



Progetto Europeo iMONITRAF! ETC Spazio Alpino

Work Package 5 – Attività 5.5 – “Campagne di Misura”
ARPA Friuli Venezia Giulia, ARPA Valle d’Aosta, ARPA Piemonte, Cantone Ticino

Udine
15/06/2012



INDICE

1	Progetto iMONITRAF!: Campagne di monitoraggio	4
2	I Siti di Monitoraggio	6
2.1	Valle d'Aosta	6
2.2	Ticino	7
2.3	Piemonte	7
2.4	Friuli Venezia Giulia	9
3	Risultati della qualità dell'aria	10
3.1	Primavera	10
3.2	Estate	13
3.3	Autunno	15
3.4	Inverno	17
4	Le misure di Valle d'Aosta nel Progetto iMONITRAF!	19
4.1	Analisi Gravimetrica	19
4.2	Analisi statistica dei dati di concentrazione PM10 e PM2.5	20
4.3	Benzopirene	21
4.4	Laboratorio Mobile A5	23
5	Le misure del Piemonte nel Progetto iMONITRAF!	27
5.1	Introduzione	27
5.2	Obiettivi	27
5.3	Materiali e metodi	27
5.4	Risultati	28
5.4.1	Concentrazioni in Massa	28
5.4.2	Concentrazioni delle componenti inorganiche solubili	31
5.4.3	Concentrazioni dei metalli non alcalini o alcalino-terrosi	38
5.4.4	Concentrazioni degli idrocarburi policiclici aromatici	39
5.5	Conclusioni	40
5.6	Bibliografia	40
6	Test di mutagenesi su particolato atmosferico	41
6.1	Prefazione	41
6.2	Valutazione dei Risultati	42
6.3	Conclusioni	45

7	Le misure di Friuli Venezia Giulia Measurements nel Progetto iMONITRAF!	46
7.1	Introduzione	46
7.2	La speciazione del materiale particolato	46
7.3	Gli impatti delle diverse tipologie di sorgenti trasportistiche sulla qualità dell'aria	47
7.4	Gli impatti del ciclo diurno dei trasporti sulla qualità dell'aria	50
7.5	Conclusioni	52
8	Monitoraggio del Rumore	53
8.1	Linee Guida	53
8.2	Punti di misura	54
8.2.1	Valle d'Aosta: Courmayeur	55
8.2.2	Valle d'Aosta: Chatillon	56
8.2.3	Fréjus: Borgone	57
8.2.4	Fréjus: Bardonecchia	58
8.2.5	Gottardo: Reiden	59
8.2.6	Gottardo: Camignolo	60
8.2.7	Tavasio: Camporosso	61
8.3	Meteorologia	62
8.4	Traffico	62
8.5	Livelli di Rumore: Risultati	63
8.6	Conclusioni	66

1 Progetto iMONITRAF!: Campagne di monitoraggio

Nel contesto del Progetto iMONITRAF! sono state condotte numerose campagne di monitoraggio, riguardanti in particolare l'inquinamento atmosferico e quello acustico, con obiettivo la caratterizzazione degli impatti dovuti ai trasporti sul delicato ambiente alpino. L'obiettivo finale di queste campagne è stato quello di presentare una metodologia standardizzata per la comparazione degli impatti sui diversi corridoi, adatta allo sviluppo di scenari futuri e alla previsione di misure di mitigazione degli effetti negativi. Il primo ostacolo per la creazione di una tale metodologia è stata la differenza dei determinanti meteorologici che possono influenzare le campagne di monitoraggio. Queste campagne, infatti, devono essere eseguite in differenti aree climatiche e durante condizioni meteorologiche differenti a causa della distanza tra i diversi corridoi. Per superare questa difficoltà, la scelta è stata quella di eseguire queste campagne durante quattro diversi periodi caratteristici, coincidenti con le quattro stagioni.

I CORRIDOI IMONITRAF



Figura 1: Mappa dei corridoi sui quali sono stati eseguiti monitoraggi nel contesto del Progetto Europeo-Spazio Alpino-iMONITRAF!

Il secondo problema incontrato ha riguardato la definizione di un protocollo che assicurasse omogeneità e comparabilità tra le misure. Infatti, anche se i sensori che rilevano i parametri inerenti alla qualità dell'aria devono essere conformi a standard molto stretti, il modo in cui le misure sono effettuate può influenzare notevolmente i risultati finali e, conseguentemente, l'interpretazione della situazione che ne deriva. Come esempio, le misure di qualità dell'aria risultano particolarmente sensibili alla distanza dalle sorgenti inquinanti, quali le strade nel caso di

inquinamento dovuto ai trasporti. Per questa ragione, la decisione presa all'inizio delle campagne di monitoraggio è stata quella di eseguire misure in accordo con la direttiva europea 2008/50/CE, ma prevedendo il posizionamento degli elementi sensibili ai bordi delle autostrade (entro 4 metri dal bordo della corsia più esterna). In un caso (Corridoio di Tarvisio) ciò non è stato possibile e, per questa ragione, si è provveduto a stimare i livelli di inquinamento ai bordi della corsia più esterna dell'autostrada mediante l'impiego di modelli numerici.

Il terzo problema incontrato ha riguardato la definizione degli indicatori adatti a comparare i diversi corridoi. Infatti, a causa dell'intrinseca breve durata della campagna di monitoraggio, la cui durata è stata inferiore ad un anno, non è stato possibile considerare tutti gli indicatori fissati dalla Direttiva Europea 2008/50/CE. Per questa ragione, la soluzione adottata è stata quella di determinare, per gli inquinanti maggiormente legati ai trasporti (PM10 e NO2), il ciclo medio giornaliero e settimanale associato a ciascuna stagione. Questa scelta ha permesso di comparare gli stati dei diversi corridoi e l'osservazione dei periodi (del giorno e della settimana) col maggior impatto di inquinanti sulla qualità dell'aria.

2 I Siti di Monitoraggio

2.1 Valle d'Aosta

La stazione di monitoraggio è collocata sul bordo della carreggiata lungo un tratto di strada, in leggera pendenza, che collega il raccordo finale dell'autostrada con il Tunnel del Monte Bianco. La struttura è di proprietà del GEIE-TMB. ARPA VDA si occupa della validazione dei dati.

Il sito è attrezzato con:

- un palo meteo
- un misuratore di PM10
- un analizzatore di NOx, NO2 e NO
- un campionatore PM2.5
- un campionatore PM10 (Benzo(a)pirene)

Dati generali:

Comune: Courmayeur, località Entrèves

Data di attivazione: 01/11/2006

Longitudine: 06.58.24

Latitudine: 45.47.31

Altitudine: 1338

Tipologia: Traffico - Suburbana

VALLE D'AOSTA



Figura 2: Il punto di rilievo per la Valle d'Aosta

2.2 Ticino

Città: Bioggio

Data di attivazione: 04/01/1991

Longitudine: WGS84 8.9127

Latitudine: WGS84 46.0106

Altitudine: 285

Tipo di stazione: Stazione permanente per il monitoraggio della qualità dell'aria. Città mediamente popolata, suburbana. Presenza di industrie.

Descrizione: la stazione di monitoraggio di Bioggio è situata in una zona industriale in prossimità dell'aeroporto di Agno. Le emissioni generate dal traffico aereo e da quello dell'autostrada A2 si sommano a quelle delle fabbriche site in prossimità della stazione.

TICINO



Figura 3: Punto di monitoraggio per il Ticino

2.3 Piemonte

Sito: Le campagne di misura della qualità dell'aria in zone prossime all'autostrada A32 sono state condotte a Susa, frazione di San Giuliano, Piemonte.

Le coordinate del laboratorio mobile sono: 45° 8'13.42"N, 7° 4'32.67"E

Periodi di monitoraggio::

Estate: 1/9/2010-29/9/2010

Inverno: 1/12/2010-30/12/2010

Primavera: 8/4/2011-9/5/2011

Autunno: 11/10/2011 – 8/11/2011 (per PM10 : 11/10/2011-9/11/2011, per PM2.5 11/10/2011-13/11/2011)

Strumentazione: analizzatore SO2 a fluorescenza API 100 E, NOx analizzatore a chemiluminescenza.

MONITOR EUROPE ML 9841B, Ozono analizzatore per raggi ultravioletti MONITOR EUROPE ML 9810B, CO analizzatore per l'assorbimento di raggi infrarossi 300 A, PM10 – PM2.5 gravimetrico con metodo di riferimento strumenti TCR TECORA, campionatore ad alto volume per particelle di PM10 con flusso 1,27 m3/min in accordo con la norma UNI-EN 12341, equipaggiato con frazionatore multi-stadio del particolato Analitica Strumenti, analizzatore BTX gas cromatografico SINTECH SPECTRAS CG 855 serie 600, stazione meteorologica LSI LASTEM

Parametri misurati: ozono (O3), ossidi d'azoto (NO, NO2), monossido di carbonio (CO), diossido di zolfo (SO2), benzene, toluene, xylene, PM10-PM2.5 (particolato), Idrocarburi policiclici aromatici (su PM10 e PM2.5), metalli (su PM10 e PM2.5), ammonio, cloruri, nitrati, solfati, calcio, sodio, potassio, magnesio su materiale particolato (varie frazioni), parametri meteorologici.

Descrizione del sito: il sito di monitoraggio è ubicato in frazione San Giuliano, Susa, nella valle di Susa, a circa 2 Km dalle due principali città della valle: Susa (6700 abitanti) e a 50 Km da Torino, capitale della regione Piemonte (che conta circa 900.000 abitanti)

PIEMONTE



Figura 4: Punto di monitoraggio per il Piemonte

2.4 Friuli Venezia Giulia

Città: Tarvisio

Longitudine: 13°33'43"E

Latitudine: 46°30'25"N

Altitudine: 1070 meters.

Tipo di stazione: laboratorio mobile, situato in prossimità di una città mediamente popolata, in zona suburbana. Presenza di industrie.

Descrizione: la stazione di monitoraggio di Tarvisio è sita in una zona residenziale in prossimità dell'autostrada A23.

FRIULI VENEZIA GIULIA

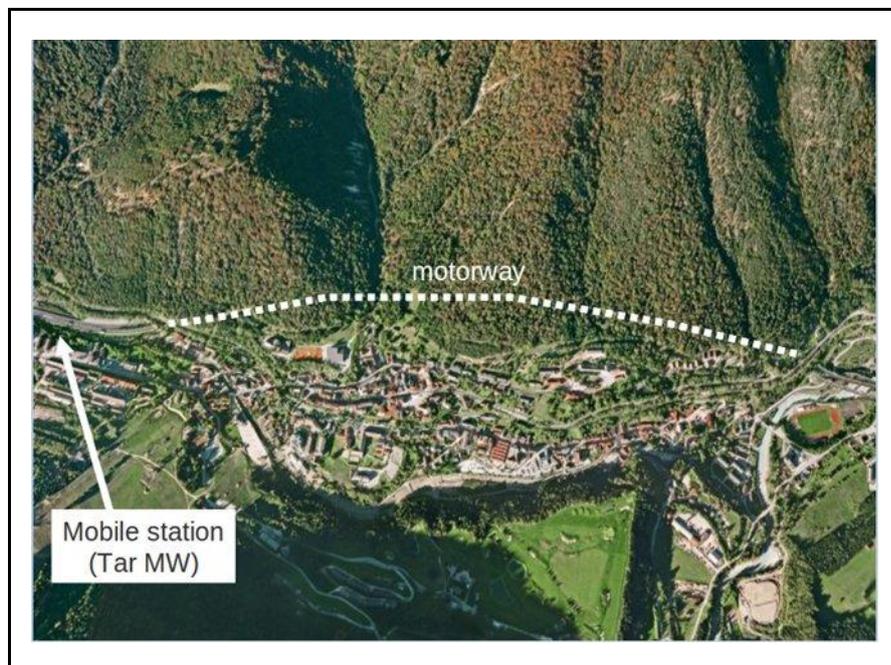


Figura 5: Punto di monitoraggio per il Friuli Venezia Giulia site

3 Risultati della qualità dell'aria

3.1 Primavera

Il primo periodo analizzato è stato la primavera. I cicli giornalieri di diossido d'azoto osservati in questa stagione mostrano i classici picchi durante le prime ore del mattino e le ultime del pomeriggio e della sera (figura 2, pannello in alto). In generale il picco rilevato durante la mattina è più alto di quello rilevato durante il pomeriggio, tranne per il corridoio di Tarvisio. Questo è stato interpretato come un effetto della stratificazione dell'atmosfera durante le ore notturne, fatto che favorisce l'accumulo degli inquinanti.

RISULTATI GIORNALIERI: PRIMAVERA

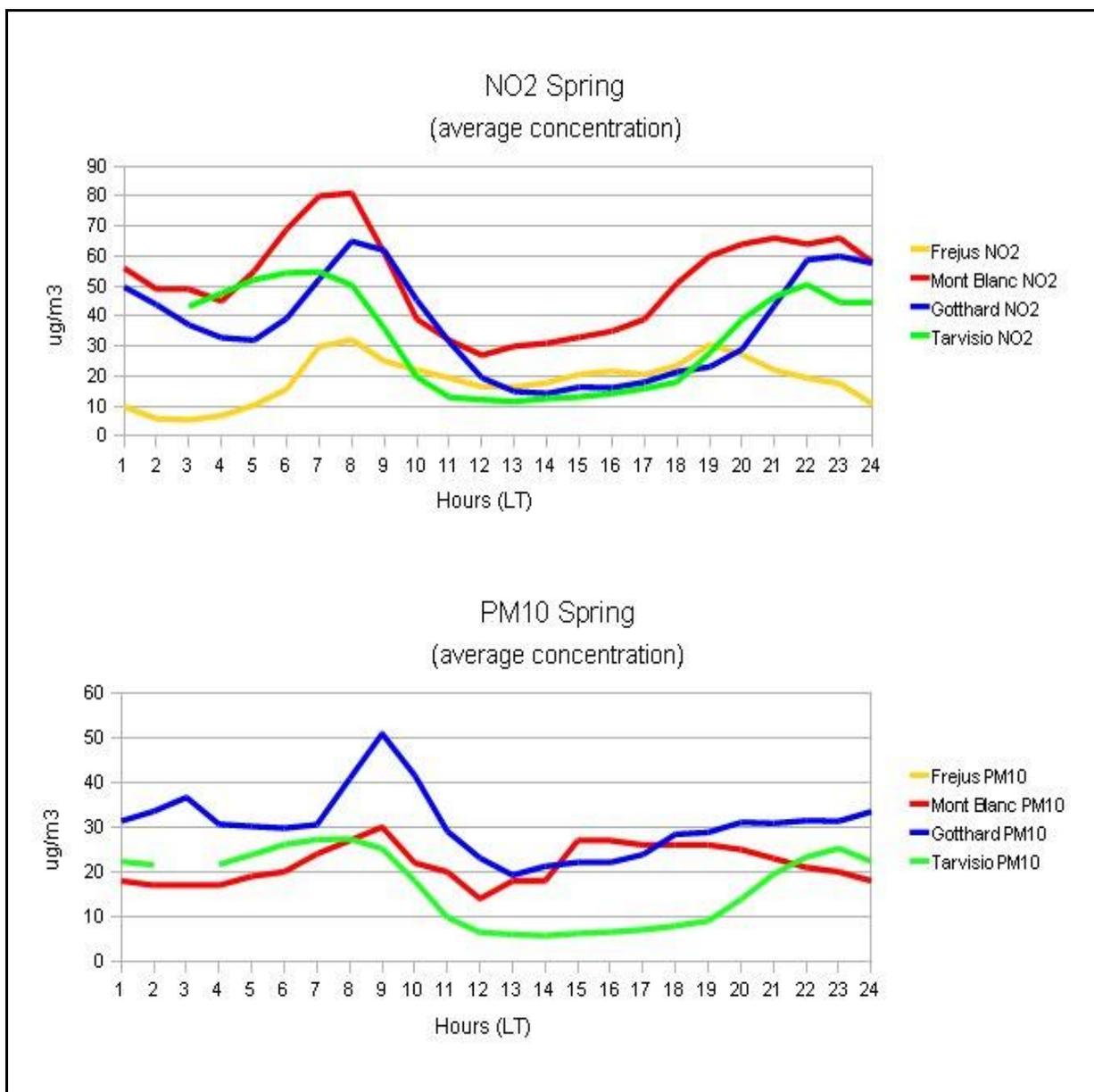


Figura 6: Il ciclo giornaliero medio dell'NO2 (in alto) e del PM10 (in basso) osservato nel periodo primaverile nei quattro corridoi analizzati dal progetto iMONITRAF!

Il ciclo giornaliero del materiale particolato mostra un comportamento leggermente differente: in generale il picco rilevato durante la mattina è meno pronunciato, tranne che per il Gottardo, ed appare una sorta di plateau durante il tardo pomeriggio-sera. Questo comportamento potrebbe essere spiegato dal fatto che il materiale particolato è emesso non solo dai trasporti su strada ma anche da altre sorgenti, tra le cui il riscaldamento domestico. Anche per il materiale particolato, però, i determinanti meteorologici giocano un ruolo rilevante. In particolare, specialmente per aree caratterizzate da bassa densità di abitanti, i valori notturni delle concentrazioni di materiale particolato sono un risultato dell'aumento della stabilità e dall'aumento della formazione di aerosol secondari (nitrati, solfati originati da nucleazione, favorita dalle basse temperature)

RISULTATI SETTIMANALI: PRIMAVERA

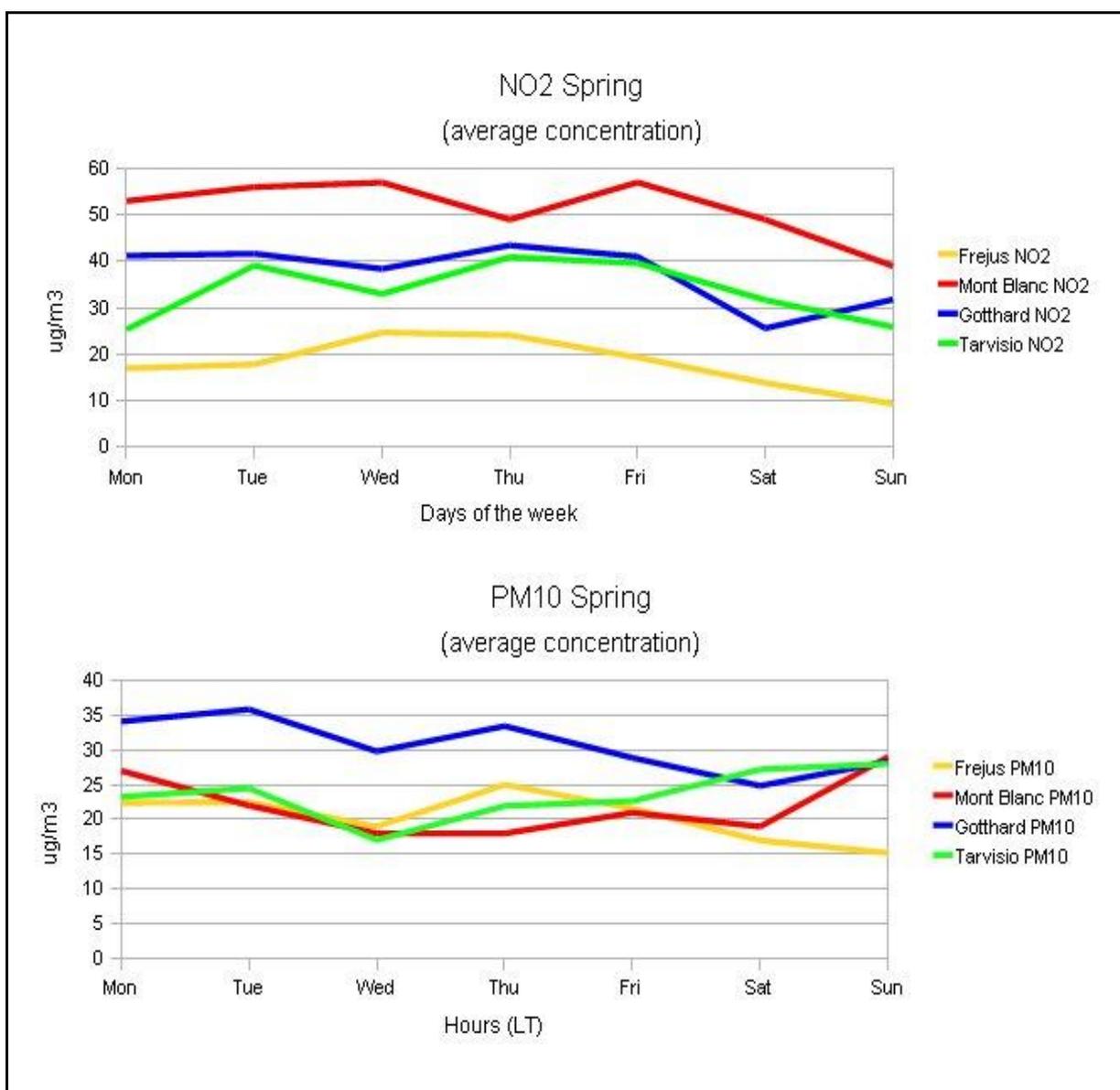


Figura 7: Il ciclo settimanale medio dell'NO2 (in alto) e del PM10 (in basso) osservato nel periodo primaverile nei quattro corridoi analizzati dal progetto iMONITRAF!

Riguardo al ciclo settimanale, in tutti i corridoi è facilmente riconoscibile una diminuzione delle concentrazioni di NO₂ (figura 3, in alto) durante i weekend. Questa riduzione sembra più accentuata sul Monte Bianco rispetto agli altri corridoi. Altre peculiarità che vale la pena notare sono l'aumento domenicale nelle concentrazioni di NO₂ nel corridoio del Gottardo e la bassa concentrazione di NO₂ osservata nelle giornate di lunedì e martedì nel corridoio di Tarvisio.

Il ciclo settimanale delle polveri sottili durante la primavera è leggermente differente (figura 3, in basso), in fatti non vi è una chiara diminuzione delle concentrazioni durante il weekend e, in alcuni casi, le concentrazioni osservate nella giornata di domenica appaiono più alte di quelle degli altri giorni della settimana, come per esempio per i corridoi di Tarvisio e Monte Bianco. Questo comportamento potrebbe essere spiegato ricordando che le polveri sottili hanno anche altre sorgenti oltre al traffico stradale.



3.2 Estate

Il ciclo giornaliero dell'NO₂ (figura 4, in alto) continua a mostrare i due classici picchi osservati durante la primavera, anche se con valori assoluti inferiori rispetto alla stagione precedente. I picchi osservati sono quasi tutti situati tra le 8-8 e le 20-22 ora locale.

RISULTATI GIORNALIERI: ESTATE

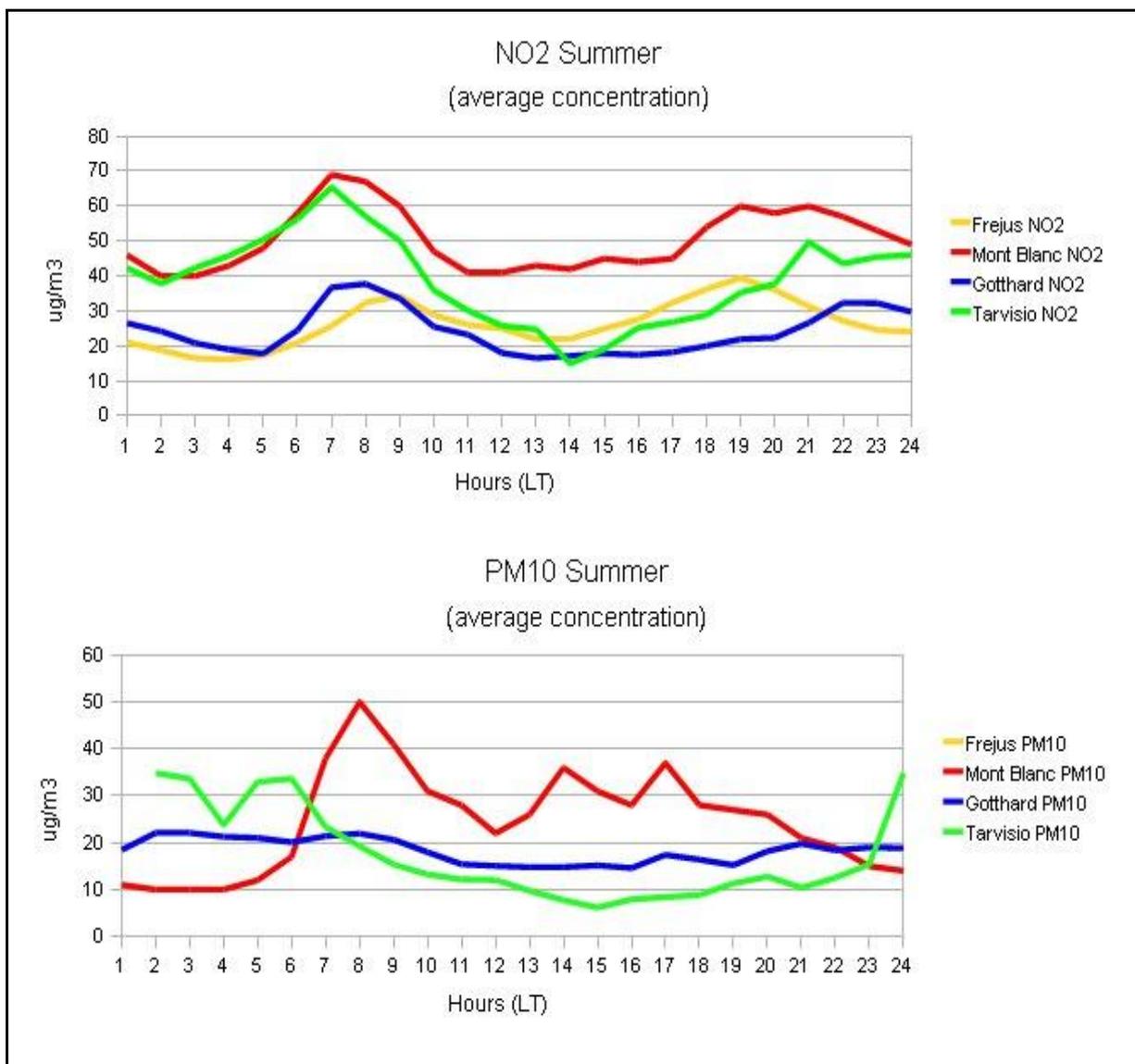


Figura 8: Il ciclo giornaliero medio dell'NO₂ (in alto) e del PM₁₀ (in basso) osservato nel periodo estivo nei quattro corridoi analizzati dal progetto iMONITRAF! Non è stato possibile condurre la campagna di monitoraggio estiva sul corridoio del Frejus.

Riguardo il particolato atmosferico, il ciclo medio giornaliero appare praticamente piatto per il Gottardo, che mostra livelli più bassi del Monte Bianco, mentre il contrario succedeva durante la primavera. Inoltre, Monte Bianco sembra essere l'unico corridoio con valori più elevati durante le ore diurne.

L'analisi del ciclo settimanale delle concentrazioni di NO₂ (figura 5, in alto) mostra la stessa tendenza osservata in primavera e valori assoluti estremamente simili, mentre il ciclo settimanale delle polveri sottili (figura 5, in basso) appare più fluttuante anche se i valori assoluti osservati sono simili. In ogni caso, per tutti i corridoi, a differenza della primavera, mostrano una diminuzione durante la giornata di domenica.

RISULTATI SETTIMANALI: ESTATE

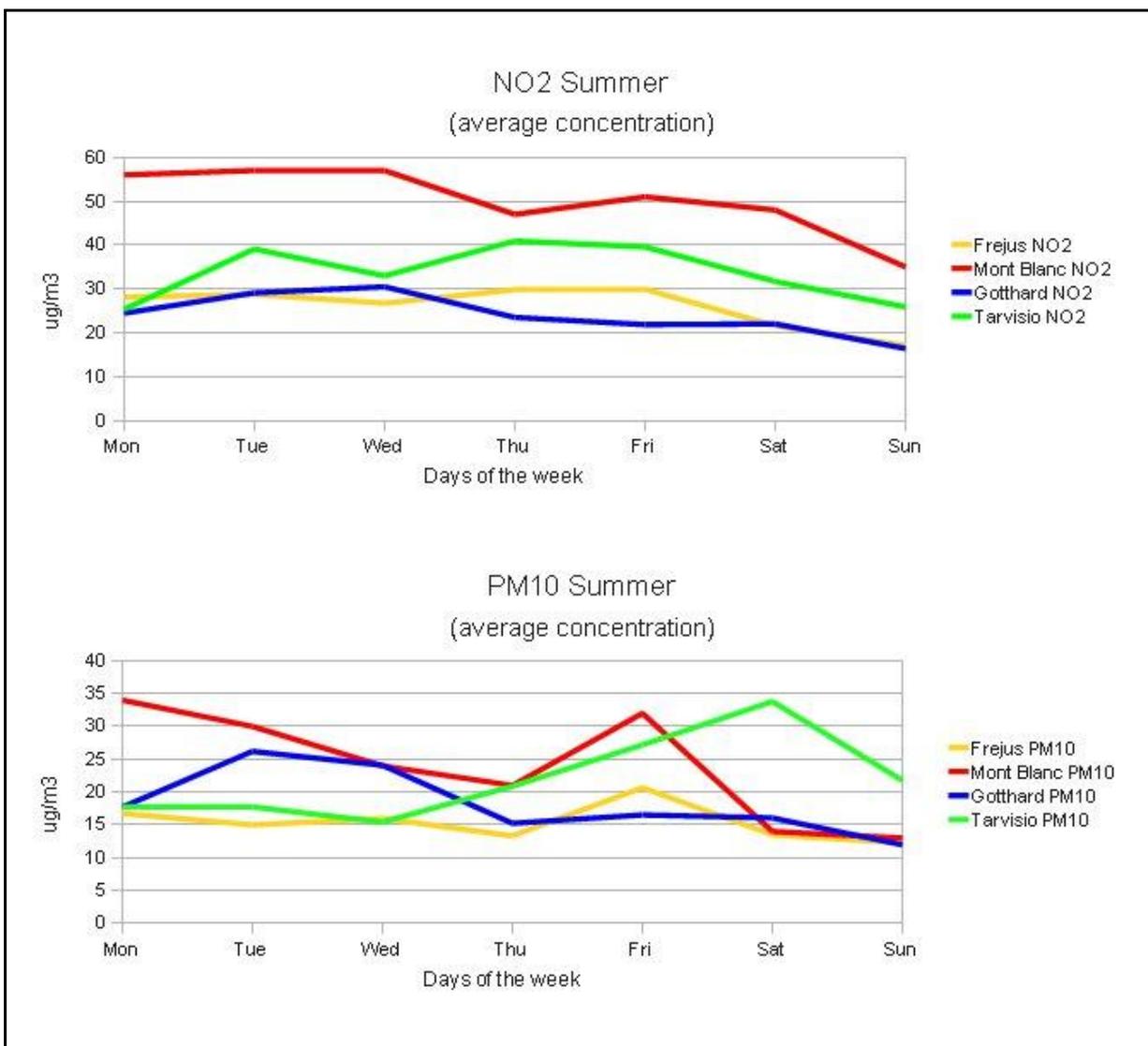


Figura 9: Il ciclo settimanale medio dell'NO₂ (in alto) e del PM₁₀ (in basso) osservato nel periodo estivo nei quattro corridoi analizzati dal progetto iMONITRAF! Non è stato possibile condurre la campagna di monitoraggio estiva sul corridoio del Frejus.

3.3 Autunno

Durante l'autunno il ciclo giornaliero dell'NO₂ (figura 6, in alto) mostra i classici massimi durante la mattina e la tarda sera ma in questo caso i picchi non sono contemporanei, in particolare quelli della sera. Se confermate, queste differenze potrebbero essere un segno dovuto alla diversa composizione del traffico su strada che interessa i quattro corridoi.

RISULTATI GIORNALIERI: AUTUNNO

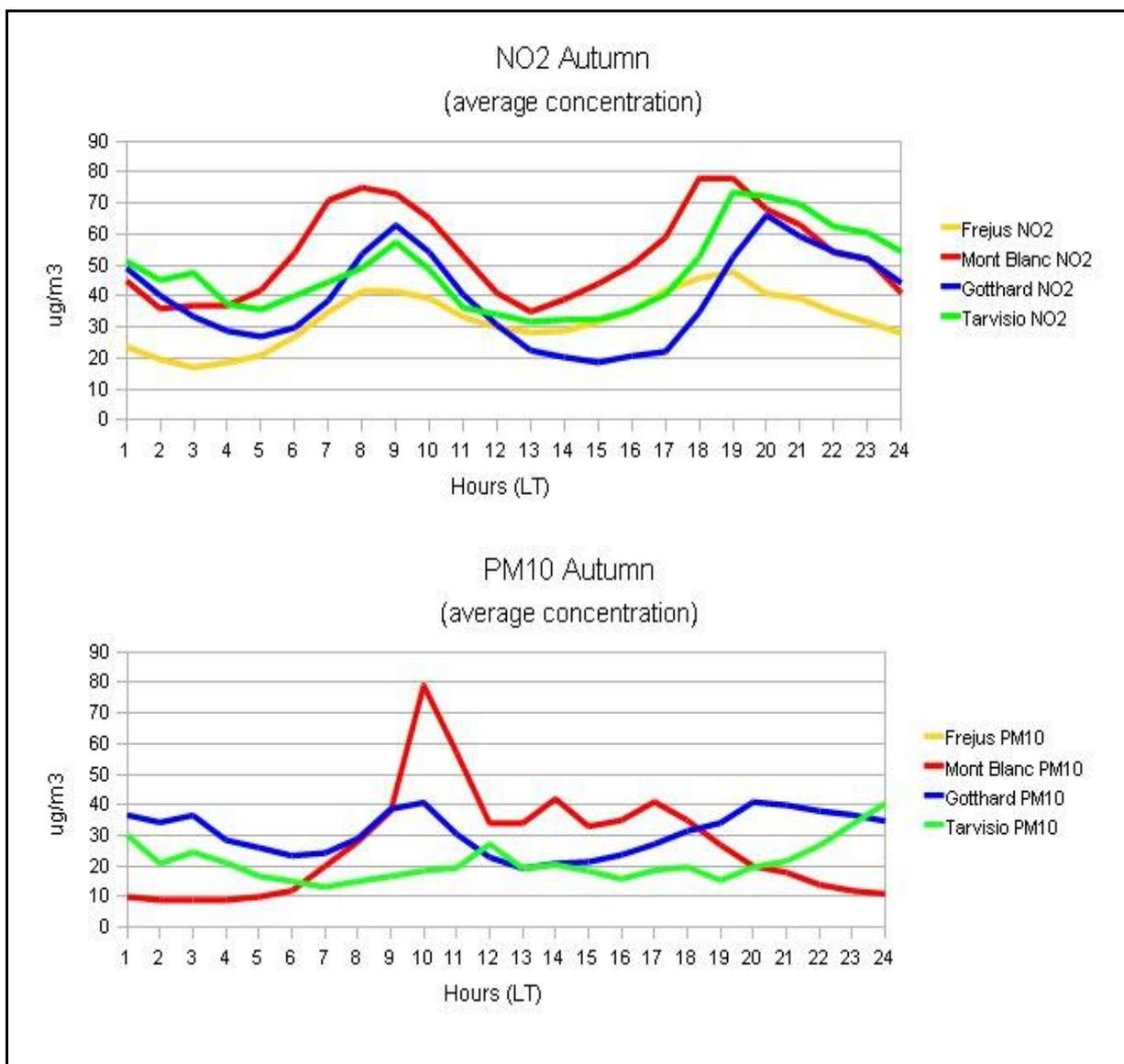


Figura 10: Il ciclo giornaliero medio dell'NO₂ (in alto) e del PM₁₀ (in basso) osservato nel periodo autunnale nei quattro corridoi analizzati dal progetto iMONITRAF!

Il ciclo giornaliero del PM₁₀ (figura 6, in basso) mostra un comportamento differente per i tre corridoi analizzati, infatti sia Tarvisio che Gotthard hanno concentrazioni di polveri sottili alte durante le ore notturne mentre sul corridoio del Monte Bianco si raggiunge la concentrazione massima durante le prime ore della giornata. Questo pic-

co che si manifesta nelle prime ore del mattino è osservabile anche nel Gottardo, mentre è quasi completamente assente nel corridoio di Tarvisio.

RISULTATI SETTIMANALI: AUTUNNO

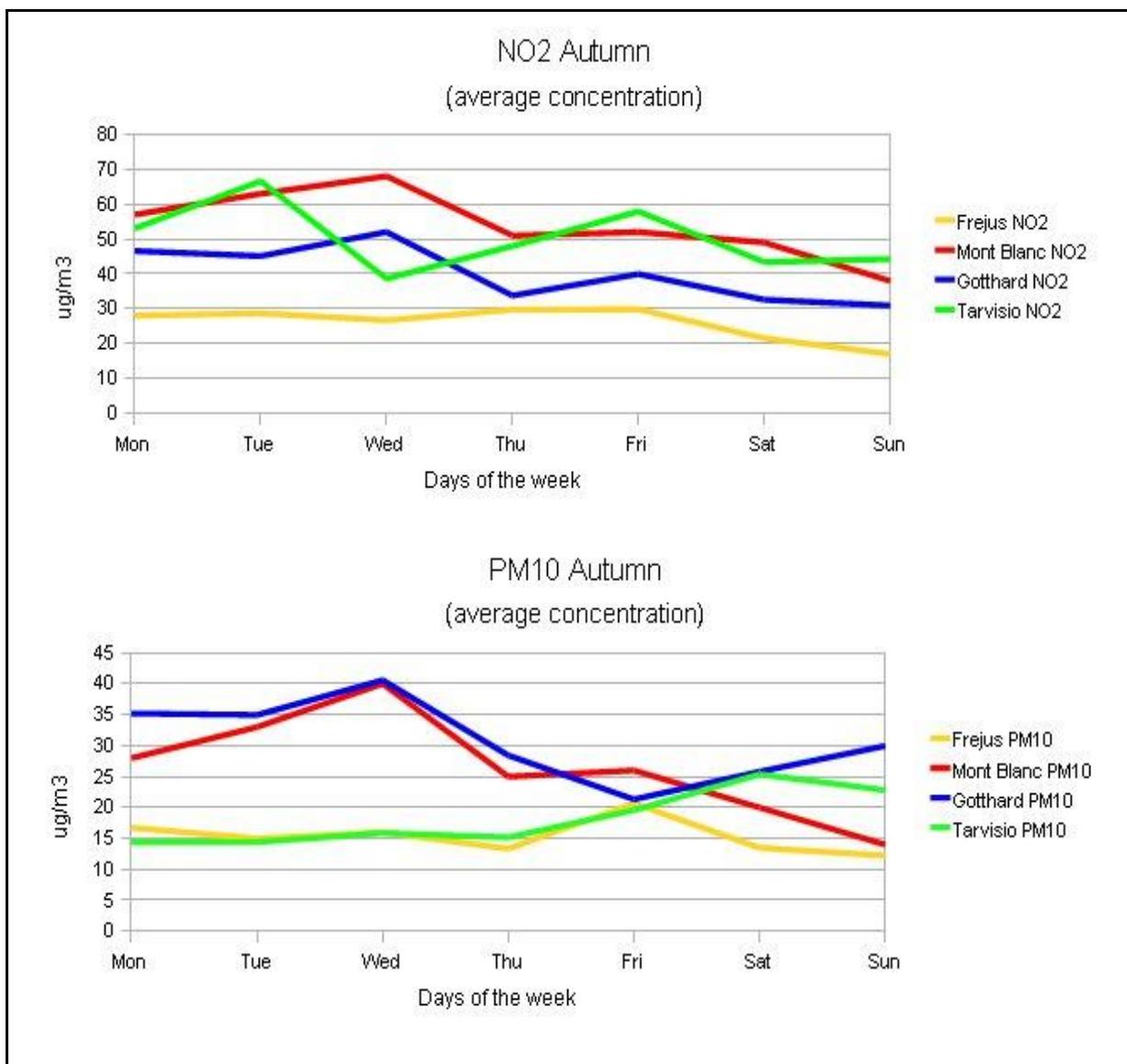


Figura 11: Il ciclo settimanale medio dell'NO2 (in alto) e del PM10 (in basso) osservato nel periodo autunnale nei quattro corridoi analizzati dal progetto iMONITRAF!

Il ciclo settimanale di NO2 e PM10 (figura 10, rispettivamente in alto in e in basso) conferma quanto osservato nelle precedenti stagioni con una diminuzione dei valori di NO2 durante i weekend, cosa che avviene maggiormente nel corridoio del Monte Bianco. Per Gottardo e Tarvisio avviene l'opposto e le massime concentrazioni di polveri sottili si registrano durante il weekend.

3.4 Inverno

Durante il periodo invernale il ciclo giornaliero dell'NO₂ (figura 8, in alto) mostra, per tutti i corridoi, i classici picchi nelle prime ore del giorno e nelle ultime della sera, ma i valori sono più elevati di quelli osservati nelle precedenti stagioni. Inoltre, i picchi non sono contemporanei, in particolare quelli della mattina: il primo si ha nel corridoio del Monte Bianco, seguito da quello di Tarvisio e Frejus e infine dal Gottardo. Sfortunatamente, sono necessarie ulteriori misure eseguite in anni differenti per capire se questi effetti sono sistematici o solamente osservazioni casuali.

RISULTATI GIORNALIERI: INVERNO

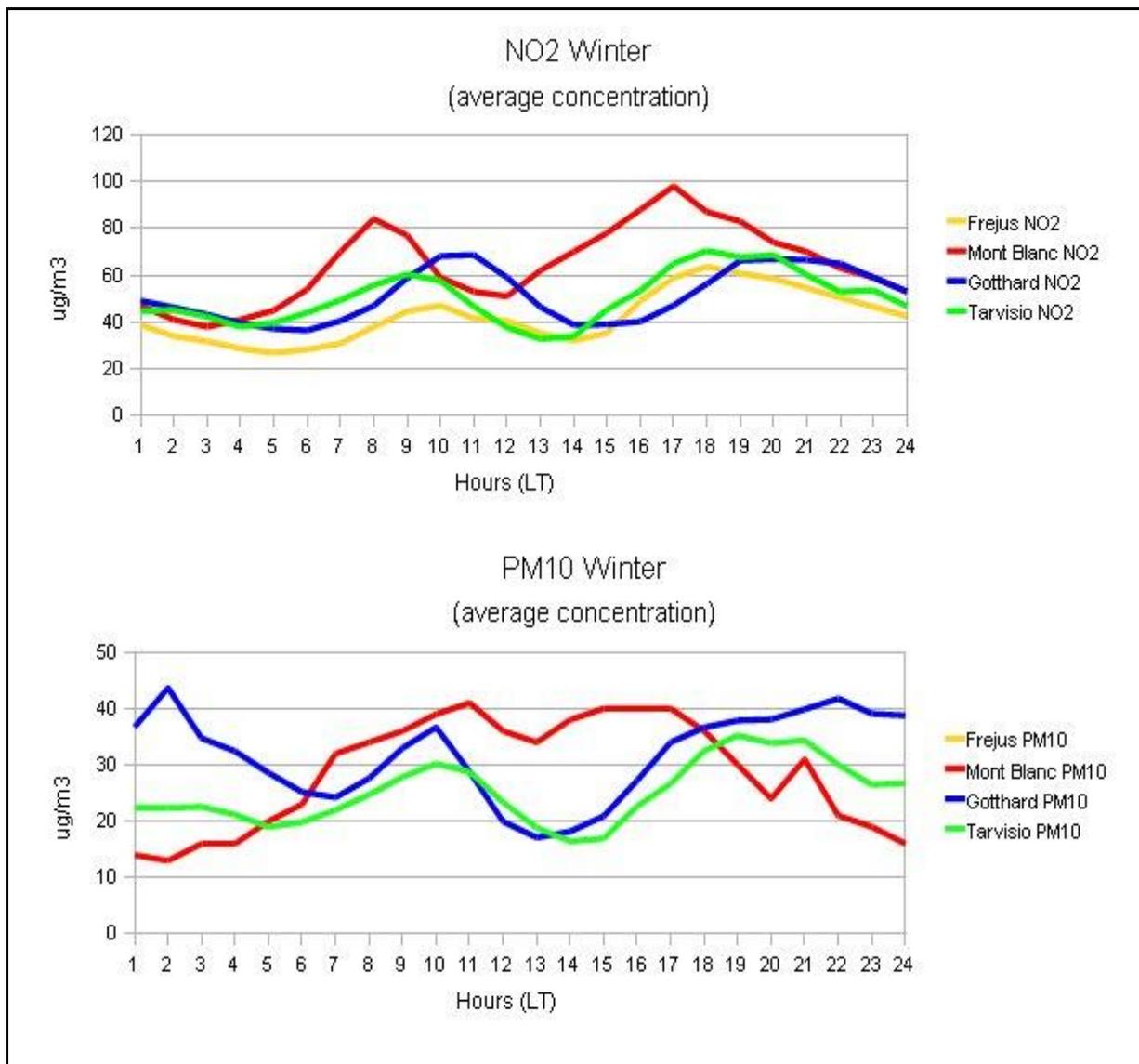


Figura 12: Il ciclo giornaliero medio dell'NO₂ (in alto) e del PM₁₀ (in basso) osservato nel periodo invernale nei quattro corridoi analizzati dal progetto iMONITRAF!

L'andamento giornaliero del PM10 (figura 8, in basso) conferma quanto trovato nella stagione autunnale.

RISULTATI SETTIMANALI: INVERNO

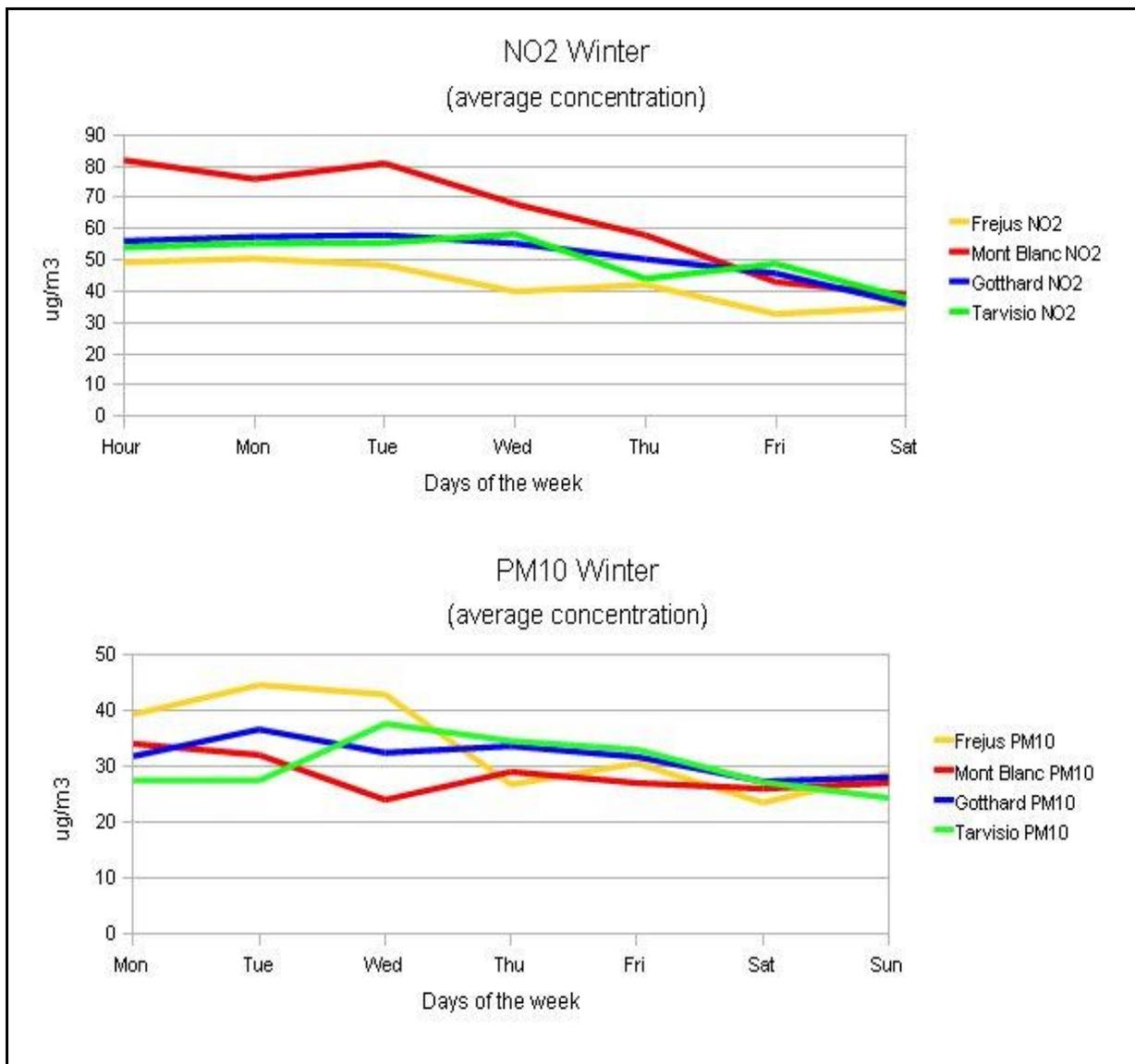


Figura 13: Il ciclo settimanale medio dell'NO2 (in alto) e del PM10 (in basso) osservato nel periodo invernale nei quattro corridoi analizzati dal progetto iMONITRAFI

I cicli settimanali di NO2 e PM10, presentati rispettivamente nel pannello in alto e quello in basso della figura 9, mostrano una chiara diminuzione dell'NO2 durante i weekend e una meno chiara e più fluttuante situazione per il PM10. Differentemente da quanto avveniva per le precedenti stagioni, non c'è alcun incremento dei valori di PM10 durante i weekend sul corridoio di Tarvisio e le concentrazioni di questo inquinante al Monte Bianco e Gotthard appaiono praticamente costanti. Al contrario si osserva una chiara diminuzione dei valori di concentrazione di PM10 sul corridoio del Frejus.

4 Le misure di Valle d'Aosta nel Progetto iMONITRAF!

Autori: Pession G., Rosso G., Rapelli L.

Le principali misure condotte da ARPA VdA durante il progetto iMONITRAF! hanno riguardato PM10, PM2.5 e benzopirene; in aggiunta a queste misure, il laboratorio mobile è stato impiegato sull'autostrada A5 per misurare le concentrazioni di PM10 e NO2.

4.1 Analisi Gravimetrica

All'interno della stazione di monitoraggio di Entrèves sono stati installati due campionatori basso volume (Skypost – Tecora) per effettuare le misure del particolato, sia PM10 sia PM2.5 con metodo gravimetrico. In parallelo ha sempre funzionato un misuratore (i valori di concentrazione misurati in continuo sono disponibili dal 2006) di polveri PM10 con il principio della microbilancia oscillante (Teom - Rupprecht & Patashnick), utile per valutare gli andamenti orari (e relativo grafico giorno tipo).

Le concentrazioni ottenute nei due anni di campionamento sono riportate nel grafico sottostante.

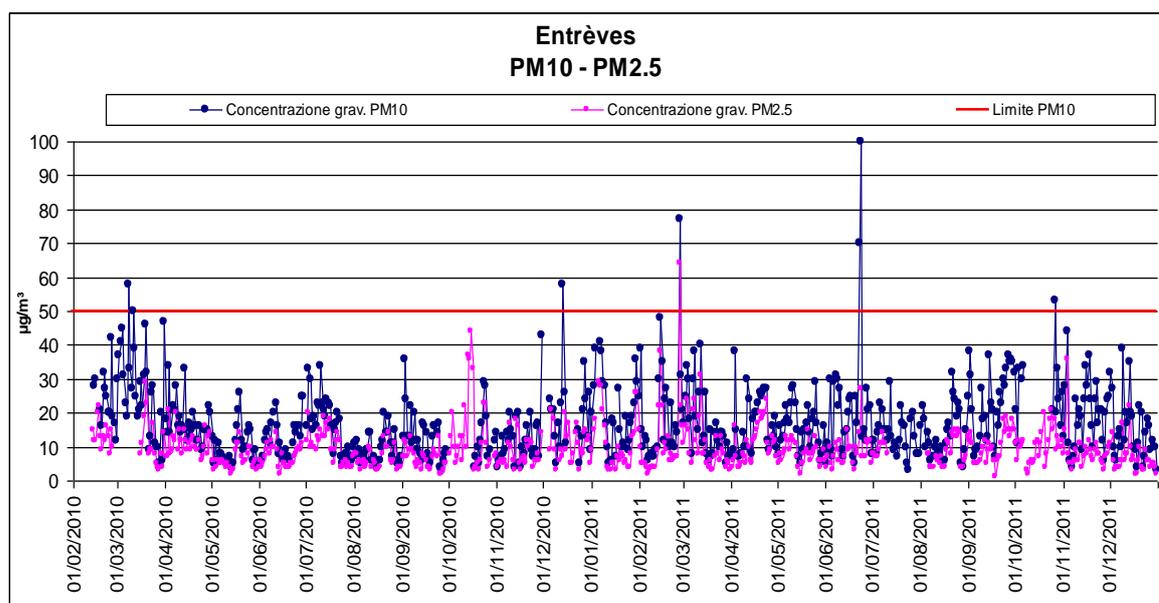


Figura 14: Concentrazioni gravimetriche di PM10 e PM2.5 a Entrèves.

Le due serie di dati non evidenziano particolari criticità, né per il numero di superamenti/anno né per la concentrazione media annuale.

Nei due anni di campagna la copertura, al netto degli interventi manutentivi, è sempre superiore al 90%.

4.2 Analisi statistica dei dati di concentrazione PM10 e PM2.5

L'obiettivo dell'analisi statistica è cercare una correlazione tra le concentrazioni di PM10 e di PM2.5. Per fare ciò si è analizzato il rapporto tra PM10 e PM2.5.

I valori di PM10 ottenuti dalle pesate gravimetriche sono stati suddivisi in cinque classi di concentrazione, elencati nella tabella sottostante.

classi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	media PM10	dev st PM10	media PM2.5	dev st PM2.5	Rapporto PM2.5/PM10
$0 < \text{PM10} < 10$	7	1.9	5	1.4	0.71
$10 < \text{PM10} < 20$	15	2.8	9	2.7	0.60
$20 < \text{PM10} < 30$	25	2.9	13	4.2	0.52
$30 < \text{PM10} < 40$	35	2.6	17	5.4	0.49
$40 < \text{PM10} < 70$	49	9	21	10.6	0.43

Per ogni classe sono state calcolate sia la media del PM10, sia quella del PM2.5 corrispondente. Come verifica della significatività degli intervalli si prende in considerazione la deviazione standard. Si è calcolato il rapporto PM2.5/PM10 tra le medie calcolate per ciascuna classe.

L'ultima classe comprende un intervallo di concentrazioni più ampio per avere un campione statistico più rappresentativo e confermare la tendenza evidenziata nelle altre classi.

Nel grafico sottostante si può notare che con l'aumentare delle concentrazioni di PM10 il rapporto PM2.5/PM10 diminuisce.

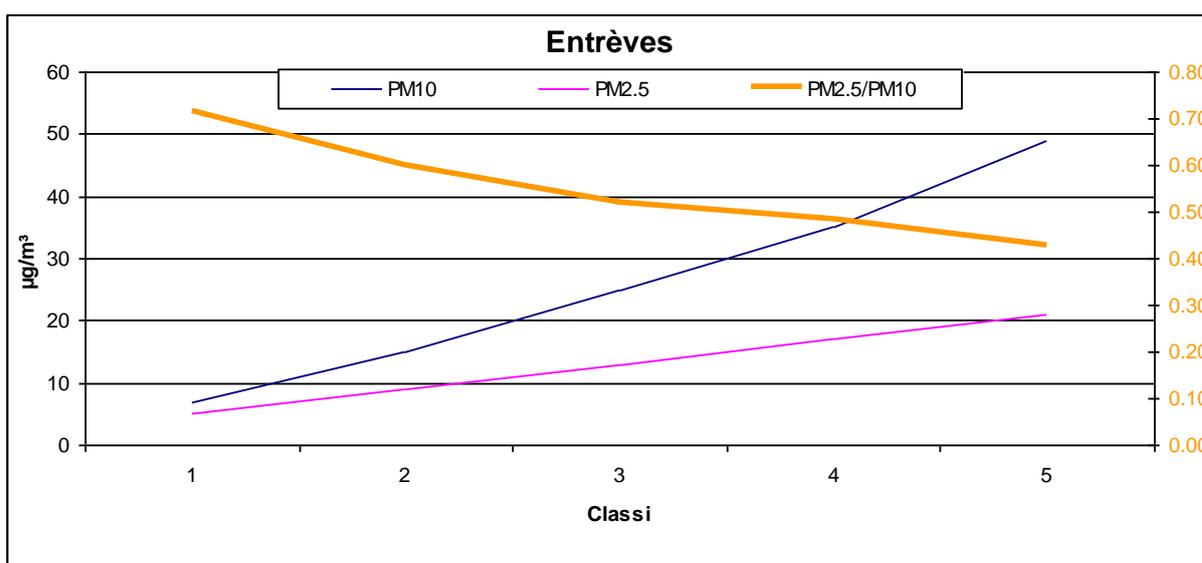


Figura 15: rapporto PM2.5/PM10

La stessa analisi statistica dei dati è stata portata a termine in un sito urbano da traffico in Aosta.

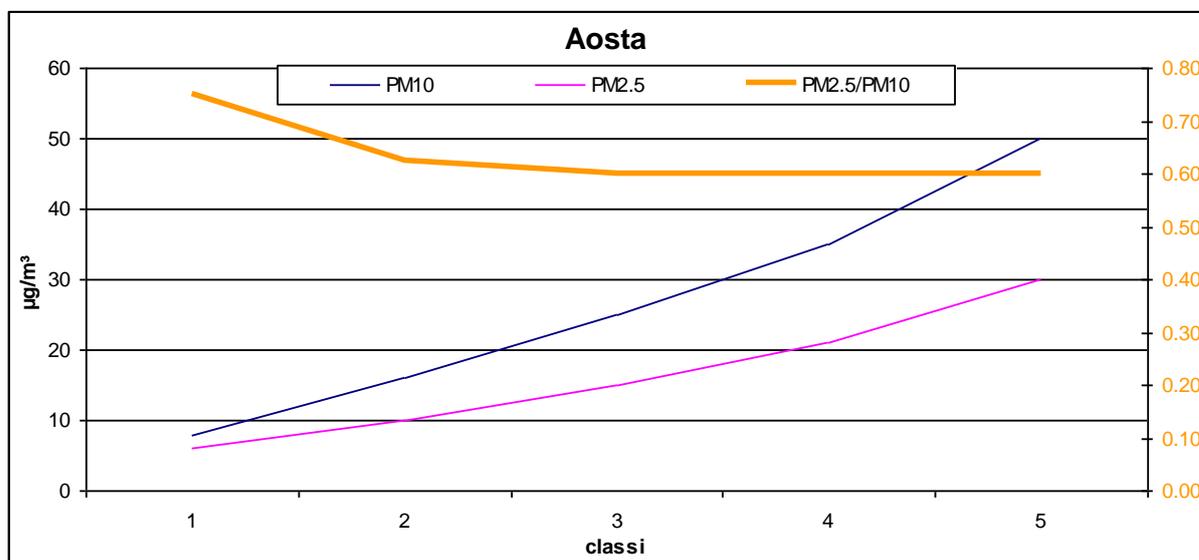


Figura 16: Aosta rapporto PM10, PM2.5 e PM2.5/PM10

Per valori di concentrazione di PM10 molto bassi (fino a 20 µg/m³) il contributo del PM2.5 nei due siti è confrontabile. Viceversa per PM10 > 20 µg/m³, nel sito da traffico urbano (Aosta) il rapporto tra le concentrazioni rimane costante, mentre nel sito di Entrèves il rapporto diminuisce.

Si può, quindi ipotizzare che nel sito di Entrèves l'aumento della concentrazione delle polveri è attribuibile maggiormente alla risospensione di particelle grossolane rispetto a quelle fini provenienti dall'emissione di gas di scarico dei mezzi di trasporto.

4.3 Benzopirene

Sui filtri del PM10 sono stati determinati alcuni IPA, in particolare il Benzopirene che è l'unico ad avere un limite di legge annuale.

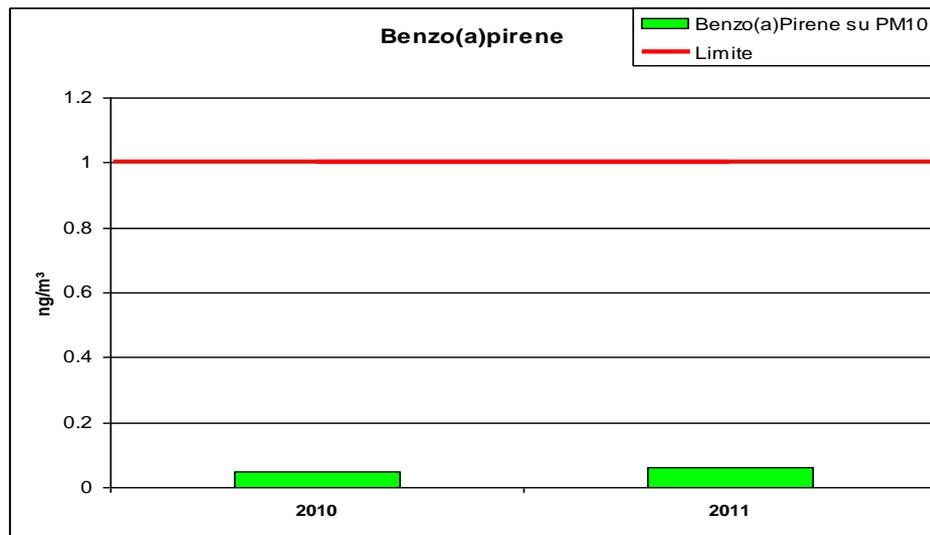


Figura 17: Benzopirene e limite

Le determinazioni in laboratorio sono di un ordine di grandezza inferiore rispetto al valore limite annuale pari a 1 ng/m³.

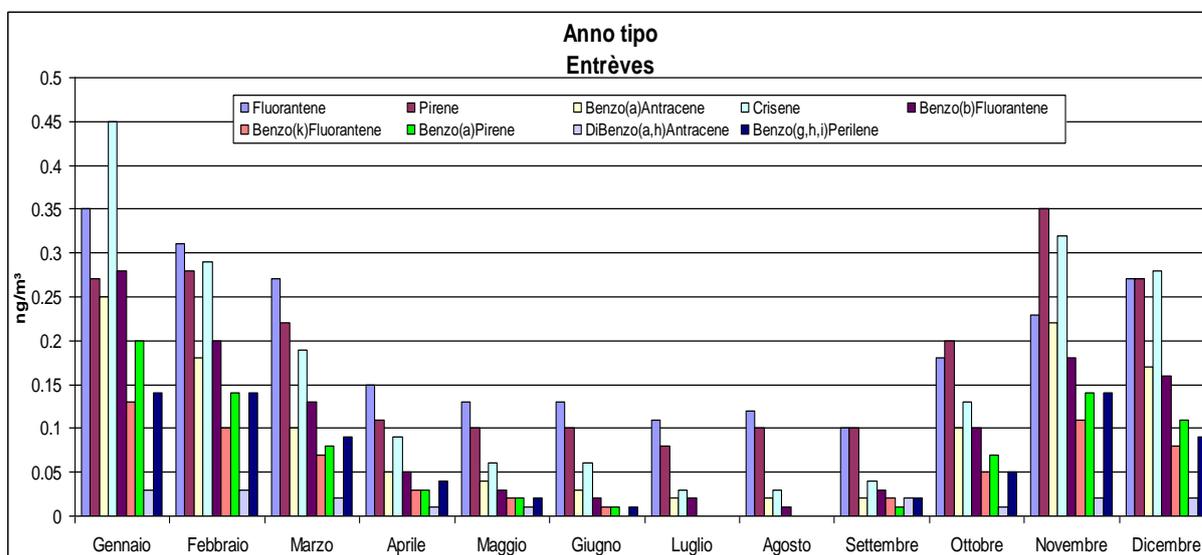


Figura 18: concentrazione dei vari inquinanti nei mesi

L'andamento segue una determinata stagionalità. Non si evidenziano relazioni dirette con i flussi di traffico.

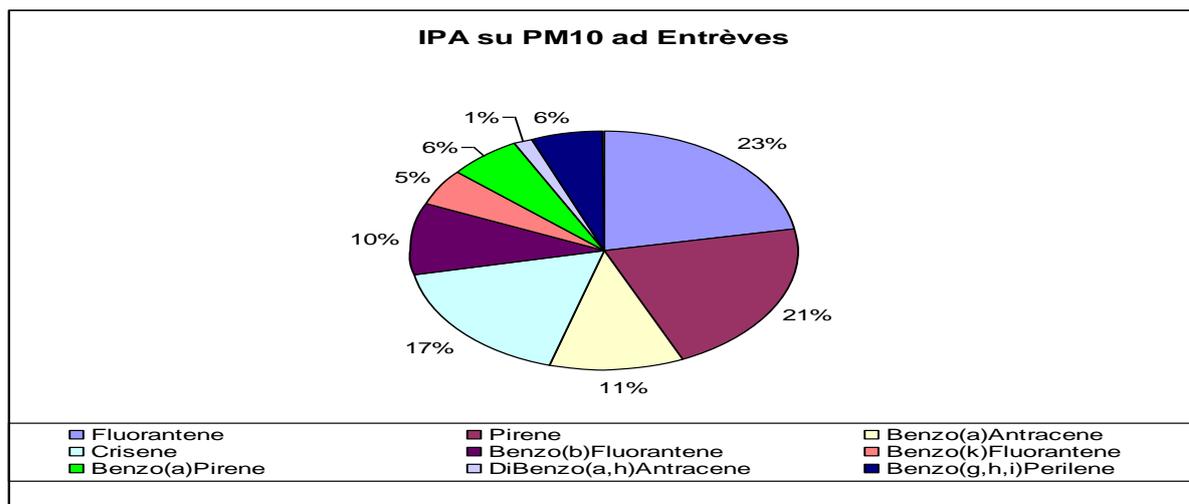


Figura 19: IPA/PM10 a Entrèves

4.4 Laboratorio Mobile A5

Per completare il quadro d'indagine dell'impatto sulla qualità dell'aria dei transiti transfrontalieri lungo il corridoio del traforo del Monte Bianco si è scelto un secondo sito di monitoraggio. Il luogo è stato individuato lungo l'autostrada A5, a circa dieci metri dal bordo della carreggiata, all'altezza del comune di Châtillon.

Il laboratorio mobile ha fatto cinque periodi:

- I periodo: 02/06/2010 -28/06/2010, Estate.
- II periodo: 01/09/2010 - 30/09/2010, Autunno.
- III periodo: 10/12/2010 – 25/01/2011, Inverno.
- IV periodo: 29/03/2011 – 03/05/2011, primavera.
- V periodo: 15/06/2011 – 31/08/2011, Estate.

Un terzo punto preso in considerazione è la stazione di Bossons, sul versante francese. I dati sono frutto di una cooperazione transfrontaliera tra Svizzera (Genève, Vaud et Valais), Francia (Ain, Savoie et Haute-Savoie) e Italia (Valle d'Aosta), e sono scaricabili sul sito www.transalpair.eu.

Come termine di confronto tra l'imbocco del traforo lato italiano (Entrèves), il centro valle (Châtillon) e la "Route Blanche" (Bossons-Chamonix), in prima battuta, sono prese in considerazione le medie dei dati validi di ogni singolo periodo. L'aggregazione temporale, utilizzata nei successivi due grafici, non ha riferimenti alla normativa. Si è scelto di utilizzare tale aggregazione per valutazioni indicative sullo stato delle concentrazioni di NO2 e PM10.

Biossido d'Azoto

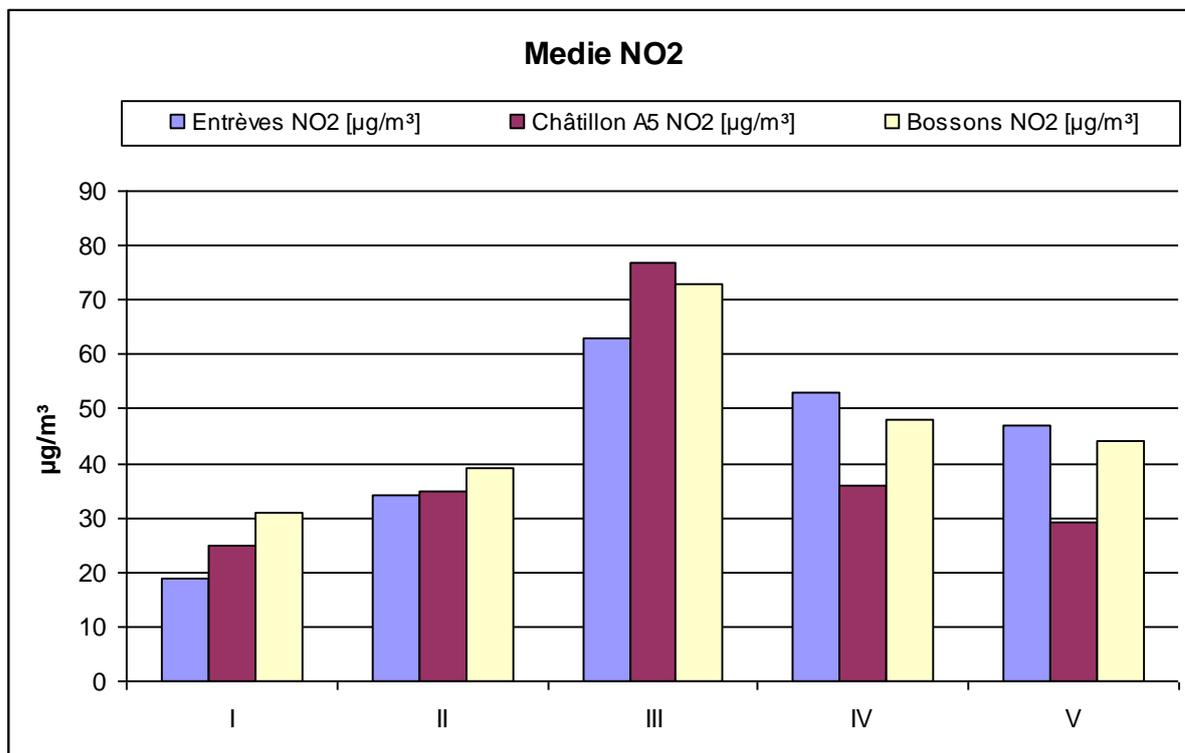


Figura 20: medie di NO₂ ai vari punti di misura

L'andamento del NO₂ nel corso dei due anni è molto standard: i valori maggiori si registrano nel periodo invernale mentre nelle altre stagioni le concentrazioni sono inferiori.

Particolato PM10

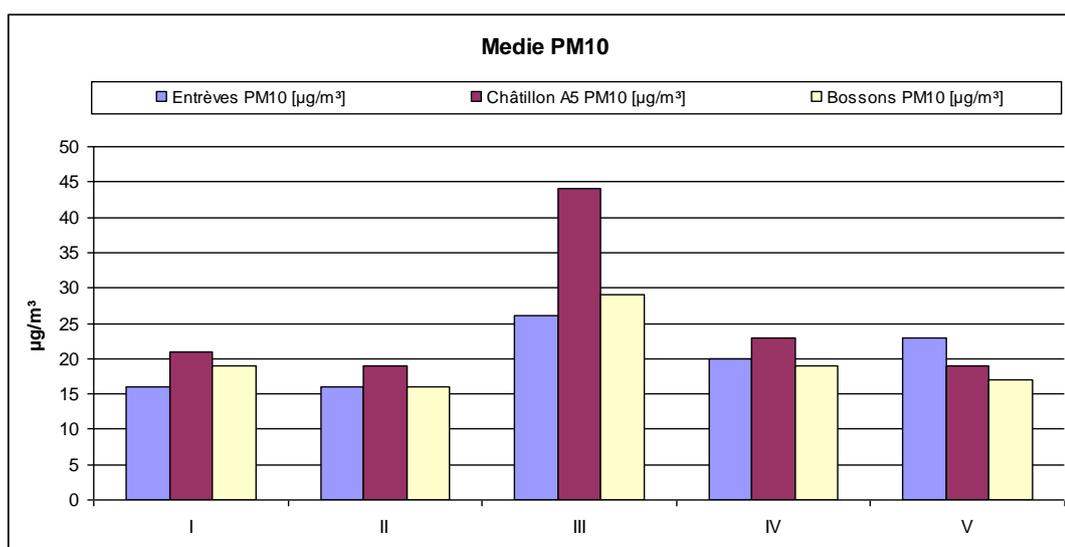


Figura 21: concentrazioni medie di PM10 nei diversi punti di misura

Il PM10 di Châtillon è superiore a quello di Entrèves quattro volte su cinque. In particolare la differenza tra i due punti è più marcata nel periodo invernale: si può supporre che la causa di questo fenomeno sia la meteorologia. Infatti, Châtillon (550 m s.l.m.) si trova in condizioni di maggiore stabilità atmosferica dovuta all'inversione termica. Concentrandosi sui dati raccolti dal Laboratorio mobile si possono fare altre considerazioni con i grafici del "giorno tipo".

Biossido d'Azoto

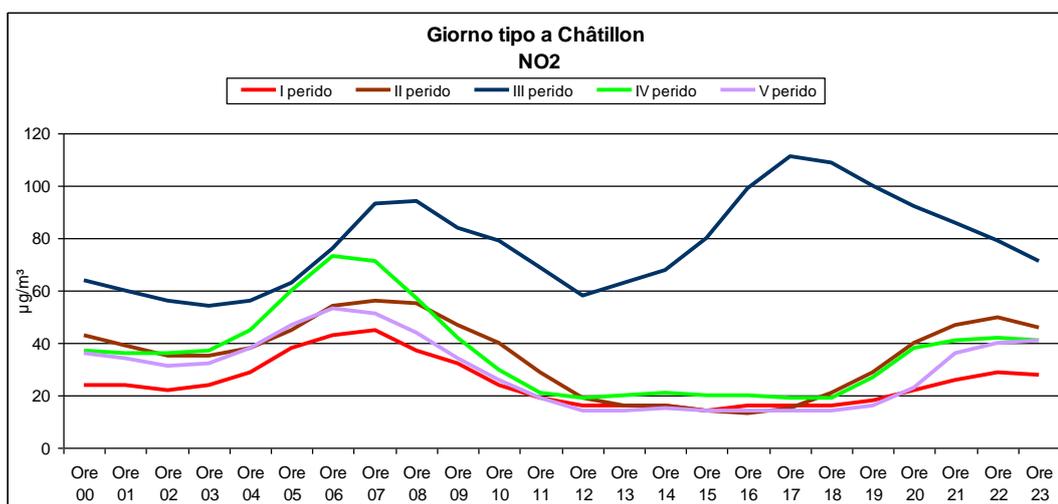


Figura 22: Giorno tipico a Châtillon

Il periodo invernale presenta un andamento con un massimo mattutino e uno pomeridiano. Nei periodi non invernali si può notare che nelle ore pomeridiane si registrano i valori minimi. Questo sviluppo si può imputare al maggiore rimescolamento degli strati più bassi grazie ai venti di brezza locali.

Particolato PM10

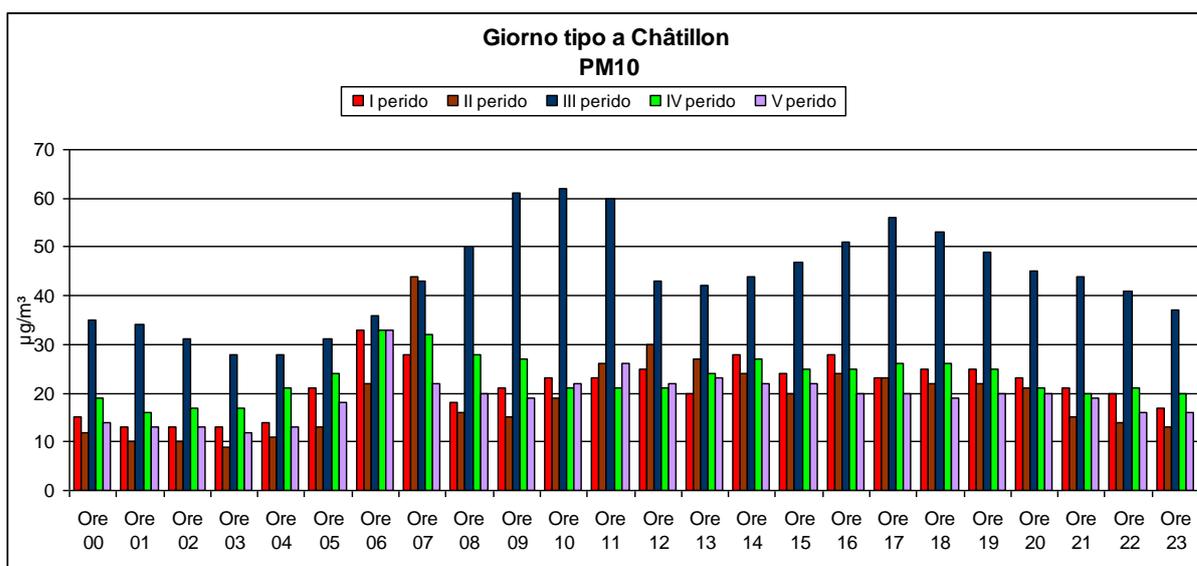


Figura 23: Giorno tipico a Châtillon

Il PM10 Ha un andamento giornaliero simile al NO₂. Si rileva che il periodo invernale presenta due massimi ben distinti. Gli altri periodi hanno un andamento più uniforme con la concentrazione massima oraria compresa tra le sei e le sette del mattino e i minimi nelle ore centrali notturne.



5 Le misure del Piemonte nel Progetto iMONITRAF!

Autori: Sacco M., Lollobrigida F., Pitasi F., Mangiavillano A., Polato D., Bruno A., Budano D., Cadeddu I., Castrogiovanni G., Cavicchioli R., D'Agostino A., Di Martino D., Gallina G., Guelpa V., Marangon D., Maringo M., Nurra M.T., Pittarello F., Romeo F., Rosina P., Sergi R., Vicenzino E., Zulian V.

5.1 Introduzione

Lo studio della distribuzione dimensionale e della composizione chimica del particolato disperso in aria ambiente risulta di particolare interesse perché fornisce informazioni utili sull'impatto sulla salute umana delle diverse frazioni e permette di formulare delle ipotesi in merito all'origine dei vari componenti analizzati. Il progetto europeo iMonitraf! ha dato l'occasione per approfondire l'argomento in un ambiente meno urbanizzato rispetto all'area metropolitana torinese, ma soggetto all'influenza delle emissioni veicolari provenienti dalla autostrada A32 Torino-Bardonecchia.

Vengono presentati nel seguito i risultati preliminari del monitoraggio effettuato mediante un campionatore multistadio di polveri in grado di frazionare sei intervalli dimensionali di particolato.

5.2 Obiettivi

Nell'ambito del progetto europeo iMonitraf!, in parallelo al monitoraggio degli inquinanti previsti dalla normativa europea sulla qualità dell'aria, è stata prevista un'indagine approfondita sulla distribuzione del particolato a Susa, frazione San Giuliano, in prossimità dell'autostrada Torino-Bardonecchia e la caratterizzazione chimica delle varie frazioni campionate, al fine di valutare l'impatto delle emissioni da traffico autostradale sull'ambiente alpino. Il monitoraggio è stato articolato in vari periodi (1-29/9/2010, 8/4/2011-13/5/2011, 11/10/2011-8/11/2011) in modo da rappresentare differenti stagioni e condizioni meteorologiche. Il campionatore è stato posto a circa 3,5 metri dal bordo dell'autostrada A32.

I risultati sono stati comparati con quelli ottenuti dal monitoraggio condotto presso la stazione fissa di fondo urbano di Torino-Lingotto da ottobre 2010 a gennaio 2011, per poter evidenziare eventuali differenze in distribuzione dimensionale e composizione chimica del particolato nel periodo invernale, in contesti antropici ed ambientali diversi.

Inoltre, al fine di valutare l'azione genotossica dei componenti chimici del particolato, su undici campioni sono stati effettuati test di mutagenesi, i risultati dei quali sono illustrati nella sezione dedicata.

5.3 Materiali e metodi

Il campionamento delle polveri è stato realizzato con un campionatore ad alto volume Analitica Strumenti avente flusso di aspirazione di 1130 L/minuto, conforme alla normativa UNI-EN 12341, munito di testa di prelievo PM10, nel quale è stata inserita una serie di impattori a cascata per frazionare differenti intervalli dimensionali del particolato (< 0.49 μm , 0.49-0.95 μm , 0.95-1.5 μm , 1.5-3 μm , 3-7.2 μm , 7.2-10 μm). Sui filtri in quarzo campionati è stata condotta l'analisi gravimetrica con metodo UNI EN 12341:2001, la determinazione degli idrocarburi policiclici aromatici secondo D.M. 25/11/94 ALL. VII, dei metalli con metodo UNI EN 14902:2005 e la determinazione degli anioni e dei cationi. Quest'ultima si basa sui seguenti step:

- estrazione degli ioni presenti nel particolato raccolto su filtro mediante lisciviazione del filtro o parte di esso con un volume di 30 mL di acqua deionizzata previo trattamento ad ultrasuoni;

- determinazione degli anioni presenti nel lisciviato mediante cromatografia ionica; per la determinazione si utilizza il metodo APAT CNR IRSA 4020 manuale 29/2003 “Determinazione degli anioni in matrice acquosa mediante cromatografia ionica”.
- determinazione dei cationi presenti nel lisciviato mediante cromatografia ionica; per la determinazione si utilizza il metodo APAT CNR IRSA 3030 manuale 29/2003 “Determinazione di cationi (sodio, ammonio, potassio, magnesio, calcio) in matrice acquosa mediante cromatografia ionica”.

I campionamenti sono stati condotti per 48 ore consecutive al fine di disporre di una sufficiente quantità di campione. A Susa sono stati raccolti in totale ventitré campioni, a Torino venticinque. Le determinazioni analitiche delle sei frazioni sono state effettuate su dodici campioni a Susa, e cinque campioni a Torino, distribuiti in modo da essere rappresentativi delle diverse condizioni meteorologiche.

5.4 Risultati

5.4.1 Concentrazioni in Massa

Nel sito di Susa la frazione più rilevante in massa è la frazione inferiore agli 0.49 μm , che rappresenta complessivamente il 37 % del PM10, mentre il particolato di dimensioni inferiori a 0.95 μm rappresenta il 58 % del PM10. Complessivamente come PM10 i dati raccolti rispecchiano la stagionalità annuale con massimi invernali e minimi estivi, come si può vedere in Tabella 1: Concentrazioni in massa di PM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) rilevate a Susa frazione S.Giuliano

e in Figura 24. Le concentrazioni maggiori si sono registrate il 18-19 ottobre e il 3-4 novembre 2011, periodo di alta stabilità atmosferica, nel quale si sono verificati picchi di concentrazione in tutta la provincia di Torino. Scendendo nel dettaglio della distribuzione dimensionale, nel periodo invernale aumenta la componente fine, mentre le frazioni superiori agli 1.5 μm diminuiscono soprattutto rispetto al periodo primaverile, nel quale le frazioni più grossolane sono più rilevanti a causa presumibilmente del risollevarimento dovuto alla maggiore instabilità atmosferica e alla maggiore ventosità. Un'altra possibile influenza può essere la maggiore presenza di aerosol di origine naturale (pollini, spore). Confrontando i dati con quelli rilevati a Torino nella stazione di fondo urbano di Torino-Lingotto, a parità di periodo dell'anno (ottobre-novembre 2010 a Torino e ottobre-novembre 2011 a Susa) la frazione maggiore di 1 μm è pari al 41 % del PM10 a Torino e al 38% a Susa; vi è un buon accordo anche a livello delle singole frazioni dimensionali, come si può vedere in Tabella 1.

Intervallo_Dimensionale	SUSA concentrazione media sett 2010	SUSA concentrazione MEDIA APRILE-MAGGIO 2011	SUSA concentrazione MEDIA OTT-NOV 2011	SUSA concentrazione MEDIA COMPLESSIVA
7,2 – 10	0.9	3.2	1.3	1.8
3,0 - 7,2	2.1	4.6	3.4	3.4
1,5 - 3,0	1.2	2.8	2.7	2.2
0,95 - 1,5	1.7	4.0	5.4	3.7
0,49 - 0,95	2.9	5.9	9.3	6.0
0,0 - 0,49	5.4	10.8	9.9	8.7
total	14.2	31.3	32.0	25.8

Tabella 1: Concentrazioni in massa di PM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) rilevate a Susa frazione S.Giuliano

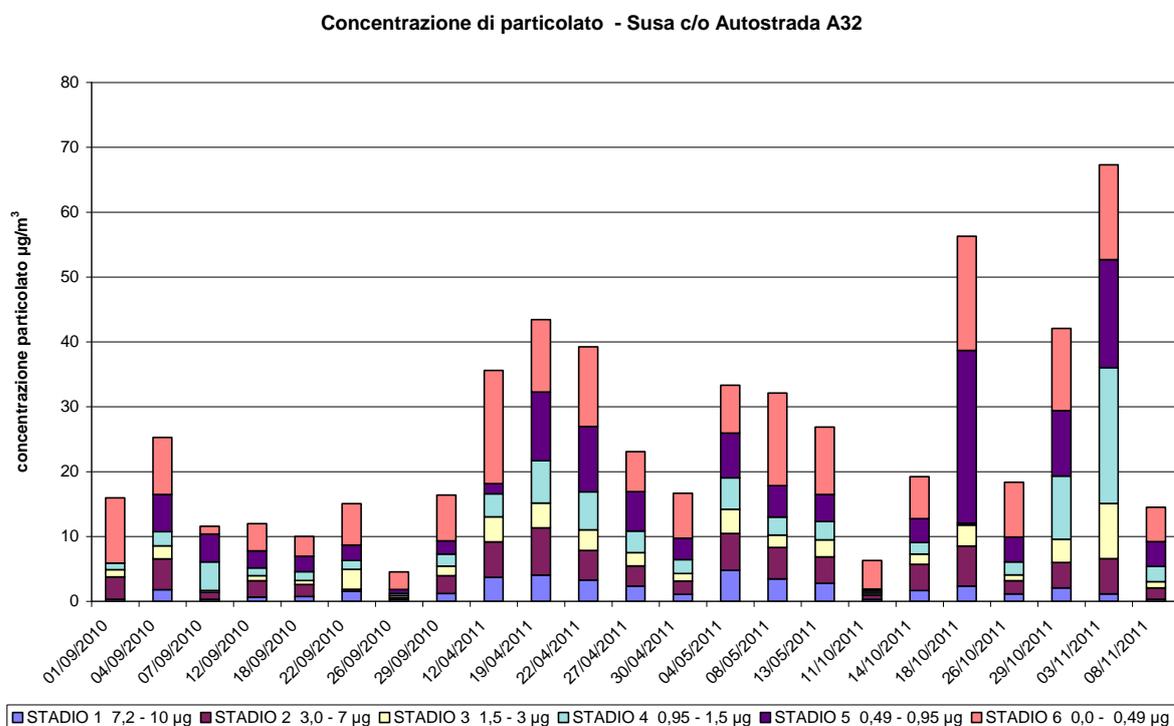


Figura 24: Concentrazione delle varie frazioni di particolato nei campionamenti effettuati a Susa

Intervallo Dimensionale	SUSA percentuale media 1/9/2010-29/9/2010	SUSA percentuale media 8/4/2011-13/5/2011	SUSA percentuale media 11/10/2011-8/11/2011	SUSA percentuale media COMPLESSIVA	TO-LINGOTTO percentuale media OTT-NOV 2010	TO-LINGOTTO percentuale media OTT 2010 - GEN 2011
7,2 - 10	6	10	5	7	3	3
3,0 - 7,2	14	15	12	14	12	9
1,5 - 3,0	8	9	7	8	8	7
0,95 - 1,5	13	13	14	13	18	16
0,49 - 0,95	21	19	24	21	25	28
0,0 - 0,49	37	35	39	37	34	38

Tabella 1: Distribuzione dimensionale delle concentrazioni in massa a Susa e a Torino-Lingotto

Le variabili meteorologiche influenzano notevolmente la distribuzione dimensionale del particolato, che si allontana dalla media in particolare nei giorni di pioggia e di vento.

Ad esempio nel caso del campione raccolto il 7-8/9/2010, nel quale sono caduti 11,8 mm di pioggia, che si è distribuita in maniera continua per tutta la giornata del 7 e per alcune ore dell'8 settembre, ciò ha determinato l'abbattimento della frazione più fine (< di 0,49 µm) e di quelle più grossolane (< 1,5 µm), come si può vedere nella figura 25, in cui la giornata in questione è posta a confronto con le distribuzioni delle altre giornate di settembre.

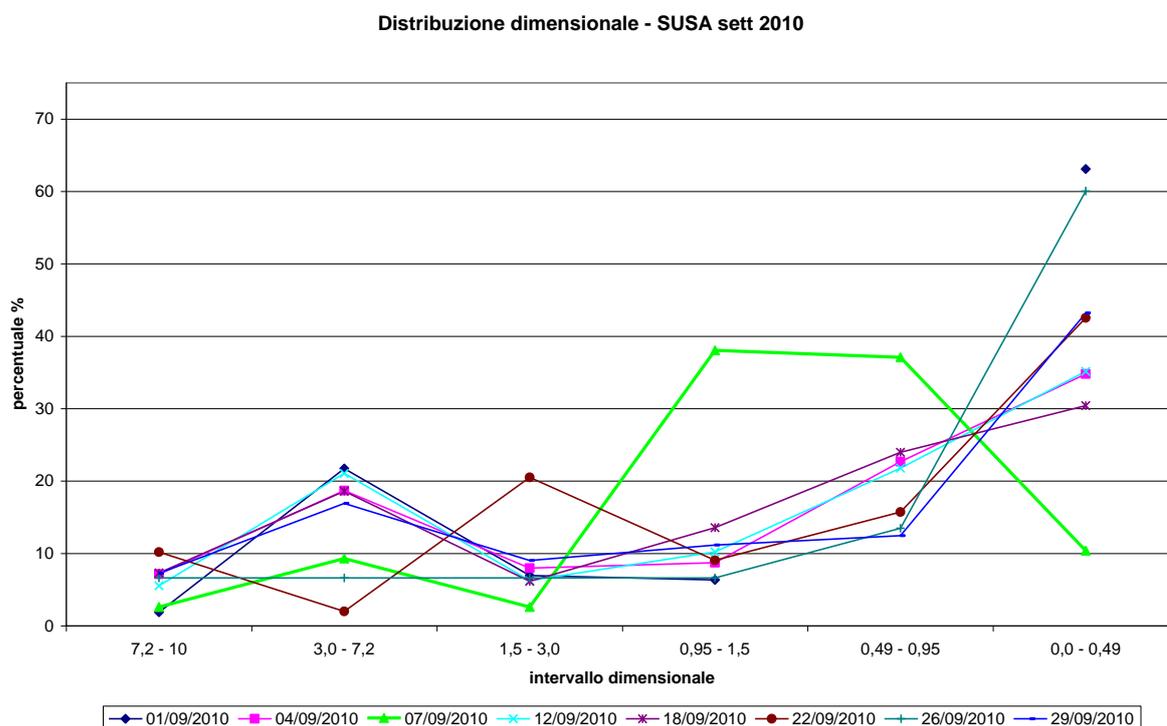


Figura 25: Distribuzione dimensionale delle concentrazioni in massa a Susa in settembre 2010

Un episodio di phoen verificatosi l'11 ottobre 2011 (figura 26) ha determinato invece l'abbattimento quasi completo di tutte le frazioni dimensionali, con la presenza in atmosfera quasi esclusivamente della frazione inferiore ai 0,49 µm (con il valore più basso del periodo, pari a 4 µg/m3).

Distribuzione dimensionale - SUSA ott-nov 2011

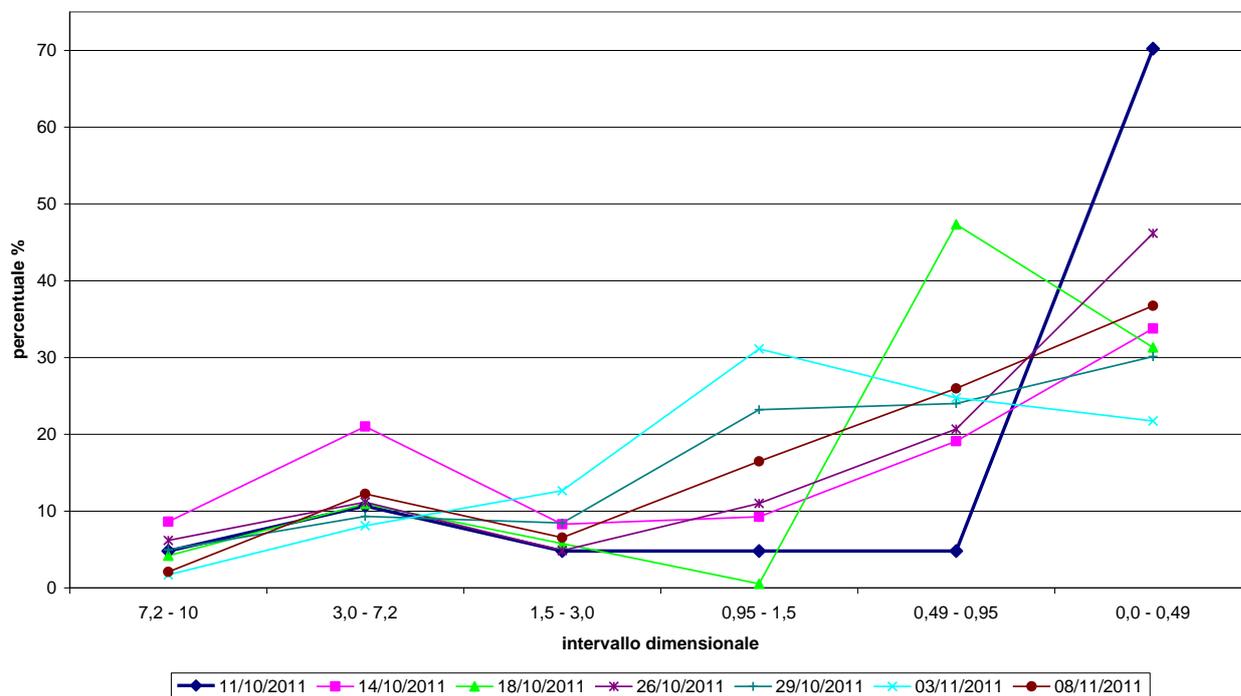


Figura 26: Distribuzione dimensionale delle concentrazioni in massa a Susa in ottobre-novembre 2011

5.4.2 Concentrazioni delle componenti inorganiche solubile

Gli ioni analizzati sono stati ammonio, cloruri, nitrati, solfati, sodio, potassio, calcio e magnesio.

I componenti più rilevanti sono nitrati, solfati, ammonio, sodio, calcio, magnesio e cloruri; complessivamente costituiscono dal 24% (in primavera) al 42% (in estate) della massa complessiva del PM10. I dati rilevati sono stati confermati dalle analisi fatte su campioni mensili ottenuti mediante campionatore gravimetrico conforme alla normativa UNI-EN 12341, munito di testa di prelievo PM10, avente flusso di campionamento 2.3 m3/h.

Nel sito di Susa ed anche in quello di Torino nitrati, solfati e ammonio sono in maggiore percentuale nella frazione inferiore agli 0.95 µm, in accordo con i dati di letteratura relativi alla frazione secondaria inorganica del particolato, essendo prodotti in atmosfera a partire da precursori gassosi quali NH3, NOx ed SO2.

In generale i nitrati si ritrovano maggiormente nei mesi freddi con percentuali superiori ai solfati, A Susa in autunno e a Torino in inverno i nitrati sono circa sei volte i solfati, mentre in primavera estate le percentuali sono molto simili o prevalgono i solfati (come nel mese di aprile dove costituiscono il 9% contro il 7% di nitrati). In settembre i nitrati sono 1.7 volte i solfati. Monitoraggi condotti in Piemonte hanno dato risultati analoghi (Arpa Piemonte, RSA 2008, Lo stato delle componenti ambientali, Aria; Provincia di Torino, Arpa Piemonte, Uno sguardo all'aria 10 anni dopo, 2007). Le percentuali nelle varie stagioni a Susa e a Torino-Lingotto sono rappresentate nelle figure 27-28-29-30. Invece nelle figure 31 e 32 sono rappresentate le concentrazioni medie rilevate nel sito di Susa.

Nel seguito viene descritto in dettaglio come le diverse specie si distribuiscono nelle varie frazioni dimensionali.

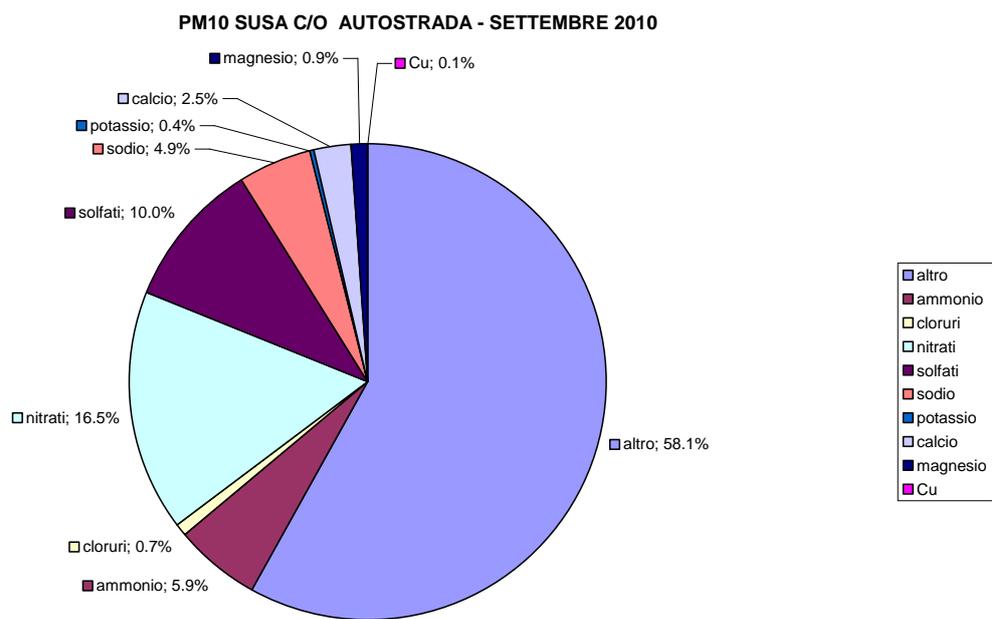


Figura 27: Distribuzione percentuale dei componenti analizzati nel PM10 a Susa, frazione S. Giuliano – Settembre 2010

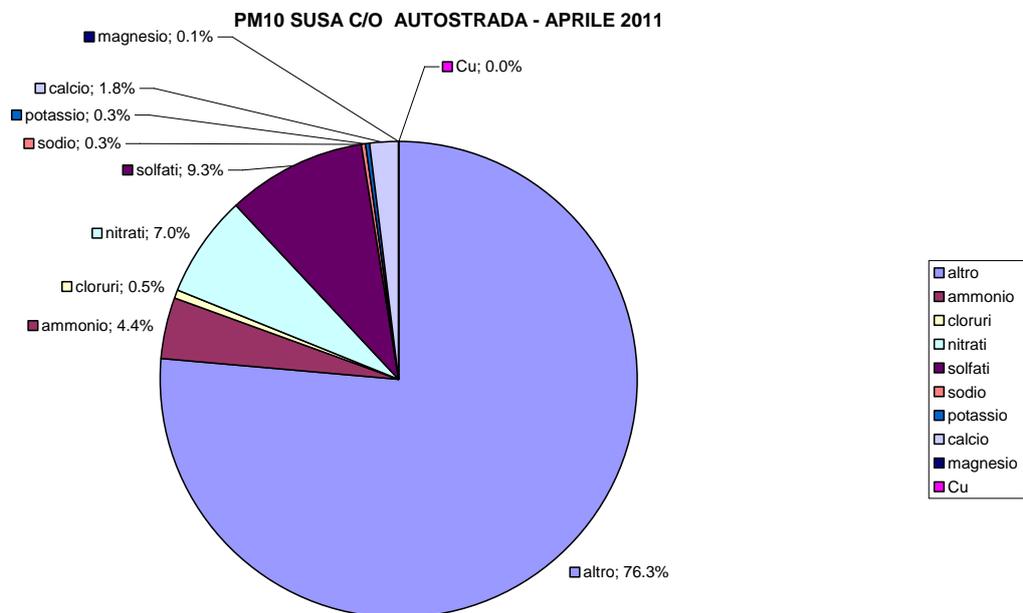


Figura 28: Distribuzione percentuale dei componenti analizzati nel PM10 a Susa, frazione S. Giuliano, Aprile-Maggio 2011

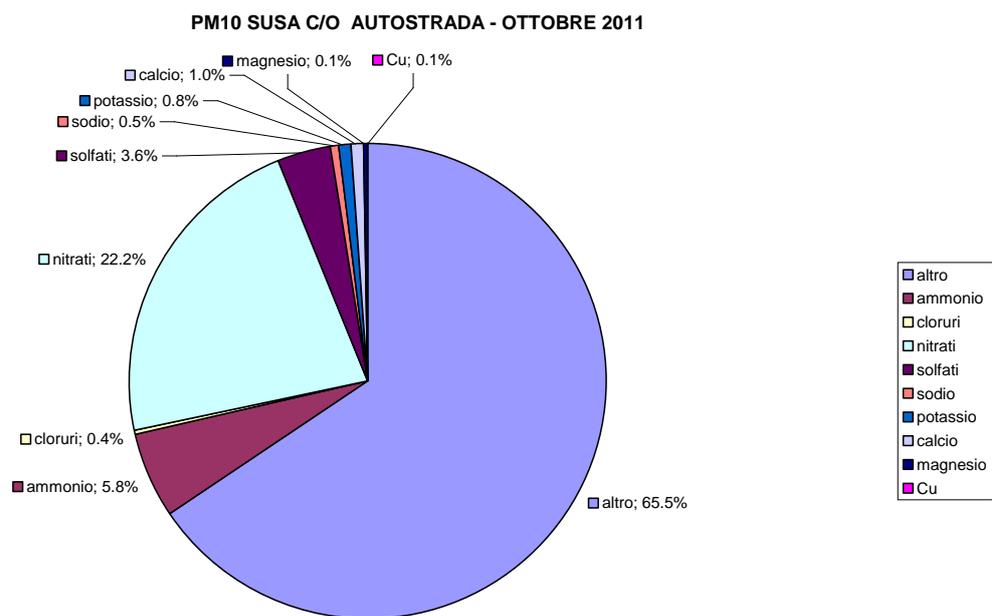


Figura 29: Distribuzione percentuale dei componenti analizzati nel PM10 a Susa, frazione S.Giuliano, Ott-nov 2011

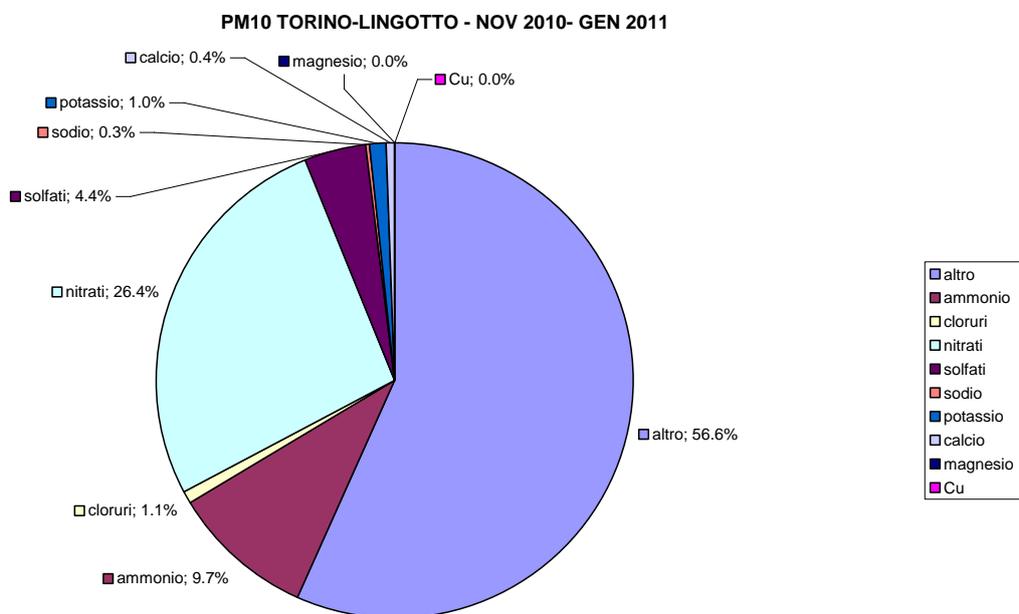


Figura 30: Distribuzione percentuale dei componenti analizzati nel PM10 a Torino-Lingotto, Nov 2010-Gen 2011

Ammonio

Il 90 % dell'ammonio è presente nelle frazioni più fini ($< 1.5 \mu\text{m}$), in maniera prevalente nella frazione 0.49-0.95 μm (circa il 35 %). Nelle frazioni più grossolane questo componente è del tutto assente in state, mentre è presente in autunno ed in primavera ma in basse concentrazioni (1-2%). La sorgente principale è l'ammoniaca derivante dall'agricoltura e dalle attività connesse (ISPRA Annuario dei dati ambientali – Anno 2008, Regione Piemonte, Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera – Anno 2005), in particolare dall'allevamento zootecnico e dallo spargimento di concimi animali e fertilizzanti azotati.

Cloruri

In estate sono presenti in prevalenza nella frazione più fine, mentre in primavera e in autunno sono concentrati maggiormente nelle frazioni più grossolane ($>3 \mu\text{m}$), provenienti probabilmente dall'utilizzo del sale per lo sbrinamento delle strade. La concentrazione è più bassa d'estate.

Nitrati

Sono presenti in tutte le frazioni, ma si concentrano nelle tre frazioni più fini ($< 1.5 \mu\text{m}$). In autunno le concentrazioni sono maggiori (anche percentualmente) rispetto a primavera ed estate, dato confermato dalle rilevazioni fatte a Torino-Lingotto. I nitrati sono presenti tipicamente come:

- nitrato di ammonio (NH_4NO_3) risultante dalla neutralizzazione dell' HNO_3 in fase vapore da parte di NH_3 e presente principalmente nelle frazioni di granulometria minore;
- nitrato di sodio NaNO_3 , originato dalla reazione tra NaCl e HNO_3 in fase vapore (Colbeck) e presente principalmente nelle frazioni di granulometria maggiore.

Il nitrato d'ammonio, che è il componente prevalente, è un composto semivolatile, per cui in condizioni di bassa temperatura (in autunno-inverno) è favorita la condensazione di nitrato d'ammonio nella fase particolata (Perrone et al, 2010). Nei mesi freddi aumenta inoltre l'emissione di ossidi di azoto a causa dell'accensione degli impianti di riscaldamento e sono meno intensi i processi di fotolisi di HNO_3 (Regione Toscana- Progetto Regionale PATOS).

In generale viene confermato il dato per cui il Nord Italia è uno dei territori europei che presenta una maggiore concentrazione di nitrati nel particolato durante i mesi freddi (Perrone et al, 2012).

Solfati

Come i nitrati si concentrano nelle frazioni più fini ($< 1.5 \mu\text{m}$), essendo componenti secondari del particolato originati dall'ossidazione dell' SO_2 . In estate la percentuale nella frazione più fine ($<0.49 \mu\text{m}$) è inferiore rispetto a primavera ed autunno (7% contro i 41-47% di primavera ed autunno). A differenza dei nitrati la presenza risulta percentualmente minore in autunno-inverno rispetto a primavera-estate, in quanto nei mesi estivi l'ossidazione di SO_2 a solfato è favorita (Perrone et al, 2010), il dato conferma quanto riportato in letteratura (Perrone et al, 2010, e Perrone et al, 2012, Arpa Emilia Romagna, Progetto PolveRe – 2^a fase, 2005) per altre zone del Nord Italia.

Sodio

Mentre in estate si distribuisce uniformemente nelle varie frazioni, nelle stagioni più fredde si concentra maggiormente nelle frazioni maggiori di $3 \mu\text{m}$, presumibilmente in relazione dall'utilizzo del cloruro di sodio per lo sbrinamento delle strade.

Potassio

Presente in tutte le frazioni, è concentrato maggiormente in quelle più fini, inferiori ai $0.95 \mu\text{m}$, soprattutto in autunno laddove più del 70% si ritrova nella frazione inferiore ai $0.49 \mu\text{m}$. La concentrazione inoltre aumenta nelle stagioni fredde. Il potassio rappresenta un tracciante della combustione da legna, la cui importanza è stata valutata anche in uno studio condotto a Susa e a Torino (Piazzalunga et al, 2010).

Calcio

In estate è maggiormente concentrato nelle frazioni tra 1.5 e 7.2 μm , e proviene presumibilmente da erosione e risospensione dei suoli; in primavera presente anche nella frazione più fine; nelle stagioni più fredde è prevalente nelle frazioni più grossolane.

Magnesio

Le concentrazioni sono molto basse, spesso al di sotto dei limiti di rilevabilità e i valori più alti si rilevano in estate.

E' assente nella frazione più fine (<0.49 μm), mentre è distribuito omogeneamente nelle altre frazioni. Come il calcio proviene prevalentemente da erosione e risospensione dei suoli .

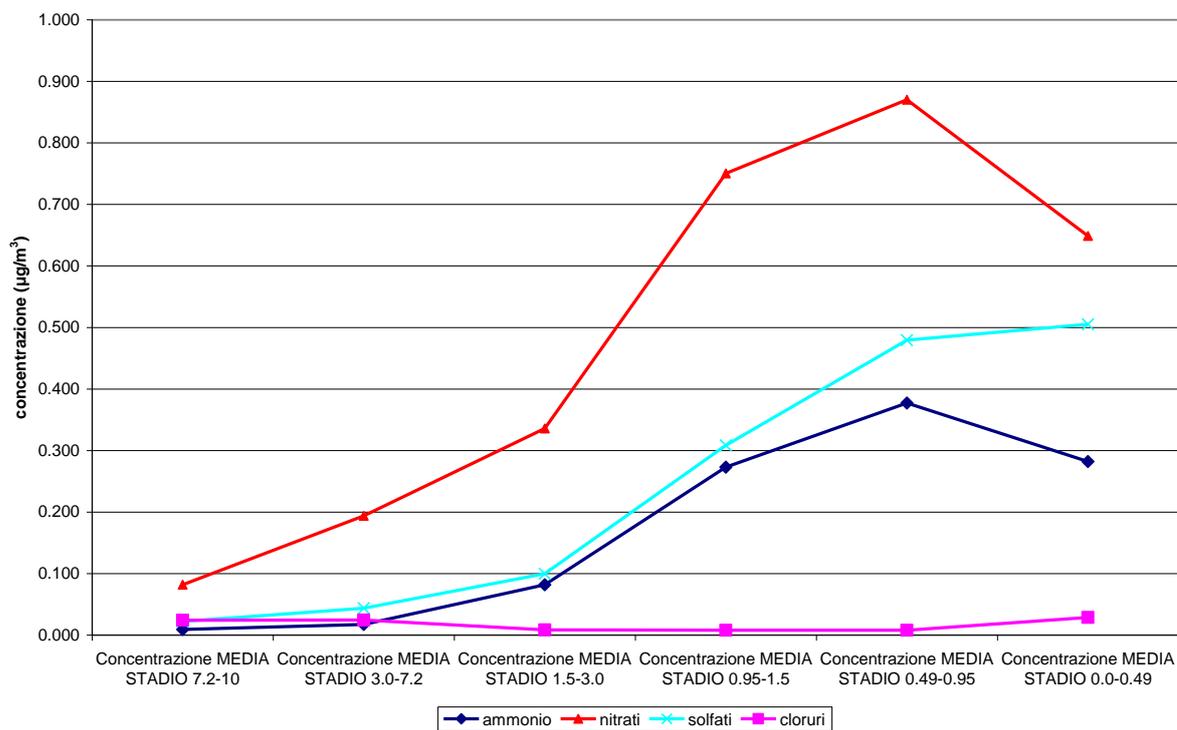


Figura 31: Concentrazione di ammonio, nitrati, solfati e cloruri nel PM10 a Susa, media intero periodo

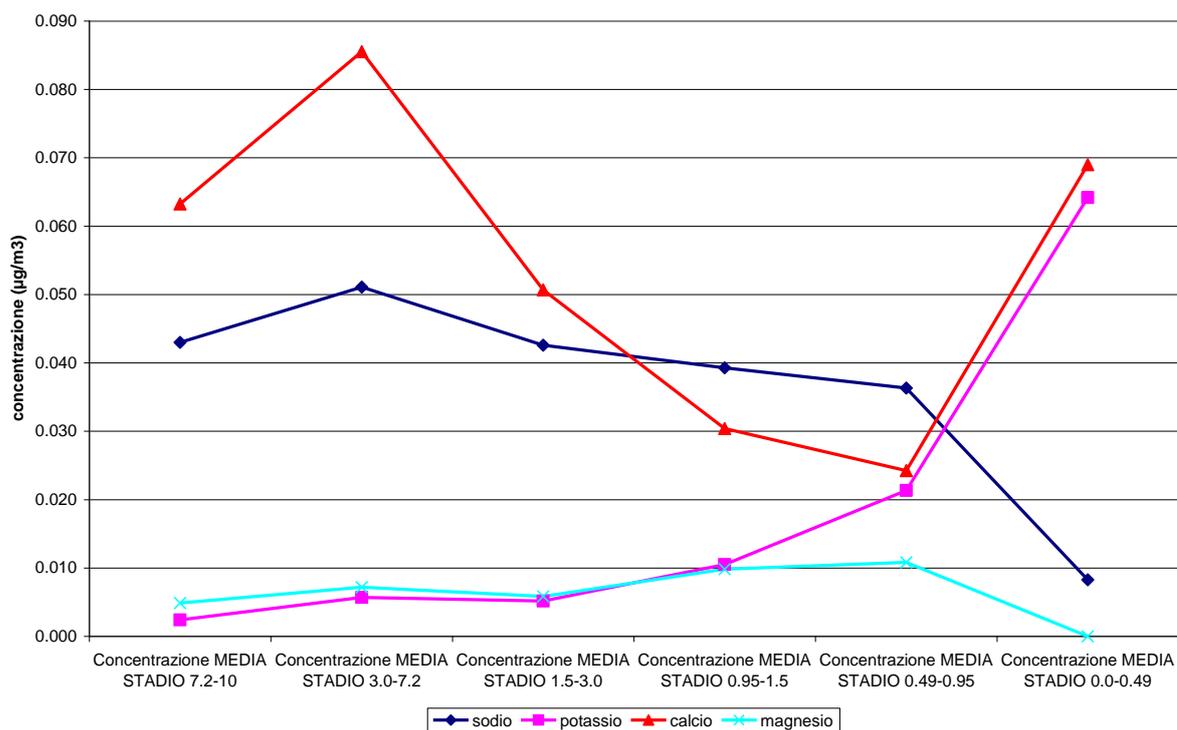


Figura 32: Concentrazione di sodio, potassio, calcio e magnesio nel PM10 a Susa, media intero periodo

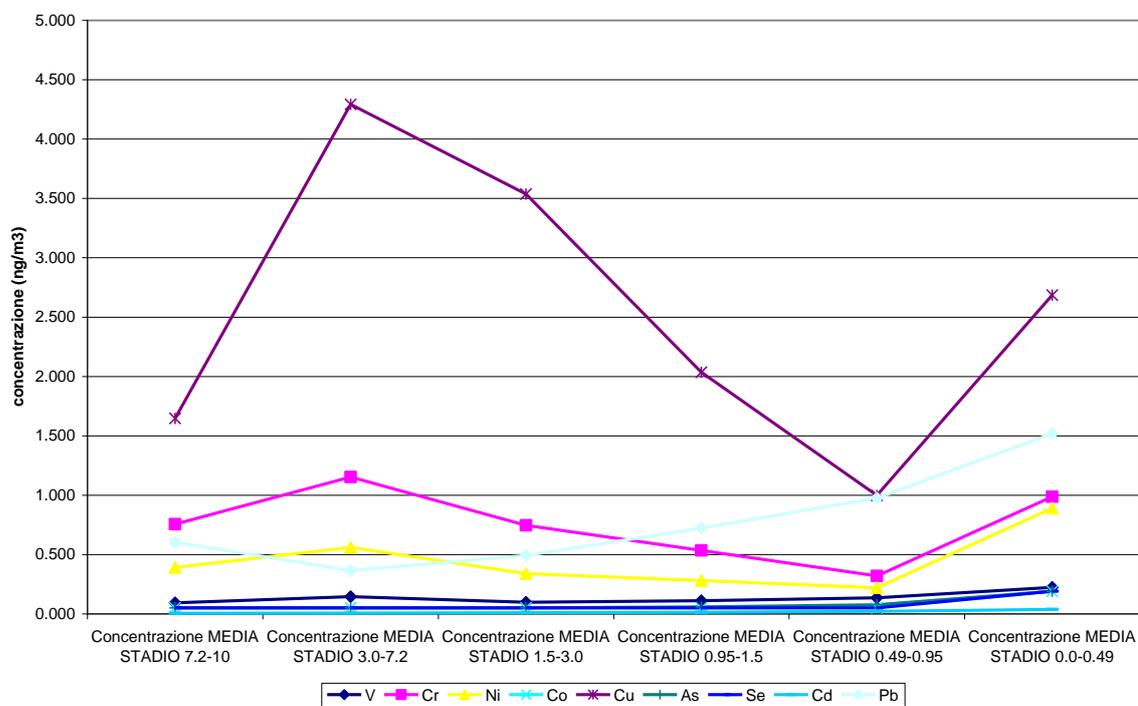


Figura 33: Concentrazione di V, Cr, Ni, Co, Cu, As, Se, Cd, Pb nel PM10 a Susa, media intero periodo

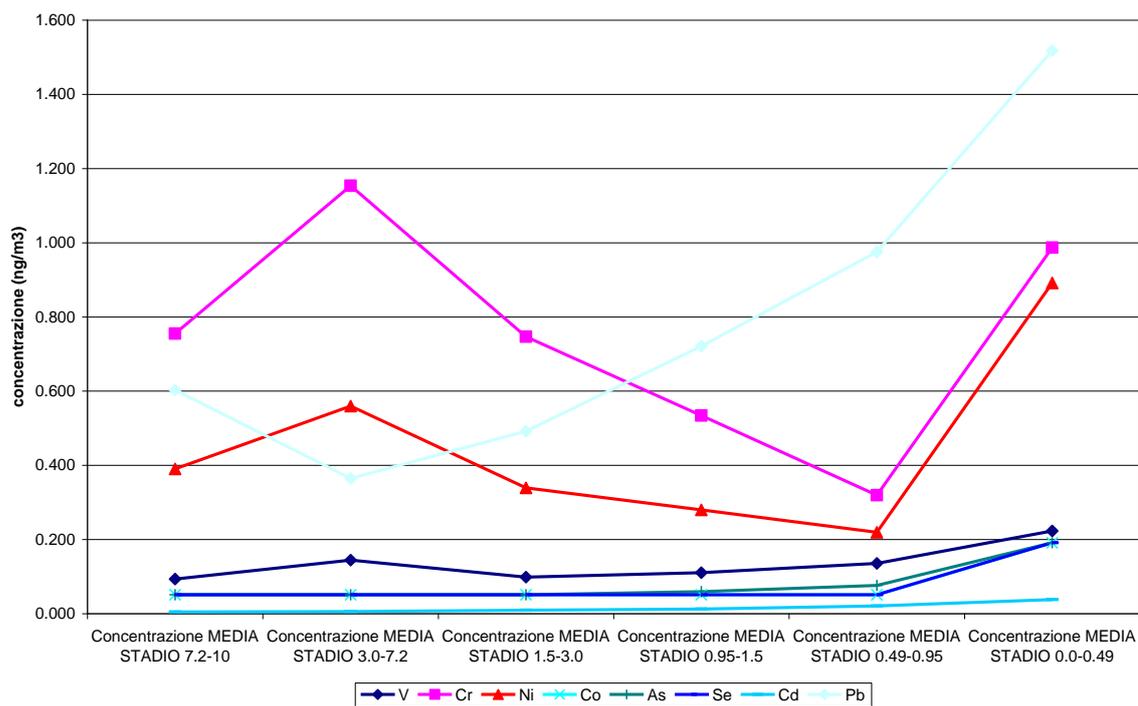


Figura 34: Concentrazione di V, Cr, Ni, Co, As, Se, Cd, Pb nel PM10 a Susa, media intero periodo

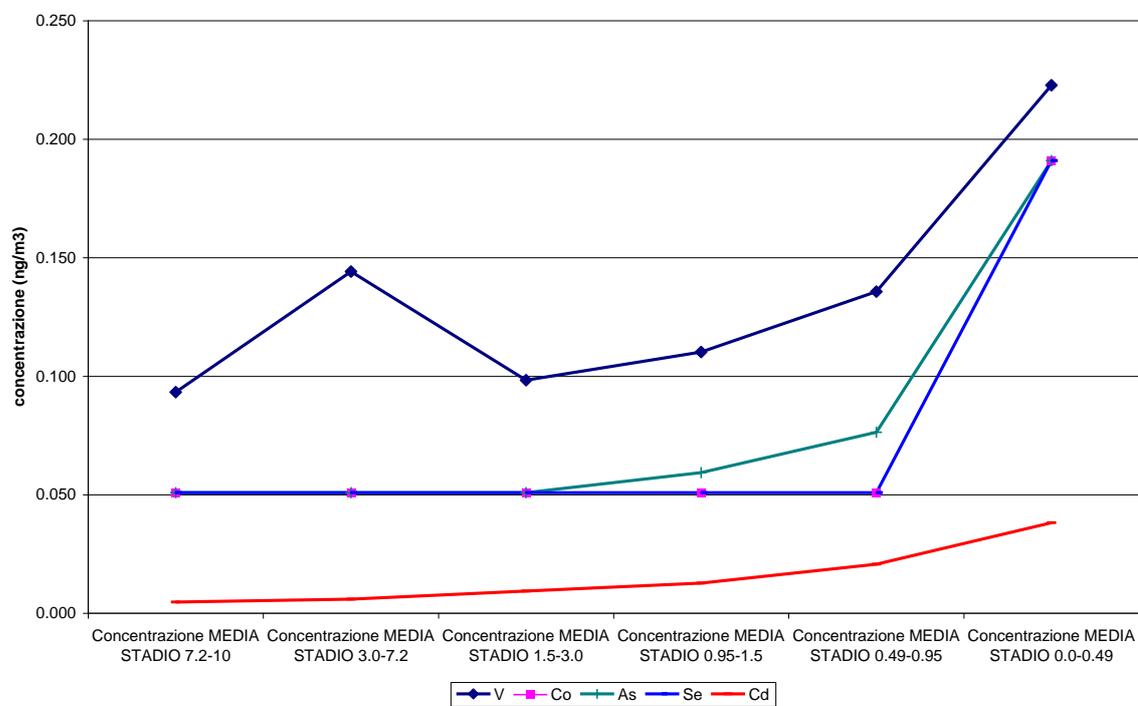


Figura 35: Concentrazione di V, Co, As, Se, Cd nel PM10 a Susa, media intero periodo

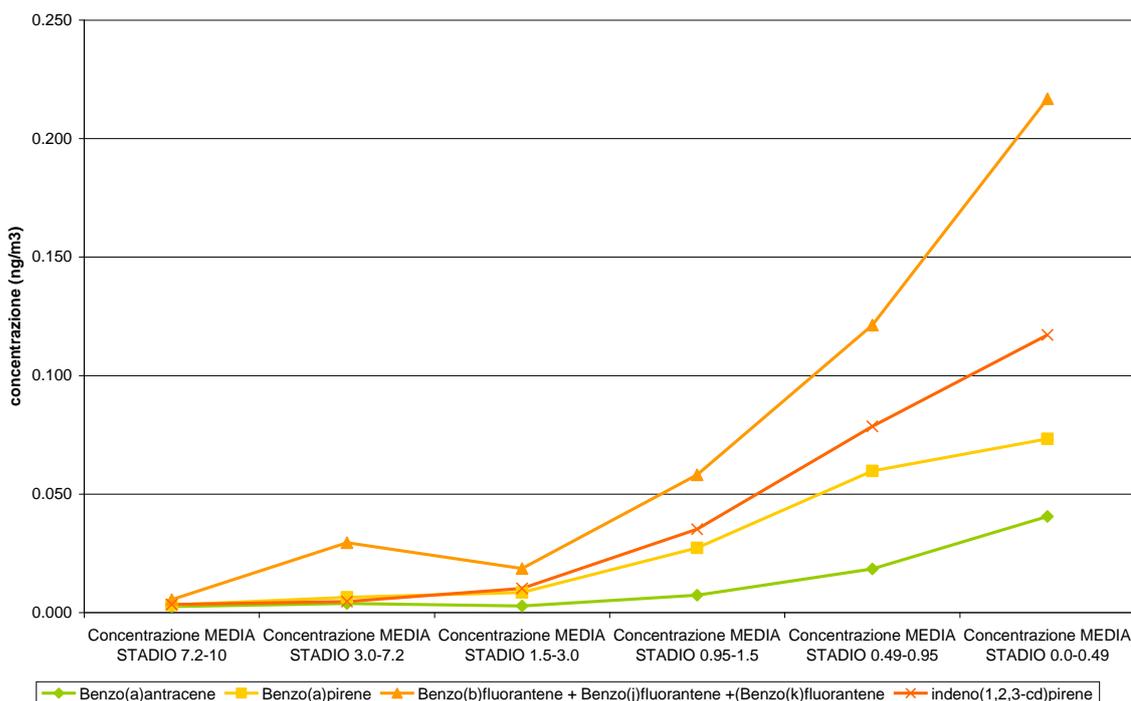


Figura 36: Concentrazione di idrocarburi policiclici aromatici nel PM10 a Susa, media intero periodo

5.4.3 Concentrazioni dei metalli non alcalini o alcalino-terrosi

La composizione dell'aerosol dipende sia da sorgenti naturali che antropiche pertanto la distribuzione dimensionale dei vari metalli dipende dal bilancio delle differenti sorgenti. Le sorgenti antropogeniche sono costituite prevalentemente dai processi ad alta temperatura, combustione di biomasse, di combustibili fossili, attività industriali, incenerimento, ecc. I processi ad alta temperatura rilasciano metalli volatili come vapori e formano particelle per condensazione o per reazioni da gas a particella (Colbeck).

Le emissioni naturali dei metalli in traccia risultano da vari processi che agiscono sui minerali cristallini (ad esempio erosione, venti superficiali ed eruzioni vulcaniche), così come dalle combustioni naturali e dagli oceani.

I metalli determinati nelle campagne di monitoraggio sono stati vanadio, cromo, nichel, cobalto, rame, arsenico, selenio, cadmio, piombo e zinco. Per quest'ultimo non sono state prese in considerazione le concentrazioni in quanto le analisi del bianco hanno fornito risultati contraddittori.

Il metallo con la concentrazione più alta è il rame, seguito dal gruppo cromo-piombo-nichel, mentre le concentrazioni più basse si misurano per vanadio, arsenico, selenio, cobalto e cadmio, come si può vedere nelle figure 33, 34 e 35, che rappresentano le concentrazioni medie misurate a Susa.

Arsenico

E' presente in estate e primavera soltanto nelle frazioni più fini, in inverno si concentra per l'80 % nelle frazioni inferiori ai 0.95 µm, ma è presente anche nelle polveri più grossolane. Una delle sorgenti dell'As è la combustione dei combustibili fossili, che incide sulle concentrazioni nella frazione fine; le frazioni grossolane possono derivare da usura degli pneumatici e freni e da risollevarimento.

Cadmio

Si trova in tutte le frazioni dimensionali, ma in percentuale maggiore nelle frazioni più fini, inferiori ai 1.5 µm (circa l'80 % in autunno, il 90 % in primavera-estate), essendo proveniente prevalentemente da combustione dei combustibili fossili e le emissioni di scarico dei veicoli a benzina e gasolio.

Cobalto

Le concentrazioni sono molto basse, in estate inferiori ai limiti di rilevabilità, in primavera-autunno è maggiormente presente nelle frazioni superiori ai 3 µm.

Cromo

Si trova in tutte le frazioni dimensionali, in estate-primavera maggiormente presente nella frazione inferiore ai 0.49 µm e in quella tra i 3 e i 7.2 µm, quest'ultima derivante da risospensione della polvere superficiale (Colbeck). Può provenire anche dall'abrasione degli pneumatici. In autunno presente nelle frazioni superiori ai 1.5 µm (circa il 70%)

Rame

E' presente in tutte le frazioni, maggiormente nella frazione "coarse" (maggiore di 3 µm) in autunno (53% in estate, 59 % primavera, 68 % autunno). E' il metallo, tra quelli rilevati, avente le concentrazioni più alte.

Nichel

E' presente in percentuali maggiori, nella frazione inferiore ai 0.95 µm; la principale sorgente la combustione dei combustibili fossili e le emissioni di scarico dei veicoli a benzina e gasolio. In autunno si rileva anche nella frazione "coarse"

Piombo

Come il nichel in estate è maggiormente presente nella frazione più fine (l'80% è nella frazione minore di 0.95 µm e più del 40 % nella frazione minore di 0.49 µm). In primavera il 75% è nella frazione minore di 0.95 µm. In autunno si ritrova anche nella frazione maggiore di 7.2 µm.

Selenio

Le concentrazioni rilevate sono molto basse, in estate il 65% è nella frazione tra 0.49-1.5 µm, in primavera – autunno il 100%, proviene prevalentemente dalla combustione dei combustibili fossili.

Vanadio

Le maggiori concentrazioni si rilevano in primavera, il 43% si ritrova nella frazione inferiore ai 0.95 µm, è distribuito abbastanza omogeneamente in tutte le frazioni. Proviene dalla combustione dei combustibili fossili, ma è presente anche nei suoli.

5.4.4 Concentrazioni degli idrocarburi policiclici aromatici

Gli idrocarburi policiclici aromatici, così come la maggioranza dei metalli, sono prevalentemente presenti nella frazione submicronica. Nel sito di Susa, così come in quello di Torino, mediamente più del 70% si trova in tale frazione, come si può vedere in figura 36. Hanno un andamento stagionale che ricalca quello del PM10 totale, con massimi nelle stagioni fredde. La loro origine è infatti legata prevalentemente alle combustioni e nei mesi freddi, come per il PM10, le condizioni di stabilità atmosferica ne favoriscono l'accumulo; in estate, inoltre, le concentrazioni diminuiscono poiché gli IPA presentano una forte reattività fotochimica, favorita da alta temperatura e luce solare, che portano alla formazione di inquinanti secondari quali nitroIPA e ossiIPA (Schauer citato in Perrone, 2010). La percentuale di IPA sul PM10 è inoltre più elevata nei mesi freddi che in quelli caldi. Il periodo invernale risulta quindi quello più critico per l'esposizione a particolato non solo in termini di concentrazioni assolute ma anche di composizione in microinquinanti organici.

5.5 Conclusioni

A fronte di una maggiore concentrazione di PM10 ed anche di PM2.5 nell'area urbana rispetto al sito di Susa, la distribuzione percentuale della massa nelle varie frazioni appare in prima analisi confrontabile, confermando per entrambi i siti oggetto dell'indagine il dato generale di letteratura per cui più della metà del PM10 è in realtà costituito da frazioni submicroniche. Tali frazioni si confermano quindi anche nei siti oggetto del monitoraggio di particolare rilevanza in termini di impatto sulla salute, in quanto sono in grado di veicolare componenti tossici a livello degli alveoli polmonari. Per quanto riguarda la distribuzione nelle diverse frazioni delle componenti secondarie inorganiche, il sito di Susa presenta caratteristiche analoghe a quello di Torino, con maggiore rilevanza di nitrati, solfati ed ammonio, che arrivano a rappresentare fino al 33 % della massa complessiva di particolato. Piombo, nichel, vanadio, arsenico, cobalto, selenio e cadmio e sono i metalli che si concentrano maggiormente nella frazione fine del particolato.

5.6 Bibliografia

Arpa Piemonte, Lo stato delle componenti ambientali, Aria, RSA 2008

Provincia di Torino, Arpa Piemonte, Uno sguardo all'aria 10 anni dopo, pages 86-90, 2007

ISPRA, Annuario dei dati ambientali, Anno 2008

Regione Piemonte, Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera, Anno 2005

Colbeck Ian, Environmental chemistry of aerosols, Blackwell publishing, 2008

Perrone Maria Grazia et al, Seasonal variations in chemical composition and in vitro biological effects of fine PM from Milan, Chemosphere, Volume 78, Issue 11, March 2010, Pages 1368–1377

Perrone Maria Grazia et al Sources of high PM2.5 concentrations in Milan, Northern Italy: Molecular marker data and CMB modelling, Science of the Total Environment 414 (2012) 343–355

Arpa Emilia Romagna, Università degli Studi di Bologna, Progetto PolveRe – 2^a fase, 2005

Piazzalunga et al, Wood burning contribution to aerosol particulate matter in Piemonte Region, Atto del Quarto Convegno nazionale sul particolato atmosferico PM2010, Venezia, 2010

Regione Toscana – Progetto regionale PATOS -Particolato Atmosferico In Toscana
Il materiale particolato fine PM10 -2011

6 Test di mutagenesi su particolato atmosferico

6.1 Prefazione

La partecipazione al progetto in questione ha rappresentato la possibilità di esprimere eventuali criticità a livello ambientale anche tramite dati analitici prodotti con l'effettuazione di test di Mutagenesi, in particolare è stato utilizzato allo scopo il test di Ames con i ceppi di Salmonella tiphimurium TA 98 e TA 100 con e senza l'attivatore metabolico S9; il test permette di evidenziare l'eventuale presenza, sul particolato atmosferico oggetto del campionamento, di composti chimici che esplicano un potere mutageno sia direttamente, sia attraverso meccanismi di attivazione metabolica che vengono riprodotti in laboratorio con l'utilizzo della frazione microsomiale S9. La finalità è quella di evidenziare l'azione genotossica di un composto chimico, che potrebbe successivamente manifestare potere cancerogeno, quindi la significatività del test di Ames è sostanzialmente di tipo predittivo e comunque molto importante, in quanto segnala un possibile rischio per l'ambiente e per l'uomo, derivante dall'esposizione a sostanze che agiscono direttamente sul DNA.

Nell'ambito del possibile i campionamenti sono stati eseguiti in modo da rappresentare le diverse stagionalità e nell'intento di prevedere un andamento utile ad indicare i periodi di maggior criticità, con particolare attenzione ai dati forniti dall'analisi del particolato di frazione con diametro uguale o inferiore a 2.5 µm, in quanto ritenuto più pericoloso per la possibilità di superare le prime vie respiratorie, fino a raggiungere l'apparato bronchiale e gli alveoli polmonari, con eventuali negative e pesanti ricadute sullo stato di salute della popolazione residente.

Per lo studio in questione sono state organizzate 3 campagne di campionamenti, che sono stati effettuati presso il sito della SitaF - Autostrada A32 –Frazione S.Giuliano; ciascun campionamento ha richiesto una durata di 48 ore ed il tutto è stato realizzato secondo il seguente calendario:

Campagna 1	Campagna 2	Campagna 3
Date campionamento 04-05/09/2010	Date campionamento 22-23/04/2011	Date campionamento 14-15/10/2011
Date campionamento 12-13/09/2010	Date campionamento 04-05/05/2011	Date campionamento 03-04/11/2011
Date campionamento 22-23/09/2010	Date campionamento 08-09/05/2011	Date campionamento 08-09/11/2011
Date campionamento 29-30/09/2010	Date campionamento 13-14/05/2011	

Il tipo di campionatore utilizzato (Multistadio) ha permesso di raccogliere le frazioni di particolato atmosferico su sei differenti filtri, ognuno dei quali in grado di trattenere una particolare dimensione delle particelle; a ciascuno dei filtri corrisponde uno "stadio" del campionatore, la cui relazione con la raccolta delle diverse frazioni di particolato è dettagliata nell'elenco sottostante:

Stadio 1: particolato con dimensioni comprese tra $7,2 \div 10 \mu\text{m}$.

Stadio 2: particolato con dimensioni comprese tra $3,0 \div 7,2 \mu\text{m}$.

Stadio 3: particolato con dimensioni comprese tra $1,5 \div 3,0 \mu\text{m}$.

Stadio 4: particolato con dimensioni comprese tra $0,95 \div 1,5 \mu\text{m}$.

Stadio 5: particolato con dimensioni comprese tra $0,49 \div 0,95 \mu\text{m}$.

Stadio 6: particolato con dimensioni comprese tra $0,0 \div 0,49 \mu\text{m}$.

6.2 Valutazione dei Risultati

Per la valutazione dei dati si è fatto uso di alcuni criteri ritenuti fundamentalmente più significativi , cercando di mettere in evidenza non solo la “positività” del dato (intesa come valore sopra la soglia = effetto mutageno), ma ad es. valutando anche la contemporanea presenza di un numero di revertenti indotti, pari ad almeno il doppio dei revertenti spontanei in una o più delle dosi saggiate, piuttosto che l’andamento della retta dose/risposta, con trend in crescita più o meno evidente e con un buon indice di correlazione.

Per una lettura più agevole dei dati e conseguente interpretazione degli stessi, sono stati inseriti alcuni grafici, che permettono di rendere evidenti ed immediati gli aspetti più significativi riscontrati.

Relativamente ad ogni stadio, per ciascuna data di campionamento, è stata eseguita un’analisi gravimetrica il cui risultato viene riassunto nel *Grafico 37*.

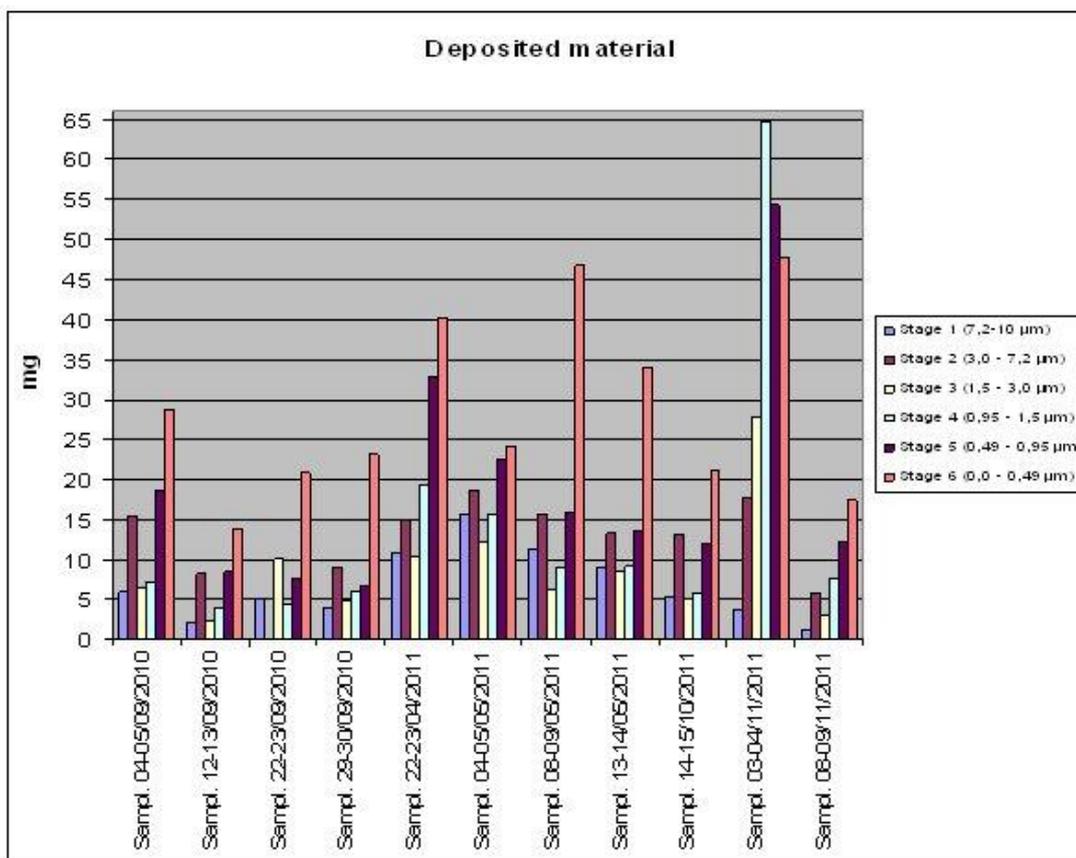


Figura 37: Si evidenzia che nella maggior parte dei casi lo stadio 6 risulta essere quello che ha raccolto più materiale rispetto a tutti gli altri stadi. Seppur disponendo di un numero di campionamenti piuttosto limitato, si può notare come nei periodi precedenti la stagione invernale (campagna 1 e campagna 3), si assista gradualmente ad un incremento della quantità di materiale depositato, andamento per altro già confermato dalla letteratura di settore.

Su ognuno degli stadi oggetto di campionamento è stato eseguito il test di Ames con i differenti ceppi di *Salmonella typhimurium* indicati in premessa.

I risultati sono stati espressi come Rapporto di Mutagenicità per mg di particolato (MR/mg) e sono stati considerati positivi i campioni che hanno mostrato un valore di MR/mg ≥ 1 , come previsto dalle procedure di riferimento.

Il valore soglia corrisponde alla linea rossa riportata sui Grafici 2÷7.

L'incertezza di misura correlata al dato è stata indicata con la simbologia convenzionale, la cui estensione rappresenta il range di possibile oscillazione del dato ottenuto.

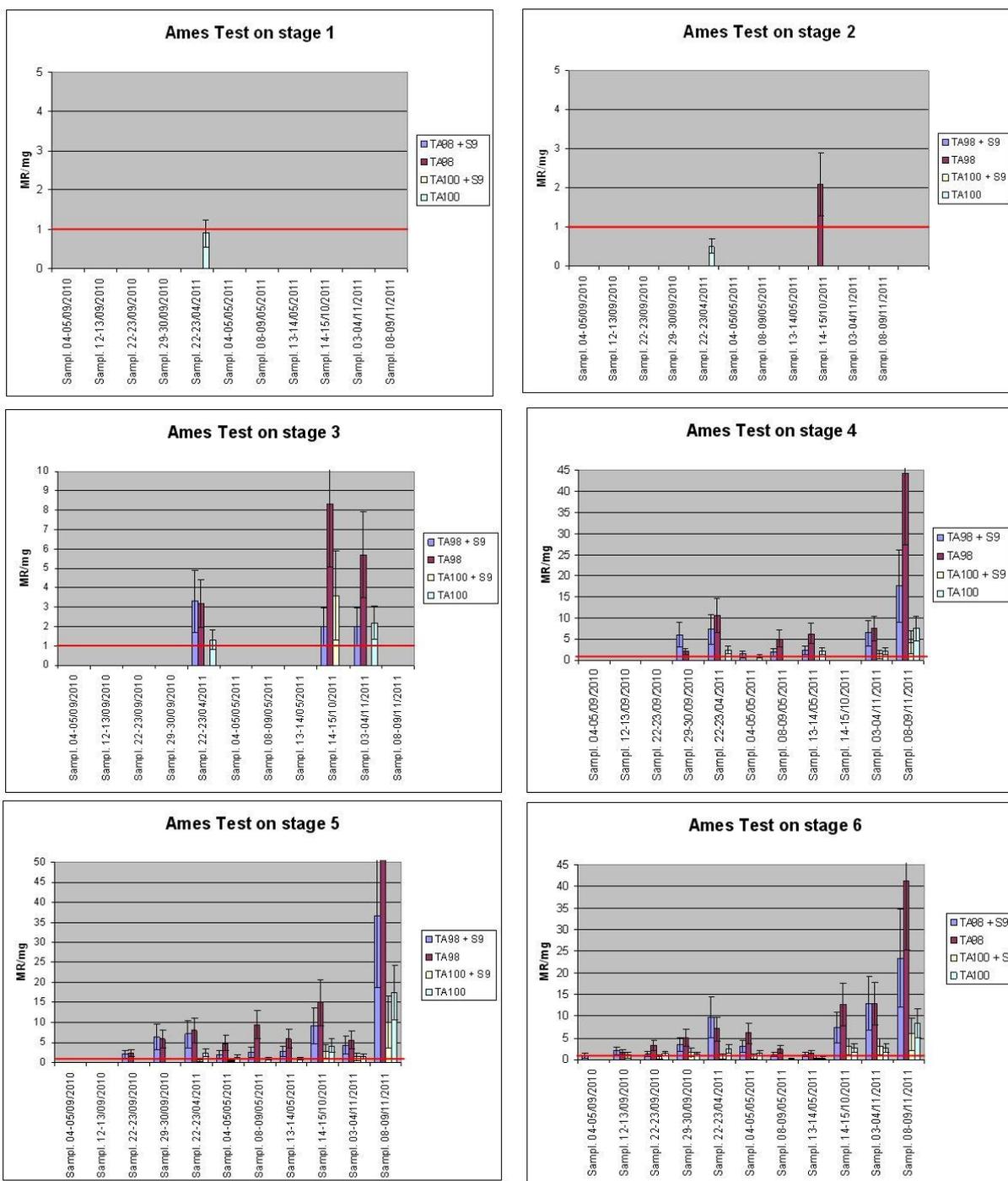


Figura 38: Dall'analisi dei dati, sia considerando il maggior numero di positività dimostrate al test con i diversi ceppi, sia considerando i "valori" di positività più elevati, risulta che i valori di MR/mg più significativi si evidenziano a partire dallo stadio 3 e vanno gradualmente ad aumentare fino allo stadio 6. Questo indica che le eventuali sostanze che producono effetti mutageni sugli organismi testati, sono contenute nel particolato con dimensioni che vanno da $3,0 \pm 0,0 \mu\text{m}$. Anche in tal caso, seppur in presenza di una limitata disponibilità di dati, è possibile verificare comunque un andamento ascendente dei valori di MR/mg, relativamente ai campionamenti effettuati nei periodi prossimi alla stagione invernale (Campagna 1 e 3). Anche questo riscontro conferma quanto già è possibile desumere dai dati della letteratura inerente l'argomento.

Si è ritenuto interessante infine produrre una ulteriore analisi dei dati sommando, per le differenti campagne, il numero di test positivi ottenuti sui diversi stadi.

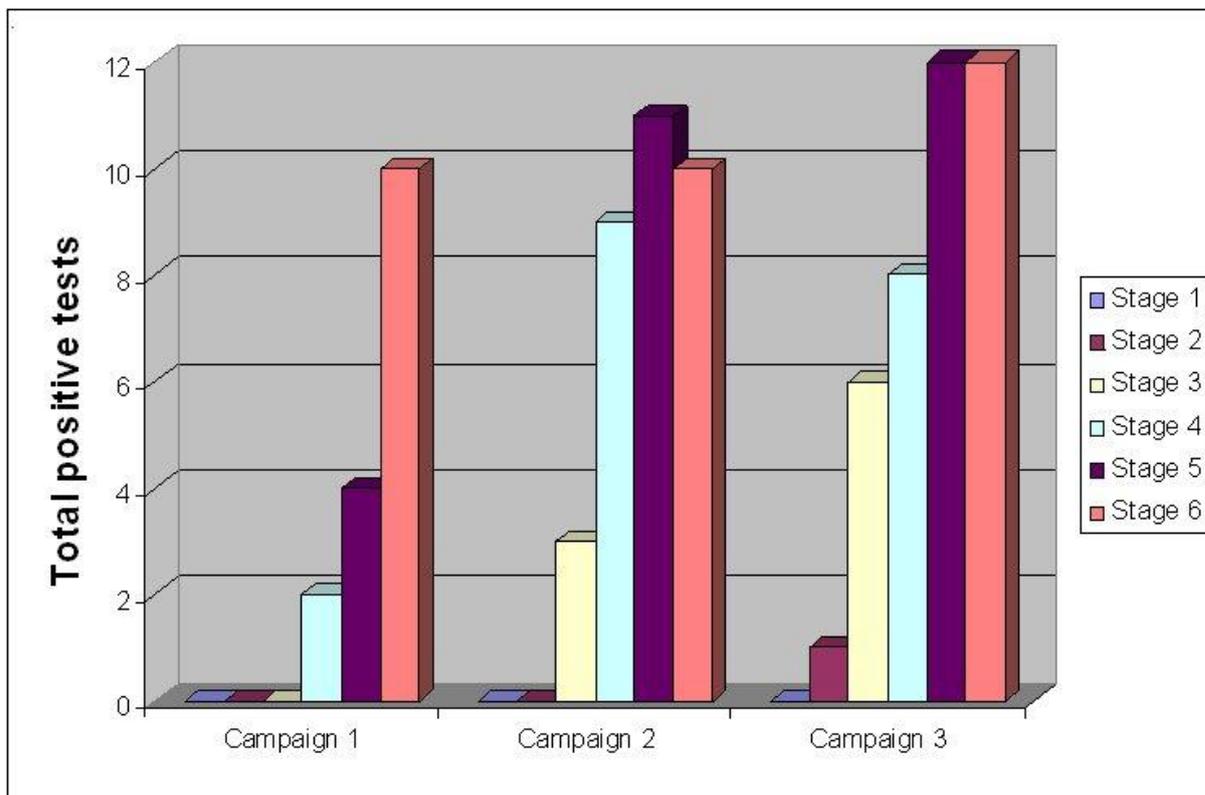


Figura 39: Se, anziché analizzare i valori di mutagenicità ottenuti con i diversi ceppi, si considera esclusivamente il numero di test positivi rilevati (valore di MR=1), appare evidente che gli stadi 1 e 2 non mostrano positività significative, mentre, gradualmente, dallo stadio 3 allo stadio 6, il numero di test positivi aumenta sensibilmente. Una certa influenza sul numero di test positivi è da attribuire anche alla quantità di campione testato, ma pare comunque chiaramente dimostrata una maggiore risposta, in termini di positività, da parte dei test condotti sugli stadi che raccolgono il particolato atmosferico corrispondente alle frazioni di dimensioni $> 3,0 \mu\text{m}$. Inoltre si ritiene utile far notare che durante la Campagna n.3 è stato possibile effettuare solo 3 campionamenti, a fronte dei 4 eseguiti solitamente; si può quindi presumere che il numero di test positivi sia stato inevitabilmente sottostimato.

6.3 Conclusioni

E' ragionevole affermare che il dato più interessante che emerge dallo studio in questione, è sostanzialmente "un trend in ascesa", rappresentato dalla tabulazione dei dati ottenuti effettuando il test di Ames con i ceppi microbici già menzionati, sulle varie frazioni di particolato: è evidente infatti che, sia nel caso che si consideri l'aspetto correlato al risultato delle analisi gravimetriche, sia che si considerino i dati che dimostrano una positività certa, le frazioni che "rispondono" in modo inequivocabile sono quelle di minori dimensioni, evidenziando anche nel contempo una maggior presenza delle stesse all'approssimarsi della stagione invernale, il che è da attribuire verosimilmente a condizioni climatiche pertinenti il periodo, ma anche e soprattutto a maggiori apporti in atmosfera di polveri sottili dovuti alle emissioni degli impianti di riscaldamento, che vanno a sommarsi a quelle del traffico veicolare e degli insediamenti industriali già insistenti sull'area considerata.

A tale proposito si ritiene importante evidenziare che, quanto emerso, potrebbe essere ulteriormente avvalorato da dati originati da una campagna condotta in periodo tipicamente invernale e, ancor di più, che sarebbe molto interessante proseguire l'indagine nel tempo, per disporre in futuro di un maggior numero di dati, tale da consentire l'elaborazione di un seppur limitato studio a livello statistico, in merito ad un argomento assai degno di approfondimenti e di ricerca.

7 Le misure di Friuli Venezia Giulia Measurements nel Progetto iMONITRAF!

Autori: Moimas F., Stel F., Baiutti E., De Simon I., Zampa G.

7.1 Introduzione

Il corridoio trasportistico di Tarvisio, grazie alla relativamente ridotta altezza (ca. 700 m s.l.m.) ed essendo quasi direttamente in contatto con i porti dell'Adriatico del nord risulta di notevole importanza nell'ambito della mobilità europea lungo la direttrice nord-sud.

Le campagne di monitoraggio della qualità dell'aria condotte in Friuli Venezia Giulia e il relativo studio pilota sono stati dedicati all'individuazione degli impatti sui livelli osservati di inquinamento. La strategia adottata per condurre questa analisi è stata duplice e, nel dettaglio, si è declinata nelle seguenti due azioni: i) determinazione delle impronte delle diverse sorgenti di materiale particolato raccolto nei pressi dell'autostrada di Tarvisio; ii) determinazione degli impatti delle diverse tipologie di mezzi di trasporto sui livelli osservati di inquinamento atmosferico.

7.2 La speciazione del materiale particolato

La prima attività è stata condotta mediante delle analisi chimiche condotte sul materiale particolato (PM10) raccolto a 50 m dal bordo dell'autostrada nel periodo invernale (gennaio-febbraio 2011).

Nel dettaglio, queste analisi sono state volte alla stima della componente ionica e carboniosa presente nel materiale particolato. Tra la componente ionica, le principali specie cercate sono state quelle relative ai nitrati, solfati e ammonio, anche se la metodica ha messo in luce un ampio spettro di componenti ioniche minori. Tra la componente carboniosa, invece, le principali specie ricercate sono state il carbonio organico, elementare e il levoglucosano, una componente minoritaria dei composti del carbonio, utilizzata come impronta della combustione da biomasse legnose. Tramite queste analisi è stata realizzata al cosiddetta "chiusura in massa" del materiale particolato, cioè la suddivisione del PM10 rilevato nelle sue diverse componenti percentuali. La componente residua, cioè non ascrivibile alla componente ionica e carboniosa, è stata interpretata come inclusiva delle incertezze nelle stime e della "componente crostale", formata da silicati e carbonati, associata a fenomeni naturali (e.g., erosione dei terreni da parte del vento).

I risultati della chiusura in massa hanno mostrato come, nel periodo in questione, una parte rilevante del materiale particolato fosse ascrivibile alla combustione delle biomasse legnose, la qual cosa pare ragionevole, visto il periodo temporale favorevole all'intenso riscaldamento domestico (inverno) e il contesto geografico, una valle alpina, dove l'utilizzo delle biomasse legnose è parte integrante della cultura.

Oltre alla componente ascrivibile alle biomasse legnose, l'analisi delle componenti del particolato ha mostrato come una percentuale significativamente alta di PM10 derivi dalla combustione di combustibili fossili, comparabile con la percentuale osservabile in un ambiente suburbano in una città di circa 100 000 abitanti (Udine) anche se l'abitato più grande presente nell'area (Tarvisio) ha meno di 5000 abitanti. Molto rilevante risulta anche la percentuale ionica associabile alla componente ionica (nitrati e solfati) del materiale particolato, che, in generale, si può ascrivere al trasporto su gomma dato che, dal punto di vista delle emissioni, la più importante sorgente di ossidi di azoto nell'area in questione è proprio rappresentata dai trasporti.

Mass closure for PM10 in Tarvisio
(Gen-Feb 2011)

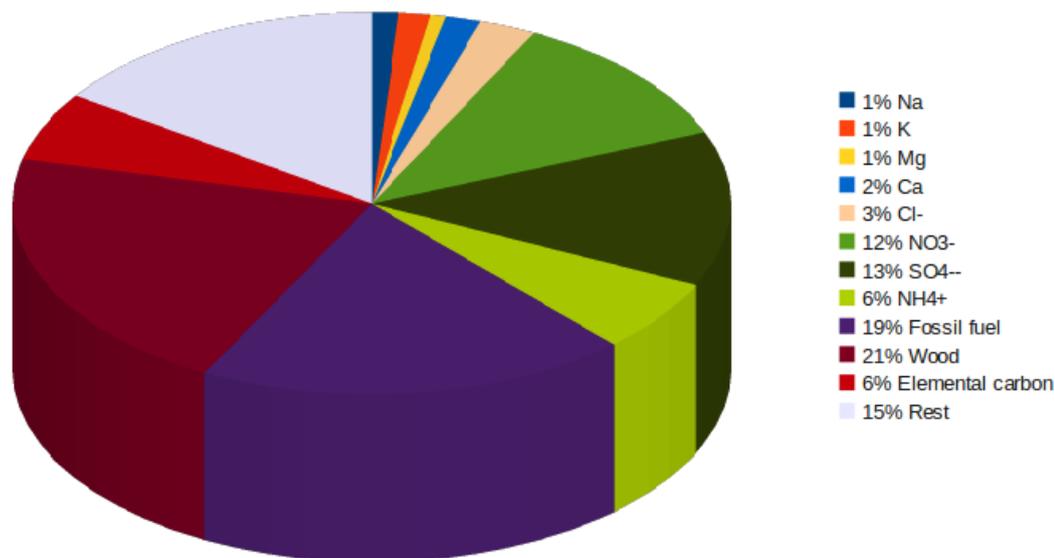


Figura 40: Chiusura in massa del materiale particolato (PM10) nei pressi del corridoio di Tarvisio come emersa dalla campagna di monitoraggio condotta a circa 50 m dal bordo autostradale.

7.3 Gli impatti delle diverse tipologie di sorgenti trasportistiche sulla qualità dell'aria

Il secondo obiettivo è stato raggiunto attraverso l'impiego di un modello numerico Gaussiano capace di disperdere gli inquinanti primari secondo i flussi di veicoli leggeri e pesanti osservati e considerando la suddivisione della flotta veicolare in termini di emissioni, utilizzando le classi Euro. Questa analisi è stata eseguita solamente sugli ossidi d'azoto (NOx) e non sul materiale particolato per due ragioni: dalla specificazione del particolato è emerso chiaramente che una frazione significativa del particolato ha origine dalla combustione delle biomasse, sarebbe pertanto difficile se non impossibile calibrare il modello numerico sui dati osservati nelle campagne di misura. Inoltre, sempre dalla specificazione del materiale particolato è emerso che la sua componente secondaria gioca un ruolo chiave nel raggiungimento delle quantità di inquinanti osservate, sarebbe perciò scorretto riprodurre il comportamento spaziale del materiale particolato derivante dai trasporti su strada utilizzando unicamente un modello dispersivo. Questo non è solamente un problema degli ossidi di azoto, poiché sono originati quasi unicamente dai trasporti stradali e, anche se, presi singolarmente, il monossido e il biossido d'azoto sono fotochimicamente attivi, il loro valore si conserva (trascurando la deposizione e la formazione di nitrato d'ammonio). Questo è vero, in prima approssimazione, su scale spaziali piccole (nell'ordine di qualche centinaio di metri).

Per riprodurre le concentrazioni osservate di NOx la prima azione intrapresa è stata il reperimento dei flussi di traffico nell'area dove è stata condotta la campagna di monitoraggio della qualità dell'aria. I flussi, ottenuti con una risoluzione oraria dalla società che gestisce le autostrade, non differenziano i veicoli in base alle loro emissioni (Classi Euro) ma distinguono solamente i veicoli pesanti da quelli leggeri. Il primo problema da risolvere, quindi, è stato l'ottenimento dei valori medi di emissioni per queste due macro-categorie di veicoli. Questo è stato fatto calcolando l'emissione media pesata di ogni macro classe, utilizzando per ogni classe un peso derivante dalla composizione della flotta veicolare del Friuli Venezia Giulia. I risultati sono mostrati nella seguente figura.

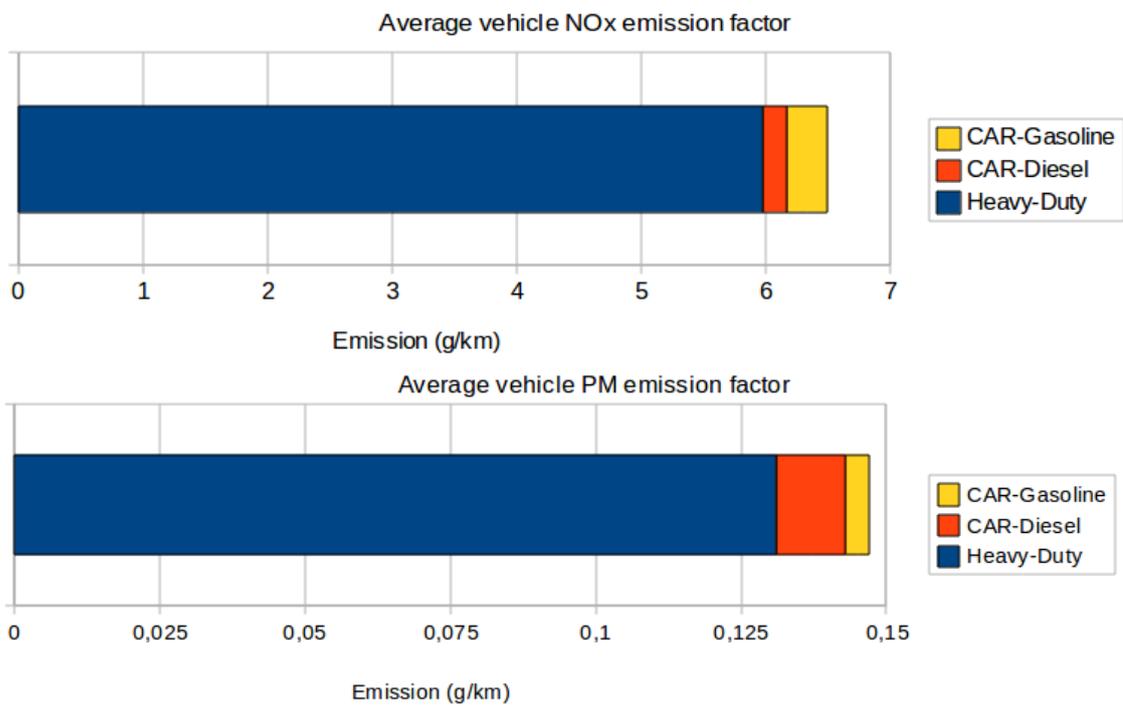


Figura 41: Fattori di emissioni medie di veicoli pesanti calcolati utilizzando una media pesata che utilizza pesi basati sulla composizione della flotta veicolare media della regione Friuli Venezia Giulia.

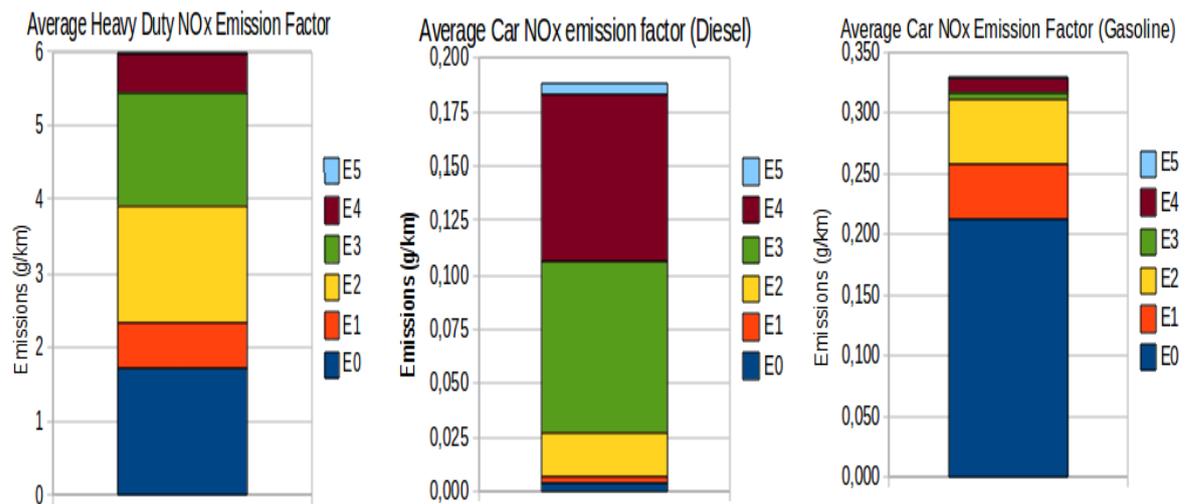


Figura 42: Divisione del fattore di emissione di NOx medio nei contributi dei veicoli pesanti, le macchine diesel e quelle a gasolio.

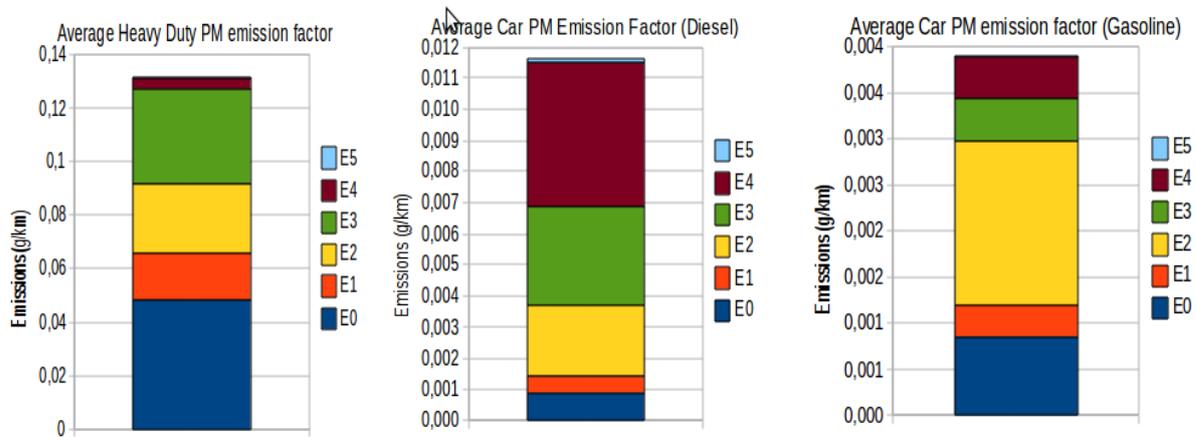


Figura 43: Divisione del fattore di emissione di PM medio nei contributi dei veicoli pesanti, le macchine diesel e quelle a gasolio.

Dalle figure sopra mostrate è interessante notare che, anche da un mero punto di vista delle emissioni, i contributi dei veicoli pesanti sono molto superiori a quelli delle auto personali sia per gli ossidi d'azoto che per il materiale particolato. Osservando più dettagliatamente, è interessante notare come le più vecchie classi euro contribuiscono pesantemente alle emissioni complessive. Come esempio, più di metà delle emissioni medie pesate di NOx e PM derivano da veicoli pesanti di classe Euro III o inferiore.

Dopo aver ottenuto le emissioni medie, la dispersione delle emissioni è stata simulata mediante l'impiego di un modello Gaussiano. Questo è stato fatto utilizzando le condizioni meteorologiche osservate (vento orizzontali) ed ottenute (usando l'altezza e le classi di stabilità) attraverso un post-processore meteorologico (CALMET). L'obiettivo della simulazione di dispersione è quello di calcolare i parametri di scelta che forniscono i risultati più vicini a quelli misurati nelle osservazioni in situ di NOx. Questa procedura di calibrazione è stata fatta nei giorni in cui il flusso e le misure erano disponibili (Primavera 2011). Dopo la calibrazione del modello di dispersione Gaussiano, è stata eseguita una simulazione finale con condizioni meteorologiche archetipe (1 m/s velocità del vento rispetto alla strada). Come menzionato precedentemente, questa simulazione è stata eseguita unicamente per gli ossidi d'azoto poiché sono il principale inquinante emesso dal trasporto su strada e sarebbe stato estremamente difficile calibrare il modello per il materiale particolato, che ha sorgenti più importanti nei trasporti nell'area in esame.

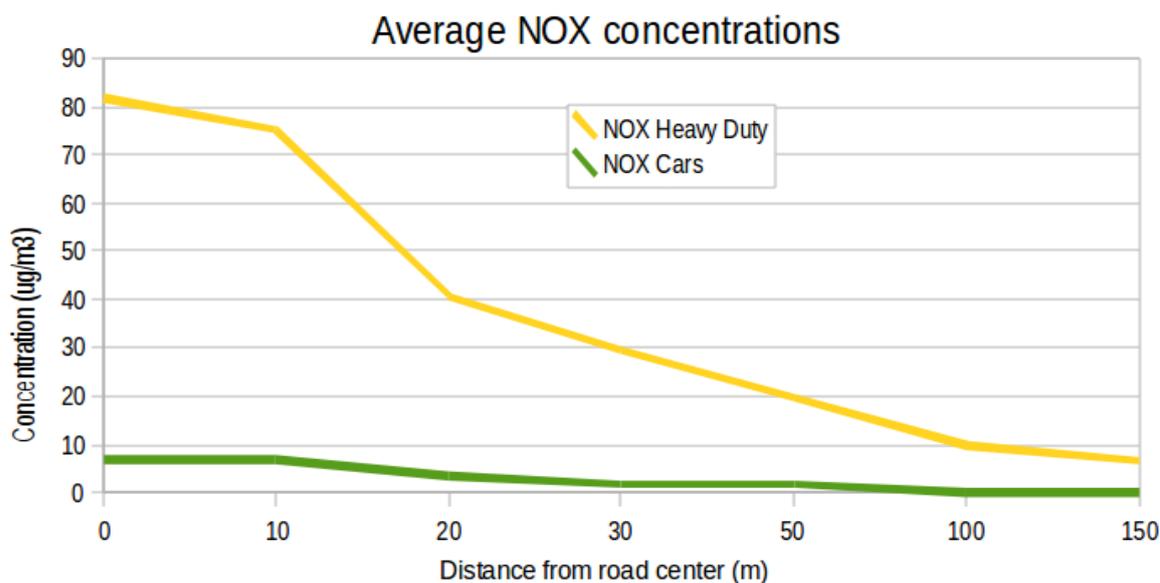


Figura 44: Dipendenza tra concentrazione di NOx e distanza dal centro della strada, per i veicoli pesanti e leggeri.

Dalla figura emerge chiaramente che le emissioni derivanti dai trasporti, seppur rilevanti, sono osservabili in una fascia relativamente stretta attorno alla strada. In particolare, per il corridoio di Tarvisio, presso il punto di misura, a 100 metri di distanza dalla strada le concentrazioni di NOx sono talmente basse che raggiungono il valore di fondo.

7.4 Gli impatti del ciclo diurno dei trasporti sulla qualità dell'aria

Prima di concludere, un aspetto finale esplorato nello studio pilota effettuato nel contesto del Progetto iMONI-TRAF! sul corridoio di Tarvisio ha riguardato gli impatti giornalieri dei trasporti sulla qualità dell'aria. Utilizzando il modello di dispersione Gaussiano precedentemente calibrato, per la settimana in cui i flussi di traffico sono disponibili, è stata calcolata la media oraria delle concentrazioni di NOx alla distanza di 50 metri dal centro della strada, utilizzando le condizioni meteorologiche osservate. Il ciclo giornaliero di queste concentrazioni, calcolato per tutti i giorni, è stato unito per ottenere un ciclo giornaliero settimanale dell'inquinamento. La procedura di media è stata effettuata in modo da omogeneizzare possibili effetti causati da condizioni meteorologiche particolari. I risultati della simulazione, mostrati nelle seguenti figure, evidenzia il fatto che il traffico notturno fornisce il maggior contributo al livello medio di inquinamento. Questo risultato non è causato dal fatto che i flussi sono maggiori durante la notte ma da condizioni particolari che caratterizzano, in particolare, le valli strette. Durante le ore notturne, infatti, a causa del riscaldamento radiativo, le valli alpine sono riempite dal così chiamato "cuscino d'aria", che aumenta la stabilità atmosferica e conseguentemente le concentrazioni di inquinanti. Da un punto di vista micro-meteorologico, infatti, la velocità del vento nell'area di Tarvisio raggiunge il suo minimo (valore spesso nullo) durante le ore notturne. Al contrario, la diluizione degli inquinanti è favorita durante il giorno dal riscaldamento delle valli montane.

A causa di questo ciclo giornaliero interessante si è deciso di eseguire un'ultima simulazione, rimuovendo i flussi di traffico durante le ore della notte (definite dalle 22:00 alle 6:00 del giorno successivo) e ridistribuendoli durante le ore giornaliere in modo omogeneo (cioè, aumentando a tutte le ore del giorno una percentuale fissa del traffico

notturno tenendo costante il valore dei flussi). I risultati, mostrati nella figura seguente sono piuttosto sorprendenti: è immediatamente evidente come una riduzione dei trasporti nelle ore notturne ridurrebbe di molto i valori delle concentrazioni medie degli inquinanti nelle prossimità delle strade.

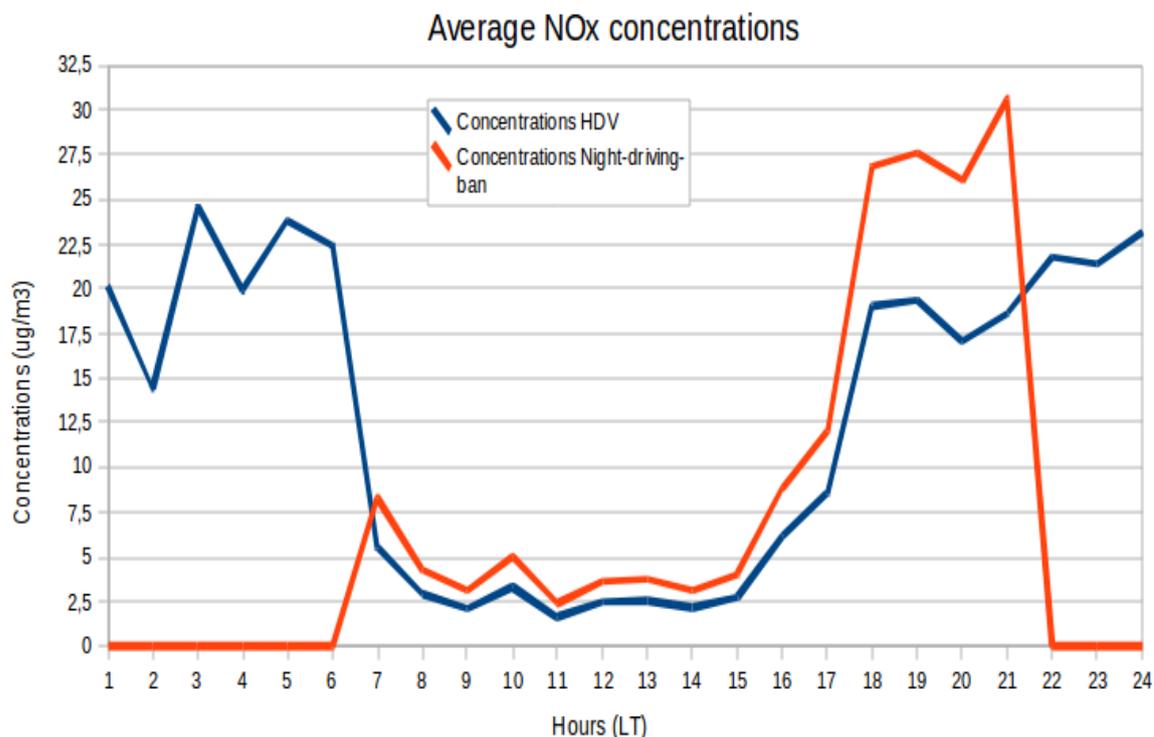


Figura 45: Simulazione degli effetti di uno spostamento del traffico dei veicoli pesanti dalle ore notturne (dalle 22:00 alle 6:00 del giorno seguente) a quelle diurne (dalle 7:00 alle 21:00). La linea blu rappresenta la concentrazione media oraria di NOx a una distanza di 50 metri dal centro della strada caratterizzata dai flussi di traffico osservati, la linea rossa rappresenta la concentrazione di NOx media oraria alla stessa distanza assumendo che il traffico notturno dei veicoli pesanti sia ridistribuito durante le ore diurne.

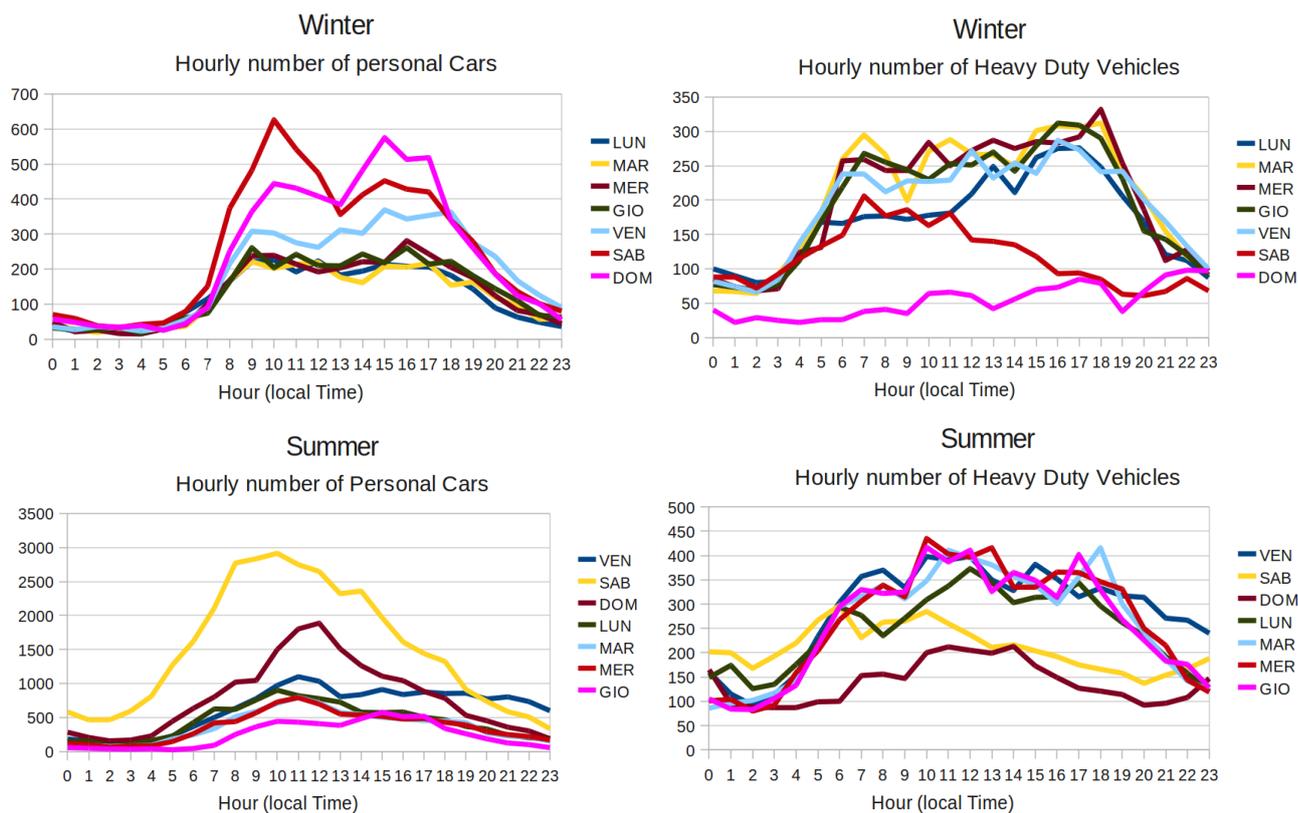


Figura 46: Flussi orari di veicoli (veicoli leggeri, colonna di sinistra e veicoli pesanti, colonna di destra) in due diverse settimane del 2011 rappresentative per il periodo invernale (pannello in alto) e quello estivo (pannello in basso). I veicoli leggeri rappresentano, durante tutto l'anno, il massimo contributo al flusso di traffico in termini di numero di veicoli, anche se c'è un chiaro cambiamento nelle percentuali durante i weekend nei quali il numero di veicoli pesanti diminuisce notevolmente.

7.5 Conclusioni

Nonostante nel corridoio trasportistico di Tarvisio i flussi di traffico sino tutto sommato molto elevati, anche quando confrontati con gli altri corridoi presenti nello spazio alpino, il loro impatto sulla qualità dell'aria risulta tutto sommato contenuto, almeno per quanto riguarda gli ossidi di azoto e il materiale particolato. Questo fatto può essere spiegato grazie alle peculiarità delle caratteristiche microclimatiche della zona, tutto sommato abbastanza ventilata e favorevole al rimescolamento delle masse d'aria. Un altro aspetto importante da sottolineare è quello relativo agli effetti locali dell'inquinamento legato ai trasporti. Nell'area in questione, infatti, le concentrazioni degli ossidi di azoto, sostanzialmente ascrivibili al solo trasporto su gomma, diminuiscono molto rapidamente con l'allontanarsi dal bordo della carreggiata. Una corretta pianificazione del territorio e delle infrastrutture trasportistiche, pertanto, può contenere in maniera significativa l'impatto sulla popolazione dell'inquinamento da traffico.

8 Monitoraggio del Rumore

Autori:

ARPA FVG: Piani L., Merlino A., Cipriani V., Salvagni M.

ARPA VdA: Tibone C., Berlier F., Tartin C., Carnuccio E., Crea D.

ARPA Piemonte: Fogola J., Masera S., Piombo P.

TICINO – UFAM; Andretta M., Bonzanigo F.

Il Progetto iMONITRAF! analizza gli effetti del traffico nelle regioni alpine. Sono state condotte osservazioni sui diversi corridoi interessati dal progetto: Fréjus, Monte Bianco, Gottardo, Brennero, Tarvisio

In questo capitolo verrà analizzato l'inquinamento acustico determinato da queste infrastrutture.

Scopo delle misure è stato il completamento della raccolta dati prevista dall'Indicatore 6 del Progetto, per il quale ogni partner del Progetto ha indicato il livello medio di rumore, per i periodi del dì e della notte, di ogni anno.

Poiché i corridoi sono siti in regioni e nazioni differenti è stato necessario definire un protocollo di misura condiviso in modo da ottenere dati confrontabili tra le diverse sorgenti di rumore. Durante tutto il progetto una notevole quantità di dati di rumore è stata ottenuta per l'analisi della situazione dei diversi corridoi.

8.1 Linee Guida

Delle linee guida generali sono state sviluppate per ottenere misure dello stesso tipo per tutti i partner che partecipano al Progetto.

Le linee guida sviluppate indicano che le misure di rumore devono essere condotte ad una distanza non inferiore a 4 metri e non superiore ai 20 dalla sorgente di rumore (sia che questa sia una strada o una linea ferroviaria), in accordo con le leggi nazionali ed europee il microfono deve essere posizionato ad un'altezza di 4 metri dal terreno lontano da superfici riflettenti.

Le misure devono durare almeno sette giorni, in modo da avere una misura dei livelli sonori per tutti i giorni della settimana.

Per ottenere dati sufficienti a calcolare una valida media di tutto un anno, le linee guida chiedono a ciascun partner di condurre almeno una misura per stagione, quando questo è possibile, o comunque di impiegare almeno tre misure settimanali per l'intero anno. I livelli finali medi annuali sono calcolati dalle misure condotte durante l'anno.

Assieme alle misure di rumore, quando possibile, sono misurati anche dati di traffico e meteorologici.

Quando i dati meteorologici sono misurati, tutti i livelli di rumore misurati in corrispondenza di velocità del vento maggiore o uguale a 5 m/s devono essere considerati non validi. Allo stesso modo, vengono esclusi i livelli ottenuti durante periodi con precipitazioni atmosferiche.

L'insieme complessivo dei parametri misurati comprende:

- Dato di traffico: numero di veicoli leggeri
- Dato di traffico: numero di veicoli pesanti
- Dato di traffico: velocità media dei veicoli leggeri
- Dato di traffico: velocità media dei veicoli pesanti
- Temperatura
- Pressione
- Umidità relativa
- Velocità e direzione del vento
- Pioggia: precipitazione oraria

Riguardo alle misure di rumore, in ogni misura si devono calcolare i livelli per i tre periodi di riferimento del dì, della sera e della notte.

In accordo con le linee guida e le leggi europee, il dì è definito dalle 7:00 alle 19:00, la sera dalle 19:00 alle 23:00 e la notte dalle 23:00 alle 7:00 del giorno seguente.

Il livello dell'intera giornata, L_{DEN} è calcolato da quello dei tre periodi di riferimento mediante l'utilizzo della formula:

$$L_{dn} = 10 \log \left(\frac{12}{24} \left(10^{\frac{LAeq,d}{10}} \right) + \frac{4}{24} \left(10^{\frac{LAeq,n+5}{10}} \right) + \frac{8}{24} \left(10^{\frac{LAeq,n+10}{10}} \right) \right)$$

E' chiesto ai partner che partecipano al progetto di registrare anche lo spettro del rumore, qualora lo strumento impiegato abbia questa funzione. Inoltre, in tutte le misure i livelli statistici devono essere registrati, in modo da poter avere alcune informazioni riguardanti il livello di rumore di fondo di ogni sito di misura.

I livelli misurati sono, alla fine, normalizzati alla distanza di 10 metri dalla strada ad un'altezza di 4 metri da terra in modo da ottenere un livello finale per ogni corridoio che indichi la reale emissione sonora della strada analizzata. Nell'indicatore 6 del Progetto iMONITRAF! sono utilizzati questi livelli, poiché questi permettono di comparare facilmente emissioni di corridoi differenti.

Per gli scenari futuri 2020 previsti dal WP6, è stata messa a punto una metodologia per calcolare i livelli sonori normalizzati alle distanze sopra indicati a partire dai soli dati di traffico.

Alla fine del progetto iMONITRAF! le linee guida sono state aggiornate. Le linee guida finali sono molto più complete delle precedenti e suggeriscono i modi migliori di condurre delle misure di rumore in un contesto internazionale. Tutti i partner partecipanti al progetto hanno acconsentito all'uso di queste linee guida in eventuali progetti futuri.

8.2 Punti di misura

In questa sezione vengono presentati i punti di misura utilizzati durante il progetto.

Per ogni punto è chiesto, al partner partecipante al progetto che tiene monitorato ciascun corridoio, di indicare le coordinate del sito e alcune informazioni riguardo alle peculiarità della sorgente di rumore.

E' importante notare che per l'intera durata del progetto, i partner hanno utilizzato sempre lo stesso punto di misura o, quando un sito è diventato non utilizzabile per qualsivoglia ragione, hanno scelto un altro punto di misura con le stesse caratteristiche di quello utilizzato precedentemente.

Nelle tabelle riportate in questo capitolo verranno indicati i siti di misura più utilizzati per l'acquisizione dei dati di rumore durante le campagne di misura.

8.2.1 Valle d'Aosta: Courmayeur

Corridoio	Tunnel del monte bianco
Nome sorgente	Strada Statale 26
Tipo di Centralina (fissa/mobile)	mobile
Georeferenziazione della Centralina: latitudine	45,81751
Georeferenziazione della Centralina: longitudine	6,959162
Numero corsie per senso di marcia	1
Tipologia manto stradale	asfalto
Pendenza	X
Profilo (in trincea, in rilevato, a raso)	normale
Distanza del microfono dal ciglio strada (metri)	4
Altezza del microfono da terra (in metri)	5
Altezza relativa del microfono rispetto all'infrastruttura (in metri)	5
Presenza di ostacoli nel percorso di propagazione	nessuno
Tipo di copertura suolo tra la sorgente ed il microfono	asfalto



Figura 47: Sito di misura di Courmayeur.

8.2.2 Valle d'Aosta: Chatillon

Corridoio	Tunnel del monte bianco
Nome sorgente	Autostrada A5
Tipo di Centralina (fissa/mobile)	mobile
Georeferenziazione della Centralina: latitudine	45,748992
Georeferenziazione della Centralina: longitudine	7,6251359
Numero corsie per senso di marcia	2
Tipologia manto stradale	asfalto
Pendenza	X
Profilo (in trincea, in rilevato, a raso)	normale
Distanza del microfono dal ciglio strada (metri)	18
Altezza del microfono da terra (in metri)	5
Altezza relativa del microfono rispetto all'infrastruttura (in metri)	4
Presenza di ostacoli nel percorso di propagazione	guardrail
Tipo di copertura suolo tra la sorgente ed il microfono	asfalto



Figura 48: Sito di misura di Chatillon.

8.2.3 Fréjus: Borgone

Corridoio	Frejus
Nome sorgente	Autostrada Torino - Bardonecchia
Tipo di Centralina (fissa/mobile)	mobile
Georeferenziazione della Centralina: latitudine	45° 7' 25,573" N
Georeferenziazione della Centralina: longitudine	7° 13' 16,971" E
Numero corsie per senso di marcia	2
Tipologia manto stradale	asfalto
Pendenza	0
Profilo (in trincea, in rilevato, a raso)	rilevato
Distanza del microfono dal ciglio strada (metri)	6
Altezza del microfono da terra (in metri)	4.5
Altezza relativa del microfono rispetto all'infrastruttura (in metri)	4
Presenza di ostacoli nel percorso di propagazione	Nessuno
Tipo di copertura suolo tra la sorgente ed il microfono	erba



Figura 49: Sito di misura di Borgone.

8.2.4 Fréjus: Bardonecchia

Corridoio	Frejus
Nome sorgente	Autostrada Torino - Bardonecchia
Tipo di Centralina (fissa/mobile)	mobile
Georeferenziazione della Centralina: latitudine	45° 4' 2,697' N
Georeferenziazione della Centralina: longitudine	6° 43' 23,255" E
Numero corsie per senso di marcia	2
Tipologia manto stradale	asfalto
Pendenza	0
Profilo (in trincea, in rilevato, a raso)	rilevato
Distanza del microfono dal ciglio strada (metri)	10
Altezza del microfono da terra (in metri)	4
Altezza relativa del microfono rispetto all'infrastruttura (in metri)	4
Presenza di ostacoli nel percorso di propagazione	none
Tipo di copertura suolo tra la sorgente ed il microfono	asfalto



Figura 50: Sito di misura di Bardonecchia.

8.2.5 Gottardo: Reiden

Corridoio	Gottardo
Nome sorgente	Autostrada A2
Tipo di Centralina (fissa/mobile)	fissa
Georeferenziazione della Centralina: latitudine	47,2391739406483
Georeferenziazione della Centralina: longitudine	7,9611042704635
Numero corsie per senso di marcia	2
Tipologia manto stradale	splitmastix 0-11 mm
Pendenza	~0,55%
Profilo (in trincea, in rilevato, a raso)	rilevato
Distanza del microfono dal ciglio strada (metri)	4.7
Altezza del microfono da terra (in metri)	3.5
Altezza relativa del microfono rispetto all'infrastruttura (in metri)	3.5
Presenza di ostacoli nel percorso di propagazione	guardrail
Tipo di copertura suolo tra la sorgente ed il microfono	asfalto ed erba



Figura 51: Sito di misura di Reiden.

8.2.6 Gottardo: Camignolo

Corridoio	Gottardo
Nome sorgente	Autostrada A2
Tipo di Centralina (fissa/mobile)	fissa
Georeferenziazione della Centralina: latitudine	46,0972446087489
Georeferenziazione della Centralina: longitudine	8,92813676719636
Numero corsie per senso di marcia	2
Tipologia manto stradale	MR11 (Macrorugoso)
Pendenza	1,7%
Profilo (in trincea, in rilevato, a raso)	rilevato
Distanza del microfono dal ciglio strada (metri)	4.9
Altezza del microfono da terra (in metri)	3.5
Altezza relativa del microfono rispetto all'infrastruttura (in metri)	3.2
Presenza di ostacoli nel percorso di propagazione	guardrail
Tipo di copertura suolo tra la sorgente ed il microfono	asfalto ed erba



Figura 52: Sito di misura di Camignolo.

8.2.7 Tavisio: Camporosso

Corridoio	Tavisio
Nome sorgente	Autostrada A23
Tipo di Centralina (fissa/mobile)	mobile
Georeferenziazione della Centralina: latitudine	46,509607
Georeferenziazione della Centralina: longitudine	13,551977
Numero corsie per senso di marcia	2
Tipologia manto stradale	Asfalto drenante
Pendenza	~1.8%
Profilo (in trincea, in rilevato, a raso)	Normale
Distanza del microfono dal ciglio strada (metri)	19
Altezza del microfono da terra (in metri)	4
Altezza relativa del microfono rispetto all'infrastruttura (in metri)	4
Presenza di ostacoli nel percorso di propagazione	guardrail
Tipo di copertura suolo tra la sorgente ed il microfono	erba



Figura 53: Sito di misura di Camporosso.

8.3 Meteorologia

E' estremamente importante notare che, poiché le misure sono state condotte in prossimità delle infrastrutture, gli effetti meteorologici sono estremamente deboli. E' infatti noto dalla letteratura che le condizioni meteorologiche influenzano la propagazione del rumore e non la sua emissione.

Possiamo quindi aspettarci che i livelli di rumore misurati dipendano poco dalle variabili meteorologiche.

I dati meteorologici sono quindi utilizzati solamente per determinare quali misure sono validi e quali invece sono da scartare. Tutti i livelli di rumore registrati in presenza di vento con velocità maggiore o uguale a 5 m/s o in presenza di precipitazione atmosferiche sono considerate non valide ed escluse dal calcolo della media annuale.

8.4 Traffico

Dalla letteratura, è noto come I livelli di rumore derivanti da traffico stradale siano direttamente connessi al numero di veicoli transitanti sull'infrastruttura in esame. Per questa ragione è estremamente importante considerare, per ogni corridoio, il numero di veicoli leggeri e pesanti transitanti.

Nel Progetto iMONITRAF! vi sono cinque diversi corridoi, ognuno dei quali presenta diverse caratteristiche del traffico. Il progetto vuole considerare unicamente gli effetti del traffico transfrontaliero, è pertanto estremamente importante considerare quanto traffico locale è presente su ciascun corridoio in modo da poter scorporare questa componente dal traffico totale.

Il traffico transitante in ciascun punto di misura è espresso dall'Indicatore 1 del Progetto iMONITRAF!. Nella seguente tabella vengono mostrati i dati riassuntivi di questo indicatore, al fine da rendere più facile la comprensione dei livelli di rumore registrati per ciascun corridoio.

I valori di traffico giornaliero medio per i veicoli leggeri (LV) e pesanti (HDV) sui diversi corridoi sono:

		TGM: LV	TGM: HDV
Gotthard	Reiden	31681	4266
	Camignolo	41173	8387
Fréjus	Bardonecchia	2449	2058
	Borgone	10216	3334
Mont Blanc	Courmayeur	3336	1609
	Chatillon	14127	3231
Tarvisio	Tarvisio	8235	4319
Brenner	Brenner	17719	8105

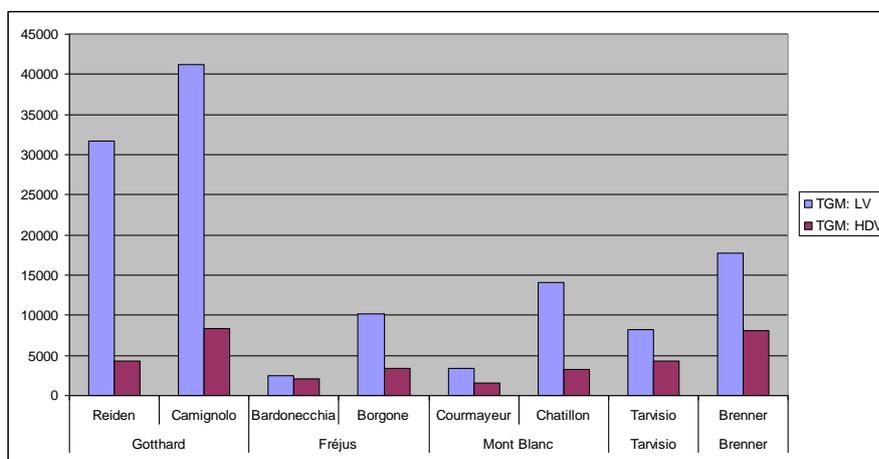


Figura 54: Flussi di traffico dei diversi corridoi

8.5 Livelli di Rumore: Risultati

In questa sezione vengono riportati I risultati delle campagne di monitoraggio del rumore. Le tabelle sono parte dell'indicatore 6 del Progetto iMONITRAF!. Come richiesto da questo indicatore, vengono riportati i livelli di rumore registrati durante l'intero giorno (L_{DEN}) e durante la notte (L_N).

		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
CSC	Reiden	78,5	78,7	79,2	79,2	79,6	79,6	79,6
Ticino	Camignolo	78,5	78,7	78,9	79,1	79,6	79,5	79,8
VdA	Courmayeur	x	x	73,8	74,1	74,8	72,6	70,7
	Chatillon	75,4	x	x	x	x	77,5	74,6
Piemonte	Bardonecchia	x	x	x	x	x	72,8	71,4
	Borgone	x	x	x	x	x	74,9	73,3
FVG	Tarvisio	76,9	x	x	x	x	71,2	71,3

Tabella 3: L_{DEN} annuale misurato durante il Progetto iMONITRAF! e negli anni di riferimento.

		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
CSC	Reiden	70,5	70,9	71,4	71,5	71,9	72,0	71,9
Ticino	Camignolo	70,3	70,6	70,8	71,0	71,5	71,4	71,7
VdA	Courmayeur	x	x	66,5	x	x	65,3	63,4
	Chatillon	67,1	x	x	x	x	69,3	66,6
Piemonte	Bardonecchia	x	x	x	x	x	66,0	64,1
	Borgone	x	x	x	x	x	67,5	65,2
FVG	Tarvisio	69,7	x	x	x	x	64,9	64,3

Tabella 4: L_N annuale misurato durante il Progetto iMONITRAF! e negli anni di riferimento.

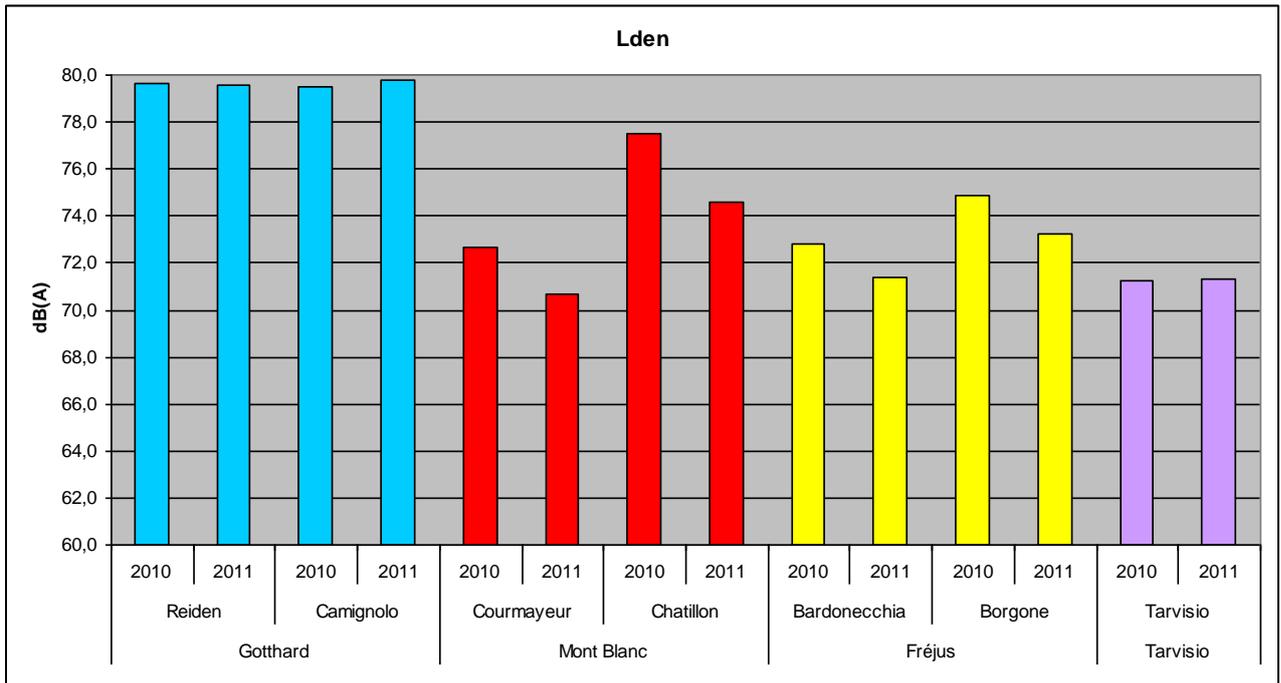


Figura 55: L_{den} annuale misurato durante il Progetto iMONITRAF!

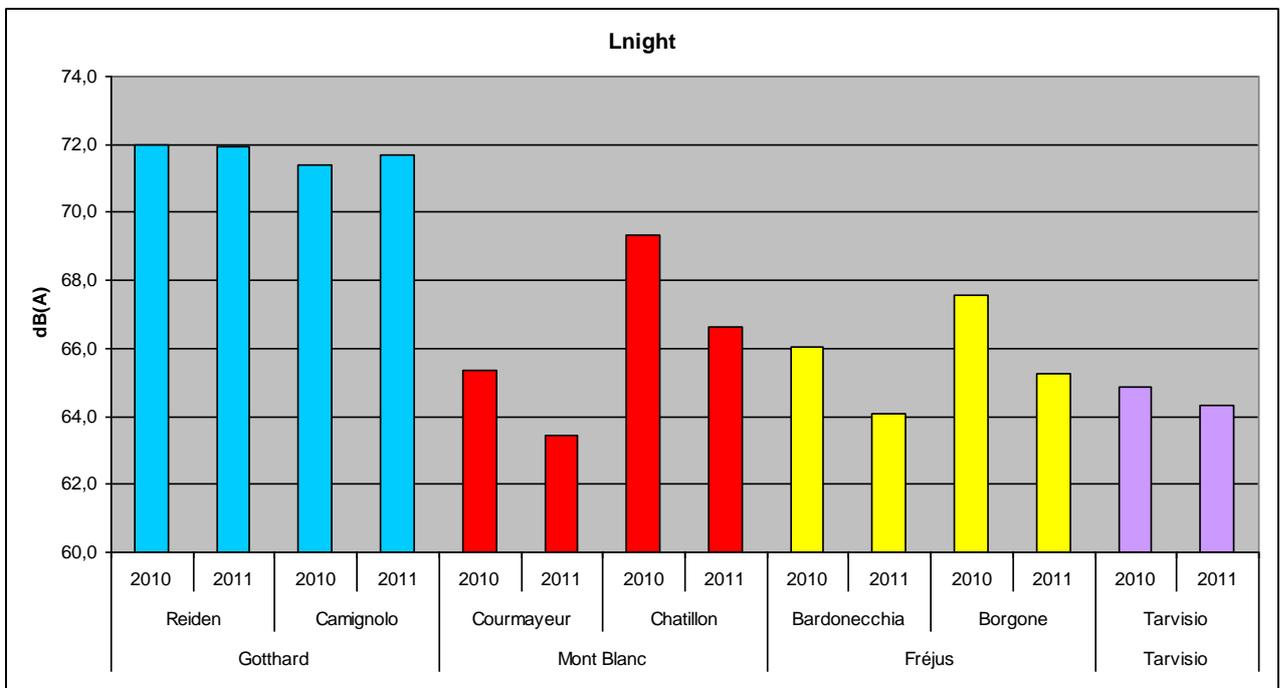


Figura 56: L_N annuale misurato durante il Progetto iMONITRAF!

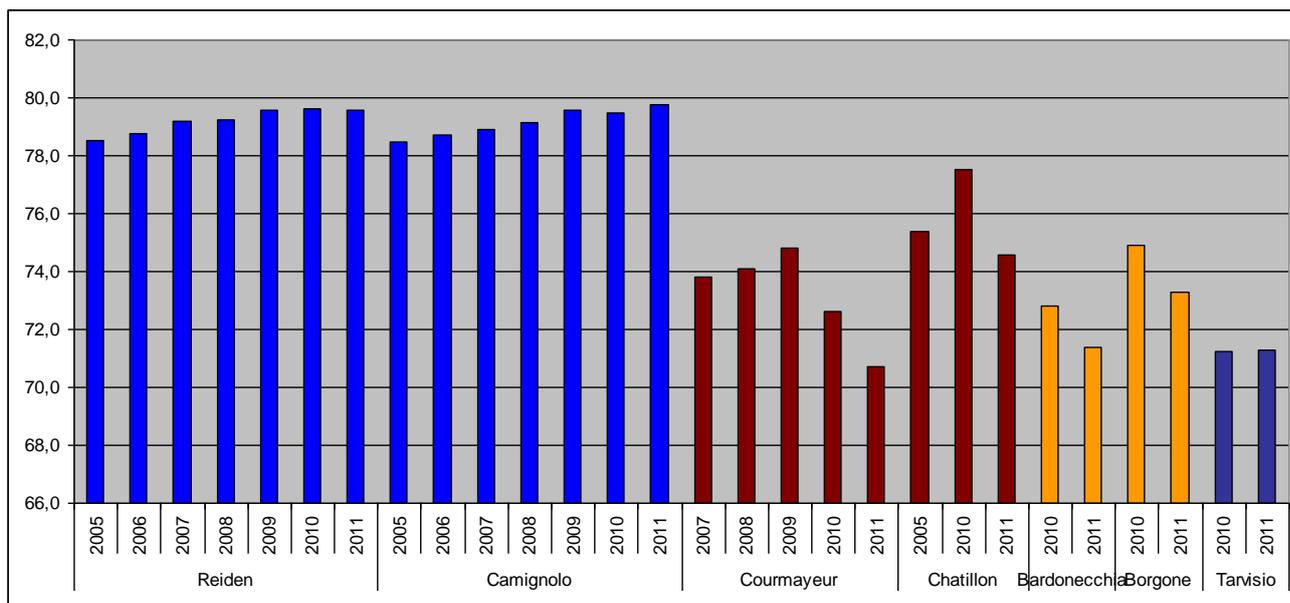


Figura 57: L_{DEN} annuale misurato durante il Progetto iMONITRAF! e negli anni di riferimento.

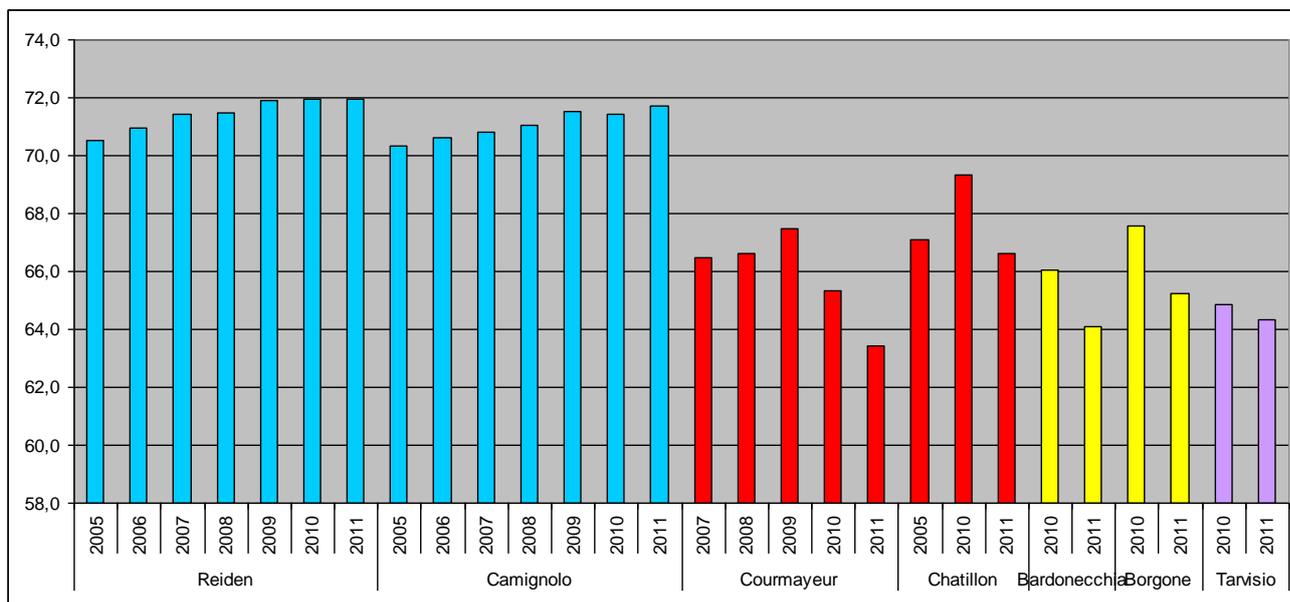


Figura 58: L_N annuale misurato durante il Progetto iMONITRAF! e negli anni di riferimento.

8.6 Conclusioni

I valori misurati nei punti di misura di Reiden e Camignolo sono più alti degli altri a causa del grande numero di veicoli leggeri, che compongono il traffico locale, transitanti in queste due località.

Tutte le misure sono state condotte in accordo con le linee guida scritte e approvate da tutti i partner al progetto che assicurano misure confrontabili tra diversi corridoi. Ogni livello misurato è normalizzato alla distanza fissata di 10 metri dal bordo della corsia più esterna della strada e ad un'altezza di 4 metri.

Si deve notare che i livelli sonori registrati negli anni di riferimento, antecedenti all'inizio del Progetto iMONI-TRAF!, sono stati ottenuti prima della creazione delle linee guida e, pertanto, utilizzando metodologia di misura differenti.

I partner del progetto hanno concordato l'esecuzione di almeno una misura per stagione, in modo da avere lo stesso numero minimo di misure per ogni corridoio.

Per queste ragioni i livelli indicati sono un ottimo indice della reale remissività di ogni infrastruttura.

Si deve notare che presso il punto di misura di Courmayeur vi è una strada a due corsie con pendenza molto accentuata mentre tutti gli altri punti di misura sono posti in prossimità di autostrade con quattro corsie di marcia e terreno praticamente piatto.

Nell'ultimo anno è possibile osservare una riduzione dei livelli di rumore di circa 2 dB per i corridoi del Piemonte e della Valle d'Aosta. I livelli misurati negli anni del progetto in Svizzera e a Tarvisio non hanno mostrato differenze significative con quelli registrati precedentemente.



Contatti:

Giordano Pession
ARPA Valle d'Aosta
gi.pession@arpa.vda.it

Jacopo Fogola
ARPA Piemonte
j.fogola@arpa.piemonte.it

Matthias Wagner
EURAC research
matthias.wagner@eurac.edu

Marco Andretta
Cantone Ticino
marco.andretta@ti.ch

Fulvio Stel
ARPA Friuli Venezia Giulia
fulvio.stel@arpa.fvg.it