte.

Gli **incendi naturali** si verificano molto raramente e sono causati da eventi naturali e quindi inevitabili, quali:

- Fulmini. Possono provocare incendi quando si verificano temporali senza che contemporaneamente si abbiano precipitazioni. Gli incendi causati da fulmini si verificano prevalentemente nelle zone montane, dove gli alberi conducono con facilità le scariche elettriche.
- Eruzioni vulcaniche. La lava incandescente entra in contatto con la vegetazione infiammabile.
- Autocombustione.

Gli **incendi di origine umana** possono essere:

- **Colposi** (o involontari). Sono causati da comportamenti dell'uomo, irresponsabili e imprudenti, spesso in violazione di norme e comportamenti prescritti. Non sono finalizzati ad arrecare volontariamente un danno. Le cause possono essere:
 - Attività agricole e forestali. In questi casi il fuoco viene impiegato per bruciare le stoppie, distruggere i residui vegetali provenienti da lavorazioni agricole e forestali, e per rinnovare i pascoli e gli incolti. Spesso queste operazioni vengono effettuate in aree contigue a boschi ed incolti, facile preda del fuoco, soprattutto nei periodi a maggior rischio.
 - Abbandono di mozziconi di sigarette e fiammiferi. Cerini e mozziconi di sigarette abbandonati o lanciati lungo i sentieri, le piste forestali e le linee ferroviarie possono cadere sull'erba secca o altri residui vegetali ed innescare un incendio, anche per effetto degli spostamenti d'aria provocati dai veicoli o dal vento.
 - Attività ricreative e turistiche (ad esempio barbecue non spenti bene), lanci di petardi, rifiuti bruciati in discariche abusive, cattiva manutenzione di elettrodotti.
- **Dolosi** (volontari). Gli incendi vengono appiccati volontariamente, con la volontà di arrecare danno al bosco e all'ambiente, con diverse motivazioni.

Nella classificazione degli incendi ci sono anche gli incendi di **origine ignota**, per i quali non è possibile individuare una causa precisa.

I fattori predisponenti degli incendi sono l'insieme degli aspetti che favoriscono l'innescò di un incendio e la propagazione del fuoco. Sono gli elementi di riferimento per elaborare gli indici di previsione del rischio:

- **Caratteristiche della vegetazione:** presenza di specie più o meno infiammabili e combustibili, contenuto d'acqua, stato di manutenzione del bosco.
- **Condizioni climatiche:** i fattori che hanno maggiore influenza sugli incendi sono l'umidità, il vento e la temperatura:

- l'**umidità**, sotto forma di vapore acqueo, influisce sulla quantità di acqua presente nel combustibile vegetale: quanto minore è il contenuto di acqua nei combustibili tanto più facilmente essi bruciano;
 - il **vento** rimuove l'umidità dell'aria e porta ad un aumento di ossigeno, dirige il calore verso nuovo combustibile e può trasportare tizzoni accesi e creare nuovi focolai di incendio. Le caratteristiche del vento più significative sono la direzione e la velocità. La direzione determina la forma che l'incendio assume nel suo evolversi; la velocità del vento ne condiziona invece la rapidità di propagazione;
 - la **temperatura** del combustibile e quella dell'aria che lo circonda sono fattori chiave, che determinano il modo in cui il fuoco si accende e si propaga, influenzando direttamente sul tempo di infiammabilità dei materiali vegetali.
- **Morfologia del terreno:** la morfologia del terreno influisce sugli incendi soprattutto con riferimento alla pendenza (nei terreni in pendenza aumenta la velocità di propagazione) e all'esposizione (i versanti a sud ovest sono più esposti all'azione del sole e quindi meno umidi).

In base a come si origina, un incendio può essere:

- **sotterraneo:** brucia lentamente le sostanze vegetali sotto il livello del suolo (il muschio, la torba, l'humus indecomposto). La combustione è lenta, ma si spegne con difficoltà;
- **di superficie:** brucia lo strato superficiale della vegetazione a livello del suolo (erba, foglie e rami morti). Si tratta del tipo di incendio più frequente e anche quello più facilmente controllabile. Il fuoco è rapido ma non intenso;
- **di chioma:** si propaga da una chioma all'altra degli alberi ed è quello più difficile da controllare;
- **di barriera:** l'incendio di chioma si unisce ad un incendio di superficie ed è estremamente intenso e distruttivo.

I danni provocati dagli incendi vanno ad incidere sulla vegetazione, sulla fauna, sul suolo, sull'atmosfera e sul paesaggio. L'entità del danno dipende tanto dal comportamento e dalle caratteristiche del fronte di fiamma (velocità, avanzamento, altezza e lunghezza di fiamma, profondità del fronte), quanto dalle caratteristiche dell'ambiente interessato dall'incendio.

I danni generati dal passaggio del fuoco possono essere misurati in termini sia temporali che spaziali: essi, infatti, possono manifestarsi immediatamente o in un momento successivo, possono avere ripercussioni all'interno dell'area percorsa ma anche nelle zone limitrofe.

Sotto il profilo temporale, i danni possono essere classificati in:

- **danni di primo ordine:** si verificano al momento dell'evento incendiario o immediatamente dopo. Sono il risultato diretto del processo di combustione (il danneggiamento e la morte delle piante, il consumo di combustibile, la produzione di fumo e il riscaldamento del suolo).
- **danni di secondo ordine:** si verificano in un periodo di tempo molto più lungo, da giorni, a mesi e anche a decenni dopo l'evento (i fenomeni erosivi, la dispersione del fumo e la successione vegetazionale).

1.2 Correlazione fra cambiamenti climatici e aumento degli incendi boschivi

Le attività antropogeniche (come il disboscamento dovuto all'approvvigionamento di prodotti forestali e alla necessità di creare nuovi terreni per l'agricoltura), l'aumento delle temperature e i cambiamenti climatici hanno causato una "pressione" sulle foreste che, con il passare degli anni, si sta amplificando diventando sempre più difficile da contenere.

Le alte temperature aumentano l'evaporazione dell'acqua del suolo, rendendo i terreni più secchi e cagionando la perdita di acqua nella flora forestale.

L'incidenza degli incendi boschivi è raddoppiata dal 1984 e tale tendenza è legata al riscaldamento globale. La siccità influenza l'umidità del combustibile provocando cambiamenti fisiologici nella vegetazione forestale che portano al crearsi di incendi boschivi. (1)

La continua trasformazione dell'Amazzonia e delle foreste tropicali in praterie ha causato l'aumento della temperatura in quelle regioni; le foreste amazzoniche subiscono un disboscamento di 25.000 km² all'anno.

Il riscaldamento globale danneggia in particolar modo le grandi foreste tropicali dell'Asia e dell'Africa essendo vulnerabili al clima più secco; la situazione è allarmante, infatti, dagli anni '90 le foreste tropicali stanno subendo perdite al ritmo di 152.000 km² all'anno.

A causa del crescente riscaldamento globale, le foreste boreali e le foreste temperate sono a rischio; i rischi principali per la vegetazione delle foreste boreali sono il crescente numero di insetti e l'aumento di incendi boschivi mentre le foreste temperate si stanno riducendo a causa del disboscamento per scopi agricoli.

Alcuni inquinanti atmosferici (SO₂, ossidi di azoto e particolato) e alcuni inquinanti del suolo (metalli pesanti e accumulo di acidi) emessi dalle industrie e dalle aree urbane causano l'aumento

della mortalità e la sostituzione di alcune specie forestali comportando trasformazione dell'*habitat*, perdita di biodiversità e disturbo della dinamica del suolo.

Le attività antropiche inquinanti hanno amplificato il riscaldamento globale aumentando in generale le temperature e comportando condizioni di siccità, elemento base degli incendi, i quali a loro volta, costituiscono uno dei fenomeni che determinano il riscaldamento globale, venendosi a creare così un ciclo.

Uno studio portoghese ha dimostrato con successo l'influenza della siccità sul verificarsi degli incendi boschivi utilizzando uno degli indici di siccità chiamato *Standardized Precipitation Index* (SPI). È emerso che il 97% dei grandi incendi e il 98% delle aree bruciate si sono verificati durante i periodi di siccità tra il 1981 e il 2017.

1.2.1 Altri fattori correlati al cambiamento climatico responsabili degli incendi

Ci sono altri vari fattori che sono indirettamente collegati ai cambiamenti climatici dotati di potenziale di avviare un incendio.

I fulmini sono responsabili di un terzo degli incendi boschivi da maggio a settembre (mesi estivi) e sono associati al riscaldamento globale; è stato stimato che la loro frequenza aumenta del 12% per ogni grado di aumento della temperatura.

Le proprietà fisico-chimiche e biologiche del suolo delle aree boschive successivamente all'incendio risultano alterate, facilitando l'insorgenza di altri incendi nella stessa area.

La siccità influenza la frequenza e l'estensione degli incendi boschivi a causa della riduzione delle precipitazioni, della pressione del vapore, dell'aumento delle temperature e della velocità del vento.

Le alte temperature e la bassa umidità sono le variabili principali nell'accensione degli incendi.

In futuro, gli incendi potranno essere previsti sulla base delle proiezioni della temperatura e delle precipitazioni.

In tal senso, alcuni studi hanno previsto che le foreste degli Stati Uniti con un'area superiore ai 40 ettari saranno a più alto rischio di incendi, registrando un aumento del più del 20% nel prossimo secolo.

1.3 Scenario globale degli incendi

Global Forest Watch ha contato oltre 4,5 milioni di incendi in tutto il mondo nel 2019. Una valutazione globale condotta tra il 2003 e il 2012 ha riconosciuto 67 milioni di ettari di terreno forestali bruciati ogni anno. Il 2015, l'anno più caldo del decennio, ha visto 98 milioni di ettari di foreste bruciate in tutto il mondo.

Le foreste più colpite sono quelle tropicali, delle quali circa il 4% della superficie forestale nell'Africa e nel Sud America è stata colpita dal disastro. Gli incendi che hanno attirato l'attenzione pubblica in modo drammatico sono stati quelli che si sono verificati in Australia, Grecia, Brasile, Russia e California nel 2018-2020 che, oltre ad essere stati dannosi per l'ambiente, hanno altresì comportato perdite di vite umane e animali, danni alle proprietà ed infrastrutture, quindi a drastiche perdite ambientali, ecologiche ed economiche.

1.4 Impatti in atmosfera degli incendi boschivi

Le emissioni da incendi boschivi hanno registrato una tendenza al rialzo e si prevede che aumenteranno di pari passo con l'aumento della frequenza e della gravità degli incendi stessi a causa dei cambiamenti climatici.

Nel 2012, gli incendi negli Stati Uniti hanno contribuito a oltre la metà di tutte le emissioni stimate di metano e al 20% di tutte quelle di particolato fine, mentre in Canada circa un terzo di tutte le emissioni di particolato proveniva da incendi boschivi.

Il fumo degli incendi boschivi percorre grandi distanze e attraversa confini geografici interessando anche aree o Paesi non colpiti direttamente da focolai.

Il fumo degli incendi boschivi è uno dei principali fattori che contribuiscono all'inquinamento atmosferico da particolato. Gli incendi boschivi producono proporzionalmente più particolato fine (inferiore a $2,5\ \mu\text{m}$) e ultrafine (inferiore a $1\ \mu\text{m}$), rispetto al particolato grossolano, definito come particelle di dimensioni inferiori a $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}).

Segnatamente, il particolato ultrafine costituisce una percentuale sostanziale del particolato generato dagli incendi, sebbene la dimensione media del particolato di fumo dipenda dall'intensità del fuoco, dal tipo di combustibile e dal fatto che l'incendio sia fumante o fiammeggiante.

Il fumo degli incendi boschivi, come l'inquinamento atmosferico urbano di fondo, è costituito da più inquinanti che possono influire sulla salute. Esso contiene grandi quantità di particolato (PM), ma anche idrocarburi policiclici aromatici (IPA), monossido di carbonio, composti organici volatili e ozono a seguito di reazioni alla luce solare.

1.5 Effetti sulla salute della popolazione

Gli incendi boschivi sono sempre di più riconosciuti quale importante problema per la salute pubblica (2). Recenti rapporti dell'*American Thoracic Society* evidenziano il crescente interesse per la comprensione dell'impatto dei cambiamenti climatici sulla salute umana, ovvero dell'esposizione umana a sostanze irritanti per le vie respiratorie e a quelle che possono causare malattie respiratorie, cardiovascolari e tumori.

L'esposizione al fumo degli incendi boschivi colpisce milioni di persone ogni anno, si stima che nel 2011, gli abitanti esposti sono stati all'incirca 212 milioni. L'esposizione della popolazione al fumo degli incendi boschivi causa soprattutto sintomi respiratori, infatti, è la prima causa di ospedalizzazione fra la popolazione esposta; le patologie più diffuse sono asma, bronchite, dispnea, broncopneumopatia cronica ostruttiva (BPCO).

Al contrario dei rischi per la salute respiratoria, i dati derivati dalle visite cardiovascolari non riscontrano tale correlazione: diversi studi in merito non riportano alcun aumento dei ricoveri ospedalieri o di visite al pronto soccorso per eventi cardiovascolari durante fenomeni di incendio boschivo, tuttavia, altri studi hanno invece mostrato aumenti delle patologie cardiache durante gli incendi: due studi australiani hanno riportato un'associazione tra PM_{2.5} degli incendi e rischio di arresto cardiaco fuori dall'ospedale.

Il fumo degli incendi boschivi ha il potenziale per colpire milioni di persone e rappresenta quindi un grave problema di salute pubblica (4). L'inquinante atmosferico che aumenta in modo più significativo a causa del fumo degli incendi boschivi è il particolato (PM). Durante gli episodi di fumo degli incendi boschivi, le concentrazioni di PM sono, di solito, molto più elevate delle concentrazioni di fondo urbano, per le quali sono stati osservati effetti nocivi sulla salute respiratoria. Come si è detto, il fumo può coprire vaste aree, comprese le grandi città e anche piccoli aumenti del rischio di effetti sulla salute respiratoria possono causare grandi problemi di salute pubblica.

In generale, i dati disponibili sui rischi specifici del fumo degli incendi sono troppo scarsi per procedere ad un confronto conclusivo tra la mortalità da fumo degli incendi boschivi e la mortalità da altre fonti di inquinamento atmosferico. Pertanto, è difficile stabilire se, e in che percentuale,

l'aumento del rischio di mortalità osservato durante gli eventi di incendio boschivo sia attribuibile unicamente al fumo degli incendi.

Nei pazienti asmatici, invece, l'esposizione al fumo degli incendi boschivi è associata ad un aumento dei sintomi dell'asma e all'uso di corticosteroidi ed inalatori di salvataggio.

Le prove epidemiologiche fino ad oggi eseguite dimostrano che all'esposizione al fumo degli incendi boschivi conseguono effetti diretti sulla salute umana e l'incremento della domanda di assistenza sanitaria.

1.5.1 Studi CLINICI/EPIDEMIOLOGICI sui vigili del fuoco

Gli studi condotti sugli agenti dei Vigili del Fuoco sono gli unici condotti direttamente sulla salute umana; i risultati rivelano un calo della capacità espiratoria forzata (FEV1) nel periodo successivo alla lotta antincendio mentre, passati dei mesi dall'esposizione, i parametri della capacità respiratoria tornano alla normalità.

In particolare, nell'ambito di uno dei richiamati studi (3) sono stati visitati 52 vigili del fuoco, prima e dopo aver combattuto con il fuoco di un incendio boschivo e l'esposizione è stata valutata tramite questionari e misurazioni dei livelli di monossido di carbonio, utilizzati per stimare la quantità della concentrazione di particolato respirato. È stata valutata anche la risposta polmonare mediante questionari, spirometria e valutazione dell'espettorato indotto, la risposta sistemica tramite la conta delle cellule del sangue periferico e le citochine infiammatorie.

Gli incendi boschivi da cui sono stati ottenuti campioni di gas si sono verificati in regioni lontane dalle principali strade.

La maggior parte dei soggetti è stata esposta a fumo leggero o medio e, in media, <10% del turno di lavoro è stato trascorso in condizioni di fumo intenso. I monitor di monossido di carbonio trasportati da 17 vigili durante due incendi boschivi separati hanno mostrato come i livelli di monossido di carbonio fluttuassero prevalentemente nell'intervallo 5-20 ppm con un livello di monossido di carbonio di fondo nei campi base della zona di fuoco di 1-5 ppm. Il PM respirato durante l'esposizione dei vigili è stato stimato a livelli di picco di 2,8 mg/m³ e 6 h di livelli >1 mg/m³ durante un turno di lavoro. I questionari post-esposizione sono stati compilati da 45 dei soggetti coinvolti. In risposta all'esposizione al fumo, il 65% dei vigili ha sviluppato uno o più sintomi respiratori. I disturbi più comuni erano tosse (24,4%), produzione di espettorato (28,9%) e congestione nasale (20,0%). Tutti i sintomi riportati erano minori e nessuno di essi richiedeva un intervento medico.

Analisi del sangue periferico (infiammazione sistemica)

È stata emessa a confronto la quantità dei globuli bianchi prima e dopo i turni antincendio. La quantità totale degli stessi è aumentata dopo i turni antincendio da $5,55$ a $7,06 \times 10^9$ cellule/L.

Anche i conteggi di PMN (granulociti) circolanti sono aumentati dopo i turni (da $3,32$ a $4,15 \times 10^9$ cellule/L).

Non si sono registrati cambiamenti significativi in altri indici delle cellule del sangue periferico, tra cui emoglobina, conta piastrinica e altre sottopopolazioni di globuli bianchi.

La maggior parte dei sintomi riportati dai vigili del fuoco nel presente studio erano disturbi relativamente lievi legati all'irritazione delle vie respiratorie.

1.6 Inquinanti atmosferici e monitoraggio della qualità dell'aria

L'inquinamento dell'aria è il principale rischio ambientale per la salute in Europa ed è associato a malattie cardiache, ictus, malattie polmonari e cancro ai polmoni. Si stima che l'esposizione all'inquinamento dell'aria determini ogni anno oltre 400.000 decessi prematuri nell'UE (<https://www.eea.europa.eu/>). Per questo motivo la Commissione Europea ha emanato la direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, recepita in Italia dal D.Lgs 155/2010. Tale decreto fornisce specifiche indicazioni rispetto a quali sono gli inquinanti da monitorare, ai rispettivi limiti di legge, ai metodi di misura e alla zonizzazione del territorio. La valutazione della qualità dell'aria ambiente è dunque fondata su una rete di misura e su un programma di valutazione gestiti dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente.

Il fine ultimo della normativa è quello di: a) individuare obiettivi di qualità dell'aria ambiente volti a evitare, prevenire o ridurre effetti nocivi per la salute umana e per l'ambiente nel suo complesso; b) valutare la qualità dell'aria ambiente sulla base di metodi e criteri comuni su tutto il territorio nazionale; c) ottenere informazioni sulla qualità dell'aria ambiente come base per individuare le misure da adottare per contrastare l'inquinamento e gli effetti nocivi dell'inquinamento sulla salute umana e sull'ambiente e per monitorare le tendenze a lungo termine, nonché i miglioramenti dovuti alle misure adottate; d) mantenere la qualità dell'aria ambiente, laddove buona, e migliorarla negli altri casi; e) garantire al pubblico le informazioni sulla qualità dell'aria ambiente; f) realizzare una migliore cooperazione tra gli Stati dell'Unione europea in materia di inquinamento atmosferico.

La rete di monitoraggio della qualità dell'aria consente di rendicontare gli impatti delle varie fonti di inquinamento atmosferico, fra cui si annoverano tutte le attività antropiche legate in particolare all'industria, alla produzione di energia, al riscaldamento domestico, all'agricoltura e ai trasporti come pure le eruzioni vulcaniche, i trasporti *long-range* di sabbie desertiche e, non da ultimi, gli incendi boschivi che possono interessare anche le aree antropizzate.

In base alle indicazioni legislative, il territorio regionale viene suddiviso in zone omogenee per orografia, condizioni meteo-climatiche, densità abitativa ed utilizzo del territorio su cui collocare un numero congruo di stazioni di misurazione tale da rispettare i canoni di efficienza, efficacia ed economicità. Vengono dunque ad essere monitorati sia gli impatti del traffico -tramite le stazioni da traffico-, sia gli impatti industriali -tramite stazioni industriali-, ma soprattutto sono rappresentative ai fini della tutela della salute umana le stazioni di fondo, che non sono impattate da una specifica fonte e, per questo, rappresentano la qualità dell'aria media di una determinata area. Le stazioni possono essere collocate in siti urbani, suburbani o rurali a seconda che si trovino in centri densamente abitati, in zone parzialmente edificate e in zone non edificate.

Per legge corre l'obbligo di monitorare, o eventualmente modellizzare, le concentrazioni di una serie di inquinanti atmosferici, individuati in base alla loro tossicità per la salute umana, che vengono di seguito elencati:

- PM₁₀-PM_{2,5}
- OZONO
- OSSIDI DI AZOTO
- MONOSSIDO DI CARBONIO
- BIOSSIDI DI ZOLFO
- BENZENE
- BENZO(A)PIRENE
- METALLI (As, Cd, Ni, Pb)

Alcuni di questi inquinanti vengono descritti nei prossimi paragrafi in quanto inerenti al presente lavoro di tesi.

1.6.1 Particolato atmosferico (PM₁₀ e PM_{2,5})

PM₁₀ e PM_{2,5} sono due frazioni del particolato atmosferico. Con il termine “particolato atmosferico” si intende l’insieme di particelle solide più o meno piccole (polvere, ceneri, pollini) e di goccioline microscopiche che si trovano nell’atmosfera la cui dimensione varia tra 0.1 µm e 100 µm.

Il particolato è composto da componenti chimici principali in proporzione diversa, quali Solfato, Nitrato, Ammonio, Cloruro, Carbonio, materiali cristallini e materiali biologici.

Il particolato atmosferico è un inquinante che ha origine sia primaria che secondaria: nel primo caso deriva dall’immissione diretta della sorgente in atmosfera, nel secondo da precursori gassosi che dopo aver subito delle reazioni nell’atmosfera, passano alla fase solida o liquida andando a formare le particelle.

Il particolato deriva da sorgenti antropiche e naturali. Le principali fonti antropiche sono il traffico veicolare (scarichi del motore e l’usura degli pneumatici, dei freni, della frizione, del manto stradale), la combustione di combustibili fossili (centrali termoelettriche, riscaldamento civile), le attività produttive (fonderie, miniere), lo smaltimento dei rifiuti, la combustione di residui agricoli. Le principali fonti naturali di particolato primario sono l’erosione e la disgregazione di suolo e rocce (particolato cristallino), l’aerosol marino, i pollini ed i residui animali o vegetali, l’attività vulcanica e gli incendi boschivi. Il particolato secondario naturale è costituito da particelle che si originano in seguito all’ossidazione di sostanze quali il biossido di zolfo e l’acido solfidrico emessi dai vulcani e dagli incendi, gli ossidi di azoto e l’ammoniaca liberati dai terreni, alcuni idrocarburi (terpeni) rilasciati dalla vegetazione.

PM₁₀ e PM_{2,5}

In base al diametro delle particelle distinguiamo il materiale particolato in PM₁₀ (diametro delle particelle ≤ a 10 µm) e PM_{2,5} (diametro ≤ a 2,5 µm).

Il **PM₁₀ (particolato grossolano)** è costituito da particelle aventi un tempo di permanenza nell’atmosfera basso, che permangono al massimo per qualche ora dopo l’emissione. Il **PM_{2,5} (particolato fine)** è costituito da particelle che possono permanere nell’atmosfera giorni o settimane, con la possibilità di essere trasportate a centinaia di chilometri.

Le concentrazioni di $PM_{2,5}$ e PM_{10} sono altamente correlate (il $PM_{2,5}$ è un sottoinsieme del PM_{10}) rendendo quasi impossibile distinguere le due metriche negli studi epidemiologici poiché non si comportano come variabili indipendenti.

Tossicità

PM_{10} e $PM_{2,5}$ possono veicolare varie sostanze tossiche e pericolose che possono essere respirate direttamente nei polmoni e causare malattie respiratorie, come l'asma, malattie cardiovascolari e tumori (5).

Il $PM_{2,5}$ è in grado di penetrare nella regione alveolare del sistema respiratorio con un'efficienza molto maggiore rispetto alle particelle grossolane di PM_{10} .

L'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (*International Agency for Research on Cancer – IARC*) ha classificato le polveri sottili fra i cancerogeni del gruppo 1, ovvero certamente cancerogeni per l'uomo.

Per questo motivo la legislazione nazionale (D.Lgs. 155/2010) ha introdotto dei valori limite riguardo alle concentrazioni in aria ambiente per PM_{10} e $PM_{2,5}$. Per il PM_{10} sono imposti il valore limite di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media giornaliera, da non superare più di 35 volte in un anno civile, e il valore limite di $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media annua. Per il $PM_{2,5}$ è imposto soltanto il valore limite di $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media annua.

Correlazione tra PM_{10} e $PM_{2,5}$ e incendi boschivi

Diversi studi dimostrano la correlazione tra PM_{10} e $PM_{2,5}$ e incendi boschivi.

In uno studio svolto in Australia alla fine del 2019 (l'incendio del Gospers) (6), viene valutata la correlazione tra PM_{10} e $PM_{2,5}$ prima, durante e dopo gli incendi boschivi. Quindi vengono analizzati il valore medio, il valore massimo e la deviazione standard di $PM_{2,5}$ e PM_{10} prima, durante e dopo gli incendi boschivi.

Si è riscontrato che il coefficiente di correlazione tra PM_{10} e $PM_{2,5}$ è superiore a 0,85 nelle cinque stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria. Il valore massimo, la media e la deviazione standard di PM_{10} e $PM_{2,5}$ sono maggiori durante l'incendio boschivo.

Uno studio condotto in Portogallo e in Gran Bretagna nell'ottobre del 2017 (7) ha evidenziato l'aumento delle concentrazioni di PM_{10} durante gli incendi portoghesi, con livelli estremamente elevati nelle zone più colpite durante gli incendi. Inoltre, si è registrato l'aumento dei decessi

generali e dei decessi per patologie all'apparato respiratorio: in questo periodo, per ogni 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aggiuntivi di PM_{10} , c'è stato un aumento dello 0,89% nel numero di decessi naturali e del 2,34% nei decessi correlati all'apparato cardiorespiratorio.

Il mese di ottobre è stato caratterizzato da alte temperature e forti venti dovuti alla tempesta Ophelia, che oltre aver contribuito sinergicamente all'alta intensità degli incendi, ha trasportato molto lontano il fumo degli incendi e le polveri derivanti dal Nord Africa.

Le osservazioni satellitari hanno rivelato che il fumo degli incendi portoghesi insieme alla polvere sahariana è stato trasportato verso nord dai forti venti della tempesta Ophelia, raggiungendo tutti i paesi dell'Europa occidentale tra cui Spagna, Francia, Belgio, Paesi Bassi e Regno Unito; di questi, il Regno Unito è stato quello colpito solo dal fumo degli incendi portoghesi dell'ottobre 2017. Il pennacchio di fumo degli incendi portoghesi ha coperto il Regno Unito per sette giorni, tre dei quali in concomitanza con la polvere sahariana. Le concentrazioni di PM_{10} hanno raggiunto il picco (circa 2 volte le concentrazioni abitudinarie) il 16 ottobre e il 18 ottobre. La popolazione durante quei sette giorni è stata esposta in media ad un livello aggiuntivo di PM_{10} di 11,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, rivelando l'impatto degli incendi portoghesi su popolazioni lontane. L'Inghilterra e il Galles sono state le Regioni con le esposizioni più elevate di $\text{PM}_{\text{medio}_{10}\text{-DEI}}$ (*Daily exposure increments*) di 15,2 e 17,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

1.6.2 Ozono

L'Ozono a livello del suolo, da non confondere con lo strato di Ozono nell'atmosfera superiore, è uno dei principali componenti dello smog fotochimico. È formato dalla reazione della luce solare (reazione fotochimica) con inquinanti gassosi come gli ossidi di azoto (NO_x) derivanti dalle emissioni di veicoli e industrie e composti organici volatili (COV) sia di origine antropica (veicoli, solventi e industria) che di origine naturale (ecosistemi terrestri e marini). I più alti livelli di inquinamento da Ozono si raggiungono durante i periodi di tempo soleggiato, quindi tipicamente durante il periodo estivo ed in particolare nelle ore diurne.

L'ozono è un gas associato a esiti avversi per la salute (8) in quanto, essendo una sostanza irritante per le vie aeree, può causare o aggravare patologie all'apparato respiratorio. I dati provenienti dai siti di monitoraggio di tutto il mondo mostrano livelli di ozono spesso superiori alla soglia prevista dalla legislazione dell'UE e alle linee guida più restrittive dell'OMS per la protezione della salute umana. Per questo motivo anche la normativa nazionale (D.Lgs. 155/2010) impone il

monitoraggio di tale inquinante e, a tutela della salute umana, indica le soglie di informazione e di allarme che corrispondono a valori medi orari rispettivamente pari a $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (in quest'ultimo caso la soglia deve essere superata per tre ore consecutive). Inoltre, sempre ai fini di tutelare la salute umana, la normativa prevede anche il valore obiettivo di $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come massimo giornaliero della media trascinata sulle 8 ore da non superare più di 25 volte per anno civile.

Tossicità

L'ozono è un gas altamente reattivo e ossidante con una bassa solubilità in acqua. A causa delle sue caratteristiche chimiche, l'esposizione all'ozono avviene quasi esclusivamente per inalazione. Può causare effetti indesiderati alla pelle, ma limitati agli strati superiori del derma. Dopo l'inalazione, l'ozono viene assorbito principalmente dal tratto respiratorio superiore e condotto nelle vie aeree intratoraciche.

Fattori che influenzano l'assorbimento dell'ozono sono l'età e il sesso: livelli più elevati di assorbimento sono osservati nei bambini e nelle donne, a causa delle variazioni nelle dimensioni delle vie aeree; l'età è un fattore significativo di suscettibilità ed infatti gli anziani sono una categoria ad elevato rischio per la salute derivanti dall'esposizione all'ozono. I soggetti affetti da una malattia polmonare preesistente, come bronchite cronica, asma o enfisema, mostrano un aumento dei rischi correlati all'ozono. Pertanto, la tossicità dell'ozono dipende da una vasta gamma di fattori e vi è una grande variabilità delle risposte individuali a qualsiasi concentrazione di ozono a livello del suolo.

Le patologie più diffuse fra la popolazione sono decrementi della funzionalità polmonare, infiammazione alle prime vie aeree, maggior suscettibilità alle infezioni, sintomi respiratori e attacchi d'asma; l'esposizione all'ozono può anche comportare patologie più gravi, come la morte o il ricovero ospedaliero, eventi però meno comuni e che coinvolgono meno persone.

Effetti sul sistema respiratorio

Molti studi sperimentali si sono concentrati sugli effetti acuti dell'esposizione all'ozono rispetto alla salute respiratoria. La relazione esposizione-esito respiratorio è stata studiata in varie condizioni, come esposizioni controllate a riposo o durante l'esercizio fisico, esposizioni a livello ambientale e in soggetti con malattie polmonari preesistenti, come asma o bronchite cronica. Gli studi sull'uomo hanno il principale vantaggio di evitare la necessità di estrapolare risultati da studi

sperimentali condotti su animali o in vitro, che generalmente utilizzano livelli molto elevati di inquinanti per valutare i meccanismi biologici sottostanti. Gli studi sono stati condotti più frequentemente in soggetti giovani sani, non fumatori, esposti a un'ampia gamma di livelli di ozono (40-600 ppb (1 ppb = 1,96 µg/m³)).

L'aggiornamento globale delle linee guida sulla qualità dell'aria (OMS 2005) del 2006 ha rivolto un crescente interesse scientifico alla produzione di modelli predittivi per decrementi di funzionalità polmonare (FEV1) relativi alla dose di ozono inalatorio, con l'obiettivo di valutare il rischio e produrre soglie di risposta. I principali risultati mostrano che i soggetti esposti ad alti livelli di ozono all'aperto (lavoratori all'aperto, bambini nei campi estivi, adulti che esercitano attività fisica) sperimentano decrementi acuti della funzionalità polmonare.

Risultati di studi epidemiologici mostrano associazioni robuste, positive e significative tra le fluttuazioni dei livelli di ozono ambientale e l'aumento della morbidità. Per calcolare la morbidità si valutano l'aumento dei ricoveri ospedalieri e le visite al pronto soccorso per asma, infezioni del tratto respiratorio, esacerbazione di altre malattie respiratorie e l'assenteismo scolastico. Gli effetti sono stati osservati frequentemente nei bambini, negli anziani, negli asmatici e nei soggetti con broncopneumopatia cronica ostruttiva (BPCO) e durante i mesi più caldi. Esistono ampie analisi svolte in più città che mettono in relazione le variazioni dei livelli di ozono con i ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie. Tali associazioni sono significative anche quando si introducono nei modelli variabili legate al tempo, come il giorno della settimana, gli effetti stagionali, altri inquinanti atmosferici e fattori meteorologici

Effetti sul sistema cardiovascolare

I risultati di studi sperimentali su animali hanno prodotto alcune evidenze per gli effetti cardiovascolari dell'ozono, come l'aumento della frequenza cardiaca, della pressione diastolica, lo stress ossidativo vascolare, l'infiammazione e la diminuzione della variabilità della frequenza cardiaca.

D'altra parte, gli studi sperimentali sull'uomo sono meno conclusivi e hanno fornito associazioni incoerenti con l'ozono.

Effetti cronici sulla salute

Non vi sono prove certe degli effetti cronici dell'ozono sulla salute umana. Le patologie croniche derivanti dall'esposizione continua ad ozono sembrerebbero essere asma o patologie simili, aterosclerosi, riduzione dell'aspettativa di vita e morte.

Dal 2005, diversi studi di coorte hanno fornito un'associazione interessante tra esposizione a lungo termine e mortalità, principalmente mortalità respiratoria e cardiorespiratoria in persone affette da condizioni predisponenti.

Uno studio di coorte ha arruolato più di 1,2 milioni di partecipanti tra settembre 1982 e febbraio 1983 in tutti i 50 Stati degli Stati Uniti. È stato somministrato un questionario sulle caratteristiche demografiche, le abitudini e la storia del fumo, l'alcol, la dieta, l'istruzione e altre informazioni individuali. I risultati hanno riportato un'associazione statisticamente significativa tra l'esposizione a lungo termine all'ozono e la mortalità totale. Le stime del rischio erano più forti per la mortalità cardiopolmonare.

Tuttavia, una certa incertezza nell'interpretazione di questi risultati è causata dall'interazione tra ozono e PM_{2.5}, risulta infatti complicato separare gli effetti specifici dei due inquinanti. In un'ulteriore analisi, in cui sono stati applicati robusti metodi di aggiustamento, l'esposizione a lungo termine all'ozono rimane associata solo alla mortalità respiratoria.

Nel complesso, alcune ricerche hanno stimato un eccesso di rischio di mortalità dello 0,26% (IC 95% 0,15-0,37%) correlato a un 10 µg/m³ di aumento dell'ozono massimo giornaliero in 1 ora.

Un caso studio svolto negli Stati Uniti, California, durato dal 6 maggio al 26 settembre 2008 (9), ha conteggiato i ricoveri e le visite al pronto soccorso per patologie dell'apparato respiratorio correlate all'esposizione all'ozono, prima, durante e dopo un esteso incendio boschivo avvenuto in California dal 20 giugno al 31 luglio 2008, con lo scopo di dimostrare l'aumento di casi sanitari per patologie dell'apparato respiratorio dopo un incendio boschivo.

L'ozono durante gli incendi è stato significativamente associato a visite di pronto soccorso per asma (RR = 1,05 e IC 95% = (1,022, 1,078) per un aumento di 10 ppb di O₃) e respiratorio combinato (RR = 1,013 e IC 95% = (1, 1,027) per un aumento di 10 ppb di O₃). L'associazione tra O₃ e la respirazione combinata è rimasta indicativa dopo gli incendi e si è anche osservata un'associazione significativa tra O₃ e visite di pronto soccorso per infezioni respiratorie acute dopo gli incendi, quando i livelli di O₃ erano ancora elevati.

Correlazione tra ozono e incendi boschivi

Uno studio svolto in Indonesia (10), ha avuto lo scopo di monitorare la concentrazione di ozono prodotto dagli incendi boschivi nell'isola di Sumatra, Kalimantan (la parte meridionale dell'isola del Borneo) e nel sud della Nuova Guinea nel settembre e ottobre del 1993 e del 1998, durante i periodi di “El Niño” (modello climatico che descrive l'insolito riscaldamento delle acque superficiali nell'Oceano Pacifico orientale, che provoca eventi di grave siccità in alcune regioni dell'Indonesia, verso gli ultimi mesi dell'anno).

I dati raccolti hanno indicato che le concentrazioni e le variazioni temporali degli aumenti di ozono erano simili in entrambi gli anni; gli aumenti di ozono sono stati riscontrati principalmente sull'isola di Sumatra e sulla penisola malese a settembre e si sono diffusi dal Kalimantan all'Oceano Indiano centrale in ottobre. Questa distribuzione dell'ozono era in parte diversa dalle aree di incendio segnalate: questa differenza suggeriva l'importanza dell'avvezione orizzontale dovuta al vento orientale nella bassa troposfera e del trasporto verticale dovuto al vento verso l'alto ad ovest dell'isola di Sumatra, nella zona di concentrazione massima dell'ozono.

L'aumento medio dell'ozono in questa regione è stato stimato sottraendo la struttura di fondo dell'ozono totale nei tropici, e questa analisi ha mostrato che grandi aumenti di ozono si sono verificati principalmente nella stagione secca durante i periodi di El Niño, quando le precipitazioni sono diminuite significativamente e gli estesi incendi boschivi si sono verificati frequentemente in Indonesia.

L'ozono osservato ha avuto un picco significativo tra settembre e novembre nel 1994 e nel 1997. In entrambi gli anni, i valori totali di ozono sono aumentati nei mesi di agosto e settembre, raggiungendo i valori più alti di 280-290 Unità Dobson (DU) ($1 \text{ DU} = 2.687 \times 10^{16}$ molecole di ozono cm^{-2}) in ottobre, ed è diminuito nei mesi di novembre e dicembre.

Rispetto ai valori totali di ozono di 250-260 DU in agosto e in dicembre di entrambi gli anni, gli aumenti dell'ozono totale in ottobre sono stati di circa 30 DU.

L'ozono troposferico integrato ha mostrato un picco nei periodi tra settembre e novembre dal 1993 al 1998, in concomitanza con la presenza del El Niño”. L'aumento dell'ozono potrebbe essere attribuito alla produzione fotochimica attraverso l'aumento dei gas precursori dell'ozono, emessi da estesi incendi boschivi nell'isola di Sumatra e nel Kalimantan.

1.6.3 Ossidi di azoto

Fra i diversi ossidi che l'azoto può formare, per quanto attiene alle problematiche dell'inquinamento atmosferico si considerano solamente il monossido di azoto (NO) ed il biossido di azoto (NO₂) e la somma di questi due composti indicata come NO_x; questi ossidi si formano per reazione, alle alte temperature, fra l'azoto e l'ossigeno che sono i principali costituenti dell'aria atmosferica (azoto circa il 78% e l'ossigeno circa il 21%) e di conseguenza, per quanto riguarda il contributo antropico, si possono individuare come principali sorgenti tutti i processi di combustione (motori a scoppio, impianti termici civili e industriali, alcuni processi produttivi che necessitano di elevate temperature).

I gas prodotti dalla combustione contengono soprattutto monossido di azoto, che allo scarico non si decompone di nuovo ad ossigeno ed azoto a causa del brusco raffreddamento; nell'atmosfera, grazie ai successivi processi fotochimici, il monossido viene trasformato in biossido di azoto con velocità che dipendono principalmente dall'intensità dell'irraggiamento solare e dalla temperatura.

Gli ossidi di azoto presenti nell'atmosfera sono precursori dell'ozono troposferico, contribuiscono al fenomeno delle piogge acide per trasformazione in acido nitrico; inoltre, l'acido nitrico formatosi viene poi salificato a nitrato d'ammonio, composto che rappresenta uno dei principali costituenti del particolato fine secondario.

Fra tutti gli ossidi di azoto, quello più tossico per la salute umana è il biossido di azoto in quanto è un gas irritante per occhi, naso e vie respiratorie e può combinarsi con l'emoglobina del sangue (per formare metaemoglobina) impedendo così il trasporto dell'ossigeno. Per questo motivo il D.Lgs. n.155/2010 prevede dei valori limite ai fini della protezione della salute umana che sono il limite relativo alla media oraria, pari a 200 µg/m³ da non superare più di 18 volte per anno civile, e il limite relativo alla media annua, pari a 40 µg/m³.

Tossicità

Gli ossidi di azoto sono precursori dell'ozono troposferico con i suoi effetti nocivi sulla salute e sono coinvolti nella formazione secondaria di particolato fine.

I radicali liberi sono specie reattive dell'ossigeno e dell'azoto, sono dannosi per i lipidi cellulari, le proteine e il DNA nucleare o mitocondriale, inibendo la loro normale funzione. Inoltre, possono interferire con le vie di segnalazione all'interno delle cellule. Negli organismi aerobici eucarioti,

compresi gli esseri umani, i radicali liberi sono continuamente generati durante il normale metabolismo e in risposta a esposizioni ambientali esogene (ad esempio l'ozono).

Quando la concentrazione dei radicali liberi aumenta, si verifica uno stato di stress ossidativo. Questo stato ossidativo è stato implicato in un'ampia varietà di malattie degenerative come l'aterosclerosi, gli attacchi di cuore, lo stroke, le malattie infiammatorie croniche (artrite reumatoide), la cataratta, i disturbi del sistema nervoso centrale (morbo di Parkinson e morbo di Alzheimer), i disturbi legati all'età e infine il cancro. (11)

Esposizione a breve termine

L'*Integrated Science Assessment* condotto dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente degli Stati Uniti ha esaminato le prove esistenti che collegano esposizione a NO₂ con esiti sanitari concludendo che esiste una relazione causale tra l'esposizione a breve termine a NO₂ ed effetti respiratori. (12)

L'aumento della concentrazione di NO₂ di 9,6 µg/m³ (minima 0–4,38 µg/m³ a seconda della città) è stato associato a ricoveri per malattie cardiovascolari. In particolare, negli anziani, i ricoveri ospedalieri per malattie cardiovascolari totali, insufficienza cardiaca, cardiopatia ischemica e infarto del miocardio sono aumentati.

L'aumento della concentrazione di NO₂ di 22,9 µg/m³ (minimo 5,2 µg/m³) è stato associato ad un aumento della mortalità nelle persone affette da asma.

Ci sono associazioni tra ricoveri ospedalieri per emorragia intracerebrale primaria, per ictus ischemico, per malattie cardiovascolari e l'aumento di NO₂ di 32 µg/m³ (minimo 11,73 µg/m³) a temperature superiori a 20 °C.

Esposizione a lungo termine

Diversi studi recenti hanno riportato effetti avversi sulla salute al di sotto degli attuali limiti di esposizione per l'NO₂ in particolare tra le popolazioni sensibili. L'esposizione a lungo termine a una media annuale inferiore a 40 µg/m³ di NO₂ è associata a effetti avversi sulla salute (sintomi/malattie respiratorie, ricoveri ospedalieri, mortalità e otite media). L'aumento di 8,5 µg/m³ di NO₂ (minimo 19,5 µg/m³) è stato associato ad un aumento dei sintomi bronchiali nel primo anno di vita.

L'incidenza significativamente più alta di infezioni respiratorie, influenza / raffreddore grave si hanno per un $10,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di aumento del NO_2 (minimo $12,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

L'aumento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ della concentrazione di NO_2 (minimo $19,6$ e $12,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è stato associato all'otite media.

L'aumento della concentrazione di NO_2 fino a $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (minimo $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è stata associato ad un aumento della mortalità per tutte le cause e della mortalità cardiopolmonare.

Correlazione fra ossidi di azoto e incendi boschivi

È stato condotto uno studio (13) nel luglio 2007 presso l'Università dell'Aquila, a circa 3 km a nord-ovest dal centro della città dell'Aquila (Abruzzo) in un sito di misurazione presso cui le principali fonti di inquinamento antropico erano il traffico veicolare e il consumo di energia pubblica e privata della città dell'Aquila.

Durante il periodo delle misurazioni (luglio 2007), la regione intorno al sito di osservazione e la maggior parte dell'Italia centrale e meridionale sono state colpite da un numero rilevante di incendi boschivi.

Durante la campagna di misurazione i valori del monossido di azoto e del biossido di azoto sono stati i seguenti:

parametro	minimo	media	massimo
NO	0 ppbv	0,4 ppbv	43,7 ppbv
NO_2	0 ppbv	5,1 ppbv	64,2 ppbv

Le misurazioni hanno coperto il periodo tra il 15 e il 31 luglio 2007. La sera del 15 luglio si è verificato il primo grande incendio nella zona circostante L'Aquila, dopo diversi altri piccoli incendi nella stessa zona. Il rapporto di miscelazione del NO_2 che è aumentato da meno di 1 ppbv a fino a 20 ppbv intorno alle ore 19 ha indicato l'inizio del primo incendio. L'aumento di NO_2 corrisponde esattamente a quello del $\text{PM}_{2.5}$, con un coefficiente di correlazione (R) pari a 0,83. Tali evidenze indicano che la brusca variazione dell' NO_2 è dovuta all'incendio.

1.6.4 Benzene e altri composti organici volatili (COV)

I composti organici volatili (COV) sono tutti i composti organici diversi dal metano, provenienti da fonti antropogeniche e biogeniche, che possono produrre ossidanti fotochimici (ozono) reagendo con gli ossidi di azoto in presenza di luce solare.

Le fonti di COV possono avere origine naturale (es. emissioni biogeniche terrestri e marine, incendi boschivi) o antropica (emissioni degli automezzi e delle attività industriali e agricole) (14). I COV generati dagli incendi boschivi hanno un valore di 24 Teragrammi/anno, un livello inferiore rispetto alle immissioni di COV associate alla produzione e all'uso di combustibili fossili (77,4 Tg/anno) e simili a quelle derivanti dai processi industriali (26,7 Tg/anno) e dalla combustione di biocarburanti (30,0 Tg/anno), ma superiori alle emissioni generate dalla gestione dei rifiuti (2,7 TG/anno). (15)

Tossicità

Le patologie più diffuse causate dall'esposizione ai COV sono malattie cardiovascolari, effetti neurologici, tossicità d'organo e cancro (16) e possono avere un rapido impatto sul sistema cardiovascolare umano.

I COV interagiscono anche con altri inquinanti ambientali, creando così degli inquinanti secondari come l'Ozono troposferico e aerosol organici secondari, componenti importanti del particolato fine (PM_{2,5}).

Gli studi sull'esposizione umana ai COV sono complicati data la mancanza di monitoraggio continuo dei COV nell'aria e dalle ampie variazioni dei COV nello spazio e nel tempo. Diversi studi epidemiologici hanno raggruppato i COV ambientali per alcheni, alchini e composti aromatici quali benzene, toluene, etilbenzene e xileni (BTEX) per dimostrare delle associazioni con eventi cardiovascolari come insufficienza cardiaca, ictus, cardiopatia ischemica e mortalità. L'esposizione ai COV è spesso misurata in ambienti chiusi ed è stata associata all'aumento della pressione sanguigna, della frequenza cardiaca, della variabilità della frequenza cardiaca e cambiamenti del sistema nervoso autonomo. Gli inquinanti contenenti COV come le emissioni automobilistiche, diesel e il fumo di tabacco sono stati collegati allo sviluppo delle malattie cardiovascolari. Tuttavia, il ruolo dei singoli COV e delle miscele di COV nella fisiopatologia delle malattie cardiovascolari nell'uomo rimane da accertare. (17)

Dei COV fa parte anche il benzene, che è un composto classificato dalla IARC come certamente cancerogeno per l'uomo e quindi inserito nel gruppo 1. Per questo motivo il benzene viene correntemente monitorato in aria ambiente e per esso esiste, ai sensi del D.Lgs. 155/2010 un valore limite pari a $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media annua.

Correlazione tra COV e incendi boschivi

Una ricerca condotta in Portogallo nel 2010 (16) ha studiato le emissioni di gas e dei composti organici volatili provenienti dagli incendi boschivi del Mediterraneo verificatisi in Portogallo nell'estate del 2010.

Gli idrocarburi aromatici sono stati i principali componenti (51%) delle emissioni di COV, tra questi i composti dominanti erano il Benzene e il Toluene.

Le concentrazioni medie di COV identificati nei campioni di fumo sono state confrontate con le concentrazioni medie di fondo, ed erano significativamente più alte dei livelli di fondo misurati, pertanto, i valori rilevati possono essere considerati come emessi da incendi.

1.6.5 Benzo(a)pirene e altri idrocarburi policiclici aromatici (IPA)

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono dei composti organici, con due o più anelli aromatici condensati, formati interamente da carbonio e idrogeno, incolori, bianchi o giallo pallido; sono composti cancerogeni e mutageni prodotti dalla combustione incompleta di sostanze organiche.

Le principali fonti di inquinamento risultano quelle antropogeniche: industriali (produzione di energia), domestiche (combustione di carbone, petrolio, gas e legno) e agricole. Le principali fonti naturali di IPA sono l'attività vulcanica e gli incendi boschivi. (18-19-20)

Gli IPA a basso peso molecolare (due e tre anelli) si trovano nell'atmosfera prevalentemente in fase gassosa, mentre gli IPA multi-anello (cinque anelli o più) sono in gran parte legati alle particelle e quindi in fase solida. Gli IPA a peso molecolare intermedio (quattro anelli) a seconda della temperatura atmosferica, sono ripartiti tra la fase gassosa e quella particolata. Le concentrazioni di IPA gassosi sono più elevate durante l'estate rispetto all'inverno.

Gli IPA legati alle particelle sono considerati molto pericolosi per la salute umana in quanto, veicolati dalle stesse particelle, possono raggiungere e permanere nei tessuti dell'apparato respiratorio dove possono determinare effetti mutageni.

Il Benzo(a)pirene (BaP), categorizzato come cancerogeno del gruppo 1 secondo la IARC, è spesso utilizzato come *marker* per l'esposizione totale degli IPA cancerogeni, poiché vi è un contributo elevato di BaP al potenziale cancerogeno totale. Per questi motivi il BaP viene monitorato per legge in aria ambiente ai sensi del D.Lgs, 155/2010 che ne pone il limite medio annuo a 1 ng/m³. I sistemi di misura utilizzati per determinare i livelli di BaP in aria ambiente consentono, simultaneamente, di determinare una vasta gamma di congeneri i quali possono a loro volta dare utili indicazioni rispetto alle fonti di inquinamento.

Tossicità

Gli IPA hanno principalmente effetti cancerogeni per l'uomo se associati al particolato, specialmente nelle particelle fini nell'aria ambiente. Per questo motivo, gli esseri umani sono esposti agli IPA principalmente attraverso il tratto respiratorio, ma gli IPA possono entrare in un organismo anche attraverso il tratto digestivo in seguito all'assunzione di alimenti contenenti IPA (ad esempio alimenti affumicati e cotti alla brace ma anche coltivati o conservati vicino ad aree a traffico intenso...) o attraverso la pelle per contatto con derivati del petrolio (catrame, pece).

Gli IPA all'interno dell'organismo possono essere modificati e reagire trasformando DNA, RNA, proteine e indurre mutazioni che possono causare tumori in diversi organi (polmoni, esofago, colon, pancreas, pelle, vescica...) (21)

La IARC (*International Agency for Research on Cancer*) ha classificato diversi IPA rispetto alla loro cancerogenicità per l'uomo, tra cui il BaP nel gruppo 1, sicuramente tossico e cancerogeno per l'uomo. Altri tipi di IPA sono stati inseriti nei gruppi: 2A: probabilmente cancerogeno, 2B: possibilmente cancerogeno per l'uomo, 3: cancerogenicità non classificabile. (21)

Gli IPA non hanno una grande capacità di causare effetti sulla salute a breve termine negli esseri umani e possono comportare irritazione oculare, nausea, vomito, diarrea e confusione, ma solo ad elevate concentrazioni di miscele inquinanti contenenti IPA. Tuttavia, non è chiaro quali componenti della miscela possano essere responsabili di questi effetti e la causa di questi sintomi potrebbe anche essere ascrivibile ad altri composti che si possono trovare assieme agli IPA. (22)

Correlazione tra IPA, levoglucosano e incendi boschivi

Come già sopra indicato, fonti importanti di IPA possono essere gli incendi boschivi. La combustione di biomasse genera di prevalenza alte concentrazioni di naftalene, acenaftalene, fenantrene, fluorantene e pirene, tutti congeneri a basso peso molecolare, mentre gli IPA ad alto peso molecolare, tra i quali il benzo(a)pirene e il coronene, sono rilasciati in quantitativi minori e sono più tipicamente rappresentativi delle fonti fossili (23). Inoltre, nelle resine vegetali (ed in particolare nelle resine delle conifere) sono abbondantemente presenti taluni composti terpenici (come, ad esempio, l'acido abietico) che, durante la combustione, per deidrogenazione formano dei particolari IPA, derivati alchilati del fenantrene; fra essi si annovera il retene (1-metil, 7-isopropil-fenantrene) che è proposto in letteratura come *marker* per la combustione del legno resinoso (24).

Il particolato atmosferico derivante dalla combustione delle biomasse è costituito da una forte componente organica in buona parte rappresentata da derivati monosaccaridici della pirolisi della cellulosa. Il levoglucosano è un composto organico che si forma dalla pirolisi della cellulosa quando la temperatura di combustione è superiore ai 300°C. Anche se una parte del levoglucosano che si produce viene direttamente consumata attraverso reazioni che avvengono durante la combustione, è comunque emesso in quantità notevoli attraverso i fumi (circa 40-1200 mg/kg di biomassa combusta), contribuendo alla frazione organica atmosferica idrosolubile. Il levoglucosano è un composto molto stabile in atmosfera e può essere rilevato sul particolato anche a distanze considerevoli dalle sorgenti di combustione. La lunga persistenza in atmosfera e le considerevoli quantità emesse per kg di biomassa combusta rendono il levoglucosano un perfetto *marker* specifico per la combustione di biomasse. Numerosi studi hanno già dimostrato l'affidabilità del levoglucosano come *marker* della combustione di biomassa, in varie campagne di monitoraggio (25).

2) SCOPO DELLA TESI

Lo scopo di questa tesi è stato quello di valutare gli impatti sulla qualità dell'aria ambiente in Friuli Venezia Giulia durante il periodo estivo del 2022, caratterizzato dal susseguirsi di numerosi incendi boschivi che hanno lambito anche vari centri abitati.

Questa valutazione è avvenuta tramite l'analisi dei dati raccolti tramite la rete regionale di rilevamento della qualità dell'aria (RRQA) gestita da ARPA FVG che ha fornito il supporto tecnico-scientifico, i dati di qualità dell'aria e i materiali necessari per la redazione di questa tesi.

3) CASO-STUDIO

Durante l'estate 2022 in Friuli Venezia Giulia si sono registrate temperature medie molto alte, circa 3-4 gradi in più rispetto alla media degli anni precedenti, condizioni di bassa umidità e soprattutto assenza di precipitazioni (come confermato anche dagli indici SPI e SPEI utilizzati per classificare le anomalie delle precipitazioni e del bilancio idrico rispetto alle medie pluriennali). Queste condizioni, che sono favorevoli all'innesco e al perdurare degli incendi boschivi, hanno in effetti determinato una lunga sequenza di incendi che ha interessato varie aree boscate della regione nel periodo a cavallo fra luglio e agosto 2022.

La "Relazione sugli eventi emergenziali di incendio boschivo occorsi sul territorio regionale dal 19/07/2022 al 26/08/2022" prodotta dalla Protezione civile regionale riporta che *le aree colpite in maniera più significativa sono state:*

- *Carso Goriziano (Fig. 1)*
- *Val Resia (Fig. 2)*
- *San Michele del Carso (Fig.3)*
- *Duino Aurisina (Fig.4)*

L'emergenza incendi in Friuli-Venezia Giulia è iniziata il 19 luglio 2022 con i primi grandi incendi verificatisi nel Carso goriziano, più precisamente: Doberdò del Lago (Sablici- Devetachi), Monfalcone-zona Lisert.

La superficie totale bruciata nel carso goriziano ammonta a oltre 4000 ettari (ha), di cui circa 674 in territorio italiano e i restanti nella confinante Slovenia; la vicinanza al fuoco e la coltre di nube

combusta hanno reso necessaria l'interruzione del traffico sulle principali viabilità stradali (A4, SR, Strada del Vallone), ferroviarie (tratta Bivio Aurisina-Monfalcone) e delle infrastrutture di servizio (linee elettriche ad alta tensione a servizio della Città di Trieste), isolando di fatto il capoluogo dal resto della regione.

Le esigenze di tutela dell'incolumità delle persone esposte alla dinamica degli incendi ha necessitato l'allontanamento dalle proprie abitazioni di circa 300 persone dall'area di Doberdò del Lago – Sablici, che sono state ospitate presso parenti e presso strutture ricettive messe a disposizione dalla Protezione civile della Regione.

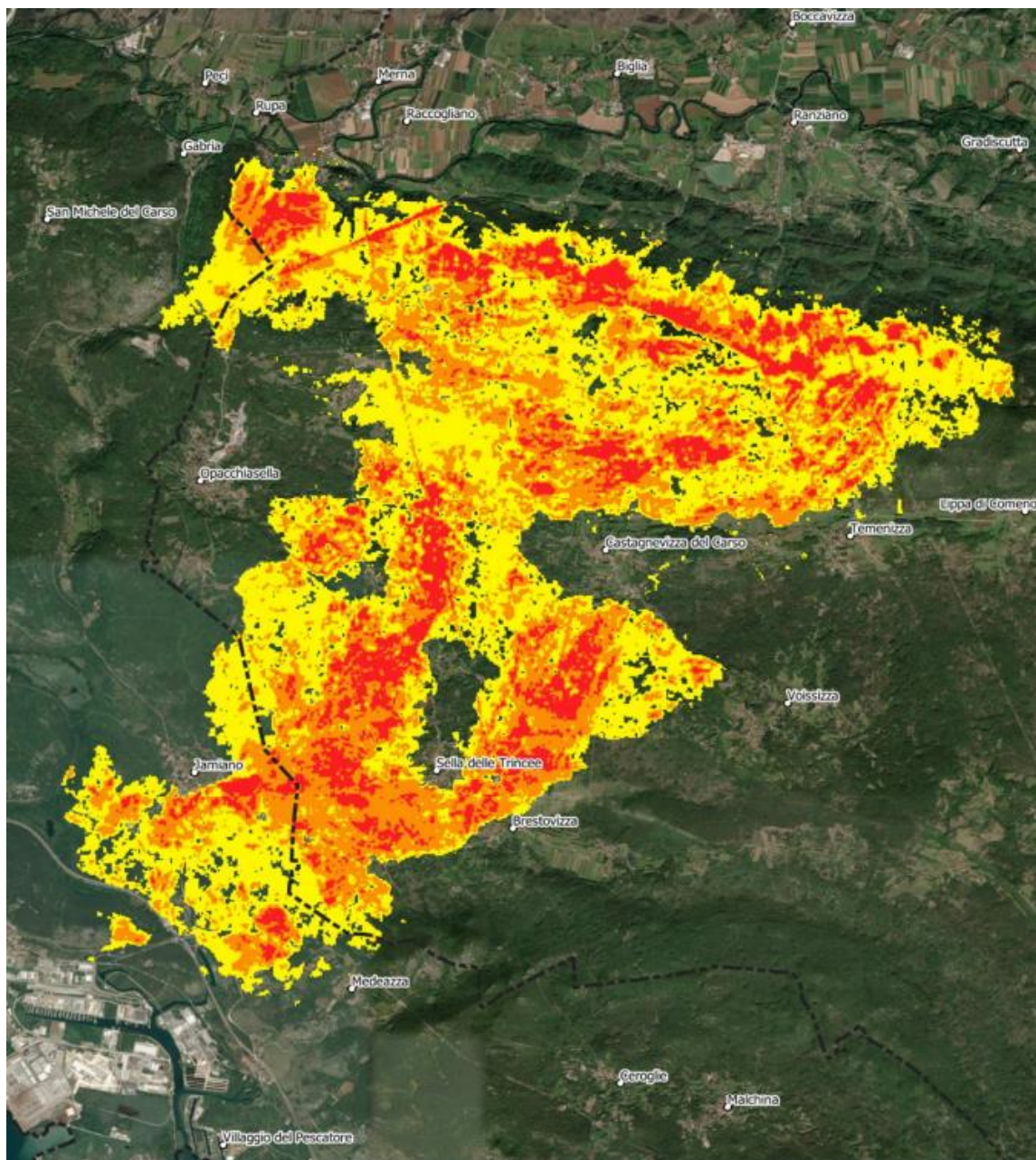


Figura 1: incendi nell'area del Carso Goriziano (GO)

L'incendio in Val Resia è iniziato il 20 luglio in località Povici e ha reso necessaria la chiusura della strada provinciale "Della Val Resia" per caduta massi, isolando di fatto la valle omonima e l'intero comune di Resia. La superficie totale bruciata è stimata in 138 ettari circa.

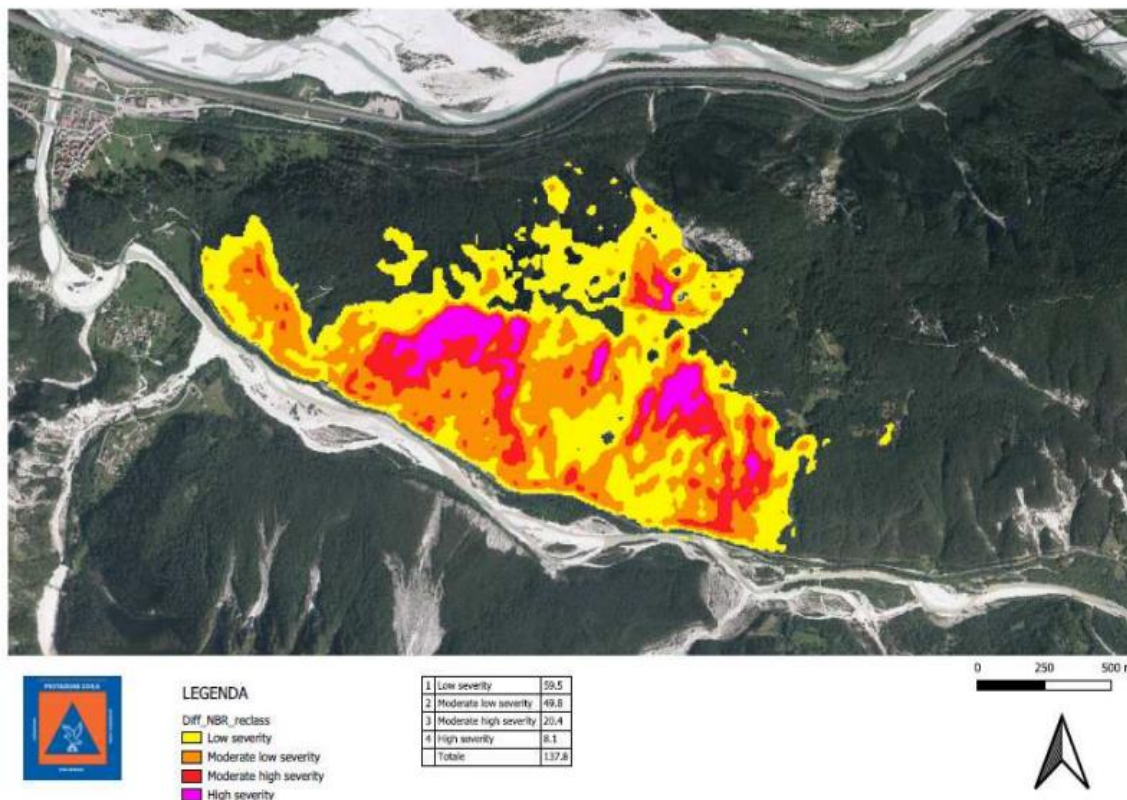


Figura 1: incendi nella Val Resia (UD)

A partire dal giorno 23 luglio ulteriori roghi si sono manifestati nelle aree montane a seguito di passaggi temporaleschi caratterizzati da forte attività elettrica e scarse precipitazioni. In particolare, si sono accesi incendi da fulmine in comune di Pontebba, di Frisanco, di Claut e di Taipana, in aree impervie e non abitate ma situate a ridosso di parchi naturali regionali. Ulteriori piccoli incendi si sono sviluppati anche nei comuni di Trieste, Tarvisio, Vito d'Asio, Pulfero, Montereale Valcellina, Aviano e Trasaghis, spenti grazie al rapido intervento di VVF, corpo forestale regionale e Protezione civile.

Mercoledì 27 luglio è scoppiato un nuovo incendio nell'area carsica, sulle falde orientali del Monte San Michele tra i comuni di Savogna d'Isonzo e Doberdò del Lago. Tale incendio, propagatosi rapidamente verso le zone abitate delle frazioni di Devetachi, Visintini, Marcottini e San Michele

del Carso, ha reso necessario provvedere ad un'evacuazione preventiva della popolazione, con ricovero presso centri di accoglienza. L'area complessivamente interessata da tale rogo è stata stimata in 246 ettari.

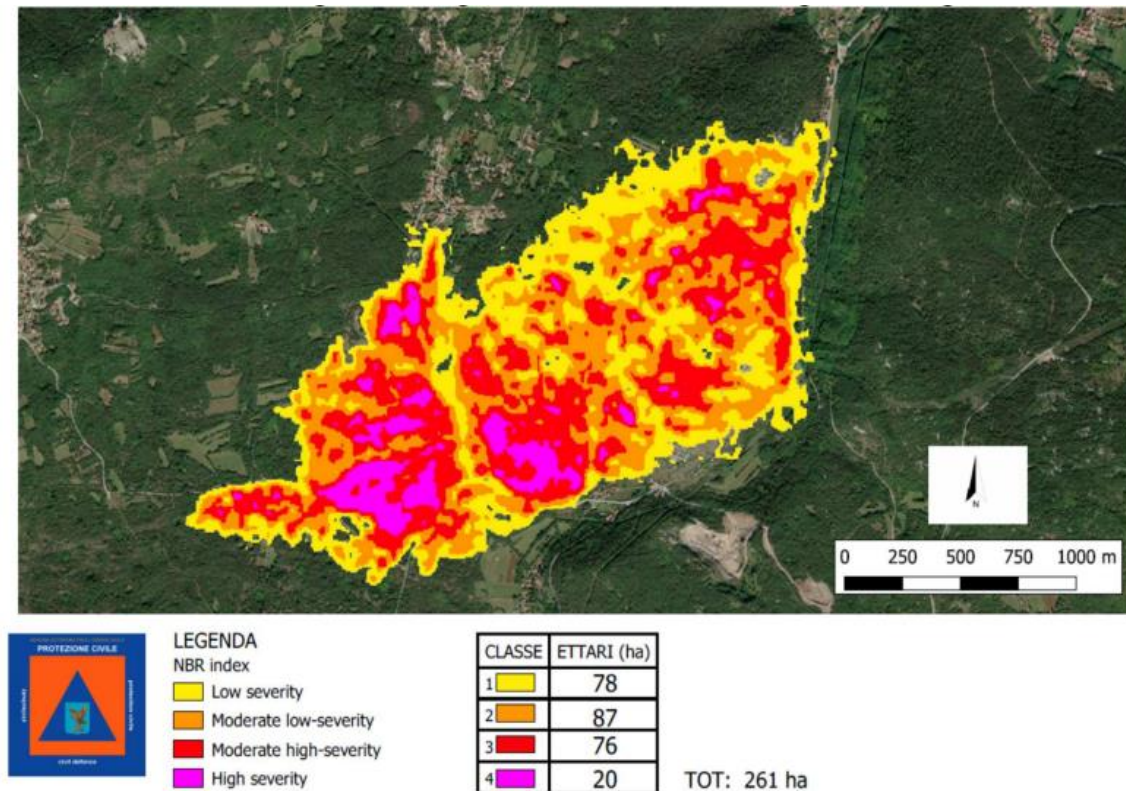


Figura 3: incendi sul monte San Michele (GO)

Negli stessi giorni l'incendio del Gran Monte di Taipana si è esteso sul versante occidentale sopra l'abitato di Monteaperta, rendendo necessario l'intervento di due canadair per lo spegnimento, che è stato poi agevolato dalle piogge che hanno interessato l'area nella notte del giorno 30. Alcuni temporali hanno interessato la regione tra il 29 e il 30 luglio provocando in alcuni casi ulteriori incendi da fulmine sui monti, come l'incendio della Val Venzonassa scoppiato il giorno 31 e soppresso solo grazie al tempestivo intervento di un elicottero della flotta regionale.

Il giorno 06 agosto 2022 si è innescato un incendio a Duino Aurisina, tra la stazione di servizio Nord e la linea ferroviaria, la circolazione della linea ferroviaria è stata interrotta, e l'autostrada chiusa in direzione Trieste verso Venezia. Il 19 agosto la stazione forestale di Duino ha dichiarato la chiusura dell'incendio in seguito alle condizioni meteo piovose e all'intervento nei giorni precedenti di due elicotteri e un Canadair.

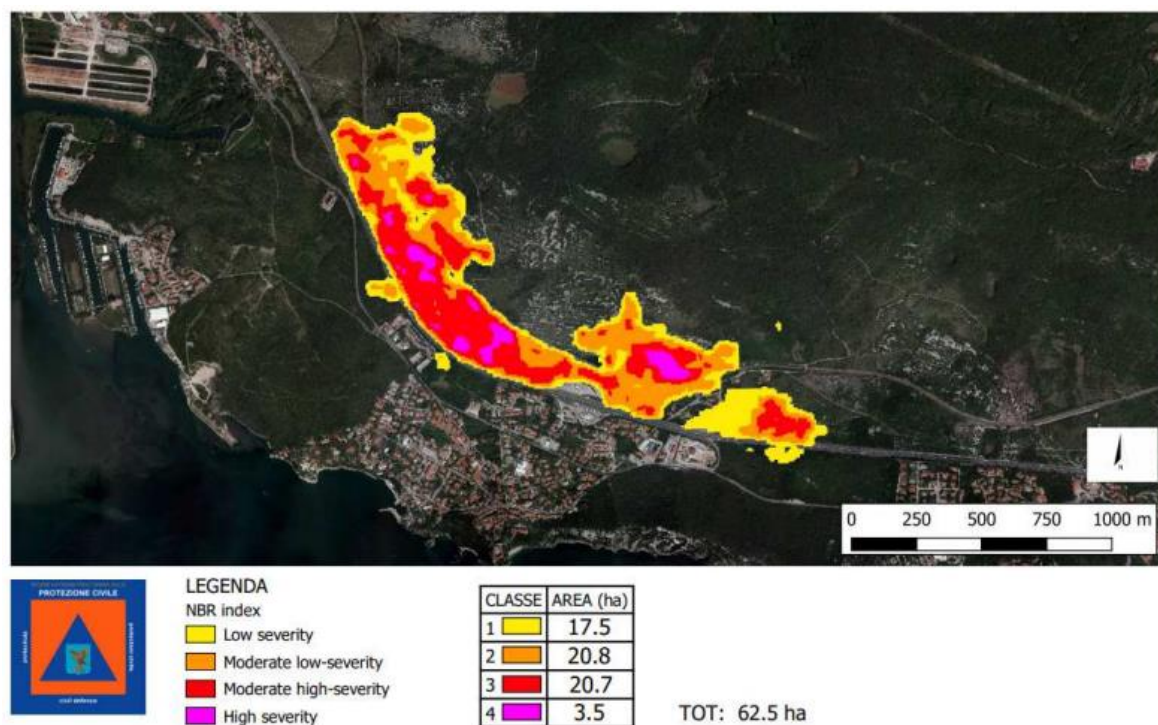


Figura 4: incendi nell'area di Duino-Aurisina (TS)

Il 9 agosto 2022 alle ore 02:57 un ulteriore incendio viene segnalato presso appezzamenti boschivi dietro l'abitato di Prebenico, a San Dorligo della Valle. L'incendio si è alimentato molto velocemente con ampia estensione, in quanto vi è stata Bora moderata ad alimentare le fiamme. Il 12 agosto l'incendio viene dichiarato spento.

Per questo studio si è preso come riferimento l'incendio più esteso, ovvero quello che ha interessato il Carso goriziano a ridosso della città di Monfalcone a partire dal 19 luglio 2022. Come si può osservare dal confronto fra la mappa della RRQA del FVG (Figure 5 e 6) e la mappa relativa agli incendi dell'estate 2022 in FVG, le stazioni più direttamente interessate dall'incendio carsico sono state quelle collocate nel monfalconese. Sono state prese come riferimento le stazioni di Monfalcone Area Verde e Monfalcone via Natisone, collocate a circa 3 km dalla zona di Jamiano-Sablici (presa come punto di riferimento dell'incendio). Per valutare l'estensione spaziale dell'evento sono state prese in considerazione anche la stazione di Fossalon di Grado (12 km a OSO rispetto alla zona di Jamiano-Sablici) e Torviscosa (24 km a OSO rispetto alla zona di Jamiano-Sablici), le quali si trovavano sottovento rispetto all'incendio a causa del regime delle brezze, ma anche stazioni più distanti e tendenzialmente meno impattate quali la stazione di Trieste – p.le

Rosmini (25 km SSE), la stazione di Udine – via Cairoli (38 km NO) e la stazione di Pordenone – via Marconi (75 km ONO). Diverso è il caso della stazione di Gorizia – via Duca d’Aosta (14 km NNE) che ha risentito più probabilmente del fronte a Nord del medesimo incendio che, sviluppatosi in particolar modo sul versante sloveno, si è anche esteso verso l’ex capoluogo di provincia.

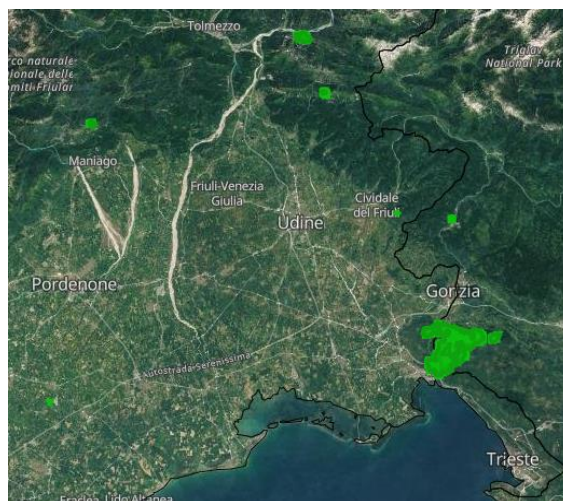
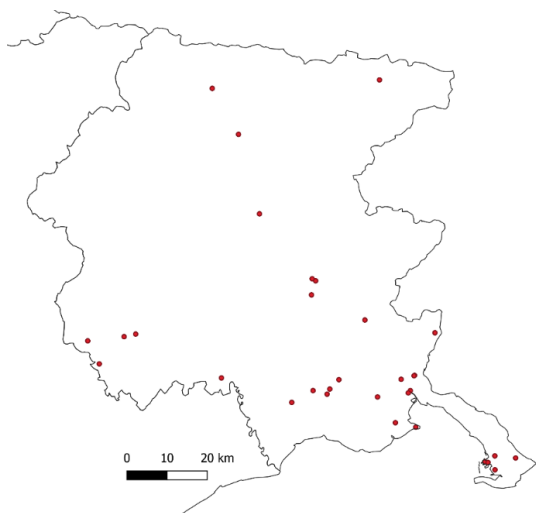


Figura 5: stazioni fisse di monitoraggio della qualità dell'aria Figura 6: incendi (in verde) avvenuti nel luglio 2022

Gli inquinanti che sono stati presi in considerazione per questo studio sono stati: PM_{10} , $PM_{2.5}$, ozono, benzene e biossido di azoto. Per tali inquinanti sono stati trattati i dati del mese di luglio 2022 che sono stati confrontati coi dati di luglio del triennio precedente.

È stato eseguito anche un confronto sui dati ottenuti dall’analisi della composizione chimica del PM_{10} raccolto nelle stazioni di Monfalcone, Fossalon, Torviscosa e Pordenone nei giorni 18-24 luglio 2022. I composti analizzati sono stati il benzo(a)pirene e altri idrocarburi policiclici aromatici (legati ai processi di combustione) fra cui il retene (combustione di biomasse resinose) e il coronene (combustione di combustibili fossili). Sugli stessi campioni è stato inoltre determinato il levoglucosano (LGC) in quanto *marker* specifico della combustione di biomasse.

Nella successiva tabella vengono rappresentati gli inquinanti monitorati dalle stazioni della RRQA prese in considerazione per lo studio di questa tesi, nonché quelli determinati con analisi di laboratorio (IPA e levoglucosano).

Tabella 1: Inquinanti monitorati dalle stazioni della RRQA prese in considerazione per lo studio di questa tesi, nonché quelli determinati con analisi di laboratorio (IPA e levoglucosano -LGC-).

Stazioni:	PM ₁₀	PM _{2.5}	OZONO	NO ₂	BENZENE	IPA	LGC
Monfalcone	X	X	X	X	X	X	X
Fossalon	X	X	X	X	X	X	X
Torviscosa	X	X	X	X	X	X	X
Gorizia	X	X		X			
Trieste	X	X	X		X		
Udine	X	X	X	X	X		
Pordenone	X	X				X	X

È stata infine condotta anche un'indagine qualitativa in merito alla presenza/assenza di segnali di radioattività nei campioni di PM₁₀ raccolti presso le stazioni della zona montana, stante che anche la Val Resia, la più colpita in regione dal *fall-out* di Chernobyl nel 1986, è stata interessata da un incendio boschivo ed era dunque ipotizzabile la risospensione in atmosfera di Cesio-137 adsorbito nel terreno e nella vegetazione.

4) MATERIALI E METODI

La rete regionale di monitoraggio della qualità dell'aria (RRQA) gestita da ARPA FVG conta più di trenta stazioni dotate di analizzatori in grado di monitorare vari inquinanti, come previsto dalla legge (D.Lgs. n.155/2010, Art. 1, Commi 2 e 3).

I dati provenienti dalle stazioni (PM_{10} , $PM_{2.5}$, ozono, composti organici volatili (con riferimento normativo al benzene), ossidi di azoto, di carbonio e di zolfo vengono quotidianamente visionati e validati dai tecnici della qualità dell'aria di ARPA FVG e sono quindi resi pubblici mediante il sito dell'Ente (<https://www.arpa.fvg.it/>). Questi dati, una volta conclusosi l'anno civile, devono essere sottoposti ad una verifica finale prima del consolidamento definitivo per poi essere trasmessi all'UE. Oltre ai dati misurati dalle stazioni, i tecnici del Laboratorio di ARPA FVG provvedono alla determinazione delle concentrazioni dei microinquinanti normati (As, Cd, Ni, Pb e benzo(a)pirene) presenti nel PM_{10} . Anche questi dati, che vengono integrati in un database interno ad ARPA, a conclusione dell'anno civile vengono consolidati e trasmessi all'UE dai tecnici della qualità dell'aria di ARPA FVG.

Per svolgere questo lavoro di tesi sono stati consultati i database di ARPA FVG da cui sono stati tratti i dati di PM_{10} , $PM_{2.5}$, ozono, biossido di azoto, benzene e benzo(a)pirene (ancora non consolidati annualmente al momento dell'elaborazione).

Il particolato atmosferico è stato monitorato tramite analizzatori in continuo della FAI Instruments (Swam 5a *single channel* o *dual channel*) che forniscono dati medi giornalieri e al contempo consentono di raccogliere il PM su appositi filtri (*Glass Fiber Filters* da 47 mm della Whatman) successivamente analizzabili in laboratorio. Sono inoltre presenti sulla RRQA anche analizzatori orari di PM_{10} del tipo MP101M di Envea. Per la determinazione dell'ozono sono stati utilizzati analizzatori della ditta Teledyne API della serie 400 (vari modelli). Per la determinazione del biossido di azoto sono stati utilizzati analizzatori della ditta Teledyne API della serie 200 (vari modelli). Per la determinazione del benzene sono stati utilizzati analizzatori AirmoVOC GC866 della ditta Chromatotec.

Il benzo(a)pirene è stato invece determinato in laboratorio mediante la tecnica analitica di gascromatografia accoppiata alla spettrometria di massa (GC-MS) ampiamente descritta da Glionna G. (26). Per queste analisi lo strumento utilizzato è stato un GC 6890 di Agilent Technologies, provvisto di colonna VF-17ms di Agilent Technologies accoppiato ad uno

Spettrometro di Massa 5973 di Agilent Technologies. Con quest'analisi è stato possibile determinare simultaneamente anche altri idrocarburi policiclici aromatici, fra cui il retene (correlato alla combustione di biomasse resinose) e il coronene (correlato alla combustione di combustibili fossili). Infine, data l'entità dell'evento, si è anche provveduto, in via straordinaria, a determinare nel PM₁₀ la concentrazione di levoglucosano (*marker* specifico della combustione di biomasse) mediante la tecnica analitica di cromatografia ionica accoppiata a detector ad amperometria pulsata (IC-PAD) ampiamente descritta da Novello P. (27). Lo strumento utilizzato è stato un cromatografo ionico DX600 di Dionex, provvisto di colonna Metrosep carb 2 di Metrohm, accoppiato ad un detector ED50 di Dionex.

Per l'analisi della presenza di Cesio-137 nel PM10 raccolto su filtri i tecnici del centro regionale di radioprotezione (CRR) di ARPA FVG hanno utilizzato un rilevatore HpGe (High Purity Germanium).

5) ANALISI DEI DATI

I dati raccolti nei database di ARPA FVG, sia per il mese di luglio 2022 che per il triennio precedente, nonché i risultati di analisi chimico-fisiche eseguite su campioni di PM_{10} raccolti a luglio 2022 sono stati sottoposti ad alcune elaborazioni numeriche e grafiche, di seguito riportate, che evidenziano in maniera più o meno marcata l'impatto dei roghi sulla qualità dell'aria.

5.1 PM_{10}

Il confronto delle concentrazioni medie giornaliere di PM_{10} di luglio fra il triennio 2019-2020-2021 e il 2022 ha evidenziato in maniera chiara un aumento anomalo dei valori del 2022 di concentrazioni di particolato nelle giornate dell'incendio rispetto alle medie dei 3 anni precedenti, soprattutto nell'area di Monfalcone, situata nei pressi dell'incendio più impattante dell'emergenza incendi.

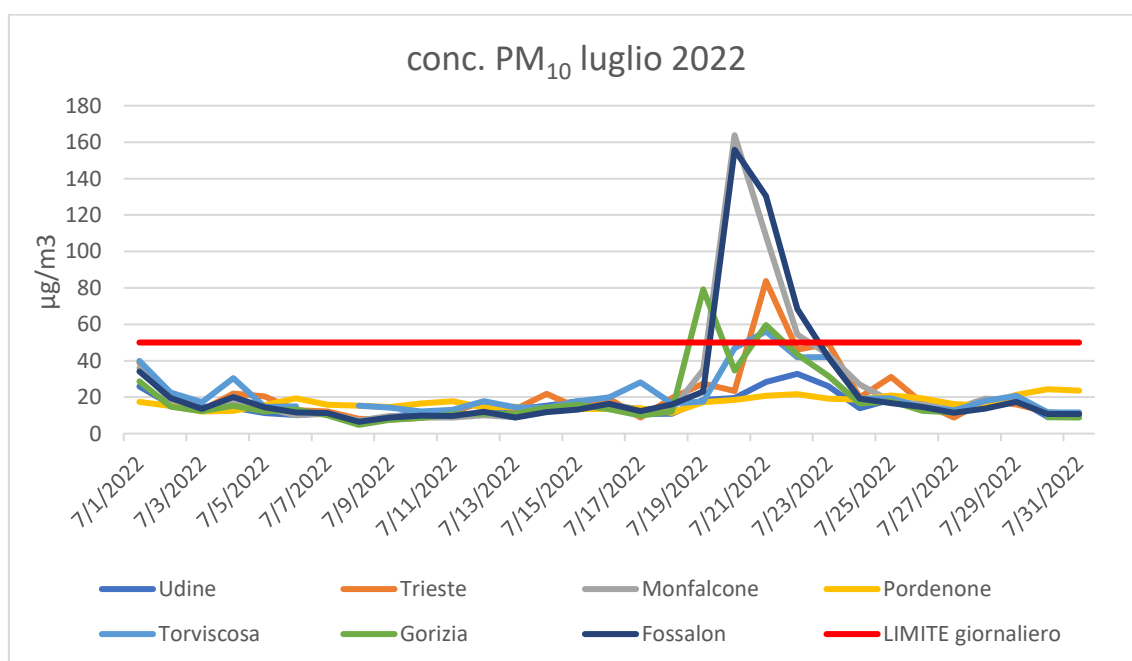


Figura 5: concentrazioni di particolato grossolano (PM_{10}) rilevate nel luglio 2022 in Friuli Venezia Giulia

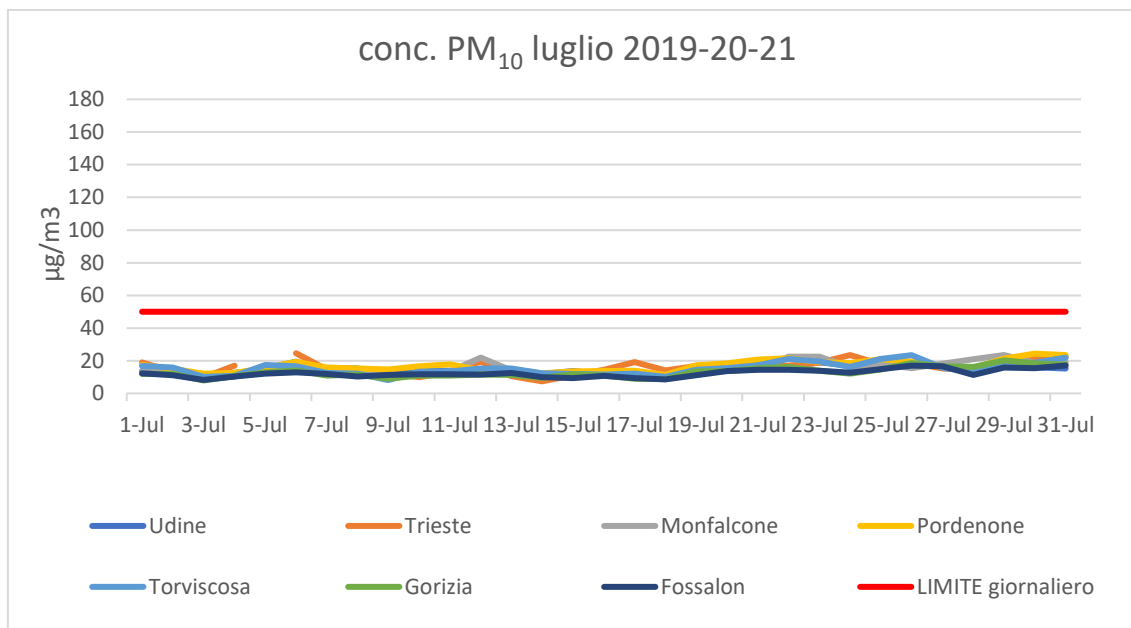


Figura 6: concentrazioni di particolato grossolano (PM₁₀) rilevate nei mesi di luglio del triennio 2019-2020-2021 in Friuli Venezia Giulia

Nelle giornate interessate dall'incendio di Doberdò-Sablici, su 7 stazioni di monitoraggio considerate, 5 hanno evidenziato superamenti del limite di legge (50 µg/m³): Monfalcone, Fossalon, Gorizia, Torviscosa e Trieste. Seppure non superando i limiti di legge, anche le stazioni di Udine e Pordenone hanno registrato delle concentrazioni di PM₁₀ superiori alla media degli anni precedenti.

5.2 PM_{2,5}

Anche le concentrazioni medie giornaliere di PM_{2,5} monitorate nel periodo degli incendi registrano un aumento significativo rispetto al triennio precedente. Ancorché per il PM_{2,5} non esista un limite giornaliero, viene riportato come riferimento il limite della media annua (25 µg/m³), che viene superato nelle stazioni di Udine, Trieste, Gorizia, Monfalcone e Fossalon, ma non nella stazione di Pordenone che registra comunque un incremento rispetto agli anni precedenti. Inoltre, si può notare in maniera più marcata rispetto al PM₁₀ come i picchi delle concentrazioni misurate in stazioni di monitoraggio distanti da Monfalcone siano presenti nei giorni successivi all'incendio avvenuto nell'area carsica, cosa che può suggerire una diffusione delle particelle fini su scala regionale.

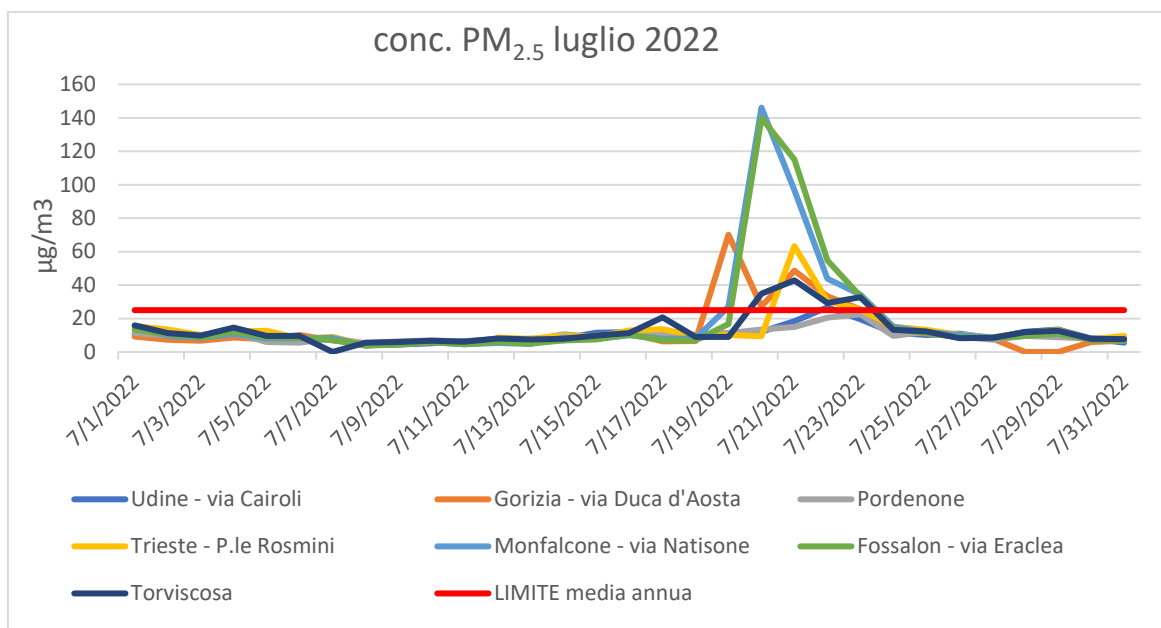


Figura 7: concentrazioni di particolato fine ($PM_{2,5}$) rilevate nel luglio 2022 in Friuli Venezia Giulia

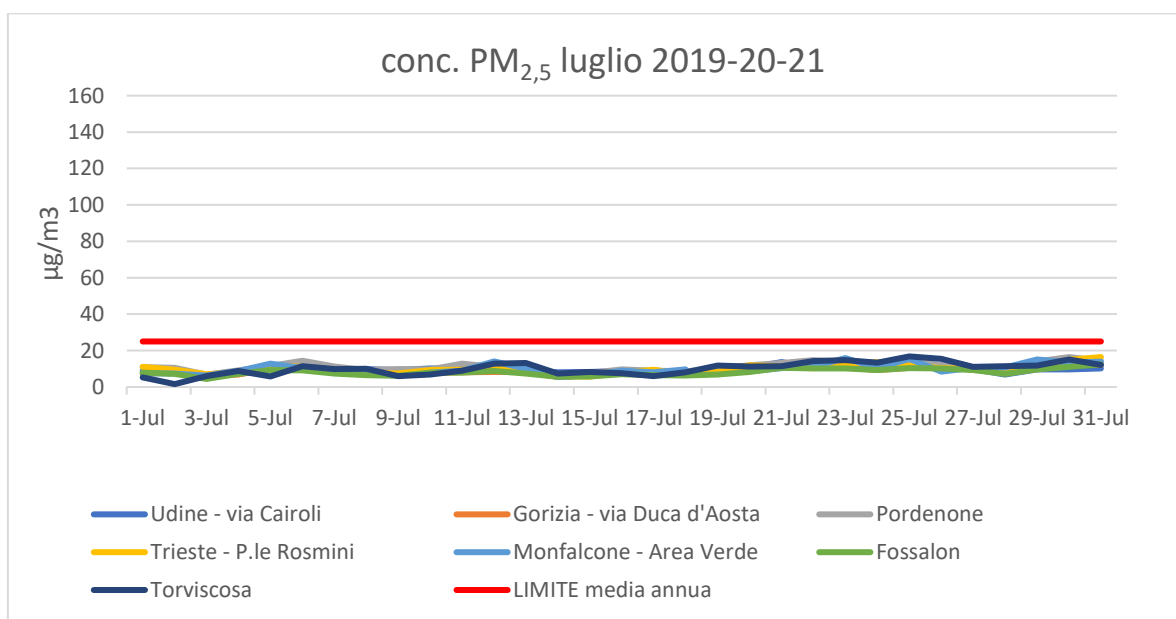


Figura 8: concentrazioni di particolato fine ($PM_{2,5}$) rilevate nei mesi di luglio del triennio 2019-20-2021 in Friuli Venezia Giulia

5.3 Biossido di azoto

Per il biossido di azoto sono stati presi in considerazione i massimi orari di ognuno dei 31 giorni indagati; come per le polveri è stato eseguito un confronto fra le stazioni relativamente a luglio

2022 e un confronto con il triennio precedente tenendo come riferimento il limite orario di 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

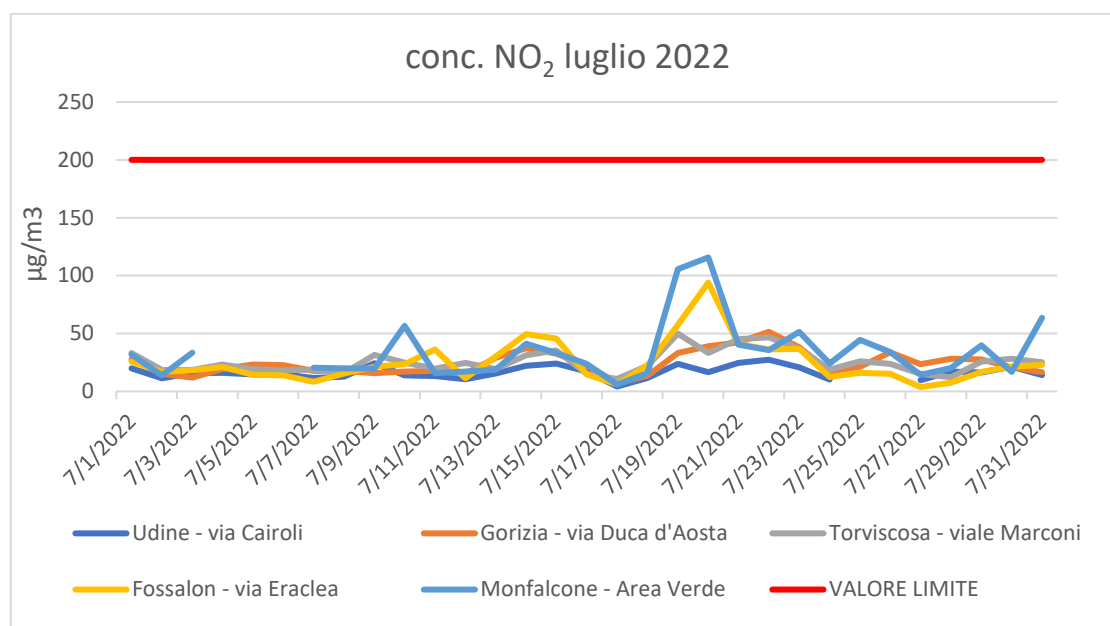


Figura 9: concentrazioni di biossido di azoto rilevate nel luglio 2022 in Friuli Venezia Giulia

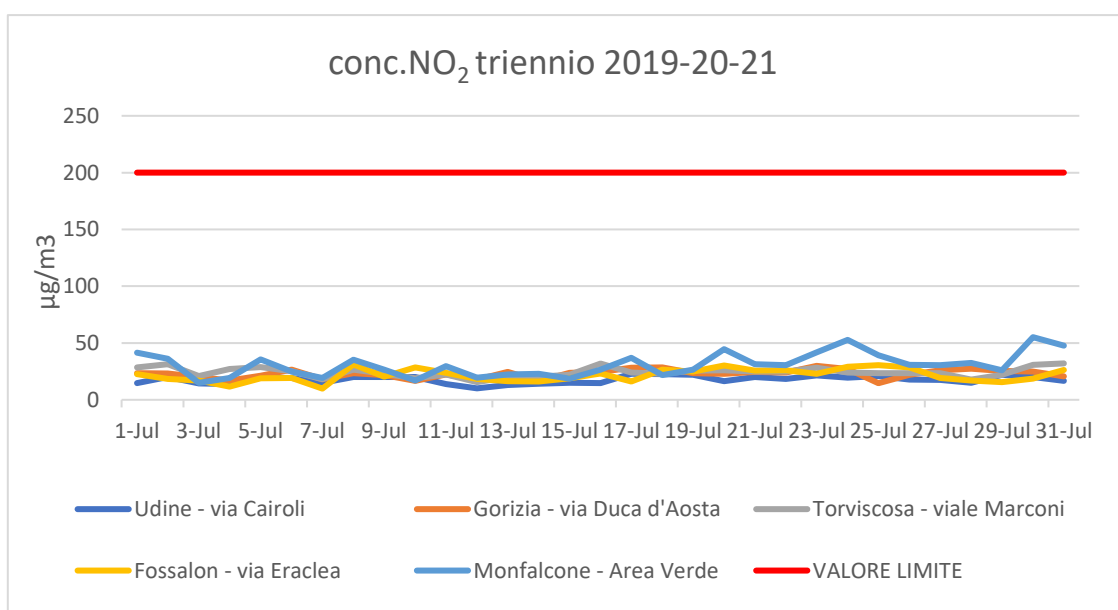


Figura 10: concentrazioni di biossido di azoto rilevate nei mesi di luglio del triennio 2019-2020-2021 in Friuli Venezia Giulia

L'analisi grafica indica un aumento significativo rispetto al triennio precedente nelle stazioni di Monfalcone e Fossalon; le concentrazioni misurate rimangono comunque lontane dal limite di legge relativo al dato orario (200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$); anche nelle stazioni di Gorizia e Torviscosa c'è un leggero

aumento rispetto agli anni precedenti mentre Udine non sembra subire variazioni significative. Dunque tale inquinante gassoso pare essere emesso durante l'evolversi dell'incendio, come già indicato in letteratura, ma pare avere una diffusione su scala più ridotta rispetto alle polveri.

5.4 Benzene

Per il benzene sono stati presi in considerazione i dati orari per i 31 giorni indagati ed è stato eseguito un confronto fra le stazioni di Monfalcone, Torviscosa, Udine e Trieste relativamente a luglio 2022. Nel grafico che segue a titolo indicativo è anche riportato il limite della media annua del benzene pari a $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'unica stazione di monitoraggio ad aver registrato valori molto elevati di benzene (anche 10 volte maggiori al limite annuale di $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è quella di Monfalcone (figura 13). Per le altre stazioni considerate non si osservano valori così elevati ma comunque appare esserci una lieve perturbazione delle concentrazioni nei giorni interessati dagli incendi (figura 14).

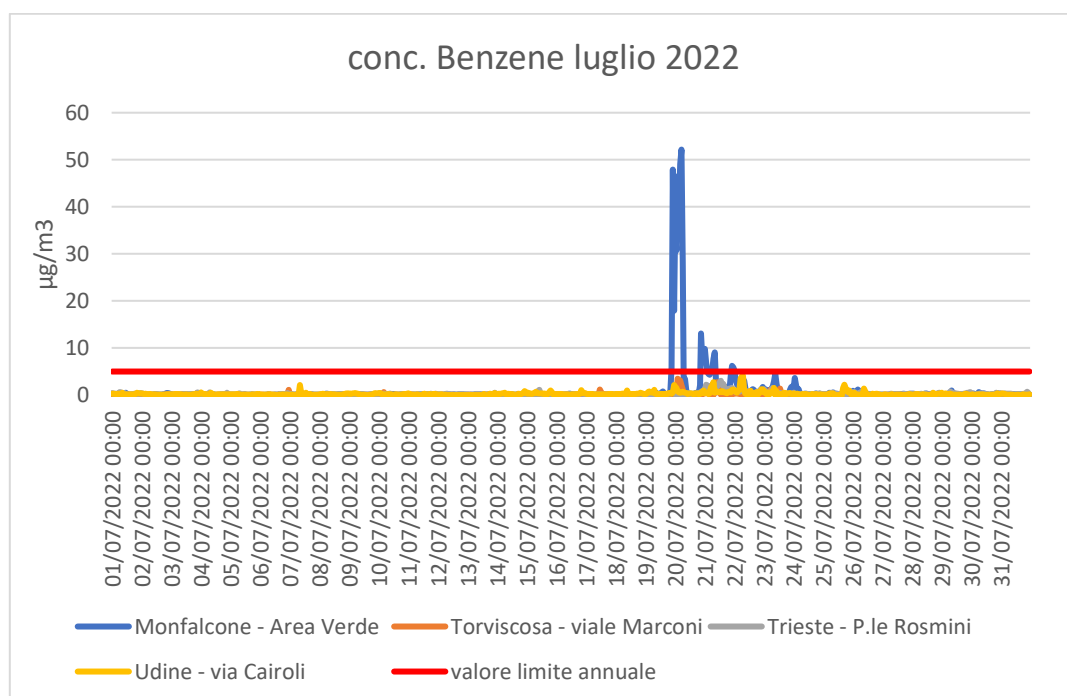


Figura 13: concentrazioni di benzene rilevate nel luglio 2022 in Friuli Venezia Giulia

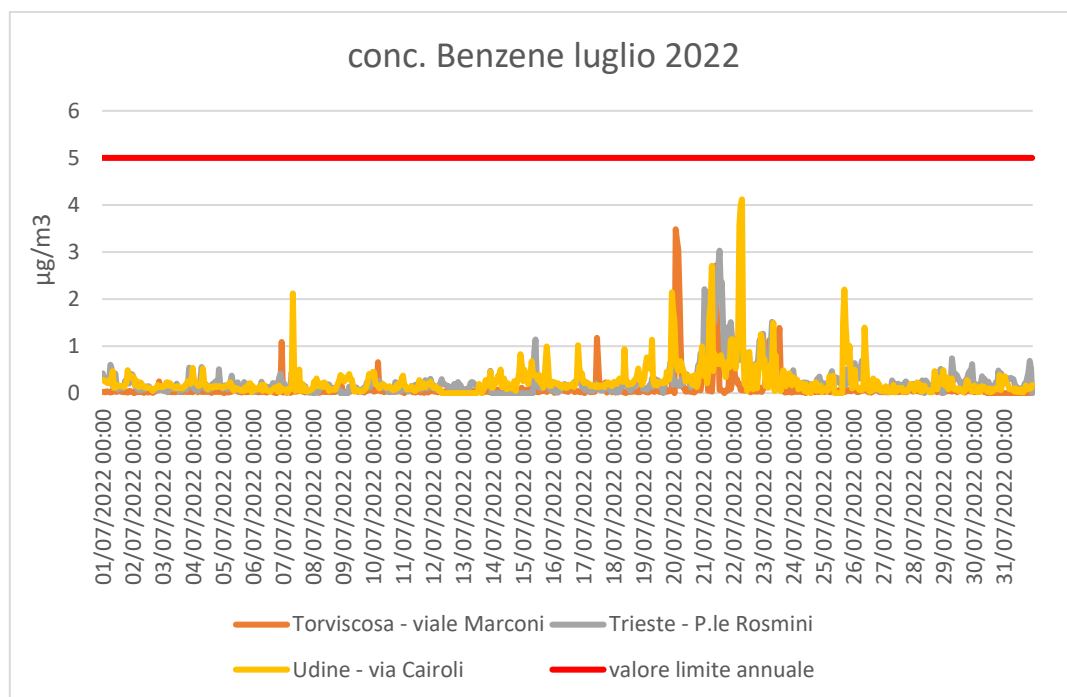


Figura 14: concentrazioni di benzene rilevate nel luglio 2022, escludendo la stazione di monitoraggio di Monfalcone

5.5 Ozono

Anche per l'ozono sono stati presi in considerazione i massimi orari per ognuno dei 31 giorni indagati ed è stato eseguito un confronto fra le stazioni relativamente a luglio 2022 e un confronto con il triennio precedente tenendo come riferimento la soglia di informazione pari a $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ciò che si osserva dai grafici è, in primo luogo, un picco presso le due stazioni più vicine al rogo di Doberdò-Sablici proprio nello stesso giorno in cui il rogo si è innescato (19 luglio). A ciò ha fatto seguito un incremento delle concentrazioni massime di ozono nei giorni successivi e su più ampia scala, infatti, si sono riscontrati superamenti della soglia di informazione ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) su quasi tutte le stazioni indagate. La fenomenologia evidenziata potrebbe essere legata al fatto che l'ozono è un inquinante secondario che si forma in presenza di precursori gassosi (ossidi di azoto e COV emessi dallo stesso incendio) ed irraggiamento solare (che ha caratterizzato tutto il periodo).

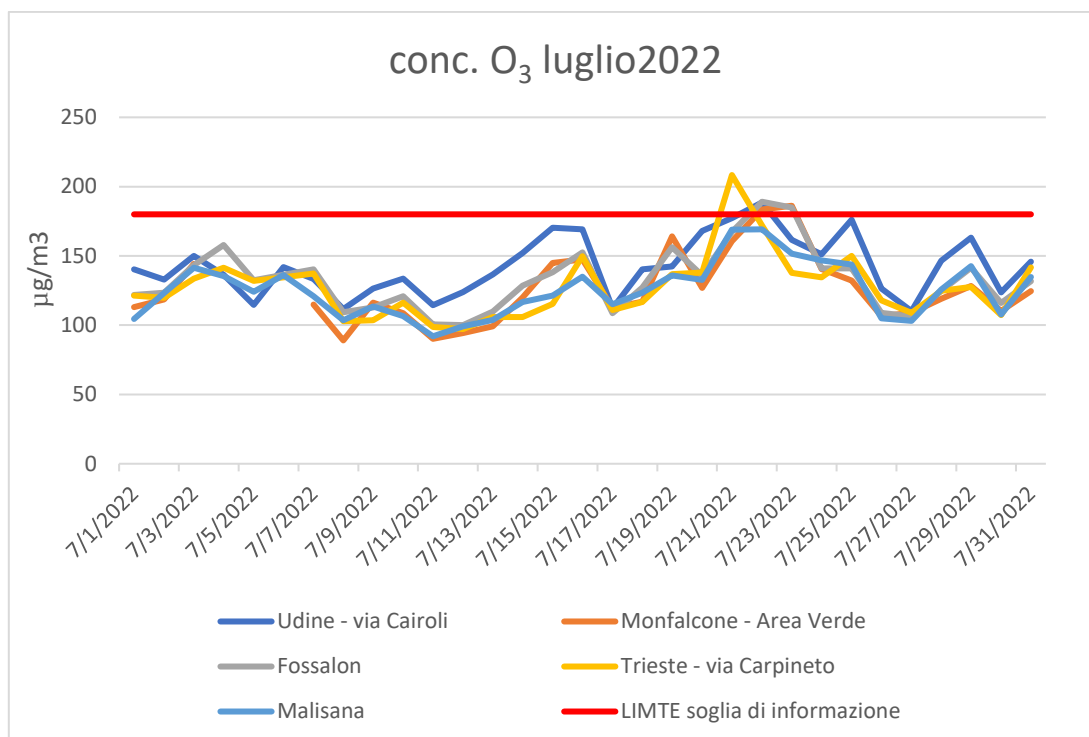


Figura 11: concentrazioni di ozono rilevate nel luglio 2022 in Friuli Venezia Giulia

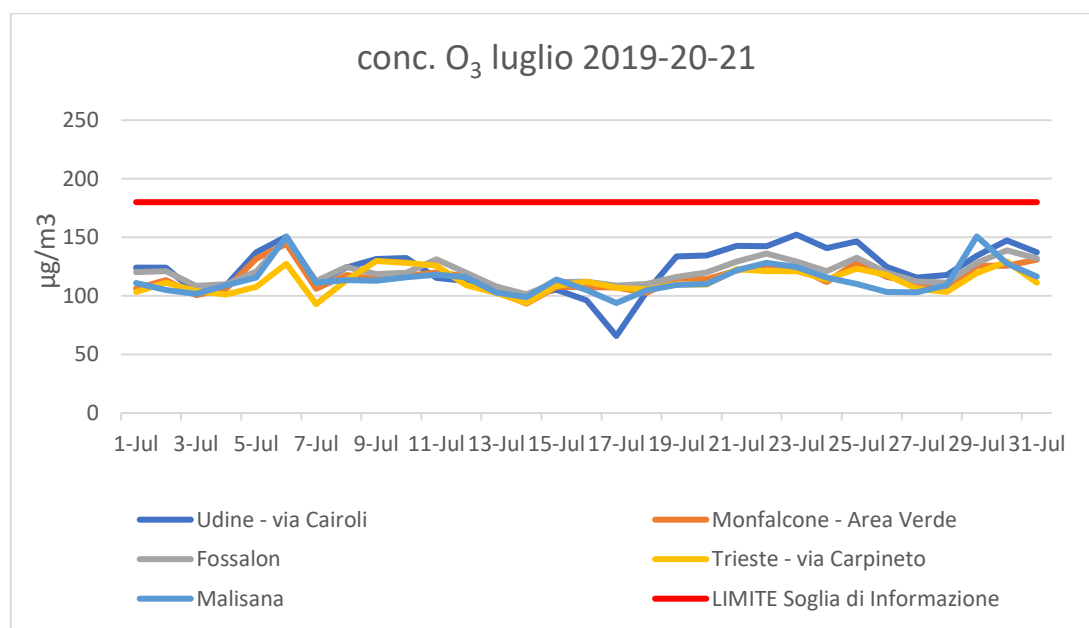


Figura 12: concentrazioni di ozono rilevate nei mesi di luglio dei trienni 2019-2020-2021 in Friuli Venezia Giulia

5.6 Benzo(a)pirene e altri *marker* della combustione

Su alcuni campioni di PM₁₀ raccolti in alcune stazioni della RRQA è stata anche eseguita l'analisi della composizione chimica del particolato atmosferico, per valutare la presenza degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) fra cui il benzo(a)pirene (idrocarburo di riferimento nella normativa), in quanto tipicamente prodotti durante la combustione. Con lo stesso intento è stata anche determinata la presenza di levoglucosano, anidrozucchero che deriva espressamente dalla pirolisi della cellulosa.

Nelle tabelle che seguono vengono riportate le concentrazioni nei giorni 18 – 24 luglio 2022 di alcuni congeneri della classe IPA unitamente al levoglucosano e al PM₁₀. Riguardo agli IPA viene riportato il benzo(a)pirene, per il quale esiste un limite legislativo di 1 ng/m³ come media annua, il retene che è prevalentemente di natura pirogenica (correlato alla combustione di biomasse resinose) e il coronene che è invece di origine petrogenica (prevalentemente correlato alla combustione di combustibili fossili). Sono state scelte per rappresentare l'evento le stazioni della RRQA di Monfalcone, Fossalon, Torviscosa e Pordenone al fine di evidenziare la diffusione spaziale dell'impatto dell'incendio carsico.

Nelle tabelle si osservano le concentrazioni maggiori per tutti gli analiti della stazione di Monfalcone, più prossima all'incendio, fra i giorni 19, 20 e 21 luglio. Nelle stazioni di Fossalon e a seguire di Torviscosa e Pordenone le concentrazioni sono via via inferiori.

Come atteso, in quelle giornate per il retene e il levoglucosano si sono osservati innalzamenti considerevoli rispetto alle giornate non interessate dall'incendio, meno evidente risulta l'aumento delle concentrazioni del benzo(a)pirene, infine il coronene risulta quasi sempre non quantificabile (<LOQ) all'interno dei campioni analizzati.

Tabella 2: Concentrazioni rilevate di idrocarburi policiclici aromatici e di altri marker nella stazione di Monfalcone.

Monfalcone	Retene ng/m ³	Benzo(a)Pirene ng/m ³	Coronene ng/m ³	Levoglucosano µg/m ³	PM10 µg/m ³
18/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	13
19/07/2022	3,18	0,22	<LOQ	1,07	35
20/07/2022	6,84	1,93	0,21	8,85	164
21/07/2022	2,82	0,52	<LOQ	4,34	108
22/07/2022	0,48	<LOQ	<LOQ	0,96	54
23/07/2022	0,50	<LOQ	<LOQ	0,64	43
24/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,15	27

Tabella 3: Concentrazioni rilevate di idrocarburi policiclici aromatici e di altri marker nella stazione di Fossalon.

Fossalon	Retene ng/m ³	Benzo(a)Pirene ng/m ³	Coronene ng/m ³	Levoglucosano µg/m ³	PM10 µg/m ³
18/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	16
19/07/2022	4,53	<LOQ	<LOQ	0,41	23
20/07/2022	3,77	1,66	<LOQ	11,11	156
21/07/2022	<LOQ	0,62	<LOQ	7,67	131
22/07/2022	0,52	0,20	<LOQ	2,19	68
23/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,76	42
24/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,09	19

Tabella 4: Concentrazioni rilevate di idrocarburi policiclici aromatici e di altri marker nella stazione di Torviscosa.

Torviscosa	Retene ng/m ³	Benzo(a)Pirene ng/m ³	Coronene ng/m ³	Levoglucosano µg/m ³	PM10 µg/m ³
18/07/2022	0,10	<LOQ	<LOQ	0,02	17
19/07/2022	0,22	<LOQ	<LOQ	0,05	18
20/07/2022	0,51	<LOQ	<LOQ	1,23	47
21/07/2022	0,22	<LOQ	<LOQ	0,88	56
22/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,11	42
23/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,38	42
24/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,02	19

Tabella 5: Concentrazioni rilevate di idrocarburi policiclici aromatici e di altri marker nella stazione di Pordenone.

Pordenone	Retene ng/m ³	Benzo(a)Pirene ng/m ³	Coronene ng/m ³	Levoglucosano µg/m ³	PM10 µg/m ³
18/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,01	17
19/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,03	19
20/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,13	26
21/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,05	27
22/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,08	33
23/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,05	34
24/07/2022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,01	16

5.7 L'incendio della Val Resia

Anche la zona montana nel mese di luglio 2022 è stata interessata da un incendio boschivo verificatosi nella Val Resia iniziato il 20 luglio; per alcuni giorni le stazioni di Tolmezzo e Ugovizza hanno infatti registrato un aumento delle concentrazioni di PM_{10} , che comunque sono rimaste al di sotto del limite giornaliero di $50 \mu g/m^3$. Stante che la Val Resia fu la zona più colpita dal *fall-out* di Chernobyl nel 1986, si è ipotizzato che l'incendio occorso nel luglio 2022 avesse potuto determinare una risospensione in atmosfera dei radionuclidi adsorbiti nel terreno o nella vegetazione con particolare riferimento al Cesio-137. Dai risultati ottenuti, tenuto conto delle incertezze dovute alle condizioni di misura, si può ritenere che i valori misurati nella zona montana di Tolmezzo ($< 6,0 \text{ E-5 Bq/m}^3$) non si discostino in maniera sensibile dai valori mediamente misurati presso la stazione di rilevazione del CRR sita a Udine ($4,10\text{E-06}$).

5.8 Effetti a breve termine degli incendi sulla qualità dell'aria

Di seguito viene riportata una tabella riassuntiva degli indicatori misurati durante luglio 2022 presso 9 stazioni della RRQA variamente impattate dal fenomeno degli incendi riguardo agli inquinanti PM_{10} , ozono e biossido di azoto (Tab. 6). I dati così riassunti dimostrano chiaramente il decremento spaziale degli impatti per quanto riguarda il PM_{10} ; a Monfalcone, infatti, si sono avute le concentrazioni maggiori con un massimo di $164 \mu g/m^3$ in data 20 luglio, e ben 4 superamenti del limite giornaliero; a scalare gli impatti presso Fossalon, Gorizia, Trieste e Torviscosa. Da notare che i massimi si sono registrati in giorni via via successivi al 20 luglio (giorno in cui si sono registrati i valori massimi nelle stazioni più vicine all'incendio) man mano che aumentava la distanza dalla sorgente.

Non è invece di facile interpretazione il comportamento dell'ozono nei giorni interessati dagli incendi, durante i quali si sono comunque osservati superamenti della soglia di informazione di $180 \mu g/m^3$ su buona parte del territorio; non è semplice stabilire se concentrazioni così elevate, non registrate nel triennio precedente, siano soltanto connesse a condizioni meteorologiche favorevoli, oppure possano essere correlate in qualche modo a precursori dell'ozono sviluppatasi a causa degli incendi.

Per l'NO₂ non si è in nessun caso osservato il superamento del limite orario di 200 µg/m³ seppure si possano evidenziare valori massimi più alti nelle stazioni più prossime alle zone interessate da incendi.

Tabella 6: tabella riassuntiva degli indicatori misurati durante luglio 2022 presso 9 stazioni della RRQA variamente impattate dal fenomeno degli incendi riguardo agli inquinanti PM₁₀, ozono e biossido di azoto. Fra parentesi sono indicate le date in cui sono stati registrati i superamenti.

Stazioni monitoraggio	PM ₁₀ (µg/m ³)		O ₃ (µg/m ³)		NO ₂ (µg/m ³)	
	Superamenti (giorni di superamento)	Max (µg/m ³)	Superamenti (giorni di superamento)	Max (µg/m ³)	Superamenti (giorni di superamento)	Max (µg/m ³)
Monfalcone	4 (19-20-21-22)	163,8 (20)	2 (22-23)	187,1 (23)	0	115,7 (20)
Fossalon	3 (20-21-22)	155,8 (20)	2 (22-23)	189,1 (22)	0	93,9 (20)
Gorizia	2 (19-21)	59,6 (21)	N/D	N/D	0	51,5 (22)
Trieste	1 (21)	83,8 (21)	1 (21)	208,4 (21)	0	80,5 (23)
Torviscosa	1 (21)	56,1 (21)	N/D	N/D	0	49,9 (19)
Udine	0	32,8 (22)	1 (22)	188,6 (22)	0	27,4 (22)
Pordenone	0	33,8 (23)	N/D	N/D	0	48,8 (21)
Tolmezzo	0	41,9 (22)	1 (22)	181,8 (22)	N/D	N/D
Ugovizza	0	35,9 (21)	0	166,2 (22)	0	72,7 (21)

5.9 Effetti a lungo termine degli incendi sulla qualità dell'aria

Di seguito viene riportata una tabella riassuntiva degli indicatori calcolati per PM₁₀, PM_{2,5}, ozono, NO₂ e benzene relativamente all'anno 2022 e al triennio precedente per la sola Monfalcone (in quanto la città più impattata dall'incendio carsico). Per ogni parametro è riportata anche l'indicazione di legge prevista dal D.lgs. 155/10 e, fra parentesi, sono riportati valori massimi degli inquinanti nell'arco dell'anno.

Come si può osservare, gli indicatori del 2022 non si discostano significativamente da quelli del triennio precedente per ciascuno dei parametri considerati. Si osservano invece delle evidenze interessanti per quanto riguarda i valori massimi; infatti, tutti i valori massimi registrati nel 2022 si riferiscono alla giornata del 20 luglio, fatto salvo l'ozono, il cui massimo si è registrato il 23 luglio (comunque nei giorni successivi all'incendio). È interessante notare come le concentrazioni massime di PM₁₀ siano confrontabili fra il 2022 e 2020 (163,8 vs 151,7 µg/m³) benché l'origine di queste polveri sia estremamente diversa (incendio di luglio 2022 vs polveri caucasiche di marzo 2020). È ancora più interessante osservare come per il PM₁₀ elevato dell'incendio corrispondano

altrettante alte concentrazioni di $PM_{2,5}$ ($146,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mentre durante l'afflusso di masse d'aria dal Caucaso del 2020 si è registrato un modesto incremento di concentrazioni di $PM_{2,5}$ ($45,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tutto ciò dimostra che l'evento ha certamente impattato in maniera considerevole la qualità dell'aria a breve termine ma ciò non ha avuto ripercussioni rilevanti sul lungo periodo (anno civile), vista la sua breve durata.

Tabella 7: Tabella riassuntiva degli indicatori calcolati per Monfalcone riguardo a PM_{10} , $PM_{2,5}$, ozono, NO_2 e benzene relativamente all'anno 2022 e al triennio precedente.

Indicatori parametri	Limite	2022	2021	2020	2019
PM_{10}					
Media annua	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$	19,9	18,8	19,9	17,3
N° superamenti $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	35 volte/anno	15	11	17	7
(Concentrazione massima)	---	163,8	77,2	151,7	78,2
$PM_{2,5}$					
Media annua	$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$	14,2	12,9	14,2	12,3
(Concentrazione massima)	---	146,1	69,0	62,2	69,4
NO_2					
N° superamenti $> 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$	18 volte/anno	0	0	0	0
Media annua	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$	15,4	15,1	13,7	14,0
(concentrazione massima)	---	115,7	103,4	86,3	88,0
O_3					
Superamenti $>180 \mu\text{g}/\text{m}^3$	---	2	0	0	2
Superamenti $>240 \mu\text{g}/\text{m}^3$	---	0	0	0	0
Superamenti $>120 \mu\text{g}/\text{m}^3$	25 volte/anno	23	17	12	20
(concentrazione massima)	---	186,2	159,2	152,3	183,7
Benzene					
media annua	$5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,7	0,6	0,6	0,5
(Concentrazione massima)	---	52,2	6,3	10,3	17,1

6) CONCLUSIONI

Gli incendi avvenuti nell'estate del 2022 in Friuli Venezia Giulia sono probabilmente stati determinati anche dalle atipiche condizioni meteorologiche registrate durante l'anno: bassa umidità, temperature elevate e soprattutto, la quasi assenza di precipitazioni. Gli incendi principali si sono verificati nelle seguenti località: Val Resia, monte San Michele, Duino Aurisina e Carso Goriziano (nello specifico nei comuni di Doberdò del lago e Monfalcone), quest'ultimo è stato l'incendio più significativo con una quantità di suolo bruciato pari a 1400 ettari (compreso il territorio sloveno).

Gli incendi hanno comportato un significativo peggioramento della qualità dell'aria ambiente, che è stata valutata nel mese di luglio, mediante il monitoraggio in continuo garantito da alcune stazioni di misurazione della RRQA, e l'analisi chimica del particolato atmosferico ivi raccolto. Gli inquinanti valutati nello studio sono stati PM_{10} , $PM_{2,5}$, NO_2 , O_3 , benzene e benzo(a)pirene previsti per legge, a cui si sono sommate le analisi di altri composti *marker* della combustione di biomasse allo scopo di valutare ulteriormente l'impatto degli incendi.

Per valutare l'impatto degli incendi sulla qualità dell'aria ambiente, si sono confrontati i valori registrati dalle stazioni di monitoraggio in luglio 2022, con i mesi di luglio del triennio precedente (2019-2020-2021).

Le concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2,5}$ nelle stazioni di misurazione prossime all'incendio carsico (stazioni di Monfalcone e Fossalon) hanno evidenziato un aumento significativo durante le giornate degli incendi (19-20-21 luglio), con valori anche tre volte maggiori al limite di legge giornaliero ($50 \mu g/m^3$ per il PM_{10}); anche le stazioni di Gorizia, Torviscosa e Trieste negli stessi giorni hanno registrato un superamento dei valori limite, mentre le stazioni di Udine e Pordenone, poste più lontano, hanno registrato degli aumenti delle concentrazioni, seppur rimanendo sotto ai limiti di legge, con i massimi relativi posticipati di alcuni giorni rispetto ai massimi registrati nelle stazioni più prossime all'incendio. Ciò a indicare comunque una diffusione su scala regionale delle polveri emesse dall'incendio con maggior evidenza riguardo al particolato più fine ($PM_{2,5}$).

Le concentrazioni di biossido di azoto registrate non hanno rilevato valori superiori ai limiti di legge ($200 \mu g/m^3$ come valore orario), ma nei giorni 19-20-21 luglio le stazioni prossime all'incendio carsico hanno registrato un aumento evidente.

La concentrazione di benzene rilevata nella stazione di Monfalcone ha evidenziato un aumento considerevole dell'inquinante nelle giornate interessate dall'incendio boschivo, superando anche

di dieci volte il limite della media annua di $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; anche le stazioni di Trieste, Torviscosa e Udine hanno registrato un lieve aumento delle concentrazioni nei giorni successivi all'innescò dell'incendio carsico.

Lo studio sull'ozono ha evidenziato un picco delle concentrazioni nelle stazioni prossime all'incendio del carso goriziano il 19 luglio, ma il massimo dei valori raggiunti dalle concentrazioni si sono registrati nelle giornate successive (22-23 luglio), superando anche la soglia di informazione ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$). È ammissibile che, unitamente a condizioni meteorologiche favorevoli (elevato irraggiamento solare), tale aumento sia stato determinato anche da un'emissione anomala di COV e ossidi di azoto durante i roghi, stante che questi composti sono per l'appunto precursori dell'ozono.

Le analisi chimiche sui campioni di PM_{10} raccolti nelle stazioni di Monfalcone, Fossalon, Torviscosa e Pordenone hanno evidenziato una maggiore concentrazione di benzo(a)pirene nelle stazioni prossime all'incendio. Il retene e il levoglucosano sono stati i composti per cui si è rilevato il maggior aumento durante i giorni più interessati dal rogo in quanto *marker* della combustione di biomasse. Concentrazioni meno elevate si sono registrate per il benzo(a)pirene, mentre per il coronene, prevalentemente legato a fonti petrogeniche, non si sono evidenziate quasi mai concentrazioni misurabili.

Gli studi svolti nelle stazioni di Tolmezzo e Ugovizza, ovvero nella zona montana, hanno evidenziato degli aumenti delle concentrazioni di particolato nei giorni interessati dall'incendio della Val Resia (iniziato il 20 luglio); l'analisi della presenza di Cesio-137 in campioni di PM_{10} raccolti nelle due stazioni di monitoraggio non ha rilevato alcun aumento significativo di sostanze radioattive escludendo, in prima battuta, la possibile risospensione in atmosfera dei radionuclidi adsorbiti nel suolo e dalla vegetazione locale dopo il *fall-out* di Chernobyl del 1986.

In conclusione, si può stabilire che l'evento ha impattato in maniera significativa sulla qualità dell'aria, raggiungendo anche valori di concentrazione molto elevati, e superando i limiti di legge, nelle immediate vicinanze dei luoghi colpiti dall'incendio; tale fenomeno ha avuto ripercussioni visibili anche su scala regionale ma, stante la durata ridotta dell'evento, esso non ha invece avuto un impatto altrettanto significativo sulla qualità dell'aria nel lungo periodo, infatti, non si sono osservate variazioni significative degli indicatori annuali della qualità dell'aria rispetto al triennio precedente.

Se, dunque, ai sensi del D.Lgs. n.155/2010, l'impatto a lungo termine sulla salute umana sia stato pressoché irrilevante, sarà certamente interessante analizzare i dati sanitari relativamente ai giorni interessati dai roghi durante i quali è possibile ipotizzare ad esempio accessi al pronto soccorso per problemi respiratori o cardiovascolari dei soggetti più sensibili.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Mansoor S, Farooq I, Kachroo MM, Mahmoud AED, Fawzy M, Popescu SM, Alyemeni MN, Sonne C, Rinklebe J, Ahmad P. Elevation in wildfire frequencies with respect to the climate change. *J Environ Manage*. 2022 Jan 1;301:113769. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.113769. Epub 2021 Sep 29. PMID: 34600426.
- 2) Black C, Tesfaigzi Y, Bassein JA, Miller LA. Wildfire smoke exposure and human health: Significant gaps in research for a growing public health issue. *Environ Toxicol Pharmacol*. 2017 Oct;55:186-195. doi: 10.1016/j.etap.2017.08.022. Epub 2017 Aug 30. PMID: 28892756; PMCID: PMC5628149.
- 3) Swiston JR, Davidson W, Attridge S, Li GT, Brauer M, van Eeden SF. Wood smoke exposure induces a pulmonary and systemic inflammatory response in firefighters. *Eur Respir J*. 2008 Jul;321:129-38. doi: 10.1183/09031936.00097707. Epub 2008 Feb 6. PMID: 18256060.
- 4) Dennekamp, Martine, and Michael J. Abramson. "The effects of bushfire smoke on respiratory health." *Respirology* 16.2 2011: 198-209.
- 5) Brunekreef B, Holgate ST. Air pollution and health. *Lancet*. 2002 Oct 19;3609341:1233-42. doi: 10.1016/S0140-67360211274-8. PMID: 12401268.
- 6) Guo, Jinyun, Rui Hou, Maosheng Zhou, Xin Jin, Chengming Li, Xin Liu, and Hao Gao. 2021. "Monitoring 2019 Forest Fires in Southeastern Australia with GNSS Technique" *Remote Sensing* 13, no. 3: 386. <https://doi.org/10.3390/rs13030386>
- 7) Sofia Augusto, Nuno Ratola, Patricia Tarín-Carrasco, Pedro Jiménez-Guerrero, Marco Turco, Marta Schuhmacher, Solange Costa, J.P. Teixeira, Carla Costa, Population exposure to particulate-matter and related mortality due to the Portuguese wildfires in October 2017 driven by storm Ophelia, *Environment International* <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106056>
- 8) Nuvolone D, Petri D, Voller F. The effects of ozone on human health. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2018 Mar;25(9):8074-8088. doi: 10.1007/s11356-017-9239-3. Epub 2017 May 25. PMID: 28547375.
- 9) Reid CE, Considine EM, Watson GL, Telesca D, Pfister GG, Jerrett M. Associations between respiratory health and ozone and fine particulate matter during a wildfire event. *Environ Int*. 2019 Aug;129:291-298. doi: 10.1016/j.envint.2019.04.033. Epub 2019 May 28. PMID: 31146163.

- 10) Kita, K., M. Fujiwara, and S. Kawakami. "Total ozone increase associated with forest fires over the Indonesian region and its relation to the El Nino-Southern oscillation." *Atmospheric Environment* 34.17 2000: 2681-2690.
- 11) Kampa M, Castanas E. Human health effects of air pollution. *Environ Pollut*. 2008 Jan;151(2):362-7. doi: 10.1016/j.envpol.2007.06.012. Epub 2007 Jul 23. PMID: 17646040.
- 12) Meng X, Liu C, Chen R, Sera F, Vicedo-Cabrera AM, Milojevic A, Guo Y, Tong S, Coelho MSZS, Saldiva PHN, Lavigne E, Correa PM, Ortega NV, Osorio S, Garcia, Kyselý J, Urban A, Orru H, Maasikmets M, Jaakkola JJK, Rytí N, Huber V, Schneider A, Katsouyanni K, Analitis A, Hashizume M, Honda Y, Ng CFS, Nunes B, Teixeira JP, Holobaca IH, Fratianni S, Kim H, Tobias A, Íñiguez C, Forsberg B, Åström C, Ragettli MS, Guo YL, Pan SC, Li S, Bell ML, Zanobetti A, Schwartz J, Wu T, Gasparrini A, Kan H. Short term associations of ambient nitrogen dioxide with daily total, cardiovascular, and respiratory mortality: multilocation analysis in 398 cities. *BMJ*. 2021 Mar 24;372:n534. doi: 10.1136/bmj.n534. PMID: 33762259; PMCID: PMC7988454.
- 13) DI CARLO, Piero, et al. Wildfires impact on surface nitrogen oxides and ozone in Central Italy. *Atmospheric Pollution Research*, 2015, 6.1: 29-35.
- 14) Bălă GP, Râjnoveanu RM, Tudorache E, Motișan R, Oancea C. Air pollution exposure-the (in)visible risk factor for respiratory diseases. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2021 Apr;28(16):19615-19628. doi: 10.1007/s11356-021-13208-x. Epub 2021 Mar 4. PMID: 33660184; PMCID: PMC8099844.
- 15) Ciccioli, Paolo, Mauro Centritto, and Francesco Loreto. "Biogenic volatile organic compound emissions from vegetation fires." *Plant, cell & environment* 37.8 2014: 1810-1825.
- 16) Evtugina, Margarita, et al. "VOC emissions of smouldering combustion from Mediterranean wildfires in central Portugal." *Atmospheric Environment* 64 2013: 339-348.
- 17) Shin, Hwashin Hyun, et al. "Associations between personal exposures to VOCs and alterations in cardiovascular physiology: Detroit Exposure and Aerosol Research Study (DEARS)." *Atmospheric Environment* 104 2015: 246-255.
- 18) Air quality guidelines for Europe. 2nd ed. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons. WHO Regional Publications, European Series, No. 91

- 19) Ohura T, Amagai T, Fusaya M, Matsushita H. Polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor environments and factors affecting their concentrations. *Environ Sci Technol*. 2004 Jan 1;38(1):77-83. doi: 10.1021/es030512o. PMID: 14740720.
- 20) Patel AB, Shaikh S, Jain KR, Desai C, Madamwar D. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches. *Front Microbiol*. 2020 Nov 5;11:562813. doi: 10.3389/fmicb.2020.562813. PMID: 33224110; PMCID: PMC7674206.
- 21) Callén, M.S., Iturmendi, A., López, J.M. et al. Source apportionment of the carcinogenic potential of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) associated to airborne PM10 by a PMF model. *Environ Sci Pollut Res* 21, 2064–2076 (2014). <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2116-9>
- 22) Mallah MA, Changxing L, Mallah MA, Noreen S, Liu Y, Saeed M, Xi H, Ahmed B, Feng F, Mirjat AA, Wang W, Jabar A, Naveed M, Li JH, Zhang Q. Polycyclic aromatic hydrocarbon and its effects on human health: An overview. *Chemosphere*. 2022 Jun;296:133948. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.133948. Epub 2022 Feb 10. PMID: 35151703.
- 23) Glionna Alcanzare RJC 2006: Polycyclic aromatic compounds in wood soot extracts from Henan, China. University of Philippines
- 24) Alcanzare RJC 2006: Polycyclic aromatic compounds in wood soot extracts from Henan, China. University of Philippines
- 25) Stogiannidis E, Laane R 2015: Source Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Using Their Molecular Indices: An Overview of Possibilities. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 234:49-134
- 26) G. Glionna: “Valutazione degli idrocarburi policiclici aromatici alchilati di origine terpenica come potenziali traccianti di combustione di legna nel PM10”. Relatore: Dott. Fabio Dugulin; Correlatore: Dott. Andrea Mistaro. Università degli Studi di Trieste, Università degli Studi di Udine - Dipartimento di Scienze Mediche Chirurgiche e della Salute – Corso di Laurea Interateneo in Tecniche della Prevenzione nell’ambiente e nei luoghi di lavoro. A.A. 2017-18
- 27) P. Novello: “Il levoglucosano nel PM10 come tracciante della combustione di biomasse: prime campagne di monitoraggio in Friuli Venezia Giulia”. Relatore: prof. Giovanni Missana; Correlatore dott. Andrea Mistaro. Università degli Studi di Trieste - Dipartimento di Scienze Mediche Chirurgiche e della Salute – Corso di Laurea Triennale in Tecniche della Prevenzione nell’ambiente e nei luoghi di lavoro. A.A. 2019-20