
PROGETTO PER LA VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI SULLA QUALITÀ DELL'ARIA PROVOCATI DAGLI STABILIMENTI DI PRODUZIONE DELL'ACCIAIO

REPORT FINALE



MARZO 2018



Hanno collaborato alla realizzazione del progetto:

Per ARPA Valle d'Aosta:

Devis Panont (Direzione Tecnica - Area Operativa Impatti e Rischi Industriali)

Alessandra Brunier (Sezione Laboratorio chimico)

Tiziana Magri, Giordano Pession, Claudia Tarricone (Sezione Aria e Atmosfera)

Per ARPA Umbria:

Caterina Austeri (Servizio Ispezione Controllo e Valutazione)

Mara Galletti (Servizio Attività analitica Aria-Centro Diossine)

Marco Vecchiocattivi (Servizio Ispezione Controllo e Valutazione)

Per ARPA Veneto:

Ugo Pretto, Antonio Carollo, Francesca Mello, Pietro Barazza (Dipartimento Provinciale di Vicenza - Servizio Stato dell'Ambiente)

Francesca Liguori (Direzione Tecnica - Servizio Osservatorio Aria)

Gianmaria Formenton (Dipartimento Regionale Laboratori)



Sommario

Sommario	2
1. Premessa.....	4
2. Acciaierie, territorio, ambiente.....	5
2.1. L'industria siderurgica in Italia.....	5
2.2. Sviluppo industriale e compatibilità ambientale.....	7
2.3. La normativa AIA-IPPC e le migliori tecniche disponibili.....	7
3. Descrizione degli stabilimenti produttivi e dei relativi contesti territoriali.....	8
3.1. Aosta – Cogne Acciai Speciali S.p.a. (CAS).....	8
3.2. Terni – Acciai Speciali Terni S.p.a. (AST).....	9
3.3. Vicenza – Acciaierie Beltrame S.p.a. (AFV) e Acciaierie Valbruna S.p.a.....	10
Acciaierie Beltrame S.p.a. (AFV).....	10
Acciaierie Valbruna S.p.a.	11
4. Indicatori del processo produttivo.....	11
4.1. Indicatori ambientali specifici per la valutazione dell'applicazione delle BAT.....	13
5. Descrizione delle campagne di monitoraggio.....	14
5.1. Siti di monitoraggio.....	15
5.1.1. Aosta.....	18
5.1.2. Terni.....	19
5.1.3. Vicenza.....	20
5.2. Protocollo di misura.....	21
5.3. Applicazione del protocollo di monitoraggio.....	22
5.4. Valori di riferimento.....	24
6. Risultati dei monitoraggi.....	25
6.1. PM10.....	25
6.2. PM2.5.....	30
6.3. Deposizione atmosferica totale.....	33
6.4. Nichel.....	35
6.5. Cromo.....	39
6.6. Altri metalli costituenti degli acciai speciali.....	40
6.7. Metalli costituenti della scoria.....	41



6.8. Metalli contaminanti del rottame.....	42
6.9. Diossine e furani (PCDD/F).....	44
6.10. IPA nel PM10.....	46
7. Confronto tra i valori misurati nei siti di massima ricaduta e di minima ricaduta.....	47
7.1. PM10 e deposizione totale.....	47
7.2. Nichel e cromo.....	48
7.3. Altri metalli costituenti degli acciai speciali.....	50
7.4. Calcio e magnesio.....	50
7.5. Metalli contaminanti del rottame.....	51
8. Stima quantitativa delle emissioni diffuse di polveri.....	51
8.1. Influenza delle emissioni diffuse sulle deposizioni atmosferiche.....	51
8.2. Influenza delle diverse sorgenti emissive sui valori di deposizione del sito industriale di massima ricaduta.....	52
8.3. Stima del valore di deposizione totale provocato dalle emissioni convogliate.....	54
8.4. Stima del valore di deposizione totale provocato dalle emissioni diffuse.....	54
8.5. Stima quantitativa del flusso di emissione diffusa di polveri.....	55
8.6. Precisazioni.....	59
9. Conclusioni.....	59
BIBLIOGRAFIA.....	63



1. Premessa

L'obiettivo del progetto è quello di definire un metodo per la valutazione degli impatti sull'inquinamento atmosferico provocati dagli impianti di produzione dell'acciaio di seconda fusione con riferimento agli inquinanti emessi in relazione al processo produttivo e alle tipologie di acciaio prodotte.

Nel progetto sono stati presi in considerazione impianti soggetti ad Autorizzazione Integrata Ambientale di competenza regionale.

L'attenzione è stata focalizzata sugli impatti relativi al particolato aerodisperso e ai microinquinanti in esso contenuti, ovvero metalli, Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) e diossine e furani (PCDD/F), considerando le emissioni complessive degli impianti, sia quelle convogliate che quelle diffuse.

Il progetto si basa su un approccio integrato, che coinvolge le misure dirette di inquinanti aerodispersi e deposizioni, i monitoraggi degli impianti in ambito AIA-IPPC, la modellistica diffusionale.

Il progetto è stato sviluppato secondo le seguenti fasi:

- definizione di un protocollo di monitoraggio;
- applicazione del monitoraggio a diverse realtà territoriali in cui insistono stabilimenti di produzione dell'acciaio;
- valutazione e confronto dei risultati dei monitoraggi nei singoli contesti territoriali.

Il progetto ha coinvolto le seguenti ARPA, che operano in città in cui sono presenti stabilimenti di produzione di acciai speciali soggetti ad autorizzazione AIA di competenza regionale:

- ARPA Valle d'Aosta
- ARPA Umbria – dipartimento di Terni
- ARPA Veneto – dipartimento di Vicenza.

Nell'ambito del progetto è stata attivata una convenzione tra ARPA VdA e ARPA Umbria per la conduzione dello studio modellistico di dispersione degli inquinanti in aria e per la determinazione analitica di PCDD/F sui filtri di particolato PM10 (vedi Allegato 1).

Nel diagramma seguente viene illustrata la cronologia delle fasi di attuazione del progetto.



	2014					2015							2016						2017	
	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	
Presentazione del progetto (convegno di Terni*)																				
Predisposizione del protocollo di monitoraggio																				
Predisposizione convenzione ARPA VdA/ARPA Umbria																				
Conduzione dei monitoraggi																				
Analisi chimiche di laboratorio																				
Studio modellistico di dispersione																				
Analisi dati e report finale																				

* Vedi Allegato 2

Si precisa che il progetto è stato portato avanti nell'ambito delle attività istituzionali delle ARPA, grazie all'impegno e alla disponibilità del personale tecnico operante presso le agenzie, non potendo disporre di risorse umane ed economiche dedicate in maniera esclusiva al progetto stesso.

2. Acciaierie, territorio, ambiente

2.1. L'industria siderurgica in Italia

Il settore siderurgico rappresenta uno dei principali settori produttivi su cui si fonda l'economia nazionale di un Paese ed è essenziale per garantire la competitività nel mercato globale e la disponibilità di posti di lavoro.

I prodotti in acciaio sono infatti ampiamente utilizzati in vari ambiti produttivi, tra cui l'edilizia, la meccanica, l'automotive, la produzione di elettrodomestici, la cantieristica navale, i trasporti.

Il settore siderurgico concorre direttamente alla produzione manifatturiera del nostro paese per il 5% e indirettamente per il 35% tenendo conto dei settori utilizzatori di prodotti siderurgici.

L'industria siderurgica comprende due diversi cicli produttivi: il ciclo integrato e il ciclo con forno elettrico. Il ciclo integrato prevede la produzione di ghisa e acciaio da minerali di ferro e carbon fossile, materie prime importate dall'estero. Nel ciclo con forno elettrico la materia prima principale è invece costituita dai rottami ferrosi che derivano dai prodotti in acciaio che hanno terminato il loro ciclo di vita: 2/3 dei rottami provengono dalla raccolta nazionale e 1/3 viene importato dall'estero.

In ambito europeo, l'Italia è il secondo produttore di acciaio dopo la Germania, con una quota del 14% della produzione europea complessiva. Rispetto ad altri paesi europei, la produzione di acciaio in Italia è caratterizzata dalla predominanza del ciclo con forno elettrico (70% da forno elettrico e 30% da ciclo integrato), risultando così il primo produttore europeo di acciaio da forno elettrico.

Gli stabilimenti di produzione a ciclo integrato attualmente attivi in Italia sono due: l'ILVA di Taranto e La Ferriera di Trieste (la storica acciaieria Lucchini di Piombino è in fase di riconversione a forno elettrico). Le città italiane in cui sono presenti acciaierie con forno elettrico sono le seguenti: Aosta, Bergamo, Bolzano, Brescia, Catania, Cremona, Cuneo, Padova, Potenza, Reggio Emilia, Torino, Terni, Trento, Udine, Varese, Verona, Vicenza (Figura 1).



Figura 1 - Impianti di produzione acciaio in Italia (Federacciai, 2014)

La Commissione Europea riconosce l'importanza strategica dell'industria di produzione dell'acciaio ed ha annunciato nel 2012 l'intenzione di rilanciare il settore siderurgico europeo promuovendo un "Piano d'azione per una siderurgia europea competitiva e sostenibile" (comunicazione CE COM/2013/0407).



Si tratta sicuramente di una sfida ambiziosa, considerando la necessità prioritaria di recuperare competitività commerciale con paesi quali Cina, India, Russia, Turchia, dove gli standard ambientali e di sicurezza richiesti sono decisamente meno restrittivi di quelli europei, con le relative ripercussioni sui costi di produzione.

2.2. Sviluppo industriale e compatibilità ambientale

Le acciaierie sono industrie generalmente molto radicate nel territorio, spesso caratterizzate da una storia cominciata in Italia ai primi del 900, agli albori dello sviluppo industriale, e proseguita con successive ristrutturazioni in risposta alle esigenze del mercato. Le acciaierie hanno spesso avuto un ruolo importante nello sviluppo urbanistico delle realtà territoriali in cui sono insediate, con la creazione di interi quartieri destinati a dare alloggio agli operai impiegati negli stabilimenti, e con la conseguente crescita dei servizi e delle attività commerciali.

L'evoluzione della politica ambientale, che risponde all'esigenza di uno sviluppo industriale sostenibile e compatibile con la protezione della salute umana e dell'ambiente, ha portato negli ultimi decenni a un cambiamento di prospettiva nel rapporto industria-territorio.

Se l'industria di produzione dell'acciaio riveste ancora oggi un ruolo molto importante nell'economia, sia per il ruolo strategico nei confronti degli altri settori dell'industria, sia per le ricadute occupazionali dirette, le acciaierie sono tuttavia riconosciute come una delle industrie potenzialmente più inquinanti, e per quanto riguarda l'aria sono responsabili di impatti rilevanti a livello locale per l'emissione di sostanze molto tossiche per la salute umana quali polveri, metalli pesanti, PCDD/F, IPA, ossidi di azoto.

Il caso dell'ILVA di Taranto, esempio di difficile compatibilità tra sviluppo industriale e protezione della salute e dell'ambiente, ha portato alla ribalta la forte necessità di disporre di strumenti di valutazione oggettivi ed efficaci per individuare e prevenire situazioni di inquinamento ambientale e di impatto sulla salute umana.

È una necessità che coinvolge molte altre realtà territoriali a livello nazionale, interessate dalla presenza di stabilimenti di produzione dell'acciaio.

2.3. La normativa AIA-IPPC e le migliori tecniche disponibili

In Europa gli impianti di produzione dell'acciaio sono soggetti alla normativa AIA-IPPC che è disciplinata dalla parte seconda titolo III-bis del Dlgs 152/06, modificata a seguito dell'entrata in



vigore del Dlgs 46 del 04/03/2014, recepimento della direttiva 2010/75/UE (la cosiddetta “direttiva IED”).

La normativa AIA-IPPC prevede il conseguimento di un elevato livello di protezione dell’ambiente nel suo complesso con l’applicazione delle BAT.

L’adozione delle BAT deve avvenire in condizioni economicamente e tecnicamente valide nell’ambito del pertinente comparto industriale e il gestore deve potersi avere accesso a condizioni ragionevoli. La scelta delle migliori tecniche è compiuta dal gestore dell’impianto, di concerto con l’autorità competente, tenendo conto dell’analisi dei costi e dei benefici risultanti dall’applicazione delle stesse (DM 31/01/2005 - “Emanazione di linee guida per l’individuazione e l’utilizzazione delle migliori tecniche disponibili”).

Il quadro normativo IPPC si configura come un percorso di ricerca dello sviluppo sostenibile, in cui viene perseguita l’integrazione tra ambiente, società ed economia come dimensioni tra loro strettamente collegate.

Le autorizzazioni AIA rilasciate alle acciaierie sono per forza di cose mirate alla condizione tecnico-economica dell’insediamento industriale e al contesto territoriale in cui opera. I monitoraggi ambientali condotti all’esterno degli stabilimenti sono spesso parte integrante delle autorizzazioni AIA e sono finalizzati a conoscere sia lo stato dell’ambiente che l’efficacia delle azioni di contenimento delle emissioni inquinanti consentendo di disporre di informazioni utili per individuare opportune prescrizioni in sede di rinnovo e aggiornamento dell’AIA.

3. Descrizione degli stabilimenti produttivi e dei relativi contesti territoriali

3.1. Aosta – Cogne Acciai Speciali S.p.a. (CAS)

Nel territorio urbano di Aosta è presente lo stabilimento produttivo Cogne Acciai Speciali che produce acciai inossidabili, acciai per valvole, acciai per utensili e acciai da costruzione di media e alta lega.

La costruzione dello stabilimento è stata avviata nel corso della prima guerra mondiale, quando la domanda di acciaio per motivi bellici incontrava la disponibilità di risorse locali costituite dalla magnetite delle miniere di Cogne, dal carbone delle miniere di La Thuile e dall’energia idroelettrica. L’acciaieria ha avuto un ruolo fondamentale nello sviluppo urbanistico e demografico della città di Aosta che prima della seconda guerra mondiale contava solo 7000 abitanti, saliti a 24000 nel 1951, dei quali circa 10000 occupati nello stabilimento (Moretto L., 2002).



Ancora oggi la Cogne recita un ruolo importante nell'economia valdostana, contando circa 1000 occupati, pari al 22% del settore manifatturiero regionale.

L'acciaio viene prodotto a partire dalla fusione mediante forno ad arco elettrico (EAF) di rottame di acciaio selezionato. L'acciaio fuso viene affinato mediante processo AOD (Argon Oxygen Decarburization) e successivamente avviato alla colata continua per la produzione di barre. Le barre di acciaio vengono sottoposte a trattamento termico e a laminazione fino ad ottenere le vergelle di acciaio. Prima della commercializzazione le vergelle vengono sottoposte a trattamento superficiale di decapaggio.

L'Autorizzazione Integrata Ambientale è stata rilasciata per la prima volta nel 2007 (PD n. 4446 del 26/10/2007) ed è stata successivamente rinnovata nel 2012 (PD n. 6011 del 28/12/2012).

In occasione del rinnovo dell'AIA del 2012 è stato approvato un piano di interventi per il contenimento delle emissioni in atmosfera di polveri sia convogliate che diffuse in linea con le prestazioni previste dalle BAT, da attuare secondo un cronoprogramma mirato. Successivamente, con PD n. 161 del 25/01/2016, è stato approvato un aggiornamento integrativo del cronoprogramma che prevede ulteriori azioni di contenimento.

3.2. Terni – Acciai Speciali Terni S.p.a. (AST)

Nel territorio urbano di Terni è presente lo stabilimento produttivo Acciai Speciali Terni S.p.a., che produce acciai inossidabili e al carbonio, in forma di bramme, coils, laminati piani, tubi e fucinati.

Il primo insediamento siderurgico risale al 1884; destinato alla fabbricazione di materiale bellico, lo stabilimento viene ampliato ed ammodernato nei primi anni del '900; le due guerre mondiali portano un incremento dell'attività produttiva dell'acciaieria, che però subisce ingenti danni durante i bombardamenti del 1944; nel secondo dopoguerra lo stabilimento abbandona la produzione militare e passa a quella degli acciai per uso civile; un ulteriore ammodernamento degli impianti con ampliamento della capacità produttiva avviene negli anni '70 del secolo scorso.

L'acciaieria ha sempre segnato le vicende lavorative e sociali dell'area urbana di Terni trasformandola da centro rurale a città operaria; nei suoi oltre 130 anni di attività ha influenzato l'ambiente e il territorio circostante.

L'acciaio viene prodotto a partire dalla fusione di rottame selezionato con 2 forni ad arco elettrico (EAF). L'acciaio fuso viene affinato nei 2 impianti AOD e nell'impianto VOD (Vacuum Oxygen Degassing) e successivamente avviato agli impianti di colata continua (CCO) per la produzione di



bramme. Lo stabilimento è dotato di impianti di laminazione a caldo e a freddo, di linee di ricottura brillante e linee di ricottura e decapaggio (LAC e LAF). Nel sito sono inoltre presenti le attività di servizio tra cui particolare impatto dal punto di vista ambientale rivestono il cosiddetto “parco scorie”, gli impianti di trattamento rifiuti e reflui interni allo stabilimento e la discarica sociale. L’Azienda gestisce anche un tubificio e un centro di finitura dei coils, situati in altra localizzazione rispetto allo stabilimento qui descritto.

La vigente Autorizzazione Integrata Ambientale è stata rilasciata nel 2010 (D.D. Regione Umbria n. 1986 del 10/03/2010); integrata e modificata nel corso del tempo è attualmente in fase di riesame.

3.3. Vicenza – Acciaierie Beltrame S.p.a. (AFV) e Acciaierie Valbruna S.p.a.

Nel territorio urbano di Vicenza sono presenti due stabilimenti produttivi, insediati nella zona industriale ovest e vicini tra loro.

Acciaierie Beltrame S.p.a. (AFV)

L’area in cui sorge lo stabilimento delle AFV Acciaierie Beltrame S.p.A. si trova nella Zona Industriale ovest del Comune di Vicenza. Confina verso Nord - Ovest con Viale della Scienza, verso Nord - Est con il raccordo ferroviario, verso Sud - Est con Viale della Siderurgia, Verso Sud - Ovest con Via Tagliamento (Altavilla Vicentina). Tra il parcheggio auto e automezzi e l’area produttiva scorre il fiume Retrone.

La superficie fondiaria dell’azienda è di circa 276.500 m² di cui circa 78.200 m² coperti da fabbricati, capannoni e tettoie. Sono impiegati circa 600 dipendenti.

Tutte le attività eseguite nell’area produttiva sono finalizzate alla produzione di profilati mercantili medio leggeri in acciaio di qualità.

Queste possono essere suddivise nei seguenti processi:

- fusione di rottami di acciaio, affinazione e colata in continuo con produzione di semiprodotto (bramme e billette);
- riscaldamento e laminazione dei semilavorati per la realizzazione del prodotto finito; confezionamento e stoccaggio del prodotto pronto alla consegna.

La ditta è stata autorizzata con decreto AIA n. 2 del 16 giugno 2009 rilasciato dalla Provincia di Vicenza.

Nel mese di novembre 2017 è stata ultimata l’istruttoria del riesame da parte della Provincia di Vicenza che rilascerà a breve il nuovo decreto autorizzativo.



Acciaierie Valbruna S.p.a.

Nel 1925 Ernesto Gresele fonda la AVEG (Acciaierie Valbruna Ernesto Gresele), una piccola azienda specializzata in fucinati posta poco fuori il centro di Vicenza (viale Mazzini). La produzione di acciai speciali inizia nel 1939 e continua a tutt'oggi. Dal 1946 al 1950, dopo la completa distruzione dai bombardamenti, l'azienda viene ricostruita ed ampliata.

Nel 1972 viene spostata nella nuova sede, nella zona industriale Ovest di Vicenza.

Le Acciaierie Valbruna S.p.A. è un'azienda dedicata alla produzione di acciai inossidabili, leghe speciali e titanio. Le lavorazioni che si svolgono nello stabilimento sono finalizzate alla produzione di:

- acciai inossidabili austenitici, ferritici e martensitici;
- acciai basso e medio legati;
- superleghe.

I prodotti sono forniti al mercato sotto forma di barre e rotoli. In barre vengono forniti tondi, quadri, esagoni, angolari, tondi nervati di varie misure; in rotoli vengono forniti tondi di varie misure.

L'area occupata ha una superficie di 294.000 m², di cui 184.000 m² coperti, mentre la rimanente superficie è costituita da 86.000 m² di piazzali e strade asfaltate e da 14.000 m² di area verde.

Sono impiegati nello stabilimento di Vicenza circa 1000 dipendenti.

La ditta è autorizzata con AIA n.9 del 23-10-2014 rilasciata dalla Provincia di Vicenza.

4. Indicatori del processo produttivo

Nel presente paragrafo viene condotta una breve descrizione dei tre stabilimenti considerati nel progetto attraverso il confronto di specifiche caratteristiche impiantistiche e di alcuni indicatori ambientali e di processo. Il confronto viene condotto in riferimento alle emissioni di polveri, considerato l'inquinante più critico per l'impatto in aria dei processi di produzione dell'acciaio e ai processi di fusione del rottame di acciaio in forno EAF e di trattamento delle scorie, considerati i principali responsabili delle emissioni di polveri nell'ambito dell'intero ciclo produttivo.

Tabella 1 – Caratteristiche degli impianti e dei processi

Indicatore	CAS Aosta	AST Terni	AFV Vicenza	Valbruna Vicenza
Principali tipologie di acciaio prodotte	Acciai austenitici, martensitici, ferritici	Acciai austenitici, martensitici, ferritici, acciai al carbonio	Acciai da costruzione	Acciai inossidabili austenitici, ferritici e martensitici; acciai basso e medio legati; superleghe
Capacità nominale forni fusori EAF	80 t	330 t (155 t + 175 t)	150 t	60 t (50 t + 10 t)
Tecniche di captazione delle emissioni dalla fase di fusione	Aspirazione dal 4° foro + cappa secondaria	Aspirazione dal 4° foro + dog house + cappa secondaria	Aspirazione dal 4° foro + elephant house	Aspirazione dal 4° foro + dog house + cappa secondaria
Numero di camini dotati di misuratori in continuo delle emissioni di polveri	5	5	1 (prescritta installazione entro 31-12-2018)	2 (prescritti rispettivamente entro il 31-12-2016 ed entro il 31-12-2020)
Tecniche di captazione e contenimento delle emissioni dalla fase di trattamento scorie	Presenza di edificio chiuso dotato di sistema di aspirazione e abbattimento dell'aria ambiente; umidificazione costante delle vie di transito	Piazzole di raffreddamento chiuse e dotate di sistema di nebulizzazione acque "dry-fog"; utilizzo di borace in fase di fusione; umidificazione delle vie di transito	Piazzole di stoccaggio interno dove è definitivamente raffreddata con acqua per mezzo di impianti a pioggia	Edificio coperto con un sistema di abbattimento mediante nebulizzazione dell'acqua in prossimità dello scarico mezzi

Tabella 2 – Confronto tra indicatori ambientali e di processo

Indicatore	Unità di misura	CAS Aosta	AST Terni	AFV Vicenza	Valbruna Vicenza
Quantità di acciaio liquido spillato (anno 2016)	t/anno	212.119	975.230	861.253*	132.309**
Quantità di polverino da trattamento fumi prodotto (anno 2016)	t/anno	4.961	25.723	18.807*	2.221**
Portata nominale di aspirazione emissioni da fase di fusione (primaria+secondaria)	Nm ³ /h	1.385.000	4.000.000	1.406.299*	688.668**
Quantità di scorie prodotte (anno 2016)	t/anno	62.964	313.810	99.597*	43.040**
Portata nominale di aspirazione emissioni da processo di trattamento scorie	Nm ³ /h	185.000	Aspirazione non presente	Aspirazione non presente	Aspirazione non presente



Emissione totale in aria di polveri (media 2013/2015)	t/anno	8,2	34,7	10,7 (anno 2015)	14,1 (anno 2015)
---	--------	-----	------	------------------	------------------

* fonte: report 2016 della ditta AFV Acciaierie Beltrame Spa

** fonte: report 2016 della ditta Acciaierie Valbruna

4.1. Indicatori ambientali specifici per la valutazione dell'applicazione delle BAT

Sulla base dei dati riportati nel paragrafo precedente è possibile calcolare alcuni indicatori ambientali specifici i cui valori vengono confrontati con il range di valori riportato nel documento Best Reference Document (Bref) di settore (Tabella 3). I valori riportati nel Bref descrivono uno stato dell'arte degli stabilimenti che producono acciaio al carbonio e acciai speciali in Europa alla data di pubblicazione del documento (2013).

Il confronto degli indicatori di sintesi permette di dedurre informazioni utili sulla capacità di captazione e abbattimento degli inquinanti aeriformi in relazione all'adozione di tecniche e impianti progettati e costruiti secondo le BAT.

Tabella 3 – Indicatori ambientali specifici delle acciaierie a confronto con i valori riportati nel documento Bref di settore

Indicatore	Unità di misura	CAS Aosta	AST Terni	AFV Vicenza	Valbruna Vicenza	Bref europeo
Quantità di polvere emessa dai camini per tonnellata di acciaio liquido spillato (intero ciclo produttivo)	g/t	39	36	12	107	4÷300 (EAF only)
Volume di effluente gassoso aspirato per tonnellata di acciaio liquido spillato	Nm ³ /t	33.953	25.430	8.145	24.562	8.000÷10.000
Quantità di polverino prodotto per tonnellata di acciaio liquido spillato	kg/t	23	26	22	17	10÷30
Quantità di polverino prodotto per Nm ³ aspirato	g/Nm ³	0,7	1,0	2,7	0,7	1,0÷3,7
Quantità di scorie prodotte per tonnellata di acciaio liquido spillato	kg/t	296	322	116	325	110÷180 (carbon steel) 290÷335 (alloyed steel)



Dal confronto emerge che:

- la quantità di polvere emessa attraverso i camini dalle diverse acciaierie risulta molto variabile per le singole acciaierie, come del resto è ampio il range riportato nelle BAT (4÷300 g/t); solo per CAS e AST i valori sono confrontabili tra loro;
- il volume di effluente gassoso aspirato per tonnellata di acciaio prodotto è confrontabile per le acciaierie che producono acciai speciali (alloyed steel) e sensibilmente superiore al range riportato nelle BAT, mentre nel caso dell'acciaieria AFV di Vicenza il valore rientra nel range indicato dalle BAT; questo induce a ipotizzare che gli impianti di aspirazione adottati dalle tre acciaierie che producono acciai speciali sono potenzialmente meglio progettati rispetto alla media degli impianti in Europa;
- la quantità di polverino prodotto è piuttosto simile per le diverse acciaierie e rientra nel range indicato nelle BAT;
- la quantità di polverino prodotto per Nm³ aspirato risulta più alto per AFV-Vicenza rispetto alle altre acciaierie e il valore relativo ad AST-Terni corrisponde al valore minimo del range riportato nel Bref; nel caso di CAS-Aosta e Valbruna-Vicenza invece i valori sono inferiori al di sotto del range del Bref, inducendo a ipotizzare che in questi casi la captazione delle polveri non sia ottimale e provochi l'emissione di polveri per via diffusa;
- per quanto riguarda la produzione di scorie i valori sono confrontabili tra loro per le acciaierie che producono acciai speciali e sono in ogni caso tutti coerenti con i range indicati nel Bref in relazione alle diverse tipologie di acciaio prodotto.

5. Descrizione delle campagne di monitoraggio

I monitoraggi sono stati condotti secondo un protocollo condiviso nel quale sono stati individuati i criteri per la scelta dei siti di misura, gli inquinanti da misurare e i metodi di misura da adottare.

Adottare criteri di monitoraggio comuni è fondamentale per poter disporre di una base dati confrontabile per la valutazione degli impatti delle diverse acciaierie rispetto al relativo contesto ambientale e dell'efficacia delle tecniche di contenimento delle emissioni adottate.



5.1. Siti di monitoraggio

Per la scelta dei siti è stato preso a riferimento quanto previsto dal Dlgs 155/2010 Allegato 3, che prevede che “al fine di valutare l’influenza delle fonti industriali devono essere confrontati i dati rilevati da almeno una stazione installata nei siti urbani o suburbani interessati da tali fonti con le concentrazioni di fondo relative agli stessi siti”.

Il protocollo prevede che i siti di misura vengano individuati sulla base di uno studio modellistico di dispersione delle emissioni di polveri dei principali processi produttivi dello stabilimento, costituiti dal processo di fusione e affinazione a caldo del rottame di acciaio e dal processo di trattamento delle scorie, valutando le ricadute sia delle emissioni convogliate che delle emissioni diffuse.

L’obiettivo dello studio modellistico è l’individuazione delle aree di ricaduta e la classificazione del territorio in aree a diversi livelli di ricaduta, individuando in particolare:

- aree di massima ricaduta delle emissioni;
- aree di minima ricaduta delle emissioni.

Una volta definite le diverse aree di ricaduta sulla base dello studio modellistico, in ogni dominio di studio sono state individuate tre tipologie di siti di monitoraggio:

- un sito di massima ricaduta, localizzato all’interno dell’area di massima ricaduta, in zone abitate o comunque normalmente frequentate dal pubblico, al fine di valutare l’esposizione della popolazione;
- un sito di minima ricaduta, localizzato in una zona urbana all’interno dell’area di minima ricaduta, nel quale l’impatto delle fonti urbane risulta prevalente rispetto alla fonte industriale;
- un sito di controllo, posto in area urbana, generalmente in una località diversa rispetto a quella in cui insiste lo stabilimento industriale, ad una distanza tale da poter escludere qualsiasi impatto delle emissioni dello stabilimento stesso sulla qualità dell’aria e in cui le fonti di inquinamento urbane (traffico e riscaldamento) hanno un impatto confrontabile con quello della zona urbana in cui è posto il sito di minima ricaduta.

Nella

Tabella 4 sono riassunti i criteri di scelta dei siti di monitoraggio.

Tabella 4 – Criteri di scelta dei siti di monitoraggio

Tipologia di sito di misura	Definizione Dlgs 155/2010	Localizzazione
Sito di massima ricaduta	Stazione di misurazione industriale	Posto nelle vicinanze dello stabilimento industriale all'interno della zona definita di massima ricaduta delle emissioni dell'acciaieria sulla base della simulazione modellistica
Sito di minima ricaduta	Stazione di misurazione di fondo urbano	Posto in area urbana comunque prossima allo stabilimento industriale, definita di minima ricaduta delle emissioni dell'acciaieria sulla base della simulazione modellistica
Sito di controllo	Stazione di misurazione di fondo urbano	Posto in area urbana, generalmente in una località diversa rispetto a quella in cui insiste lo stabilimento industriale, ad una distanza tale da poter escludere qualsiasi impatto delle emissioni dello stabilimento stesso sulla qualità dell'aria e in cui le fonti di inquinamento urbane (traffico e riscaldamento) hanno un impatto confrontabile con quello della zona urbana in cui è posto il sito di minima ricaduta

Per quanto riguarda la scelta dei siti di “massima ricaduta”, nel caso di Terni ed Aosta, in cui l'acciaieria è posta a poche centinaia di metri dal centro della città, essi sono stati localizzati al confine dei rispettivi stabilimenti industriali, all'interno rispettivamente di un quartiere abitato della città di Terni (Prisciano) e di una zona commerciale e di servizi della città di Aosta (La Pépinière). Nel caso di Vicenza, in cui le due acciaierie sono poste in una zona periferica della città, al fine di valutare l'esposizione della popolazione alle ricadute delle emissioni dell'acciaieria, il sito di monitoraggio è stato localizzato all'interno del nucleo a maggiore densità abitativa presente nell'area di massima ricaduta (Altavilla Vicentina).

Nel caso di Vicenza, pertanto, è più opportuno parlare di “sito urbano con ricaduta industriale”.

Nella Tabella 5 seguente vengono indicati i siti di monitoraggio adottati dalle ARPA che hanno partecipato al progetto di monitoraggio, individuati secondo i criteri fin qui illustrati.

Si tratta di siti già compresi nella rete di monitoraggio della qualità dell'aria adottata istituzionalmente dalla singole ARPA e individuati sulla base di studi modellistici delle emissioni dei relativi stabilimenti produttivi.

Tabella 5 – Specifiche dei siti di monitoraggio del progetto

	Tipologia	Sigla	Denominazione estesa	Classificazione Dlgs 155/2010	Distanza in linea d'aria dall'acciaiera (forno fusorio EAF)	Inquinanti misurati
Aosta	Sito di massima ricaduta	AO-PEP	Aosta, Pépinière	Industriale	0,5 km	PM10, metalli, IPA, PCDD/F, deposizioni atmosferiche
	Sito di minima ricaduta	AO-LIC	Aosta, Via Liconi	Fondo urbano	2,1 km	PM10, PM2.5, metalli, IPA, PCDD/F, deposizioni atmosferiche
	Sito di controllo	VDA-VER	Verrés, Via F.lli Artari	Fondo urbano	30 km	PM10, metalli, IPA, PCDD/F, deposizioni atmosferiche
Terni	Sito di massima ricaduta	TR-P	Terni, Prisciano	Industriale	0,8 km	PM10, PM2.5, metalli, IPA, PCDD/F, deposizioni atmosferiche
	Sito di minima ricaduta	TR-BR	Terni, Borgo Rivo	Fondo urbano	4,5 km	PM10, PM2.5, metalli, IPA, PCDD/F, deposizioni atmosferiche
	Sito di controllo	PG-C	Perugia, Cortonese	Fondo urbano	60 km	PM10, PM2.5, metalli, IPA, PCDD/F, deposizioni atmosferiche
Vicenza	Sito urbano con ricaduta industriale	VI-AV	Vicenza, Altavilla Vicentina	Industriale/urbano	3 km	PM10, PM2.5, metalli, IPA, PCDD/F, deposizioni atmosferiche
	Sito di minima ricaduta	VI-FER	Vicenza Ferrovieri	Fondo urbano	5 km	PM10, metalli, IPA, deposizioni atmosferiche
	Sito di controllo	VI-QI	Vicenza, Quartiere Italia	Fondo urbano	8 km	PM10, PM2.5, metalli, IPA, PCDD/F, deposizioni atmosferiche

5.1.1. Aosta



Figura 2 – Siti di monitoraggio in Aosta

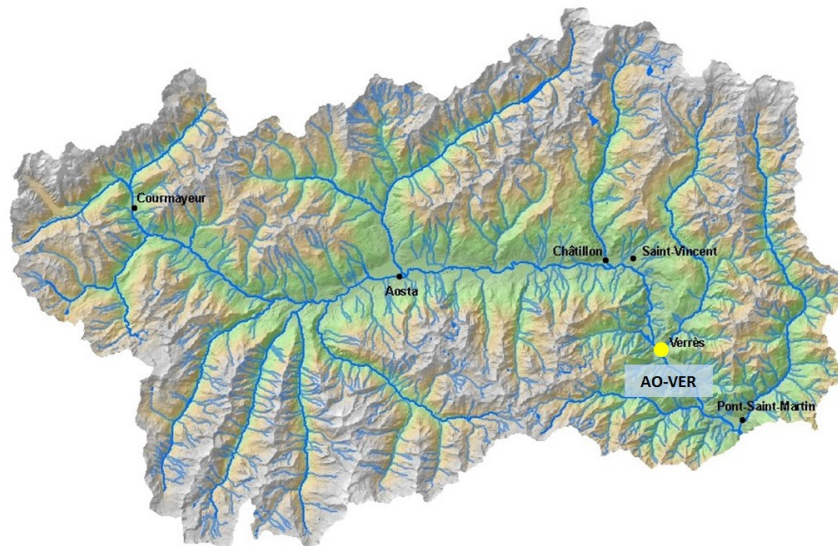


Figura 3 – Localizzazione del sito di monitoraggio di Verres

5.1.2. Terni



Figura 4 – Siti di monitoraggio a Terni

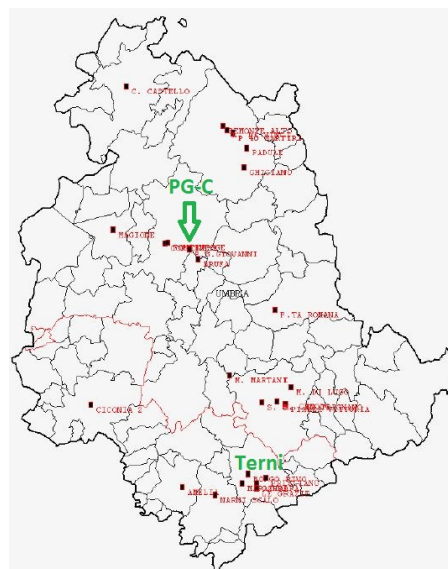


Figura 5 – Localizzazione del sito di monitoraggio di Perugia-Cortonese

5.1.3. Vicenza

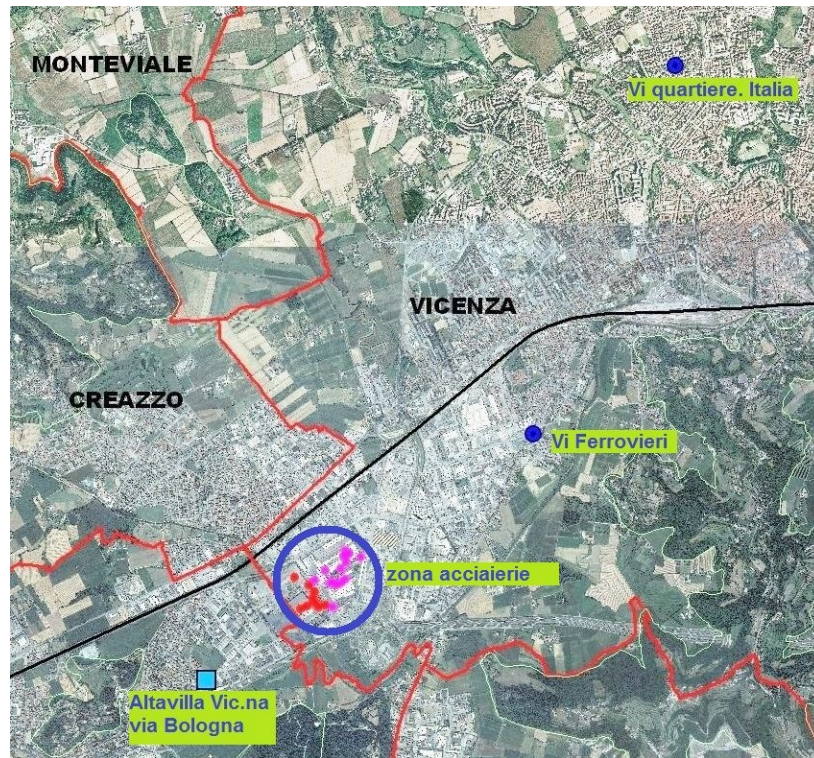


Figura 6 – Siti di monitoraggio presso Altavilla Vicentina e nella città di Vicenza

5.2. Protocollo di misura

Il monitoraggio della qualità dell'aria e delle deposizioni atmosferiche è stato condotto installando almeno una stazione di misura in ognuna delle tre tipologie di siti sopra individuati.

Le stazioni di misura della qualità dell'aria adottate sono conformi ai criteri di localizzazione previsti dal Dlgs 155/2010.

In Tabella 6 vengono riportati gli inquinanti da monitorare in ogni sito con indicazione delle relative tempistiche e del metodo di misura da adottare.

Tabella 6 – Inquinanti da monitorare, frequenza e metodi di misura da adottare

Inquinante	Frequenza/copertura	Metodo di misura	Indicazioni particolari
PM10	Campionamento/misura su 24h Copertura: almeno 90% delle giornate dell'anno	UNI EN 12341	
PM2.5	Campionamento/misura su 24h Copertura: almeno 90% delle giornate dell'anno	UNI 14907	
Metalli nel PM10	Copertura: almeno 50% delle giornate uniformemente distribuite nel corso dell'anno	UNI 14902	Metalli da determinare: Fe, Cr, Ni, Mn, Zn, As, Cd, Pb, Mo, Co, Mg, Ca, Na
IPA nel PM10	Copertura: almeno 33% delle giornate uniformemente distribuite nel corso dell'anno	UNI 15549	IPA da monitorare*: benzo(a)pirene, benzo(a)antracene, benzo(b)fluorantene, benzo(j)fluorantene, benzo(k)fluorantene, indeno(1,2,3-cd)pirene, dibenzo(a,h)antracene
PCDD/F nel PM10	Copertura: 1 settimana/mese (pari al 23% di copertura annuale)	Campionamento: UNI 12341 Analisi: UNI 1948	Il metodo di misura è stato definito a seguito di una campagna di prove in parallelo con il metodo di riferimento EPA TO9A (vedi Allegato 3)
Deposizione totale di metalli	Campionamento mensile Copertura: almeno 90% delle giornate dell'anno	UNI EN 15841	Metalli da determinare: Fe, Cr, Ni, Mn, Zn, As, Cd, Pb, Mo, Co, Mg, Ca, Na
Deposizione totale di polveri	Campionamento mensile Copertura: almeno 90% delle giornate dell'anno	Metodo sperimentale definito da ARPA VdA (vedi Allegato 4)	

* D.lgs 155/2010 art. 6 comma b



5.3. Applicazione del protocollo di monitoraggio

Il protocollo di monitoraggio concordato tra le varie ARPA ha costituito un asintoto auspicabile al quale si è cercato di tendere nei limiti delle possibilità logistiche legate alla gestione ordinaria dell'attività istituzionale di monitoraggio della qualità dell'aria.

Nella maggior parte dei casi i monitoraggi previsti dal protocollo erano già inclusi nel programma di valutazione della qualità dell'aria previsto istituzionalmente.

Per alcuni inquinanti in alcuni siti è stato invece necessario attivare campagne di misura ad hoc mediante laboratori mobili o campionatori trasportabili.

Per quanto riguarda il PM2.5 in alcuni siti non è stato possibile condurre i monitoraggi previsti a causa dell'indisponibilità della strumentazione di misura necessaria.

Per quanto riguarda la tempistica i monitoraggi presso le tre Agenzie, pur della durata di un anno ciascuno, si sono svolti in tempi non perfettamente sincroni, in quanto presso Vicenza il monitoraggio è cominciato e terminato un mese prima rispetto alle altre due città.

In ogni caso l'attività è stata condotta con la consapevolezza che l'obiettivo comune era quello di avere un primo quadro di confronto per i diversi inquinanti, al fine di valutare l'efficacia del protocollo di monitoraggio ed eventualmente ridefinirlo modalità in maniera più mirata e specifica.

Il monitoraggio dei metalli nel PM10 è stato esteso, oltre ai metalli normati dal Dlgs 155/2010 (As, Cd, Ni, Pb), anche ad altri metalli caratteristici della produzione degli acciai speciali (Cr, Mo, Fe, Mn, Zn, Co). Il protocollo prevedeva la determinazione nel PM10 anche dei principali metalli alcalini contenuti nelle scorie (Ca, Mg, Na): non è stato tuttavia possibile condurre l'analisi di tali metalli in quanto, non essendo normalmente monitorati nell'ambito dell'attività istituzionale, sarebbe stata necessaria un'attività preliminare di approfondimento per la messa a punto del metodo analitico richiedendo un impegno di tempo e risorse che si è rivelato non compatibile con il carico di lavoro istituzionale dei laboratori.

Nella Tabella 7 seguente vengono riportate le specifiche dei monitoraggi di metalli nel PM10 effettuati.

Tabella 7 – Specifiche delle attività di monitoraggio dei metalli nel PM10

Metalli nel PM10	Sito	Copertura temporale	Tipo di misura	Metalli misurati
ARPA VdA	AO-PEP	60%	Sito fisso	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Fe, Mn, Mo, Zn

	AO-LIC	60%	Sito fisso	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Fe, Mn, Mo, Zn
	VDA-VER	20%	Campagna con laboratorio mobile	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Fe, Mn, Mo, Zn
ARPA Umbria	TR-P	100%	Sito fisso	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Fe, Mn, Mo, Zn
	TR-BR	100%	Sito fisso	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Fe, Mn, Mo, Zn
	PG-C	100%	Sito fisso	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Fe, Mn, Mo, Zn
ARPA Veneto	VI-AV	41%	Campagna con laboratorio mobile	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Mn, Mo, Zn
	VI-FER	50%	Campagna con laboratorio mobile	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Mn, Mo, Zn
	VI-QI	46%	Campagna con laboratorio mobile	As, Cd, Ni, Pb Co, Cr, Mn, Mo, Zn

Il monitoraggio delle deposizioni atmosferiche si rivela un utile strumento per la valutazione degli impatti ambientali provocati dalle emissioni di polveri e in particolare dalle emissioni diffuse.

Nelle deposizioni viene raccolto il particolato che sedimenta nell'atmosfera e ricade al suolo, comprendendo tutte le classi granulometriche. Se le emissioni convogliate, nel caso delle acciaierie, sono sempre presidiate da un impianto di filtrazione che trattiene le particelle più grossolane, le emissioni diffuse non vengono captate né trattate dai filtri e pertanto comprendono tutte le classi granulometriche di polveri.

Le emissioni diffuse di polveri sono un problema rilevante degli impatti provocati dalle acciaierie, in quanto la produzione dell'acciaio è caratterizzata da molte fasi del processo che provocano l'emissione di fumi e polveri (es. fusione del rottame di acciaio e affinazione dell'acciaio liquido) e dalla movimentazione di materiali polverulenti (es. i materiali che costituiscono le scorie) e per alcune di queste fasi non sono presenti sistemi di captazione localizzata in relazione alla complessità e spesso alla vetustà degli impianti.

5.4. Valori di riferimento

Per i parametri normati di qualità dell'aria vengono presi a riferimento i valori limite/obiettivo del Dlgs 155/2010 per PM10, PM2.5, As, Cd, Ni, Pb, B(a)P.

Tabella 8 – Valori limite/obiettivo previsti dal Dlgs 155/2010

	Valore limite/valore obiettivo (VL/VO)	PARAMETRO	VALORE
PM10	VL	Media giornaliera	50 µg/m ³ Non più di 35 giorni all'anno
	VL	Media annuale	40 µg/m ³
PM2.5	VL	Media annuale	25 µg/m ³
Pb	VL	Media annuale	500 ng/m ³
As	VO	Media annuale	6 ng/m ³
Cd	VO	Media annuale	5 ng/m ³
Ni	VO	Media annuale	20 ng/m ³
B(a)P	VO	Media annuale	1 ng/m ³

Per i metalli nelle deposizioni, pur considerando che attualmente la normativa nazionale ed europea non prevede valori limite per le deposizioni atmosferiche, si prendono a riferimento i valori soglia previsti in alcuni stati europei (Germania, Svizzera, Belgio e Croazia) riportati nella tabella seguente.

Tabella 9 – Valori soglia di metalli nelle deposizioni atmosferiche in vigore in alcuni paesi europei¹

Media annua (µg/m ² d)	As	Cd	Hg	Ni	Pb	Tl	Zn
Belgio (valori guida)	-	20	-	-	250	10	-
Croazia	4	2	1	15	100	2	-
Germania	4	2	1	15	100	2	-
Svizzera	-	2	-	-	100	2	400

¹ Belgio: VLAREM II - Order of the Flemish Government of 1 June 1995 concerning General and Sectoral provisions relating to Environmental Safety

Croazia: Regulation on limit values of pollutants in air – Air Protection Act (Official Gazette 178/2004)

Germania: Technical Instructions on Air Quality Control – TA Luft of 24 July 2002

Svizzera: Ordonnance sur la protection de l'air (OPair) du 16 décembre 1985 (Etat le 15 juillet 2010)

6. Risultati dei monitoraggi

I dati illustrati nel presente paragrafo sono riferiti al periodo compreso tra il 01/04/2015 e il 31/03/2016, equivalente ad un intero anno di monitoraggio per quanto riguarda Aosta e Terni e a 11 mesi del monitoraggio svolto a Vicenza.

Pur non essendo possibile, per motivi logistici legati all'attivazione di nuovi siti di misura e alla disponibilità della strumentazione necessaria, disporre di una serie di dati dal 01/01 al 31/12 come solitamente avviene nelle valutazioni di qualità dell'aria, è tuttavia possibile disporre di misure condotte nel corso di un intero anno solare consecutivo con una sufficiente copertura temporale dei giorni dell'anno con distribuzione uniforme.

6.1. PM10

Nella Tabella 5 seguente vengono riportati i valori medi di PM10 misurati nei diversi siti e il grado di copertura temporale dei dati in termini di % di giorni effettivi di misura rispetto al totale del periodo.

Tabella 10 – Valori medi di PM10

PM10	Sito	Valore medio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	N° superamenti soglia giornaliera di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Copertura temporale	Tipo di misura
Aosta	AO-PEP	22	12	98%	Sito fisso
	AO-LIC	20	11	97%	Sito fisso
	VDA-VER	27	13	34%	Campagna con laboratorio mobile
Terni	TR-P	33	47	97%	Sito fisso
	TR-BR	30	60	98%	Sito fisso
	PG-C	27	34	93%	Sito fisso

Vicenza	VI-AV	37	52	76%	Campagna con laboratorio mobile
	VI-FER	36	71	91%	Sito fisso
	VI-QI	40	81	86%	Sito fisso

Confrontando i valori medi di PM10 misurati nelle stesse tipologie di sito delle tre città (Figura 7) emerge chiaramente che l'inquinamento da PM10 è più elevato nella città di Vicenza, mentre in Aosta i livelli di PM10 sono inferiori rispetto alle altre due città. L'inquinamento da PM10 è prevalentemente riconducibile all'impatto delle fonti urbane (traffico e riscaldamento) e alla meteorologia locale.

La differenza è confermata dal numero di giornate di superamento della soglia giornaliera di PM10 nei siti di fondo urbano delle 3 città: 71 superamenti a Vicenza, 60 a Terni e 11 ad Aosta.

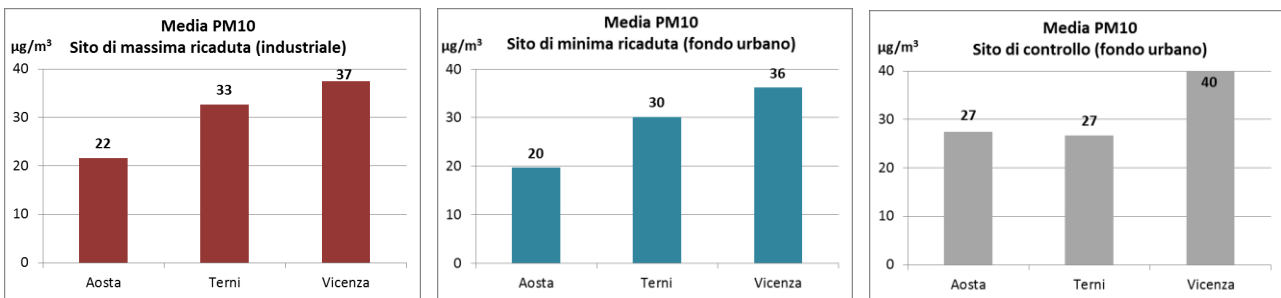


Figura 7 – Confronto tra i valori medi di PM10 misurati nelle stesse tipologie di siti nelle diverse città. Nel caso di Vicenza non si tratta di “sito di massima ricaduta” ma di “sito urbano con ricaduta industriale”

Esaminando i grafici a dispersione dei valori di PM10 misurati nei siti di massima ricaduta e di minima ricadute nelle tre diverse città (Figura 8) emerge che la correlazione tra il sito industriale e quello di fondo urbano è molto forte a Vicenza ($r^2 = 0,94$) e ad Aosta ($r^2 = 0,84$), mentre è più debole a Terni ($r^2 = 0,68$).

Questo indica che nel caso di Vicenza e di Aosta i valori di PM10 nel sito industriale e nel sito di fondo urbano sono influenzati dagli stessi fattori, mentre nel caso di Terni l'influenza sensibile di diversi fattori, tra cui l'impatto dell'attività industriale, provoca una correlazione inferiore tra i due siti.

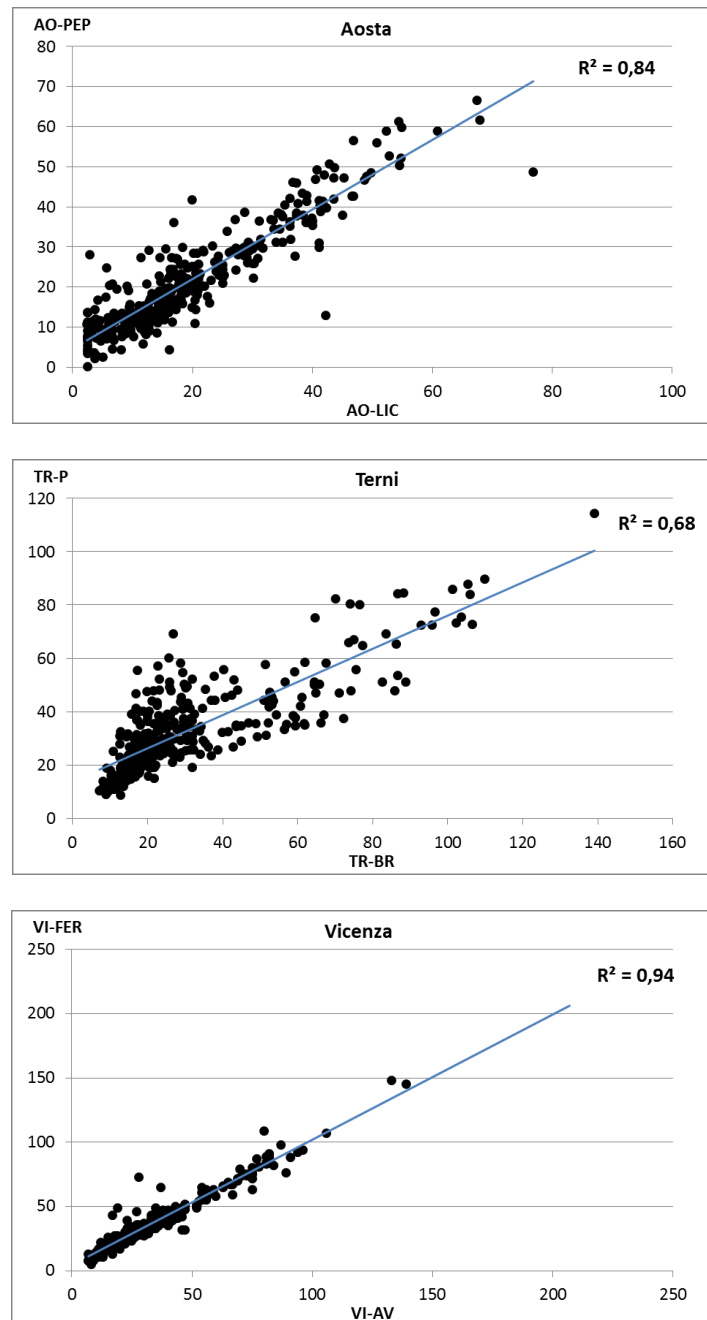


Figura 8 – Correlazione fra i valori di PM10 misurati nel sito di massima ricaduta (industriale) e di minima ricaduta (fondo urbano) nelle 3 città del progetto

Esaminiamo ora i valori di PM10 misurati nelle singole città.

Nel caso di Aosta (Figura 9), si osserva che il valore medio di PM10 nel sito di massima ricaduta (AO-PEP) risulta leggermente superiore rispetto a quello di minima ricaduta (AO-LIC) con una differenza del 10%, mentre nel sito di controllo (VDA-VER) la media di PM10 risulta sensibilmente più elevata rispetto agli altri due siti. Il dato relativo al sito di controllo è stato ottenuto con campagne di misura di durata pari a circa 15 giorni condotte a mesi alterni nel periodo marzo-dicembre 2015 con copertura del 34% del periodo annuale, pertanto non è propriamente confrontabile con quelli degli altri due siti ottenuti da monitoraggi con copertura del 97-98%. In ogni caso le fonti urbane (traffico e riscaldamento) nel sito di controllo di VDA-VER sembrano determinare un inquinamento maggiore rispetto a quanto avviene nei siti di Aosta.

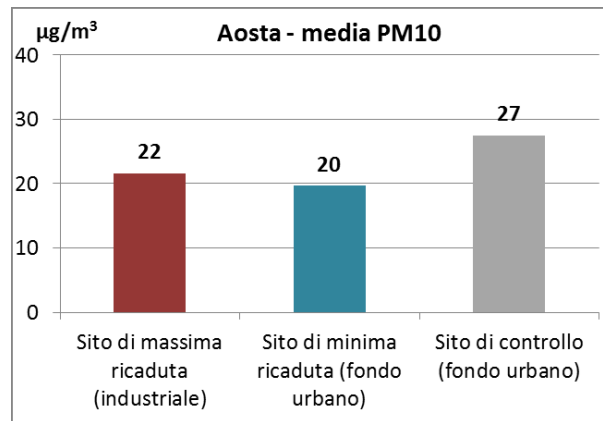


Figura 9 – Confronto dei valori medi di PM10 misurati nei tre diversi siti nel caso di Aosta

Nel caso di Terni (Figura 10) il valore medio di PM10 nel sito di massima ricaduta (TR-P) risulta leggermente superiore rispetto a quello di minima ricaduta (TR-BR) con una differenza simile (8%) a quella riscontrata nel caso di Aosta. Il valore nel sito di controllo (PG-C) misurato nella città di Perugia risulta invece sensibilmente inferiore rispetto ai valori misurati nei due siti di Terni. Questo è riconducibile alla presenza nella città di Terni di fonti di emissione aventi un maggiore impatto sul PM10 rispetto a Perugia. Tra queste fonti rientra sicuramente l'acciaieria di Terni. Questo aspetto potrà essere meglio valutato nell'analisi dei metalli markers della produzione dell'acciaio.

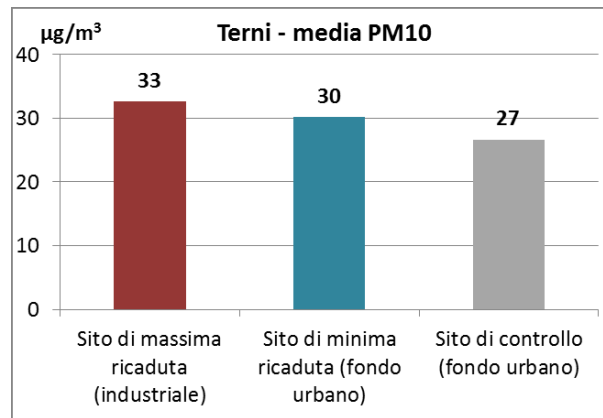


Figura 10 – Confronto dei valori medi di PM10 misurati nei tre diversi siti nel caso di Terni

Anche nel caso di Vicenza (Figura 11) il valore medio di PM10 nel sito urbano di ricaduta industriale risulta leggermente superiore rispetto a quello di minima ricaduta anche se con una differenza meno evidente (3%). Il valore nel sito di controllo (VI-QI) risulta invece leggermente superiore rispetto ai valori misurati negli altri due siti.

La leggera differenza dei valori medi di PM10 tra il sito industriale-urbano e quello di minima ricaduta in tutte e tre le città indica che sul PM10 gravimetrico l'impatto delle fonti urbane (traffico e riscaldamento) è prevalente rispetto alla fonte industriale.

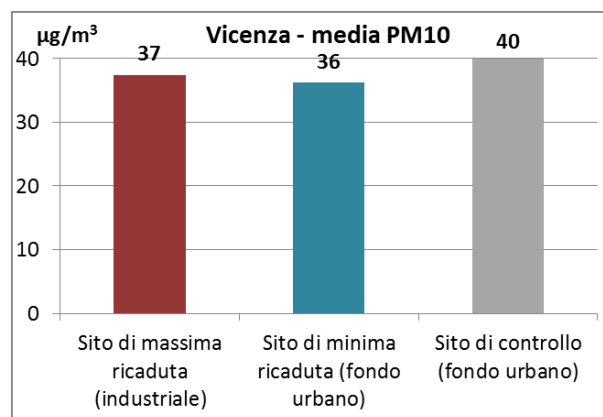


Figura 11 – Confronto dei valori medi di PM10 misurati nei tre diversi siti nel caso di Vicenza. Nel caso di Vicenza non si tratta di "sito di massima ricaduta" ma di "sito urbano con ricaduta industriale"

Per verificare l'impatto della fonte industriale sul PM10 vengono confrontati i valori misurati nelle singole giornate nel sito industriale e in quello di minima ricaduta, valutando la differenza % tra i

due valori (Tabella 11). L'impatto della fonte industriale viene considerato visibile nelle giornate in cui la differenza tra i due siti è maggiore del 25%, che corrisponde all'obiettivo di qualità per l'incertezza del PM10 previsto dal Dlgs 155/2010. Per differenze maggiori del 40% l'impatto della fonte industriale è considerato evidente.

Tabella 11 – Differenze di concentrazione PM10 tra il sito di massima ricaduta (industriale) e il sito di minima ricaduta (fondo urbano)

	% del numero di giornate di misura in cui la differenza è ≤ 25% (impatto non apprezzabile della fonte industriale)	% del numero di giornate di misura in cui la differenza è > 25% (impatto visibile della fonte industriale)	% del numero di giornate di misura in cui la differenza è > 40% (impatto evidente della fonte industriale)
Aosta	68%	32%	13%
Terni	39%	61%	47%
Vicenza	72%	28%	10%

Nel caso di Aosta e Vicenza l'impatto della fonte industriale appare visibile nel 30% circa delle giornate di misura ed evidente rispettivamente nel 13% e nel 10% delle giornate.

Nel caso di Terni, invece, l'impatto della fonte industriale appare visibile nel 61% delle giornate ed evidente nel 47% delle giornate. Questo dato conferma che l'impatto sul PM10 della fonte industriale rispetto alle altre fonti urbane è più forte nella città di Terni rispetto ad Aosta e Vicenza, che rappresentano invece due casi confrontabili tra loro.

6.2. PM2.5

Nella Tabella 12 seguente vengono indicati i valori medi di PM2.5 misurati nei diversi siti e il grado di copertura temporale dei dati in termini di % di giorni effettivi di misura rispetto al totale del periodo.

Tabella 12 – Valori medi di PM2.5

PM2.5	Sito	Valore medio (µg/m ³)	Copertura temporale	Tipo di misura
Aosta	AO-PEP	Misura non effettuata		

	AO-LIC	14	98%	Sito fisso
	VDA-VER	Misura non effettuata		
Terni	TR-P	20	97%	Sito fisso
	TR-BR	23	98%	Sito fisso
	PG-C	19	88%	Sito fisso
Vicenza	VI-AV	30	79%	Campagna con laboratorio mobile
	VI-FER	Misura non effettuata		
	VI-QI	29	87%	Sito fisso

A differenza del PM10, nel caso del PM2.5 non è possibile disporre di una base dati estesa a tutti i siti per motivi legati alla disponibilità strumentale delle singole agenzie.

L'unica città per la quale sono disponibili i dati relativi a tutte e tre le tipologie di sito è Terni, in cui il valore medio nel sito industriale di massima ricaduta risulta inferiore del 10% rispetto a quello misurato nel sito di fondo urbano di minima ricaduta della fonte industriale. In generale, comunque, i valori misurati nelle 3 diverse tipologie di siti nel caso di Terni risultano tra di loro confrontabili (Figura 12).

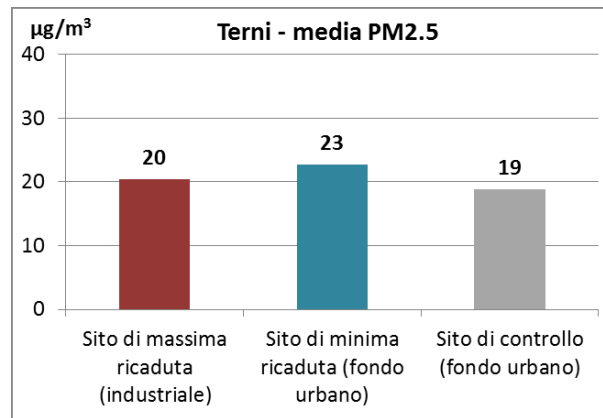


Figura 12 – Confronto tra i valori medi di PM2.5 misurati nel caso di Terni

Il confronto tra i siti di fondo urbano di Aosta e Terni evidenzia che la media di PM2.5 a Terni è sensibilmente maggiore rispetto ad Aosta, con una differenza del 39%, confermando quanto già emerso dal confronto dei valori medi di PM10 in cui la differenza risulta del 33% (Figura 13).

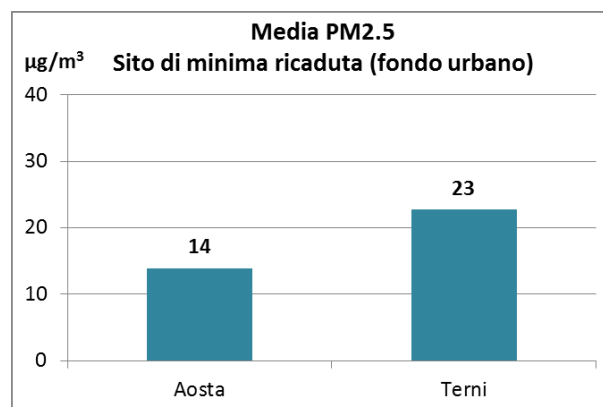


Figura 13 – Confronto tra i valori medi di PM2.5 misurati nei siti di fondo urbano di Aosta e di Terni

È inoltre possibile confrontare i valori misurati nei siti industriali di Terni e Vicenza, riscontrando una media di PM2.5 nel sito di Vicenza più elevata del 50% rispetto a quella di Terni, mentre nel caso del PM10 la differenza tra i due stessi siti è del 12%.

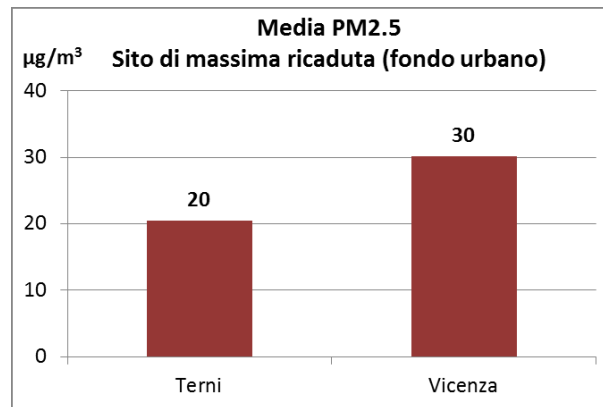


Figura 14 – Confronto tra i valori medi di PM2.5 misurati nei siti industriali di Terni e Vicenza

Il PM2.5 non appare un parametro di interesse per la valutazione dell'impatto delle emissioni degli stabilimenti di produzione dell'acciaio, in quanto riconducibile prevalentemente alle fonti urbane (traffico e riscaldamento).

6.3. Deposizione atmosferica totale

Nel protocollo di monitoraggio è stata introdotta la determinazione della polvere totale. Attualmente tale misura non è prevista dalla normativa vigente e non è descritta da un metodo di misura riconosciuto da enti scientifici internazionali. Si è pertanto provveduto a mettere a punto un metodo di campionamento e analisi ad hoc attraverso una serie di prove sperimentali. Il metodo è descritto nell'Allegato 4.

Nella Figura 15 seguente vengono riportati i valori medi di deposizione totale misurati nei siti di Aosta e di Vicenza. Nel caso di Terni la misura di deposizione totale è stata condotta solo nel sito industriale di Terni - Prisciano, mentre nel sito di fondo urbano di Terni - Borgo Rivo è stata avviata solo a partire da dicembre 2015.

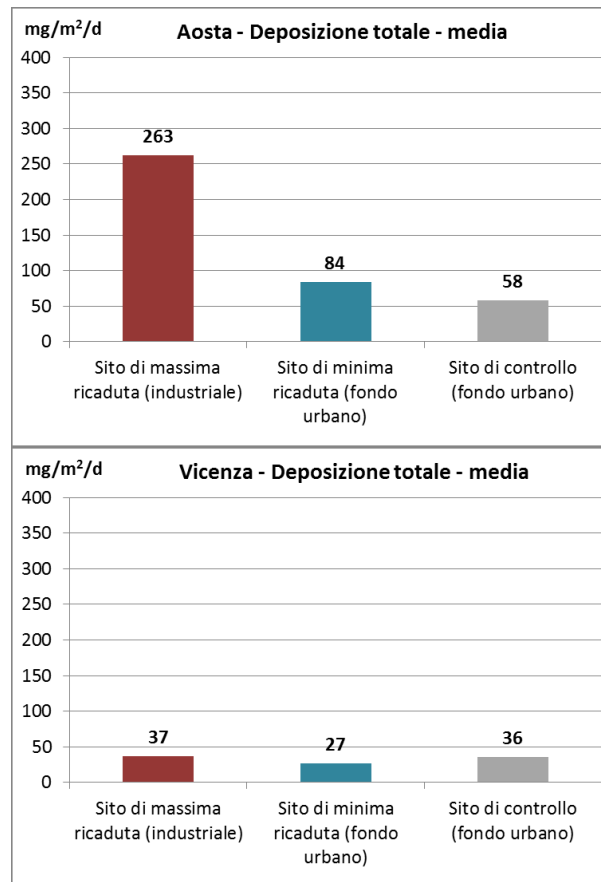


Figura 15 – Confronto dei valori medi di deposizione totale misurati nella campagna di monitoraggio nei siti di Aosta e di Vicenza. Nel caso di Vicenza non si tratta di “sito di massima ricaduta” ma di “sito urbano con ricaduta industriale”

Nel caso di Aosta la differenza tra i valori misurati nel sito industriale e nel sito di fondo urbano di minima ricaduta è molto evidente. Allo stesso modo è evidente la differenza tra il sito di minima ricaduta e il sito di controllo.

Nel caso di Vicenza, invece, i valori di deposizione totale misurati nei tre siti sono confrontabili tra loro.

A differenza delle polveri PM10, la deposizione totale comprende anche le frazioni più grossolane delle polveri e fornisce informazioni aggiuntive sull’impatto delle acciaierie in quanto permette di misurare la ricaduta delle emissioni diffuse di polveri.

Confrontando i valori di deposizione totale e di polveri PM10 misurati nei siti industriali (Figura 16) emerge che la deposizione totale è fortemente legata all’impatto delle acciaierie, mentre le polveri PM10 sono maggiormente legate all’impatto delle fonti urbane (traffico e riscaldamento).

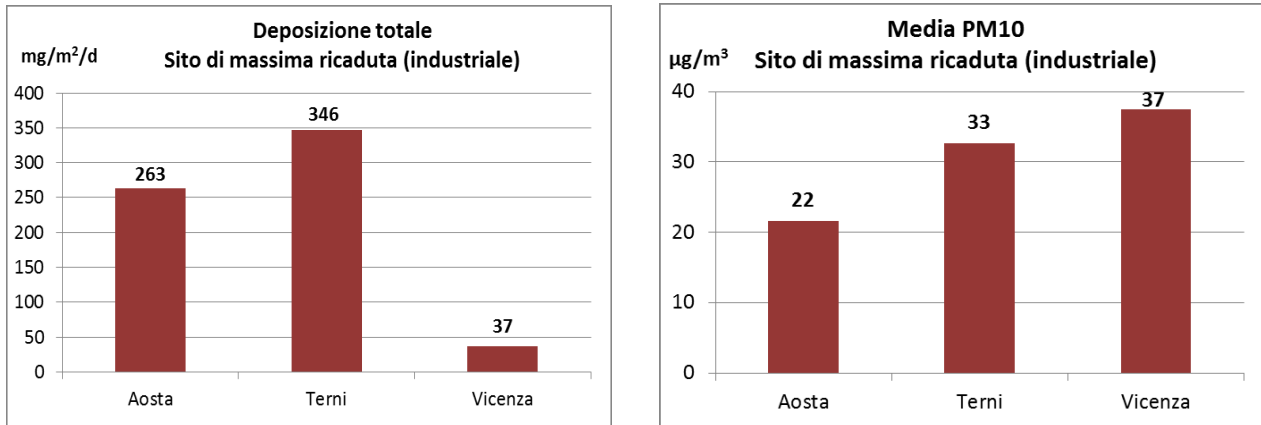


Figura 16 – Confronto dei valori medi di deposizione totale e di PM10 misurati nei tre siti di massima ricaduta

Dal grafico relativo alla deposizione totale emerge che la città in cui l'impatto dell'acciaieria è più evidente è Terni, mentre la città in cui l'impatto dell'acciaieria è meno evidente è Vicenza.

Dal grafico relativo al PM10 emerge che la città in cui l'impatto delle fonti urbane è più evidente è Vicenza, mentre la città in cui l'impatto delle fonti urbane è meno evidente è Aosta.

6.4. Nichel

Il nichel è uno dei principali componenti degli acciai inossidabili, che costituiscono una fetta considerevole della produzione di acciai speciali.

Il Dlgs 155/2010 prevede un valore obiettivo per la media annua di nichel nel PM10 pari a 20 ng/m³.

Nella Figura 17 seguente sono riportati i valori medi di nichel nel PM10 misurati nella campagna di monitoraggio.

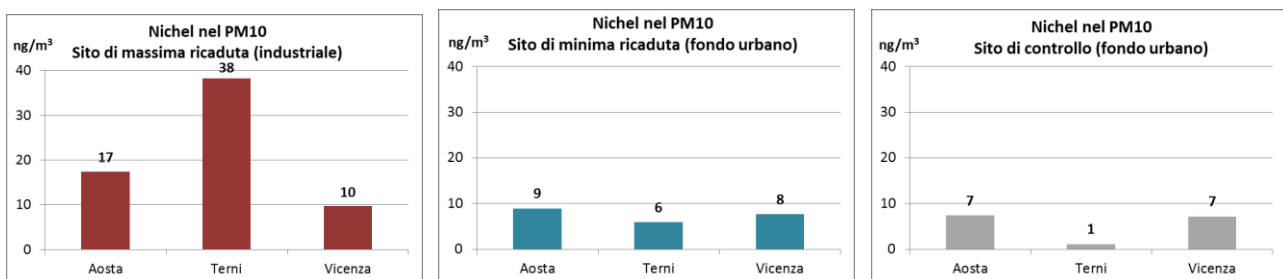


Figura 17 – Confronto tra i valori medi di nichel nel PM10 misurati nelle stesse tipologie di siti nelle tre città. Nel caso di Vicenza non si tratta di "sito di massima ricaduta" ma di "sito urbano con ricaduta industriale"

Nel caso di Terni l'influenza dell'acciaiera è molto evidente: il valore medio di nichel nel sito industriale è superiore al valore obiettivo di 20 ng/m^3 previsto dal Dlgs 155/2010 e il valore medio di nichel nel sito di massima ricaduta è oltre 6 volte più alto di quello del sito di minima ricaduta.

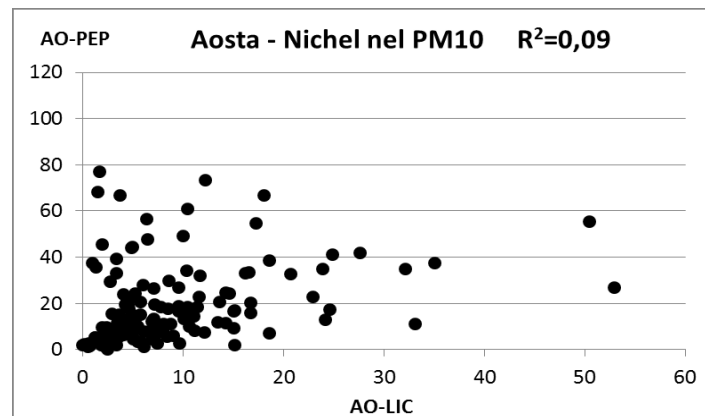
Nel caso di Aosta il valore medio di nichel nel sito di massima ricaduta è di poco inferiore al valore obiettivo del Dlgs 155/2010. Il valore del sito di massima ricaduta è circa il doppio di quello del sito di minima ricaduta. Il valore di nichel nel sito di minima ricaduta risulta di poco superiore rispetto al sito di controllo.

Nel caso di Vicenza il valore di nichel nel sito industriale-urbano è sensibilmente inferiore rispetto al valore obiettivo di 20 ng/m^3 previsto dal Dlgs 155/2010 e le differenze tra le tre tipologie di siti sono molto meno evidenti rispetto a Terni e ad Aosta.

Nei siti di fondo urbano di minima ricaduta delle tre città i valori sono confrontabili tra loro.

Analizzando le correlazioni tra i valori giornalieri di nichel nel PM10 tra il sito industriale e quello di fondo urbano di minima ricaduta, emerge che solo a Terni vi è una correlazione evidente tra i valori, mentre nel caso di Aosta e di Vicenza le correlazioni sono praticamente nulle (Figura 18).

Questo conferma che solo a Terni l'impatto diretto delle emissioni dell'acciaiera è evidente anche nel sito di fondo urbano di minima ricaduta, mentre nelle altre due città non è visibile un impatto diretto.



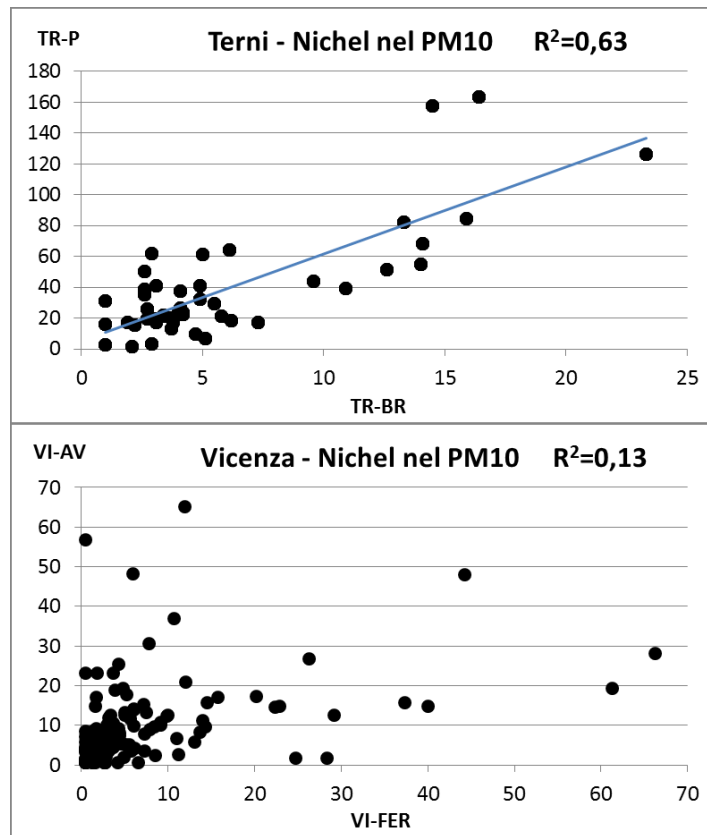
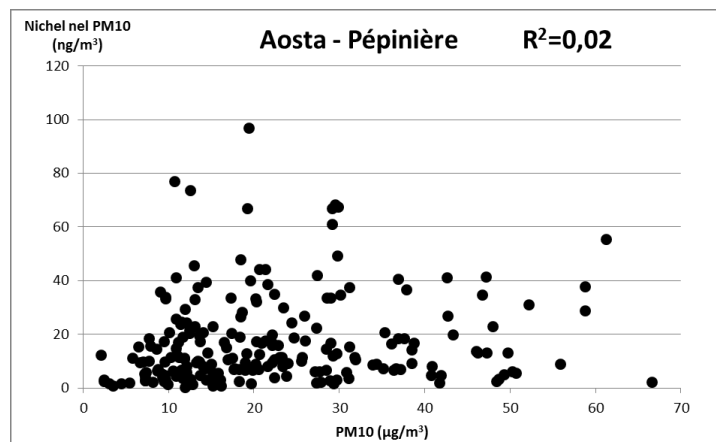


Figura 18 – Correlazione fra i valori di nichel nel PM10 misurati nel sito di massima ricaduta (industriale) e di minima ricaduta (fondo urbano) nelle tre città del progetto

Allo stesso modo la correlazione tra i valori di PM10 e nichel nel PM10 nei siti industriali risulta evidente nel caso di Terni e assente per Aosta e Vicenza (Figura 19).



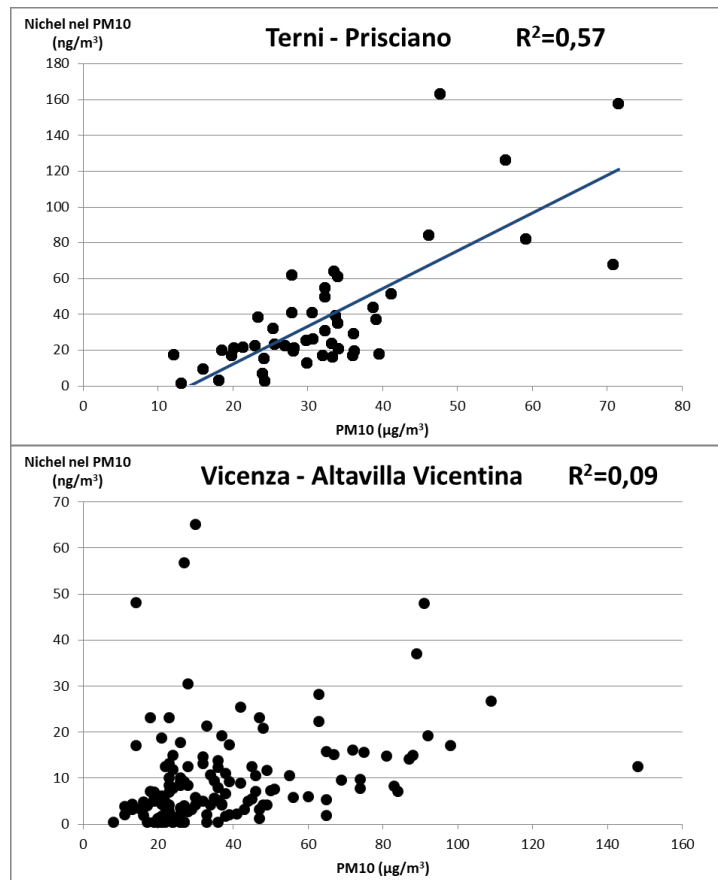


Figura 19 – Correlazione fra i valori di PM10 e nichel nel PM10 misurati nei siti di massima ricaduta (industriale) delle tre città del progetto. Nel caso di Vicenza non si tratta di “sito di massima ricaduta” ma di “sito urbano con ricaduta industriale”

Nel caso delle deposizioni di nichel l’impatto della fonte industriale risulta molto più evidente rispetto a quanto emerge dal confronto dei valori di nichel sul PM10. Nella Figura 20 seguente vengono riportati i valori medi di deposizione di nichel misurati nei diversi siti di monitoraggio.

Prendendo a riferimento il valore soglia previsto dalle normative nazionali in vigore in Germania e in Croazia, pari a 15 µg/m²/d, emerge che nei siti industriali di massima ricaduta di Aosta (AO-PEP) e di Terni (TR-P) tale valore soglia risulta ampiamente superato. Nel sito industriale di Vicenza (VI-AV) e nel sito di fondo urbano di Aosta il valore medio è appena superiore alla soglia di 15 µg/m²/d.

Nel caso di Aosta e di Terni la differenza tra i valori del sito di massima ricaduta e quello di minima ricaduta è molto forte.

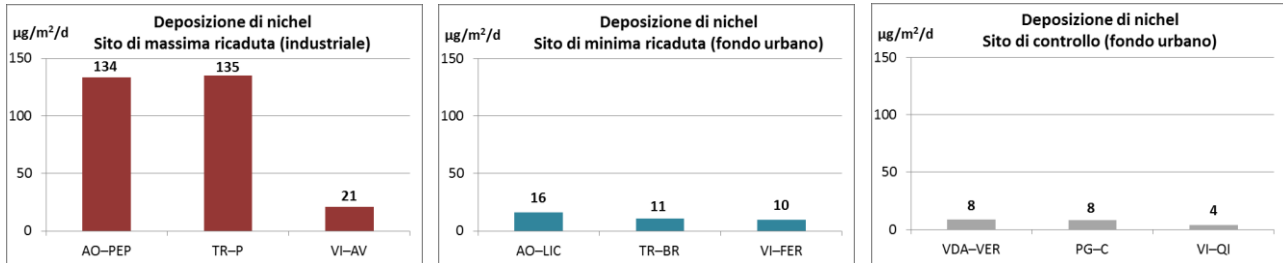


Figura 20 – Confronto tra i valori medi di deposizione di nichel misurati nelle stesse tipologie di siti nelle tre città

6.5. Cromo

Il cromo è, assieme al nichel, uno dei principali componenti degli acciai inossidabili.

Il Dlgs 155/2010 non prevede valori limite/obiettivo per il cromo nel PM10.

Nella Figura 21 seguente sono riportati i valori medi di cromo nel PM10 misurati nella campagna di monitoraggio.

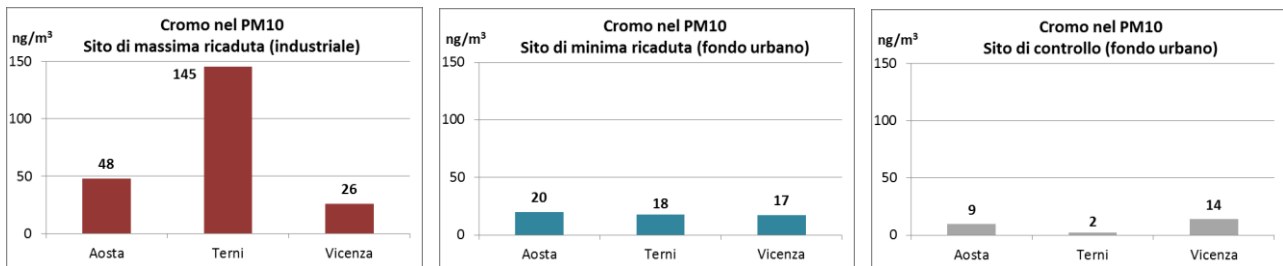


Figura 21 – Confronto tra i valori medi di cromo nel PM10 misurati nelle stesse tipologie di siti nelle tre città. Nel caso di Vicenza non si tratta di “sito di massima ricaduta” ma di “sito urbano con ricaduta industriale”

Per il cromo valgono le stesse considerazioni fatte per il nichel. Terni è la città in cui l’influenza della fonte industriale risulta evidente.

Nella Figura 22 seguente vengono riportati i valori medi di deposizione di cromo misurati nei diversi siti di monitoraggio.

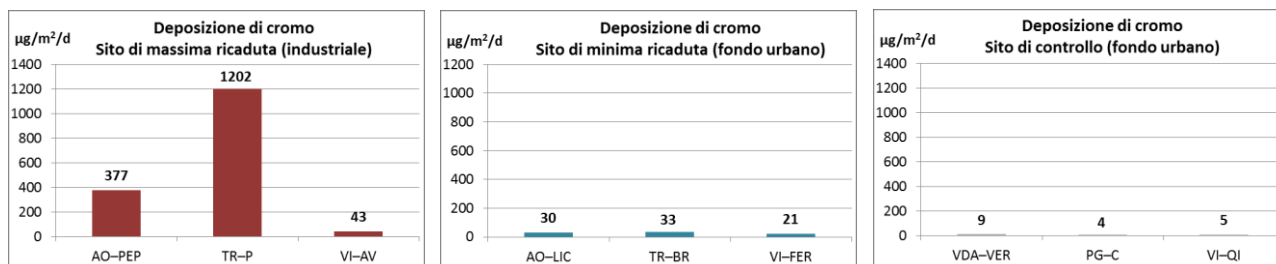


Figura 22 – Confronto tra i valori medi di deposizione di cromo misurati nelle stesse tipologie di siti nelle tre città. Nel caso di Vicenza non si tratta di “sito di massima ricaduta” ma di “sito urbano con ricaduta industriale”

6.6. Altri metalli costituenti degli acciai speciali

Per quanto riguarda gli altri metalli introdotti nel processo come costituenti degli acciai speciali (Fe, Mn, Co, Mo) nella Tabella 13 seguente vengono riportati i valori medi misurati nel PM10 e nella Tabella 14 i valori medi di deposizione.

Per questi metalli non sono previsti valori limite/obiettivo dalla normativa europea e nazionale di qualità dell'aria.

Tabella 13 – Valori medi di Fe, Mn, Co, Mo nel PM10

Metalli nel PM10	Sito	Fe (ng/m ³)	Mn (ng/m ³)	Co (ng/m ³)	Mo (ng/m ³)
ARPA VdA	AO-PEP	557	35	0,3	38
	AO-LIC	427	17	0,3	20
	VDA-VER	299	11	0,1	16
ARPA Umbria	TR-P	684	36	0,7	26
	TR-BR	346	10	0,2	8
	PG-C	325	5	0,1	1
ARPA Veneto	VI-AV	n. e.	19	< 1	7
	VI-FER	n. e.	17	< 1	7
	VI-QI	n. e.	20	< 1	6

Tabella 14 – Valori medi di deposizione di Fe, Mn, Co, Mo

Metalli deposizione	Sito	Fe ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Mn ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Co ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Mo ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)
ARPA VdA	AO-PEP	3473	222	5,9	62
	AO-LIC	1093	51	1,3	8,9
	VDA-VER	562	33	0,7	1,7
ARPA Umbria	TR-P	4763	470	4,2	26
	TR-BR	996	33	0,7	4,0
	PG-C	510	25	0,3	0,5
ARPA Veneto	VI-AV	3596	396	< l. r.	6,9
	VI-FER	2035	168	< l. r.	3,0
	VI-QI	847	39	< l. r.	1,5

Ferro, manganese e molibdeno sono indicatori dell'impatto delle emissioni dell'acciaieria e mostrano andamenti simili a quelli riscontrati per nichel e cromo, mentre il cobalto presenta valori molto bassi e paragonabili in tutti i siti di misura.

6.7. Metalli costituenti della scoria

La scoria utilizzata nei processi di fusione del rottame e di affinazione dell'acciaio liquido è costituita principalmente da ossido di calcio e di magnesio e, anche se in misura minore, di sodio. Per tali metalli il monitoraggio è stato condotto solo sulle deposizioni nelle città di Aosta e di Terni. Il confronto dei valori misurati nei siti industriali e nei siti di fondo urbano dimostra che anche calcio e magnesio sono efficaci indicatori dell'impatto delle emissioni delle acciaierie, mentre nel caso del sodio la presenza di altre fonti emmissive appare influire sui livelli di deposizione in misura confrontabile rispetto ad altre fonti.

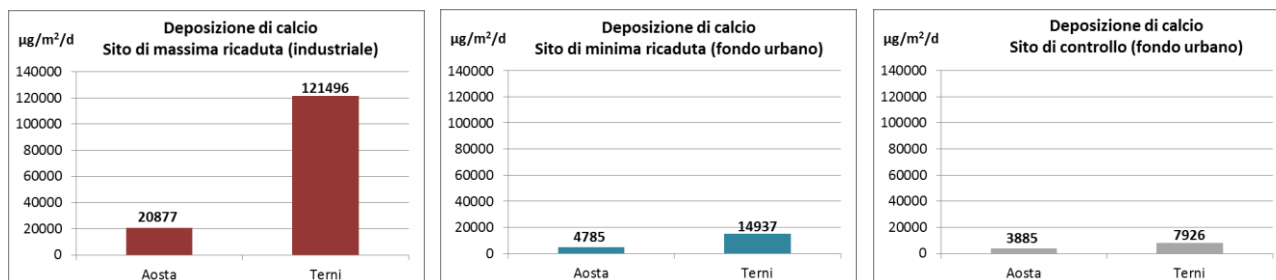


Figura 23 – Confronto tra i valori medi di deposizione di calcio misurati nelle città di Aosta e di Terni

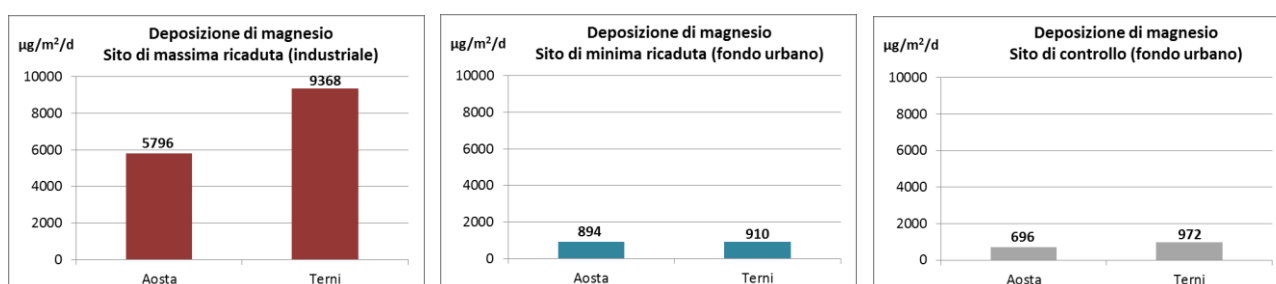


Figura 24 – Confronto tra i valori medi di deposizione di magnesio misurati nelle città di Aosta e di Terni

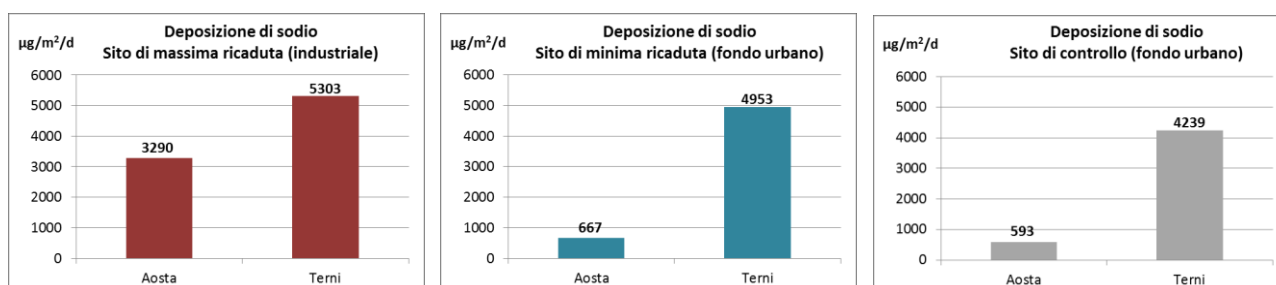


Figura 25 – Confronto tra i valori medi di deposizione di sodio misurati nelle città di Aosta e di Terni

6.8. Metalli contaminanti del rottame

Per quanto riguarda i metalli introdotti nel processo come contaminanti indesiderati del rottame avviato alla fusione (As, Cd, Pb, Zn) nella Tabella 15 e nella Tabella 16 seguenti vengono riportati i valori medi misurati nella campagna.

Tabella 15 – Valori medi di As, Cd, Pb e Zn nel PM10

Metalli nel PM10	Sito	As (ng/m ³)	Cd (ng/m ³)	Pb (ng/m ³)	Zn (ng/m ³)
ARPA VdA	AO-PEP	0,5	0,6	4,8	34

	AO-LIC	0,4	0,3	3,4	29
	VDA-VER	0,5	0,1	3,8	25
ARPA Umbria	TR-P	0,8	0,5	28	103
	TR-BR	0,4	0,2	4,5	29
	PG-C	0,3	0,1	2,2	19
ARPA Veneto	VI-AV	<1	<0,5	7	95
	VI-FER	<1	<0,5	11	71
	VI-QI	<1	<0,5	9	120

Tabella 16 – Valori medi di deposizione di As, Cd, Pb e Zn

Metalli deposizione	Sito	As ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Cd ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Pb ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Zn ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)
ARPA VdA	AO-PEP	1,5	1,1	10,4	124
	AO-LIC	0,5	0,1	5,4	64
	VDA-VER	1,0	0,1	3,2	80
ARPA Umbria	TR-P	1,5	0,8	73	295
	TR-BR	0,6	0,3	14,4	107
	PG-C	0,3	0,4	4,2	52
ARPA Veneto	VI-AV	< l. r.	< l. r.	18,2	193
	VI-FER	< l. r.	< l. r.	13,6	75
	VI-QI	< l. r.	< l. r.	6,0	59

I valori di arsenico e cadmio sono inferiori ai rispettivi limiti di rilevabilità nei siti di Vicenza, mentre nel caso di Terni e di Aosta, pur risultando molto bassi e confrontabili in tutti i siti, si osservano comunque delle differenze sensibili tra i siti industriali e quelli di fondo urbano.



Nel caso del piombo il valore medio del sito industriale di Terni è molto più elevato di quello del corrispondente sito urbano e di quelli misurati nei siti industriali di Aosta e di Terni inducendo a pensare ad una contaminazione di piombo nel rottame avviato alla fusione.

Per quanto riguarda lo zinco, in tutte e tre le città si osserva una differenza evidente tra i valori del sito industriale di massima ricaduta e quelli del sito di fondo urbano di minima ricaduta.

6.9. Diossine e furani (PCDD/F)

Per il monitoraggio di PCDD/F in qualità dell'aria, per il quale la normativa nazionale ed europea non prevede né valori di riferimento né metodi di misura, si fa solitamente riferimento al metodo EPA TO9A che prevede l'utilizzo di campionatori ad alto volume su filtro in fibra di quarzo e spugna poliuretana (PUF PolyUrethane Foam).

Nel caso di Vicenza il monitoraggio delle diossine e dei furani presso Altavilla Vicentina e presso Quartiere Italia è stato effettuato mediante campionatori ad alto volume, dotati di filtro TSP (Total Suspended Particle) in fibra di vetro e di supporto adsorbente in schiuma poliuretana (PUF).

Nel caso di Aosta e di Terni i monitoraggi sono stati condotti mediante l'analisi dei filtri PM10, dopo aver appurato attraverso una serie di prove in parallelo che i due metodi possono essere considerati tra loro confrontabili per ottenere informazioni sui livelli di contaminazione di PCDD/F nell'aria ambiente. Un report dettagliato sulle prove in parallelo condotte nel sito industriale di massima ricaduta di Aosta è riportato nell'Allegato 3.

Come per gli altri parametri, anche in questo caso il monitoraggio presso Vicenza risulta sincronizzato con gli altri due siti per 11 mesi anziché 12.

Il protocollo prevedeva originariamente campionamenti di durata pari a 7 giorni consecutivi al mese. A partire da luglio 2015, a fronte dei primi risultati analitici ottenuti dai quali risultava che la maggior parte dei congeneri era inferiore al limite di rilevabilità strumentale, si è deciso di prolungare il tempo di campionamento fino a 15-20 giorni consecutivi per migliorare la sensibilità della misura.

I valori medi misurati sono riportati in Tabella 17.

Tabella 17 – Risultati dei monitoraggi di PCDD/F in aria ambiente

PCDD/F	Sito	PCDD/F (fg I-TEQ/m ³)	Copertura temporale	Tipo di misura
ARPA VdA	AO-PEP	13,9	37%	Sito fisso
	AO-LIC	13,5	41%	Sito fisso
	VDA-VER	17,4	28%	Campagna con laboratorio mobile e campionatore trasportabile
ARPA Umbria	TR-P	7,7	100%	Sito fisso
	TR-BR	8,5	100%	Sito fisso
	PG-C	5,8	100%	Sito fisso
ARPA Veneto	VI-AV	18,9	7%	Campagna con campionatore trasportabile
	VI-FER	n.e.	n.e.	Misura non effettuata
	VI-QI	14,0	7%	Campagna con campionatore trasportabile

Per PCDD/F in qualità dell'aria non sono al momento stati stabiliti né a livello europeo, né a livello nazionale valori limite o soglie di riferimento. L'unico riferimento reperito in letteratura sono le linee guida della Germania (LAI - Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz – Associazione federale per il controllo delle immissioni) che prevedono un valore di riferimento per l'aria ambiente pari a 150 fg I-TEQ/m³.

I valori misurati nei diversi siti sono confrontabili tra loro e inferiori di un ordine di grandezza rispetto al valore di riferimento riportato nelle linee guida della Germania.

I valori misurati risultano di entità confrontabile con i valori di fondo riscontrati in altre città europee. In quasi tutte le misure effettuate la grande maggioranza dei congeneri è risultata inferiore al limite di rilevabilità strumentale, anche a seguito del prolungamento del tempo di campionamento. Nei soli mesi di novembre e dicembre si sono ottenute determinazioni positive per quasi tutti i

congeneri, inducendo a ricondurre all'attivazione del riscaldamento domestico la causa di tale aumento.

Pertanto i monitoraggi rivelano che la fonte industriale non ha una influenza significativa sulla presenza di PCDD/F in aria ambiente.

6.10. IPA nel PM10

I risultati dei monitoraggi di IPA, con riferimento al benzo(a)pirene, sono riportati in Tabella 18. Il Dlgs 155/2010 prevede un valore obiettivo per il B(a)P pari a 1 ng/m³.

Tabella 18 – Risultati dei monitoraggio di benzo(a)pirene nel PM10

B(a)P	Sito	B(a)P (ng/m ³)	Copertura temporale	Tipo di misura
ARPA VdA	AO-PEP	1,4	39%	Sito fisso
	AO-LIC	1,3	38%	Sito fisso
	VDA-VER	1,2	14%	Campagna con laboratorio mobile e campionatore trasportabile
ARPA Umbria	TR-P	0,8	100%	Sito fisso
	TR-BR	1,2	100%	Sito fisso
	PG-C	0,5	100%	Sito fisso
ARPA Veneto	VI-AV	0,9	37%	Campagna con laboratorio mobile
	VI-FER	0,9	44%	Sito fisso
	VI-QI	1,1	43%	Sito fisso

Tutti i valori misurati sono compresi tra 0,5 e 1,4 ng/m³ e non mostrano un'influenza visibile delle emissioni delle acciaierie. Del resto è noto che tale inquinante è caratteristico della combustione

della legna e dei combustibili fossili ed è pertanto legato al riscaldamento domestico e al traffico veicolare.

7. Confronto tra i valori misurati nei siti di massima ricaduta e di minima ricaduta

Per valutare l'impatto delle emissioni delle acciaierie sull'inquinamento atmosferico, confrontiamo i valori dei singoli inquinanti tra il sito industriale di massima ricaduta e il sito di fondo urbano di minima ricaduta per ognuna delle tre città.

Come già detto in precedenza, nel caso di Vicenza è più opportuno parlare di "sito urbano con ricaduta industriale" in luogo di "sito di massima ricaduta".

A tale scopo confrontiamo le differenze in termini percentuali dei valori misurati nei siti di massima ricaduta rispetto ai valori misurati nei corrispondenti siti di minima ricaduta calcolate per ogni sostanza inquinante (S) secondo la formula seguente:

$$x\% = \frac{(S_{\max_ricaduta} - S_{\min_ricaduta})}{S_{\min_ricaduta}} \cdot 100$$

7.1. PM10 e deposizione totale

Se per il PM10 le differenze sono comprese tra il 3% e il 10%, per le deposizioni le differenze sono molto più elevate e risultano comprese tra il 35% del caso di Vicenza e il 200-400% di Aosta e Terni (Figura 26).

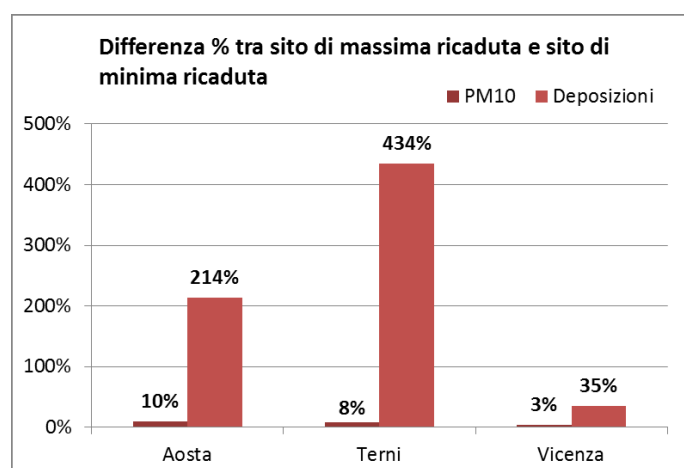


Figura 26 – PM10 e deposizione totale: differenze percentuali tra i valori misurati nei siti di massima ricaduta rispetto ai valori misurati nei corrispondenti siti di minima ricaduta. Nel caso di Vicenza non si tratta di "sito di massima ricaduta" ma di "sito urbano con ricaduta industriale"

L'impatto delle emissioni delle acciaierie risulta pertanto molto più evidente sulle deposizioni che sul PM10 e questo è da ricondurre ad una diversa magnitudine emissiva delle emissioni convogliate dei camini, che subiscono il processo di abbattimento attraverso filtri, rispetto alle emissioni diffuse che comprendono sia le polveri disperse non convogliate degli impianti sia quelle sollevate dai cumuli di stoccaggio all'aperto, nonché le polveri rilasciate nelle operazioni di carico e scarico di materiali polverulenti.

La dispersione di tali polveri anche grossolane avviene in un'area inferiore rispetto a quelle delle ricadute dei camini, come confermato indirettamente dall'impatto più contenuto nel caso di Vicenza in cui il punto di misura si trova a distanza maggiore dagli impianti degli altri casi studio.

7.2. Nichel e cromo

Nichel e cromo sono i principali costituenti degli acciai inossidabili che costituiscono una fetta rilevante della produzione degli acciai speciali. La presenza di nichel e cromo in aria ambiente nelle città considerate è da ricondurre principalmente alle emissioni delle acciaierie, mentre le altre fonti urbane costituite dal traffico e dal riscaldamento domestico hanno un'influenza minore su tali metalli.

Trattandosi di markers specifici delle emissioni delle acciaierie considerate le differenze tra i siti di massima ricaduta e minima ricaduta risultano molto più marcate rispetto a quanto riscontrato per le polveri PM10 e per la deposizione totale (Figura 27).

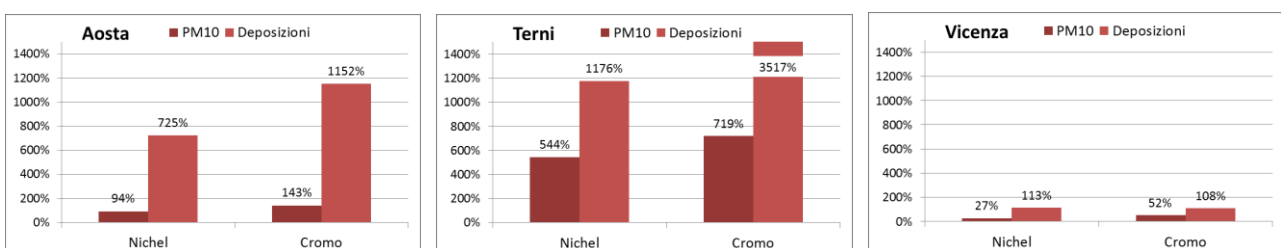


Figura 27 – Nichel e cromo: differenze percentuali tra i valori misurati nei siti di massima ricaduta rispetto ai valori misurati nei corrispondenti siti di minima ricaduta. Nel caso di Vicenza non si tratta di “sito di massima ricaduta” ma di “sito urbano con ricaduta industriale”

L'impatto delle emissioni delle acciaierie sui valori di nichel e cromo è visibile anche nei siti di fondo urbano di minima ricaduta se confrontati con i corrispondenti siti di controllo (Figura 28).

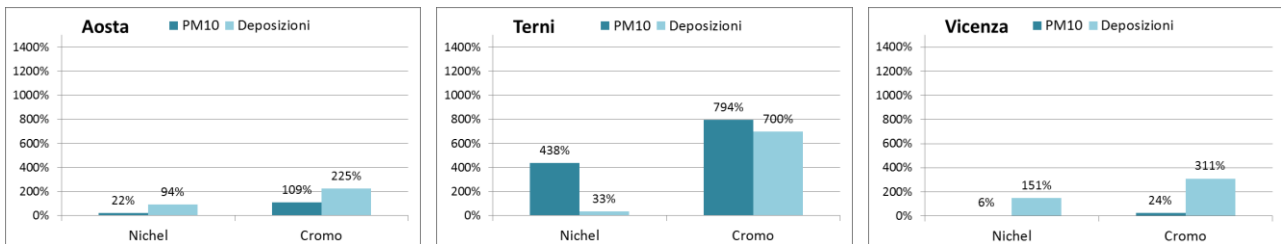


Figura 28 – Nichel e cromo: differenze percentuali tra i valori misurati nei siti di minima ricaduta rispetto ai valori misurati nei corrispondenti siti di controllo

Anche in questo caso le differenze sono molto più evidenti sulla matrice deposizione che sulla matrice PM10, fatta eccezione per il sito di minima ricaduta di Terni (Terni – Borgo Rivo) in cui la differenza percentuale calcolata risulta molto più alta per nichel sul PM10. Questo è dovuto al fatto che nel sito di controllo di Terni (Perugia – Cortonese) i valori di nichel e cromo nel PM10 sono molto più bassi rispetto ai siti di controllo di Aosta e Vicenza².

I valori di deposizione di nichel e cromo nei siti di controllo delle tre città sono invece confrontabili tra di loro e questo rende più confrontabili anche i rapporti.

Nel caso di Vicenza se per nichel e cromo nel PM10 non emerge un impatto visibile della fonte industriale, i valori di deposizione di nichel e cromo rivelano invece un impatto visibile di tale fonte, in misura confrontabile a quanto osservato per Aosta e Terni.

² Valori di nichel nel PM10 nei siti di controllo: Terni (PG-C): 1,1 ng/m³; Aosta (AO-LIC): 7,4 ng/m³; Vicenza (VI-QI): 7,2 ng/m³. Valori di cromo nel PM10 nei siti di controllo: Terni (PG-C): 2,0 ng/m³; Aosta (AO-LIC): 9,4 ng/m³; Vicenza (VI-QI): 13,7 ng/m³.

7.3. Altri metalli costituenti degli acciai speciali

Anche per gli altri metalli costituenti degli acciai speciali (Fe, Mn, Co, Mo) l'influenza delle emissioni dell'acciaieria nei siti di massima ricaduta di Aosta e di Terni è molto evidente, mentre lo è molto meno nel sito industriale-urbano di Vicenza (Figura 29).

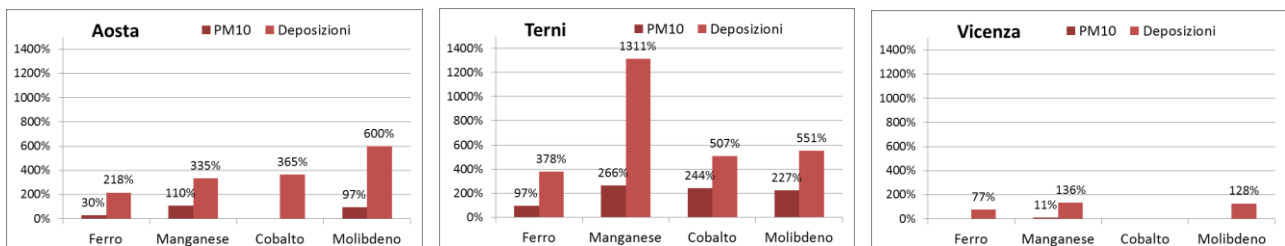


Figura 29 – Ferro, manganese, cobalto, molibdeno: differenze percentuali tra i valori misurati nei siti di massima ricaduta rispetto ai valori misurati nei corrispondenti siti di minima ricaduta. Nel caso di Vicenza non si tratta di “sito di massima ricaduta” ma di “sito urbano con ricaduta industriale”

Nel caso del cobalto occorre considerare che, al di là delle differenze in termini percentuali rispetto ai corrispondenti siti di minima ricaduta, i valori di tale metallo nei siti di massima ricaduta sia nel PM10 che nelle deposizioni sono piuttosto bassi rispetto ad altri metalli (cobalto nel PM10: Aosta (AO-PEP) 0,3 ng/m³, Terni (TR-P) 0,7 ng/m³. Depositions di cobalto: Aosta (AO-PEP) 5,9 µg/m²/d, Terni (TR-P) 4,2 µg/m²/d).

Manganese e molibdeno appaiono due indicatori efficaci, altrettanto quanto nichel e cromo, dell'impatto delle emissioni delle acciaierie.

7.4. Calcio e magnesio

Per quanto riguarda calcio e magnesio che sono i principali metalli costituenti della scoria, sono disponibili solo i dati di deposizione di Aosta e Terni. Anche per questi metalli le differenze sono evidenti e sono più elevate nel caso di Terni rispetto ad Aosta (Figura 30). Anche questi due metalli possono essere considerati indicatori efficaci dell'impatto provocato dalle emissioni delle acciaierie.

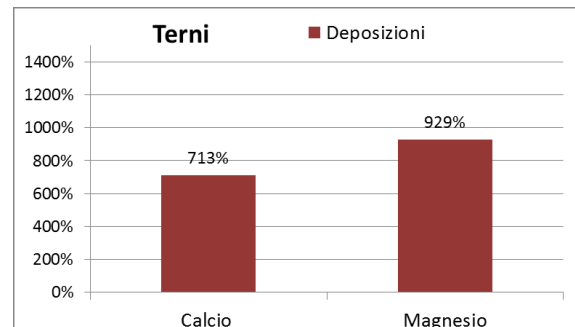
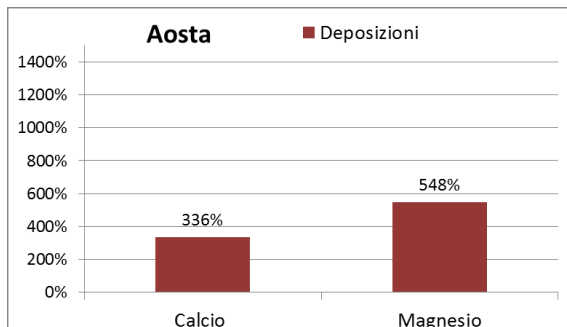


Figura 30 – Calcio e magnesio: differenze percentuali tra i valori misurati nei siti di massima ricaduta rispetto ai valori misurati nei corrispondenti siti di minima ricaduta

7.5. Metalli contaminanti del rottame

Anche per i metalli contaminanti del rottame (As, Cd, Pb, Zn) le differenze tra i siti di massima ricaduta e minima ricaduta sono evidenti per Aosta e Terni, mentre per Vicenza si osserva una certa differenza solo per lo zinco e per le deposizioni di piombo (Figura 31).

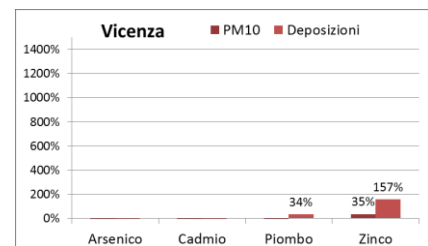
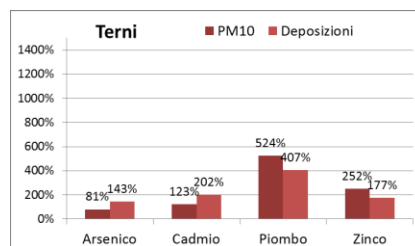
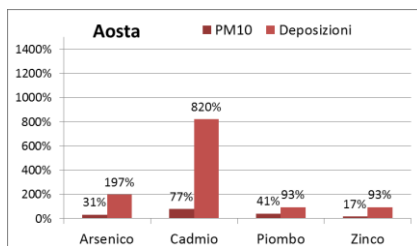


Figura 31 – Arsenico, cadmio, piombo, zinco: differenze percentuali tra i valori misurati nei siti di massima ricaduta rispetto ai valori misurati nei corrispondenti siti di minima ricaduta. Nel caso di Vicenza non si tratta di “sito di massima ricaduta” ma di “sito urbano con ricaduta industriale”

8. Stima quantitativa delle emissioni diffuse di polveri

8.1. Influenza delle emissioni diffuse sulle deposizioni atmosferiche

Le emissioni diffuse possono derivare da diverse sorgenti, tra le quali:

- emissioni fuggitive dagli impianti di captazione degli inquinanti;
- emissioni derivanti da fenomeni di risospensione eolica di polveri presenti sulle superfici interne dello stabilimento (vie di transito, piazzali, tetti degli edifici) e sui cumuli di stoccaggio di materiali polverulenti;
- emissioni derivanti dalla lavorazione (raffreddamento con acqua) della scoria calda;
- emissioni derivanti da operazioni di carico e scarico di materiali polverulenti.



Se le emissioni convogliate di polveri e metalli possono essere quantificate attraverso le misure a camino, nel caso delle emissioni diffuse la quantificazione è molto più complessa in quanto non è possibile individuare una modalità di misura di tali emissioni in grado di permetterne una quantificazione sufficientemente affidabile.

Attraverso il monitoraggio delle deposizioni nei dintorni dello stabilimento è tuttavia possibile misurare indirettamente l'impatto provocato dalle emissioni diffuse. Come già detto in precedenza, le deposizioni comprendono l'intero spettro granulometrico delle polveri, incluse quelle più grossolane, inducendo a supporre che su tale matrice l'impatto delle emissioni diffuse sia molto maggiore rispetto a quello delle emissioni convogliate, che essendo sottoposte a filtrazione non contengono le frazioni più grossolane di polveri.

Questa supposizione trova conferma nel fatto che la differenza tra i valori misurati nei siti di massima ricaduta e di minima ricaduta è molto più evidente nelle deposizioni atmosferiche che nel particolato aerodisperso PM10.

Nel presente paragrafo viene condotta una stima teorica delle emissioni diffuse per via indiretta incrociando i risultati delle misure di deposizione atmosferica con i risultati degli studi modellistici di dispersione delle emissioni.

Il calcolo viene condotto per i casi di Aosta e Terni, in cui il sito industriale è localizzato nella zona di massima ricaduta delle emissioni industriali ed è molto evidente la differenza dei valori di deposizioni totale tra il sito industriale di massima ricaduta e il sito di fondo urbano di minima ricaduta.

8.2. Influenza delle diverse sorgenti emissive sui valori di deposizione del sito industriale di massima ricaduta

Il valore di deposizione di polveri nel sito industriale di massima ricaduta ($Depo^{IND}$) è determinato da due contributi:

- il contributo delle sorgenti emissive dell'acciaieria ($Depo_{ACC}^{IND}$), che comprendono sia i camini che le sorgenti di emissione diffusa;
- il contributo delle altre sorgenti ($Depo_{altre_fonti}^{IND}$), che comprendono le fonti antropiche urbane (traffico veicolare, riscaldamento domestico, altre attività produttive) e le fonti naturali (principalmente la fonte crostale).



Pertanto si può assumere che:

$$Depo^{IND} = Depo_{ACC}^{IND} + Depo_{altre_fonti}^{IND}$$

Nel caso di Aosta e di Terni si può assumere, in prima approssimazione, che l'influenza delle "altre sorgenti" sui valori di deposizione totale del sito industriale (AO-PEP, TR-P) sia di entità confrontabile al sito di fondo urbano (AO-LIC, TR-BR). È possibile affermare ciò perché i due siti sono localizzati in uno stesso contesto territoriale/urbano che distano 2÷5 km in linea d'aria tra di loro e perché non ci sono altre attività antropiche che possano determinare differenze sensibili di impatto sulle deposizioni totali nei due siti. Pertanto si può assumere che:

$$Depo_{altre_fonti}^{IND} \cong Depo^{FU}$$

È pertanto possibile esprimere il valore di deposizione totale del sito industriale in questo modo:

$$Depo^{IND} = Depo_{ACC}^{IND} + Depo^{FU}$$

Considerando che il contributo delle emissioni dell'acciaieria ($Depo_{ACC}^{IND}$) è dato sia dalla somma del contributo delle emissioni convogliate ($Depo_{ACC_conv}^{IND}$) e del contributo delle emissioni diffuse ($Depo_{ACC_diffuse}^{IND}$), è possibile scrivere:

$$Depo^{IND} = Depo_{ACC_conv}^{IND} + Depo_{ACC_diffuse}^{IND} + Depo^{FU} \quad (1)$$

dove:

$Depo^{IND}$ = valore di deposizione totale misurato nel sito industriale di massima ricaduta (AO-PEP per Aosta, TR-P per Terni);

$Depo^{FU}$ = valore di deposizione totale misurato nel sito di fondo urbano di minima ricaduta (AO-LIC per Aosta, TR-BR per Terni);

$Depo_{ACC_conv}^{IND}$ = valore di deposizione totale provocato dalla ricaduta delle emissioni CONVOGLIATE dell'acciaieria;

$Depo_{ACC_diffuse}^{IND}$ = valore di deposizione totale provocato dalla ricaduta delle emissioni DIFFUSE dell'acciaieria.



8.3. Stima del valore di deposizione totale provocato dalle emissioni convogliate

Il valore di $Depo_{ACC_conv}^{IND}$ può essere stimato con lo studio modellistico di dispersione delle emissioni di polveri dell'acciaieria.

La modellizzazione delle emissioni convogliate è pratica consolidata e consente di risalire con un buon grado di affidabilità a una stima delle ricadute ambientali delle emissioni.

Le emissioni convogliate derivano da camini di cui è nota la localizzazione spaziale e l'altezza di sbocco e, grazie alle misure alle emissioni condotte nell'ambito del Piano di monitoraggio e controllo previsto dall'AIA, sono note anche le caratteristiche fisiche (velocità e temperatura) e la concentrazione di polveri dell'effluente gassoso emesso.

Secondo gli studi modellistici il valore di deposizione totale provocato dalla ricaduta delle emissioni CONVOGLIATE dell'acciaieria nel sito industriale è stimato pari a:

- Aosta: $Depo_{ACC_conv}^{IND} = 0,2 \text{ mg/m}^2/\text{d}$;
- Terni: $Depo_{ACC_conv}^{IND} = 0,8 \text{ mg/m}^2/\text{d}$

8.4. Stima del valore di deposizione totale provocato dalle emissioni diffuse

Il valore di $Depo_{ACC_diffuse}^{IND}$ può essere ricavato dalla relazione (1) per differenza:

$$Depo_{ACC_diffuse}^{IND} = Depo^{IND} - Depo^{FU} - Depo_{ACC_conv}^{IND} \quad (2)$$

Dove:

$Depo^{IND}$ = valore mediano³ di deposizione totale nel sito industriale di massima ricaduta;

$Depo^{FU}$ = valore mediano di deposizione totale nel sito di fondo urbano di minima ricaduta;

$Depo_{ACC_conv}^{IND}$ = valore medio di deposizione totale nel sito industriale di massima ricaduta dovuto alle ricadute delle emissioni convogliate stimato con lo studio modellistico.

³ In questo caso viene preso a riferimento il valore mediano della serie invece del valore medio in quanto i valori di deposizione sono caratterizzati dalla presenza di pochi singoli valori mensili della serie molto più elevati degli altri a causa presumibilmente di eventi di emissione diffusa sporadici e molto impattanti. L'obiettivo in questo caso è risalire ad una stima quantitativa delle emissioni diffuse che sia rappresentativa delle normali condizioni di esercizio e di gestione degli impianti

Tabella 19 – Valori di deposizione totale presi a riferimento per la stima delle emissioni diffuse di polveri totali delle acciaierie

		$Depo^{IND}$	$Depo^{FU}$	$Depo_{ACC_conv}^{IND}$
Aosta	mg/m ² /d	157	91	0,2
Terni	mg/m ² /d	346	115*	0,8

* Le misure di deposizione totale nel sito di fondo urbano di Terni-Borgo Rivo sono state avviate a dicembre 2015; il valore indicato è il valore mediano del periodo di misura compreso tra gennaio e dicembre 2016

Risulta pertanto che:

- Aosta: $Depo_{ACC_diffuse}^{IND} = 157 - 91 - 0,2 = 66 \text{ mg/m}^2/\text{d}$;
- Terni: $Depo_{ACC_diffuse}^{IND} = 346 - 115 - 0,8 = 230 \text{ mg/m}^2/\text{d}$

Si nota in particolare che il contributo stimato delle emissioni convogliate sul valore di deposizione totale misurato nei siti industriali è trascurabile.

8.5. Stima quantitativa del flusso di emissione diffusa di polveri

Nel caso delle emissioni diffuse, a differenza delle emissioni convogliate, non è possibile disporre di dati affidabili sulle caratteristiche fisiche e sulla concentrazione degli inquinanti dell'effluente gassoso emesso e nella maggior parte dei casi non è possibile definire con certezza la localizzazione e l'altezza di fuoriuscita.

È tuttavia possibile condurre uno studio modellistico di dispersione semiquantitativo assimilando le fonti di emissione diffusa a sorgenti areali caratterizzate da un flusso emissivo costante nel tempo, posto pari a 1 mg/s con velocità di fuoriuscita dell'effluente gassoso pari a 2 m/s.

Nel caso di Aosta sono state individuate due sorgenti di emissione diffusa, localizzate in corrispondenza dei tetti del reparto acciaieria e del reparto scorie, considerate le principali fonti di emissione dello stabilimento, aventi forma rettangolare di superficie pari all'intera zona occupata dal reparto stesso e posta alla quota dei tetti degli edifici (Figura 32).

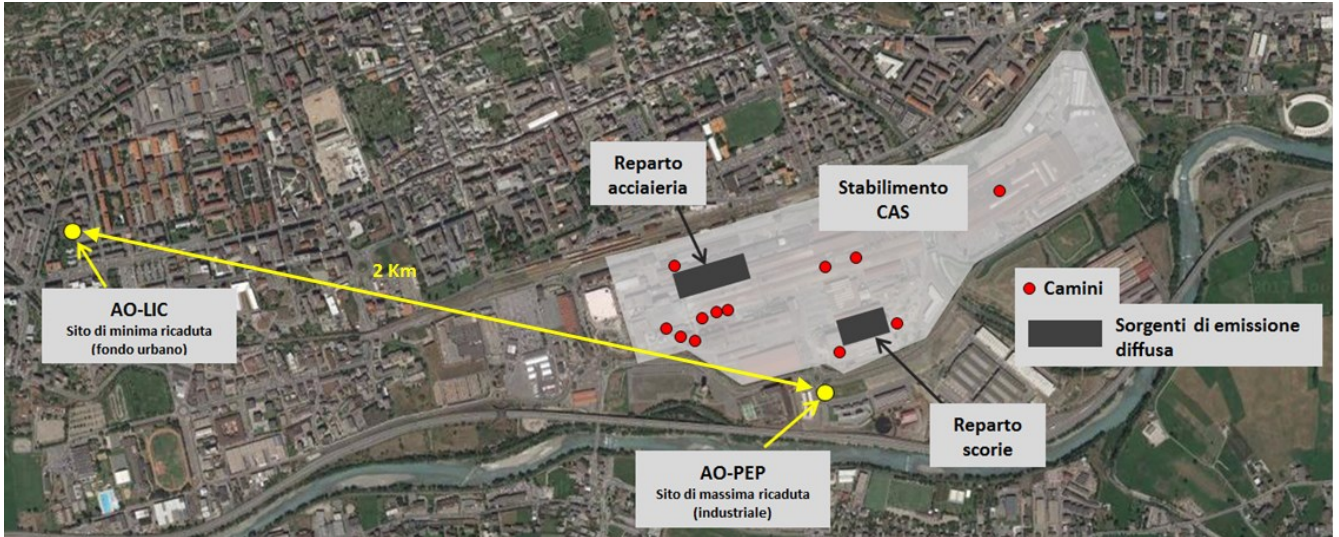


Figura 32 – Sorgenti di emissione in atmosfera di polveri convogliate e diffuse dello stabilimento CAS di Aosta considerate nello studio modellistico

Nel caso di Terni le principali fonti di emissione diffusa sono state individuate nella fossa scorie e nel cumulo scorie (Figura 33).

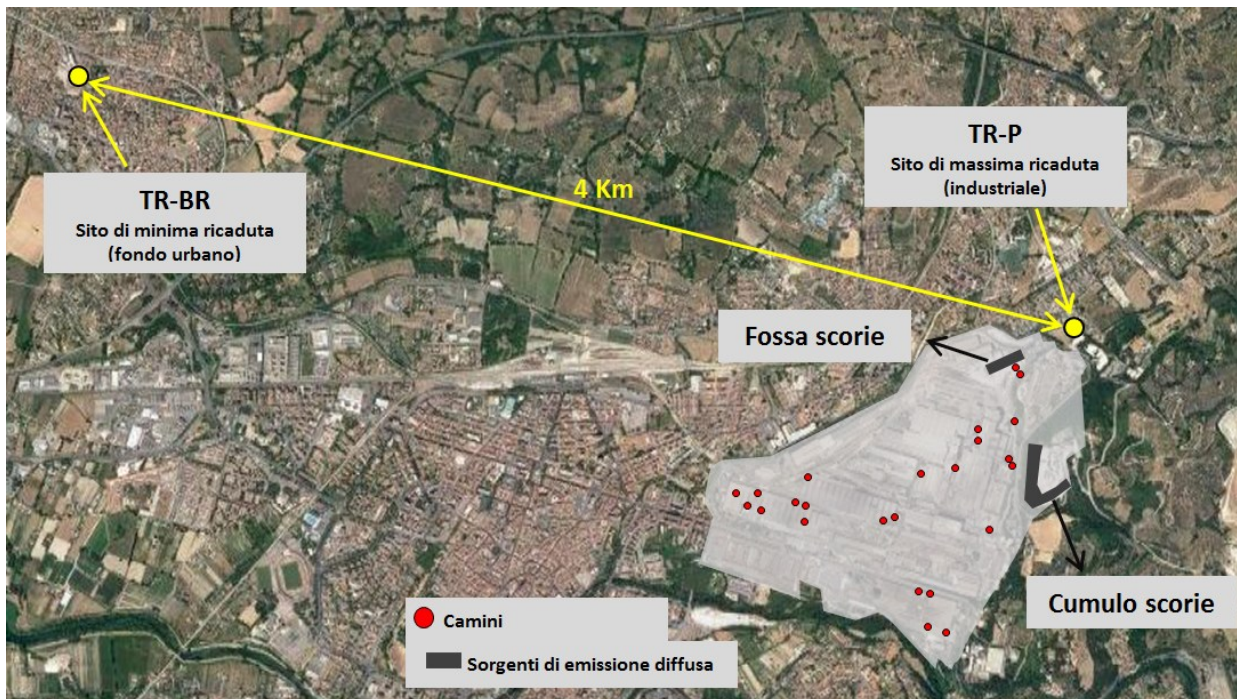


Figura 33 – Sorgenti di emissione in atmosfera di polveri convogliate e diffuse dello stabilimento AST di Terni considerate nello studio modellistico

Lo studio permette di stimare un valore teorico di deposizione provocato dalle emissioni DIFFUSE di polveri ($Depo_{ACC_diffuse_teorico}^{IND}$) che, pur non fornendo direttamente una stima del valore di deposizione provocato, consente di determinare il cosiddetto “fattore di diluizione” che è un indice che caratterizza le modalità di dispersione delle emissioni diffuse nell’ambiente esterno e lega la fonte di emissione diffusa al valore di deposizione provocato mediante la relazione seguente:

$$Depo_{ACC_diffuse_teorico}^{IND} = F_{ACC_diffuse}^{IND} \cdot E_{ACC_diffuse_teorico}$$

dove:

$E_{ACC_diffuse_teorico}$ = flusso di massa della fonte di emissione diffusa teorico ipotizzato pari a 1 mg/s;

$Depo_{ACC_diffuse_teorico}^{IND}$ = valore di deposizione di polveri teorico provocato dalle emissioni diffuse stimato con lo studio modellistico (mg/m²/d);

$F_{ACC_diffuse_teorico}^{IND}$ = fattore di diluizione specifico di ricaduta delle emissioni diffuse nel sito industriale AO-PEP (s/m²/d).

Il valore del fattore di diluizione $F_{ACC_diffuse_teorico}^{IND}$ è pertanto dato dal rapporto:

$$F_{ACC_diffuse_teorico}^{IND} = \frac{Depo_{ACC_diffuse_teorico}^{IND}}{E_{ACC_diffuse_teorico}}$$

Dagli studi modellistici sulle emissioni diffuse condotti per Aosta e Terni con le modalità sopra descritte risulta che:

- Aosta: $F_{ACC_diffuse_teorico}^{IND} = 0,006$ s/m²/d (valore medio annuale);
- Terni: $F_{ACC_diffuse_teorico}^{IND} = 0,008$ s/m²/d (condizioni di brezza) ÷ 0,021 s/m²/d (condizioni di calma di vento).

A questo punto, è possibile risalire alla stima quantitativa del flusso di emissione diffuse con la relazione:

$$E_{ACC_diffuse} = \frac{Depo_{ACC_diffuse}^{IND}}{F_{ACC_diffuse_teorico}^{IND}}$$

dove:

$Depo_{ACC_diffuse}^{IND}$ = valore ottenuto per differenza dalla relazione (2);



$F_{ACC_diffuse_teorico}^{IND}$ = valore determinato con lo studio modellistico sopra descritto.

Il calcolo di stima del flusso di massa di emissione diffusa è riportato nella Tabella 20 seguente.

Tabella 20 – Calcolo di stima del flusso di massa di emissione diffusa di polvere totale

	$Depo_{ACC_diffuse}^{IND}$ mg/m ² /d	$F_{ACC_diffuse_teorico}^{IND}$ s/m ² /d	$E_{ACC_diffuse}$ mg/s
Aosta	66	0,006	11.000
Terni	230	0,008 ÷ 0,021	10.950 ÷ 25.750

Considerando che il tempo effettivo di funzionamento annuale degli impianti (valore desunto dai piani di monitoraggio e controllo AIA) è pari a circa 5200 h/anno per Aosta e a 6200 h/anno per Terni, si può stimare un flusso annuale di emissione diffusa di polveri pari a:

- Aosta: $E_{ACC_diffuse} \cong 200$ tonnellate/anno;
- Terni: $E_{ACC_diffuse} \cong 200 \div 540$ tonnellate/anno.

Pertanto, dal calcolo di stima così condotto in termini di flusso di massa annuale, risulterebbe che il flusso delle emissioni diffuse di polveri totali è superiore di un ordine di grandezza rispetto al flusso delle emissioni convogliate (Tabella 21).

Tabella 21 – Confronto tra il flusso di massa annuale delle emissioni diffuse di polveri totali (valore stimato attraverso le misure di deposizione atmosferica e lo studio di simulazione modellistica) e il flusso di massa annuale di emissione delle emissioni convogliate (valore derivato da misure alle emissioni)

	$E_{ACC_diffuse}$ tonnellate/anno	$E_{ACC_convogliate}$ tonnellate/anno
Aosta	200	8
Terni	200 ÷ 540	35

È inoltre possibile calcolare anche il fattore di emissione delle emissioni diffuse di polveri rispetto alla quantità di acciaio spillato, confrontandolo con il corrispondente valore delle emissioni convogliate (Tabella 22). In tal caso emerge che se per le emissioni convogliate i fattori di emissione delle due acciaierie sono tra loro confrontabili, per le emissioni diffuse il fattore di



emissione medio dell'acciaiera di Aosta è sensibilmente superiore al range di valori stimato per l'acciaiera di Terni.

Tabella 22 – Fattori di emissione di polveri totali per le emissioni diffuse (valore stimato attraverso le misure di deposizione atmosferica e lo studio di simulazione modellistica) e per le emissioni convogliate (valore derivato da misure alle emissioni). I valori sono espressi in grammi di polvere emessa per tonnellata di acciaio liquido spillato

	Emissioni diffuse g/t	Emissioni convogliate g/t
Aosta	943	39
Terni	205 ÷ 554	36

8.6. *Precisazioni*

La stima condotta con questa tecnica ha carattere indicativo, utile per avere indicazioni dell'ordine di grandezza del flusso delle emissioni diffuse.

Per una stima più affidabile sarebbe opportuno condurre il calcolo indiretto rispetto a più punti di misura, individuando almeno 2-3 punti di misura in prossimità delle fonti emissive nelle direzioni di maggiore ricaduta secondo le simulazioni modellistiche e calcolando una media dei flussi di emissione calcolati per ogni punto.

9. **Conclusioni**

Il progetto è consistito nel monitoraggio dell'impatto ambientale sull'inquinamento atmosferico provocato dalle emissioni degli stabilimenti di produzione di acciai speciali soggetti ad Autorizzazione Integrata Ambientale regionale.

Sono state prese in considerazione tre città caratterizzata dalla presenza di stabilimenti di produzione dell'acciaio localizzati all'interno del tessuto urbano (Figura 34):

- Cogne Acciai Speciali Spa di Aosta
- Acciai Speciali Terni Spa di Terni
- Acciaierie Beltrame Spa e Acciaierie Valbruna di Vicenza.



Figura 34 – Localizzazione delle città in cui sono stati condotti i monitoraggi

In ognuno dei tre casi studio i monitoraggi sono stati condotti in tre diversi siti:

- un sito industriale di massima ricaduta delle emissioni dell'acciaieria, situato in prossimità dello stabilimento;
- un sito di fondo urbano di minima ricaduta delle emissioni dell'acciaieria, situato nella stessa città dello stabilimento;
- un sito di fondo urbano di controllo, situato in una realtà urbana diversa dalla città oggetto di studio in cui l'impatto delle fonti urbane sull'inquinamento atmosferico è considerato confrontabile.

Nel caso di Vicenza il sito industriale è stato scelto in una zona urbana in cui si ha l'influenza della ricaduta delle emissioni industriali, per cui è più opportuno parlare di "sito industriale-urbano" piuttosto che di "sito di massima ricaduta".

I monitoraggi sono stati condotti per un anno solare secondo un protocollo di misure condiviso e conforme ai requisiti della normativa vigente di qualità dell'aria.

Il confronto dei valori misurati nei diversi siti ha consentito di discriminare per i singoli inquinanti l'influenza della fonte industriale considerata dalle altre fonti urbane, costituite principalmente da traffico e riscaldamento.



Dall'analisi dei risultati emerge che l'impatto delle emissioni delle acciaierie su PM10 e PM2.5 è poco visibile anche nei siti industriali ed è sensibilmente inferiore a quello delle fonti urbane (traffico e riscaldamento domestico).

L'impatto ambientale delle acciaierie risulta evidente per i metalli markers della produzione dell'acciaio, in particolare per nichel e cromo, principali costituenti degli acciai inossidabili che sono una fetta considerevole della produzione degli acciai speciali.

Le emissioni delle acciaierie alterano in modo significativo la composizione in metalli sia del PM10 ma soprattutto delle deposizioni. In particolare, per queste ultime, oltre ad osservare forti differenze tra i siti di massima e di minima ricaduta, emergono differenze significative anche tra questi ultimi e i siti di controllo, rivelando una contaminazione diffusa dell'area che ospita lo stabilimento anche a livello di centro urbano.

L'evidenza di impatto sulle deposizioni è legato alla ricaduta delle emissioni diffuse di polveri che, a differenza delle emissioni convogliate, non vengono sottoposte a filtrazione e pertanto comprendono anche le frazioni più grossolane del particolato.

Oltre che su nichel e cromo l'impatto delle emissioni delle acciaierie è evidente anche su altri metalli costituenti degli acciai (manganese, molibdeno, ferro) e, anche se in misura minore, sui metalli contaminanti del rottame (arsenico, cadmio, piombo, zinco).

I monitoraggi di PCDD/F hanno rivelato valori molto bassi in tutte e tre le città e non emergono differenze tra i siti di massima ricaduta e i siti di minima ricaduta, dimostrando che le acciaierie non hanno una influenza visibile su tali inquinanti nel particolato sospeso. Nel sito di Terni tali contaminanti sono stati determinati insieme ai PCB anche nelle deposizioni ed in questo caso viene rilevata una piccola differenza sistematica tra sito di massima ricaduta e sito di fondo urbano soprattutto per i PCB.

Anche nel caso del benzo(a)pirene non emerge una influenza visibile delle emissioni delle acciaierie. Tale inquinante è legato alle emissioni del traffico veicolare e del riscaldamento domestico.

Terni è la città in cui l'impatto delle emissioni dell'acciaieria è più elevato rispetto alle altre città, come del resto è maggiore la produzione della locale acciaieria. In particolare nel sito industriale di massima ricaduta di Terni-Prisciano il valore di nichel nel PM10 (38 ng/m^3) è sensibilmente superiore al valore obiettivo di 20 ng/m^3 previsto dal Dlgs 155/2010.



Anche nel caso di Aosta l'impatto delle emissioni dell'acciaieria nel sito di massima ricaduta risulta evidente e le differenze dei valori degli inquinanti rispetto al sito di minima ricaduta sono confrontabili con quanto rilevato a Terni. Tuttavia nel caso di Aosta l'impatto delle emissioni dell'acciaieria è di entità minore rispetto a Terni e i valori limite e obiettivo di qualità dell'aria sono rispettati.

Nel caso di Vicenza l'impatto dell'acciaieria nel sito industriale-urbano è molto meno evidente rispetto alle altre due città e risulta invece di entità maggiore l'impatto delle fonti urbane, come emerge dai valori di PM10 dei siti di fondo urbano di Vicenza che sono sensibilmente più elevati rispetto di quelli di Terni e di Aosta. A tale proposito occorre considerare che il sito industriale di Vicenza è posto ad una distanza sensibilmente maggiore dalla fonte industriale (circa 3 km) rispetto ad Aosta e Terni (500-800 metri).

Nell'ambito del progetto è stato condotto anche un esercizio di calcolo per la stima quantitativa delle emissioni diffuse di polveri, integrando i risultati dei monitoraggi delle deposizioni atmosferiche totali e i risultati degli studi modellistici di dispersione delle emissioni convogliate e diffuse. Da tale stima, condotta per Aosta e per Terni, emerge che il flusso di massa annuale delle emissioni diffuse di polveri è superiore di oltre un ordine di grandezza rispetto alle emissioni convogliate. Questo induce a dedicare particolare attenzione agli impatti delle emissioni diffuse di polveri degli stabilimenti di produzione degli acciai speciali che sono un ambito ancora poco conosciuto e difficile da monitorare.

Allegati:

Allegato1 – Convenzione tra ARPA VdA e ARPA Umbria per studio modellistico e analisi chimiche di PCDD/F su filtri di particolato PM10

Allegato 2 – Locandina presentazione convegno di Terni 17-18/06/2014

Allegato 3 – Report su prove in parallelo per la definizione del metodo di misura di PCDD/F in aria ambiente

Allegato 4 – Metodo di misura della deposizione atmosferica totale messo a punto da ARPA Valle d'Aosta

Allegato 5 – Studi di simulazione modellistica delle emissioni diffuse delle acciaierie di Aosta e di Terni



BIBLIOGRAFIA

Federacciai, *“La siderurgia italiana in cifre, 2013”* (www.federacciai.it)

Moretto L., *“Il caso della Cogne di Aosta: siderurgia, territorio, architettura”*, 2002

European Commission, *“JRC Reference Report – Best Available Techniques Reference Document for Iron and Steel Production”*, 2013

ARPAV, *“Progetto acciaierie - Monitoraggio della qualità dell'aria presso Altavilla Vicentina, Vicenza Ferrovieri e Vicenza quartiere Italia – 2015/2016”*, 2017 (www.arpa.veneto.it)