

FACOLTA' DI INGEGNERIA

**CORSO DI LAUREA IN INGEGNERIA PER L' AMBIENTE E IL
TERRITORIO**

TESI DI LAUREA

IN

INGEGNERIA SANITARIA AMBIENTALE

**ANALISI E CONTROLLO DEI COMPOSTI
INQUINANTI RILASCIATI IN ATMOSFERA
DALL' IMPIANTO DI TRATTAMENTO RIFIUTI
SPECIALI FURIA SRL, CAORSO, PC.**

**CANDIDATO
LUCA FABBRI**

**RELATORE
Chiar.mo Prof.
MAURIZIO MANCINI
CORRELATORI
Chiar.mi Prof.
GIANNI LUIGI BRAGADIN
MARCO BERGONZONI**

Anno Accademico 2008/09

Sessione III

INDICE

INTRODUZIONE.....	pag 4
– Rifiuti: un problema a livello mondiale.....	pag 4
– Legislazione europea.....	pag 5
– Legislazione nazionale.....	pag 8
– Situazione dei rifiuti in Italia.....	pag 13
– Situazione dei rifiuti in Emilia Romagna.....	pag 18
– Descrizione del mio lavoro.....	pag 24
CAPITOLO 1 – Descrizione della ditta Furia srl	pag 26
1.1 L’ impianto.....	pag 26
1.2 L’ inquadramento normativo.....	pag 26
1.3 Gestione dei rifiuti.....	pag 36
1.4 Linee di trattamento.....	pag 42
1.4.1 Linea di vagliatura e lavaggio.....	pag 46
1.4.2 Linea di raffinazione scorie.....	pag 65
1.4.3 Linea di stabilizzazione/solidificazione.....	pag 71
1.4.4 Linea di disidratazione meccanica.....	pag 76
1.4.5 Linea di igienizzazione dei fanghi biologici.....	pag 79
1.4.6 Linea di trattamento chimico- fisico.....	pag 79
1.4.7 Linea di cernita e adeguamento volumetrico.....	pag 80
CAPITOLO 2 – Impatti ambientali derivanti dai processi di trattamento rifiuti.....	pag 81
CAPITOLO 3 – Simulazione della dispersione atmosferica degli inquinanti.....	pag 89

3.1	Teoria dei modelli di dispersione atmosferica.....	pag 90
3.2	Caline3.....	pag 109
3.3	Prima fase della simulazione.....	pag 115
3.3.1.	Scelta dei dati di input.....	pag 115
3.3.2.	Modifiche all' algoritmo di Caline3.....	pag 120
3.3.3.	Acido Solfidrico.....	pag 122
3.3.4.	Ammoniaca.....	pag 141
3.3.5.	Benzene.....	pag 151
3.3.6.	PTS e PM ₁₀	pag 156
3.4	Seconda fase della simulazione.....	pag 159
3.5	Terza fase della simulazione.....	pag 165

CAPITOLO 4 – Validazione dei risultati.....pag 186

**CAPITOLO 5 – Possibili sistemi di abbattimento degli
effluenti inquinanti.....pag 193**

CONCLUSIONI.....pag 199

BIBLIOGRAFIA..... pag 202

INTRODUZIONE

Rifiuti: un problema a livello mondiale

La gestione e lo smaltimento dei rifiuti sono due aspetti che hanno assunto negli ultimi anni una dimensione sempre maggiore a livello internazionale, nazionale e locale: il motivo principale risiede nell'attuale sistema socio-economico basato sulla crescita della produzione e del consumo di beni e servizi. L'economia del XXI secolo richiede un grande consumo di risorse naturali (materie prime, energia, suolo) per poter far fronte alla continua sete di beni primari, la quale è aumentata enormemente a seguito degli sviluppi tecnologici che hanno favorito la diversificazione dei processi produttivi e la moltiplicazione delle tipologie di prodotti, rendendo sempre più mutevoli i modelli di consumo e produzione.

La continua e smisurata produzione di rifiuti è il primo problema che dovrebbe essere affrontato concretamente: infatti ogni anno soltanto in Europa sono prodotti circa 1,3 miliardi di tonnellate di rifiuti, di cui 40 milioni di tonnellate di natura pericolosa. La produzione dei rifiuti, dagli anni '90 ad oggi, ha continuato a crescere parallelamente all'aumento della ricchezza e agli standard di vita sempre più elevati dei paesi occidentali.

Tra il 1990 e il 1995, il totale dei rifiuti prodotti è aumentato di circa il 10% e si prevede che intorno al 2020 la produzione dei rifiuti possa aumentare del 45% rispetto al 1995.

Per tutti questi motivi, la produzione di rifiuti è ormai da alcuni anni al centro di tematiche politico-ambientali a livello internazionale ed europeo: non a caso diversi programmi europei d'azione per l'ambiente hanno posto al centro dell'attenzione proprio tale tematica e l'Europa ha promosso ed integrato una serie di normative di settore allo scopo di raggiungere una maggiore tutela dell'ambiente e della salute umana.

Ad esempio la protezione dell'ambiente nella logica dello sviluppo sostenibile costituisce uno degli aspetti centrali delle politiche della UE: infatti, nell'articolo

174.2 del trattato di Maastricht (1992), troviamo scritto che “ *La politica della Comunità in materia ambientale mira ad un elevato livello di tutela, tenendo conto della diversità delle situazioni nelle varie regioni della Comunità. Essa è fondata sui principi della precauzione e dell’ azione preventiva, sul principio della correzione, in via prioritaria alla fonte, dei danni causati all’ ambiente, nonché sul principio di chi inquina paga*”.

L’ azione dell’ Unione Europea si realizza tramite Programmi pluriennali d’ azione: quello attualmente in corso è il 6° programma d’ azione “ Ambiente 2010: il nostro futuro, la nostra scelta” che, iniziato nel 2002, terminerà nel 2010. Il sesto programma d’ azione per l’ ambiente si concentra su quattro settori d’ intervento prioritari: il cambiamento climatico, la biodiversità, l’ ambiente e la salute e la gestione sostenibile delle risorse e dei rifiuti. In quest’ ultimo settore l’ obiettivo è quello di garantire che il consumo di risorse rinnovabili e non rinnovabili non superi la capacità di carico dell’ ambiente e dissociare dalla crescita economica l’ uso delle risorse, migliorando l’ efficienza di queste ultime e diminuendo la produzione di rifiuti. Lo scopo principale è ridurre la quantità finale del 20% entro il 2010 e del 50% entro il 2050. All’ interno di questo settore sono definite anche le azioni da intraprendere:

- elaborare una strategia per la gestione sostenibile delle risorse, fissando priorità e riducendo il consumo;
- stabilire un onere fiscale sull’ uso delle risorse;
- eliminare le sovvenzioni che incentivano l’ uso eccessivo di risorse;
- inserire considerazioni di uso efficiente delle risorse nella politica integrata dei prodotti, nei programmi di etichettatura ecologica, nei sistemi di valutazione ambientale;
- elaborare una strategia per il riciclo dei rifiuti;
- migliorare i sistemi vigenti di gestione dei rifiuti ed investire nella prevenzione quantitativa e qualitativa;
- integrare la prevenzione dei rifiuti nella politica integrata dei prodotti e nella strategia comunitaria sulle sostanze chimiche.

Legislazione europea

La Commissione UE ha avviato un processo di profonda revisione della normativa che si è completato con la recente approvazione della nuova Direttiva Quadro sulla Gazzetta

Ufficiale dell'Unione Europea, la direttiva 2008/98/CE del 19 Novembre 2008 che, oltre alla 75/439/CEE- Olii usati e alla 91/689/CEE, abroga la normativa di settore vigente 2006/12/CE con effetto dal 12 Dicembre 2010.

La normativa attualmente in vigore ha tra i suoi diversi obiettivi anche quello di stabilire il quadro di riferimento entro cui muoversi nella disciplina dei rifiuti: tuttavia, a causa della presenza di alcune definizioni e concetti non del tutto chiari e sufficientemente precisi, ed anche a causa di una società che negli ultimi anni ha basato il proprio stile di vita su un consumo sfrenato di beni con un conseguente aumento della produzione di rifiuti, il Parlamento europeo ha sentito l' esigenza di emanare la direttiva 2008/98 incentrata sulla tematica dei rifiuti in modo tale da togliere tutte le ambiguità presenti nella direttiva precedente e definire un preciso *modus operandi*, che deve essere perseguito da tutti gli stati membri.

In particolare, con la nuova direttiva, si cerca di precisare alcuni concetti basilari come le definizioni di rifiuto, di recupero, di smaltimento, di prevenzione, di riutilizzo, di preparazione per il riutilizzo, di trattamento, di riciclaggio, e si deve anche operare una netta distinzione tra il concetto di recupero e di smaltimento, come ad esempio spiegare in maniera esaustiva quando l' incenerimento dei rifiuti urbani è efficiente dal punto di vista energetico e può essere considerato un' operazione di recupero.

Viene definita anche la seguente gerarchia, da applicare quale ordine di priorità della normativa e della politica in materia di prevenzione e gestione dei rifiuti:

1. prevenzione;
2. preparazione per il riutilizzo;
3. riciclaggio;
4. recupero di altro tipo, per esempio il recupero di energia;
5. smaltimento.

La nuova Direttiva Quadro pone alla base dell'attuale politica di gestione dei rifiuti, la prevenzione e la riduzione della produzione e della pericolosità degli stessi, da perseguire anche attraverso incentivi al riutilizzo, al riciclaggio e al recupero con una contestuale riduzione degli impatti ambientali negativi legati all'utilizzo delle risorse naturali: viene introdotto il concetto di ciclo di vita dei rifiuti.

Viene prevista, tra l'altro, la predisposizione, da parte degli Stati membri, di programmi con specifici «obiettivi di prevenzione » e con la descrizione delle misure adottate per la loro

attuazione: scopo di tali obiettivi e misure è « dissociare la crescita economica dagli impatti ambientali connessi alla produzione dei rifiuti».

Vengono inoltre affrontate in maniera articolata ed approfondita le varie definizioni del settore e in particolare di sottoprodotto: quest' ultimo è considerato tale se vengono soddisfatte le seguenti condizioni:

- deve essere certo che la sostanza sarà ulteriormente utilizzata;
- la sostanza o l' oggetto può essere utilizzata direttamente senza alcun ulteriore trattamento diverso dalla normale pratica industriale;
- l' utilizzo deve soddisfare tutti i requisiti pertinenti riguardanti la protezione della salute e dell' ambiente

Un altro concetto interessante presente nella direttiva è quello di prodotto recuperabile: questo infatti non viene più considerato rifiuto qualora sia sottoposto ad un' operazione di recupero, come il riciclaggio, e soddisfi criteri specifici. Fra questi, per esempio, l' esistenza di un mercato o il rispetto di requisiti e di standard prefissati per ogni singolo prodotto.

Si cerca quindi di andare verso una “società del riciclaggio” cercando di evitare la produzione di rifiuti e di utilizzare quest' ultimi come risorse.

Se si volessero riportare i concetti cardine attraverso cui la direttiva 2008/98 relativa ai rifiuti cerca di raggiungere il proprio obiettivo, in sintesi si potrebbe avere il seguente schema:

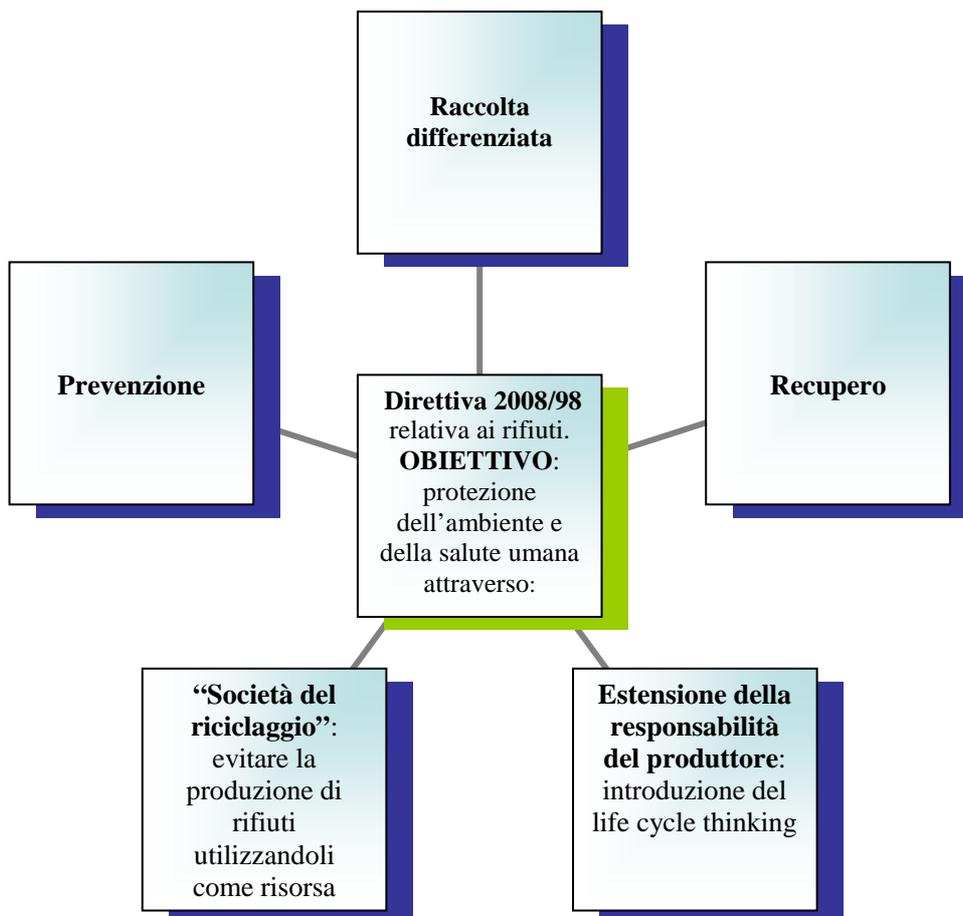


Figura 1 - Punti chiave della direttiva 2008/98

Il Parlamento europeo si propone quindi l'obiettivo di dissociare la crescita economica dalla produzione di rifiuti, offrendo un quadro giuridico volto a controllare tutto il ciclo dei rifiuti, dalla produzione allo smaltimento (ciclo di vita del prodotto/rifiuto), ponendo l'accento sul recupero e il riciclaggio.

Legislazione nazionale

La normativa di riferimento a livello nazionale in materia di rifiuti è rappresentata dal D.Lgs. 152/2006, emanato in attuazione della legge 308/2004 "delega ambientale" e recante "norme in materia ambientale". Tale Decreto, formato da 318 articoli suddivisi in 6 parti e 45 allegati, dedica la quarta parte alle "Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati" (articoli 177-266) ed ha abrogato una serie di provvedimenti precedenti tra cui il Decreto legislativo n. 22 del 5 Febbraio 1997, denominato "Decreto Ronchi", che fino alla data di entrata in vigore del D.lgs. 152/06 ha rappresentato la legge quadro di riferimento in materia di rifiuti.

A onor del vero nel 2008, con il D.Lgs. 4 (Secondo correttivo), è stata operata una sorta di revisione del D.Lgs. 152/06 che si è resa necessaria per adeguare le disposizioni della norma nazionale al diritto comunitario, anche in relazione alle diverse procedure di infrazione aperte nei confronti dell'Italia.

La definizione di rifiuto è stabilita dall' articolo 6 del Decreto Ronchi: “..qualsiasi sostanza od oggetto che rientra nelle categorie riportate nell' allegato A e di cui il detentore si disfi,abbia deciso o abbia l' obbligo di disfarsi.

L' allegato A individua diverse categorie di rifiuti:

ALLEGATO A

Categorie di rifiuti

- Q1** *Residui di produzione o di consumo in appresso non specificati*
- Q2** *Prodotti fuori norma*
- Q3** *Prodotti scaduti*
- Q4** *Sostanze accidentalmente riversate, perdute o aventi subito qualunque altro incidente, compresi tutti i materiali, le attrezzature, ecc. contaminati in seguito all'incidente in questione*
- Q5** *Sostanze contaminate o insudiciate in seguito ad attività volontarie (a esempio residui di operazioni di pulizia, materiali da imballaggio, contenitori, ecc.)*
- Q6** *Elementi inutilizzabili (a esempio batterie fuori uso, catalizzatori esausti, ecc.)*
- Q7** *Sostanze divenute inadatte all'impiego (a esempio acidi contaminati, solventi contaminati, sali da rinverdimento esauriti, ecc.)*
- Q8** *Residui di processi industriali (a esempio scorie, residui di distillazione, ecc.)*
- Q9** *Residui di procedimenti antinquinamento (a esempio fanghi di lavaggio di gas, polveri di filtri dell'aria, filtri usati, ecc.)*
- Q10** *Residui di lavorazione/sagomatura (a esempio trucioli di tornitura o di fresatura, ecc.)*
- Q11** *Residui provenienti dall'estrazione e dalla preparazione delle materie prime (a esempio residui provenienti da attività minerarie o petrolifere, ecc.)*
- Q12** *Sostanze contaminate (a esempio olio contaminato da PCB, ecc.)*
- Q13** *Qualunque materia, sostanza o prodotto la cui utilizzazione è giuridicamente vietata*

Q14 *Prodotti di cui il detentore non si serve più (a esempio articoli messi fra gli scarti dell'agricoltura, dalle famiglie, dagli uffici, dai negozi, dalle officine, ecc.)*

Q15 *Materie, sostanze o prodotti contaminati provenienti da attività di riattamento di terreni*

Q16 *Qualunque sostanza, materia o prodotto che non rientri nelle categorie sopra elencate.*

Tutti i rifiuti sono identificati da un codice a sei cifre: l'elenco dei codici identificativi, detto CER (Catalogo Europeo dei Rifiuti), è articolato in 20 classi, ognuna delle quali raggruppa rifiuti che derivano da uno stesso ciclo produttivo. All'interno dell'elenco, i rifiuti pericolosi sono contrassegnati da un asterisco: in particolare alcune tipologie di rifiuti sono classificate come pericolose o non pericolose fin dall'origine, mentre per altre la pericolosità dipende dalla concentrazione di sostanze pericolose e/o metalli pesanti presenti nel rifiuto.

Indice

01 00 00 *Rifiuti derivanti da prospezione, estrazione da miniera o cava, nonché dal trattamento e dall'ulteriore lavorazione di minerali e materiali di cava*

02 00 00 *Rifiuti provenienti da produzione, trattamento e preparazione di alimenti in agricoltura, orticoltura, caccia, pesca ed acquicoltura*

03 00 00 *Rifiuti della lavorazione del legno e della produzione di carta, polpa, cartone, pannelli e mobili*

04 00 00 *Rifiuti della lavorazione di pelli e pellicce e dell'industria tessile*

05 00 00 *Rifiuti della raffinazione del petrolio, purificazione del gas naturale e trattamento pirolitico del carbone*

06 00 00 *Rifiuti da processi chimici inorganici*

07 00 00 *Rifiuti da processi chimici organici*

08 00 00 *Rifiuti da produzione, formulazione, fornitura ed uso di rivestimenti (pitture, vernici e smalti vetrati), sigillanti, adesivi e inchiostri per stampa*

09 00 00 *Rifiuti dell'industria fotografica*

10 00 00 *Rifiuti provenienti da processi termici*

- 11 00 00** *Rifiuti provenienti dal trattamento chimico superficiale e dal rivestimento di metalli ed altri materiali; idrometallurgia non ferrosa*
- 12 00 00** *Rifiuti prodotti dalla lavorazione e dal trattamento fisico e meccanico superficiale di metalli e plastica*
- 13 00 00** *Oli esausti (tranne gli oli commestibili 05 00 00 e 12 00 00)*
- 14 00 00** *Soventi organici, refrigeranti e propellenti di scarto (tranne 07 00 00 e 08 00 00)*
- 15 00 00** *Rifiuti di imballaggio, assorbenti, stracci, materiali filtranti e indumenti protettivi (non specificati altrimenti)*
- 16 00 00** *Rifiuti non specificati altrimenti nel Catalogo 1*
- 17 00 00** *Rifiuti delle operazioni di costruzione e demolizione (compreso il terreno proveniente da siti contaminati e compresa la costruzione di strade)*
- 18 00 00** *Rifiuti prodotti dal sistema sanitario e veterinario o da attività di ricerca collegate (tranne i rifiuti di cucina e di ristorazione che non derivino direttamente da trattamento terapeutico)*
- 19 00 00** *Rifiuti prodotti da impianti di trattamento dei rifiuti, impianti di trattamento delle acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell' acqua e dalla sua preparazione per uso industriale*
- 20 00 00** *Rifiuti solidi urbani (rifiuti domestici e assimilabili prodotti da attività commerciali e industriali nonché dalle istituzioni) inclusi i rifiuti della raccolta differenziata*

La metodologia di individuazione del codice CER prevede che :

- sia soddisfatta la definizione di rifiuto
- si consultino i capitoli da 01 a 12 o da 17 a 20 per identificare la fonte che genera il rifiuto
- si esaminino i capitoli 13, 14, 15 se nessuno dei codici dei capitoli detti al punto precedente risulta adeguato
- si utilizzi il capitolo 16 qualora non fosse stato individuato altro capitolo
- se il rifiuto non dovesse essere classificabile nemmeno in questo capitolo, si utilizzino le ultime due cifre "99" (rifiuto non specificato altrimenti) precedute dalle 4 cifre che corrispondono al capitolo e sottocapitolo relativo all' attività

La gerarchia di gestione dei rifiuti è disciplinata dall' articolo 179 del D.lgs. 152/06 "Criteri di priorità nella gestione dei rifiuti" che stabilisce, quali misure prioritarie, la prevenzione e la riduzione della produzione e della nocività di rifiuti, seguite da misure dirette quali il recupero di rifiuti mediante il riciclo, il reimpiego, il riutilizzo o ogni altra azione intesa a ottenere materie prime secondarie, nonché all' uso di rifiuti come fonte di energia.

Il decreto del 2006 persegue la linea già definita dal "Decreto Ronchi", ovvero una serie di priorità da rispettare:

1. prevenzione e riduzione della produzione dei rifiuti
2. recupero di materiali primari e secondari
3. recupero di energia
4. smaltimento in discarica

Si ha la seguente classificazione dei rifiuti, in base alla normativa vigente D.lgs. 152/06:

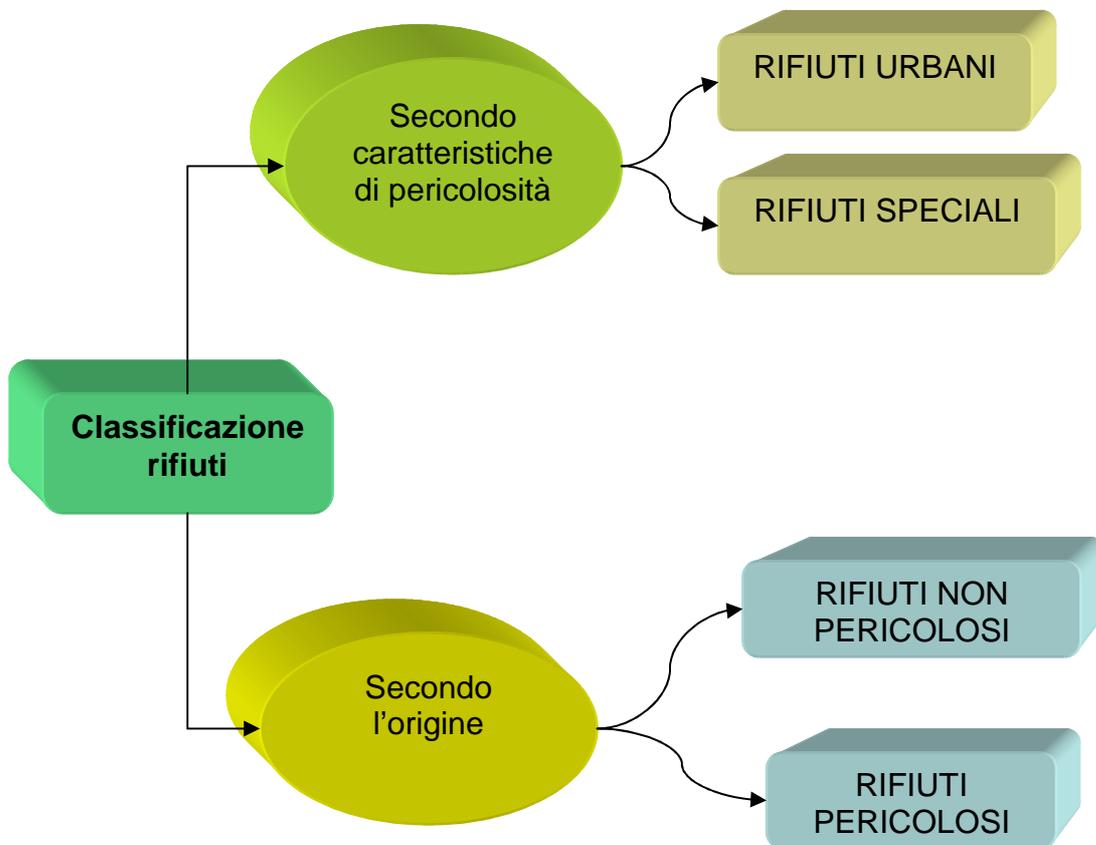


Figura2 – Classificazione dei rifiuti

Situazione dei rifiuti in Italia

La quantità totale dei rifiuti, prodotta nel 2005, si attesta a oltre 141 milioni di tonnellate, suddivisi in 63,6 milioni di tonnellate di rifiuti speciali, di cui circa 7,9 milioni di tonnellate di rifiuti speciali pericolosi, 31,7 milioni di tonnellate di rifiuti urbani e 45,8 milioni di tonnellate di rifiuti da costruzione e demolizione (C&D).

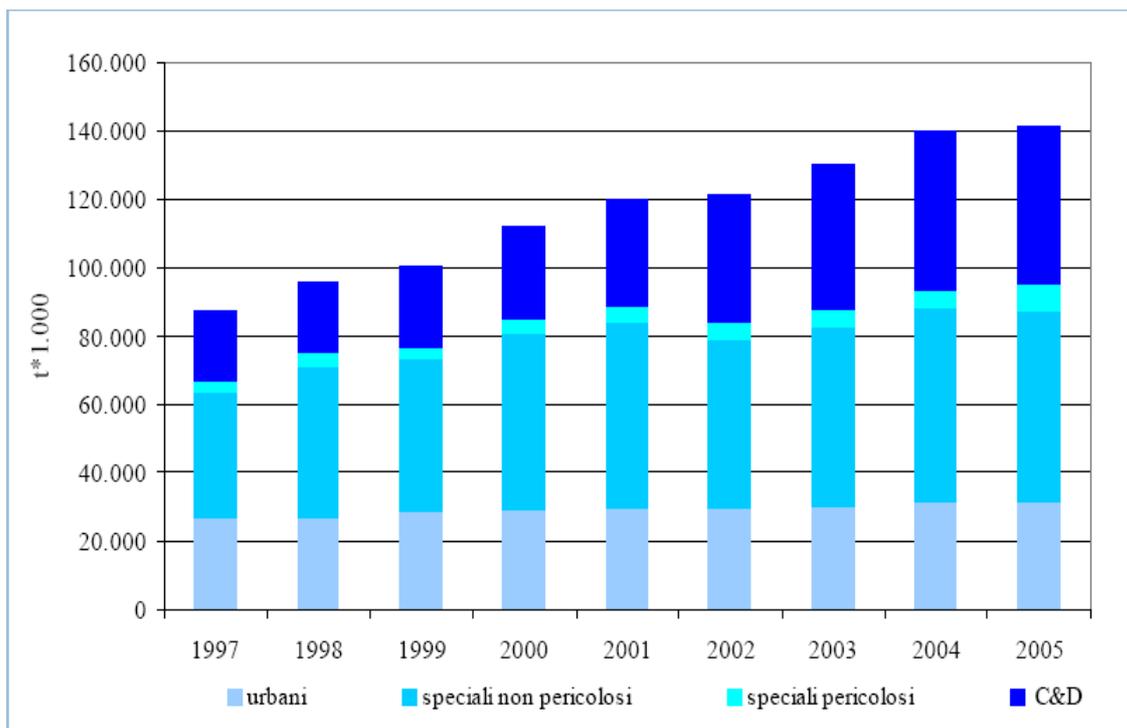


Figura 3 - Ripartizione della produzione totale dei rifiuti

- Rifiuti urbani (RU)

Per quanto concerne la produzione pro capite, nel 2005 i maggiori valori di produzione si riscontrano per il Centro, con circa 638 kg di rifiuti per abitante per anno, poi troviamo il Nord con 544 kg per abitante per anno e poi il Sud con 509 Kg di rifiuti pro capite all' anno.

Regione	2005		2006	
	t*1.000	kg/ab	t*1.000	kg/ab
Piemonte	2.229	513	2.278	523
Valle d'Aosta	74	594	75	599
Lombardia	4.762	503	4.944	518
Trentino Alto Adige	478	485	492	495
Veneto	2.273	480	2.379	498
Friuli Venezia Giulia	603	499	597	492
Liguria	968	601	978	609
Emilia Romagna	2.789	666	2.859	677
Toscana	2.523	697	2.562	704
Umbria	557	641	577	661
Marche	876	573	868	565
Lazio	3.275	617	3.356	611
Abruzzo	694	532	700	534
Molise	133	416	129	405
Campania	2.806	485	2.880	497
Puglia	1.978	486	2.081	511
Basilicata	228	385	237	401
Calabria	936	467	951	476
Sicilia	2.608	520	2.718	542
Sardegna	875	529	861	519
ITALIA	31.664	539	32.523	550

Figura 4 - Produzione dei rifiuti urbani

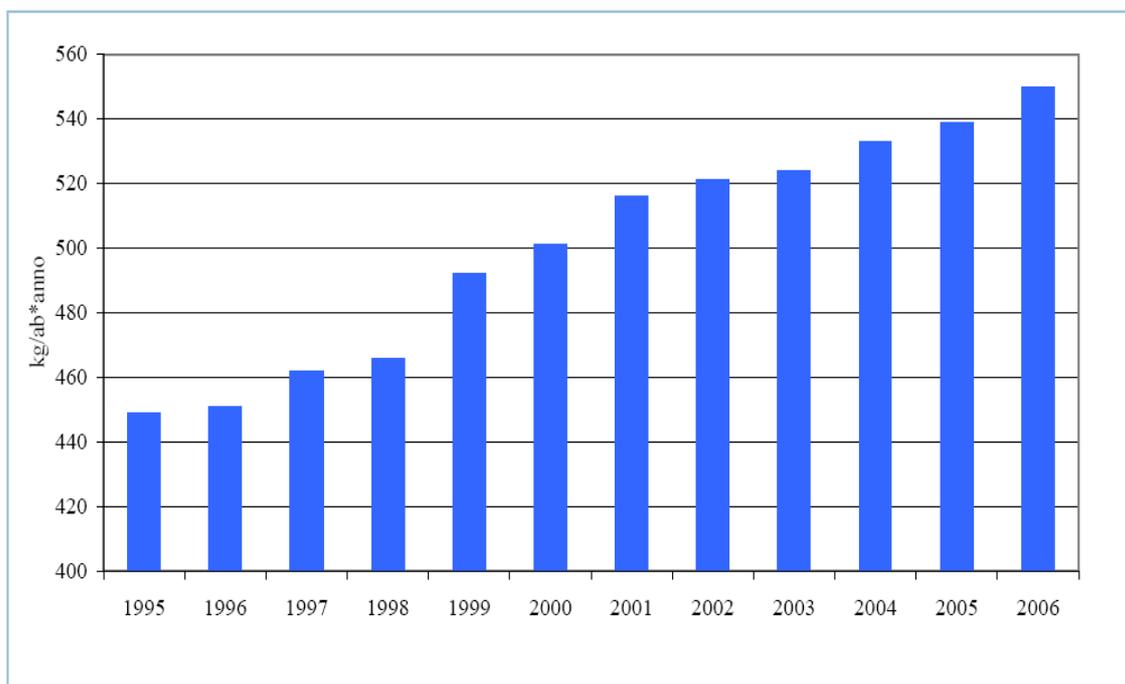


Figura 5 - Quantità dei rifiuti urbani prodotti pro capite

Si nota come la produzione di rifiuti urbani, dopo una fase di crescita contenuta, abbia subito un' accelerazione con un incremento percentuale, nel triennio 2003-2006, pari al 8,3%: nel 2006, a differenza degli anni precedenti, la produzione dei RU al Nord Italia è aumentata del 3%, a fronte di incrementi, per il Centro e per il Sud, rispettivamente pari all' 1,8% e al 2,9%.

- Rifiuti speciali

Per quanto riguarda i rifiuti speciali, in Italia nel 2006 ne sono stati prodotti circa 109,6 milioni di tonnellate, di cui 55,6 milioni di tonnellate di rifiuti speciali non pericolosi, 7,9 milioni di tonnellate di rifiuti speciali pericolosi, 45,9 milioni di tonnellate di rifiuti da costruzione e demolizione e circa 123 mila tonnellate di rifiuti non determinati.

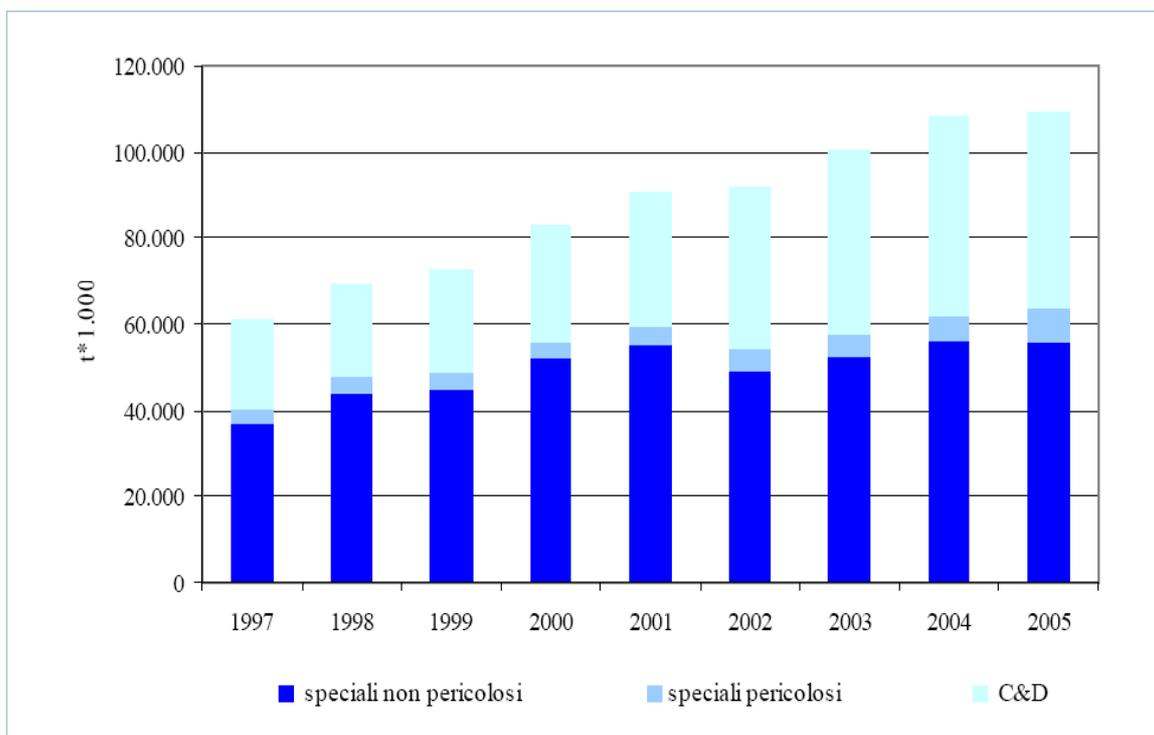


Figura 6 - Produzione dei rifiuti speciali totali

Di fronte a tali dati, emerge chiaramente la necessità di interventi concreti che siano indirizzati principalmente alla fonte, facendo leva sulla progettazione dei prodotti, sui cicli di produzione e sulla promozione dei consumi sostenibili.

Se poi si prova ad analizzare la gestione dei rifiuti, si osserva che tra il 2001 e il 2006 la raccolta differenziata ha fatto registrare un incremento pari a circa 3,3

milioni di tonnellate corrispondente ad una crescita percentuale intorno al 64%: nello stesso periodo la produzione complessiva dei RU ha fatto rilevare un incremento di circa 3,1 milioni di tonnellate e quindi l'effetto positivo della crescita della raccolta differenziata è stato in parte bilanciato dal contemporaneo aumento della produzione di rifiuti. Nel complesso i livelli di raccolta differenziata risultano, su scala nazionale, ancora bassi: tuttavia la situazione è decisamente diversificata passando da una macroarea geografica all'altra. Infatti, mentre il Nord, con un tasso di raccolta pari al 39,9 % nel 2006, ha raggiunto con un anno di anticipo l'obiettivo del 2007, il Centro e il Sud, con percentuali rispettivamente pari al 20% e al 10,2%, risultano ancora decisamente lontani da tale obiettivo.

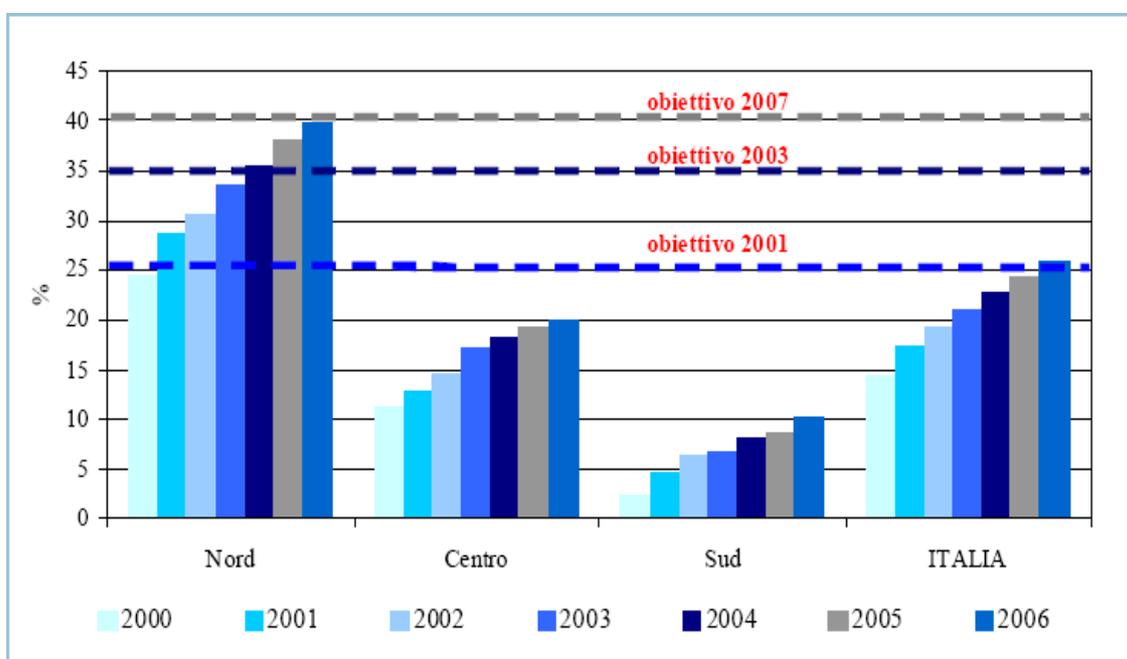


Figura 7 - Percentuale di rifiuti urbani raccolti in modo differenziato

Gli obiettivi temporali relativi alla raccolta differenziata, stabiliti dal D.Lgs. 152/2006, sono i seguenti:

- **35% entro il 2006**
- 40% entro il 2007
- **45% entro il 2008**
- 50% entro il 2009
- 55% entro il 2010
- 60% entro il 2011
- **65% entro il 2012**

Nel 2006, i dati sulla raccolta differenziata evidenziano che il ricorso alla discarica ha subito un decremento di circa il 3%: contemporaneamente, tutte le altre forme di trattamento hanno registrato un incremento, come l'incenerimento (+ 7,4%) e le altre forme di recupero di materia (+ 5%). Il trattamento meccanico-biologico e il compostaggio da matrici selezionate sono quelli che hanno subito una crescita maggiore, rispettivamente del 13,6% e del 12,9%.

Per quanto riguarda i rifiuti speciali, escludendo le quantità di rifiuti avviate a impianti di stoccaggio e di messa in riserva (14,2 milioni di tonnellate), che rappresentano delle forme intermedie di gestione preliminari alla destinazione finale (recupero/smaltimento), si rileva che 57,5 milioni di tonnellate di rifiuti speciali sono avviati a operazioni di recupero e 39,1 milioni di tonnellate sono destinati ad attività di smaltimento.

La forma di recupero maggiormente utilizzata rimane il "riciclo/recupero di sostanze inorganiche" (R5), con un quantitativo pari a circa 34 mila tonnellate, oltre il 58% del totale recuperato, a esclusione degli stoccaggi.

Tra le operazioni di smaltimento, invece, il ricorso alla discarica continua a essere la forma di gestione più utilizzata, rappresentando circa il 50% del totale avviato a operazioni di smaltimento, escluso il deposito preliminare.

Situazione dei rifiuti in Emilia Romagna

- Rifiuti urbani (RU)

La produzione totale di RU nel 2007 è stata di circa 2.930.000 tonnellate (con un aumento di 1,3% rispetto al 2006): come si vede dalla figura seguente, il trend dal 2000 al 2007 si è mantenuto in costante crescita con un valore medio annuo di + 1,8%.

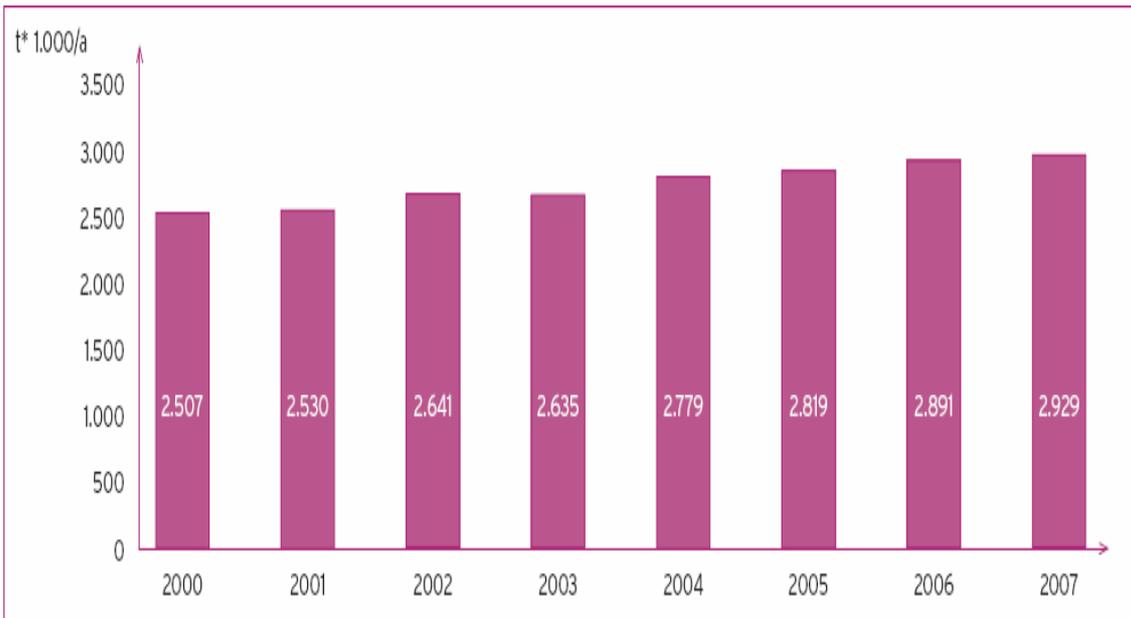


Figura 8 - Trend produzione RU

La produzione di rifiuti pro capite nel 2007 è stata di 676 kg/ab, contro la media nazionale che è di 550 kg/ab (riferita al 2006): nella tabella seguente è rappresentato l'andamento della produzione pro-capite dei rifiuti urbani dal 2000 al 2007. Si nota subito come la produzione pro-capite abbia subito un incremento di +0,4% dal 2006 al 2007, con un aumento tendenziale medio dal 2000 al 2007 di +1,1%.



Trend produzione pro capite RU

- Raccolta differenziata (RD)

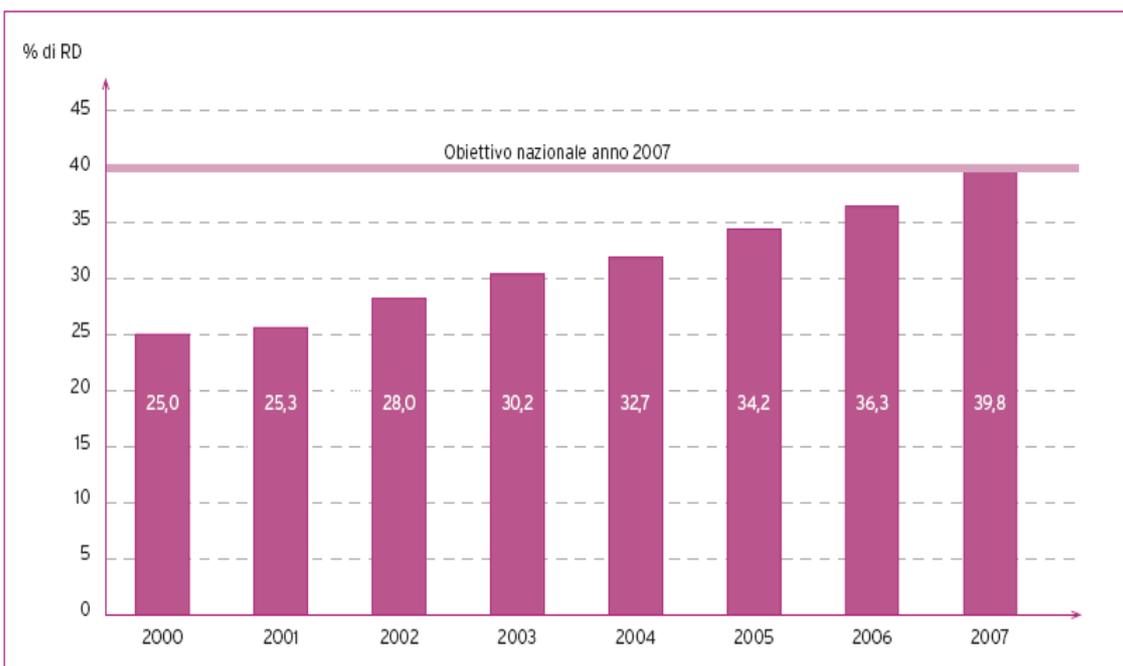


Figura 9 - Trend della percentuale di raccolta differenziata sul totale di rifiuti urbani raccolti, 2000-2007

Nel 2007 la raccolta differenziata a livello regionale ha interessato 1.166.635 t di rifiuti urbani, per una percentuale corrispondente al 39,8% del totale prodotto: tale valore permette di considerare raggiunto l'obiettivo di legge. È molto interessante notare come dal 2000 al 2007 il trend è stato in costante aumento con un valore medio annuo di +1,9%: questo valore è maggiore rispetto all'incremento medio annuo registrato nella produzione pro capite dei RU (+1,1%). Ciò significa che la quota di rifiuto indifferenziato è in graduale decremento, così come dimostra il grafico seguente:

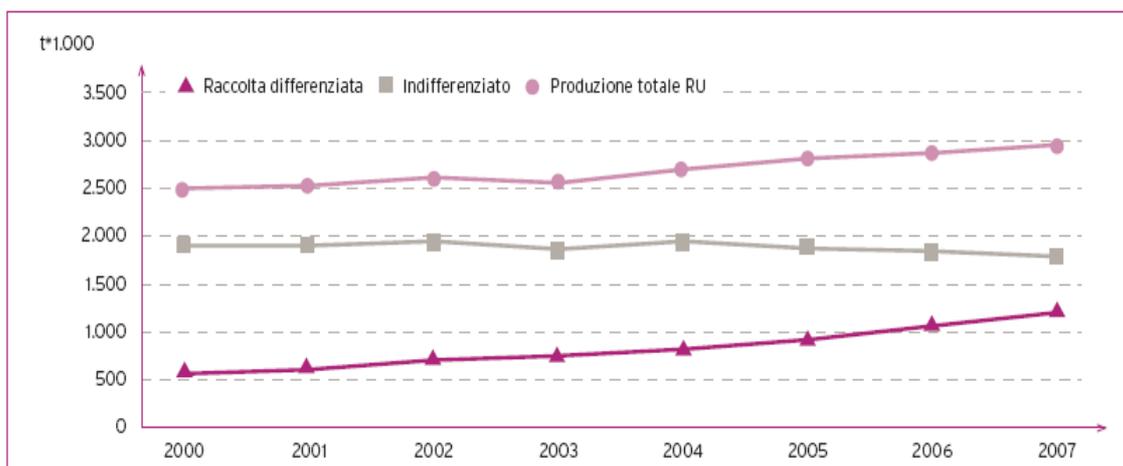


Figura 10 - Trend della destinazione dei rifiuti urbani, 2000-2007

Nella tabella seguente sono riportati i principali rifiuti raccolti in maniera differenziata in regione nell'anno 2007:

Frazione merceologica	Composizione teorica Rifiuti Urbani (t)	Quantità raccolta in maniera differenziata (t)	% intercettazione RD
Organico e verde	820.170	362.609	44%
Carta e cartone	673.711	310.819	46%
Plastica	322.210	60.152	19%
Vetro	205.043	119.339	58%
Metalli	87.875	35.697	41%
Legno	146.459	124.965	85%

Tabella 1 - Percentuale di intercettazione delle frazioni merceologiche raccolte in maniera differenziata

Dalla tabella 1 emerge che circa la metà della quantità di organico e verde, nonché di carta e cartone presenti nei rifiuti urbani vengono raccolti in maniera differenziata; valori leggermente superiori si registrano per l'intercettazione del vetro.

Riguardo alle frazioni "organico" e "verde", si rileva tuttavia che la quota di organico è quella minoritaria fra le due (112.080 t su un totale di 362.609 t): ciò significa una raccolta pro-capite di circa 26 Kg/ab.*anno, valore che lascia spazio ad ampi margini di miglioramento.

Intercettare queste frazioni contribuisce in maniera significativa all'esigenza di rispettare gli obiettivi di riduzione dello smaltimento in discarica dei rifiuti biodegradabili indicati dal D. Lgs. 36/2003 (vd. pag 29). Molto buona la raccolta differenziata del legno, mentre il dato relativo alla raccolta differenziata della plastica fa ipotizzare buone possibilità di crescita per questo settore.

- **GESTIONE DEI RIFIUTI INDIFFERENZIATI**

In Emilia Romagna il totale dei rifiuti urbani raccolti in maniera indifferenziata nel 2007 ammonta a 1.762.543 tonnellate ed hanno trovato una collocazione in un articolato sistema di impianti costituito da 28 discariche controllate, 8 inceneritori con recupero energetico e 12 impianti di selezione meccanica e/o biostabilizzazione. Solitamente la produzione di rifiuti indifferenziati è uno degli elementi principali che misura l'impatto ambientale di un sistema di gestione dei rifiuti: il dato pro capite si attesta intorno a 407 Kg/ab in linea con il dato medio nazionale di 408 Kg/ab.

I principali flussi dei rifiuti indifferenziati possono essere rappresentati nel modo seguente:

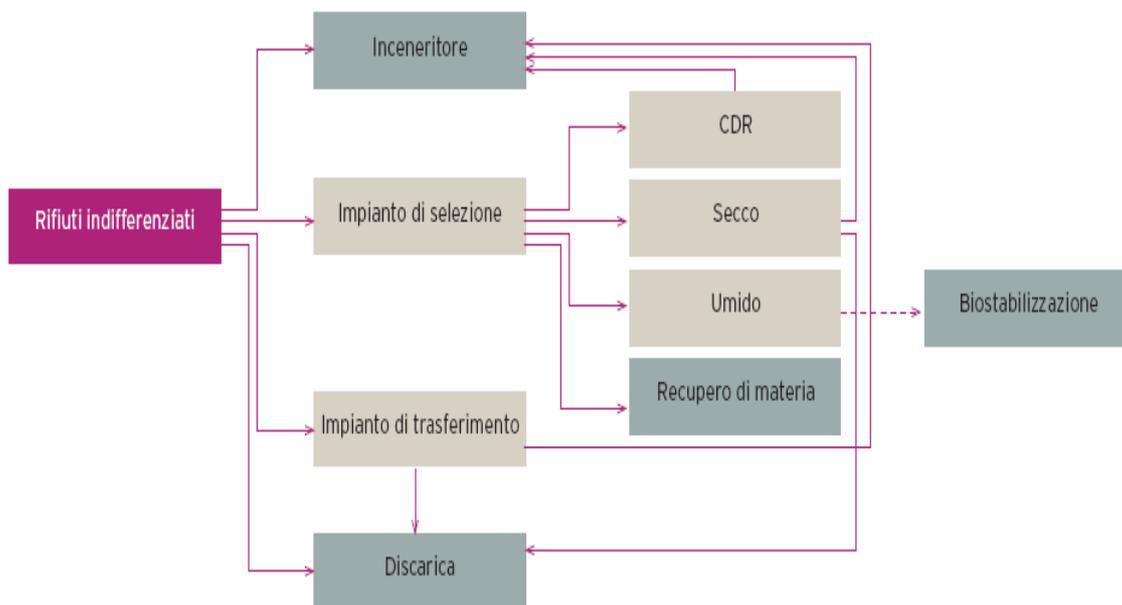


Grafico 11 – Flussi dei rifiuti indifferenziati

Solitamente poco più del 50% dei rifiuti indifferenziati vengono conferiti in discarica o destinati all' incenerimento: il 17% viene stoccato in impianti di trasferimento per poi essere avviato in discarica o all' inceneritore, mentre una quota pari al 28% viene trattato in impianti di selezione meccanica, dove i rifiuti subiscono una vagliatura in modo tale da separarli in due frazioni distinte. Una frazione secca, il sopravaglio, costituita dal materiale con pezzatura maggiore, e una frazione umida, il sottovaglio, composta per la maggior parte da rifiuti organici umidi e, in generale, da tutto ciò che passa attraverso il vaglio. Prima e dopo la fase di vagliatura, la massa dei rifiuti subisce processi di de-ferrettizzazione necessari per separare la frazione metallica (poi avviata a recupero). Il sopravaglio secco è conferito in discarica, all' inceneritore o avviato alla combustione da rifiuti, mentre il sottovaglio umido subisce un processo di biostabilizzazione attraverso il quale si ha una perdita di umidità di circa il 40-50% in peso.

Si può concludere dicendo che, per quanto riguarda la gestione dei rifiuti urbani, il sistema impiantistico regionale, costituito da impianti di compostaggio di rifiuti selezionati, impianti di trattamento meccanico-biologico, impianti di incenerimento per RU e CDR e impianti di discarica per RU, è in grado di soddisfare completamente il fabbisogno di smaltimento, rendendo

autosufficiente il territorio regionale e quindi di attuare limitate azioni di soccorso nei confronti di territori extraregionali in emergenza.

▪ **GESTIONE DEI RIFIUTI SPECIALI**

La produzione di rifiuti speciali anche pericolosi è aumentata dal 2002 al 2006 con un incremento annuo del 7%: nella tabella seguente sono riportate le diverse operazioni di recupero (R1=recupero di energia, R2-R10=recupero di materia, R13=messa in riserva).

E' evidente come, a livello regionale, il riciclo/recupero delle sostanze inorganiche (R5) risulti l'operazione maggiormente diffusa seguita dal riciclo/recupero delle sostanze organiche (R3), dallo spandimento su suolo agricolo (R10) e dal riciclo/recupero dei metalli e dei composti metallici (R4). Si deve sottolineare come le operazioni di messa in riserva (R13), preliminari allo svolgimento delle operazioni di recupero, hanno interessato una quantità significativa di rifiuti.

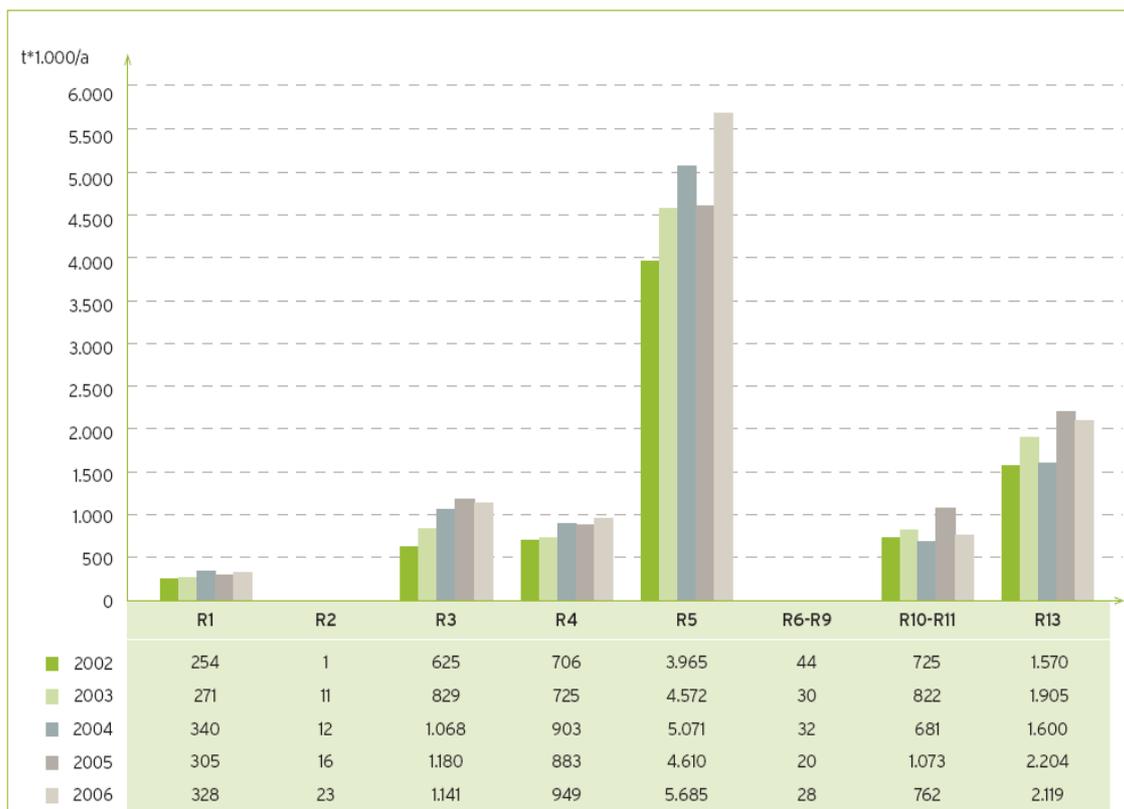


Grafico 12 - Rifiuti speciali recuperati con le diverse operazioni (t/anno)

Per quanto riguarda le operazioni di smaltimento(D1-D2=deposito in discarica, incenerimento, trattamento chimico-fisico e biologico, D13-15=operazioni di raggruppamento preliminare, ricondizionamento o deposito preliminare), l'

opzione della discarica risulta la modalità di smaltimento prevalente sulle altre, seguita dal trattamento chimico-fisico (D9) e biologico (D8) .

Descrizione del mio lavoro

Il mio elaborato di tesi trova piena realizzazione all' interno del quadro appena descritto nei paragrafi precedenti: ho toccato infatti con mano la tematica dei rifiuti, decidendo di studiare il modus operandi della ditta Furia srl (PC), una delle poche ditte leader nel settore dello smaltimento e del recupero dei rifiuti speciali provenienti da tutta Italia. In particolare l' attività svolta dalla ditta piacentina si esplica attraverso l' uso di sette linee di trattamento:

- Linea di vagliatura e lavaggio;
- Linea di raffinazione scorie;
- Linea di stabilizzazione/solidificazione;
- Linea di disidratazione meccanica;
- Linea di igienizzazione dei fanghi biologici;
- Linea di trattamento chimico-fisico;
- Linea di cernita e adeguamento volumetrico.

Il problema a cui si è cercato di dare una soluzione è la presenza di un capannone (pianta = 27 m * 40 m e altezza 10 m), chiuso lateralmente ma aperto nelle due sezioni d' entrata: è evidente come, in tali circostanze, i trattamenti all' interno del capannone possono causare dei problemi legati al rilascio di emissioni inquinanti che si disperdono liberamente nell' ambiente.

Quindi innanzitutto ho cercato di analizzare da vicino i trattamenti che avvengono all' interno del capannone: in particolare vi sono vasche di stoccaggio e maturazione di rifiuti da inertizzare o inertizzati e vasche contenenti terre e rocce contaminate prevalentemente da idrocarburi. In base alle tipologie di rifiuti in entrata a queste due linee e in base ai tipi di additivi chimici utilizzati per il loro trattamento, sono risalito ad alcuni principali composti inquinanti che si liberano dall' interno del capannone. Individuati gli inquinanti, il problema successivo è stato quello di cercare di determinare l' entità di tali emissioni: per fare questo, ho utilizzato un modello di dispersione atmosferica, Caline3, un software americano basato su un modello matematico di tipo gaussiano. Con Caline3 sono riuscito a simulare l' andamento delle emissioni inquinanti a partire da punti noti, in cui si conoscevano già i valori di concentrazione grazie a delle campagne di monitoraggio della qualità dell' aria realizzate negli anni precedenti,

a punti non noti in corrispondenza della sezione d' uscita del capannone ed anche al suo interno.

Successivamente, una volta trovate l' entità delle emissioni, si è cercato di studiare l' andamento delle concentrazioni di inquinanti lungo alcuni percorsi fittizi all' interno del perimetro aziendale, in modo tale da capire, per quali condizioni di direzione e intensità del vento, si ottengono i valori più alti di inquinamento dell' aria.

Infine, nell' ultima parte sono state fatte delle misurazioni per alcuni inquinanti all' interno del capannone: in questo modo è stato possibile confrontare i risultati ottenuti con il modello con i valori reali.

CAPITOLO 1

DESCRIZIONE DELLA DITTA FURIA s.r.l.

1.1 L' impianto

L' attività della ditta Furia s.r.l. è volta allo smaltimento e al recupero dei rifiuti speciali (pericolosi e non) provenienti da tutta Italia: all' interno dell' impianto la gestione dei rifiuti prevede sette distinte linee di trattamento. Verso quest' ultime vengono avviati tutti i rifiuti in ingresso (per ogni tipologia di rifiuti vi sono una o più operazioni autorizzate): in uscita, oltre alle emissioni in atmosfera, in acqua e alla produzione di materie prime seconde, si avranno rifiuti derivanti dal processo di trattamento, i quali dovranno essere avviati a smaltimento o a recupero.

Furia srl è situata nel comune di Caorso, in particolare nella località denominata Fossadello di Caorso, a circa 15 km da Piacenza. Tale attività non prevede l' utilizzo di aree demaniali ma insiste su di un' area per insediamenti artigianali ed industriali: confina a Ovest con un terreno agricolo, a nord, dopo una fascia di rispetto di 20 m, confina con la S.S. n°10 Padana inferiore, ad est con la strada di accesso (via Salvador Allende) ed infine a sud con un' attività artigianale.

Attualmente il sito copre una superficie totale di $10.735 m^2$, di cui $2.329,5 m^2$ coperti e $8.405,5 m^2$ impermeabilizzati: la superficie coperta comprende gli uffici, le zone di stoccaggio, le celle per i rifiuti solidi, le vasche interrato per i fanghi, i serbatoi per i rifiuti liquidi, le aree per lo stoccaggio in big bags dei rifiuti pulverulenti e gli impianti di trattamento rifiuti.

L' area non risulta sottoposta ad alcun vincolo urbanistico-ambientale, paesaggistico o idrogeologico: dista oltre 1,5 Km dalle aree più vicine di tutela naturalistica.

1.2 Inquadramento normativo

La società Furia s.r.l, per poter continuare ad esercitare la propria attività, ha dovuto presentare all' autorità competente il rinnovo della domanda di

autorizzazione integrata ambientale (AIA). Tale iter procedurale è stato reso obbligatorio dalla direttiva 96/61/CE sulla prevenzione e riduzione dell'inquinamento (IPPC): è stata inizialmente recepita dall'Italia nel 1998 ma solo con il decreto legislativo 59/2005 è avvenuta l'attuazione integrale della direttiva europea. Quest'ultima ha come scopo il raggiungimento di un livello elevato di protezione dell'ambiente nel suo complesso e si applica a determinate categorie di attività industriali se svolte in impianti di potenzialità superiore ad una determinata soglia, ad eccezione degli impianti chimici per i quali non è prevista soglia di potenzialità.

In particolare l'autorizzazione, che ha subito delle integrazioni con la Legge Regionale 21/2004, è necessaria per quelle categorie d'attività industriali che sono state suddivise in sei raggruppamenti generali, così come definito nell'Allegato I della direttiva europea: attività energetiche, produzione e trasformazione dei metalli, industria dei prodotti minerali, industria chimica, gestione dei rifiuti ed altre attività. Quest'ultimo raggruppamento comprende una serie di esercizi industriali diversificati come cartiere, stabilimenti tessili, concerie, macelli, impianti alimentari compreso il trattamento e la trasformazione del latte, impianti d'eliminazione di carcasse di animali, pollerie e porcilaie, impianti di trattamento di superficie mediante l'utilizzo di solventi organici ed infine impianti per la fabbricazione di carbonio e di grafite per uso elettrico.

Ai fini della mia trattazione, l'attenzione dovrà rivolgersi soprattutto verso un particolare campo di applicazione della disciplina Ippc, quello della gestione dei rifiuti: in riferimento a questo raggruppamento, nell'Allegato I vengono indicate quelle attività soggette alla direttiva e quindi all'AIA.

- Gli impianti con potenzialità superiore a 10 t/d di smaltimento e di recupero dei rifiuti pericolosi, per quest'ultimi limitatamente alle operazioni R1 (utilizzo principale come combustibile o come altro mezzo per produrre energia), R5 (riciclo/recupero di altre sostanze inorganiche), R6 (rigenerazione degli acidi o delle basi), R8 (recupero dei prodotti provenienti dai catalizzatori) e R9 (rigenerazione o altri impieghi degli oli);
- gli impianti d'incenerimento dei rifiuti urbani (sono invece esclusi gli impianti d'incenerimento di fanghi di depurazione e di rifiuti ospedalieri);
- gli impianti di smaltimento dei rifiuti non pericolosi con potenzialità superiore a 50 t/d, limitatamente alle operazioni D8 (trattamento

biologico che dia origine a composti o a miscugli che vengono eliminati secondo una delle altre operazioni di smaltimento) e D9 (trattamento fisico-chimico che dia origine a composti o a miscugli eliminati secondo una delle altre operazioni di smaltimento);

- le discariche con capacità superiore a 25000 tonnellate o comunque dove si depositino più di 10 t/d di rifiuti, ad eccezione delle discariche per rifiuti inerti.

Risulta pertanto evidente, per quanto appena scritto sopra, che l' impianto situato a Fossadello di Caorso rientra pienamente nel campo di applicazione della direttiva: ciò significa che è obbligatorio l' ottenimento, da parte dell' autorità competente, dell' AIA. Furia srl deve quindi raggiungere gli obiettivi generali del provvedimento la riduzione integrata dell' inquinamento, e quindi delle emissioni, la prevenzione nella produzione di rifiuti, il loro recupero o l' eliminazione in condizioni di sicurezza, l' utilizzo efficace dell' energia e la prevenzione degli incidenti e dei rischi d' inquinamento. Per adempire a questi compiti, il primo passo che Furia srl deve fare è quello di presentare la domanda di autorizzazione integrata ambientale in cui vengano individuate le BAT o MTD (migliori tecniche disponibili) ed un piano di monitoraggio e di controllo delle emissioni proposto dal gestore. In particolare il gestore, nella richiesta di autorizzazione, deve dimostrare che:

- Utilizza una BAT o una tecnica equivalente considerando le condizioni locali
- Le emissioni non producono inquinamento ambientale significativo

Per migliori tecniche disponibili si intende “..la più efficiente e avanzata fase di sviluppo di attività e relativi metodi di esercizio indicanti l' idoneità pratica di determinate tecniche a costituire, in linea di massima, la base dei valori limite di emissione intesi ad evitare oppure, ove ciò si rilevi impossibile, a ridurre in modo generale le emissioni e l' impatto sull' ambiente nel suo complesso.” In particolare si intende per:

1. tecniche: sia le tecniche impiegate sia le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell' impianto.
2. disponibili: le tecniche sviluppate su una scala che ne consenta l' applicazione in condizioni economicamente e tecnicamente valide nell' ambito del pertinente comparto industriale,

prendendo in considerazione i costi e i vantaggi, indipendentemente dal fatto che siano o meno applicate o prodotte in ambito nazionale, purchè il gestore possa avervi accesso a condizioni ragionevoli;

3. migliori: le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell' ambiente nel suo complesso

Il Ministro dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, di concerto con i Ministri dello Sviluppo Economico e della Salute, hanno elaborato delle linee guida riguardanti le BAT associate ad impianti di trattamento rifiuti con il D.M. n 133/07: quest' ultimo nasce in seguito al recepimento del " Best Available Techniques Reference Document for waste Treatments Industries".

All' interno delle linee guida si trovano indicazioni di carattere generale sulle tecniche che possono costituire le BAT di riferimento a livello nazionale, un quadro esaustivo dello stato attuale e delle prospettive riguardo ai processi ed alle tecnologie di gestione rifiuti ed informazioni sugli attuali livelli di emissioni e sui consumi di risorse (materie prime ed energia).

Riporto quindi in sintesi, in tabella 1 e 2, rispettivamente, tutte le BAT generiche e specifiche relative al settore del trattamento dei rifiuti:

CATEGORIA	OGGETTO DI APPLICAZIONE DI BAT GENERICHE
Gestione ambientale	1. sistemi di gestione ambientale 2. informazioni precise e dettagliate sulle attività svolte sul sito 3. attuazione di procedure di pulizia (good housekeeping) 4. istituzione di uno stretto rapporto con i produttori/destinatari (clienti) dei rifiuti 5. disponibilità di personale qualificato
Maggiori informazioni sui rifiuti in ingresso	6. conoscenza concreta dei rifiuti alimentati nell' impianto 7. applicazione di una procedura di pre-accettazione 8. applicazione di una procedura di accettazione 9. applicazioni di procedimenti diversi di campionamento 10. disponibilità di una struttura di ricezione
Rifiuti in uscita	11. analisi dei rifiuti in uscita
Sistemi di gestione	12. tracciabilità nell' ambito del trattamento dei rifiuti

	<p>13. regole in materia di raggruppamento/miscelazione</p> <p>14. procedimenti di segregazione e compatibilità</p> <p>15. efficienza del trattamento dei rifiuti</p> <p>16. piano di gestione per il rumore e le vibrazioni</p> <p>19. smantellamento</p>
Gestione dell'energia e delle materie prime	<p>20. consumo e produzione di energia</p> <p>21. efficienza energetica</p> <p>22. valutazione comparativa (benchmarking) interna</p> <p>23. impiego dei rifiuti come materia prima</p>
Stoccaggio e manipolazione	<p>24. tecniche generiche di stoccaggio</p> <p>25. zone di protezione sigillate</p> <p>26. etichettature tubature</p> <p>27. stoccaggio/accumulo dei rifiuti</p> <p>28. tecniche generiche di movimentazione</p> <p>29. tecniche di bulking/miscelatura dei rifiuti imballati</p> <p>30. guida sulla segregazione ai fini dello stoccaggio</p> <p>31. tecniche per movimentare i rifiuti in container</p>
Altre tecniche comuni non citate in precedenza	<p>32. utilizzo di sfiati di estrazione nelle operazioni di frantumazione, triturazione e vagliatura</p> <p>33. incapsulamento delle operazioni di frantumazione e triturazione dei rifiuti speciali</p> <p>34. processi di lavaggio</p>
Trattamenti delle emissioni atmosferiche	<p>35. impiego di vasche, contenitori e pozzi a cielo aperto</p> <p>36. sistemi chiusi con estrazione verso adeguati impianti di abbattimento</p> <p>37. sistemi di captazione dimensionati per alcune procedure di stoccaggio e trattamento</p> <p>38. esercizio e manutenzione delle apparecchiature di abbattimento</p> <p>39. sistemi di scrubbing per le principali emissioni di gas inorganici</p> <p>40. procedure di rilevamento delle perdite e di riparazione</p> <p>41. riduzione delle emissioni di composti organici volatili e di particolato in atmosfera</p>
Gestione delle acque reflue	<p>42. utilizzo di acqua e contaminazione delle acque</p> <p>43. specifiche dell' effluente adatte al sistema di trattamento degli effluenti nel sito o criteri per lo</p>

	<p>scarico</p> <p>44. modalità per evitare che gli effluenti possano aggirare i sistemi di trattamento</p> <p>45. raccolta delle acque reflue</p> <p>46. segregazione delle acque reflue</p> <p>47. disponibilità di una base in cemento in tutte le zone di trattamento</p> <p>48. raccolta delle acque meteoriche</p> <p>49. riutilizzo delle acque reflue trattate e delle acque meteoriche</p> <p>50. controllo giornaliero del sistema di gestione degli effluenti e compilazione di un registro</p> <p>51. individuazione dei principali elementi pericolosi dell'effluente trattato</p> <p>52. tecniche adeguate di trattamento delle acque reflue per ciascun tipo di acqua reflua</p> <p>53. aumento dell'affidabilità del controllo e delle prestazioni di abbattimento per le acque reflue</p> <p>54. elementi principali delle acque reflue trattate</p> <p>55. scarico delle acque reflue</p> <p>56. livelli di emissione associati all'applicazione delle BAT per quanto riguarda la domanda chimica e biologica di ossigeno</p>
Gestione dei residui generati dal processo	<p>57. pianificazione della gestione dei rifiuti</p> <p>58. impiego di imballaggi riutilizzabili</p> <p>59. riutilizzo dei fusti</p> <p>60. inventario dei rifiuti sul sito</p> <p>61. riutilizzo dei rifiuti</p>
Contaminazione del suolo	<p>62. disponibilità e manutenzione della superficie delle aree operative</p> <p>63. base impermeabile e drenaggio</p> <p>64. massimo contenimento delle attrezzature sul sito e sotterranee</p>

Tabella 2: BAT generiche relative a procedure gestionali nel trattamento dei rifiuti

In tabella 3 riporto le BAT specifiche relative al trattamento dei rifiuti:

TIPOLOGIA DI TRATTAMENTO	BAT SPECIFICHE
Trattamenti biologici	65. stoccaggio e movimentazione nei sistemi biologici 66. tipologie di rifiuti e processi di separazione 67. tecniche di digestione anaerobica 68. riduzione delle emissioni di polveri, ossidi di azoto, ossidi di zolfo, monossido di carbonio, solfuro di idrogeno e composti organici volatili in atmosfera durante l'impiego di biogas come combustibile 69. tecniche per il trattamento bio-meccanico 70. riduzione delle emissioni di odori, ammoniaca, protossido di azoto e mercurio prodotte durante il trattamento bio-meccanico 71. riduzione delle emissioni in acqua di azoto totale, ammoniaca, nitrati e nitriti
Trattamenti fisico-chimici delle acque reflue	72. tecniche nei reattori fisico-chimici 73. parametri aggiuntivi sulle acque reflue da identificare 74. processo di neutralizzazione 75. precipitazione dei metalli 76. rottura delle emulsioni 77. ossidazione/riduzione 78. acque reflue contenenti cianuro 79. acque reflue contenenti composti di cromo esavalente 80. acque reflue contenenti nitriti 81. acque reflue contenenti ammoniaca 82. abbattimento delle emissioni atmosferiche durante i processi di filtrazione e separazione di solidi dall'acqua 83. flocculazione ed evaporazione 84. pulizia dei processi di vagliatura
Trattamento fisico-chimico dei rifiuti solidi	85. insolubilizzazione dei metalli anfoteri 86. grado di lisciviazione dei composti inorganici 87. accettazione limitata dei rifiuti da trattare per solidificazione/stabilizzazione 88. sistemi chiusi

	<p>89. sistemi di abbattimento nelle fasi di carico e scarico</p> <p>90. rifiuti solidi da conferire in discarica</p>
Trattamento fisico-chimico di suolo contaminato	<p>91. controllo degli scavi</p> <p>92. determinazione dell' idoneità del processo applicabile</p> <p>93. apparecchiature di raccolta e controllo</p> <p>94. efficienza conseguita durante i processi</p>
Raffinazione degli oli esausti	<p>95. controllo dei materiali in ingresso</p> <p>96. controllo dei solventi clorurati e dei bifenili policlorurati</p> <p>97. condensazione per la fase gassosa degli impianti di distillazione istantanea (flash)</p> <p>98. abbattimento nelle fasi di carico e scarico di veicoli</p> <p>99. diverse tipologie di abbattimento in presenza di specie clorate</p> <p>100. ossidazione termica</p> <p>101. sistemi sotto vuoto</p> <p>102. utilizzo di residui della distillazione a vuoto o evaporatori a strato sottile</p> <p>103. processi di ri-raffinazione degli oli usati ad alta efficacia</p> <p>104. valori di emissione nelle acque reflue per idrocarburi e fenoli</p>
Rigenerazione dei solventi esausti	<p>105. controllo di materiali in ingresso</p> <p>106. evaporazione del residuo</p>
Rigenerazione dei catalizzatori esausti	<p>107. utilizzo dei filtri a manica</p> <p>108. impiego di sistemi di abbattimento dell' ossido di zolfo</p>
Rigenerazione carbone attivo esausto	<p>109. procedure di controllo qualità</p> <p>110. provenienza del carbone attivo esausto</p> <p>111. impiego di forni per il trattamento del carbone industriale</p> <p>112. utilizzo di un post-bruciatore per la rigenerazione del carbone attivo di uso industriale</p> <p>113. utilizzo di un post-bruciatore per la rigenerazione dei carboni attivo destinati alla depurazione dell' acqua</p>

	potabile e a fini alimentari 114. impiego di un sistema (treno) di trattamento dei fumi 115. impianti di lavaggio (scrubbing)
--	---

Tabella 3: BAT specifiche per il trattamento rifiuti

Si deve sottolineare il fatto che l'adozione di soluzioni considerate BAT o MTD non costituisce di per sé garanzia del rilascio dell'autorizzazione: ad esempio, infatti, il rispetto degli standard di qualità ambientale (SQA) è prioritario.

Inoltre bisogna osservare che le BAT non devono essere considerate come immutabili nel tempo ma esse devono essere costantemente adeguate allo sviluppo tecnologico; nell'applicazione delle MTD un aspetto non secondario è costituito dalla fattibilità economica degli interventi previsti. Infatti, in alcuni casi potrebbe essere tecnicamente possibile conseguire i migliori livelli di emissione e/o consumo, ma i costi richiesti e le implicazioni tra i diversi comparti ambientali potrebbero scongiurare l'adozione.

È importante anche sottolineare che i livelli di emissione associati all'uso delle BAT devono essere considerati nel contesto delle specifiche condizioni di riferimento, ovvero devono tenere conto delle caratteristiche tecniche dell'impianto, della localizzazione geografica e delle condizioni ambientali locali.

Il processo decisionale che porta alla scelta di una BAT è illustrato nella seguente figura:

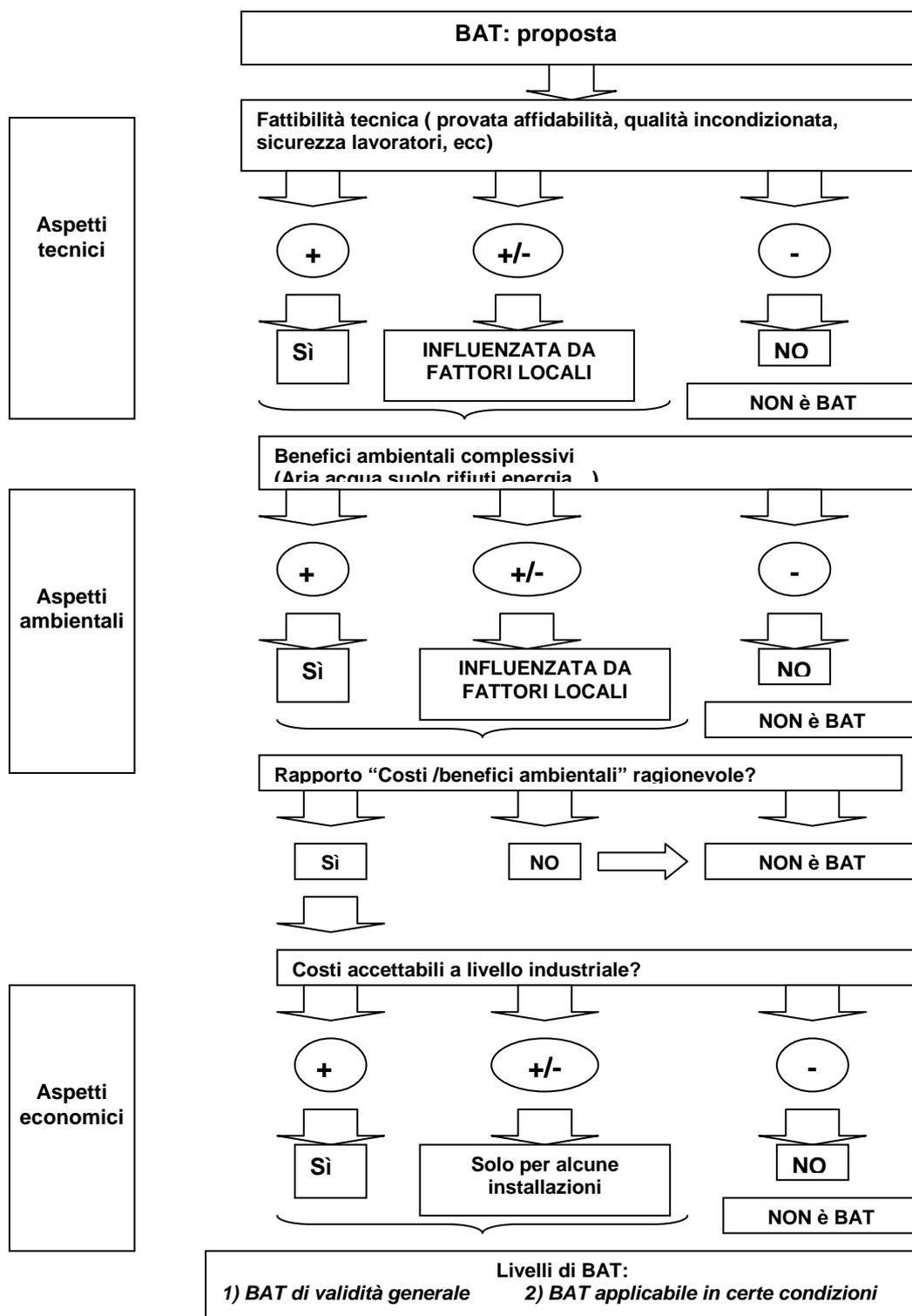


Figura 11-Processo decisionale per l'adozione di BAT

L' impianto Furia ha presentato la domanda di AIA nel Maggio del 2006 e nell' Ottobre 2007 gli è stata rilasciata l' Autorizzazione, la quale è comprensiva di tutte le autorizzazioni settoriali quali:

- Emissioni in atmosfera (D.Lgs. 152/06-parte V)

- Scarico di acque reflue domestiche e di quelle meteoriche dei tetti, in pubblica fognatura (D.Lgs. 152/06-parte III)
- Stoccaggio rifiuti e messa in riserva (D.Lgs. 152/06-parte IV)
- Gestione delle attività di raffinazione scorie (D.Lgs. 152/06-parte IV)
- Gestione delle attività di trattamento rifiuti (D.Lgs. 152/06-parte IV)
- Gestione delle attività di stoccaggio rifiuti (D.Lgs. 152/06-parte IV)
- Gestione delle attività di recupero e di trattamento per il recupero dei rifiuti, mediante operazioni di cui all' allegato C- (D.Lgs. 152/06-parte IV)
- Gestione delle attività di recupero di rifiuti, mediante operazioni oltre quelle previste dall' allegato D.Lgs. 152/06-parte IV, con produzione di materie prime seconde (D.Lgs. 152/06-parte IV)

Nei confronti delle migliori tecniche disponibili, l' impianto Furia srl è risultato essere pienamente adeguato: quindi è nel pieno rispetto di quanto previsto dalle BAT.

1.3 GESTIONE DEI RIFIUTI

Si può capire, a livello generale, la modalità con cui opera la ditta Furia srl con il seguente schema di processo:

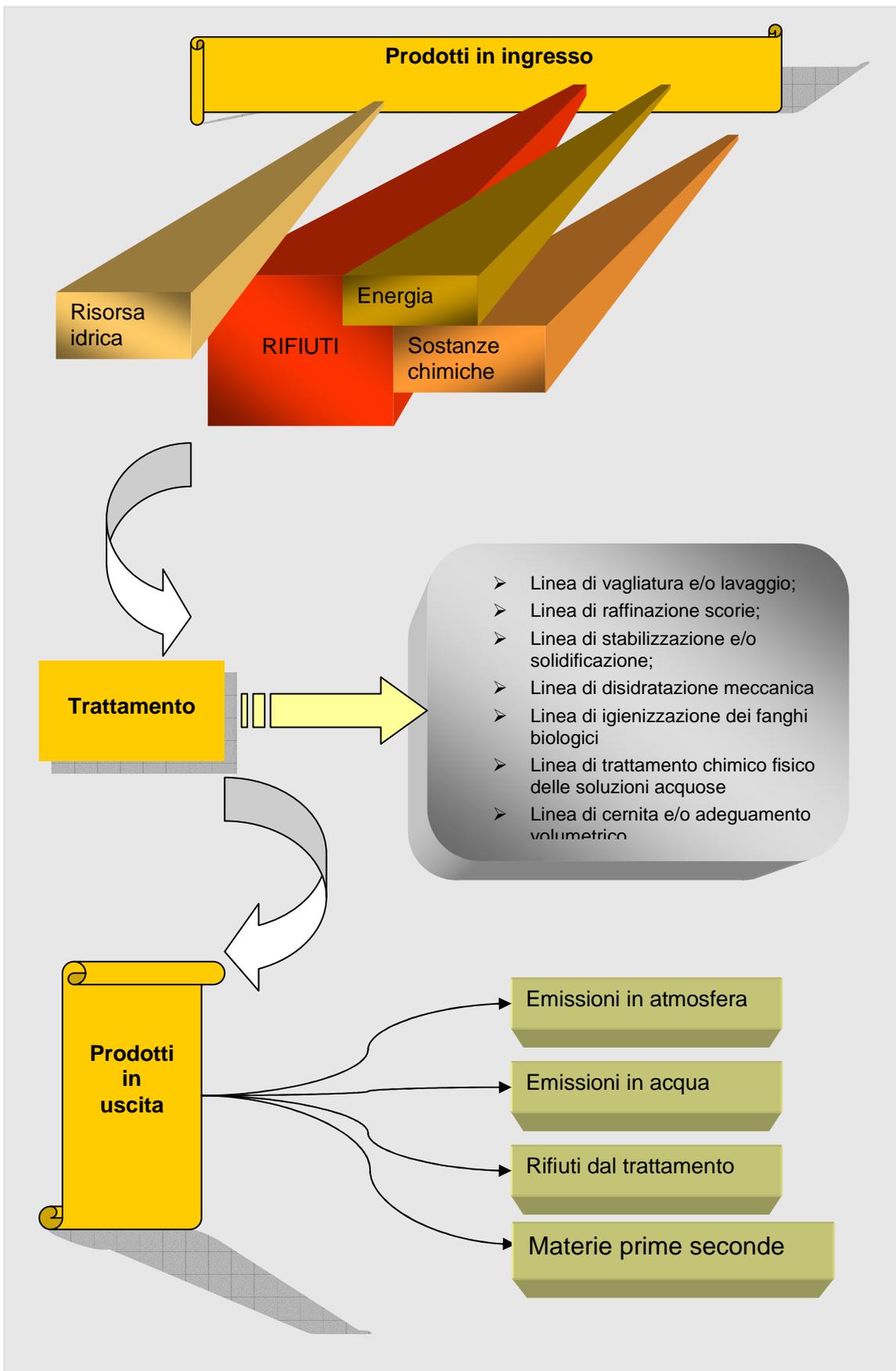


Figura 12- Schema di processo della ditta Furia

È opportuno concentrare l'attenzione sulla prima parte della figura 12, ovvero sui prodotti in ingresso. Quest'ultimi sono costituiti dai rifiuti, da energia, dalla risorsa idrica e da sostanze chimiche. Dal momento che uno degli scopi del mio lavoro sarà quello di andare a studiare come avvengono i processi di trattamento dei rifiuti per poi capire che tipo di emissioni si sviluppano, ha senso tralasciare per il momento la quota parte di energia e di risorsa idrica all'entrata del processo, e concentrarsi invece sulla tipologia dei rifiuti in ingresso ed anche, secondariamente, sulle sostanze chimiche in entrata.

Per sapere la quantità e la tipologia dei rifiuti in ingresso, si può fare riferimento alla seguente tabella, in cui sono riportate le quantità (esprese in tonnellate) delle diverse famiglie appartenenti all'elenco CER:

Tabella 4: i dati sono relativi all'anno 2008

CER	Tonnellate
01 Rifiuti derivanti da prospezione, estrazione da miniera o cava, nonché dal trattamento fisico e chimico dei minerali	211
02 Rifiuti prodotti da agricoltura, orticoltura, acquicoltura, selvicoltura, caccia e pesca, trattamento e preparazione di alimenti	162
03 Rifiuti della lavorazione del legno e della produzione di pannelli, mobili, polpa, carta e cartone	78
04 Rifiuti della lavorazione di pelli e pellicce, nonché dell'industria tessile	27
05 Rifiuti della raffinazione del petrolio, purificazione del gas naturale e trattamento pirolitico del carbone	6.482
06 Rifiuti dei processi chimici inorganici	5.316
07 Rifiuti dei processi chimici organici	3.809
08 Rifiuti della produzione, formulazione, fornitura ed uso di rivestimenti (pitture, vernici e smalti vetrati), adesivi, sigillanti e inchiostri per stampa	859

09 Rifiuti dell'industria fotografica	38
10 Rifiuti prodotti da processi termici	7.326
11 Rifiuti prodotti dal trattamento chimico superficiale e dal rivestimento di metalli ed altri materiali; idrometallurgia non ferrosa	502
12 Rifiuti prodotti dalla lavorazione e dal trattamento fisico e meccanico superficiale di metalli e plastica	1.780
13 Oli esauriti e residui combustibili liquidi (tranne gli oli commestibili 05 00 00 e 12 00 00)	321
14 Solventi organici, refrigeranti e propellenti di scarto (tranne le voci 07 e 08)	0
15 Rifiuti di imballaggio, assorbenti, stracci, materiali filtranti e indumenti protettivi (non specificati altrimenti)	1.054
16 Rifiuti non specificati altrimenti nell'elenco	7.159
17 Rifiuti delle operazioni di costruzione e demolizione (compreso il terreno proveniente da siti contaminati, compresa la costruzione di strade)	83.828
18 Rifiuti prodotti dal settore sanitario e veterinario o da attività di ricerca collegate (tranne i rifiuti di cucina e di ristorazione non direttamente provenienti dal trattamento terapeutico)	0
19 Rifiuti prodotti da impianti di trattamento rifiuti, impianti di trattamento delle acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell'acqua e dalla sua preparazione per uso industriale	59.031
20 Rifiuti urbani (rifiuti domestici e assimilabili prodotti da attività commerciali e industriali nonché dalle istituzioni) inclusi i rifiuti della raccolta differenziata	261

Dalla tabella 4 emerge chiaramente che la maggior parte dei rifiuti in ingresso appartiene ai capitoli 17 e 19 dell' Elenco Rifiuti: subito dopo, anche se per quantità inferiori di quasi 9-10 volte rispetto a quella dei rifiuti delle operazioni di costruzione e demolizione e a quella dei rifiuti prodotti da impianti di trattamento rifiuti e delle acque reflue fuori sito, troviamo i capitoli 05, 06, 07, 10 e 16, che si attestano intorno a dei valori che vanno da 3000 a 7000 tonnellate all' anno. Tutti i restanti capitoli sono caratterizzati da quantità vicino o inferiori alle 1000 tonnellate all' anno: da notare il fatto che i rifiuti provenienti dal settore sanitario e veterinario (19) e i solventi organici, refrigeranti e propellenti di scarto (14) non rientrano nelle categorie di rifiuti che arrivano all' impianto, o meglio, si presentano in quantità pressoché trascurabili.

Grande importanza è rivestita quindi dalla conoscenza della merce in ingresso alla ditta, non a caso è previsto un piano di monitoraggio in ingresso dei rifiuti: è la stessa autorizzazione integrata ambientale ad affermare che il gestore dell' impianto debba provvedere ad elaborare un piano di monitoraggio degli impatti ambientali significativi derivanti dallo svolgimento dell' attività. I fattori di impatto ambientale tenuti sotto controllo da Furia s.r.l. sono essenzialmente tre:

1. monitoraggio del processo
2. monitoraggio delle emissioni: scarichi idrici, scarichi in atmosfera, rumore
3. monitoraggio dei consumi delle materie prime

Tali monitoraggi vengono eseguiti tramite la misurazione diretta di parametri specifici significativi dell' impatto ambientale dell' impianto e attraverso un' elaborazione statistica degli stessi. Ciascun parametro è monitorato e registrato con una periodicità specifica: quest' ultima può essere fissata da norme di legge, contenuta in disposizioni di enti o decisa dall' azienda stessa secondo il grado di performance fissato come obiettivo.

All' interno del monitoraggio di processo, troviamo il controllo dei rifiuti in ingresso:

quest' ultimi, prima di entrare nell' impianto ed essere sottoposti ad un trattamento, devono essere conosciuti in ogni loro aspetto dal gestore.

Sostanzialmente, il disporre di un protocollo di verifica dell' accettabilità dei rifiuti conferiti da terzi è un' esigenza primaria per almeno due motivi:

- a) l' esigenza di smaltire i rifiuti senza incorrere a procedimenti o metodi che potrebbero recare pregiudizio all' ambiente e, in particolare, in

accordo all' art. 178 del D.lgs. 152/06 e successive modifiche e integrazioni:

- senza determinare rischi per l'acqua, l'aria, il suolo, la fauna e la flora
 - senza causare inconvenienti dovuti a rumori o odori
 - senza danneggiare il paesaggio e i siti di particolare interesse, tutelati in base alla normativa vigente
- b) la necessità di adeguarsi ad una lunga serie di prescrizioni legislative, contenute sia nelle norme generali (nazionali, regionali, locali) che regolano la movimentazione, il trattamento e lo smaltimento dei rifiuti, sia nell' atto di autorizzazione alla realizzazione e alla gestione dello specifico impianto
- c) l' obiettiva complicazione tecnico-impiantistica di un sistema che coinvolge molte fasi delicate quali:
- il ricevimento del rifiuto
 - il suo riconoscimento quali-quantitativo
 - l' invio al trattamento secondo modalità opportune
 - il controllo di qualità all' uscita dal trattamento stesso

Solitamente il protocollo di verifica di accettabilità dei rifiuti è suddiviso in due parti, secondo il seguente criterio:

- PROCEDURA DI ACCETTAZIONE o OMOLOGAZIONE dei rifiuti, ovvero il complesso di operazioni da mettere in pratica ogni volta che viene proposto il conferimento all' impianto di un nuovo rifiuto, prima, in ogni caso, della stipula del contratto.

L'indagine conoscitiva completa descrive le operazioni atte a verificare l'accettabilità tecnica ed amministrativa del rifiuto e viene effettuata allo scopo di:

- evitare di accettare rifiuti di cui non si abbia l'autorizzazione
- verificare la compatibilità del rifiuto con i trattamenti esistenti, ovvero verificare che il rifiuto non abbia effetti negativi sui processi in atto

Questa indagine deve attuarsi ogni volta venga richiesta l'accettazione di un nuovo rifiuto o se il rifiuto in questione, già abitualmente conferito, è soggetto a variazioni nella composizione.

Le modalità di effettuazione di tale indagine consistono in una prima verifica sulla compatibilità del rifiuto con l'autorizzazione posseduta e, in

caso affermativo, in una seconda serie di procedure finalizzate a verificare la compatibilità del rifiuto con i processi di trattamento dell'impianto.

- PROCEDURA DI ACCETTAZIONE DEL CONFERIMENTO o DI SCARICO, ovvero tutte quelle operazioni da compiere prima di dare il via libera all' accesso ed allo scarico presso l' impianto del contenuto di ogni singolo trasporto di rifiuto

Il controllo dei rifiuti all' atto del conferimento descrive le modalità delle operazioni di scarico del rifiuto dai mezzi di trasporto all' impianto; la finalità è quella di verificare che il rifiuto conferito corrisponda qualitativamente e quantitativamente al rifiuto esaminato durante l' omologazione

In realtà, nell' impianto Furia, gran parte della procedura appena descritta viene realizzata mediante l' utilizzo del supporto informatico: in questo modo si riesce ad avere facilmente e velocemente disponibili informazioni come le lavorazioni effettuate sul rifiuto stesso, rendendo così immediata la rintracciabilità del rifiuto in modo tale da facilitare il controllo di tutto ciò che riguarda ogni singolo carico di rifiuto in ingresso.

In conclusione, si può quindi affermare che la procedura di accettazione di un rifiuto in ingresso, supportata in gran parte dall' utilizzo di un software, permette di ottenere lo scopo prefissato, ovvero quello di recepire in tempi molto brevi tutte le informazioni sulla vita di un rifiuto.

1.4 Linee di trattamento

La descrizione dettagliata dei processi di trattamento chimico-fisico unita agli schemi dei trattamenti autorizzati per ogni singolo CER, di cui parlerò in seguito, permettono di definire un quadro preciso della gestione del rifiuto autorizzata.

In primis analizzerò da vicino le diverse linee di trattamento: nell' impianto esistono sette diversi trattamenti autorizzati.

- Linea di vagliatura e/o lavaggio
- Linea di raffinazione scorie

- Linea di stabilizzazione e/o solidificazione
- Linea di disidratazione meccanica
- Linea di igienizzazione dei fanghi biologici
- Linea di trattamento chimico-fisico delle soluzioni acquose
- Linea di cernita e/o adeguamento volumetrico

I flussi dei rifiuti avviati al trattamento sono così distinti:

- flussi di rifiuti in ingresso all'impianto e avviati al primo trattamento, indipendentemente dal fatto che possano transitare dallo stoccaggio;
- flussi di rifiuti intermedi generati dal primo trattamento e che vengono avviati poi a successivo trattamento in un'altra linea dell'impianto e così via per eventuali linee di trattamento successive, prima di assumere lo status finale del rifiuto, corrispondente a quello dell'uscita verso impianti terzi.

A causa dei flussi dei rifiuti intermedi, la quantità dei rifiuti in ingresso all'impianto, risulta sempre essere minore della somma delle quantità in ingresso alle singole linee di trattamento. Si deve inoltre evidenziare che la capacità massima di trattamento dell'impianto (rifiuti trattati) è di 223.000 t/anno, intese come somma dei rifiuti trattabili nelle varie linee dell'impianto. Il limite non può essere superato anche se ogni singola linea di trattamento ha una specifica potenzialità massima: infatti le linee devono essere utilizzate in modo compensativo tale da non superare il valore limite.

Rifiuti trattati	%	2008 (t/anno)	Capacità massima di rifiuti trattati (t/anno)
Linea di trattamento chimico-fisico delle soluzioni acquose	1,5	2.916	57.000
Linea di disidratazione meccanica	3,0	5.892	57.000
Vagliatura e/o lavaggio <i>(linea autorizzata anche a produrre rifiuti da inviare a trattamenti in R, oppure a produrre MPS)</i>	33,2	64.253	96.000

Raffinazione scorie (linea autorizzata anche a produrre rifiuti da inviare a trattamenti in R, oppure a produrre MPS)	8.9	17.287	30.000
Cernita e/o adeguamento volumetrico (linea autorizzata anche a produrre rifiuti da inviare a trattamenti in R)	0,2	352	No capacità massima
Linea di igienizzazione dei fanghi biologici	0	0	10.000
Linea di stabilizzazione e/o solidificazione	53,2	103.002	156.000
Totale dei rifiuti trattati	99.8	193.702	406.000

Tabella 6: Rifiuti in ingresso alle linee di trattamento (operazioni di smaltimento, D, e operazioni di recupero, R) e rifiuti intermedi espressi in tonnellate con riferimento all'anno 2008.

Come si evince dalla tabella che descrive le quantità di rifiuti in ingresso e intermedi per ogni linea di trattamento, ci sono fondamentalmente tre processi che impegnano maggiormente l'attività dell'impianto: la linea di vagliatura e lavaggio, la linea di stabilizzazione/solidificazione e quella di raffinazione scorie. D'altra parte questo risultato non ci meraviglia molto in quanto ce lo potevamo aspettare in conseguenza del fatto che le maggiori quantità di rifiuti in ingresso all'impianto (si veda la tabella 3) appartengono ai capitoli 17 e 19 del CER: cerchiamo allora di analizzare più da vicino questi due capitoli.

**17 00 00 Rifiuti delle operazioni di costruzione e demolizione
(compreso il terreno proveniente da siti contaminati)**

17 01 00 cemento, mattoni, mattonelle e ceramiche

17 02 00 legno, vetro e plastica

17 03 00 miscele bituminose, catrame di carbone e prodotti contenenti catrame

17 04 00 metalli (inclusi le loro leghe)

17 05 00 terra (compreso il terreno proveniente da siti contaminati), rocce e fanghi di dragaggio

17 06 00 materiali isolanti e materiali da costruzione contenenti amianto

- 17 08 00 materiali da costruzione a base di gesso
- 17 09 00 altri rifiuti dell' attività di costruzione e demolizione

- 19 00 00 Rifiuti prodotti da impianti di trattamento rifiuti, impianti di trattamento delle acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell' acqua e dalla sua preparazione**
- 19 01 00 rifiuti da incenerimento o pirolisi di rifiuti
- 19 02 00 rifiuti prodotti da specifici trattamenti chimico-fisici di rifiuti industriali (comprese decromatazione, decianizzazione, neutralizzazione)
- 19 03 00 rifiuti stabilizzati/solidificati
- 19 04 00 rifiuti vetrificati e rifiuti di vetrificazione
- 19 05 00 rifiuti prodotti dal trattamento aerobico di rifiuti solidi
- 19 06 00 rifiuti prodotti dal trattamento anaerobico di rifiuti
- 19 07 00 percolato di discarica
- 19 08 00 rifiuti prodotti dagli impianti di trattamento delle acque reflue, non specificati altrimenti
- 19 09 00 rifiuti prodotti dalla potabilizzazione dell'acqua o dalla sua preparazione per uso industriale
- 19 10 00 rifiuti prodotti da operazioni di frantumazione di rifiuti contenenti metallo
- 19 11 00 rifiuti prodotti dalla rigenerazione dell' olio
- 19 12 00 rifiuti prodotti dal trattamento meccanico (ad esempio selezione, triturazione, compattazione, riduzione in pellet) non specificati altrimenti
- 19 13 00 rifiuti prodotti dalle operazioni di bonifica di terreni e di risanamento delle acque di falda

Sicuramente i rifiuti descritti nel capitolo 17 sono quelli che necessitano maggiormente di operazioni di vagliatura e lavaggio per via della loro provenienza da operazioni di costruzione e demolizione ⇒ linea di vagliatura e lavaggio (64.000 tonnellate all' anno).

Data la natura dei rifiuti del capitolo 19 (ed alcuni del capitolo 17), al fine di garantire un loro corretto recupero o smaltimento, devono subire la fissazione chimica o l' immobilizzazione fisica degli inquinanti in essi presenti: questo

scopo lo si ottiene con la linea di stabilizzazione e solidificazione ⇒ linea di stabilizzazione e/solidificazione (103.000 tonnellate all' anno).

Infine, parte dei rifiuti del capitolo 19, in particolare quelli che provengono da processi di incenerimento (ceneri pesanti, scorie..), al fine di poter essere recuperati data la loro ottima possibilità di inserimento nel mercato dei materiali da costruzione e nell' industria del cemento, devono prevedere alcuni tipi di trattamento come la raffinazione e il lavaggio: tali operazioni sono garantite dalla linea di trattamento di raffinazione scorie (17.287 tonnellate/anno).

È quindi spiegato il risultato osservato in tabella 4, dove si era notato che vi sono tre linee che pesano sull' impianto molto di più di tutti gli altri trattamenti: proprio per questo motivo, la mia descrizione dei processi produttivi all' interno dell' impianto di Fossadello di Caorso, si concentrerà soprattutto su quelle tre linee.

1.3.1. *Linea di vagliatura e lavaggio*

Solitamente le operazioni per separare e lavorare i rifiuti sono finalizzate a modificarne le caratteristiche fisiche e dimensionali in modo da facilitarne il recupero o per rimuovere più facilmente materiali o parti pericolose. Le principali operazioni consistono in:

- Riduzione dimensionale (primaria, secondaria, terziaria)
- Classificazione dimensionale
- Separazione in base alla densità
- Separazione elettrica e magnetica
- Compattazione, pressatura
- Sistemi di trasporto interni rigidi e pneumatici

Ad ogni fase è possibile associare un certo dispendio energetico:

OPERAZIONI	CONSUMO ENERGETICO E (kWh/t)
Riduzione dimensionale primaria	1-15
Riduzione dimensionale secondaria	5-30
Classificazione dimensionale	0.1-1.5
Separazione granulometrica	0.2-1.2
Separazione magnetica	0.1-1

Compattazione, pressatura	3-5
Trasporto	0.1-0.5

Tabella 7 – Consumi energetici per le diverse operazioni

La riduzione dimensionale è l'operazione che nettamente incide di più a livello energetico: al fine di ottenere un buon rendimento a fronte di un elevato consumo, si dovrà quindi prestare molta attenzione alla scelta della macchina più opportuna per la fase di riduzione dimensionale.

Inoltre se per ogni step di lavorazione conosciamo anche la portata, Q , espressa in t/h, è possibile determinare un parametro fondamentale nel dimensionamento delle macchine, la potenza installata, P : $P = E(kWh/t) * Q(t/h)$ espressa in kW.

- Riduzione dimensionale

L'obiettivo è quello di passare da una dimensione iniziale D ad un elemento di dimensione d fornendo una certa energia E :



In questo processo le forze in gioco sono fondamentalmente quattro: avremo forze di compressione, di abrasione, d'urto e di taglio.

Il parametro fondamentale nella riduzione dimensionale è il rapporto di riduzione, n , definito come $n = \frac{D_{MAX}}{d_{max}}$, ovvero quante volte si riduce la dimensione di una o più particelle nel passaggio all'interno di una macchina per la riduzione.

Spesso si preferisce scrivere n come $n = \frac{D_{80}}{d_{80}}$, dove il pedice 80 indica l'80%

del passato: si preferisce adottare questa scrittura perché una distribuzione granulometrica tende asintoticamente al 100% del passato in un intervallo dimensionale abbastanza ampio e quindi sarebbe poco preciso individuare la dimensione in uscita e in entrata che corrispondono al 100% del passato;

invece, la dimensione corrispondente all' 80% del passato risulta definita in modo univoco.

Parleremo di riduzione o comminuzione primaria, secondaria e terziaria quando:

- Comminuzione I per $n = 4-10$
- Comminuzione II per $n = 5-30$
- Comminuzione III per $n = 15-150$

A seconda delle forze in gioco e del rapporto di riduzione si distinguono essenzialmente tre tipi di macchine preposte alla riduzione dimensionale:

1) FRANTOI : lavorano nel campo dei materiali grossolani, $m \rightarrow cm$.



Ridurre le dimensioni dei rifiuti significa incrementare l' efficacia di una successiva classificazione (vagliatura,...): le operazioni di classificazione richiedono infatti elementi di determinate dimensioni, che possono essere raggiunte solo tramite operazioni di riduzione dimensionale (frantumazione, macinazione).

È inoltre molto importante avere dimensioni ridotte per facilitare il trasporto in modo da incidere in maniera conveniente sui costi: un componente ingombrante e di notevole peso presenta costi di trasporto maggiori e i costi di trasporto nel campo dei rifiuti sono un elemento molto rilevante.

2) MULINI: lavorano nel campo dei materiali fini, cm → μm



Si esercitano contemporaneamente azioni di compressione, urto e abrasione.
n = 50-200

Si possono avere le seguenti tipologie di mulini: a barre, a sfere e a martelli.

I mulini generalmente utilizzati sono macchine cilindriche ad asse orizzontale, ruotanti a velocità elevata, al cui interno è presente una carica macinante che per effetto di più azioni (compressione, urto, taglio, abrasione, ecc.) riduce le dimensioni del materiale da macinare posto all'interno.

I corpi macinanti differiscono tra loro per le dimensioni e per la tipologia dei materiali che li costituiscono. Le dimensioni dei corpi macinanti sono, in genere, tanto minori quanto minori sono le dimensioni dei corpi da macinare. I corpi macinanti possono essere di acciaio ad alta resistenza, ciottoli o pezzi grossolani della stessa alimentazione (frantumazione autogena): la scelta ricade sugli ultimi due tipi quando si vuole evitare la contaminazione dei prodotti da parte dei metalli. Nell'industria ceramica, si utilizzano ciottoli di silice o allumina sinterizzata.

La macinazione può avvenire sia a secco che ad umido: la scelta è legata soprattutto al tipo di lavorazione successiva che può richiedere o meno la presenza d' acqua.

3) GRANULATORI: sono costituiti da una serie macchine preposte alla comminazione di materiali secondari che usano azioni di taglio, compressione e urto. **n = 2-10**

- Classificazione dimensionale

La classificazione dimensionale o separazione per dimensioni consiste nel separare attraverso vari metodi i rifiuti in più frazioni, di dimensioni differenti:

può essere secca o umida, cioè utilizzare o meno l' acqua di processo, e si utilizza in particolar modo a monte o a valle di un' operazione di frantumazione. Può avvenire in maniera diretta sui materiali più grossolani ($d > 1 \text{ mm}$), e prende il nome di vagliatura, o in maniera indiretta sui materiali più fini ($d < 1 \text{ mm}$), e si parla di classificatori.

La vagliatura avviene per mezzo di vagli, griglie mediante i quali ciascun elemento viene classificato in base alle dimensioni delle aperture delle macchine impiegate; i classificatori sono basati sulla velocità di sedimentazione delle particelle solide in un fluido che in genere è l' acqua.

– *Vagliatura:*

il vaglio è essenzialmente costituito da una superficie munita di aperture uguali e calibrate di dimensione m , attraverso la quale si fa passare nel minor tempo possibile la maggior quantità di granuli con dimensioni inferiori alla maglia m , $d < m$. Il materiale che attraversa la superficie vagliante è detto passato o passante, mentre quello che resta sopra è chiamato rifiuto o residuo.

Affinché la vagliatura sia possibile occorre che vi sia un movimento relativo tra superficie vagliante e materiale da classificare e che il vaglio riesca ad evacuare continuamente il residuo: tali condizioni si raggiungono o tenendo la superficie vagliante fissa ma disponendola opportunamente inclinata in modo da permettere al materiale di scorrere su di essa oppure fornendo alla superficie un moto particolare. Nel primo caso l' inclinazione permette sia il passaggio del materiale con $d < m$ sia l' evacuazione del rifiuto che può scorrere sulla superficie vagliante; nel secondo caso le oscillazioni fornite alla superficie vagliante possono avere forma, intensità e direzioni tali da rendere, a seconda dei casi, più efficace l' evacuazione del residuo o il passaggio dei grani inferiori con $d < m$.

Le tipologie più diffuse sono il vibrovaglio o vaglio piano e il vaglio rotativo: il primo tipo è costituito da una superficie piana o più superfici sovrapposte (torre di vagliatura) a cui si imprime un movimento orizzontale ed è caratterizzato da un elevato rendimento. Nel vaglio rotativo si fa passare il materiale attraverso un cilindro cavo posto in rotazione e leggermente inclinato: il suo rendimento è inferiore a quello del vaglio piano.

– *Classificatori:*

Sfruttano la legge di Stokes, la quale definisce la velocità v_1 nel moto laminare, con cui cade un solido di dimensione d e densità ρ_s all' interno di un fluido di densità ρ_f e viscosità μ_f , ovvero $v_1 = \frac{\rho_s - \rho_f}{18\mu_f} d^2 g$.

Le macchine utilizzate, che sfruttano tale legge, sono i classificatori a cono (bassi rendimenti), gli idroclassificatori, i classificatori meccanici e gli idrocycloni: nelle prime due macchine le particelle più grandi sedimentano subito e vengono raccolte sul fondo della macchina mentre quelle più piccole escono per sfioro. I classificatori meccanici, che possono essere a rastrelli o a spirale, si differenziano per il fatto che utilizzano un sistema meccanico (spirale o a rastrelli) per evacuare le particelle di dimensione grossolana che si depositano sul fondo. Infine gli idrocycloni sono utilizzati per la separazione del finissimo: in tale macchinario il materiale (acqua più particelle solide) entra lateralmente. Questo fa sì che al materiale da trattare sia impressa una forza centrifuga (accelerazione intorno a 1000g): il materiale più fine insieme all' acqua seguono una traiettoria a spirale verso l' alto che li convoglia all' interno di un setto che crea una sorta di vuoto. Il materiale grossolano cade invece verso il basso seguendo una traiettoria a spirale più ampia di quella seguita dal fine.

- Separazione in base alla densità o gravimetrica

I separatori gravimetrici si basano sulla diversa densità e resistenza aerodinamica delle componenti del rifiuto che, in genere, viene inviato a questa fase di trattamento a seguito di un'iniziale triturazione e vagliatura, quindi sminuzzato e già distinto nelle due frazioni principali sopravaglio e sottovaglio, ove il materiale da sottovaglio è più pesante perché contiene, in genere, metalli, legno, inerti e vetro, mentre il sopravaglio è più leggero, in quanto costituito principalmente da carta, plastica e sostanza organica putrescibile. Da ciò si intuisce che il trattamento di categorie di materiale, fornisce risultati diversi proprio a causa delle differenti caratteristiche di densità e resistenza aerodinamica.

I principali sistemi impiegati per la separazione gravimetrica comprendono i classificatori ad aria, a letto fluido ed i separatori balistici.

I classificatori ad aria (anche noti come “separatori aeraulici”) si distinguono tra loro per la particolare conformazione del canale in cui vengono convogliati rifiuti ed aria. Si parlerà pertanto di classificatori ad aria di tipo: a colonna verticale, a “zig-zag” e ad aria pulsante.

- Separazione magnetica ed elettrostatica

La tecnica di separazione magnetica risulta quella maggiormente impiegata al fine di separare le componenti ferrose, presenti all’interno di insiemi di diversi materiali: rifiuti (tal quali o già pretrattati), residui di incenerimento, prodotti della raccolta differenziata, ecc... . Le apparecchiature più note in tal senso sono dotate di uno o più magneti permanenti, od anche elettromagneti, e possono essere principalmente del tipo a tamburo oppure a nastro. In entrambi i casi, il grado di efficienza nella separazione può superare il 95%.

Appartengono alla categoria dei separatori magnetici anche un’altro tipo di separatori, quelli a correnti indotte o ECS (Eddy Current System), in cui si ha anche una separazione dei metalli non ferrosi: i separatori per metalli non ferrosi consentono la separazione ed il recupero di metalli quali l’alluminio, il rame, ecc.

I separatori elettrostatici impiegano campi elettrici ad elevata differenza di potenziale al fine di separare le componenti del rifiuto caratterizzate da un differente comportamento in termini di conducibilità elettrica; in particolare, tale tecnologia consente di scindere la frazione conduttrice (i metalli), da quella non conduttrice (plastica, carta, vetro, ecc), ovvero la frazione organica (conduttrice poiché ad elevato contenuto di umidità) da quella inerte. Sfruttando la diversa capacità dei materiali conduttori di caricarsi elettricamente, è inoltre possibile separare la plastica dalla carta, nonché differenti tipi di materie plastiche.

- Compattazione

All’interno di un sistema di trattamento dei rifiuti, la fase di compactazione di norma viene inserita a valle del processo di separazione dei diversi materiali, al fine di incrementarne la densità e consentire il loro più agevole immagazzinamento, trasporto e riutilizzo. I più comuni sistemi di compactazione consentono la riduzione di questi in balle, in blocchetti (detti anche “bricchette”) oppure in piccoli cilindretti (detti “pellets”).

- Sistemi di trasporto interni rigidi

Sono sistemi adottati per la movimentazione del rifiuto, per trasferirlo tra due o più centri di lavoro o per alimentare un macchinario o un contenitore. Sono detti rigidi in quanto il percorso compiuto dal rifiuto non può essere modificato se non operando modifiche strutturali. I più diffusi sono:

- Trasportatori a nastro: sono adatti al trasporto continuo, in pendenza o in orizzontale, di rifiuti posti alla rinfusa o comunque non eccessivamente pesanti. È costituito da un nastro trasportatore, da rulli superiori e inferiori di supporto, da puleggia motrice e da una struttura metallica di sostegno. Essi possono essere:

- a) Con tela in gomma
- b) Con nastro in acciaio
- c) Nastro in rete metallica

A seconda delle specifiche esigenze, il nastro può essere equipaggiato con dei rilievi, che permettono di superare agevolmente anche percorsi piuttosto inclinati

- Tamburi rotanti: sono utili soprattutto quando si unisce al trasporto di sfusi, il lavaggio degli stessi, la classificazione o l'essiccazione. Sono composti da un cilindro, di solito inclinato, che permette, grazie alla rotazione attorno al proprio asse, l'avanzare del rifiuto.
- Elevatori: sono diffusi quelli a tazze mobili, adatti a sollevare rifiuti sfusi, come granulati dopo un processo di comminazione, in quei casi dove le esigenze di spazio non consentono l'utilizzo di trasportatori a nastro. Di solito il carico avviene alla base delle tazze e lo scarico all'estremità opposta.
- Trasportatori a coclea: sono costituiti da un'elica coassiale rispetto ad un condotto circolare in lamiera che la racchiude. La rotazione di tale elica spinge il materiale verso un'estremità del condotto circolare. È adatto per il trasporto di rifiuti di piccola granulometria, in genere orizzontale, ma esistono anche applicazioni in verticale o in pendenza.

All'interno della ditta Furia srl l'impianto di vagliatura e lavaggio è costituito da due linee di trattamento: una di vagliatura a secco e una di vagliatura con lavaggio. Entrambe sono in grado di lavorare in modo funzionale l'una all'altra

o anche in modo indipendente: il trattamento è completato da una fase di cernita.

L' impianto è caratterizzato da una grande versatilità ed è quindi adatto al trattamento di molte tipologie di rifiuti: lo dimostra il fatto che le operazioni unitarie che sono alla base del suo funzionamento (come la frantumazione, la lisciviazione, la separazione magnetica e quella dimensionale) consentono di separare ed eventualmente recuperare un gran numero di rifiuti solidi in frazioni omogenee ed alcune prive di inquinanti indesiderati.

Infine l' impianto si completa con una sezione di lavaggio manuale dove, mediante lavaggio con lancia ad alta pressione, vengono lavati quei rifiuti che per le loro caratteristiche non possono essere avviati al lavaggio automatico.

✓ SEZIONE DI VAGLIATURA A SECCO

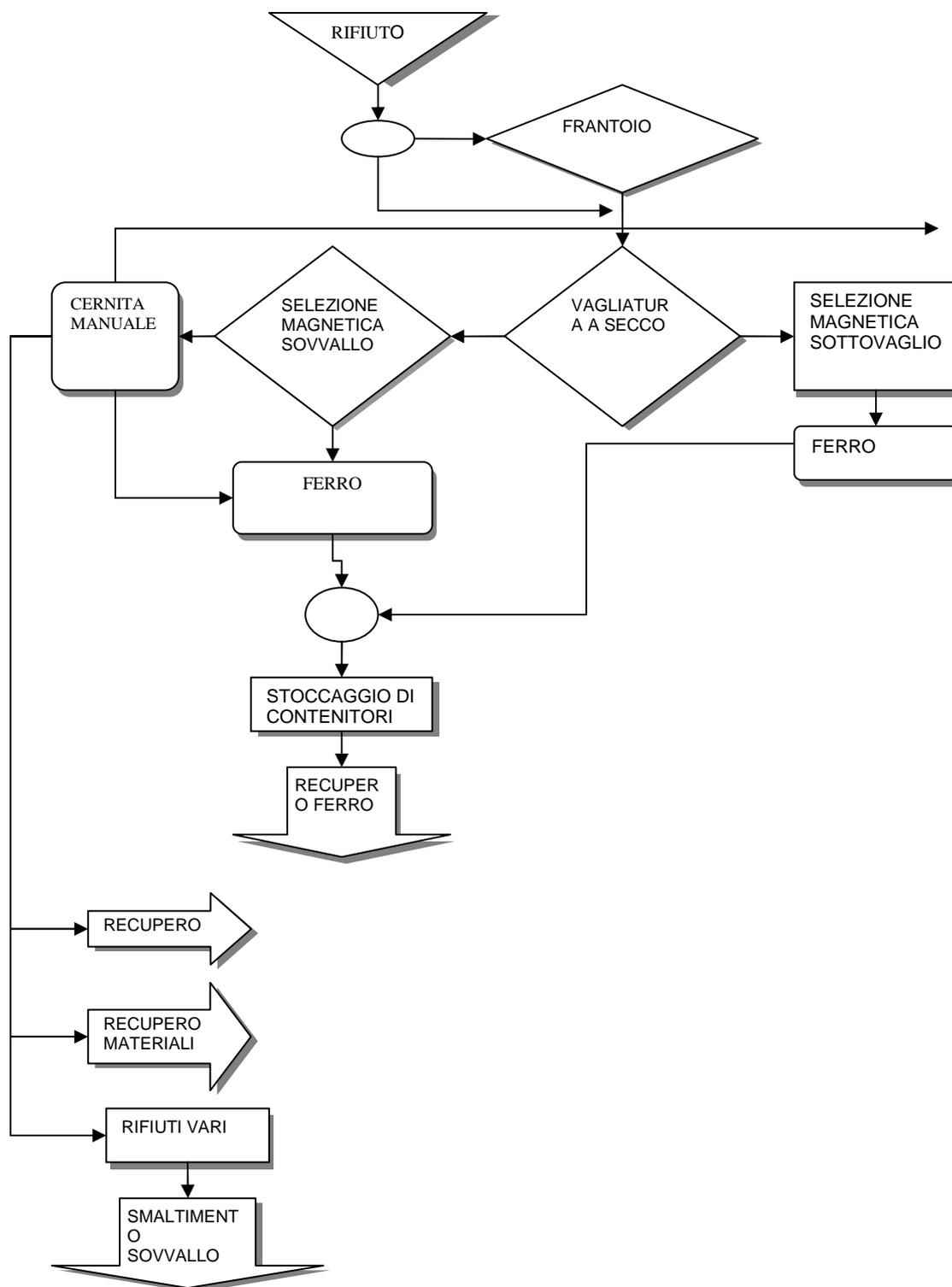


Figura 14 – Diagramma di flusso della sezione di vagliatura a secco

Il vaglio si compone di una tramoggia di carico che per mezzo di un nastro trasportatore in gomma posto sul fondo della tramoggia convoglia il materiale al tamburo rotante per la vagliatura.

Il sovrullo può essere avviato al frantoio e successivamente allontanato dalla sezione di vagliatura tramite un nastro trasportatore oppure ripassato al vaglio dopo frantumazione: prima di essere allontanato, il sovrullo viene fatto passare attraverso un separatore magnetico a nastro che asporta i materiali magnetici presenti.

Per quanto riguarda il rifiuto vagliato, quest' ultimo viene allontanato dalla sezione di vagliatura per mezzo di un nastro trasportatore posizionato esattamente sotto al tamburo rotante: anche in questo caso, lungo il percorso sul nastro, è collocato un separatore magnetico che provvede ad asportare le frazioni ferrose. Così come il sovrullo, anche il sottovaglio può essere avviato alla frantumazione per ridurre ulteriormente la propria granulometria.

✓ SEZIONE DI VAGLIATURA E LAVAGGIO

Dal momento che la maggior parte dei rifiuti in arrivo a questo trattamento sono costituiti da inerti provenienti da operazioni di costruzione e demolizione e quindi necessitano sicuramente di un lavaggio, la macchina da lavaggio più utilizzata in questo contesto è la sfangatrice a tamburo: per quanto riguarda la sua sezione sinistra, nella parte alta entra il materiale più il fango mentre nella parte bassa della stessa sezione esce l' acqua con il materiale fine, che viene mandata al trattamento e riciclo. Nella sezione destra entra invece l' acqua di lavaggio che trascina via le parti più fini. Lavora in controcorrente ruotando con velocità angolare ω intorno all' asse orizzontale.

All' interno della sfangatrice il materiale è investito da getti d' acqua e reagenti chimici che liscivano le parti solubili e leggere, lasciando così le parti solide e grossolane pulite: il processo di lavaggio viene completato sul vaglio vibrante come trattamento di finitura di lavaggio.

All' uscita dal vibrovaglio, il sopravaglio esce dal trattamento mediante nastro trasportatore e viene sciacquato con acqua di pozzo come trattamento di finissaggio finale per poi essere recuperato come materia prima seconda; il sottovaglio invece viene inviato ad un separatore solido-liquido da dove esce una frazione solida ed una liquida. La frazione solida può essere inviata a smaltimento o a recupero, mentre quella liquida viene avviata ad una vasca di decantazione insieme a ciò che esce dalla sfangatrice.

Nella vasca di decantazione, il surnatante viene inviato alla vasca di chiarificazione delle acque di lavaggio mentre il materiale sedimentato viene estratto dal fondo con apposite pompe e portato alla disidratazione meccanica; quest' ultima solitamente prevede diverse fasi di disidratazione che cominciano con l' idrociclone, poi proseguono con la centrifuga e terminano con la filtropressa e/o nastropressa. L' acqua ottenuta dalla disidratazione di tali fanghi, si cerca di renderla riutilizzabile mediante opportuni trattamenti per eliminare le particelle sospese come la flottazione e le celle elettrolitiche (per trattamenti depurativi molto spinti).

Si può quindi concludere che la sezione di vagliatura e lavaggio è un circuito chiuso in cui l' acqua utilizzata per il lavaggio può derivare essenzialmente :

- dalla chiarificazione del surnatante proveniente dalla vasca di decantazione (acqua di qualità non troppo elevata)
- dal trattamento di flocculazione o dall' impianto a celle elettrolitiche (acqua di qualità elevata)
- dal pozzo

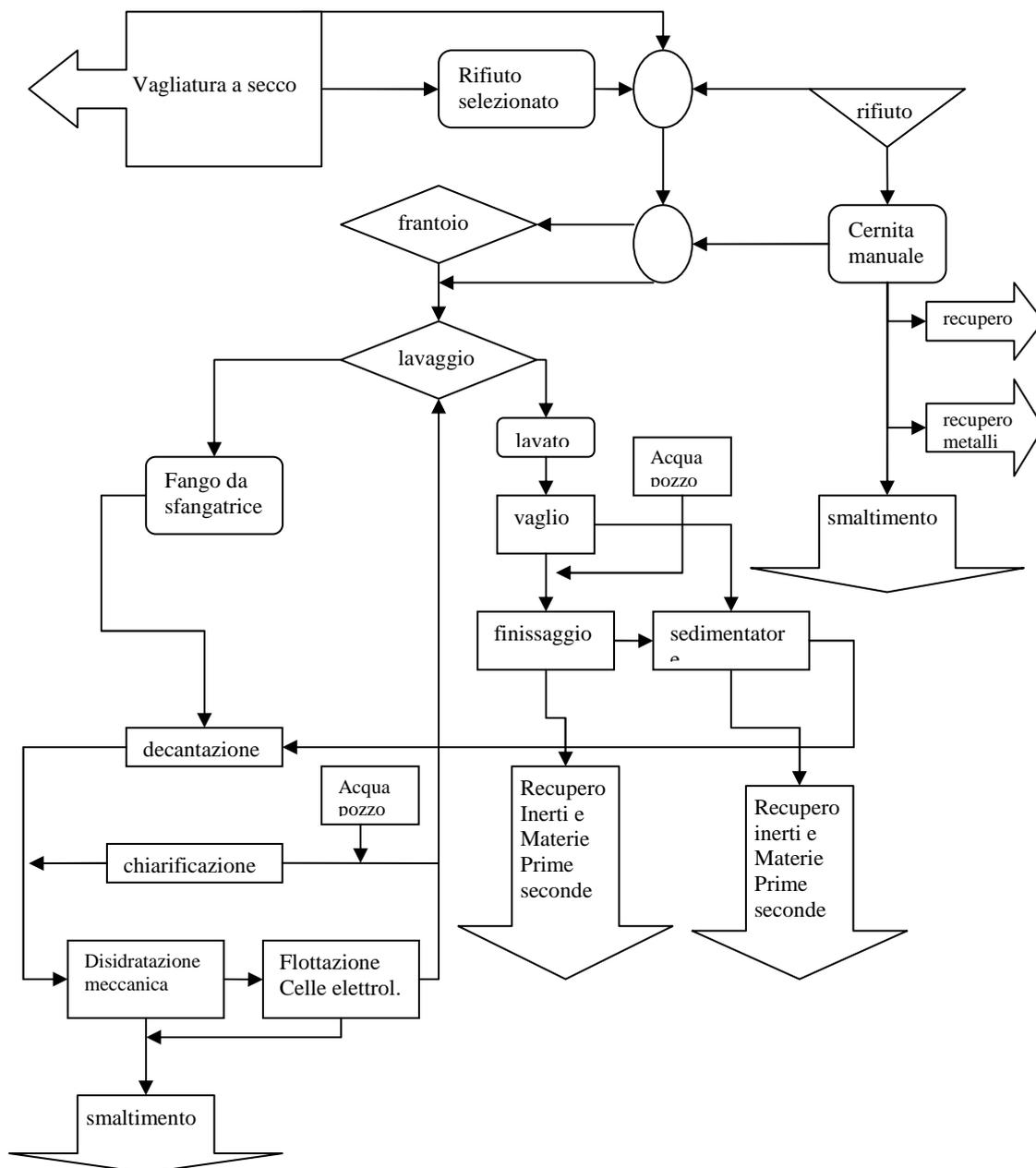


Figura 15 – Diagramma di flusso sezione di vagliatura e lavaggio

✓ LAVAGGIO DEI SUOLI o SOIL WASHING (SW)

L'attività di lavaggio svolta da Furia srl non si rivolge solamente alle diverse tipologie di rifiuti in arrivo alla linea di vagliatura ma si applica principalmente ai suoli inquinati: si parla di lavaggio dei suoli o "SOIL WASHING" (SW). Il problema dei terreni inquinati è fortemente attuale e sempre più in crescita: infatti negli ultimi anni si è diffusa la corretta convinzione che sia meglio

riqualificare, sia dal punto di vista edilizio che da quello sociale, le vecchie aree abbandonate piuttosto che usare nuovi spazi, in ragione di un quadro territoriale caratterizzato da risorse sempre più rare. Secondo tale concezione, le grandi aree dismesse non devono essere considerate come un problema sociale e di difficile soluzione ma come risorsa per uno sviluppo sostenibile: naturalmente la trasformazione ha come duplice obiettivo la sostenibilità della riqualificazione dell' area dismessa e il rispetto delle risorse ambientali.

La tecnica SW individua una serie di metodologie di lavaggio e screening dei suoli che mirano a separare le frazioni grossolane da quelle sottili e su queste separare chimicamente gli inquinanti, in particolare inquinanti di tipo organico, fino alla loro rimozione attraverso un processo di lavaggio in soluzione acquosa; si configura come una tecnica rapida ed efficace per bonificare grandi quantitativi di terreno, soprattutto se esso è di tipo ghiaioso-sabbioso, con minori frazioni di limi e argille. Infatti gli inquinanti in un terreno si trovano principalmente nelle frazioni sottili, in particolare nelle porzioni argillose: questo è dovuto al fatto che, le particelle della frazione limo-argillosa, avendo spesso un diametro inferiore al micron, hanno una superficie specifica molto elevata e quindi hanno un elevato potere assorbente. In particolare vengono assorbiti grandi percentuali di composti non polari come gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), ma anche metalli pesanti e composti metallo-organici.

Una volta eliminata la frazione più fine, il carico inquinante nel suolo si riduce fortemente: chiaramente la frazione grossolana dovrà comunque essere lavata con opportune sostanze detergenti.

L' obiettivo del SW è quindi quello di studiare diverse soluzioni di lavaggio con additivi detergenti a base acida e basica che utilizzano surfattanti ionici e non ionici, in generale sostanze con elevata biodegradabilità o del tutto biodegradabili.

a) Tappe del processo

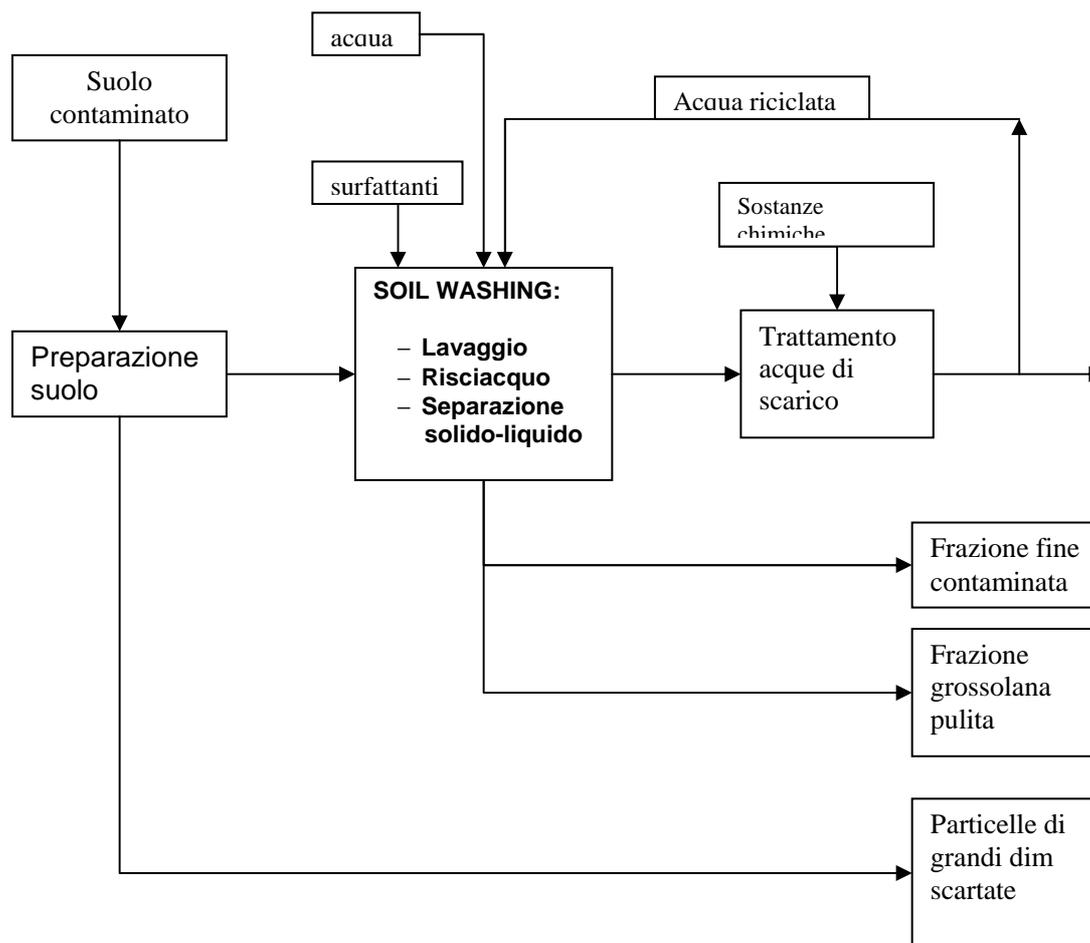


Figura 16 – Tappe del processo di Soil Washing

Il lavaggio dei suoli contaminati sfrutta la linea di vagliatura e lavaggio: come già visto in precedenza, in una prima fase, si ha come trattamento la vagliatura a secco, che permette di eliminare le particelle di grandi dimensioni. Poi con la linea di vagliatura e lavaggio, il suolo selezionato viene avviato all'interno di una sfangatrice, dove subisce un efficace ed energico lavaggio con una soluzione costituita da acqua e additivi detergenti che migliorano la rimozione dei contaminanti. Il processo di lavaggio si completa sul vibrovaglio, all'uscita del quale si separano le sabbie e le ghiaie dal fango (o melme) di lavaggio (ovvero acqua con limi e argille contaminate). A questo punto il materiale inerte grossolano, ovvero le sabbie e le ghiaie, dopo un risciacquo come trattamento di finissaggio finale, può essere utilizzato per il ritombamento in loco oppure per usi residenziali o industriali come materia prima seconda. Il fango di lavaggio, invece, viene trattato all'interno di un separatore solido-liquido al fine di dividere l'acqua da limi e argille, che contengono la maggior parte di inquinanti: l'obiettivo è quello di ottenere, da una parte, un'acqua di lavaggio da poter

riutilizzare per le linee di trattamento e, dall' altra, un fango disidratato, costituito da limi e argille contaminati che possa essere o smaltito o ulteriormente trattato per rendere idonei al recupero i limi e le argille.

La Ditta Furia srl ha adottato la tecnica del SW perché è sicuramente la metodologia più sicura ed efficiente ed è quella che già da molti anni viene praticata nel nord Europa e consente di risolvere i problemi legati alla bonifica dei terreni, mediante metodi e modelli industriali. La natura industriale di questa tecnologia consente quindi di determinare in maniera certa i tempi e i risultati ottenuti alla fine del trattamento.

Per essere efficiente, è necessario che esista un ben determinato rapporto tra le frazioni di terreno: si può affermare che il ricorso all'impianto di Soil Washing sia giustificabile e applicabile a tutti quei terreni contaminati caratterizzati da una percentuale di fini (< 80 micron) inferiore a circa il 40% in peso.

b) Applicabilità del SW

La tecnica è applicabile con successo alle seguenti classi di inquinanti:

- Composti organici semi volatili
- Combustibili
- Metalli pesanti

Il lavaggio del suolo è indicato anche in presenza di determinati composti che appartengono ai gruppi dei composti organici volatili e pesticidi.

L' impianto di Caorso provvede al trattamento di terreni contaminati prevalentemente da idrocarburi: in generale si può affermare che la composizione elementare di un crudo di petrolio è condizionata dalla predominanza dei composti organici del tipo idrocarburo, costituiti prevalentemente da carbonio e idrogeno. Risulta quindi opportuno analizzare più da vicino gli idrocarburi che si possono suddividere o in frazione distinte o per famiglia.

Per distillazione in frazioni distinte:

- Frazione satura: n-alcani, alcani ramificati, cicloparaffine
- Frazione aromatica: idrocarburi policiclici aromatici, IPA.
- Frazione delle resine
- Frazione degli asfalteni

Composizione per famiglie:

- Paraffine volatili: rappresentano il 30% del crudo di petrolio e sono la frazione più volatile del crudo.
- Paraffine non volatili: rappresentano il 15-20% del volume dei crudi di petrolio e vanno da una media a una scarsa volatilizzazione.
- Nafteni (cicloalcani o cicloparaffine): costituiscono il 31% del crudo.
- Olefine (alcheni) e aromatici (IPA): gli alcheni sono poco rappresentati nel crudo di petrolio e gli aromatici si presentano sottoforma di miscele molto complesse.

Un discorso a parte va fatto per resine e asfalteni: sono miscele molto complesse che contengono catene idrocarboniche con atomi di ossigeno, azoto e zolfo e associati a componenti metalliche come nichel e vanadio. Possiedono la caratteristica di costituire il 10% del volume in crudi leggeri mentre arrivano a concentrarsi fino al 60% nei crudi molto degradati. Inoltre è bene sottolineare che, nel caso di uno sversamento di petrolio nel suolo, le resine e gli asfalteni costituiscono la frazione più recalcitrante del crudo.

Per essere precisi, occorre sottolineare che il suolo spesso risulta essere contaminato da benzine, cheroseni, gasolio, bitumi e asfalti, ovvero da tutte quelle frazioni che derivano dalla raffinazione dei crudi di petrolio: è quindi utile analizzare brevemente cosa succede durante un processo di raffinazione per poi poter capire che tipo di inquinanti troveremo nel suolo.

Durante la raffinazione si eliminano le componenti asfalteniche, le più recalcitranti dal punto di vista della biodegradabilità, quindi le componenti intermedie quali le benzine, i gasoli e i cheroseni diventano prodotti relativamente più biodegradabili. Dal punto di vista dei composti aromatici, i componenti raffinati come carburanti sono costituiti per un 30% da paraffine, per un 45% da cicloalcani e per un 25% da aromatici.

Si può infine osservare che, proprio per via del tipo di suoli contaminati trattati da Furia srl, il soil washing rientra pienamente nel proprio campo di applicabilità.

c) Proprietà chimico-fisiche che influenzano l' applicabilità

PARAMETRI FISICI	COMMENTI
DISTRIBUZIONE DELLE PARTICELLE: <ul style="list-style-type: none"> • > 2 mm • 0.25-2 mm • 0.063-0.25 mm • < 0.063 mm • tipo, forma fisica • grado di umidità 	Sono richiesti pretrattamenti Soil washing efficiente Soil washing limitato Frazione di argilla e silt- SW limitato Influenza i pretrattamenti e la necessità di trasferimento Influenza i pretrattamenti e la necessità di trasferimento
PARAMETRI CHIMICI	COMMENTI
COMPOSTI ORGANICI: <ul style="list-style-type: none"> • concentrazione • volatilità 	Determinano quali sono i contaminanti e valutano l'efficienza della separazione e del lavaggio, le interazioni idrofobiche, la compatibilità del fluido di lavaggio, l'uso di un fluido di lavaggio adeguato al tipo di contaminante. Possono richiedere un trattamento di premiscelamento.
METALLI	La concentrazione e le specie dei costituenti potrebbe determinare la compatibilità del fluido di lavaggio, la mobilità dei metalli e i postrattamenti.
PH	Può influenzare i pretrattamenti, la compatibilità con i materiali di costruzione delle attrezzature e la compatibilità del fluido di lavaggio

Tabella 8 - Proprietà chimico-fisiche che influenzano l'applicabilità

- *Efficienza del SW*

Tutto quello detto fino ad ora, si può riportare in una tabella in cui l'applicabilità tecnica del SW tiene conto della natura del contaminante e del tipo di terreno:

Classe di contaminanti		Terreni sabbiosi	Terreni argillosi
Contaminanti organici	Composti alogenati volatili	***	*
	Composti alogenati semivolatili	*	*
	Composti non alogenati volatili	***	*
	Composti non alogenati semivolatili	*	*
	Policlorobifenili (PCB)	*	*
	Pesticidi alogenati	*	*
	Diossine-Furani	*	*
	Cianuri organici	*	*
Contaminanti inorganici	Metalli volatili	***	*
	Metalli non volatili	***	*
	Amianto	o	o
	Cianuri inorganici	*	*
*** Applicabilità con elevata efficienza	* Applicabilità con efficienza limitata	° Non applicabile	

Tabella 9 – Efficienza del SW

- *Considerazioni finali sul processo del SOIL WASHING*

Diversi studi effettuati su diversi impianti di lavaggio utilizzando la tecnologia del SW hanno permesso di trarre alcune importanti considerazioni generali, utili per poter capire i meccanismi di aggregazione degli inquinanti ai granuli del terreno. In primo luogo appare evidente che gli inquinanti rimangono adesi al terreno se esso contiene frazioni molto fini, quali argille e limi, poiché possiedono un'ampia superficie specifica; inoltre le patine di argilla depositate uniformemente anche nelle granulometrie più grossolane e sede di deposizione degli IPA, permettono di contaminare anche i granuli più grossi.

In secondo luogo, il ricoprimento delle particelle di terreno è legato alla superficie specifica nel caso di un adsorbimento, mentre nel caso di un legame chimico dipende da altri fattori.

Quindi, in un suolo contaminato, la maggior parte degli inquinanti si trova nella frazione fine: quest'ultima viene agevolmente allontanata per setacciatura. Ma

si dovrà provvedere anche ad allontanare le particelle fini dalle frazioni più grossolane attraverso un' azione meccanica, provocata ad esempio dallo sfregamento dei clasti nel cilindro di lavaggio.

Si possono fare anche alcune considerazioni sulla gestione del lavaggio ottimale:

- la separazione della frazione grossolana da quella fine porta ad una separazione dell' inquinante, che rimane nella frazione fine.
- tale frazione fine deve essere accuratamente lisciviata se si vuole tentarne il recupero
- la lisciviazione è realizzabile in modo semplice ed economico usando un surfattante ionico, come l' SDS (sodiododecilsolfato), $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{OSO}_3\text{Na}$, possibilmente coadiuvato da soda.

Per i suoli silicei alcalini o acidi si può fare un lavaggio direttamente con soluzioni a base di soda e SDS, mentre nel caso di suolo carbonatico si deve eseguire prima un' azione di pre-lisciviazione e poi si può procedere con il lavaggio vero e proprio. Questa differenza di comportamento deriva dalle differenti condizioni chimiche che vengono generate dai suoli di tipo diverso: un terreno carbonatico è costituito da clasti formati da calcite, materiali fortemente porosi e particolarmente accessibili agli inquinanti. Per staccare fisicamente gli inquinanti è quindi necessario rimuovere il primo strato di rocce attraverso un attacco acido; una volta che le sostanze inquinanti sono in soluzione, l' attacco SDS permette la loro solfatazione e il trasporto definitivo verso la fase liquida per la rimozione.

Sarà pertanto necessario eseguire lavaggi di tipo differente per ogni tipo di suolo.

1.3.2. *Linea di raffinazione scorie*

La linea di raffinazione scorie permette il recupero del rifiuto secondo un processo meccanico di selezione, il quale avviene sulla base della separazione della componente metallica: in particolare si può dire che il trattamento ha lo scopo di trasformare il rifiuto in un rifiuto recuperabile oppure in materia prima seconda.

Lo schema di flusso è lo stesso visto per la linea di vagliatura, con l' aggiunta di una sezione di lavaggio o di una sezione di miscelazione con carbonati a

seconda che si voglia ottenere rispettivamente inerti per calcestruzzi o marna per cementifici.

L'impianto si compone di:

- tramoggia d'alimentazione e dosaggio per il rifiuto speciale in ingresso;
- nastro elevatore a tazze;
- trasportatore vibrante ;
- piano vibrante per dosaggio materiale ;
- cernitrice per lavorazioni di deferizzazioni spinte;
- tramoggia di recupero materiale a due zone (ferrosi e inerti più metalli non ferrosi);
- cernitrice a superinduzione per separazione metalli non ferrosi dagli inerti;
- tramoggia di recupero materiale a tre zone (ferrosi, non ferrosi e inerti);
- coclea dosatrice di materia prima o rifiuto a base di carbonato
- setti di deposito dopo lavorazione.

L'impianto è installato in una struttura metallica chiusa, formata da due solai orizzontali. Al secondo piano sono installati il trasportatore vibrato ed il nastro orizzontale a piano vibrante e cernitrice dei materiali ferrosi, mentre al primo piano è installato il nastro orizzontale con la cernitrice a induzione, per la separazione dei non ferrosi . Alla quota del terreno si trova invece la tramoggia d'alimentazione che, mediante nastro elevatore a tazze con sviluppo verticale, convoglia le scorie da trattare sino al secondo livello ed anche la coclea dosatrice di materia prima o rifiuto a base di carbonato, da aggiungere al materiale raffinato per raggiungere l'indice idraulico desiderato ed ottenere così una materia prima seconda simile alle marne naturali.

Le ceneri pesanti e scorie da impianti d'incenerimento di rifiuti solidi urbani e assimilati sono il principale sottoprodotto della combustione e rappresentano la frazione incombusta che si recupera dal termovalorizzatore. L' incenerimento dei RSU associato al recupero energetico riveste una parte importante della gestione integrata dei rifiuti e rappresenta una valida alternativa allo stoccaggio dei rifiuti in discarica.

Si possono distinguere due categorie di inceneritori a seconda che si bruci rifiuti solidi urbani o combustibile da rifiuti (CDR): in quest' ultimo caso, c'è una fase

di separazione che precede l' incenerimento, in cui la materia organica, i metalli e i materiali inerti vengono rimossi. Quindi da un punto di vista ambientale, la combustione di CDR al posto di RSU porta ad una minore formazione di metalli pesanti nei residui della combustione.

Il problema delle discariche non può certo essere risolto solo dall' incenerimento, infatti da questo processo si ottiene una grande quantità di scorie: le ceneri pesanti (Bottom Ashes, BA) che costituiscono il 30% in peso dei rifiuti solidi urbani e le ceneri volanti (Fly Ashes, FA), che costituiscono il 3% in peso dei RSU e soprattutto contengono alcuni inquinanti atmosferici. I contaminanti derivanti dal processo di incenerimento sono maggiormente assorbiti dalle FA perché sono caratterizzate da un' elevata superficie specifica: per questa ragione, FA e BA sono classificate rispettivamente come rifiuti pericolosi e non pericolosi.

Poiché lo stoccaggio in discarica di questi prodotti costituisce un importante aumento dei costi dell' incenerimento, durante gli ultimi anni, l' interesse sul riuso e il riciclo delle scorie derivanti dalla combustione sta aumentando sensibilmente. In questo ambito, i campi di applicazione maggiori sono l' utilizzo delle BA come materiali geotecnici (sottofondi stradali, conglomerati bituminosi, opere civili) o come materiali da costruzione e ricoprimento della discarica.

Non a caso in diversi paesi del Nord Europa le ceneri pesanti sono già utilizzate da alcuni anni nei materiali da costruzione: quindi, mentre da un lato in Europa ci sono dei regolamenti che incoraggiano il riuso delle BA in diverse applicazioni piuttosto che lo stoccaggio in discarica, dall' altro lato, in Italia, non c'è una specifica legge che disciplina il riuso e la valorizzazione delle ceneri pesanti. L' unica opzione di riuso che è stata recentemente adottata è il loro impiego come materia prima secondaria nella produzione di cemento.

La composizione chimica e merceologica delle BA varia in funzione della tipologia di rifiuti solidi urbani e assimilati avviati all' incenerimento nel termovalorizzatore, ma mediamente risulta sempre composta in percentuale maggiore da residui solidi di vetro, ceramica, materiali ferrosi e non ferrosi e da una frazione più o meno importante d' ossidi metallici e sali di varia composizione. Nella tabella seguente riporto gli intervalli di concentrazione dei vari elementi presenti nelle ceneri pesanti prima e dopo il trattamento di vagliatura e selezione:

componente	PRE-TRATTAMENO mg/kg (range)	POST-TRATTAMENO mg/kg (range)
SiO ₂	45.000-69.000	3.250-4.020
Al ₂ O ₃	25.000-49.000	580-1.020
Fe ₂ O ₃	16.000-55.000	390-750
CaO	26.000-108.000	25200-32400
MgO	1.500-14.200	150-280
K ₂ O	5.600-8.600	60-140
Na ₂ O	10.000-21.000	15-40
SO ₃	6.000-8.500	0.90-1.35

Tabella 10 – composizione mineralogica pre e post-trattamento delle BA

La stessa analisi può essere fatta con i metalli presenti nella composizione delle ceneri pesanti prima e dopo la loro raffinazione:

componente	PRE-TRATTAMENO mg/kg (range)	POST-TRATTAMENO mg/kg (range)
Cadmio	2,5-3,5	0,50-1,20
Cromo totale	130- 280	90-120
Rame	2.500-12.800	130-230
Mercurio	0,05-0,90	0,05-0,60
Nichel	50-200	70-90
Arsenico	0,50-3,10	0,30-1,00
Vanadio	0,30-20,00	0,20-16,00
Piombo	600-1.900	15-35
Zinco	1.300-5.000	60-140

Tabella 11 – Analisi dei metalli nelle BA pre e post-trattamento

L'industria del cemento, fin dalle origini, è stata in grado di utilizzare rifiuti solidi come fonte di energia o di materia prima: le BA possono essere impiegate sia in sostituzione delle materie prime naturali per la produzione del semilavorato (clinker), sia in parziale sostituzione del clinker nella produzione del cemento. Cerchiamo di capire meglio questo concetto confrontando le caratteristiche delle marne con quelle delle ceneri pesanti.

Per la fabbricazione del clinker si possono impiegare sia minerali d'origine naturale sia prodotti industriali: come materie di base servono le sostanze minerali che contengono i componenti principali del cemento, il calcio, la silice, l'allumina e l'ossido di ferro. Il problema è che raramente questi componenti si ritrovano riuniti nella necessaria proporzione in una sola materia prima:

solitamente infatti si deve scegliere una miscela calcolata costituita da un componente ad alto tenore di calcio (componente calcareo) e da uno a basso tenore di calcio che contenga però una percentuale maggiore di silice, allumina e ossido di ferro (componente argilloso). I due componenti principali, quello calcareo e quello argilloso, sono di solito il calcare e l' argilla, oppure il calcare e la marna.

Le marne sono quindi dei calcari con inclusioni di silice e di sostanza argillosa, come anche di ossido di ferro ma con durezza notevolmente inferiore a quella dei calcari: la composizione chimica delle marne utilizzate per la fabbricazione del cemento è riportata nella tabella seguente.

componente	mg/kg (range)
SiO ₂	21.320-33.200
Al ₂ O ₃	4.140-10.870
Fe ₂ O ₃	1.680-4.900
CaO	273.000-393.200
MgO	750-1.950
K ₂ O	60-200
Na ₂ O	80-330
SO ₃	370-700

Tabella 12

Nella composizione chimica delle marne sono presenti anche metalli in concentrazione variabile in funzione delle formazioni geologiche dalle quali sono estratte: nella prossima tabella sono appunto riportati i range di concentrazione dei metalli presenti nella marna.

componente	mg/kg (range)
Cadmio	0,016-0,3
Cr totale	10-80
Mercurio	0,03-0,45
Nichel	7,5-65
Arsenico	10-23
Vanadio	70-160
Piombo	8-22
Zinco	22-115

Da un rapido confronto tra i componenti delle marne e delle ceneri pesanti (prima del trattamento), la prima cosa che si nota è che le BA hanno una maggiore presenza di metalli; proprio in conseguenza di questo fatto, le ceneri prodotte da impianto di incenerimento dovranno subire un primo processo di selezione per separare i materiali ferrosi e non ferrosi di pezzatura maggiore ed un secondo processo di raffinazione per separare dalla frazione fine di i materiali ferrosi e non ferrosi di pezzatura minuta.

I restanti componenti dei due distinti prodotti (ceneri pesanti/marne), hanno quindi sin dall'origine caratteristiche del tutto simili tra loro, come si può osservare dalla comparazione dei seguenti dati:

componente	Marna	Ceneri pesanti (Pre-trattamento)
	mg/kg	mg/kg
SiO ₂	21.320-33.200	45.000-69.000
Al ₂ O ₃	4.140-10.870	25.000-49.000
Fe ₂ O ₃	1.680-4.900	16.000-55.000
CaO	273000 -393200	26.000-108.000
MgO	750-1.950	1.500-14.200
K ₂ O	60-200	5.600-8.600
Na ₂ O	80-330	10.000-21.000
SO ₃	370-700	6.000-8.500

Tabella 13- Confronto tra marna e ceneri pesanti

Dalla tabella si evince come i componenti delle BA e delle marne utilizzate nel processo produttivo dei cementifici siano del tutto confrontabili: quindi è evidente come le ceneri pesanti, dopo un processo di vagliatura e raffinazione, saranno fortemente paragonabili alle marne. Per aumentare la qualità della "marna" ottenuta dal trattamento delle BA, è possibile prevedere una fase finale, che segue la raffinazione, in cui si va ad aggiungere silicati o carbonati di calcio: questo permette di avere un prodotto finito con le stesse caratteristiche della marna ma anche un indice di idraulicità medio ben definito.

Un' altra possibilità è quella di far seguire alla fase di selezione e raffinazione, non una miscelazione con carbonati, ma un lavaggio: questo permette di ottenere un prodotto finale richiesto dal mercato in quanto materia prima già perfettamente utilizzabile negli aggregati di calcestruzzo. Tale prodotto finale, se sottoposto a trattamento di lavaggio, ha caratteristiche conformi a quelle degli inerti utilizzati per la preparazione degli aggregati di calcestruzzo secondo la UNI EN 12620:2003.

1.3.3 Linea di stabilizzazione/solidificazione

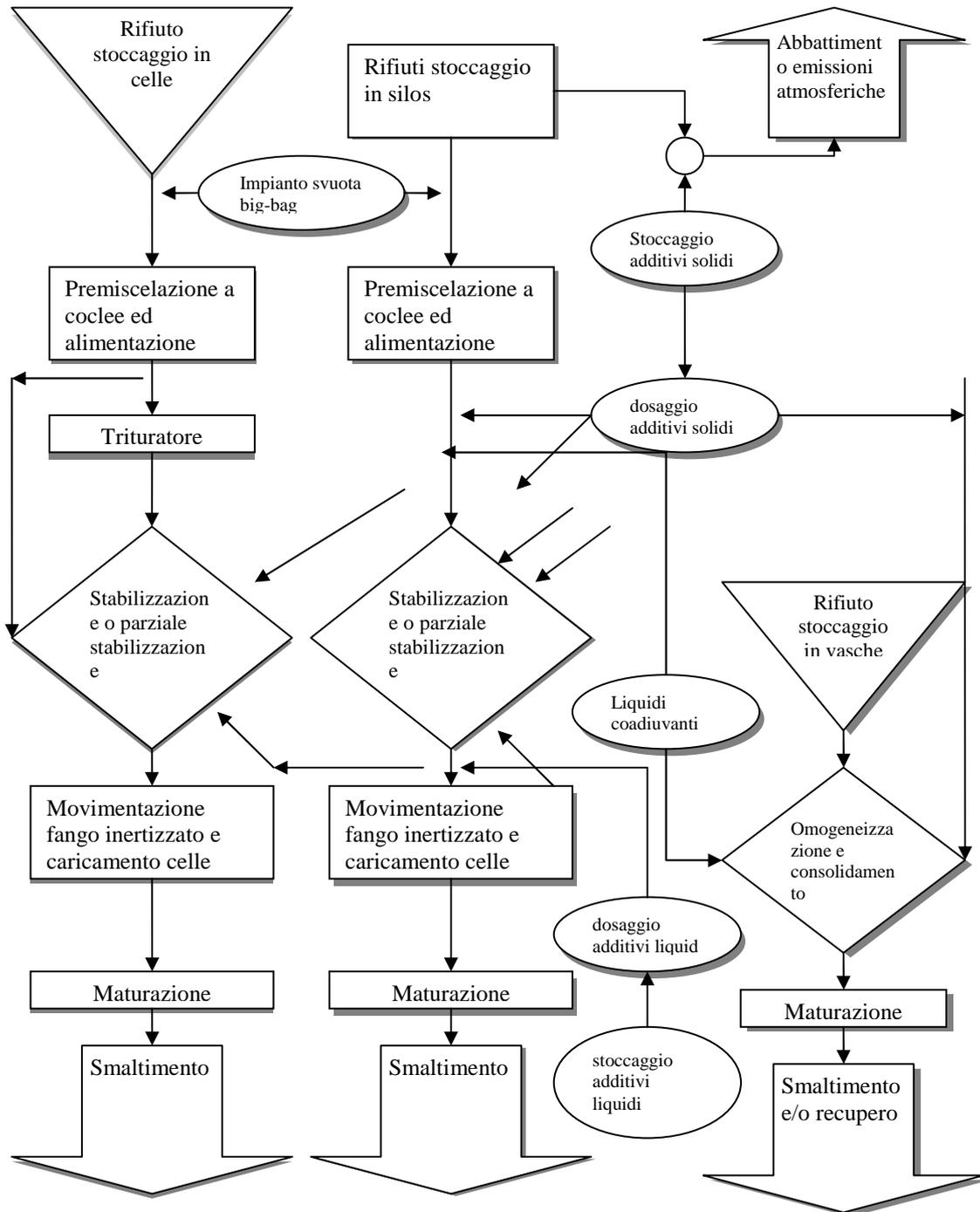


Figura 17-Diagramma di flusso linea di stabilizzazione

L'impianto di stabilizzazione/solidificazione è ubicato all'interno del capannone coperto e chiuso lateralmente ed è essenzialmente costituito da:

- silos per contenimento di reagenti o rifiuti;
- mulino a martelli;

- miscelatori rifiuti polverulenti;
- serbatoi per alimentazione liquidi;
- impianto dosaggio solfuro;
- impianto di pesatura in continuo;
- trasportatori a coclea;
- silos stoccaggio rifiuti polverulenti;
- impianto abbattimento polveri;
- impianto svuota big-bag;
- impianto di umidificazione rifiuti in vasca.

Il rifiuto da trattare viene caricato nella tramoggia, a mezzo di pala meccanica ed estratto dal fondo per mezzo di coclea che alimenta il mulino a martelli doppio albero.

Il rifiuto omogeneizzato dal mulino a martelli cade nel miscelatore, dove sono aggiunti gli additivi in polvere (calce e cemento) e quelli liquidi (solfuri), oltre ai coadiuvanti per la reazione, quali rifiuti liquidi, e acque piovane e da pozzo. Successivamente il rifiuto viene immesso nelle vasche di maturazione per poi essere avviato allo smaltimento.

I rifiuti polverulenti vengono stoccati in silos , per essere poi estratti dal miscelatore in cui vengono inseriti anche gli additivi suddetti oltre ai coadiuvanti per la reazione, quali rifiuti liquidi, e acque piovane e da pozzo. Il processo prevede lo scarico pneumatico dalla cisterna al silos di stoccaggio e da questi all'impianto di trattamento.

Tutto il trasferimento dei rifiuti polverulenti, anche quelli conferiti in big/bag, è effettuato in tubazioni/coclee chiuse, e quindi senza emissioni diffuse.

Un impianto di umidificazione, composto da serbatoio, pompa ed ugelli, nebulizza acqua di pozzo sulla superficie delle vasche di maturazione, al fine di ridurre le emissioni diffuse.

I processi di stabilizzazione/solidificazione rappresentano una tecnologia consolidata, da decenni applicata ai rifiuti sia a prevalente matrice organica che inorganica. L'EPA dà le seguenti definizioni:

- per stabilizzazione si intende un insieme di tecniche in grado di ridurre la pericolosità del rifiuto attraverso la conversione dei contaminanti in esso contenuti in una loro forma meno solubile, meno mobile e meno nociva per l'ambiente;

- per solidificazione si intende un insieme di tecniche in grado di trasformare un rifiuto in una massa solida o semi/solida ad alta integrità strutturale.

Entrambe le tecniche portano alla fissazione chimica e/o all'immobilizzazione fisica degli inquinanti presenti nel rifiuto, conferendo ad esso i requisiti desiderati.

Le tecniche adottate possono essere suddivise come segue:

- Stabilizzazione/solidificazione mediante l'aggiunta di additivi inorganici, quali: cemento, calce, silicati, materiali pozzolanici, bentonite, solfuri, etc.
- Stabilizzazione/solidificazione mediante l'aggiunta di additivi organici, quali: materie termoplastiche, polimeri, agenti incapsulanti.

La stabilizzazione/solidificazione con additivi organici riduce la mobilità degli inquinanti presenti nel rifiuto attraverso un'azione di fissazione chimica e/o strutturale.

I processi di stabilizzazione/solidificazione riducono la superficie di contatto tra il rifiuto e le acque di percolazione, attraverso la duplice azione di fissazione chimica e strutturale all'interno di una matrice inerte. La fase di stabilizzazione diminuisce la pericolosità del rifiuto attraverso la conversione dei contaminanti nella loro forma meno solubile, meno mobile e meno tossica. La fase di solidificazione trasforma il rifiuto stesso in un materiale solido ad alta integrità strutturale, diminuendo la mobilità degli inquinanti e quindi la loro possibile dispersione nell'ambiente.

Le tecniche di più ampia applicazione sono quelle riguardanti la stabilizzazione o solidificazione mediante l'impiego di leganti idraulici: l'utilizzo di leganti idraulici comporta la miscelazione del fango in un impasto contenente cemento e/o calce, acqua, silicoalluminati (bentoniti), cui fa seguito il processo della presa e dell'indurimento dell'impasto. I meccanismi alla base di questo processo sono riconducibili ai seguenti fenomeni chimici e fisici:

- precipitazione: i metalli precipitano sotto forma di ossidi/idrossidi, silicati, carbonati, solfuri, fosfati;
- adsorbimento: a seguito dell'aumento della superficie specifica dei leganti inorganici idratati aumentano i fenomeni di adsorbimento degli

inquinanti con formazione di specie adsorbite stabili rispetto al dilavamento delle acque di percolazione;

- incapsulamento: gli inquinanti organici ed inorganici presenti nel fango vengono inglobati nella matrice cementizia;
- scambio ionico: formazione di composti insolubili di metalli pesanti per scambio ionico dei silico-alluminati di metalli alcalini.

Vediamo più da vicino cosa succede utilizzando calce e cemento, che sono gli additivi in polvere maggiormente utilizzati in questa sezione di stabilizzazione/solidificazione:

✓ La Calce

L'aggiunta di calce ad un residuo semi-solido provoca tre distinti effetti:

- a) parziale disidratazione della matrice interessata: tale processo conferisce al prodotto una maggiore consistenza fisica (addensamento)
- b) immobilizzazione di metalli pesanti contenuti nel rifiuto, con formazione di Idrossidi/Ossidi metallici, poco solubili.
- c) aumento della temperatura (reazione esotermica) e del pH del mezzo (igienizzazione)

✓ i Cementi

Il processo di stabilizzazione/solidificazione con cemento/silicati si basa sul fenomeno di idratazione del cemento. Quando l'idratazione del cemento avviene in miscela con il rifiuto, l'inquinante è inglobato nella rete di gel e quindi nella matrice cementizia: si ottiene un prodotto monolitico, a basso rapporto superficie/volume e a bassa permeabilità.

I cementi idraulici sono materiali polverulenti che, impastati con acqua, forniscono una massa plastica capace di far presa e indurire fortemente anche sott'acqua. Sono detti naturali se ottenuti dalla cottura di marne contenenti la giusta proporzione di calcare e di argilla silicica (circa 75 e 25%). La produzione industriale è orientata verso il c.d. cemento artificiale, nel quale le materie prime, calcare e argilla, sono dosate e intimamente mescolate prima della cottura.

La miscela di reattivi stabilizzanti a base di Ossido di Calcio, argille e idrosilicati di alluminio, ferro, magnesio promuove le reazioni di scambio ionico con ioni di

metalli pesanti, immobilizzandoli (piombo, rame, cadmio, zinco, mercurio, nichel, arsenico). L'impiego di leganti cementizi comporta un aumento del pH con conseguente riduzione della solubilità di ioni di metalli pesanti. Si ha inoltre formazione di composti insolubili mediante fissazione di agenti inorganici tossici, grazie allo scambio ionico. L'impiego di miscele contenenti cemento Portland ed additivi di varia natura (silicati solubili, bentonite, coke) comporta un miglioramento della struttura solida, con ottime capacità di inertizzazione.

Dal punto di vista fisico, il fenomeno di idratazione del cemento Portland consiste inizialmente nella formazione di una membrana gelatinosa e semipermeabile che si forma sulla superficie delle particelle del Silicato di Calcio. L'idratazione del cemento è un fenomeno graduale che inizia sulla superficie tra il cemento e l'acqua e procede verso l'interno dei granuli. Gli idrauliti a contatto con l'acqua si sciolgono: una volta arrivati alla saturazione si ha la precipitazione dei composti idratati. Una successiva reazione di idratazione del cemento residuo avviene in seguito alla penetrazione dell'acqua. È utile distinguere l'idratazione dei Silicati (Silicato tricalcico, C3S; Silicato bicalcico, β C2S) dagli Alluminati (Alluminato di Calcio, C3A, Soluzione solido ternaria di Calce, Allumina, Ossido di Ferro; C4AF). Le sostanze presenti in un rifiuto possono agire da acceleranti o ritardanti a seconda che favoriscano o meno il fenomeno dell'idratazione e della presa. Ad esempio la presenza di metalli pesanti influenza negativamente sia il fenomeno della presa (in quanto la formazione di idrossidi o sali insolubili hanno un effetto ritardante) sia le caratteristiche meccaniche del prodotto finale in quanto si ha un aumento del numero e del diametro dei pori. Al fine di inibire tali effetti possono essere dosate, insieme a reagenti "leganti", sostanze (additivi) quali silicati solubili, solfuri, materiali pozzolanici, bentonite, polveri da fornaci, ceneri volanti da combustibili vari.

I meccanismi chimico-fisici che si instaurano quando un rifiuto viene trattato con leganti cementizi dipendono dal particolare tipo di processo considerato: se a base neutra o a base acida.

Processi a base neutra: i meccanismi di fissazione degli inquinanti sono i seguenti:

- fissazione chimica: comporta la precipitazione di ossidi/idrossidi insolubili;
- complessazione: avviene mediante fissazione di metalli pesanti sulla matrice del silico-alluminato;

- adsorbimento: a seguito della idratazione del cemento si ha un notevole incremento della sua superficie specifica, con formazione di composti poco solubili;
- fissazione fisica: intrappolamento fisico di tutte le sostanze (comprese quelle non reattive) all'interno della matrice cementizia.

Processi a base acida: anche in questo caso si può avere un' immobilizzazione per fissazione sia fisica che chimica. I processi a base acida sono caratterizzati dal fatto che il rifiuto di partenza ha un pH fortemente acido: il rilascio di inquinanti dipende da più fattori, in relazione alla matrice ambientale in cui i rifiuti vengono smaltiti e alle caratteristiche intrinseche del prodotto solidificato. I principali fattori sono i seguenti: pH, potenziale redox, speciazione chimica degli inquinanti nella matrice cementizia, resistenza meccanica, permeabilità e porosità.

1.3.4. Linea di disidratazione meccanica

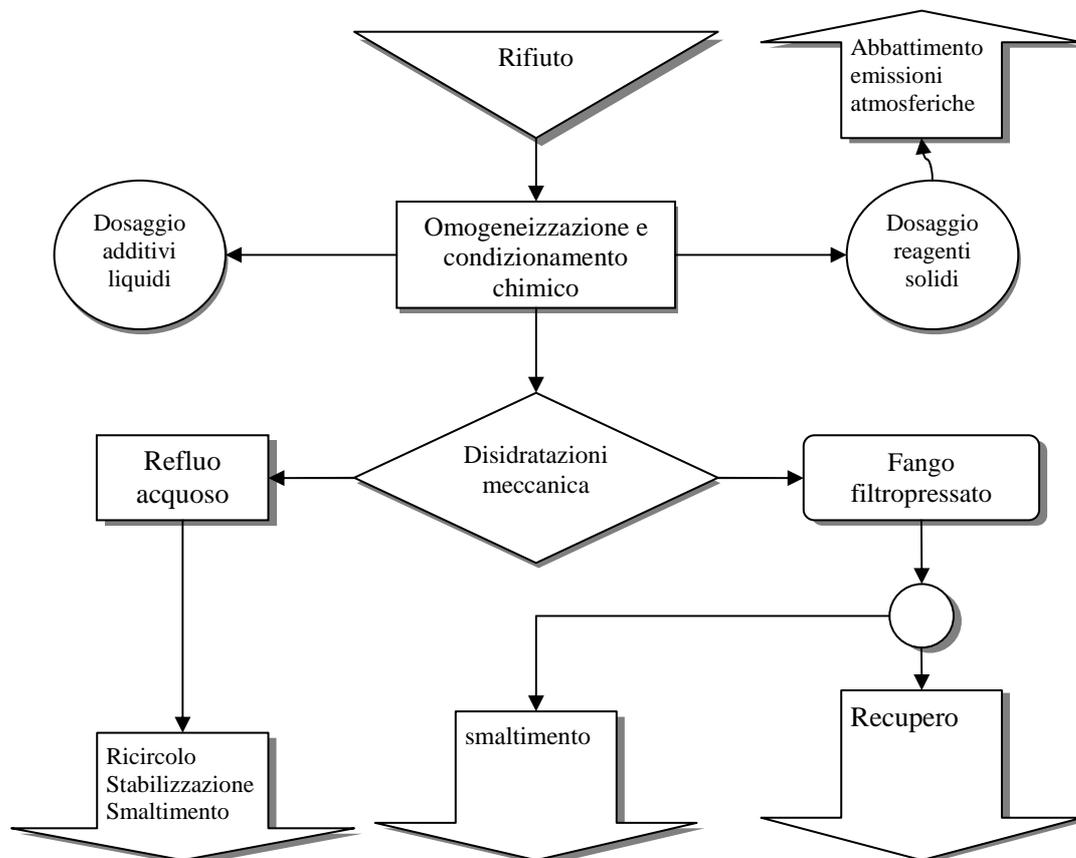


Figura 18 - Diagramma a blocchi-impianto di disidratazione meccanica

L'impianto è composto essenzialmente da:

- filtropressa;
- impianto di preparazione polielettrolita;
- silos stoccaggio calce;
- cisterna del coagulante.

L'impianto è destinato al trattamento di rifiuti liquidi e/o fanghi pompabili, da cui è separata una frazione solida ed una liquida chiarificata. I rifiuti liquidi costituenti sono normalmente riciclati all'interno dell'impianto, mentre quelli solidi sono smaltiti o avviati al recupero in funzione delle caratteristiche chimiche e fisiche e nel rispetto delle normative vigenti.

Il rifiuto viene sottoposto inizialmente al condizionamento chimico e ad omogeneizzazione, poi, mediante pompaggio, è soggetto a spremitura attraverso i setti filtranti della filtropressa. Sui pannelli rimane la frazione solida del rifiuto trattato e gli additivi usati per favorire la separazione delle due fasi: la frazione liquida è raccolta in apposita vasca, per poi essere riutilizzata.

PRINCIPI E TECNICHE DI DISIDRATAZIONE

La presenza di acqua legata alle particelle solide del fango (acqua di idratazione colloidale e acqua capillare), da forze notevolmente intense di attrazione molecolare, richiede specifici trattamenti di condizionamento del fango, prima che esso sia avviato alla fase di disidratazione meccanica. I reagenti chimici determinano un'azione di coagulazione, neutralizzando i legami intramolecolari resistenti tra le particelle di fango e l'acqua legata, che può così agevolmente liberarsi nel successivo trattamento di disidratazione. Ulteriore effetto dei reagenti chimici è la flocculazione delle particelle fini del fango, cioè la loro agglomerazione in particelle più grosse, con il risultato che si migliora la sedimentabilità del fango e si riducono gli effetti d'intasamento delle tele filtranti. Solitamente vengono usati i seguenti reagenti chimici:

- ✓ Sali minerali a cationi polivalenti.

I sali minerali di ferro e di alluminio rendono possibile la formazione di un fiocco particolarmente fine e stabile.

✓ Calce

La calce diminuisce l'alcalinità del fango e consente la precipitazione di una certa quota di sali organici e di calcio e la saponificazione dei grassi, con conseguente diminuzione della resistenza specifica dei fiocchi, favorendo così la disidratazione.

✓ Polielettroliti organici.

Sono caratterizzati da un'azione coagulante e nel contempo da un'azione flocculante, con formazione di ponti fra le particelle di fango, con lunghe catene ramificate.

1.3.5. Linea di igienizzazione dei fanghi biologici

L'impianto è costituito dalla vasca di trattamento e maturazione e da un escavatore munito di benna: l'operazione viene eseguita a mezzo di escavatore con benna a cucchiaio, normalmente azionata da escavatore, con il quale viene miscelato il reagente chimico ed il fango biologico.

L'impianto è dedicato al trattamento di rifiuti solidi speciali, quali fanghi ed altri rifiuti solidi organici. Il trattamento ha lo scopo di rendere biologicamente inattivi ed omogenei i fanghi da destinare a recupero e/o smaltimento.

1.3.6. Linea di trattamento chimico-fisico

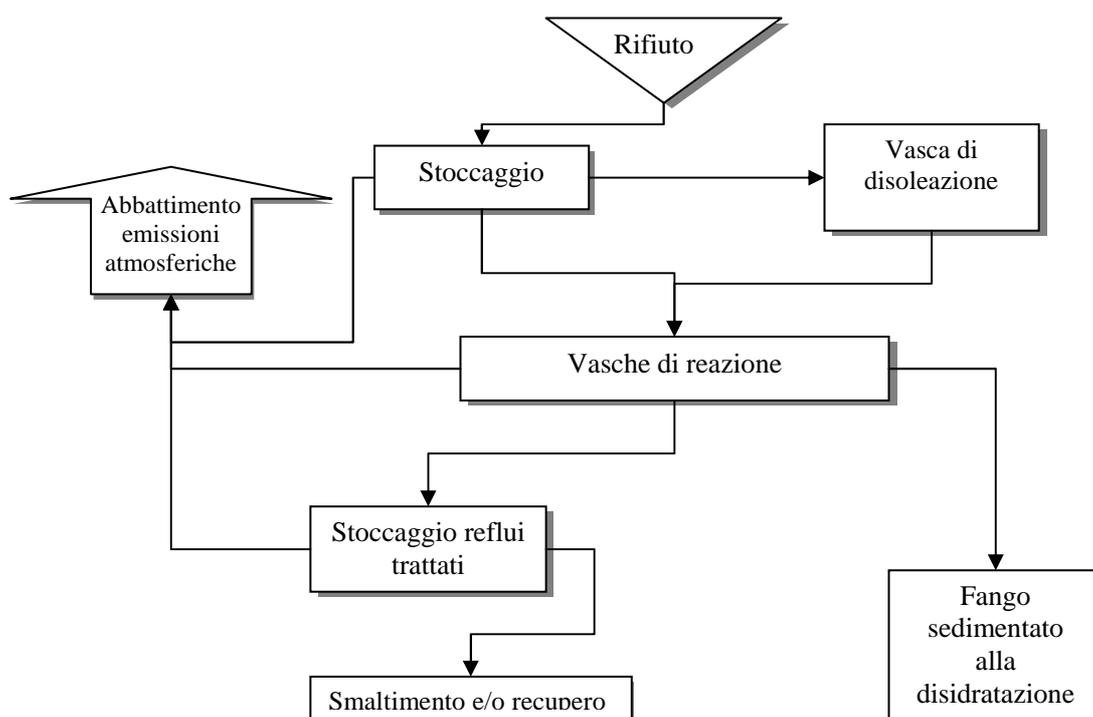


Figura 19 - Diagramma a blocchi-linea di trattamento chimico-fisico

I processi sono di disoleatura, di ossidazione chimica e di precipitazione e neutralizzazione: il processo di disoleatura avviene mediante rottura delle emulsioni oleose con acido solforico concentrato, fino a valori di pH di 1 – 2, seguito da fase di flottazione naturale dell'olio e separazione finale dalla matrice acquosa.

I processi di ossidazione chimica sono applicati per degradare alcune componenti non degradabili facilmente, di rifiuti industriali: gli ossidanti più comunemente utilizzati sono il cloro, il perossido di idrogeno ed il permanganato di potassio. La tecnologia Fenton, ad esempio, si applica a diversi scarichi industriali, contenenti composti organici, quali fenoli, formaldeide, coloranti, pesticidi e additivi plastici. Nei processi di precipitazione dei metalli, mediante reagenti opportuni, si formano idrossidi difficilmente solubili, che precipitano separandosi così dalla matrice acquosa.

Infine la neutralizzazione è un processo mirato a riportare il pH entro un determinato range, mediante utilizzo di acidi o basi.

1.3.7. Linea di cernita e adeguamento volumetrico

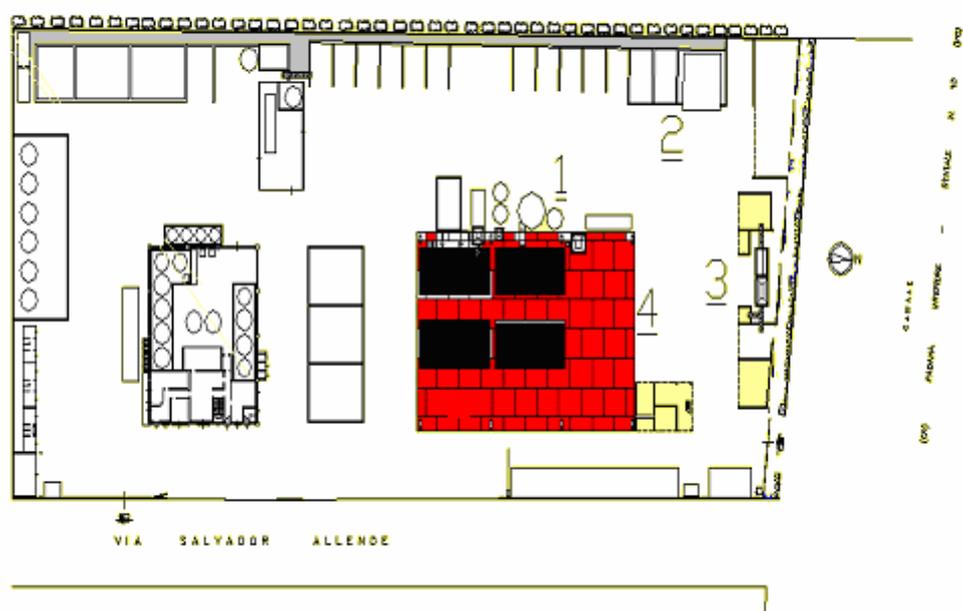
L'impianto è costituito da:

- zone di cernita manuale situate in area vagliatura a secco;
- zone di cernita manuale situate in area lavaggio;
- cernita meccanizzata delle frazioni metalliche;
- cernita meccanizzata del carta, legno e plastica;
- compattatore volumetrico, a pressa idraulica;
- cernita meccanizzata mediante escavatore munito di benna a polipo;
- compattatore volumetrico.

La linea è rivolta alla separazione di rifiuti solidi speciali e/o speciali assimilabili in frazioni omogenee da destinare a recupero e/o smaltimento: l'impianto è anche correlato alle altre linee principali, per favorire il recupero dei rifiuti. Al completamento del trattamento di cernita, segue normalmente anche l'adeguamento volumetrico, con particolare riguardo a rifiuti di grossa pezzatura e voluminosi, suscettibili di riduzione volumetrica e /o compattazione. La tipologia di trattamento viene scelta in base alla natura, alla composizione merceologica, alla pezzatura ed alle frazioni che compongono il rifiuto da trattare: i rifiuti contenenti parti grossolane di carta e cartone, plastica, legno, rifiuti ferrosi ecc. sono sottoposti a cernita manuale e/o meccanizzata, mentre rifiuti composti da inerti e/o parti non separabili con cernita manuale o meccanica vengono sottoposti direttamente a vagliatura e frantumazione.

CAPITOLO 2

IMPATTI AMBIENTALI DERIVANTI DAI PROCESSI DI TRATTAMENTO RIFIUTI



Planimetria 1:100 ditta Furia srl

Così come analizzato nel capitolo precedente relativo alla descrizione delle diverse linee di trattamento, ci sono tre processi di trattamento dei rifiuti che maggiormente gravano sulla ditta Furia srl: per maggiore chiarezza ho quindi ritenuto opportuno riportare la posizione di queste tre linee sulla planimetria dell' impianto. Si nota che:

- il punto 1 rappresenta la sezione di stabilizzazione e solidificazione
- il punto 2 indica la linea di vagliatura e lavaggio
- il punto 3 coincide con il processo di raffinazione scorie
- il punto 4 sta ad indicare la presenza del capannone (colore rosso), chiuso lateralmente (lato est e lato ovest), ma aperto lungo i suoi due lati

corti (lato nord e lato sud): al suo interno vi sono 8 vasche da circa 60 m³ adibite rispettivamente allo stoccaggio e alla maturazione di rifiuti da inertizzare o inertizzati e di terreni contaminati da idrocarburi (colore nero)

Si capisce subito come il punto nevralgico sia costituito proprio dal capannone: mentre le altre linee di trattamento sono dotate di piccoli e autonomi meccanismi di abbattimento delle emissioni, la linea di vagliatura e lavaggio e la linea di stabilizzazione si avvalgono dell' utilizzo di vasche in cui viene stoccato e fatto maturare il rifiuto/prodotto. Tali vasche si trovano all' interno di un capannone a pianta rettangolare (27m * 40m) e dotato di un' altezza pari a circa 10 m: essendo aperto lungo entrambi i lati corti, è evidente come gli inquinanti, che hanno come sorgente le vasche, si disperdano facilmente sia all' interno che all' esterno del perimetro della ditta Furia srl.

In base ai tipi di trattamento dei rifiuti che avvengono all' interno del capannone, la mia analisi si è concentrata principalmente sui seguenti composti inquinanti:

- Acido solfidrico
- Ammoniaca
- Benzene
- PTS
- PM10

- Acido solfidrico o Acido solforato o Solfuro di di idrogeno (H₂ S)

L' acido solfidrico è un acido debole, diprotico: a temperatura ambiente è un gas incolore, contraddistinto dal caratteristico odore di uova marce.

In natura si forma per decomposizione delle proteine contenenti zolfo da parte dei batteri, si trova quindi nei gas di palude, nel petrolio greggio e nel gas naturale; può anche essere il sottoprodotto di alcune attività industriali come l' industria alimentare, la depurazione delle acque tramite fanghi, la produzione di coke, la concia dei pellami e la raffinazione del petrolio.

L' acido solfidrico è estremamente velenoso: è infatti considerato un veleno ad ampio spettro, ovvero può danneggiare diversi sistemi del corpo umano. Ad alte concentrazioni paralizza il nervo olfattivo, rendendo impossibile la percezione del suo sgradevole odore e può portare alla perdita di coscienza nell' arco di pochi minuti; invece, un' esposizione a basse concentrazioni, produce irritazione agli occhi e alla gola, tosse, accelerazione del respiro e formazione di

fluido nelle vie respiratorie. A lungo termine può comportare affaticamento, perdita dell' appetito, mal di testa, disturbi della memoria e mal di testa.

- Ammoniaca (NH_3)

A temperatura ambiente l' Ammoniaca risulta essere un gas incolore dall' odore pungente molto forte e soffocante: è irritante e tossica.

- Benzene (C_6H_6)

Il benzene è un idrocarburo aromatico strutturato ad anello esagonale ed è costituito da 6 atomi di carbonio e 6 atomi di idrogeno (formula C_6H_6). Anche conosciuto come benzolo, rappresenta la sostanza aromatica con la struttura molecolare più semplice e per questo lo

si può definire il composto-base della classe degli idrocarburi aromatici.

Il benzene a temperatura ambiente si presenta come un liquido incolore che evapora all'aria molto velocemente. E' caratterizzato da un odore pungente e dolciastro che la maggior parte delle persone può già percepire alla concentrazione di 1,5-4,7 ppm (nell'acqua, dove si dissolve piuttosto lentamente, il sapore inizia a sentirsi a 0,5-4,5 ppm). Pur essendo la pericolosità del benzene ampiamente dimostrata da numerose ricerche mediche, per il suo ampio utilizzo questa sostanza è praticamente insostituibile. Molte industrie lo utilizzano per produrre altri composti chimici come lo stirene, il cumene (per realizzare varie resine) ed il cicloesano (per creare il nylon e molte fibre sintetiche). Il benzene viene anche utilizzato per produrre alcuni tipi di gomme, lubrificanti, coloranti, inchiostri, collanti, detergenti, solventi e pesticidi: il benzene è inoltre un componente delle benzine dove costituisce fino all'1% in volume. La produzione mondiale annua di benzene supera oramai i 30 milioni di tonnellate ed è dovuta per la maggior parte alla distillazione del petrolio, anche se una proporzione notevole di benzene viene ancora ottenuta dalla distillazione dell'olio di catrame di carbon fossile.

Il benzene presente nell'ambiente deriva sia da processi naturali che da attività umane:

le fonti naturali forniscono un contributo relativamente esiguo rispetto a quelle antropiche e sono dovute essenzialmente alle emissioni vulcaniche ed agli

incendi boschivi. La maggior parte del benzene presente nell'aria è invece un sottoprodotto delle attività umane: le principali cause di esposizione al benzene sono il fumo di tabacco, le combustioni incomplete del carbone e del petrolio (dei quali è un costituente naturale), i gas esausti dei veicoli a motore e le emissioni industriali (gli usi industriali del benzene, inclusi la produzione di plastiche e resine sintetiche, causano spesso il rilascio di vapori contenenti questo inquinante). Anche i vapori liberati dai prodotti che contengono benzene, come colle, vernici, cere per mobili e detersivi, possono a loro volta essere fonte di esposizione. Da notare che circa il 50% dell'esposizione a benzene è dovuta al fumo di tabacco (mentre i gas esausti delle auto e le emissioni industriali contribuiscono al 20% circa). Per quanto riguarda l'inquinamento da benzene dovuto al traffico, circa il 95% dell'inquinante deriva dai gas di scarico degli automezzi a benzina, mentre il restante 5% deriva dalle emissioni dovute all'evaporazione del benzene presente nel serbatoio e nel carburatore durante le soste.

La maggior parte delle persone è esposta ogni giorno a piccole quantità di benzene sia nell'ambiente esterno che nel posto di lavoro: l'esposizione della popolazione avviene essenzialmente tramite l'aria, dove il livello di benzene varia di solito da 2,8 a 20 ppb (1 ppb è una parte per miliardo e per il benzene corrisponde a $3,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Le persone che vivono nelle città o nelle aree industriali sono generalmente esposte a concentrazioni maggiori rispetto alle persone che vivono nelle zone rurali soprattutto a causa delle emissioni dovute al traffico veicolare e alle emissioni industriali. Oltre a questo bisogna sottolineare il fatto che i livelli di benzene negli edifici sono generalmente più alti di quelli presenti nell'ambiente esterno: all'inquinamento di fondo si somma quello dovuto alle combustioni incomplete domestiche e quello generato dai vari prodotti contenenti benzene che vengono quotidianamente utilizzati in casa.

Le concentrazioni più alte si individuano comunque nei pressi di discariche, di raffinerie, di impianti petrolchimici o di stazioni di rifornimento. In ogni caso la concentrazione del benzene nell'aria è particolarmente mutevole in quanto è soggetta a variazioni dovute sia alle particolari condizioni meteorologiche del periodo sia alle attività lavorative giornaliere (in effetti sono le ore di maggior traffico che presentano i picchi di inquinamento da benzene); nell'aria il benzene reagisce con altri composti chimici e si degrada in altre sostanze nel giro di pochi giorni.

Per quanto riguarda i suoi effetti sull'uomo, si deve dire che l'esposizione al benzene avviene essenzialmente per inalazione (circa il 99% del benzene

assunto), per contatto cutaneo o per ingestione (consumo di cibo o bevande contaminate); gli effetti tossici provocati da questo composto organico hanno caratteristiche diverse e colpiscono organi sostanzialmente differenti sulla base della durata dell' esposizione.

Gli effetti tossici acuti sono in genere dovuti a contatto per inalazione o per via cutanea e si presentano per lo più a causa di fughe o versamenti in ambienti di lavoro: brevi esposizioni di 5-10 minuti a livelli molto alti di benzene nell'aria (10000-20000 ppm), possono condurre alla morte. Livelli di concentrazione più bassi (700-3000 ppm) possono causare giramenti di testa, sonnolenza, aumento del battito cardiaco, tremori, confusione e perdita di coscienza; concentrazioni minori ma più prolungate nel tempo possono alterare la memoria e certe capacità psichiche.

Gli effetti tossici cronici sono invece dovuti a periodi di esposizione molto lunghi e a basse concentrazioni. Il benzene si distingue, per l'uomo, per la sua grande tossicità per le cellule sanguigne e gli organi che le producono (soprattutto midollo osseo): gli effetti si manifestano solitamente in funzione delle dosi di benzene alle quali il soggetto è stato esposto, e possono variare dalla semplice anemia alla diminuzione simultanea dei globuli rossi, dei globuli bianchi e delle piastrine .

- PTS e PM10

Le particelle sospese sono sostanze allo stato solido o liquido che, a causa delle loro piccole dimensioni, restano sospese in atmosfera per tempi più o meno lunghi; le polveri totali sospese o PTS vengono anche indicate come PM (Particulate Matter). Il particolato nell'aria può essere costituito da diverse sostanze: sabbia, ceneri, polveri, fuliggine, sostanze silicee di varia natura, sostanze vegetali, composti metallici, fibre tessili naturali e artificiali, sali, elementi come il carbonio o il piombo, ecc.

In base alla natura e alle dimensioni delle particelle possiamo distinguere:

- gli aerosol, costituiti da particelle solide o liquide sospese in aria e con un diametro inferiore a 1 µm;
- le foschie, date da goccioline con diametro inferiore a 2 µm;
- le esalazioni, costituite da particelle solide con diametro inferiore ad 1 µm e rilasciate solitamente da processi chimici e metallurgici;
- il fumo, dato da particelle solide solitamente con diametro inferiore ai 2 µm e trasportate da miscele di gas;

- le polveri (vere e proprie), costituite da particelle solide con diametro fra 0,25 e 500 μm ;
- le sabbie, date da particelle solide con diametro superiore ai 500 μm .

Le particelle primarie sono quelle che vengono emesse come tali dalle sorgenti naturali ed antropiche, mentre le secondarie si originano da una serie di reazioni chimiche e fisiche in atmosfera. Le particelle fini sono quelle che hanno un diametro inferiore a 2,5 μm , le altre sono dette grossolane: da notare che il particolato grossolano è costituito esclusivamente da particelle primarie.

Le polveri PM_{10} rappresentano il particolato che ha un diametro inferiore a 10 micron, mentre le $\text{PM}_{2,5}$, che costituiscono circa il 60% delle PM_{10} , rappresentano il particolato che ha un diametro inferiore a 2,5 micron.

Le polveri si originano sia da fonti naturali che antropogeniche: le polveri fini derivano principalmente da processi di combustione (particolato primario cioè prodotto direttamente) e da prodotti di reazione dei gas (particolato secondario), mentre la frazione grossolana delle polveri si origina in genere da processi meccanici. Le principali fonti naturali di particolato primario sono le eruzioni vulcaniche, gli incendi boschivi, l'erosione e la disgregazione delle rocce e le piante (pollini e residui vegetali); il particolato naturale secondario è costituito da particelle fini che si originano in seguito alla ossidazione di varie sostanze quali: il biossido di zolfo e l'acido solfidrico emessi dagli incendi e dai vulcani; gli ossidi di azoto liberati dai terreni; i terpeni (idrocarburi) emessi dalla vegetazione.

Il particolato primario di origine antropica è invece dovuto: all'utilizzo dei combustibili fossili (riscaldamento domestico, centrali termoelettriche, ecc.), alle emissioni degli autoveicoli, all'usura dei pneumatici, dei freni e del manto stradale, a vari processi industriali (fonderie, miniere, cementifici, ecc.).

Le polveri secondarie antropogeniche sono invece dovute essenzialmente all'ossidazione degli idrocarburi e degli ossidi di zolfo e di azoto emessi dalle varie attività umane.

Per quanto concerne la loro diffusione, oltre che dalla natura dei venti e dalle precipitazioni, la permanenza in atmosfera è fortemente condizionata dalle dimensioni delle particelle. Le più piccole possono rimanere in sospensione per molto tempo; alla fine gli urti casuali e la reciproca attrazione le fanno collidere e riunire assieme, in questo modo raggiungono delle dimensioni tali da acquistare una velocità di caduta sufficiente a farle depositare al suolo. Le

polveri PM10 possono rimanere in sospensione per 12 ore circa, mentre le particelle con un diametro inferiore ad 1 μm fluttuano nell'aria anche per 1 mese.

Il particolato emesso dai camini di altezza elevata può essere trasportato dagli agenti atmosferici anche a grandi distanze: per questo motivo parte dell'inquinamento di fondo riscontrato in una determinata città può provenire da un'industria situata a diversi Km dal centro urbano. Nei centri urbani l'inquinamento da polveri fini (che sono le più pericolose per la salute) è essenzialmente dovuto al traffico veicolare ed al riscaldamento domestico.

A prescindere dalla tossicità, le particelle che possono produrre degli effetti indesiderati sull'uomo sono sostanzialmente quelle di dimensioni più ridotte, infatti nel processo della respirazione le particelle maggiori di 15 micron vengono generalmente rimosse dal naso. Il particolato che si deposita nel tratto superiore dell'apparato respiratorio (cavità nasali, faringe e laringe) può generare vari effetti irritativi come l'infiammazione e la secchezza del naso e della gola; tutti questi fenomeni sono molto più gravi se le particelle hanno assorbito sostanze acide (come il biossido di zolfo, gli ossidi di azoto, ecc.). Per la particolare struttura della superficie, le particelle possono anche adsorbire dall'aria sostanze chimiche cancerogene: trascinandole nei tratti respiratori e prolungandone i tempi di residenza, ne accentuano gli effetti. Inoltre le particelle più piccole penetrano nel sistema respiratorio a varie profondità e possono trascorrere lunghi periodi di tempo prima che vengano rimosse.

Riassumendo:



Figura 20 - Capannone

Uno dei principali fattori negativi di impatto ambientale legati all' insediamento di un impianto di trattamento e smaltimento rifiuti è dato dalla possibilità di emissioni maleodoranti generate principalmente dalle fermentazioni microbiologiche dei materiali organici, o dovute alla presenza di composti chimici volatili provenienti da scarichi industriali.

In uscita dal capannone, proprio a causa delle vasche di stoccaggio e maturazione di rifiuti inertizzati (o da inertizzare) e di terreni inquinati da idrocarburi, abbiamo la presenza di composti inorganici come l' Ammoniaca e l' Acido Solfidrico e sostanze organiche volatili. Fra quest' ultime, troviamo gli Idrocarburi Aromatici, costituiti da Benzene, Toluene, Etilbenzene e Xileni: si è deciso di valutare come inquinante organico rappresentativo il solo Benzene, anche per il fatto che vi è il passaggio di diversi automezzi davanti e nelle vicinanze del capannone e quindi vi sarà la presenza di gas di scarico.

Infine, considerando l' intenso traffico veicolare nella strada provinciale (Strada Padana Inferiore) adiacente all' impianto ed anche il passaggio di diversi autoarticolati all' interno del perimetro della ditta, si è ritenuto opportuno valutare l' entità delle polveri (PTS e PM_{10}): in realtà bisogna anche sottolineare il fatto che una quota parte delle polveri sarà dovuta anche allo stoccaggio e alla movimentazione dei rifiuti.

CAPITOLO 3

SIMULAZIONE DELLA DISPERSIONE ATMOSFERICA DEGLI INQUINANTI

La situazione che mi si è presentata, prima di cominciare il mio elaborato di tesi, è stata la seguente:

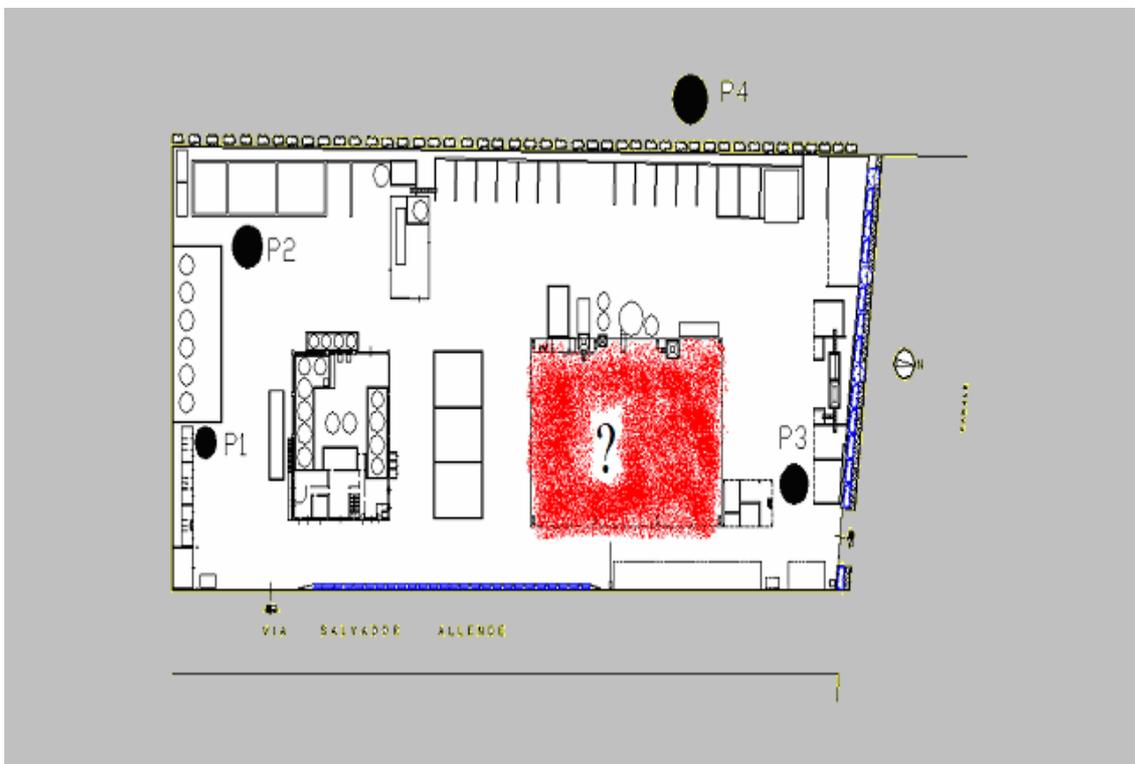


Figura 21 – Planimetria ditta Furia con i 4 punti noti

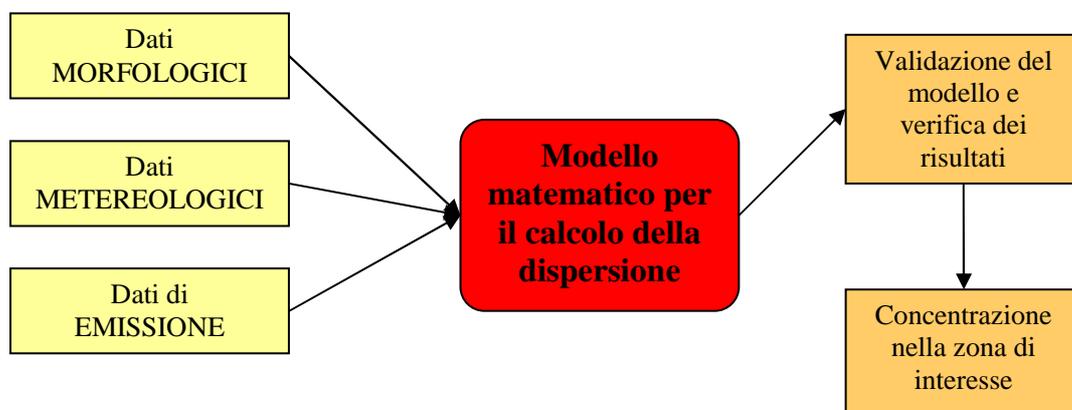
I punti P1, P2, P3 e P4 indicano le quattro stazioni di monitoraggio, ovvero i siti d'indagine in cui sono state fatte ogni anno, dal 2004 al 2009, due campagne settimanali di campionamento dei dati meteorologici e dei dati degli inquinanti: quindi, a mia disposizione, avevo da una parte i valori medi giornalieri (nell'arco di una settimana) dei parametri meteo-climatici (pioggia, velocità del vento, pressione atmosferica, umidità relativa, temperatura) e dall'altra, i valori medi

settimanali delle concentrazioni dei composti inquinanti come le PTS, le PM₁₀, i Metalli, l' Ammoniaca, l' Acido Solfidrico, gli Idrocarburi Aromatici, i Composti Organici Clorurati e le Ammine Alifatiche.

Come si può facilmente notare, non sono mai state realizzate delle stazioni di monitoraggio della qualità dell' aria all' interno del capannone (colore rosso nella pianta): ma come abbiamo visto nel capitolo precedente, le emissioni a cui noi siamo interessati sono proprio quelle provenienti dalle vasche di trattamento situate all' interno del capannone. Dal momento che l' idea dei gestori dell' impianto è proprio quella di chiudere il capannone e quindi trasformare le emissioni diffuse in emissioni convogliate, risulta evidente l' importanza di quantificare l' entità delle concentrazioni provenienti dall' interno del capannone: proprio da questa necessità, è nata l' idea di utilizzare un modello di dispersione atmosferica che mi permettesse, a partire da valori di concentrazione noti in punti lontani dalla sorgente (punti P1, P2, P3, P4), di risalire a ritroso all' entità delle emissioni provenienti in corrispondenza della sorgente (capannone). Prima di parlare dettagliatamente del modello di dispersione atmosferica da me utilizzato, è forse opportuno illustrare brevemente la teoria su cui si basano tali modelli.

3.1 Teoria dei modelli di dispersione atmosferica

Per procedere con la trattazione, è opportuno prendere visione del seguente schema, che ha la funzione di mettere in luce quali siano i dati in entrata al modello (input) e quelli in uscita.



Per dati di ingresso relativi al territorio si intende l' orografia e le mappe di uso del suolo; con l' orografia si ottiene la matrice delle quote altimetriche necessaria in modelli che tengono conto della tridimensionalità del campo di moto. Le mappe di uso del suolo servono per quei modelli che tengono conto della diffusione e della deposizione (o adsorbimento) dell' inquinante in corrispondenza del terreno.

I dati meteorologici sono fondamentali come parametri di input e sono costituiti essenzialmente da:

- velocità e direzione del vento al suolo ed in quota nel caso di modelli che ricostruiscono il campo tridimensionale tramite preprocessori meteorologici;
- temperatura, umidità, pressione e radiazione solare al suolo servono per determinare il parametro di stabilità atmosferica in maniera indiretta quando non esistano misure più sofisticate di turbolenza atmosferica;
- gradiente termico verticale per la determinazione della quota di inversione termica.

Infine nei dati di emissione devono essere contenute una serie di informazioni come

- la localizzazione di una o più sorgenti;
- le caratteristiche geometriche, come altezza e diametro in caso di sorgenti puntuali, lunghezza in caso di sorgenti lineari, area e forma per sorgenti areali.
- Le modalità di rilascio degli inquinanti: rilascio istantaneo o puff (sbuffo) e rilascio continuo o plume (pennacchio)
- La temperatura e la velocità di rilascio degli inquinanti;
- La portata e la natura chimica degli inquinanti immessi in atmosfera come il peso molecolare, lo stato chimico al momento del rilascio (gas, solido o vapore);
- Velocità di decadimento o produzione per gli inquinanti secondari.

I modelli di dispersione atmosferica necessitano di parametri che non sempre è agevole misurare in quanto richiedono strumentazione sofisticata: ad esempio l' innalzamento del pennacchio, l' altezza dello strato di mescolamento, il gradiente termico verticale, la radiazione incidente, la copertura nuvolosa e la velocità d' attrito. Nel caso in cui non sia possibile avere tali misure, occorre

ricavarle attraverso opportune parametrizzazioni. Cerchiamo di analizzare le parametrizzazioni di quelle grandezze atmosferiche che più influiscono sulla dispersione degli inquinanti.

– *Stabilità atmosferica:*

indica il grado di turbolenza della massa d'aria all'interno dell'area di studio.

Se indichiamo con $T_a(z)$ la temperatura dell'aria in funzione della quota z rispetto ad un piano di riferimento: solitamente T_a è funzione decrescente di z , ma nel caso di inversione termica, è invece funzione crescente di z . Se inoltre

indichiamo con $\frac{\partial T_a}{\partial z}$ il gradiente termico verticale della T atmosferica, esso è il

responsabile dei moti convettivi che determinano il trasporto verticale degli inquinanti. In realtà l'esistenza e l'entità dei moti verticali dipende da come si colloca il gradiente verticale di temperatura atmosferica rispetto al gradiente adiabatico verticale, $\frac{\partial \Gamma}{\partial z_{ad}}$, che rappresenta la variazione con la quota della

temperatura di una particella che, a partire da una condizione di equilibrio, si sposti adiabaticamente restando comunque in condizioni di equilibrio meccanico (stessa pressione) con l'ambiente circostante.

Se si definisce $\Gamma = -\frac{\partial T_a}{\partial z}$ e $\Gamma_{ad} = -\frac{\partial T}{\partial z}$, si possono avere tre diverse situazioni:

1. $\Gamma > \Gamma_{ad}$ CONDIZIONI DI INSTABILITÀ, i moti verticali sono favoriti
2. $\Gamma = \Gamma_{ad}$ CONDIZIONI DI NEUTRALITÀ
3. $\Gamma < \Gamma_{ad}$ CONDIZIONI DI INSTABILITÀ, i moti verticali sono sfavoriti

In condizioni adiabatiche, s ha una diminuzione di 1°C ogni 100 metri.

Il comportamento di effluente e le eventuali ricadute al suolo di sostanze inquinanti variano fortemente a seconda che l'atmosfera sia in equilibrio stabile, neutro o instabile: inoltre la presenza di inversione termica, può modificare sostanzialmente l'abbattimento al suolo degli inquinanti a seconda che gli effluenti siano emessi sopra o sotto la quota di inversione.

Convenzionalmente la stabilità può essere classificata facendo riferimento alle prime sei lettere dell'alfabeto con il seguente significato: A e B instabile, C e D neutra, E e F stabile.

Per instabile si intende turbolenza sviluppata e di conseguenza atmosfera ben miscelata; al contrario, per atmosfera stabile si intende una massa d'aria stratificata i cui i moti verticali sono molto limitati.

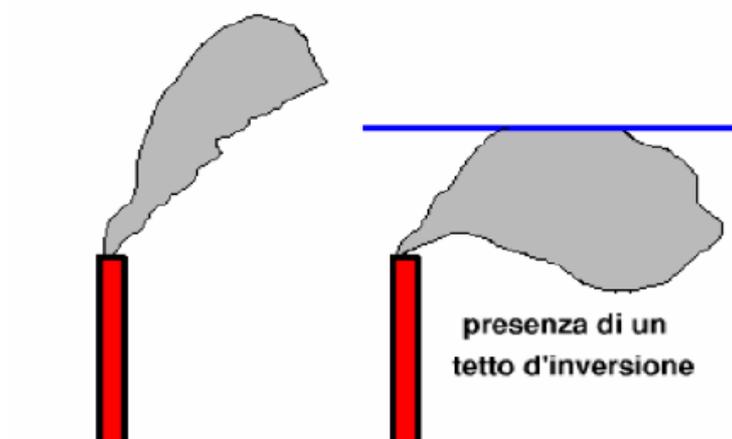
– Quota di inversione termica:

è la quota a cui si verifica un' inversione di segno del gradiente termico verticale e di conseguenza la formazione di un' interfaccia tra due masse d'aria, che funge, dal punto di vista della dispersione, da strato riflettente.

Quando il gradiente termico verticale è adiabatico fino ad una certa altezza e poi diventa subadiabatico, è presente un' inversione termica in quota: nel caso in cui la sorgente (es. un camino) si trovi al di sotto di questa quota, l'effluente emesso incontra uno strato di stabilità e, di conseguenza, resta intrappolato e diffonde verso il suolo (fumigation).

Questa condizione si verifica prevalentemente nelle prime ore del mattino, quando l'inversione da radiazione esistente viene erosa dal basso e si forma uno strato neutro o instabile interno.

Si ha inversione termica con base a terra quando il gradiente termico verticale è subadiabatico fino ad una certa quota e poi diventa adiabatico: se la sorgente si trova sopra la quota di inversione, l'effluente diffonde sopra ad essa, senza abbattersi al suolo (lofting). Queste condizioni si verificano prevalentemente nelle ore prossime al tramonto del sole. In figura è rappresentato il caso di un' inversione termica in quota.



– Zona di miscelamento:

La maggior parte dei fenomeni di inquinamento dell'aria si manifestano nella parte più bassa dell'atmosfera, detta "strato di confinamento planetario", o PBL ("Planetary Boundary Layer"): questo è definito come "la regione entro la quale l'atmosfera risente di effetti di superficie attraverso scambi di quantità di moto, calore ed umidità".

Particolarmente significativa risulta l'individuazione dell'altezza di miscelamento h : quest'ultima è definita come lo spessore dello strato di miscelamento, ossia quello strato dell'atmosfera dove avviene il rimescolamento delle masse d'aria. La determinazione di h è di fondamentale importanza per la caratterizzazione climatologica di un'area specifica, quando si vogliono studiare i problemi legati all'inquinamento atmosferico.

L'altezza di miscelamento presenta valori variabili in funzione delle condizioni di stabilità atmosferica: in condizioni neutre od instabili h coincide con l'altezza del PBL z_i , vale a dire con la quota della base dell'inversione termica verticale. Al contrario, in condizioni stabili h assume valori decisamente inferiori a quelli di z_i , la quale in tal caso è data dalla sommità dell'inversione termica verticale.

Al fine di operare la stima dell'altezza di miscelamento è necessario quantificare preventivamente alcuni fondamentali parametri al suolo, come in particolare la lunghezza di rugosità e la velocità di attrito.

La lunghezza di rugosità z_0 rappresenta lo spessore dello strato di rugosità, cioè della regione al di sopra del suolo in cui la turbolenza appare intermittente o non pienamente sviluppata, in cui prevalgono quindi condizioni di moto di tipo meccanico.

In meteorologia tutti i terreni più o meno accidentati e più o meno costruiti sono aerodinamicamente rugosi: un terreno è aerodinamicamente rugoso quando il flusso a valle è turbolento. Su una superficie rugosa il flusso non dipende dalla viscosità del fluido ma solo dalla lunghezza della rugosità: quest'ultima dipende dalla altezza e dalla distanza degli elementi che generano la turbolenza. Detta ϵ = l'altezza media degli elementi rugosi e z_0 la lunghezza di rugosità si ha:

$$z_0 = \frac{\epsilon}{k}$$
 dove k è una costante che a seconda degli autori e della tipologia del terreno varia tra 7,35 e 30.

Per quanto riguarda la velocità di attrito, questa si può definire come quella velocità in grado di quantificare lo sforzo di taglio del vento dovuto all'attrito con

la superficie terrestre. Essa aumenta all'aumentare della velocità del vento e della rugosità del suolo, variando peraltro in funzione della stabilità atmosferica.

Come ho già detto in precedenza, lo strato di atmosfera più vicino alla superficie terrestre è chiamato strato limite planetario (Planetary Boundary Layer, PBL): esso viene anche indicato con il nome di strato limite atmosferico (Atmospheric Boundary Layer, ABL) o semplicemente strato limite (Boundary Layer, BL). E' in questa regione dell'atmosfera a più stretto contatto col suolo, che i processi dispersivi, avvengono: qui hanno luogo i rilasci di inquinanti che vengono diffusi e trasportati dai moti atmosferici. Lo studio del PBL ha non solo una grande importanza scientifica, ma anche molte applicazioni pratiche, in quanto tutte le attività umane e biologiche hanno luogo in questo strato di atmosfera (Stull, 1988).

La parte di atmosfera che va dal suolo ad una altezza media di 11 km è chiamata troposfera; lo Strato Limite Planetario è definito come quella parte della troposfera, situata immediatamente al di sopra del terreno, che è direttamente influenzata dalla presenza della superficie terrestre e risponde alle forzanti superficiali con tempi di scala dell'ordine dell'ora o meno. La restante parte della troposfera è detta atmosfera libera.

Le principali forzanti superficiali sono:

- la resistenza aerodinamica causata dalla forza d'attrito viscoso;
- il trasferimento di calore da e verso il suolo, l'evaporazione e la traspirazione;
- le modificazioni del flusso d'aria indotte dalla conformazione caratteristica del terreno;
- l'emissione di grandi masse di inquinanti (dovute a sorgenti naturali o causate dall'uomo) termicamente disomogenee rispetto all'ambiente circostante (l'emissione di inquinanti può in ogni caso costituire una forzante dal punto di vista ambientale).

E' difficile definire in maniera precisa l'altezza del PBL perché è molto variabile: oltre a presentare un ciclo diurno, essa risulta variabile nel tempo e nello spazio secondo le condizioni orografiche e meteorologiche del sito. L'altezza comunque è generalmente compresa tra il centinaio di metri (100-200 m, nelle notti serene o con vento debole) e qualche chilometro (1000-2000 m, o anche 3000 m, nelle giornate con elevato irraggiamento solare o forte vento).

Il flusso dell'aria, cioè il vento, può essere suddiviso in tre componenti: vento medio, onde e turbolenza: ognuna di queste componenti può esistere

separatamente o in parziale presenza di ciascuna delle altre, ma nella realtà onde e turbolenza sono comunemente sovrapposte al vento medio.

Nel PBL la propagazione di quantità quali calore, quantità di moto, umidità ed inquinanti, è dominata orizzontalmente dal vento medio e verticalmente dalla turbolenza: il vento medio è ovviamente responsabile del rapido trasporto orizzontale (avvezione). I valori di velocità orizzontale che caratterizzano il processo di avvezione sono comunemente compresi nell'intervallo $2-10\frac{m}{s}$;

bisogna comunque notare che l'attrito con il terreno causa una diminuzione della velocità orizzontale del vento medio vicino al terreno stesso; la velocità verticale del vento medio è piuttosto modesta, generalmente dell'ordine di millimetri o centimetri al secondo (almeno su terreno piatto e in condizioni di debole irraggiamento solare).

Ad ogni modo, il flusso nel PBL è generalmente turbolento: la presenza della turbolenza è infatti proprio una delle caratteristiche tipiche che differenziano il PBL dagli strati superiori dell'atmosfera (dove la turbolenza è presente essenzialmente nelle nubi convettive e in prossimità delle correnti a getto). Il moto turbolento è considerato una condizione di flusso irregolare nel quale diverse quantità mostrano variazioni casuali sia nel tempo sia nello spazio: la turbolenza è il meccanismo principale della dispersione di inquinanti in atmosfera, prodotti da attività antropogeniche.

La turbolenza è generata da effetti non lineari che si sovrappongono al flusso medio e può essere visualizzata come un insieme di vortici di diverse dimensioni che interagiscono tra loro e con il flusso medio; l'energia associata a ciascuna scala di vortici definisce lo spettro della turbolenza. La maggior parte della turbolenza del PBL è causata da forzanti collegate alla presenza del terreno. Per esempio:

- il riscaldamento del terreno causato dall'irraggiamento solare causa la risalita di masse d'aria calda (correnti termiche);
- l'attrito che il terreno esercita sul flusso causa lo shear (variazione con la quota) del vento che a sua volta è causa di turbolenza;
- la presenza di ostacoli (come, ad esempio, alberi ed edifici) perturba il flusso e può anche causare la formazione di un vortice sottovento (ricircolo o distacco).

Due sono quindi i tipi di sorgenti per la turbolenza nel PBL: una di origine meccanica ed una di origine termica. L'attrito dell'aria con il 'suolo' è la causa meccanica, in quanto determina una diminuzione dell'intensità del vento medio

man mano che dalle quote più elevate ci si avvicina al contatto con il suolo; a seguito di ciò si manifesta un gradiente verticale di velocità che produce instabilità nel flusso d'aria e genera un moto turbolento. Se si prende una particella d'aria e la si sposta verso l'alto o verso il basso, essa si troverà ad avere una velocità orizzontale minore o maggiore rispetto all'ambiente circostante creando così instabilità.

Riguardo agli effetti termici, quando vi è un significativo riscaldamento del suolo e quindi degli strati d'aria ad esso adiacenti, si genera turbolenza di origine termica: durante il giorno il sole riscalda la superficie terrestre mediante radiazione ad onde corte. La differenza che si genera tra la temperatura del suolo e quella dell'aria soprastante manifesta il suo effetto tramite accelerazioni verticali e moti ascensionali: si instaurano cioè dei fenomeni di tipo convettivo, dovuti alla forza di galleggiamento, che provocano moti di aria calda verso l'alto, ai quali, per il principio di conservazione della massa, sono associati moti discendenti di aria fredda verso il basso. A questo fenomeno si dà il nome di turbolenza convettiva.

La natura "casuale" della turbolenza rende difficile una descrizione deterministica, per cui diventa necessario un approccio statistico esteso sia ai procedimenti con cui si misurano le variabili atmosferiche, sia alle equazioni che le governano.

Simulare il comportamento di un inquinante, rilasciato in atmosfera, significa determinare il campo di concentrazione da esso prodotto in qualunque punto dello spazio e in qualunque istante successivo alla emissione.

Una delle possibili catalogazioni dei modelli di dispersione è la seguente:

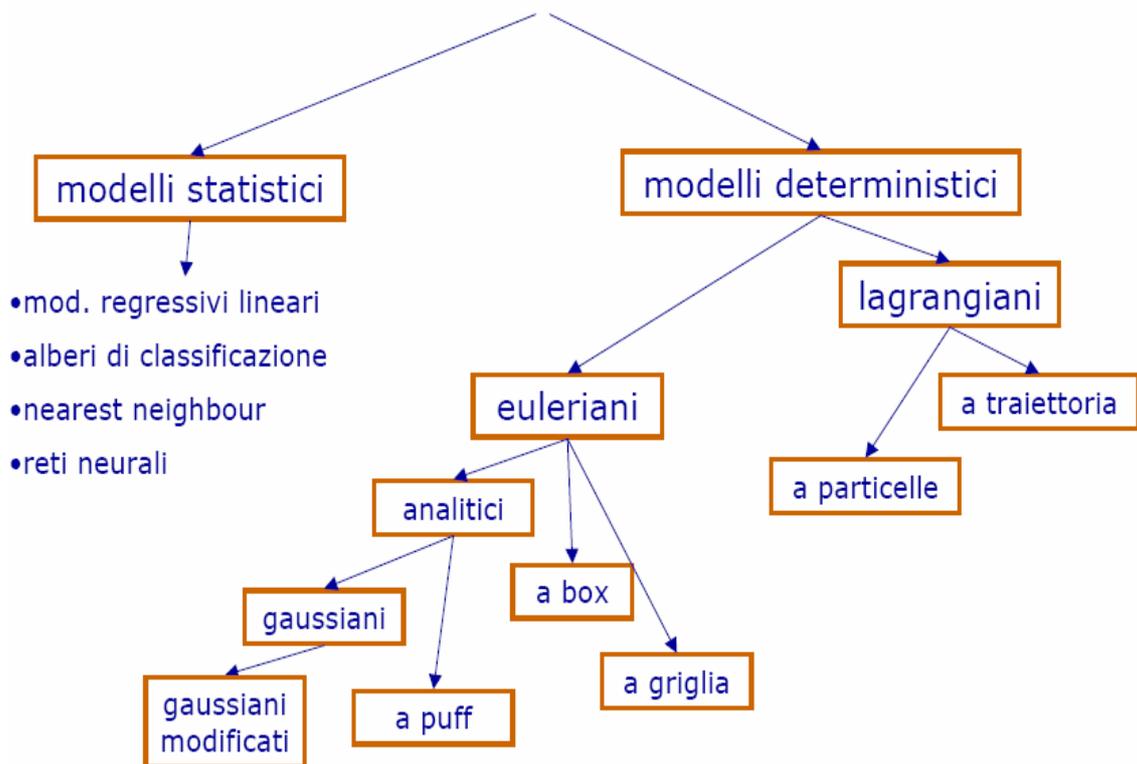


Figura 22 – Classificazione dei modelli di dispersione

Tralasciando i modelli statici in quanto si allontanano dal mio obiettivo, dalla figura 22 si evince che, per quanto riguarda la categoria dei modelli deterministici, esistono due diversi approcci per la modellizzazione della dispersione degli inquinanti in atmosfera: quello euleriano e quelli lagrangiano.

Il punto di vista euleriano fa riferimento ad un sistema di assi cartesiani xyz fisso nel tempo mentre gli inquinanti si muovono secondo i parametri di diffusione e avvezione (sistema di riferimento assoluto).

In questo modo si determinano i valori di concentrazione in punti fissi, riferiti al sistema di riferimento scelto, utilizzando l'equazione di conservazione della massa della sostanza rilasciata. In altre parole, il modello euleriano descrive la conservazione della specie rispetto ad un volumetto di controllo inserito in un sistema di coordinate fisse.

Invece, il metodo lagrangiano utilizza coordinate che seguono le particelle nel loro moto; per meglio dire, descrive i cambiamenti di concentrazione rispetto al fluido in movimento. Il modello lagrangiano si basa sulla descrizione della traiettoria di particelle di fluido: visto che la diffusione turbolenta è caratterizzata da velocità puntuali random, si introduce il concetto di probabilità di trovare la particella di fluido in uno specifico volumetto.

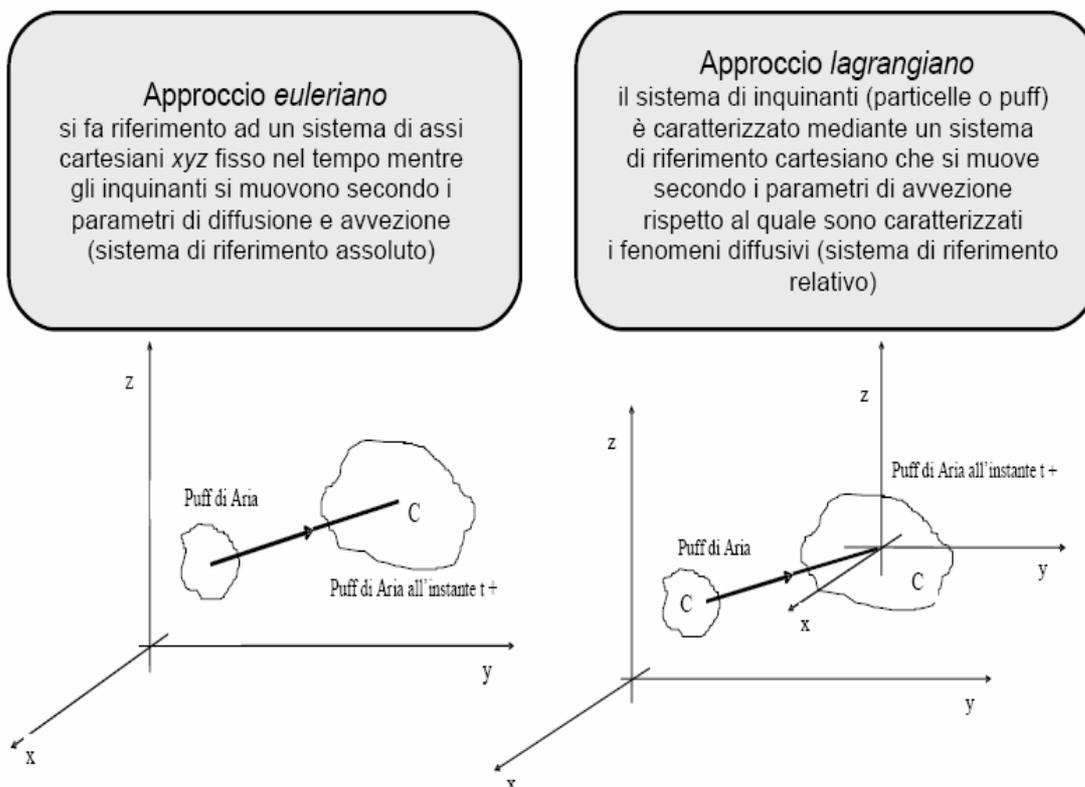


Figura 23 – Confronto tra metodo euleriano e metodo lagrangiano

Per lo studio della dispersione degli inquinanti derivanti dal trattamento rifiuti della ditta Furia srl, ho utilizzato un modello di tipo gaussiano, quindi la mia descrizione proseguirà concentrando l'attenzione soprattutto sull'approccio euleriano.

Modelli euleriani

Risolvono direttamente l'equazione di convezione-diffusione per la concentrazione c di inquinante, su un grigliato tridimensionale che ne definisce il dominio di calcolo:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_y \frac{\partial C}{\partial y} + u_z \frac{\partial C}{\partial z} = v_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + v_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + v_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + S \quad (1)$$

dove ν è la diffusività cinematica, $C(x,y,z,t)$ è la concentrazione di un inquinante in un generico punto di coordinate (x,y,z) al tempo t , $S(x,y,z,t)$ è l'

eventuale sorgente di inquinante, u_x , u_y , u_z sono le componenti di velocità del vento longitudinale, trasversale e verticale.

Ponendo $u_i = \bar{u}_i + u'_i$ e $C = \langle C \rangle + C'$, dove \bar{u}_i e $\langle C \rangle$ sono i valori medi e u'_i e C' sono le fluttazioni: trascurando il termine cinematico (solitamente la viscosità cinematica è trascurabile rispetto alla diffusione turbolenta), sostituendo nella (1) e mediando si ottiene:

$$\frac{\partial \langle C \rangle}{\partial t} + \bar{u}_x \frac{\partial \langle C \rangle}{\partial x} + \bar{u}_y \frac{\partial \langle C \rangle}{\partial y} + \bar{u}_z \frac{\partial \langle C \rangle}{\partial z} = -\left(\frac{\partial \langle C'u'_x \rangle}{\partial x} + \frac{\partial \langle C'u'_y \rangle}{\partial y} + \frac{\partial \langle C'u'_z \rangle}{\partial z} \right) + S \quad (2)$$

\bar{u}_i si ricava dalle misure o da modelli meteorologici, mentre il termine $\langle C'u' \rangle$ è da determinare tramite una "chiusura", si deve cioè esprimere questa quantità in funzione delle variabili medie. Se come ipotesi di chiusura si assume la relazione flusso-gradiente:

$$\langle C'u'_i \rangle = -K_{ii} \frac{\partial \langle C \rangle}{\partial x_i} \quad \text{con } K_{ii} \text{ coefficiente di diffusione. Supponendo condizioni}$$

stazionarie e lontano dalla sorgente, si ottiene la seguente equazione nota come "Modello K":

$$-\bar{u}_i \frac{\partial \langle C \rangle}{\partial x_i} = K_{ii} \frac{\partial^2 \langle C \rangle}{\partial x_i^2} \quad (3). \text{ Si noti come l' espressione 3 metta in relazione i}$$

termini di cross-correlazione delle fluttazioni della concentrazione e della componente di vento con il gradiente, lungo la direzione relativa a tale componente, della concentrazione media, chiudendo l' equazione di convezione-diffusione.

Alla luce di tutte le considerazioni fatte, riscrivendo l' equazione di convezione-diffusione per un gas, otteniamo la seguente relazione:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_y \frac{\partial C}{\partial y} + u_z \frac{\partial C}{\partial z} = K_{xx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_{yy} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_{zz} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + S \quad (4)$$

Il termine $u_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_y \frac{\partial C}{\partial y} + u_z \frac{\partial C}{\partial z}$ rappresenta il contributo convettivo, mentre la

parte $K_{xx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_{yy} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_{zz} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}$ indica il contributo diffusivo.

A seconda delle ipotesi di semplificazione, l'equazione di convezione-diffusione può avere una soluzione analitica oppure è necessario integrarla numericamente: vediamo quali possono essere alcune ipotesi di semplificazione.

- Processo stazionario: $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$.
- Velocità del vento costante nel tempo e nello spazio e agente solo in direzione x:
 $u_z = u_y = 0$ e $u_x = U = \text{cost.}$
- Il trasporto di inquinante dovuto alla turbolenza, in direzione x, sia trascurabile rispetto al trasporto dovuto al vento: $K_{xx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \lllll u_x \frac{\partial C}{\partial x}$.
- I coefficienti di diffusione K_{yy} e K_{zz} sono costanti in y e z.
- Il termine di sorgente S sia indipendente dal tempo, valga Q nel punto di coordinate (0,0,0) e sia nullo in tutti gli altri punti dello spazio. Questa ipotesi è espressa dalla funzione δ di Dirac:
 $S(x, y, z) = Q * \delta(x) * \delta(y) * \delta(z)$

Sotto tali ipotesi, si può riscrivere l'equazione di convezione-diffusione nel seguente modo:

$$u_x \frac{\partial C}{\partial x} = +K_{yy} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_{zz} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + S(x,y,z) \quad (5).$$

La soluzione analitica della (5),

tenendo conto di semplici condizioni al contorno, è data da

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{4 * \pi * x * \sqrt{K_{xx} K_{zz}}} * e^{\left[-\left(\frac{U}{4x}\right) * \left(\frac{y^2}{K_{yy}} + \frac{z^2}{K_{zz}}\right) \right]} \quad (6),$$

con Q portata di

emissione. I modelli che si basano sull'equazione (6) vengono detti modelli gaussiani.

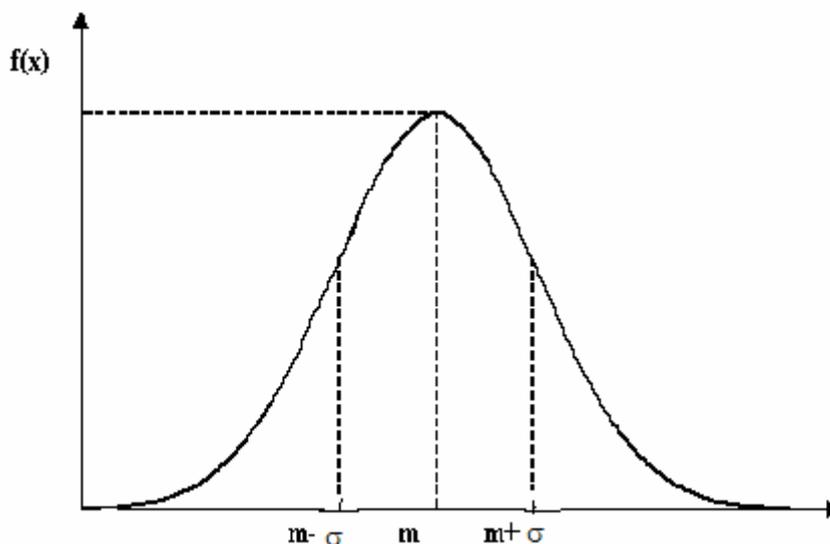
A questo punto, ponendo $\sigma_y^2 = 2K_{yy} * \left(\frac{x}{U}\right)$ e $\sigma_z^2 = 2K_{zz} * \left(\frac{x}{U}\right)$, otteniamo:

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2 * \pi * U * \sigma_y * \sigma_z} * e^{\left[-\frac{1}{2} * \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right]} \quad (7). \text{ Si nota come in}$$

realtà la relazione (7) sia l' espressione di una curva gaussiana doppia con deviazione standard σ_y e σ_z . In particolare si nota come le due deviazioni standard della distribuzione verticale e orizzontale della concentrazione siano funzione della direzione x e del coefficiente di diffusione, ovvero $\sigma_{y,z} = \sigma_{y,z}(x, \text{turbolenza}) = \sqrt{2K_{yy,xx} * \left(\frac{x}{U} \right)}$. Quest' ultima espressione lega i coefficienti di dispersione gaussiana alla diffusività turbolenta: come si può notare, l' aspetto fondamentale dei coefficienti di dispersione è che dipendono dalla distanza sottovento dalla sorgente e dalla classe di stabilità.

Dalla teoria sappiamo che una distribuzione gaussiana (o normale) generica si può rappresentare ed esprimere come:

$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-m)^2}{2\sigma^2}}$$



La funzione di densità è simmetrica rispetto a m ed ha un andamento a campana attorno alla media m . Lo scarto tipo σ rappresenta un tratto nell'asse x pari alla distanza tra la posizione della media ed il punto di flesso della curva. Noi però abbiamo a che fare con una funzione gaussiana doppia (o binormale):

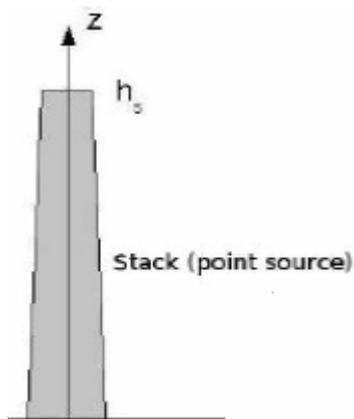
$$f(y, z) = \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{(y-\mu_y)^2}{2\sigma_y^2} - \frac{(z-\mu_z)^2}{2\sigma_z^2}\right)$$

Se confrontiamo quest' ultima relazione con l' equazione (7), si nota che differiscono per una costante moltiplicativa $\frac{Q}{u}$ e per il fatto che, nell'

espressione della $C(x,y,z)$, μ_y e μ_z siano state poste uguali a zero.

A seconda dell' altezza della sorgente e della direzione a cui siamo interessati studiare la concentrazione, possiamo avere diversi casi:

- Sorgente elevata (h_s)



$$C(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} * e^{-\left[\frac{1}{2} * \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-h_s)^2}{\sigma_z^2}\right)\right]} \quad (8)$$

$$C(x,y,z) = \frac{Q}{2 * \pi * U * \sigma_y * \sigma_z} * e^{\left[-\frac{1}{2} * \left(\frac{(z-h_s)^2}{\sigma_z^2} + \frac{(z+h_s)^2}{\sigma_z^2} \right) \right]} * e^{\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right)} \quad (9)$$

Dal momento che, nel mio specifico caso, non ho fonti di emissione elevate, di particolare interesse sono quindi le concentrazioni al suolo, cioè quelle controllabili dalle stazioni di rilievo: in questo caso, si ipotizza di trascurare la coordinata z, ovvero z=0. Si ottiene allora:

$$C(x,y,0) = \frac{Q}{2 * \pi * U * \sigma_y * \sigma_z} * e^{\left[-\frac{1}{2} * \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(-h_s)^2}{\sigma_z^2} \right) \right]} \quad (10)$$

Nell' ipotesi che interessi solo la concentrazione registrata lungo l' asse del pennacchio (y=0, tipico caso delle centraline), avremo che :

$$C(x,0,0) = \frac{Q}{2 * \pi * U * \sigma_y * \sigma_z} * e^{\left[-\frac{(-h_s)^2}{2\sigma_z^2} \right]} \quad (11)$$

Solitamente si verifica che il rapporto $\frac{\sigma_y}{\sigma_z} = K$ si mantenga costante lungo x e

quindi l' espressione precedente si può riscrivere come

$$C(x,0,0) = \frac{Q}{2 * \pi * U * \sigma_z^2} * e^{\left[-\frac{(-h_s)^2}{2\sigma_z^2} \right]} \quad (12)$$

Ipotizzando di prendere come variabile la σ_z , si può andare a vedere in corrispondenza di quale valore la derivata prima si annulla: se si pone

$$y(\sigma_z) = \frac{D}{\sigma_z^2} * e^{-\frac{C}{\sigma_z^2}} \quad \text{con} \quad D = \frac{Q}{2 * \pi * U} \quad \text{e} \quad C = \frac{(-h_s)^2}{2}, \quad \text{allora la}$$

derivata prima sarà uguale a:

$$y'(\sigma_z) \geq 0; \quad y'(\sigma_z) = -2 \frac{K}{\sigma_z^3} * e^{-\frac{C}{\sigma_z^2}} + \frac{K}{\sigma_z^2} * \left(\frac{2C}{\sigma_z^3} \right) * e^{-\frac{C}{\sigma_z^2}} \geq 0;$$

$$e^{-\frac{C}{\sigma_z^2}} * \left(-2 \frac{K}{\sigma_z^3} + \frac{2CK}{\sigma_z^5} \right) \geq 0. \quad \text{Ci si trova a dover verificare le due seguenti}$$

condizioni:

$$e^{-\frac{C}{\sigma_z^2}} \geq 0;$$

$$\left(-2 \frac{K}{\sigma_z^3} + \frac{2CK}{\sigma_z^5} \right) = \frac{2K}{\sigma_z^3} \left(\frac{C}{\sigma_z^2} - 1 \right) \geq 0; \quad \text{dall' analisi del segno di quest' ultima}$$

relazione ricaviamo che la derivata prima si annulla per $\sigma_z^2 = C$, ma poiché $C = \frac{(-h_s)^2}{2}$, allora si ottiene $\sigma_z = \frac{h_s}{\sqrt{2}}$. Come detto in precedenza, σ_z è anche

funzione di x , allora la deviazione standard σ_z assume il valore $\frac{h_s}{\sqrt{2}}$ alla

distanza x_M a cui cade la concentrazione massima (C_M). Sostituendo il valore di

appena trovato $\sigma_z = \frac{h_s}{\sqrt{2}}$ nell' equazione (12) troviamo la concentrazione

massima C_M :

$$C_M = \frac{2Q}{\pi * e * U * h^2} * \frac{\sigma_z}{\sigma_y}.$$

Quindi, esaminando la variazione di concentrazione lungo la direzione x, si nota che C risulta massima ad una distanza critica $x_{M,a}$ a cui corrisponde un valore di $\sigma_z = \frac{h_s}{\sqrt{2}}$, per poi diminuire esponenzialmente.

Se analizziamo invece la concentrazione in direzione z, ovvero

$$C(0,0,z) = \frac{Q}{2 * \pi * U * \sigma_y * \sigma_z} * e^{\left[-\frac{(z - h_s)^2}{2\sigma_z^2} \right]}, \text{ è evidente che rappresenta una}$$

gaussiana centrata sull' altezza del pennacchio.

Infine, per quanto riguarda la concentrazione lungo l' asse y,

$$C(0,y,0) = \frac{Q}{2 * \pi * U * \sigma_y * \sigma_z} * e^{\left[-\frac{1}{2} * \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(-h_s)^2}{\sigma_z^2} \right) \right]}, \text{ è una gaussiana come}$$

$C(z)$, tuttavia $\sigma_y \neq \sigma_z$ e le modalità di dispersione verticale (K_z) e di dispersione orizzontale (K_y) possono essere ben diverse in ordine di grandezza.

I modelli gaussiani sono i modelli matematici di trasporto e diffusione dell'inquinamento atmosferico più comuni. Sono basati su equazioni che descrivono il campo tridimensionale delle concentrazioni generati da una sorgente puntiforme sotto condizioni meteorologiche e di emissione invarianti rispetto al tempo. Questo tipo di modelli considerano che le condizioni meteorologiche possono essere considerate omogenee e stazionarie nell'area modellata e non possono lavorare in condizioni di calma. La semplicità dell'approssimazione gaussiana, la sua facilità d'uso con parametri meteorologici anch'essi facili da misurare e soprattutto l'adozione di questa tecnologia come strumento decisionale e di controllo da parte della agenzia ambientale americana (EPA) nell'anno 1978, hanno stimolato la ricerca e hanno rimosso alcune delle limitazioni originali della teoria permettendo il trattamento di situazioni complesse del mondo reale.

La scelta del modello da utilizzare è basata su una serie di valutazioni preliminari come la scala spaziale e temporale a cui si vuole lavorare, il tipo di territorio considerato, il tipo di sorgente e di inquinante con cui si ha a che fare;

esistono numerose classificazioni dei modelli, di seguito riporto le principali caratteristiche di alcuni dei modelli più utilizzati.

	EPA					
	DEGADIS	ALOHA	CALPUFF	AERMOD	BLP	CALINE3
Gas dispersion	- heavy gas - neutral gas - no buoyant gas	- dense gas - neutral gas	- neutral (pollutant)	- neutral (pollutant)	- buoyant	- neutral (particulate)
Release type	- area source - jet (only vertical releases and releases in still air)	- pool source - tank source - direct source - pipe source	- point source - volume source - area source - line source	- multiple sources - point source - area source - volume source	- line source - point source	- line source
Release duration	only stable conditions - continuous - instantaneous	yes yes	yes yes	yes no	yes no	yes no
Coastal release	no	no	yes	no	no	no
Indoor release	no	no	no	no	no	no
Time limitation	1-2 hour recommended	1h	up to 5 years	from 1 hour to some years	from 1 hour to one years	1 day
Space limitation	LFL/2	10 km	hundreds of km	up to 50 km	< 50 km	< 50 km
Complex terrain	no	no	yes	yes	no	no (different surface roughness)
Urban area	no	no	yes	yes	no	yes
Aqueous solutions	no	no	aqueous reaction	no	no	no
Height of the output	no	no	no	yes (multiple receptors grid allowed)	yes (multiple receptors grid allowed)	yes (multiple receptors grid allowed)
Decision about reported data	no	no	no	yes	yes	no
Chemical reactions	no	no	yes for SO ₂ , SO ₄ ⁼ , NO _x , HNO ₃ , NO ₃ ⁻	Exponential decay of pollutant	Exponential decay of pollutant	no
GUI	no	yes	yes	no	no	no
Availability	freeware	freeware	freeware	freeware	freeware	freeware
Source code availability	yes	no	yes	yes	yes	yes
Model	Box model - transition Not gaussian sy = sz)	Box model (heavy gas) DEGADIS (hp: Gaussian model	Gaussian	Gaussian plume dispersion	Gaussian plume dispersion	Gaussian plume dispersion

Tabella 14 – Caratteristiche di alcuni modelli di dispersione atmosferica

Nel mio caso di studio, ho avuto a che fare con emissioni provenienti da 8 vasche aventi ognuno una superficie di circa 20 m² : per sorgenti areali si intendono sorgenti con dimensioni di superficie decisamente maggiori rispetto al mio caso di studio: quindi sembrerebbe lecito approssimare le sorgenti di

emissioni di inquinanti da me studiate a sorgenti lineari limitate. Avendo quindi a che fare con sorgenti lineari e con una scala spaziale molto piccola (una micro-scala dell' ordine di 80-90 metri), la scelta del modello è ricaduta su Caline3.

3.2. CALINE3

Introduzione

Caline3 è un modello di qualità dell' aria di terza generazione per sorgenti lineari sviluppato dal Dipartimento dei Trasporti della California; è basato sull' equazione di diffusione gaussiana e si basa sul concetto della zona di miscelamento per caratterizzare la dispersione degli inquinanti sopra le strade. Lo scopo del modello è valutare gli impatti della qualità dell' aria vicino alle arterie stradali, utilizzando una micro-scala: a partire da una sorgente robusta, da dati meteorologici, dalla geometria del sito, il modello è in grado di predire realmente la concentrazione di inquinanti che si misurerà in corrispondenza dei ricevitori localizzati entro 150 metri dalla strada. Il modello riesce a trattare solamente inquinanti inerti come il monossido di carbonio o il particolato. Inoltre le serie temporali e spaziali della direzione del vento, della velocità del vento e della diffusività non sono richieste dal modello.

Descrizione del modello

- Formulazione gaussiana degli elementi

Caline3 divide i collegamenti autostradali in una serie di elementi da cui sono calcolati gli incrementi di concentrazione e successivamente sommati per formare una concentrazione totale relativa ad un determinato ricevitore.

La distanza dal ricevitore è misurata lungo una linea perpendicolare che va dal ricevitore alla mezzadria della strada: il primo elemento è formato così da un quadrato con lati uguali alla larghezza dell' autostrada.

Ogni elemento è modellato come un equivalente sorgente lineare limitata, posizionata normalmente alla direzione del vento e centrata nel mezzo dell' elemento; per ogni elemento è definito un sistema di coordinate locali x-y allineato con la direzione del vento e con l' origine al centro dell' elemento. Le emissioni che avvengono all' interno di un elemento si ipotizza che si realizzino

lungo sorgente lineare limitata che rappresenta l' elemento; inoltre le emissioni sono poi assunte disperdersi sottovento in modo gaussiano da un elemento. La lunghezza e l' orientamento delle sorgenti lineari sono funzione della dimensione degli elementi e dell' angolo tra la direzione media del vento e la direzione della strada.

– Zona di miscelamento

Caline3 tratta la regione direttamente sopra l' autostrada come una zona di uniforme emissione e turbolenza: questa è definita come zona di miscelamento, ovvero come quella regione sopra la strada trafficata più tre metri su ogni lato. Questi metri aggiunti in larghezza tengono conto dell' iniziale dispersione gaussiana dovuta agli inquinanti derivanti dall' effetto scia dei veicoli.

All' interno della zona di miscelamento, la turbolenza meccanica dovuta al movimento dei veicoli e la turbolenza termica causata dal tubo di scarico dei veicoli sono predominanti vicino al suolo. La pratica indica che questa è una assunzione valida tranne in quei casi in cui le condizioni atmosferiche sono molto instabili. Poiché le emissioni dei veicoli avvengono vicino al suolo e l' accuratezza del modello è più importante per le condizioni atmosferiche stabili e neutre, è ragionevole modellizzare l' iniziale dispersione verticale (SGZ1) come una funzione della turbolenza all' interno della zona di miscelamento.

Il tempo di permanenza all' interno della zona di miscelamento è significativamente influenzato dall' ammontare del miscelamento verticale che avviene all' interno della zona: Caline3 utilizza una relazione lineare tra SGZ1 e il tempo di residenza.

In particolare Caline3 definisce arbitrariamente il tempo di permanenza (TR) nella zona di miscelamento come:

$TR = \frac{W^2}{U}$ dove W è la metà della larghezza della strada e U è la velocità del vento.

L' equazione usata da Caline3 per legare SGZ1 e il TR è: $SGZ1 = 1,8 * 0,11 * TR$.

Tale espressione è modificata nel modello per tempi medi superiori ai 30 minuti dalla seguente legge di potenza: $SGZ1_{ATIM} * SGZ1_{30} * \left(\frac{ATIM}{30}\right)^2$ dove ATIM è il tempo medio in minuti.

Il valore di SGZ1 è considerato da Caline3 essere indipendente dalla rugosità della superficie e dalla classe di stabilità atmosferica.

– Curve di dispersione verticale e curve di dispersione orizzontale

Le curve di dispersione verticale usate da Caline3 sono formate utilizzando il valore di SGZ1 dal modello di zona di miscelamento e il valore di σ_z a 10 km (SZ10).

Per un dato set di dati meteorologici e di rugosità della superficie (z_0), Caline3 usa la stessa curva di dispersione verticale per ogni elemento all'interno del link stradale: questo è possibile perché la dispersione verticale iniziale SGZ1 è sempre definita come se avvenisse alla distanza W2 sottovento dal centro dell'elemento.

Per quanto riguarda la dispersione orizzontale, il modello non fa correzioni alle curve di dispersione orizzontale iniziali: le uniche modifiche provengono indirettamente dall'aver considerato la larghezza della autostrada come la larghezza della strada trafficata più tre metri per ogni lato e dal considerare le emissioni uniformi attraverso l'elemento.

– Geometria del luogo

Caline3 permette la definizione fino a 20 links e 20 ricevitori all'interno di un piano x-y (da non confondere con il sistema di coordinate locali associato ad ogni elemento); un link è definito come un segmento dritto di una strada avente una larghezza, altezza, volume di traffico e fattore di emissione costanti. La posizione del link è specificata dalle coordinate dei punti di inizio e di fine; la posizione di un ricevitore è determinata in termini di coordinate x,y,z. Così facendo, Caline3 può essere usato con sorgenti e ricevitori multipli, od anche con segmenti di strade variando il fattore di emissione dei veicoli.

L'angolo formato dal vento (BRG) è espresso in termini di orientamento dell'azimut (da 0 a 360°); se l'asse y è allineato con la direzione nord, allora l'angolo formato dal vento segue le convenzioni meteorologiche (cioè, ad esempio, 90° equivale a dire un vento proveniente da est).

Il programma automaticamente somma tutti i contributi di ogni link su ogni ricevitore; dopo che si è conclusa questa operazione per tutti i ricevitori, viene aggiunto un valore di fondo (AMB), che è assegnato dall'utente.

La rugosità della superficie è stata ipotizzata essere uniforme nell' area di studio: anche le variabili meteorologiche, come la stabilità atmosferica, la velocità del vento e la direzione del vento, vengono prese costanti su tutta l' area oggetto di studio.

Nell' assegnare la lunghezza del link, ci si deve ricordare dell' ipotesi di omogeneità orizzontale.

Caline3 utilizza un' immaginaria disposizione del ricevitore nella direzione del vento per determinare se il ricevitore è sottovento o sopravento dal link.

Per ogni link stradale specificato, il programma richiede dei dati di input per la larghezza (W) e l' altezza (H) dell' autostrada; la larghezza è definita come la larghezza della strada trafficata (solo corsie stradali trafficate) più tre metri su ogni lato. Questi tre metri supplementari tengono conto della dispersione orizzontale del pennacchio provocata dal movimento dei veicoli (effetto scia); l' altezza è invece definita come la distanza verticale sopra o sotto il livello locale del terreno.

Le sezioni di autostrada elevate possono essere o sezioni tipo "piene" o sezioni tipo "ponte": per quest' ultimo tipo, il flusso d' aria passa sia sopra che sotto alla sorgente in maniera quasi indisturbata. Questa sorta di flusso uniforme è una delle assunzioni di base del modello gaussiano.

Per quanto riguarda le sezioni tipo "piene", l' altezza H è specificata come l' altezza della strada sopra il terreno circostante: il modello automaticamente fa partire i valori di H da zero: questo significa che le linee di flusso dell' aria seguono il terreno in maniera indisturbata.

– Velocità di deposizione e di sedimentazione

la velocità di deposizione (VD) è una misura della velocità con cui un inquinante può essere assorbito o assimilato da una superficie: riguarda il processo diffusivo molecolare (non turbolento) che avviene nel substrato laminare che si trova al di sopra della superficie.

La velocità di sedimentazione è la velocità con cui una particella cade rispetto alle particelle che la circondano: è una velocità fisica della particella in direzione discendente.

Per la maggior parte delle situazioni, ad un insieme di particelle con una determinata velocità di sedimentazione, potrà essere assegnata la stessa velocità di deposizione.

Istruzioni per l'utente

Caline3 può processare un massimo di 20 links per singolo lavoro e inoltre, per ogni link, devono rimanere costanti le seguenti grandezze: tipo di sezione (TYP), l'altezza della sorgente (HL), la larghezza della zona di miscelamento (WL), il volume di traffico (VPHL) e il fattore di emissione (EFL).

Inoltre Caline3 non può processare più di 20 ricevitori per singolo lavoro.

Il modello non dovrebbe essere usato nelle aree in cui il terreno in prossimità dell'autostrada presenta una rugosità elevata perché questo comporterebbe una significativa variabilità delle condizioni metereologiche locali (mentre il modello ha come assunzione di base condizioni metereologiche uniformi).

– Sistema di riferimento

Caline3 utilizza un sistema di assi cartesiani x-y per stabilire la posizione dei ricevitori e la geometria del link; il nord corrisponde alla direzione positiva delle y, mentre l'est corrisponde alla direzione positiva delle x. L'angolo della direzione del vento (BRG) è misurato come l'azimut, che rappresenta la direzione da cui il vento arriva (ad esempio, con un BRG=270°, si ha un vento proveniente da ovest).

– Input

NOME DELLA VARIABILE	DESCRIZIONE DELLA VARIABILE
JOB	Titolo del lavoro corrente
ATIM	Tempo medio (m)
Z0	Rugosità della superficie (cm)
VS	Velocità di sedimentazione (cm/s)
VD	Velocità di deposizione (cm/s): se la VS è maggiore di 0 cm/s, la VD dovrebbe essere uguale alla velocità di sedimentazione
NR	Numero di ricevitori; NR _{max} =20
SCAL	Fattore di scala: serve per convertire le coordinate del

	ricevitore e del link, l' altezza e la larghezza del link in metri
RCP	Nome del ricevitore
XR	Coordinata x del ricevitore
YR	Coordinata y del ricevitore
ZR	Coordinata z del ricevitore
NL	Numero dei link; $NL_{max}=20$
NM	Numero delle condizioni metereologiche; non vi è un massimo
LNK	Titolo del link
TYP	Tipo di sezione: FL = sezione tipo "piena" BR = sezione tipo "ponte"
XL1, YL1	Coordinate del primo punto finale del link
XL2, YL2	Coordinate del secondo punto finale del link
VPHL	Volume di traffico (veicoli/ ora)
EFL	Fattore di emissione (g/miglia)
HL	Altezza della sorgente
WL	Larghezza della zona di miscelamento
U	Velocità media del vento (m/s)
BRG	Angolo della direzione del vento
CLAS	Classe di stabilità atmosferica (1-6 = A-F)
MIXH	Altezza della zona di miscelamento
AMB	Concentrazione di fondo dell' inquinante (ppm)

Tabella15 – Input richiesti da Caline3

Risultati

I dati in output per caline3 sono costituiti da una lista contenente un sommario di tutte le variabili in input e dei risultati del modello; le variabili in input sono

separate in dati riguardanti il sito, il link e il ricevitore. I risultati del modello, ovvero la concentrazione di monossido di carbonio (CO), è data in parti per milione (ppm) per ogni coppia di ricevitore-link, e sono sommati per ogni ricevitore. Per ogni condizione meteorologica si genera una pagina separata.

3.3. Prima fase della simulazione

In questa prima fase, avevo dei valori di concentrazione noti solamente in quattro punti, 3 dei quali all' interno dell' impianto ed uno all' esterno: il mio obiettivo era quello di determinare i valori di concentrazione degli inquinanti nelle due sezioni di uscita del capannone. Come ho già detto in precedenza, gli inquinanti di interesse da me valutati sono stati l' acido solfidrico, l' ammoniaca, il benzene, le polveri totali sospese e le polveri con diametro inferiore ai 10 micron. Di seguito riporto i dati in input che ho utilizzato in questa prima parte.

3.3.1 Scelta dei dati in input

- ATIM

Il tempo medio, come ragionevole limite dell' approssimazione della legge di potenza, deve essere compreso tra 3 minuti < ATIM < 120 minuti : dalla letteratura, si nota come solitamente, nei casi più frequenti, il tempo medio sia preso uguale a 60 minuti. Quindi userò un ATIM = 60 minuti.

- Z0

Riporto di seguito i diversi valori della rugosità della superficie per vari tipi di profili di terreno:

Surface Roughness for Various Land Uses

<u>Type of Surface</u>	<u>Z₀ (cm)</u>
Smooth mud flats	0.001
Tarmac (pavement)	0.002
Dry lake bed	0.003
Smooth desert	0.03
Grass (5-6 cm)	0.75
(4 cm)	0.14
Alfalfa (15.2 cm)	2.72
Grass (60-70 cm)	11.4
Wheat (60 cm)	22.
Corn (220 cm)	74.
Citrus orchard	198.
Fir forest	283.
City land-use	
Single family residential	108.
Apartment residential	370.
Office	175.
Central Business District	321.
Park	127.

Tabella 16 – Valori di rugosità

Così come visto per il tempo medio, anche per la rugosità sono consigliati dal programma stesso dei valori all' interno di un intervallo che va da 3 cm a 400 cm: considerato il fatto che l'azienda Furia srl si trova in un contesto ambientale caratterizzato da aperta campagna, ho scelto di utilizzare nel modello una superficie tipo "tarmac".

- Velocità di deposizione (VD) e di sedimentazione (VS)

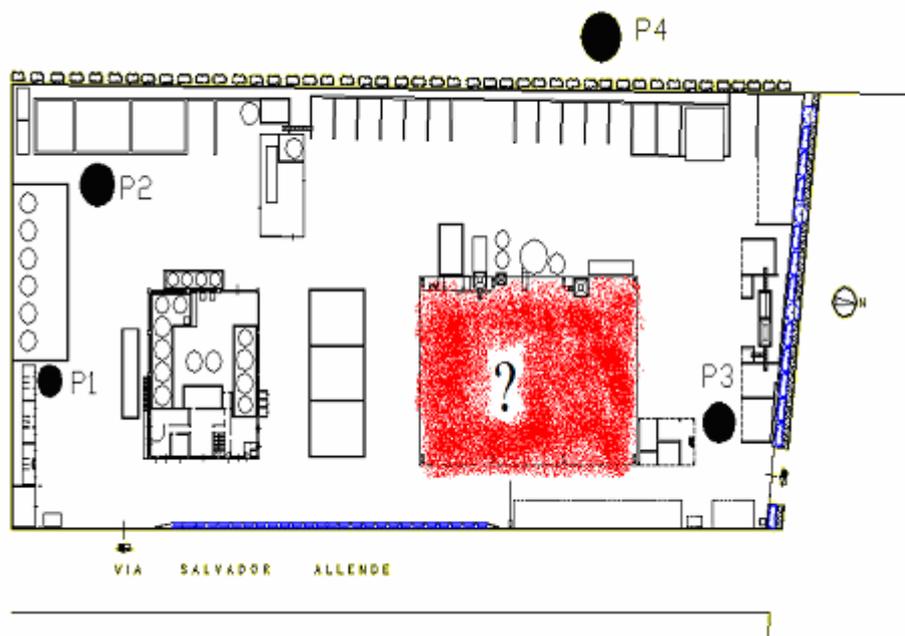
Per gli inquinanti come NH₃, H₂S, C₆H₆ la VD e la VS sono da considerarsi uguali a zero; tale approssimazione non potrebbe essere fatta per le PTS e le PM₁₀, ma proprio per il fatto che si lavora su una micro-scala spaziale, si può ritenere anche per il particolato che la velocità di sedimentazione e di deposizione siano trascurabili.

- SCAL

Se si cerca di inserire i dati di misura in metri, il fattore di scala si può porre uguale ad 1.

- Numero di ricevitori

Dal momento che nel corso degli anni, all' interno della ditta Furia srl sono state fatte delle misurazioni della qualità dell' aria quasi sempre utilizzando le stesse postazioni di monitoraggio, in questa prima fase, usufruirò di tali stazioni:



Come si vede dalla pianta, si hanno 4 ricevitori posizionati in P1, P2, P3 e P4.

- Coordinate dei ricevitori

Dalla teoria di Caline3, si è visto che per poter definire la posizione dei ricevitori e dei links, è necessario definire un sistema di riferimento di coordinate cartesiane x-y con l' asse y coincidente con la direzione nord: ho ritenuto opportuno fissare un sistema di riferimento x-y con l' origine coincidente con il punto centrale del capannone, ovvero

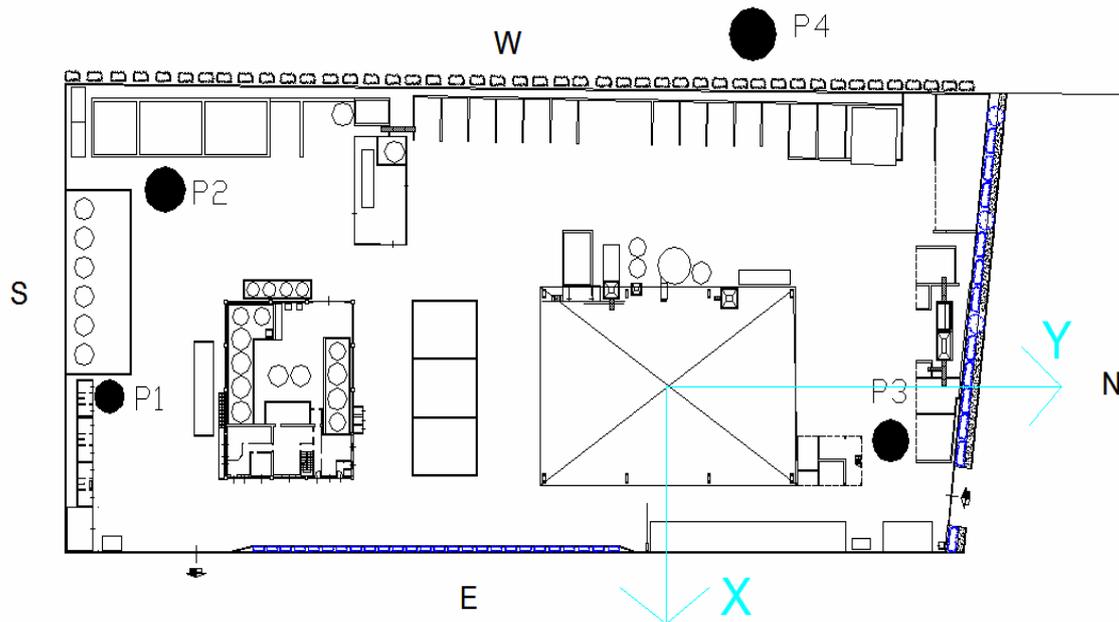


Figura 25 – Planimetria ditta Furia con sistema di riferimento

Facendo riferimento a tale sistema di coordinate x-y, avrò le seguenti coordinate dei 4 ricevitori:

- P1 (x,y,z) = Ricevitore 1= (6m, -80m, 3m);
- P2 (x,y,z) = Ricevitore 2= (-23m, -74m, 3m);
- P3(x,y,z) = Ricevitore 3= (11m, 40m, 3m);
- P4 (x,y,z) = Ricevitore 4= (-51m, 6m, 3m);

– Numero di link e loro coordinate

In questa prima parte, ho voluto indagare quale potesse essere l' entità della concentrazione in corrispondenza delle due sezioni d' uscita del capannone per tutti e cinque i tipi di composti inquinanti che ho trattato : quindi ho posizionato un link in corrispondenza di una sezione d' uscita e un link in corrispondenza dell' altra sezione d' uscita del capannone.

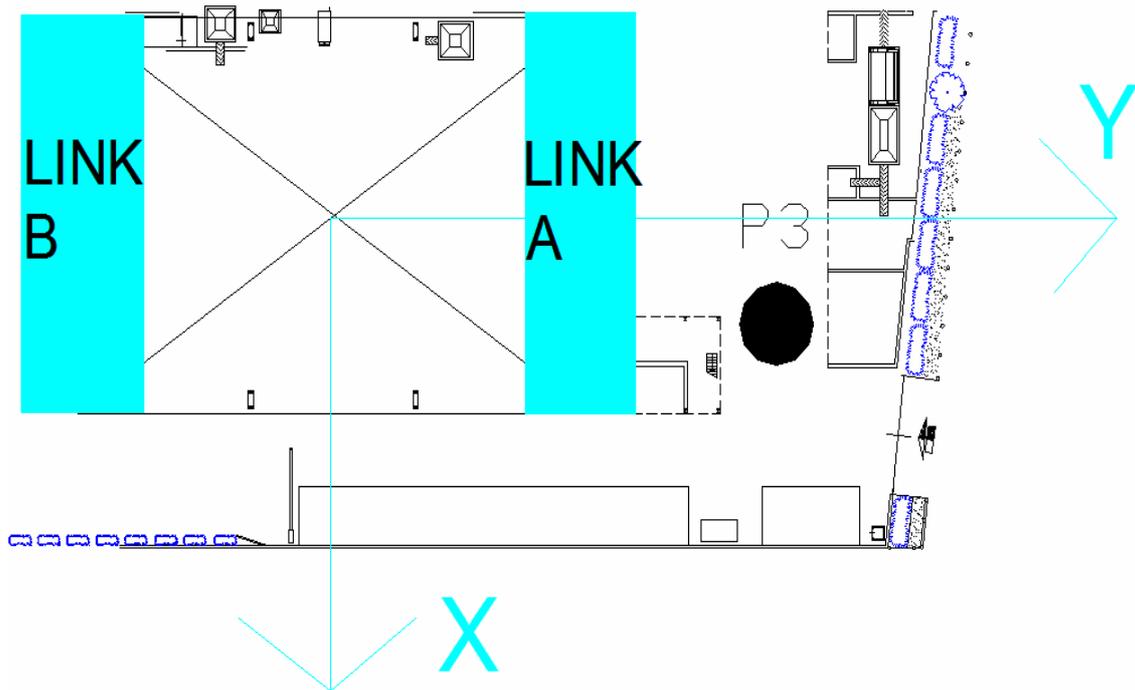


Figura 26 – Planimetria con rappresentazione dei links

In figura 26 ho riportato il capannone con il link A posizionato nella sezione d' uscita dalla parte nord e il link B collocato sulla sezione d' uscita dalla parte sud;

- LINK A (x,y) = (13m, 20m) e (-13m, 20m)
- LINK B (x,y) = (13m, -20m) e (-13m, -20m)

I due links sono infine caratterizzati da una sezione di tipo “piena” (FILL SECTION), da una larghezza di 10 metri e da un' altezza di metri.

– BRG

Anche se dall' analisi dei grafici sulla direzione del vento (rosa dei venti), risulta evidente che ci sono delle direzioni di provenienza del vento molto più frequenti rispetto ad altre, in questa prima fase ho deciso di simulare la dispersione degli inquinanti con tutte le direzioni del vento, ovvero

- BRG = 0
- BRG = 30
- BRG = 45
- BRG = 90
- BRG = 120
- BRG = 180
- BRG = 225

- BRG = 270
- BRG = 315

– Velocità del vento U

Sempre dallo studio dei grafici sull' intensità del vento, si è visto che il range di velocità era compreso tra 0,1 m/s e 1,5-1,7 m/s: tralasciando gli eventuali picchi di velocità, ho deciso di considerare velocità del vento comprese tra 0,1-m/s e 1,5 m/s.

– CLASS e MIXH

Per quanto riguarda la classe di stabilità atmosferica, mi sono rivolto all' agenzia regionale per l' ambiente (ARPA), la quale mi ha consigliato di utilizzare la classe 4 (o D) in quanto risultava essere quella più frequente.

Per quanto riguarda l' altezza della zona di miscelamento, dalla letteratura si nota che nei casi pratici simili al mio, i valori di altezza maggiormente utilizzati si attestano intorno ai 1000m.

– AMB

Per il mio caso di studio, la concentrazione di fondo dell' inquinante si può trascurare e quindi avremo AMB = 0.

3.3.2. Modifiche all' algoritmo di Caline3

Una prima semplice modifica, così come suggerita dallo stesso manuale d' uso del modello, è stata quella di andare a modificare il peso molecolare a seconda dell' inquinante con si stava lavorando.

L' altra modifica invece ha interessato il modo con cui il programma fa vedere i risultati: infatti Caline3 prende inizialmente le concentrazioni di inquinante

in $\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ ma poi, mediante una conversione, utilizza come unità di misura per le

concentrazioni finali le ppm. Nel mio caso invece, i dati di concentrazione noti nelle postazioni P1, P2, P3 e P4 erano espressi in $\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$: in prima battuta si

potrebbe pensare di fare una semplice trasformazione da ppm a $\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$, ma il problema è proprio legato a questa trasformazione, nel senso che lavorando con concentrazioni basse per quasi tutti gli inquinanti, intorno a $0,5-1-2-3 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$, quando andavo a trasformarle in ppm, ottenevo valori bassi dell'ordine di 0,002-0,0002. Proprio in questo momento nasceva il problema, perché Caline3 dava in uscita le concentrazioni in ppm aventi una precisione inferiore rispetto a quella dei miei dati, nel senso che il modello, per valori di concentrazione inferiori a 0,1 ppm, riportava un valore di zero: quindi io non riuscivo a confrontare i dati in mio possesso con quelli in uscita dal modello. È stato così necessario andare a modificare la formula di conversione utilizzata dal programma:

*! FACTOR MICRO-GRAMS/METER**3 TO PPM*

FPPM=0.0245/MOWT

*C(I,J)=C(I,J)*FPPM*

Queste sono le due righe di codice utilizzate da Caline3 per passare da $\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ a parti per milione: la C(i,j) a sinistra dell'uguale è la concentrazione espressa in parti per milione, mentre la C(i,j) a destra dell'uguale è la concentrazione di inquinante in $\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$. Il fattore di conversione è rappresentato da $FPPM = \frac{0,0245}{MOWT}$:

il numeratore rappresenta il termine $\frac{pR}{T}$, mentre il denominatore rappresenta il peso molecolare del composto inquinante. Per far sì che il modello desse in uscita i valori di concentrazione in $\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$, ho eliminato dall'espressione il termine FPPM, ottenendo così:

$$C(I,J) = C(I,J) * FPPM * \frac{1}{FPPM} \quad \Rightarrow \quad C(I,J) \text{ in ppm} = C(I,J) \text{ in } \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$$

3.3.3. Acido solfidrico, H₂S

- Introduzione al lavoro

Dalle campagne di monitoraggio effettuate negli anni passati, disponevo dei seguenti dati:

DATA	Concentrazione media settimanale (µg/m ³)			
	P1	P2	P3	P4
15/04/09-22/04/09	0,45	0,55	0,4	0,4
15/01/08-22/01/08	0,61	0,55	0,62	0,53
06/11/06-13/11/06	1	0,85	1,2	0,71

Tabella 17 – Dati noti

Il mio obiettivo è stato quello di ottenere valori prossimi a quelli riportati in tabella facendo variare, per ogni link, il numero di veicoli/ora: quindi, per semplicità, ho fissato il valore del fattore di emissione ad 1g/miglia e ho fatto variare il numero di veicoli all' ora fino a quando il modello non mi dava in output valori simili a quelli di tabella. Questo procedimento l' ho fatto per diverse direzioni del vento e per diverse velocità del vento.

Di seguito riporto la struttura con i relativi valori numerici del file di input richiesto da Caline3:

JOB						ATIM	Z ₀	V _s	V _D	NR	SCAL
A.SOLFIDRICO						60	10	0	0	4	0
RCP		XR	YR	ZR							
1		6	-80	3							
2		-24	-74	3							
3		11	40	3							
4		-51	6	3							
RUN						NL	NM				
Furia:links con vento pari a 0,1m/s						2	9				
LNK	TYP	XL1	YL1	XL2	YL2	VPH	EFL	HL	WL		

LINK A	FL	13	20	-13	20	100	1	2	10		
LINK B	FL	13	-20	-13	-20	100	1	2	10		
U	BRG	CLAS	MIXH	AMB							
0,1	0	4	1000	0							
0,1	30	4	1000	0							
0,1	45	4	1000	0							
0,1	90	4	1000	0							
0,1	120	4	1000	0							
0,1	180	4	1000	0							
0,1	225	4	1000	0							
0,1	270	4	1000	0							
0,1	315	4	1000	0							

Tabella 18- File di input del modello per l'acido solfidrico

In output caline3 dà il seguente foglio di lavoro:

CALINE3 (DATED 89219)

CALINE3: CALIFORNIA LINE SOURCE DISPERSION MODEL - SEPTEMBER, 1979 VERSION

PAGE 1

JOB: A SOLFIDRICO

RUN: FURIA: LINKS CON VENTO PARI A 0,1 M/S

I. SITE VARIABLES

U = .1 M/S CLAS = 4 (D) VS = .0 CM/S ATIM = 60. MINUTES MIXH = 1000. M
 BRG = 0. DEGREES Z0 = 10. CM VD = .0 CM/S AMB = .0 PPM

II. LINK VARIABLES

LINK DESCRIPTION	* X1	Y1	X2	Y2	* (M)	(DEG)	* LINK LENGTH (G/M)	LINK BRG (M)	TYPE	VPH	EF	H	W
A. LINK A	* 13.	20.	-13.	20.*			26.	270.	FL	130.	1.0	2.0	10.0
B. LINK B	* 13.	-20.	-13.	-20.*			26.	270.	FL	130.	1.0	2.0	10.0

III. RECEPTOR LOCATIONS AND MODEL RESULTS

RECEPTOR	* X	Y	Z	* TOTAL + AMB * (PPM)	LINK (PPM) A B
1. RECP. 1	* 6.	-80.	3.0	* 7.2	* 2.7 4.5
2. RECP. 2	* -23.	-74.	3.0	* 1.9	* 1.1 .8
3. RECP. 3	* 11.	40.	3.0	* .0	* .0 .0
4. RECP. 4	* -51.	6.	3.0	* .0	* .0 .0

– Elaborazione dei risultati

Poiché ho deciso di fare variare, all' interno della stessa simulazione, solo la direzione del vento, ci saranno tante pagine quante sono le direzioni del vento considerate; questo procedimento è stato fatto per velocità del vento da $u = 0,1$ m/s a 1,5 m/s con passo 0,1 m/s. Quindi per ogni valore di velocità del vento, avrò la concentrazione di inquinante per ogni coppia link-ricevitori per le diverse direzioni del vento da me scelte: per capire meglio, vediamo i valori di concentrazione che caline3 stampa nel file di output per tre diverse velocità campione ($v=0,1$ m/s; $v=0,8$ m/s; $v=1,2$ m/s).

BRG	Concentra. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentra. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentra.tot. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG ($v=0,1$ m/s)	R1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R4 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
0	2,7	4,5	7,2	0	7,2	1,9	0	0
	1,1	0,8	1,9	30	0	5,1	0	0
	0	0	0	45	0	0,7	0	0,1
	0	0	0	90	0	0	0	2,2
				120	0	0	0	6,2
30	0	0	0	180		0	10,9	0
	0,7	4,4	5,1	225	0	0	8,6	0
	0	0	0	270	0	0	0	0
	0	0	0	315	0	0	0	0
45	0	0	0					
	0	0,7	0,7					
	0	0	0					
	0,1	0	0,1					
90	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	2,1	0,1	2,2					
120	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	6,2	6,2					
180	0	0	0					
	0	0	0					
	7,4	3,5	10,9					
	0	0	0					

225	0	0	0					
	0	0	0					
	8,6	0	8,6					
	0	0	0					
270	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
315	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					

Tabella 19 – Concentrazione in funzione delle direzioni del vento per $v=0,1$ m/s

Ho preso il file di output con $v=0,1$ m/s, poi ho trascritto per ogni direzione, il contributo dei due link su ogni ricevitore (R1,R2,R3,R4): poi ho sommato, per ogni ricevitore, il contributo del link A e del link B e ho riportato i valori in un grafico avente in ordinata la velocità del vento e in ascissa la concentrazione misurata dai 4 ricevitori.

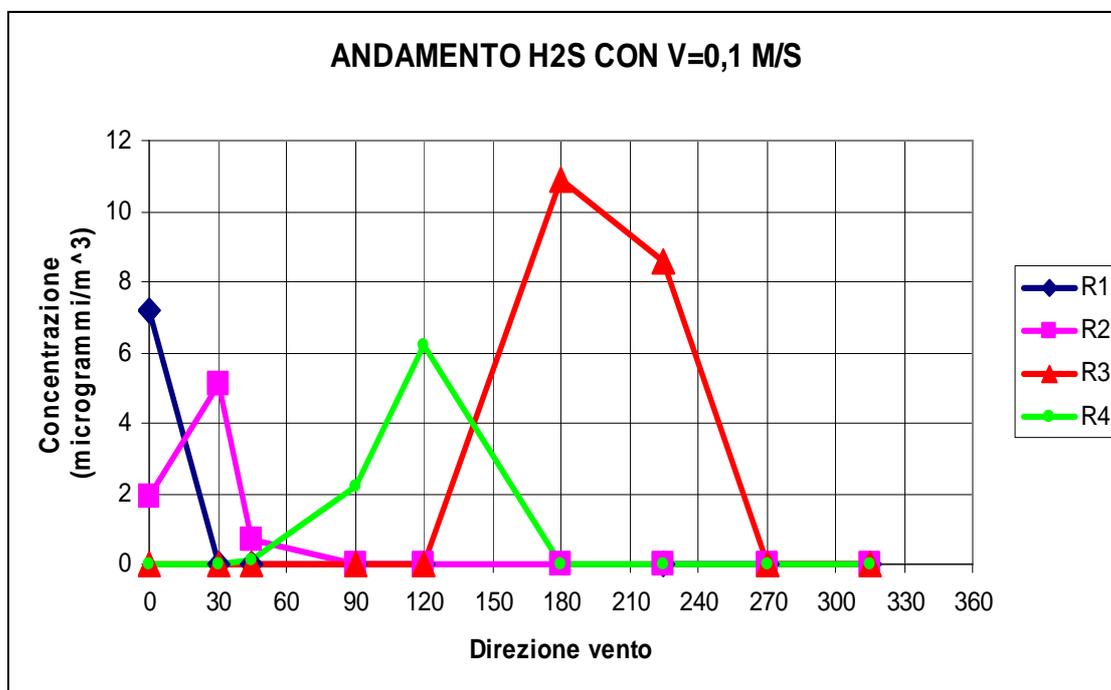


Figura 27- Andamento H2S per $v = 0,1$ m/s registrato nei diversi ricevitori

La stessa cosa ho fatto per $v = 0,6$ m/s:

BRG	Concentra. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentra. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentra.tot. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG ($v=0,6$ m/s)	R1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R4 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
0	0,8	1,4	2,2	0	2,2	0,6	0	0
	0,3	0,3	0,6	30	0	1,6	0	0
	0	0	0	45	0	0,2	0	0
	0	0	0	90	0	0	0	0,7
				120	0	0	0	0,2
30	0	0	0	180	0	0	3,7	0
	0,2	1,4	1,6	225	0	0	3	0
	0	0	0	270	0	0	0	0
	0	0	0	315	0	0	0	0
45	0	0	0					
	0	0,2	0,2					
	0	0	0					
	0	0	0					
90	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0,7	0	0,7					
120	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0,2	0,2					
180	0	0	0					
	0	0	0					
	2,6	1,1	3,7					
	0	0	0					
225	0	0	0					
	0	0	0					
	3	0	3					
	0	0	0					
270	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
315	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					

Tabella 20 – Concentrazione in funzione delle direzioni del vento per $v=0,6$ m/s

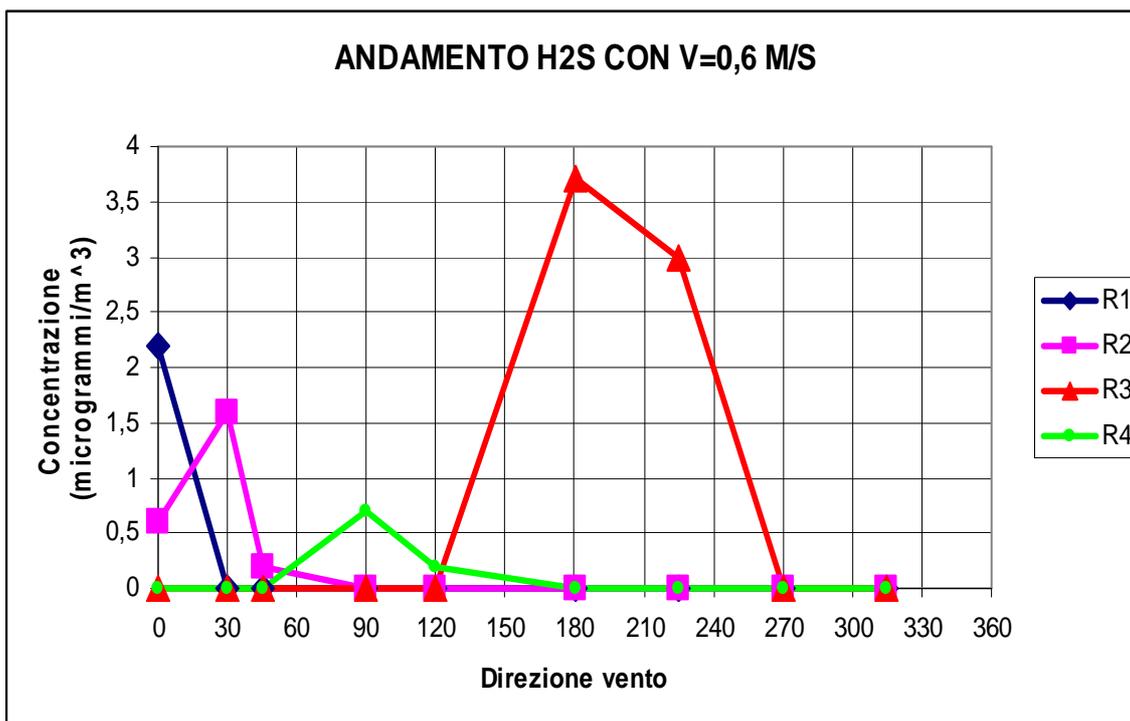


Figura 28- Andamento H2S per $v = 0,6$ m/s registrato nei diversi ricevitori

Stesso discorso vale per $v = 1,2$ m/s:

BRG	Concentra. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentra. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentra.tot. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG ($v=1,2$ m/s)	R1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R4 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
0	0,3	0,5	0,8	0	0,8	0,2	0	0
	0,1	0,1	0,2	30	0	0,6	0	0
	0	0	0	45	0	0,1	0	0
	0	0	0	90	0	0	0	0,2
				120	0	0	0	0,7
30	0	0	0	180	0	0	1,3	0
	0,1	0,5	0,6	225	0	0	1	0
	0	0	0	270	0	0	0	0
	0	0	0	315	0	0	0	0
45	0	0	0					
	0	0,1	0,1					
	0	0	0					
	0	0	0					
90	0	0	0					

	0	0	0					
	0	0	0					
	0,2	0	0,2					
120	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0,7	0,7					
180	0	0	0					
	0	0	0					
	0,9	0,4	1,3					
	0	0	0					
225	0	0	0					
	0	0	0					
	1	0	1					
	0	0	0					
270	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
315	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					

Tabella 21 – Concentrazione in funzione delle direzioni del vento per $v=1,2$ m/s

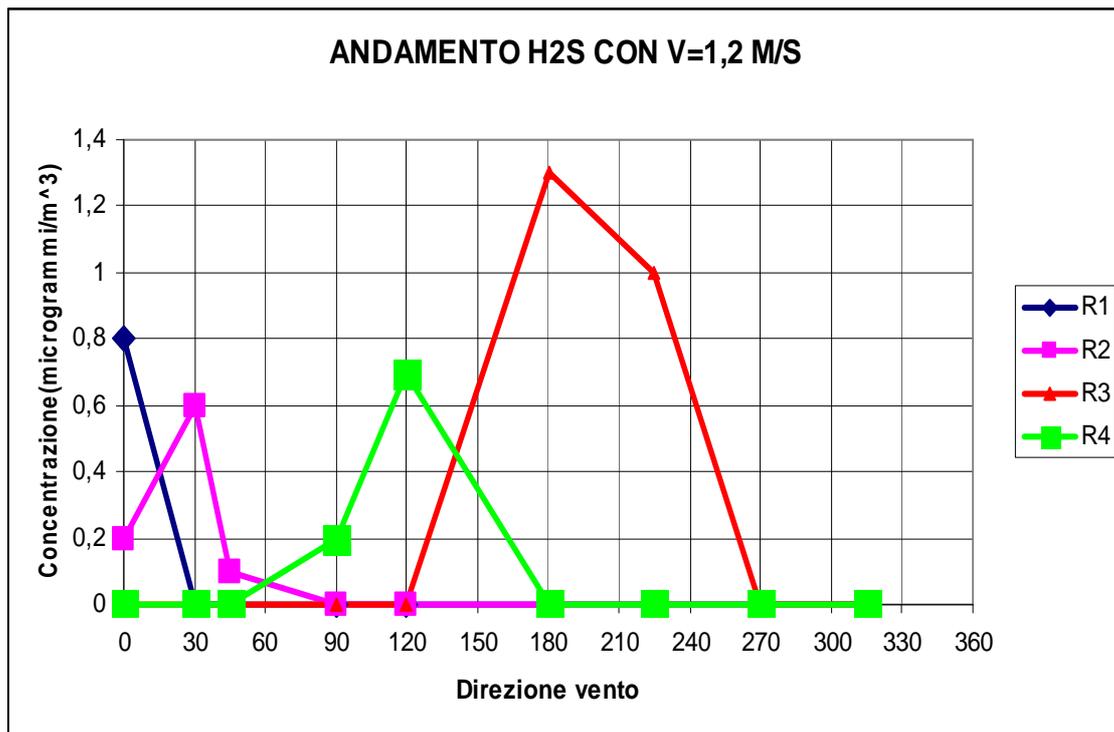


Figura 29- Andamento H₂S per $v = 1,2$ m/s registrato nei diversi ricevitori

Tutti e tre i grafici 27, 28 e 29 dimostrano che il nostro modello lavora in modo corretto: infatti ci aspettavamo, che mantenendo fisse tutte le grandezze in gioco, e facendo variare solo la direzione del vento, avremmo ottenuto per tre diverse intensità del vento degli andamenti molto simili, anche se con valori di concentrazione differenti.

Questo fatto lo si può vedere ancora meglio se ad esempio riportiamo sullo stesso grafico, l'andamento della concentrazione per uno stesso ricevitore, ad esempio il ricevitore R3:

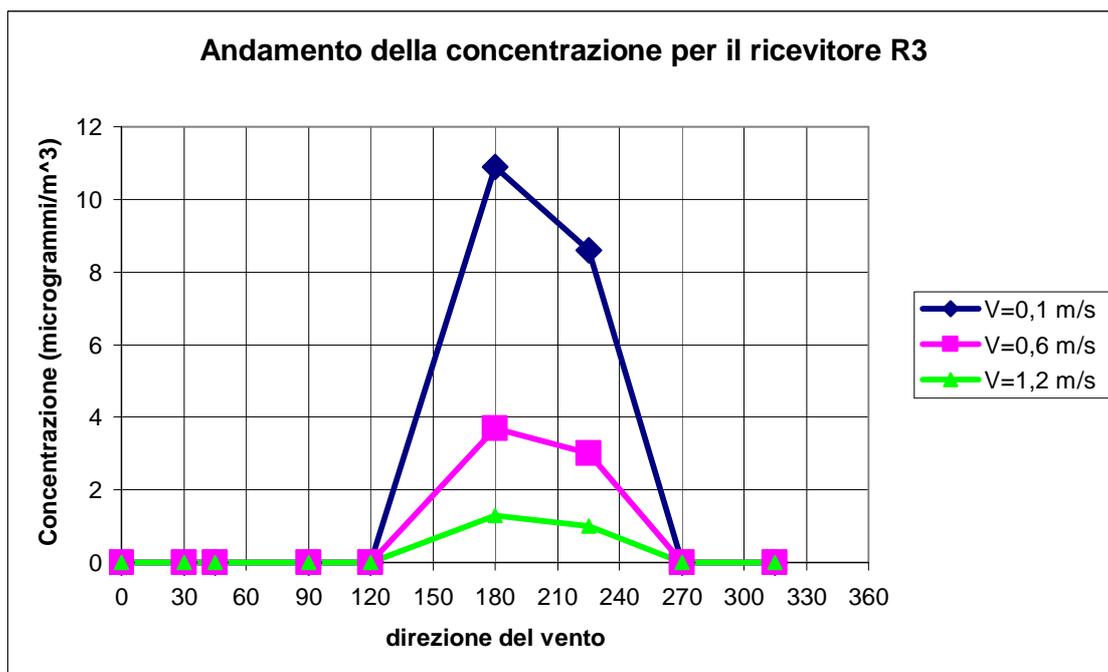


Figura 30- Andamento H2S ,in R3, registrato con tre velocità diverse

Visto che il modello utilizza sempre la stessa legge di potenza è evidente che l'andamento della concentrazione, in uno stesso ricevitore, debba essere simile: è poi logico pensare che all' aumentare dell' intensità del vento, i valori di concentrazione registrati diminuiscano.

Dai grafici appena mostrati non si capisce molto bene se effettivamente la concentrazione abbia un andamento particolare, ovvero se il suo andamento presenta un certo trend: è quindi opportuno passare ad un' altra rappresentazione, molto simile a quella precedente, ma, invece di prendere i valori misurati in R1, R2, R3, R4 per i diversi BRG con una v fissata, questa volta si fa variare la velocità del vento da 0,1 m/s a 1,5 m/s, e la si va a graficare con i valori di concentrazione dell' acido solfidrico misurati su ogni ricevitore per una determinata direzione del vento.

R1									
V (m/s)	BRG=0° (µg/m³)	BRG=30 (µg/m³)	BRG=45 (µg/m³)	BRG=90 (µg/m³)	BRG=120 (µg/m³)	BRG=180 (µg/m³)	BRG=225 (µg/m³)	BRG=270 (µg/m³)	BRG=315 (µg/m³)
0,1	7,2	0	0	0	0	0	0	0	0
0,2	4,9	0	0	0	0	0	0	0	0
0,3	3,8	0	0	0	0	0	0	0	0
0,4	3	0	0	0	0	0	0	0	0
0,5	2,6	0	0	0	0	0	0	0	0

0,6	2,2	0	0	0	0	0	0	0	0
0,7	2	0	0	0	0	0	0	0	0
0,8	1,7	0	0	0	0	0	0	0	0
0,9	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1,4	0	0	0	0	0	0	0	0
1,1	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0
1,2	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0
1,3	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0
1,4	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0
1,5	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabella 22 – Concentrazione in funzione della velocità del vento in R1

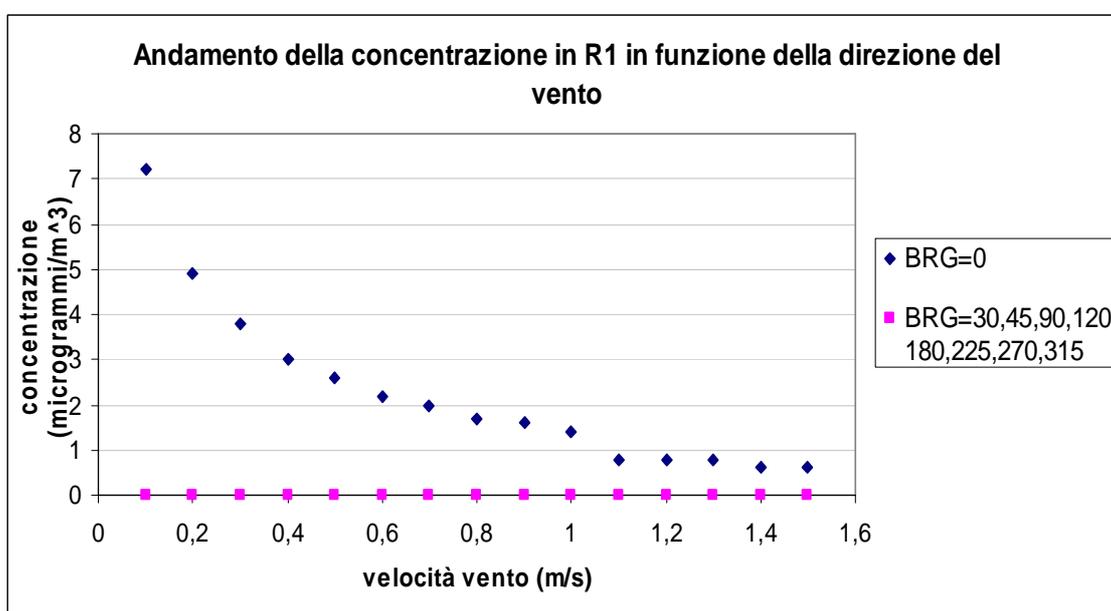


Figura 31- Andamento H2S ,in R1, rilevato al variare della velocità del vento

Dal grafico si nota che solo quando il vento proviene da nord, il ricevitore misura dei valori di concentrazione significativi.

Ricevitore 2:

R2									
V (m/s)	BRG=0 (µg/m³)	BRG=30 (µg/m³)	BRG=45 (µg/m³)	BRG=90 (µg/m³)	BRG=120 (µg/m³)	BRG=180 (µg/m³)	BRG=225 (µg/m³)	BRG=270 (µg/m³)	BRG=315 (µg/m³)
0,1	1,9	5,1	0,7	0	0	0	0	0	0
0,2	1,2	3,5	0,5	0	0	0	0	0	0
0,3	1	2,8	0,4	0	0	0	0	0	0
0,4	0,8	2,2	0,3	0	0	0	0	0	0

0,5	0,7	1,8	0,3	0	0	0	0	0	0
0,6	0,6	1,6	0,2	0	0	0	0	0	0
0,7	0,5	1,5	0,2	0	0	0	0	0	0
0,8	0,5	1,3	0,2	0	0	0	0	0	0
0,9	0,4	1,2	0,2	0	0	0	0	0	0
1	0,4	1	0,2	0	0	0	0	0	0
1,1	0,2	0,6	0,1	0	0	0	0	0	0
1,2	0,2	0,6	0,1	0	0	0	0	0	0
1,3	0,2	0,6	0,1	0	0	0	0	0	0
1,4	0,2	0,5	0,1	0	0	0	0	0	0
1,5	0,2	0,5	0,1	0	0	0	0	0	0

Tabella 23 – Concentrazione in funzione della velocità del vento in R2

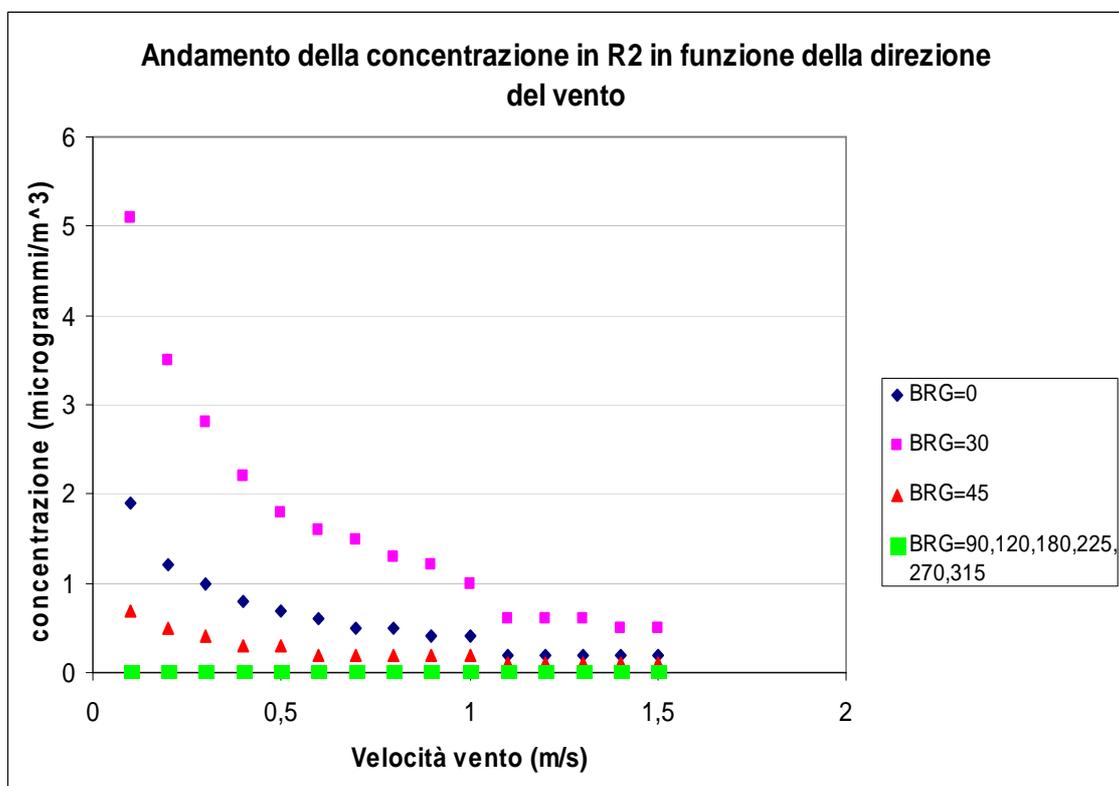


Figura 32- Andamento H₂S ,in R2, rilevato al variare della velocità del vento

In questo caso invece, per il ricevitore 2, le concentrazioni più significative si trovano per direzioni del vento da N-NE: valori più bassi si trovano per venti da N e valori leggermente più bassi si trovano per direzioni di NE.

Ricevitore 3:

R3									
V	BRG=0	BRG=30	BRG=45	BRG=90	BRG=120	BRG=180	BRG=225	BRG=270	BRG=315
(m/s)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)								
0,1	0	0	0	0	0	10,9	8,6	0	0
0,2	0	0	0	0	0	7,7	0	6,2	0
0,3	0	0	0	0	0	6	4,8	0	0
0,4	0	0	0	0	0	5	4	0	0
0,5	0	0	0	0	0	4,3	3,4	0	0
0,6	0	0	0	0	0	3,7	3	0	0
0,7	0	0	0	0	0	3,3	2,6	0	0
0,8	0	0	0	0	0	3	2,4	0	0
0,9	0	0	0	0	0	2,7	2,2	0	0
1	0	0	0	0	0	2,4	2	0	0
1,1	0	0	0	0	0	1,4	1,1	0	0
1,2	0	0	0	0	0	1,3	1	0	0
1,3	0	0	0	0	0	1,2	1	0	0
1,4	0	0	0	0	0	1,1	0,9	0	0
1,5	0	0	0	0	0	1	0,9	0	0

Tabella 24 – Concentrazione in funzione della velocità del vento in R3

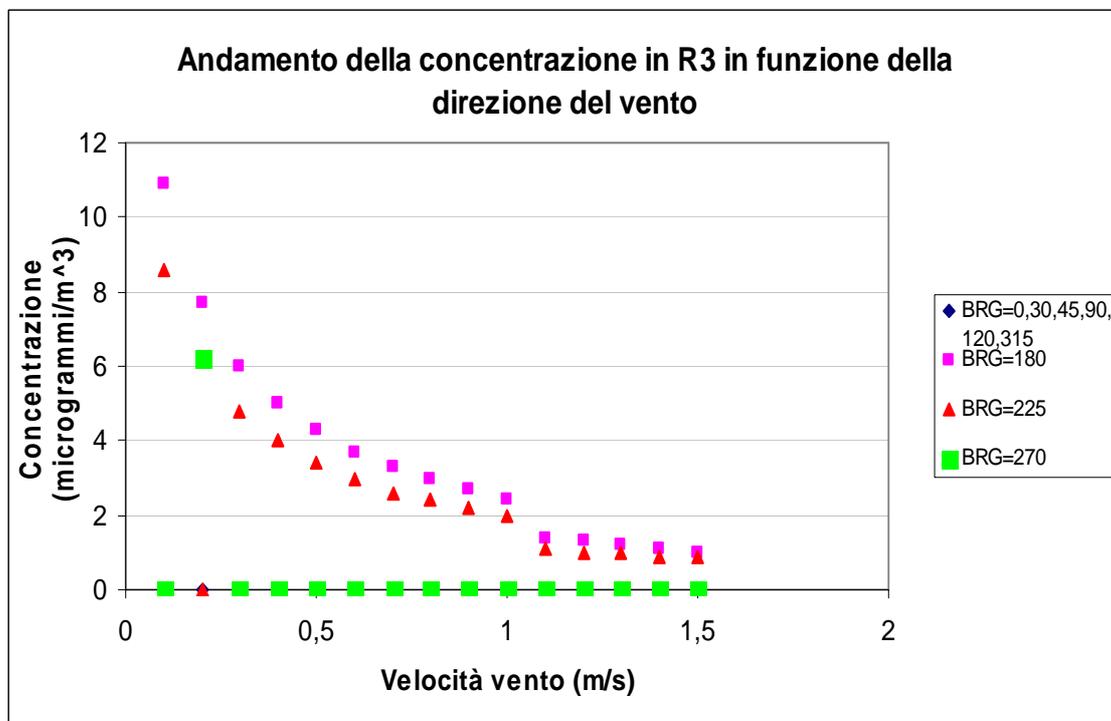


Figura 33- Andamento H2S ,in R3, rilevato al variare della velocità del vento

Dal grafico si evince che le maggiori concentrazioni si trovano per venti provenienti da S a SW.

Ricevitore 4:

R4									
V (m/s)	BRG=0 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=30 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=45 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=90 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=120 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=180 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=225 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=270 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=315 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
0,1	0	0	0,1	2,2	6,2	0	0	0	0
0,2	0	0	0,1	1,5	4,2	0	0	0	0
0,3	0	0	0,1	1,2	3,3	0	0	0	0
0,4	0	0	0	0,9	2,7	0	0	0	0
0,5	0	0	0	0,8	2,3	0	0	0	0
0,6	0	0	0	0,7	0,2	0	0	0	0
0,7	0	0	0	0,6	1,8	0	0	0	0
0,8	0	0	0	0,5	1,6	0	0	0	0
0,9	0	0	0	0,5	1,4	0	0	0	0
1	0	0	0	0,4	1,3	0	0	0	0
1,1	0	0	0	0,3	0,7	0	0	0	0
1,2	0	0	0	0,2	0,7	0	0	0	0
1,3	0	0	0	0,2	0,6	0	0	0	0
1,4	0	0	0	0,2	0,6	0	0	0	0
1,5	0	0	0	0,2	0,6	0	0	0	0

Tabella 24 – Concentrazione in funzione della velocità del vento in R4

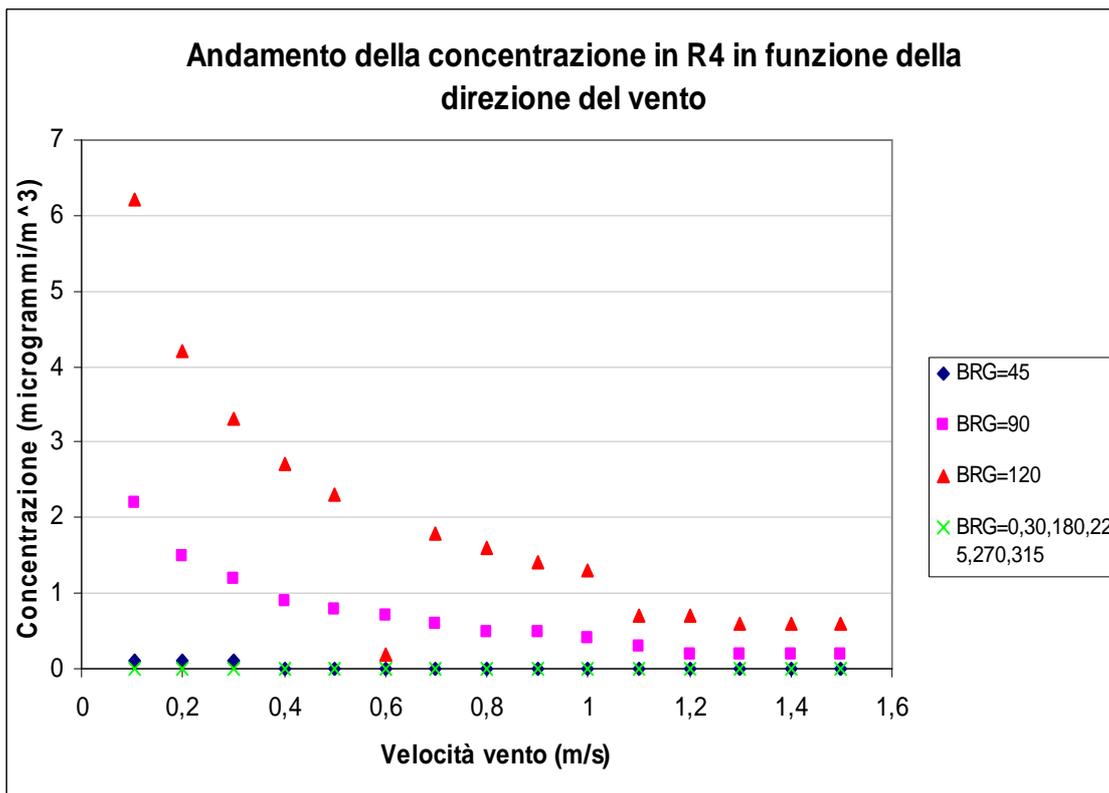


Figura 34- Andamento H2S ,in R4, rilevato al variare della velocità del vento

In questo caso le direzioni responsabili delle maggiori concentrazioni di inquinante sono quelle di S-SE ed anche Est.

Si può pensare di riportare su uno stesso grafico, per ogni direzione del vento (BRG), i valori delle concentrazioni per i 4 ricevitori al variare della velocità del vento.

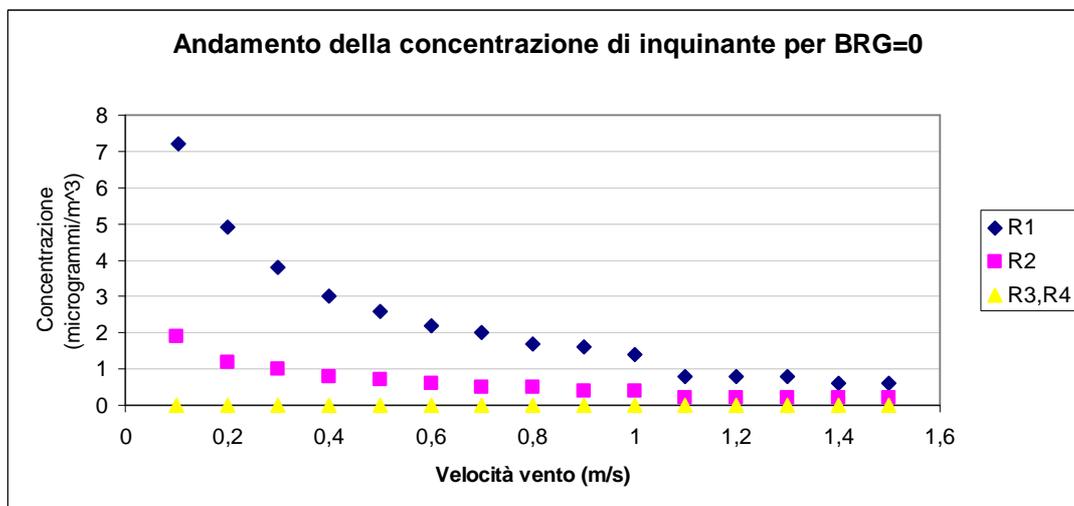


Figura 35- Andamento H2S, al variare di v, per BRG=0°

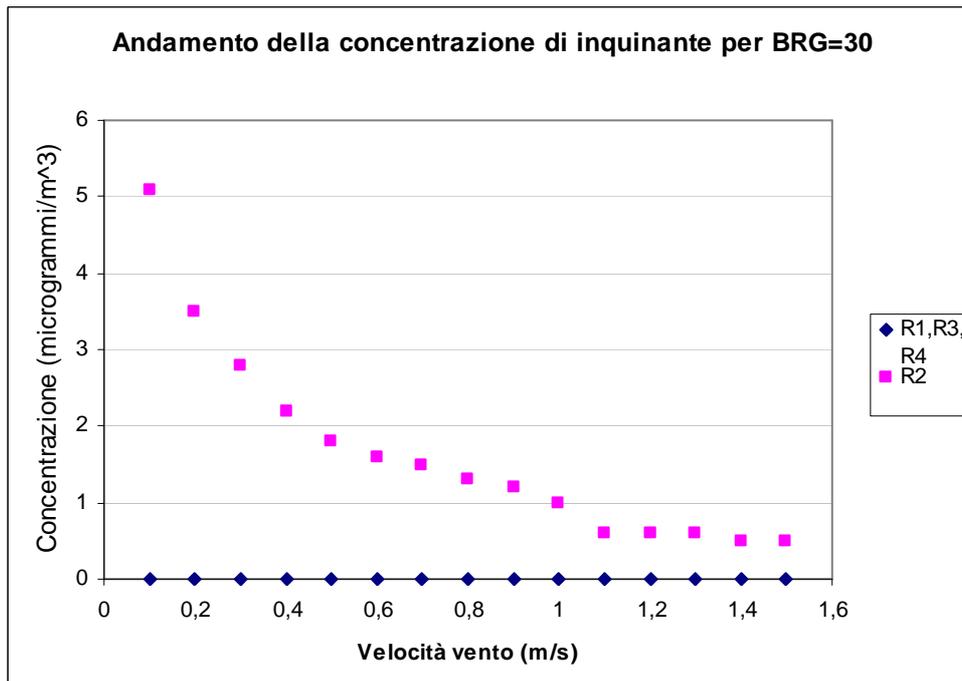


Figura 36- Andamento H2S, al variare di v, per BRG=30°

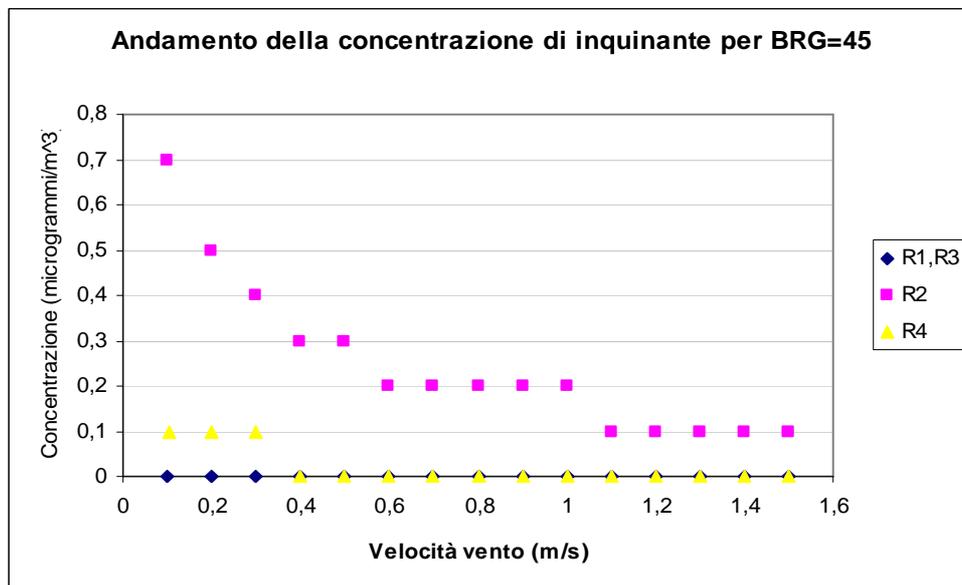


Figura 37- Andamento H2S, al variare di v, per BRG=45°

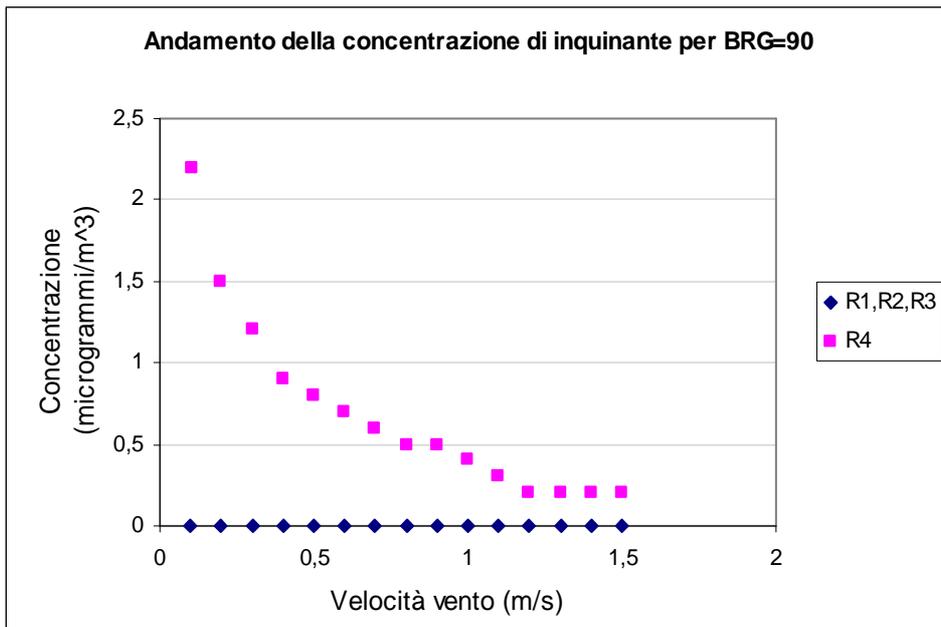


Figura 38- Andamento H2S, al variare di v, per BRG=90°

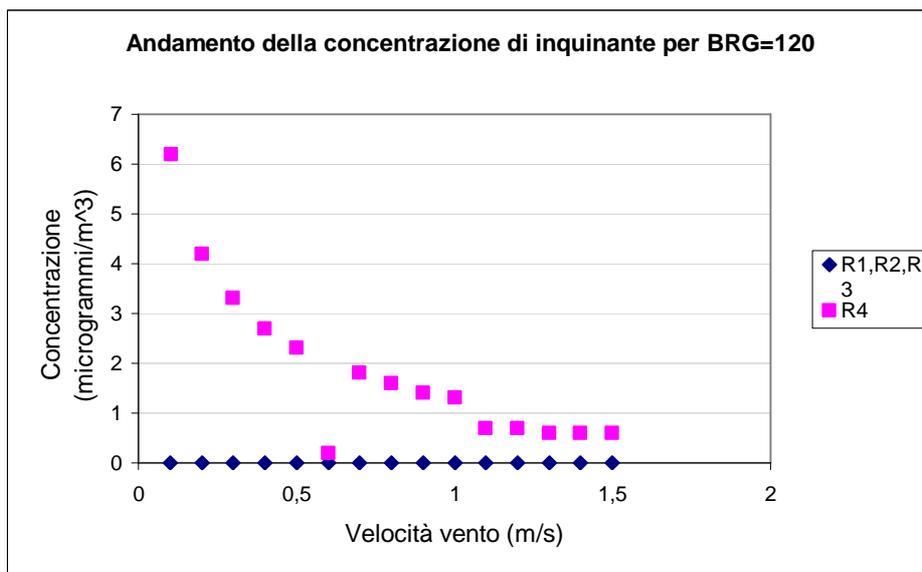


Figura 39- Andamento H2S, al variare di v, per BRG=120°

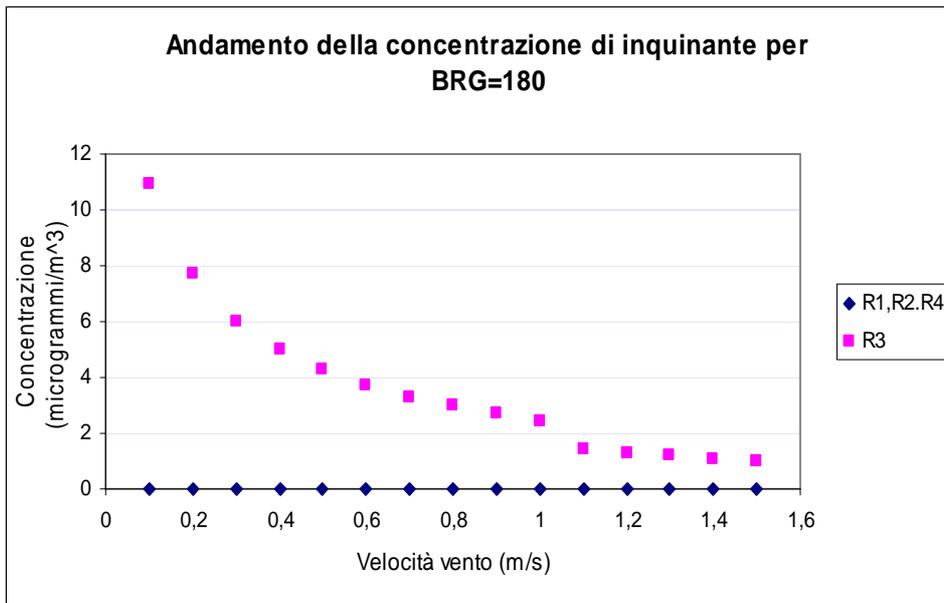


Figura 40- Andamento H2S, al variare di v, per BRG=180°

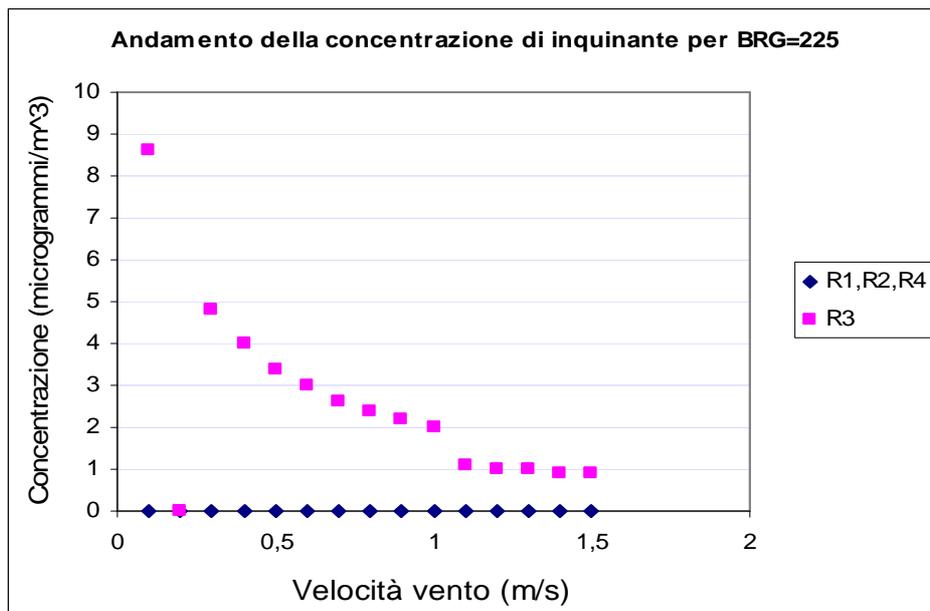


Figura 41- Andamento H2S, al variare di v, per BRG=225°

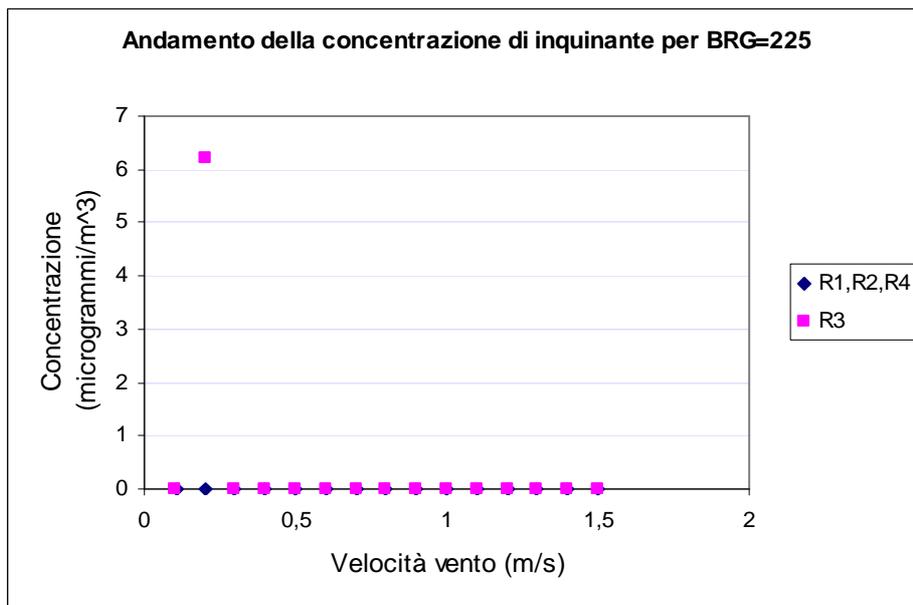


Figura 42- Andamento H2S, al variare di v, per BRG=225°

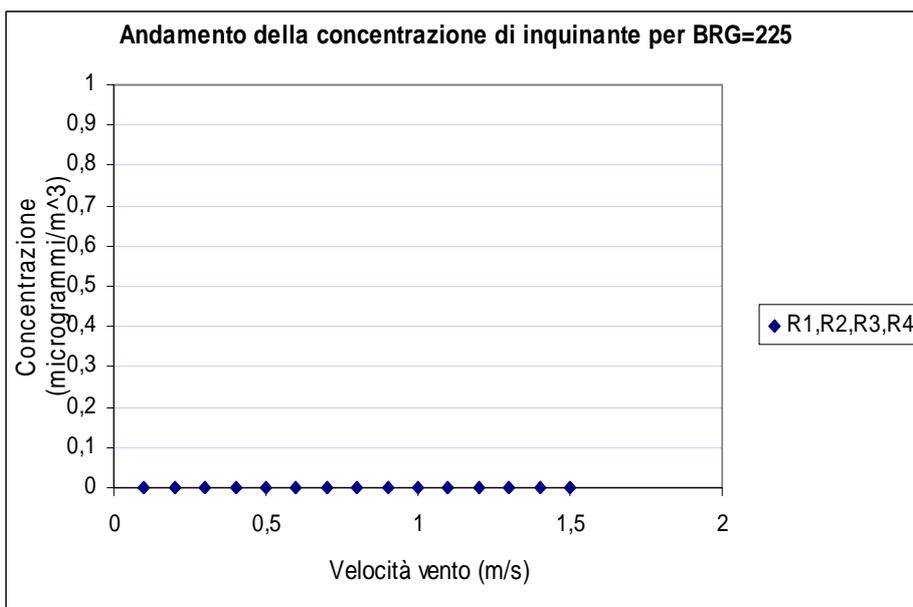


Figura 43 - Andamento H2S, al variare di v, per BRG=315°

Le conclusioni che si possono trarre soprattutto dall'osservazione di questi ultimi grafici che analizzano il comportamento della concentrazione nei quattro ricevitori per ogni direzione del vento, sono le seguenti: è evidente come ci siano delle direzioni che non "colpiscono" la sorgente (nel mio caso link) o i ricevitori, e quindi nei ricevitori avremo una misura nulla della concentrazione dell'inquinante. In altre parole, nel momento in cui il ricevitore si trova sopravento, il modello non ci dà dei risultati significativi: questo si spiega ripensando alla teoria dei modelli gaussiani, i quali si basano su un cono di dispersione

degli inquinanti. Se il ricevitore non si trova all' interno di tale cono, il processo di dispersione per tale ricevitore viene considerato trascurabile. Se invece il ricevitore si trova sotto-vento, allora Caline3 lavora nel pieno delle sue capacità, fornendo i valori di concentrazione ricercati: in particolare, all' aumentare della velocità del vento, la concentrazione diminuisce con un tipico andamento iperbolico. Questo non stupisce più di tanto, nel senso che ce lo potevamo aspettare ricordandoci la teoria gaussiana trattata precedentemente: infatti, nell' ipotesi che interessi solo la concentrazione registrata lungo l' asse del pennacchio ($y=0$, tipico caso delle centraline), abbiamo che :

$$C(x,0,0) = \frac{Q}{2 * \pi * U * \sigma_y * \sigma_z} * e^{\left[-\frac{(-h_s)^2}{2\sigma_z^2} \right]}. \text{ Da questa formula si evince}$$

chiaramente che, a parità di tutte le altre grandezze, facendo aumentare la velocità del vento U, si avranno dei valori di concentrazione che diminuiranno iperbolicamente.

– Conclusione

L' obiettivo iniziale era quello di trovare la concentrazione di inquinante in corrispondenza delle due sezioni di uscita del capannone, proprio dove ho collocato i due link: innanzitutto, è già stato detto che durante la simulazione, si doveva andare a modificare iterativamente i valori di VPH (veicoli/ora), una volta fissato il fattore di emissione ad un valore di 1 g/miglia), e vedere quando i valori in output si avvicinavano a quelli registrati nelle campagne di monitoraggio durante gli anni passati. Quindi:

$$EF\left(\frac{\text{g}}{\text{miglia}}\right) = 1; \quad VPH\left(\frac{\text{veicoli}}{\text{ora}}\right) = ?. \text{ Ora devo passare da miglia a metri: per}$$

fare ciò, fisso $L = 27 \text{ m}$ (larghezza della sezione d'uscita del capannone):

$$\frac{1,6\text{miglia} * 27\text{metri}}{1000\text{metri}} = 0,0432 \text{ miglia} \rightarrow \text{fattore di conversione}.$$

Suppongo che 1 veicolo per percorrere L, in 1 ora, emetta 1 g \Rightarrow per un veicolo, per percorrere L, ho un $EF = 1 \text{ g/h}$ (ipotesi di partenza); dalle simulazioni da me

effettuate ho trovato che, il range di valori di VPH che danno concentrazioni simili a quelle in mio possesso, è 120-160 veicoli/ora: quindi se ho circa 150 veicoli che passano in L in un ora, poiché so che ogni veicolo in 1 ora emette 1

$$g \Rightarrow 0,0432 * 100 * 1 \frac{g}{h} = 4,3 \frac{g}{h} \quad \text{È il CARICO che si ha sul link A e sul link B.}$$

Dal momento che il mio obiettivo è quello di trasformare il carico in concentrazione, dovrò fare $\frac{\text{CARICO}}{\text{PORTATA}} = \frac{g}{h} * \frac{h}{m^3} = \frac{g}{m^3}$.

PORTATA = $V_{\text{vento}} * A_{\text{sezione}}$, la V_{vento} è la velocità del vento in uscita dal capannone: per ipotesi la pongo uguale a 0,5 m/s. Il termine A_{sezione} è l'area della sezione d'uscita del capannone: dal momento che $H_2S = 34 \text{ kg/kmol}$, $NH_3 = 17 \text{ kg/ kmol}$, $C_6H_6 = 78 \text{ kg/kmol}$, posso pensare che i composti inquinanti avranno una sezione d'uscita diversa proprio in conseguenza del loro diverso peso molecolare, ovvero quelli più leggeri avranno una sezione d'uscita leggermente maggiore rispetto a quella dei composti più pesanti.

Supponendo che il capannone sia alto circa 10 metri e largo circa 27 metri, per l'acido solfidrico prendiamo una sezione d'uscita pari a $A_{\text{sezione}} = 25 \text{ m} * 7 \text{ m} = 175 \text{ m}^2$. Quindi:

$$\text{Portata d'aria} = 0,5 \frac{m}{s} * 175 m^2 = 120 \frac{m^3}{s} * 60 \frac{s}{min} * 60 \frac{min}{h} = 315000 \frac{m^3}{h}; \text{ ora}$$

abbiamo tutti i gli elementi per poter calcolare la concentrazione di H_2S in corrispondenza della sezione d'uscita del capannone:

$$\text{Concentrazione di } H_2S = 4,3 \frac{g}{h} * \frac{1}{315000} \frac{h}{m^3} * 10^6 \frac{\mu g}{g} \cong 13,5 \frac{\mu g}{m^3}$$

3.3.4 Ammoniaca, NH_3

- Introduzione al lavoro

Dalle campagne di monitoraggio effettuate negli anni passati, disponevo dei seguenti dati:

DATA	Concentrazione media settimanale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	P1	P2	P3	P4
15/04/09-22/04/09	2,2	2,1	2,3	1
15/01/08-22/01/08	8,8	4,8	2,8	4
06/11/06-13/11/06	3,4	2	4,5	1,3

Tabella 25- Dati noti dalle campagne di monitoraggio degli anni passati

Il mio obiettivo è stato quello di ottenere valori prossimi a quelli riportati in tabella facendo variare, per ogni link, il numero di veicoli/ora: quindi, per semplicità, ho fissato il valore del fattore di emissione ad 1g/miglia e ho fatto variare il numero di veicoli all' ora fino a quando il modello non mi dava in output valori simili a quelli di tabella. Questo procedimento l' ho fatto per diverse direzioni del vento e per diverse velocità del vento.

Di seguito riporto la struttura con i relativi valori numerici del file di input richiesto da Caline3:

JOB						ATIM	Z ₀	V _s	V _D	NR	SCAL
AMMONIACA						60	10	0	0	4	0
RCP		XR	YR	ZR							
1		6	-80	3							
2		-24	-74	3							
3		11	40	3							
4		-51	6	3							
RUN						NL	NM				
Furia:links con vento pari a 0,8 m/s						2	9				
LNK	TYP	XL1	YL1	XL2	YL2	VPH	EFL	HL	WL		
LINK A	FL	13	20	-13	20	300	1	2	10		
LINK B	FL	13	-20	-13	-20	300	1	2	10		
U	BRG	CLAS	MIXH	AMB							
0,8	0	4	1000	0							
0,8	30	4	1000	0							
0,8	45	4	1000	0							
0,8	90	4	1000	0							
0,8	120	4	1000	0							
0,8	180	4	1000	0							
0,8	225	4	1000	0							
0,8	270	4	1000	0							

0,8	315	4	1000	0							
-----	-----	---	------	---	--	--	--	--	--	--	--

Tabella 26 - File di input del modello

In output caline3 dà il seguente foglio di lavoro:

JOB: AMMONIACA

RUN: FURIA : LINKS CON VENTO PARI A 0,8 M/S

I. SITE VARIABLES

U= .8 M/S CLAS= 4 (D) VS= .0 C/M/S ATIM= 60. MINUTES MIXH= 1000. M
 BRG= 0. DEGREES ZO= 10. CM VD= .0 C/M/S AMB= .0 PPM

II. LINK VARIABLES

LINK DESCRIPTION	* X1	Y1	X2	Y2	* (M)	(DEG)	* LINK LENGTH (GM)	LINK BRG (M)	TYPE	VPH	EF	H	W
A. LINK A	* 13.	20.	-13.	20.*		26.	270.		FL	350.	1.0	2.0	10.0
B. LINK B	* 13.	-20.	-13.	-20.*		26.	270.		FL	350.	1.0	2.0	10.0

III. RECEPTOR LOCATIONS AND MODEL RESULTS

RECEPTOR	* X	Y	Z	* (PPM)	* +AMB (PPM)	* A	* B
1. RECP. 1	* 6.	-80.	3.0	* 4.8	* 1.7	3.1	
2. RECP. 2	* -23.	-74.	3.0	* 1.2	* .7	.5	
3. RECP. 3	* 11.	40.	3.0	* .0	* .0	.0	
4. RECP. 4	* -51.	6.	3.0	* .0	* .0	.0	

– Elaborazione dei risultati

Così come nel caso dell' acido solfidrico, poiché ho deciso di fare variare, all' interno della stessa simulazione, solo la direzione del vento, ci saranno tante pagine quante sono le direzioni del vento considerate; questo procedimento è stato fatto per velocità del vento da $u = 0,1$ m/s a $1,5$ m/s con passo $0,1$ m/s. Quindi per ogni valore di velocità del vento, avrò la concentrazione di inquinante per ogni coppia link-ricevitori per le diverse direzioni del vento da me scelte: per capire meglio, vediamo i valori di concentrazione che caline3 stampa nel file di output per due diverse velocità campione ($v=0,6$ m/s; $v=1$ m/s).

Dal momento che gli unici cambiamenti rispetto al caso dell' H₂S sono legati al diverso VPH e al differente peso molecolare, valgono esattamente gli stessi

commenti fatti per l' acido solfidrico: gli andamenti della concentrazione, sia in funzione della velocità del vento che in funzione della direzione del vento, saranno i simili a quelli dell' H₂S. Chiaramente per l' Ammoniaca avremo valori di concentrazione maggiori.

BRG	Concentr. (µg/m ³) LINK A	Concentr. (µg/m ³) LINK B	Concentr. (µg/m ³)	V=0,6 (m/s)	R1 (µg/m ³)	R2 (µg/m ³)	R3 (µg/m ³)	R4 (µg/m ³)
0	2	3	5	0	5	1,6	0	0
	0,9	0,7	1,6	30	0	3,6	0	0
	0	0	0	45	0	0,6	0	0,1
	0	0	0	90	0	0	0	1,6
				120	0	0	0	5
30	0	0	0	180	0	0	10	0
	0,6	3	3,6	225	0	0	8	0
	0	0	0	270	0	0	0	0
	0	0	0	315	0	0	0	0
45	0	0	0					
	0	0,6	0,6					
	0	0	0					
	0,1	0	0,1					
90	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	1,5	0,1	1,6					
120	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	5	5					
180	0	0	0					
	0	0	0					
	7	3	10					
	0	0	0					
225	0	0	0					
	0	0	0					
	8	0	8					

	0	0	0					
270	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
315	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					

Tabella 27 - Concentrazione in funzione delle direzioni del vento per $v=0,6$ m/s

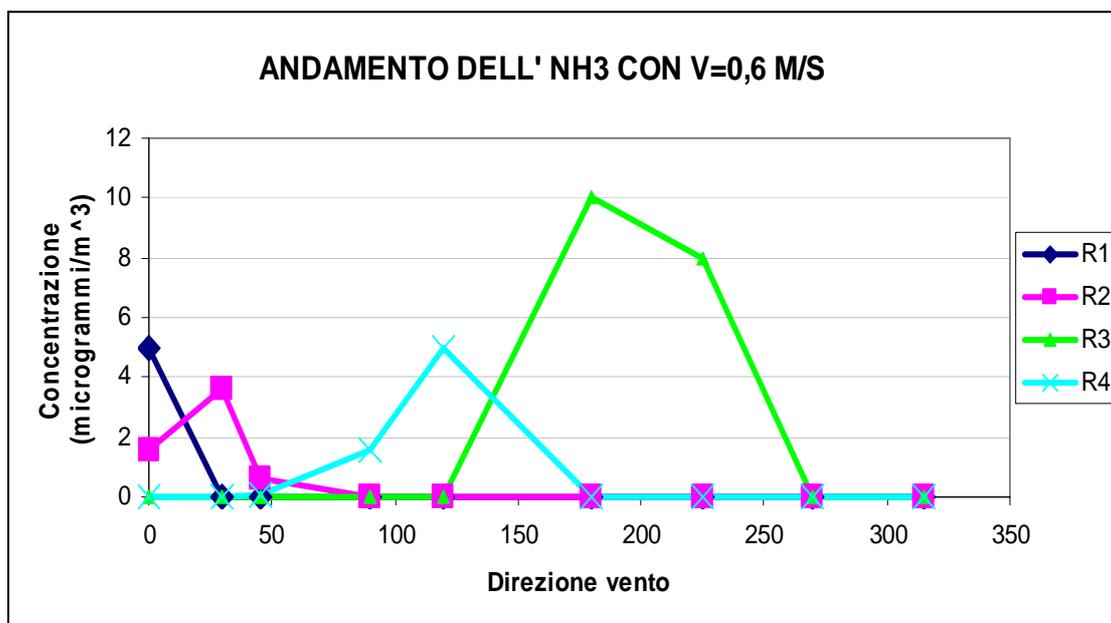


Figura 44- Andamento NH3 per $v = 0,6$ m/s registrato nei diversi ricevitori

Ora vediamo il caso di $V = 1$ m/s:

BRG	Concentr. (µg/m³) LINK A	Concentr. (µg/m³) LINK B	Concentr. (µg/m³)	V=1 (m/s)	R1 (µg/m³)	R2 (µg/m³)	R3 (µg/m³)	R4 (µg/m³)
0	1	2	3	0	3	1	0	0
	0,6	0,4	1	30	0	2,4	0	0
	0	0	0	45	0	0,4	0	0,1
	0	0	0	90	0	0	0	1,1
				120	0	0	0	3,5

30	0	0	0	180	0	0	6,6	0
	0,4	2	2,4	225	0	0	5,3	0
	0	0	0	270	0	0	0	0
	0	0	0	315	0	0	0	0
45	0	0	0					
	0	0,4	0,4					
	0	0	0					
	0,1	0	0,1					
90	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	1	0,1	1,1					
120	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	3,5	3,5					
180	0	0	0					
	0	0	0					
	4,6	2	6,6					
	0	0	0					
225	0	0	0					
	0	0	0					
	5,3	0	5,3					
	0	0	0					
270	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
315	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					
	0	0	0					

Tabella 28 - Concentrazione in funzione delle direzioni del vento per $v=1$ m/s

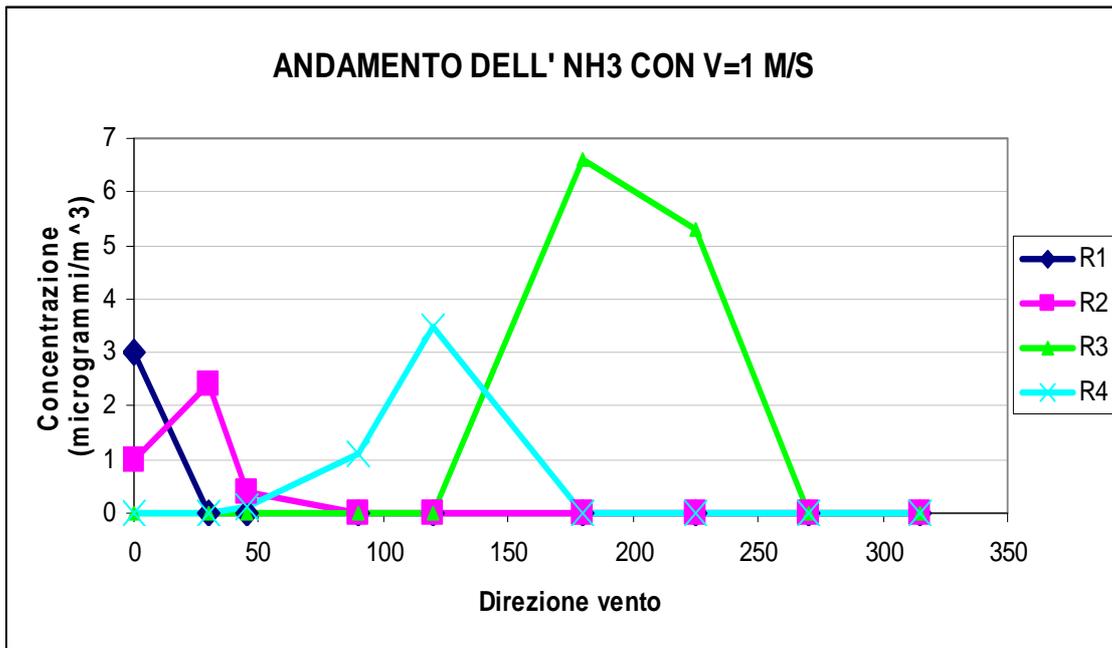


Figura 45- Andamento NH3 per $v = 1$ m/s registrato nei diversi ricevitori

Anche per l' Ammoniaca si nota come l' andamento della concentrazione, per ogni ricevitore, sia il medesimo anche facendo variare la velocità del vento: ciò che cambia è l' entità della concentrazione. Questo è confermato anche dal grafico seguente:

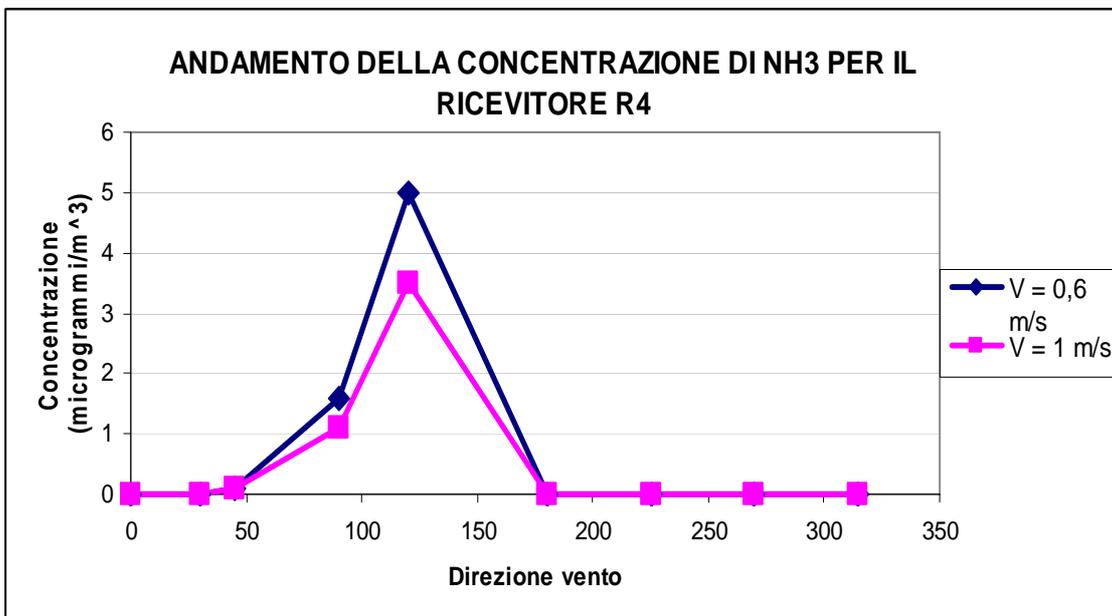


Figura 47- Andamento della concentrazione di NH3 per il ricevitore 4

Può essere interessante confrontare l' entità e l' andamento della concentrazione dell' acido solfidrico e dell' ammoniaca: se cominciamo ad analizzare il ricevitore 1, otteniamo il seguente risultato:

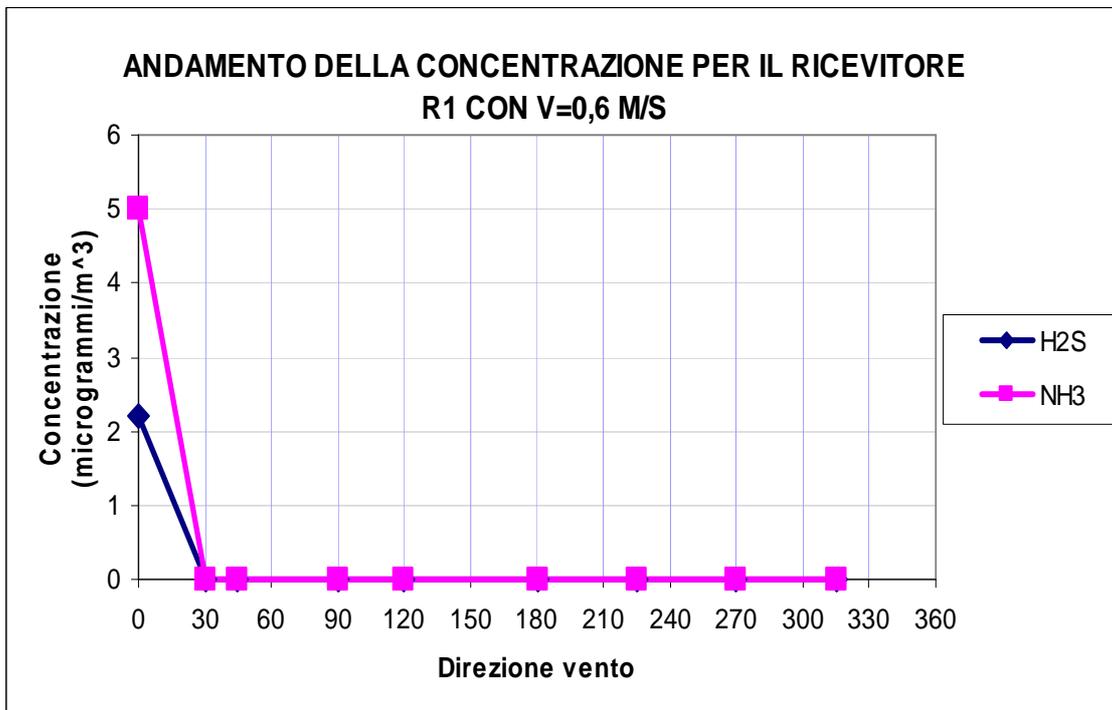


Figura 48 – Confronto tra l' andamento della concentrazione di H2S e NH3 per R1 con v=0,6 m/s.

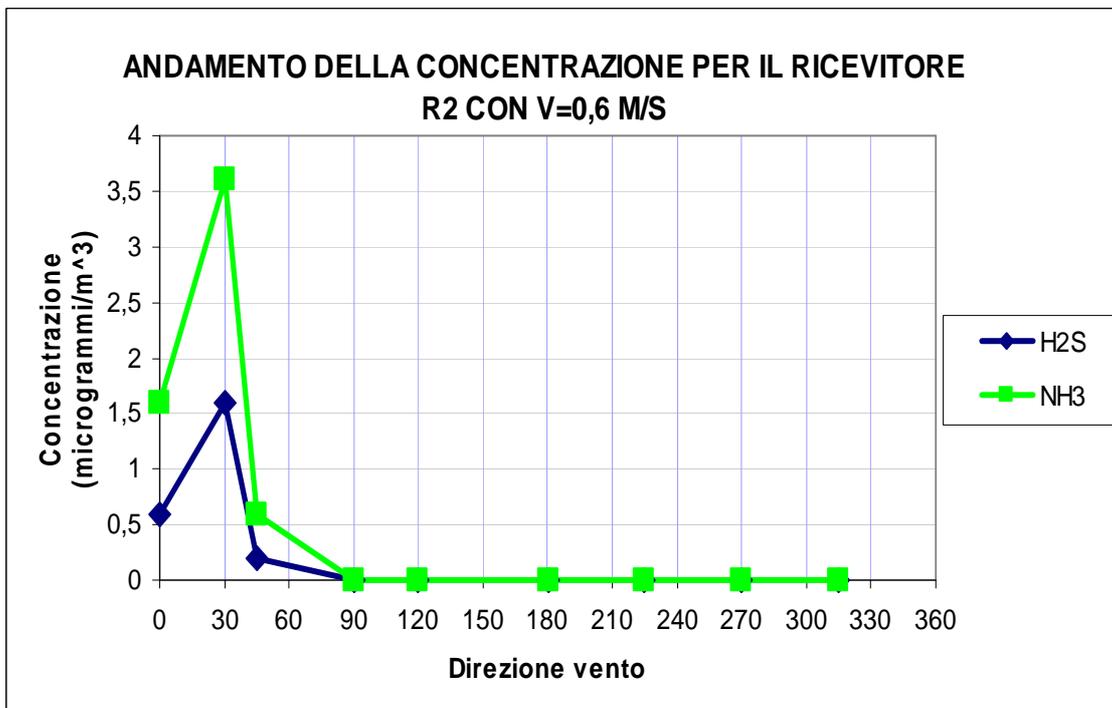


Figura 49 – Confronto tra l' andamento della concentrazione di H₂S e NH₃ per R2 con v=0,6 m/s.

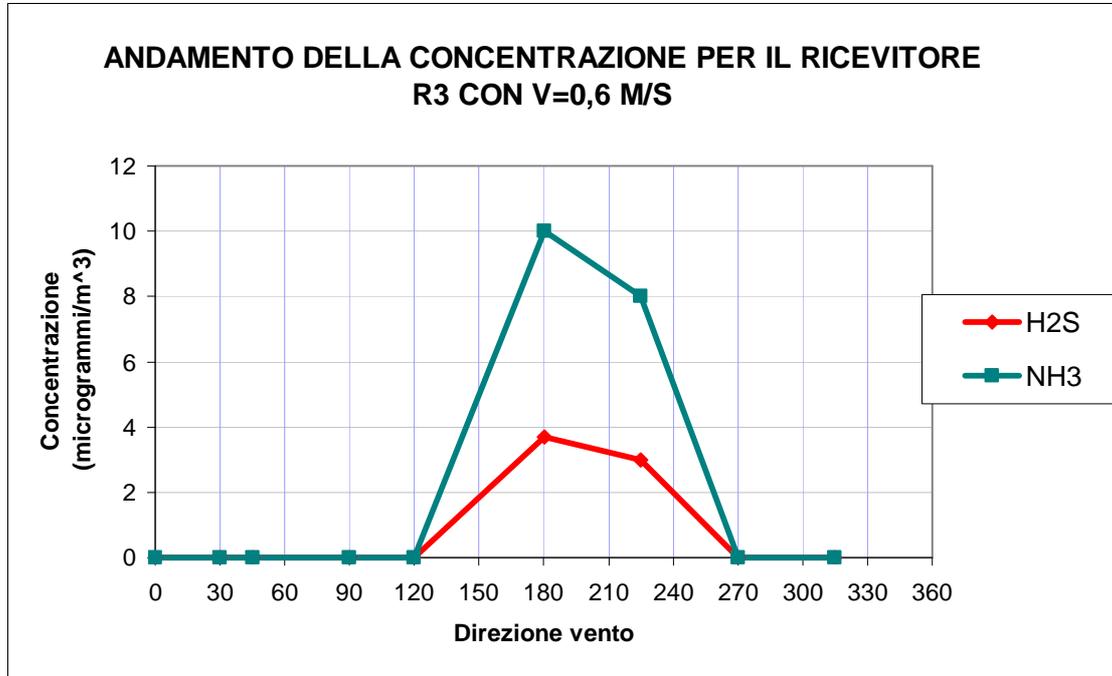


Figura 50 – Confronto tra l' andamento della concentrazione di H₂S e NH₃ per R3 con v=0,6 m/s.

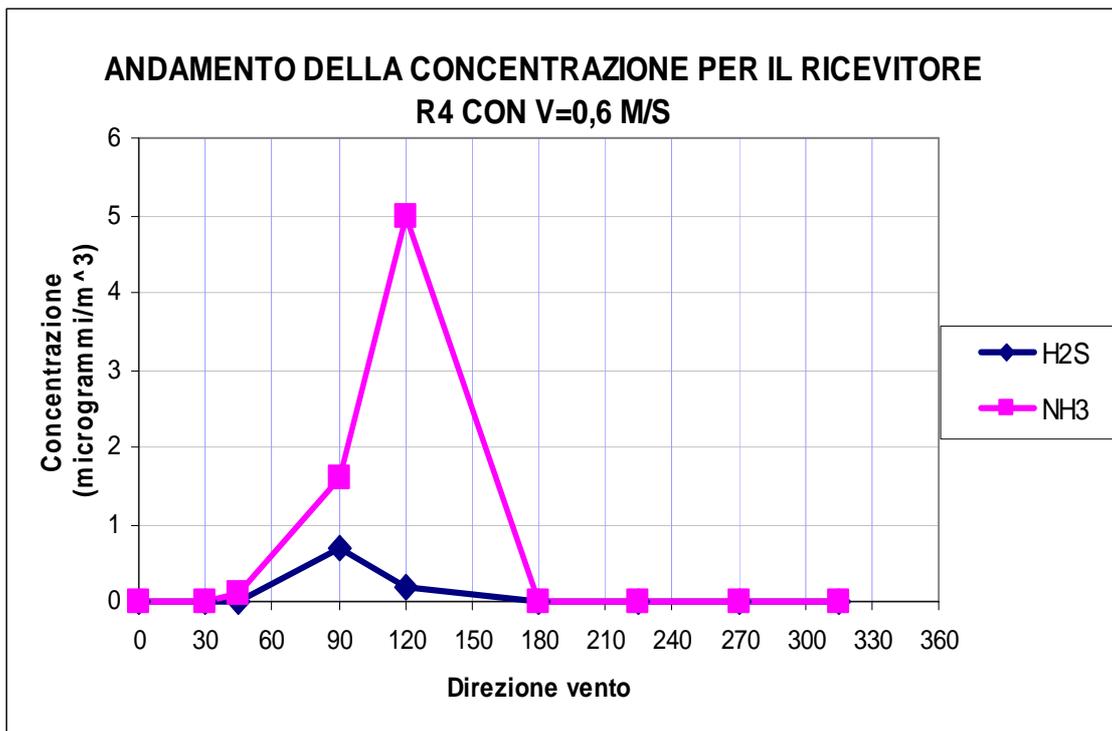


Figura 51 – Confronto tra l' andamento della concentrazione di H₂S e NH₃ per R4 con v=0,6 m/s.

La differenza sostanziale che nasce dal confronto tra acido solfidrico e ammoniaca è l' entità dell' emissione inquinante: l' ammoniaca presenta sempre valori maggiori. Quest' ultimo fatto spiega anche la discrepanza dell' andamento di concentrazione rilevata nel ricevitore R4 (con v=0,6 m/s): se si suppone che il vento arrivi con un BRG=45, quindi da nord-est, il ricettore 4, anche se è investito(marginalmente) dal fittizio cono di dispersione, nel caso dell' H₂S, non fornisce risultati apprezzabili a causa della bassa emissione della sorgente. Invece, con l' ammoniaca, lavorando con concentrazioni maggiori, già con un BRG=45, nel ricettore R4 viene registrata un valore di emissione, anche se modesto. È quindi spiegata la parziale differenza nell' andamento dell' emissione dell' ultimo grafico.

– Conclusioni

Supponendo sempre $EF = 1 \frac{g}{miglia}$, durante la mia simulazione ho trovato

iterativamente dei valori di VPH ottimali pari a 270-320 veicoli/ora: per avere il carico in g/h, si dovrà scrivere $\frac{1,6miglia * 27metri}{1000metri} * 300 \frac{veicoli}{ora} * 1 \frac{g}{h} = 12 \frac{g}{h}$ carico

su ogni link. Ricordandosi che

$\frac{CARICO}{PORTATA} = \frac{g}{h} * \frac{h}{m^3} = \frac{g}{m^3}$, dove la PORTATA = $V_{vento} * A_{sezione}$, in questo caso

$V_{vento} = 0,5 \text{ m/s}$ e

$A_{sezione} = 25m * 8 \text{ metri} = 200m^2$ ($A_{H_2S} < A_{NH_3}$ poiché $PM_{NH_3} < PM_{H_2S}$).

Portata d' aria in uscita dal capannone =

$$0,5 \frac{m}{s} * 200m^2 = 100 \frac{m^3}{s} * 3600 \frac{s}{h} = 360000 \frac{m^3}{h};$$

Concentrazione di NH₃ nelle sezioni d'uscita del capannone =

$$= 12 \frac{g}{h} * \frac{1}{360000} \frac{h}{m^3} * 10^6 \frac{\mu g}{g} = 33 \frac{\mu g}{m^3}.$$

3.3.5. Benzene, C_6H_6

Il Benzene, assieme ad altri composti come il Toluene, l' Etilbenzene e gli Xileni, fa parte dei cosiddetti idrocarburi policiclici aromatici (IPA). Così come detto in precedenza, all' interno del capannone vi sono terreni contaminati anche da idrocarburi: quindi parte dell' emissioni di benzene sono dovute a questo motivo. Tuttavia, all' interno dell' impianto Furia srl, vi è il passaggio frequente di automezzi, a cui si deve aggiungere la fase di scarico, movimentazione e carico rifiuti eseguita non solo con l' ausilio di camion ma anche per mezzo di macchinari specifici. Quindi è ragionevole pensare che buona parte degli IPA derivino non tanto dal processo trattamento dei terreni contaminati, quanto dagli scarichi degli autoveicoli e dei macchinari che operano all' interno della ditta. Per questo motivo ho deciso di aggiungere alle due sorgenti posizionate in corrispondenza della sezione d' uscita del capannone, altri due links collocati rispettivamente all' entrata dell' impianto (dove devono passare obbligatoriamente tutti i camion in entrata per il loro controllo) e sulla pesa (dove si fermano gli autoarticolati per la misurazione del loro peso).

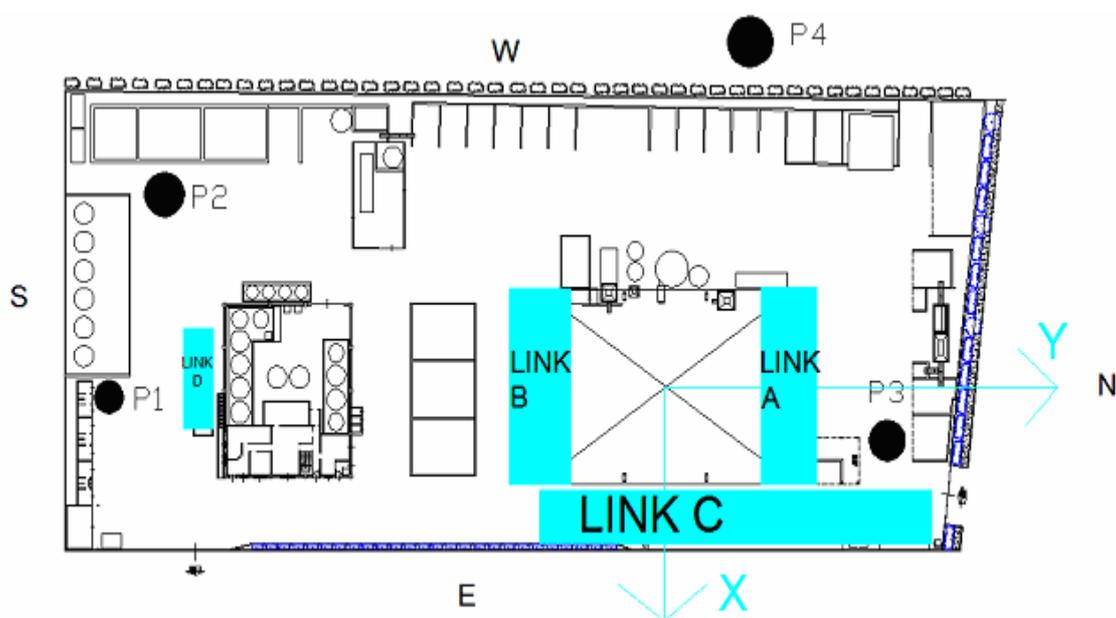


Figura 52- Pianta con due links aggiuntivi: il link C e il link D

- Introduzione al lavoro

I dati relativi al Benzene derivanti dalle campagne di monitoraggio effettuate negli anni precedenti, erano i seguenti:

DATA	Concentrazione media settimanale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	P1	P2	P3	P4
15/04/09-22/04/09	1	0,6	0,5	0,7
15/01/08-22/01/08	2,3	1,4	1,2	1,2
06/11/06-13/11/06	2,5	2,3	2,2	2,0

Tabella 29- Dati noti dalle campagne di monitoraggio degli anni passati

Il mio obiettivo è stato quello di ottenere valori prossimi a quelli riportati in tabella facendo variare, per ogni link (a differenza dei casi precedenti, ora si sta lavorando con 4 links), il numero di veicoli/ora: quindi, per semplicità, ho fissato il valore del fattore di emissione ad 1g/miglia e ho fatto variare il numero di veicoli all' ora fino a quando il modello non mi dava in output valori simili a quelli di tabella. Questo procedimento l' ho fatto per diverse direzioni del vento e per diverse velocità del vento.

Di seguito riporto la struttura con i relativi valori numerici del file di input richiesto da

Caline3:

JOB						ATIM	Z ₀	V _s	V _D	NR	SCAL
BENZENE						60	10	0	0	4	0
RCP		XR	YR	ZR							
1		6	-80	3							
2		-24	-74	3							
3		11	40	3							
4		-51	6	3							
RUN						NL	NM				
Furia:links con vento pari a 0,8 m/s						4	9				
LNK	TYP	XL1	YL1	XL2	YL2	VPH	EFL	HL	WL		
LINK A	FL	13	20	-13	20	100	1	2	10		
LINK B	FL	13	-20	-13	-20	100	1	2	10		
LINK C	FL	17	8	17	34	100	1	2	10		
LINK D	FL	-11	-70	-11	-45	100	1	2	10		

U	BRG	CLAS	MIXH	AMB							
0,8	0	4	1000	0							
0,8	30	4	1000	0							
0,8	45	4	1000	0							
0,8	90	4	1000	0							
0,8	120	4	1000	0							
0,8	180	4	1000	0							
0,8	225	4	1000	0							
0,8	270	4	1000	0							
0,8	315	4	1000	0							

Tabella 30 - File di input del modello

– Elaborazione dei risultati

Così come nel caso dell'acido solfidrico, poiché ho deciso di fare variare, all'interno della stessa simulazione, solo la direzione del vento, ci saranno tante pagine quante sono le direzioni del vento considerate; questo procedimento è stato fatto per velocità del vento da $u = 0,1$ m/s a $1,5$ m/s con passo $0,1$ m/s. Quindi per ogni valore di velocità del vento, avrò la concentrazione di inquinante per ogni coppia link-ricevitori per le diverse direzioni del vento da me scelte: per capire meglio, vediamo i valori di concentrazione che Caline3 stampa nel file di output per la velocità ($v=0,1$ m/s).

BRG	Conc. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) LINK A	Conc. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) LINK B	Conc. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) LINK C	Conc. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) LINK D	Conc.tot. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG con $v=0,1$ m/s	R1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R4 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
0	1,7	2,8	1,5	0,1	6,1	0	6,1	1,5	0	0
	0,7	0,5	0	0,3	1,5	30	0	13,2	0	0
	0	0	0	0	0	45	0	9,4	0	0,1
	0	0	0	0	0	90	0	0,3	0	2,9
						120	0	0	2,4	3,8
30	0	0	0	0	0	180		0	13,8	0
	0,4	2,7	1,3	8,8	13,2	225	0	0	5,3	0
	0	0	0	0	0	270	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	315	7	0	0	0

45	0	0	0	0	0					
	0	0,5	0,1	8,8	9,4					
	0	0	0	0	0					
	0,1	0	0	0	0,1					
90	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0,3	0,3					
	0	0	0	0	0					
	1,3	0,1	1,5	0	2,9					
120	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0	0					
	0	0	2,4	0	2,4					
	0	3,8	0	0	3,8					
180	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0	0					
	4,6	2,1	6,5	0,6	13,8					
	0	0	0	0	0					
225	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0	0					
	5,3	0	0	0	5,3					
	0	0	0	0	0					
270	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0	0					
315	0	0	0	7	7					
	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0	0					
	0	0	0	0	0					

Tabella 31 - Concentrazione in funzione delle direzioni del vento per $v=0,1m/s$

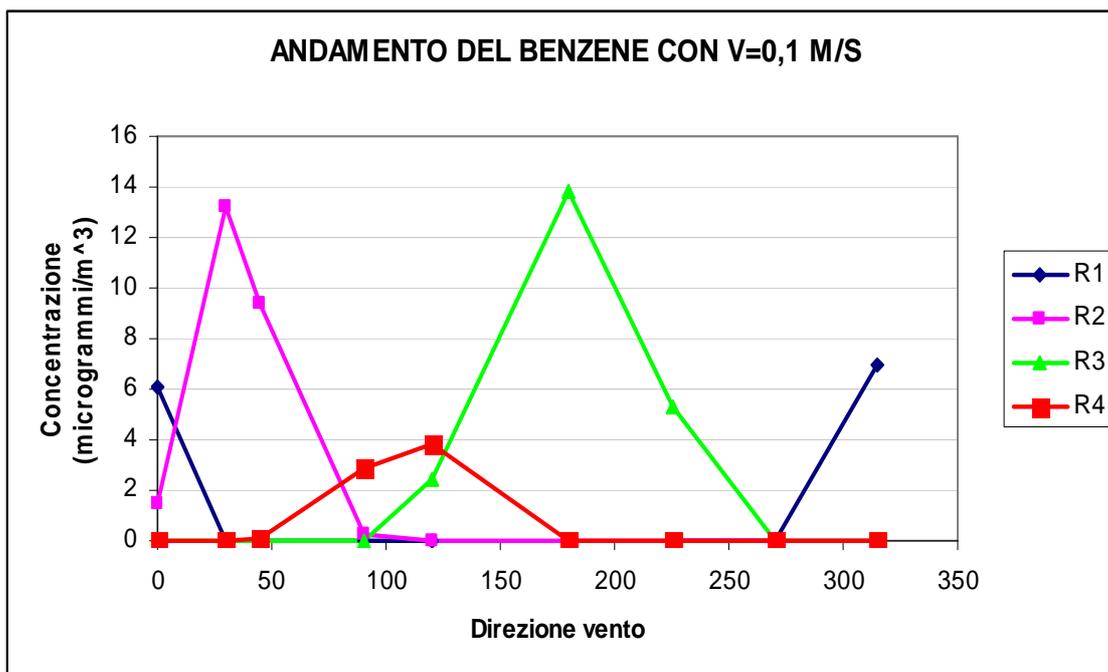


Figura 53- Andamento del benzene per $v = 0,1$ m/s registrato nei diversi ricevitori

L'aggiunta di due sorgenti in più rispetto al caso dell'acido solfidrico e dell'ammoniaca, comporta che le direzioni che prima davano concentrazioni nulle, ora invece presentano valori di concentrazione non trascurabili. È sempre rispettato il fatto che, nel momento in cui un ricevitore non si trova più all'interno del cono di dispersione, quindi sottovento, la concentrazione di inquinante va a zero.

– Conclusioni

Supponendo sempre $EF = 1 \frac{g}{miglia}$, durante la mia simulazione ho trovato

iterativamente dei valori di VPH ottimali pari a 80-120 veicoli/ora: per avere il

carico in g/h, si dovrà scrivere $\frac{1,6miglia * 27metri}{1000metri} * 100 \frac{veicoli}{ora} * 1 \frac{g}{h} = 4,32 \frac{g}{h}$ carico

su ogni link. Ricordandosi che

$$\frac{CARICO}{PORTATA} = \frac{g}{h} * \frac{h}{m^3} = \frac{g}{m^3}, \text{ dove la PORTATA} = V_{vento} * A_{sezione}, \text{ in questo caso}$$

$V_{vento} = 0,5$ m/s e

$$A_{sezione} = 25m * 6 \text{ metri} = 150m^2 \text{ (} A_{H_2S} < A_{NH_3} < A_{C_6H_6} \text{ poiché } PM_{NH_3} < PM_{H_2S} < PM_{C_6H_6} \text{).}$$

Portata d'aria in uscita dal capannone =

$$0,5 \frac{\text{m}}{\text{s}} * 150\text{m}^2 = 140 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} * 3600 \frac{\text{s}}{\text{h}} = 270000 \frac{\text{m}^3}{\text{h}};$$

Concentrazione di NH₃ nelle sezioni d'uscita del capannone =

$$= 4,32 \frac{\text{g}}{\text{h}} * \frac{1}{270000} \frac{\text{h}}{\text{m}^3} * 10^6 \frac{\mu\text{g}}{\text{g}} = 16 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}.$$

3.3.6. PTS e PM10

Così come è stato detto per il benzene, anche per le polveri si è ritenuto che fossero generate principalmente dai macchinari presenti nella ditta: quindi sono stati aggiunti due link, il LINK C e il LINK D, rispettivamente nella zona di entrata degli automezzi e sulla pesa.

I dati a mia disposizione erano i seguenti:

DATA	Concentrazione media settimanale (µg/m ³)			
	PTS			
	P1	P2	P3	P4
15/04/09-22/04/09	60	65	75	50
15/01/08-22/01/08	78	85	115	65
06/11/06-13/11/06	115	130	145	86

Tabella 32- Dati noti dalle campagne di monitoraggio degli anni passati

DATA	Concentrazione media settimanale (µg/m ³)			
	PM ₁₀			
	P1	P2	P3	P4
15/04/09-22/04/09	35	40	45	30
15/01/08-22/01/08	55	40	65	35
06/11/06-13/11/06	65	74	86	48

Tabella 33- Dati noti dalle campagne di monitoraggio degli anni passati

Il mio obiettivo è stato quello di ottenere valori prossimi a quelli riportati in tabella facendo variare, per ogni link, il numero di veicoli/ora: quindi, per semplicità, ho fissato il valore del fattore di emissione ad 1g/miglia e ho fatto variare il numero di veicoli all'ora fino a quando il modello non mi dava in

output valori simili a quelli di tabella. Questo procedimento l' ho fatto per diverse direzioni del vento e per diverse velocità del vento.

Di seguito riporto la struttura con i relativi valori numerici del file di input richiesto da

Caline3:

JOB						ATIM	Z₀	V_s	V_D	NR	SCAL
PTS						60	10	0	0	4	0
RCP		XR	YR	ZR							
1		6	-80	3							
2		-24	-74	3							
3		11	40	3							
4		-51	6	3							
RUN						NL	NM				
Furia:links con vento pari a 0,8 m/s						4	9				
LNK	TYP	XL1	YL1	XL2	YL2	VPH	EFL	HL	WL		
LINK A	FL	13	20	-13	20	3000	1	2	10		
LINK B	FL	13	-20	-13	-20	3000	1	2	10		
LINK C	FL	17	8	17	34	3000	1	2	10		
LINK D	FL	-11	-70	-11	-45	3000	1	2	10		
U	BRG	CLAS	MIXH	AMB							
0,8	0	4	1000	0							
0,8	30	4	1000	0							
0,8	45	4	1000	0							
0,8	90	4	1000	0							
0,8	120	4	1000	0							
0,8	180	4	1000	0							
0,8	225	4	1000	0							
0,8	270	4	1000	0							
0,8	315	4	1000	0							

Tabella 34- File di input richiesto da Caline3

- Elaborazione dei risultati

Dall' osservazione dei dati, risulta evidente l' elevata concentrazione delle polveri totali sospese: questo sembrerebbe dimostrare che è sono molto più impattanti le emissioni dovute alla presenza di autoveicoli piuttosto che le emissioni legate ai processi di trattamento dei rifiuti all' interno del capannone.

Ovviamente tali polveri non saranno solamente legate ai gas di scarico (si deve anche tener conto che nelle immediate vicinanze della ditta Furia c'è la presenza di una strada ad elevato traffico veicolare), ma anche alla movimentazione e allo stoccaggio in vasche aperte dei rifiuti.

– Conclusioni

PTS:

Sempre partendo dall' ipotesi che $EF = 1 \frac{g}{miglia}$, durante la mia simulazione ho

trovato iterativamente dei valori di VPH ottimali pari a 3000 veicoli/ora (molto maggiore rispetto agli inquinanti trattati sino ad ora): per avere il carico in g/h, si dovrà scrivere

$$\frac{1,6miglia * 27metri}{1000metri} * 3000 \frac{veicoli}{ora} * 1 \frac{g}{h} = 130 \frac{g}{h} \text{ carico su ogni link. Ricordandosi}$$

che

$$\frac{CARICO}{PORTATA} = \frac{g}{h} * \frac{h}{m^3} = \frac{g}{m^3}, \text{ dove la PORTATA} = V_{vento} * A_{sezione}, \text{ in questo caso}$$

$$V_{vento} = 0,5 \text{ m/s e}$$

$$A_{sezione} = 25m * 3 \text{ metri} = 75m^2.$$

Portata d' aria in uscita dal capannone =

$$0,5 \frac{m}{s} * 75m^2 = 60 \frac{m^3}{s} * 3600 \frac{s}{h} = 135000 \frac{m^3}{h};$$

Concentrazione di NH₃ nelle sezioni d'uscita del capannone =

$$= 10 \frac{g}{h} * \frac{1}{135000} \frac{h}{m^3} * 10^6 \frac{\mu g}{g} = 963 \frac{\mu g}{m^3}.$$

PM₁₀:

Supponendo sempre $EF = 1 \frac{g}{miglia}$, durante la mia simulazione ho trovato

iterativamente dei valori di VPH ottimali pari a 1800 veicoli/ora: per avere il carico in g/h, si dovrà scrivere

$\frac{1,6\text{miglia} * 27\text{metri}}{1000\text{metri}} * 1800 \frac{\text{veicoli}}{\text{ora}} * 1 \frac{\text{g}}{\text{h}} = 78 \frac{\text{g}}{\text{h}}$ carico su ogni link. Ricordandosi che

$\frac{\text{CARICO}}{\text{PORTATA}} = \frac{\text{g}}{\text{h}} * \frac{\text{h}}{\text{m}^3} = \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$, dove la PORTATA = $V_{\text{vento}} * A_{\text{sezione}}$, in questo caso

$V_{\text{vento}} = 0,5 \text{ m/s}$ e

$A_{\text{sezione}} = 24\text{m} * 4 \text{ metri} = 96\text{m}^2$.

Portata d'aria in uscita dal capannone =

$$0,5 \frac{\text{m}}{\text{s}} * 96\text{m}^2 = 48 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} * 3600 \frac{\text{s}}{\text{h}} = 172800 \frac{\text{m}^3}{\text{h}};$$

Concentrazione di NH₃ nelle sezioni d'uscita del capannone =

$$= 78 \frac{\text{g}}{\text{h}} * \frac{1}{172800} \frac{\text{h}}{\text{m}^3} * 10^6 \frac{\mu\text{g}}{\text{g}} = 451 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}.$$

Riassumendo:

Composto inquinante	Emissione sezione d'uscita del capannone ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Range di emissioni note in punti lontani dal capannone (valori medi settimanali in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
H ₂ S	13,5	0,5-1,2
NH ₃	33	2,1- 4
C ₆ H ₆	16	0,6 – 2,2
PTS	963	30-86
PM ₁₀	451	50-130

Tabella 35- Confronto dei risultati ottenuti con il modello con quelli noti

3.4. Seconda fase della simulazione

Nella prima fase della simulazione sono state determinate le emissioni dei cinque inquinanti in corrispondenza delle sezioni di uscita del capannone: ciò è stato possibile grazie alla conoscenza delle emissioni di tali composti in punti lontani dal capannone.

Visto che l'obiettivo finale è quello di determinare l'entità delle concentrazioni che vengono emesse dalle vasche all'interno del capannone, basterà rifare lo stesso procedimento di prima, con le opportune modifiche:

- ✓ Come condizioni iniziali di partenza, si ha bisogno di concentrazioni note: per questo motivo, si useranno le emissioni appena trovate in corrispondenza delle sezioni di uscita del capannone ⇒ in questo caso si avranno due ricevitori fittizi posizionati proprio in corrispondenza delle sezioni d'uscita del capannone.
- ✓ Come sorgente, si utilizzerà un unico link posizionato al di sopra delle vasche: è largo 10 metri, è disposto lungo la direzione nord-sud ed è collocato ad un'altezza di 1 metro.
- ✓ Da una prima analisi dei dati ottenuti nella prima fase si nota come le polveri presentino valori molto maggiori rispetto ai gas: tuttavia non si possono fare dei confronti proprio per la loro natura diversa. Si può tuttavia ritenere che le polveri siano dovute maggiormente ad un inquinamento legato ai processi di combustione tipici degli autoveicoli, e solo in minima parte al trattamento dei rifiuti: tale discorso verrà poi approfondito nella parte finale della tesi, quando si avranno a disposizione i dati misurati fuori e dentro il capannone. Partendo da questa ipotesi, che vedremo poi alla fine se sia giustificata o meno, all'interno del capannone focalizzerò la mia attenzione sull'acido solfidrico, sull'ammoniaca e sul benzene, che sono sicuramente i tre inquinanti che derivano direttamente dal processo di trattamento dei rifiuti.

Si ha la seguente situazione:

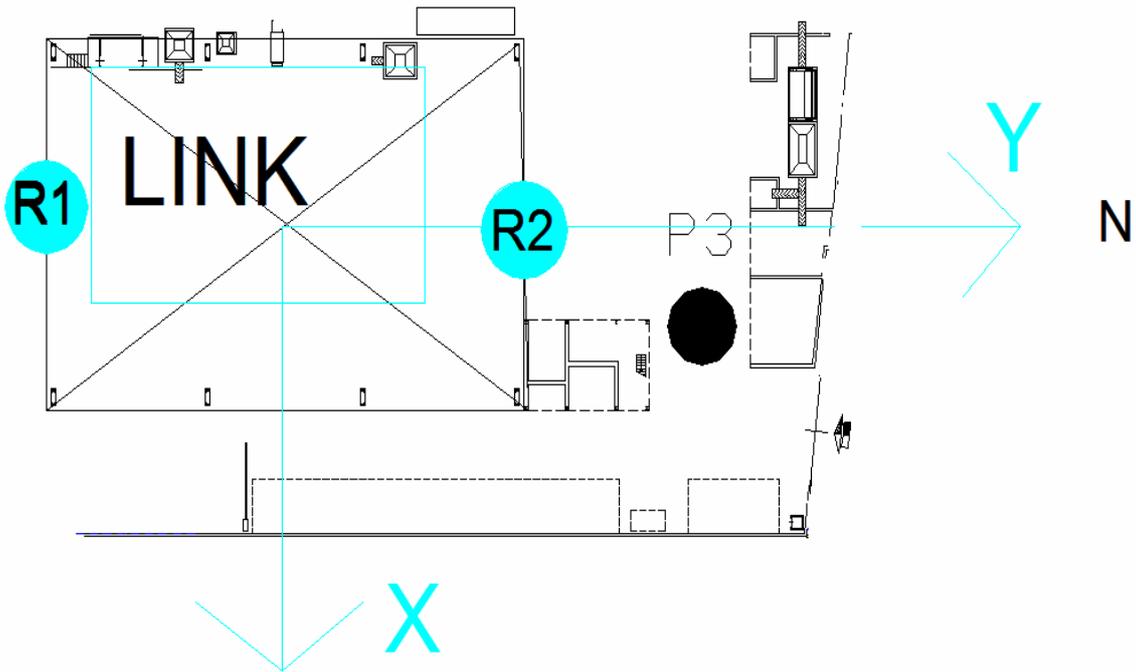


Figura 54 – rappresentazione di due nuovi ricevitori R1, R2 e di un nuovo link

Per l'acido solfidrico, in questo caso il file di input richiesto da Caline3 è composto nel modo seguente:

A.SOLFIDRICO						60	10	0	0	2	0
RCP		XR	YR	ZR							
1		0	-20	3							
2		0	20	3							
						NL	NM				
Furia:links con vento pari a 0,3 m/s						1	9				
LNK	TYP	XL1	YL1	XL2	YL2	VPH	EFL	HL	WL		
LINK H2S	FL	-2	-18	-2	7	180	1	1	10		
U	BRG	CLAS	MIXH	AMB							
0,3	0	4	1000	0							
0,3	30	4	1000	0							
0,3	45	4	1000	0							
0,3	90	4	1000	0							
0,3	120	4	1000	0							
0,3	180	4	1000	0							
0,3	225	4	1000	0							
0,3	270	4	1000	0							
0,3	315	4	1000	0							

Tabella 36 – file di input richiesto dal modello per l'acido solfidrico

Ho supposto sempre $EF = 1 \frac{g}{miglia}$: con circa 180 veicoli/ora, ho ottenuto i valori

di concentrazione in R1 e R2 simili a quelli trovati nella prima fase. Quindi ho potuto procedere con i calcoli, trovando prima il carico sul link, $\frac{1,6miglia * 27metri}{1000metri} * 180 \frac{veicoli}{ora} * 1 \frac{g}{h} = 7,8 \frac{g}{h}$, poi la portata, $V_{vento} * A_{sezione}$; in questo caso

si ipotizza che la velocità del vento all'interno del capannone non sia mai troppo elevata e quindi si assume un valore medio di 0,3 m/s. Per area della sezione si intende quella del link: le dimensioni del link sono 25m x 10m = 250 m², ma considerando che l'emissione non avviene su tutta l'area, si può assumere che $A_{link} = 200 \text{ m}^2$.

Quindi la portata d'aria in uscita dalle vasche è :

$$Q = 0,3 \frac{m}{s} * 200m^2 = 60 \frac{m^3}{s} * 3600 \frac{s}{h} = 216000 \frac{m^3}{h}$$

Ora abbiamo tutte le informazioni per determinare l'entità dell'emissione di acido solfidrico in uscita dalle vasche:

$$\text{concentrazione di H}_2\text{S} = 7,8 \frac{g}{h} * \frac{1}{216000} \frac{h}{m^3} * 10^6 \frac{\mu g}{g} = 36 \frac{\mu g}{m^3}$$

Lo stesso discorso vale per l'ammoniaca:

AMMONIACA					60	10	0	0	2	0
RCP		XR	YR	ZR						
1		0	-20	3						
2		0	20	3						
					NL	NM				
Furia:links con vento pari a 0,3 m/s					1	9				
LNK	TYP	XL1	YL1	XL2	YL2	VPH	EFL	HL	WL	
LINK NH3	FL	-2	-18	-2	7	380	1	1	10	
U	BRG	CLAS	MIXH	AMB						
0,3	0	4	1000	0						
0,3	30	4	1000	0						

0,3	45	4	1000	0							
0,3	90	4	1000	0							
0,3	120	4	1000	0							
0,3	180	4	1000	0							
0,3	225	4	1000	0							
0,3	270	4	1000	0							
0,3	315	4	1000	0							

Tabella 37 – file di input richiesto dal modello per l' ammoniaca

Ho supposto sempre $EF = 1 \frac{g}{miglia}$: con circa 380 veicoli/ora, ho ottenuto i valori

di concentrazione in R1 e R2 simili a quelli trovati nella prima fase. Quindi ho potuto procedere con i calcoli, trovando prima il carico sul link,

$$\frac{1,6miglia * 27metri}{1000metri} * 380 \frac{veicoli}{ora} * 1 \frac{g}{h} = 16 \frac{g}{h}, \text{ poi la portata, } V_{vento} * A_{sezione}; \text{ in questo}$$

caso

si ipotizza che la velocità del vento all' interno del capannone non sia mai troppo elevata e quindi si assume un valore medio di 0,3 m/s. Per area della sezione si intende quella del link: le dimensioni del link sono 25m x 10m = 250 m², ma considerando che l' emissione non avviene su tutta l' area, si può assumere che $A_{link} = 200 \text{ m}^2$.

Quindi la portata d' aria in uscita dalle vasche è :

$$Q = 0,3 \frac{m}{s} * 200m^2 = 60 \frac{m^3}{s} * 3600 \frac{s}{h} = 216000 \frac{m^3}{h}. \text{ Ora abbiamo tutte le}$$

informazioni per determinare l' entità dell' emissione di acido solfidrico in uscita dalle vasche:

$$\text{concentrazione di } NH_3 = 16 \frac{g}{h} * \frac{1}{216000} \frac{h}{m^3} * 10^6 \frac{\mu g}{g} = 74 \frac{\mu g}{m^3}.$$

Anche per il benzene, ho cercato iterativamente dei valori di VPH tali che avessi in output valori del tutto simili a quelli trovati nella prima fase sulla sezione d' uscita del capannone:

il valore ottimale è 200 veicoli/ora. Sempre sotto le stesse ipotesi valide per l' acido solfidrico e l' ammoniaca, abbiamo che:

$$\frac{1,6miglia * 27metri}{1000metri} * 200 \frac{veicoli}{ora} * 1 \frac{g}{h} = 8,6 \frac{g}{h}. \text{ Quindi la portata d' aria in uscita}$$

$$\text{dalle vasche è : } Q = 0,3 \frac{m}{s} * 200m^2 = 60 \frac{m^3}{s} * 3600 \frac{s}{h} = 216000 \frac{m^3}{h}. \text{ Ora abbiamo}$$

tutte le informazioni per determinare l' entità dell' emissione di benzene in uscita dalle vasche:

$$\text{concentrazione di benzene} = 8,6 \frac{\text{g}}{\text{h}} * \frac{1}{216000} \frac{\text{h}}{\text{m}^3} * 10^6 \frac{\mu\text{g}}{\text{g}} = 40 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}.$$

Potremmo confrontare i risultati ottenuti in questa seconda fase della simulazione con quelli della prima: se i risultati appena ottenuti sono corretti, dovrebbero essere di poco superiori ai valori trovati in corrispondenza della sezione d' uscita del capannone.

Composto inquinante	Emissione sezione d'uscita del capannone, v=0,5m/s (µg/m³)	Emissione all' interno del capannone, v=0,3m/s (µg/m³)
H ₂ S	13,5	36
NH ₃	33	74
C ₆ H ₆	16	40

Tab 38- Confronto tra le emissioni trovate nelle sezioni aperte e quelle determinate all' interno del capannone

Ad una prima analisi, le emissioni all' interno del capannone sembrerebbero un po' troppo superiori a quelle sulla sezione d' uscita: si deve però considerare che quest' ultime sono state calcolate per una velocità media del vento pari V = 0,5 m/s, mentre quelle nel capannone con una V = 0,3 m/s. Potremmo dire, in prima battuta, che dentro e fuori al capannone l' intensità del vento sia la stessa: con tale approssimazione, troveremmo dei valori di emissione più bassi all' interno del capannone e quindi più vicini a quelli ottenuti nella prima fase:

Composto inquinante	Emissione sezione d'uscita del capannone, v=0,5m/s (µg/m³)	Emissione all' interno del capannone, v=0,5 m/s (µg/m³)
H ₂ S	13,5	21
NH ₃	33	44
C ₆ H ₆	16	24

Tab 38- confronto tra le emissioni trovate nelle sezioni aperte e quelle determinate all' interno del capannone.

3.5. Terza fase della simulazione

Una volta ottenute le emissioni inquinanti nelle sezioni d' uscita del capannone e quelle sulle vasche all' interno del fabbricato, si può pensare di studiare l' andamento della concentrazione dei composti inquinanti dal capannone al ricevitore. Innanzitutto occorre fare alcune ipotesi preliminari:

- ✓ Dai dati messi a disposizione dall' Arpa di Piacenza e dal campo anemologico misurato durante le prove della qualità dell' aria effettuate da Laboratori integrati studio Alfa, si può considerare una velocità media del vento di 0,8 m/s.
- ✓ Dall' analisi dei dati sulla frequenza della permanenza del vento all' interno di un determinato settore di direzione (rosa dei venti) e dalla misurazione della direzione del vento durante le prove della qualità dell' aria effettuate da Laboratori integrati studio Alfa, si evince che le direzioni di vento più frequenti sono quella di nord – nord/est (N-NE; BRG= da 0 a 50) e quella di sud – sud/ovest (S-SW; BRG= da 180 a 230).
- ✓ Conseguentemente alla scelta di due direzioni principali di vento, gli unici punti sottovento risultano essere il punto P1 e il punto P2: quindi la mia analisi avverrà solo su questi due punti noti.

L' idea di base è stata quella di immaginare diversi percorsi, dal fabbricato ai punti P2 e P3, e lungo questi percorsi fittizi, cercare di ricreare l' andamento della concentrazione di un composto inquinante all' aumentare della distanza dalla sorgente/capannone: per fare questo ho dovuto disporre lungo i percorsi scelti 20 ricevitori (il massimo di ricevitori con cui Caline3 riesce a lavorare è 20) e in ogni ricevitore, ho calcolato l' entità dell' emissione.

Scelta dei percorsi

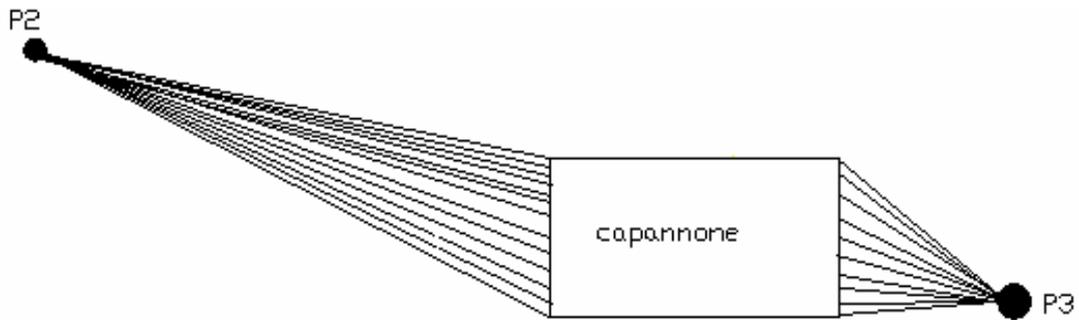


Fig 55 – Possibili percorsi dal capannone al punto P2 e P3.

Come si vede dalla figura, i percorsi dal capannone al punto P2 e P3 sono infiniti: la mia scelta è stata di individuare tre percorsi principali, che per caratteristiche diverse, rappresentassero tutti i possibili percorsi.

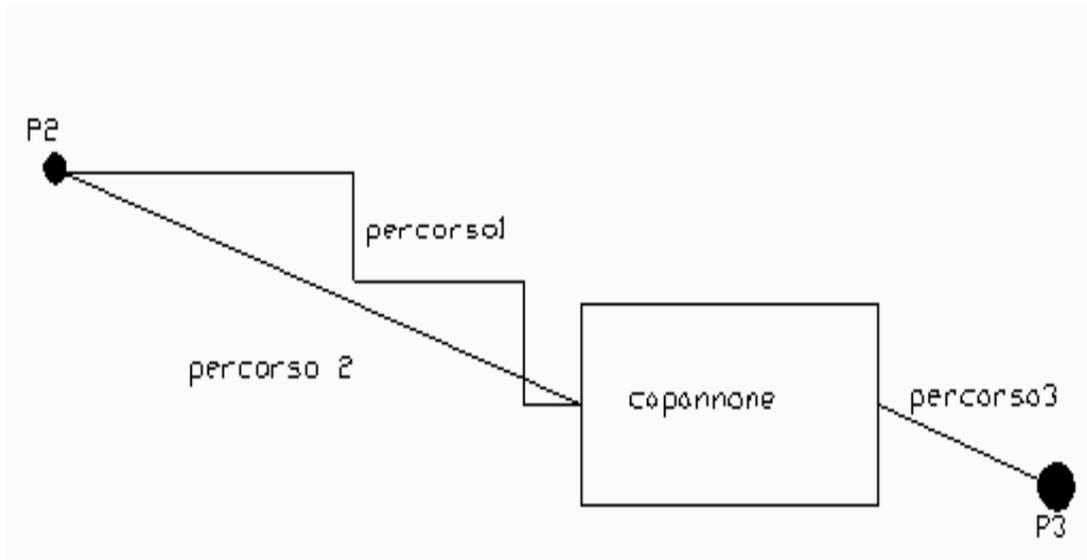


Figura 56 – Illustrazione dei tre percorsi analizzati

Il percorso 2 e il percorso 3 rappresentano approssimativamente il tragitto medio tra tutti i possibili percorsi del vento che vanno dal capannone al punto P2 e P3.

Il percorso 1, rappresenta tragitto più probabile, essendo il più corto, che potrebbe fare un addetto per andare dal capannone al punto P2.

Così come ho detto in precedenza, ho messo su ogni percorso 20 ricevitori: a seconda della lunghezza del tragitto, la distanza tra un ricevitore e l'altro cambierà.

Percorso1

Poiché la lunghezza di tale percorso è di 83 m, dovrò mettere un ricevitore ogni 4 metri circa.

RICEVITORE	COORDINATA X (m)	COORDINATA Y (m)
1	0	-20
2	0	-24
3	-4	-24
4	-8	-24
5	-12	-24
6	-16	-24
7	-16	-28
8	-16	-32
9	-16	-36
10	-16	-40
11	-16	-44
12	-16	-48
13	-16	-52
14	-20	-52
15	-24	-52
16	-24	-56
17	-24	-60
18	-24	-64
19	-24	-68
20	-24	-73

Tab 39 – Coordinate percorso 1

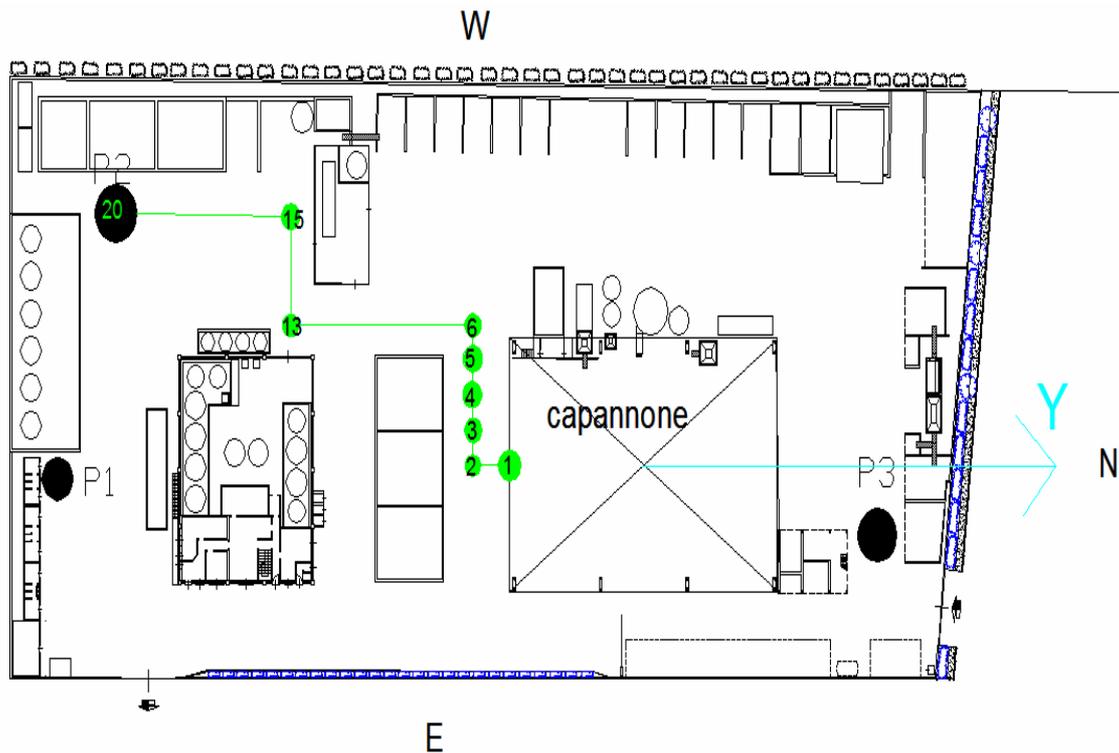


Grafico 57 – Percorso 1 (in verde) con alcuni dei ricevitori fittizi

Per una maggiore chiarezza, ho riportato in figura il percorso 1 con alcuni dei ricevitori fittizi: con l' inserimento delle coordinate dei 20 ricettori, si ottiene il seguente file di input:

A. SOLFIDRICO					60	10	0	0	2	0
RCP	XR	YR	ZR							
1	0	-20	3							
2	0	-24	3							
3	-4	-24	3							
4	-8	-24	3							
5	-12	-24	3							
6	-16	-24	3							
7	-16	-28	3							
8	-16	-32	3							
9	-16	-36	3							
10	-16	-40	3							
11	-16	-44	3							
12	-16	-48	3							
13	-16	-52	3							
14	-20	-52	3							

15		-24	-52	3							
16		-24	-56	3							
17		-24	-60	3							
18		-24	-64	3							
19		-24	-68	3							
20		-24	-73	3							
						NL	NM				
Furia:links con vento pari a 0,8 m/s						2	11				
LNK	TYP	XL1	YL1	XL2	YL2	VPH	EFL	HL	WL		
LINK A	FL	13	20	-13	20	130	1	2	10		
LINK B	FL	13	-20	-13	-20	130	1	2	10		
U	BRG	CLAS	MIXH	AMB							
0,8	0	4	1000	0							
0,8	5	4	1000	0							
0,8	10	4	1000	0							
0,8	15	4	1000	0							
0,8	20	4	1000	0							
0,8	25	4	1000	0							
0,8	30	4	1000	0							
0,8	35	4	1000	0							
0,8	40	4	1000	0							
0,8	45	4	1000	0							
0,8	50	4	1000	0							

Tabella 40- File di input per il percorso 1

Ora riporto i valori numerici ottenuti in output: per ogni ricevitore, ho riportato l' entità della concentrazione al variare della direzione del vento (con $v = 0,8$ m/s per ipotesi)

RICEVITO	BRG=0 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=15 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=20 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=25 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=30 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=35 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=40 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=45 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=50 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	7,2	7,1	6,9	6,5	6,1	5,9	5,6	5,6	5,7	5,9	7,2
2	8,7	8,6	8,4	8,1	7,8	7,5	7,5	7,7	7,9	7,8	8,8
3	8,6	8,7	8,6	8,5	8,1	7,8	7,7	7,9	8	8	9,1
4	8,4	8,7	8,8	8,8	8,6	8,3	8,1	8,1	8,2	8,1	9,2
5	7	7,9	8,6	8,7	8,6	8,4	8,3	8,2	8,2	8	9,2

6	6	1	1,6	2,4	3,1	3,7	4,2	4,6	4,9	5,3	5,9
7	7	1,4	2,2	3,1	3,8	4,4	4,6	4,8	4,8	5	5,3
8	1	1,8	2,6	3,4	4	4,4	4,3	4,2	4,1	4,2	4,2
9	1,1	1,9	2,8	3,5	3,9	4	3,9	3,6	3,4	3,5	3,4
10	1,2	2	2,7	3,4	3,7	3,7	3,3	3,1	3	2,9	2,6
11	1,2	2	2,7	3,2	3,4	3,2	3	2,8	2,6	2,2	1,7
12	1,1	1,9	2,6	3,1	3,1	2,9	2,6	2,4	2	1,6	1
13	1,1	1,9	2,5	2,9	2,8	2,6	2,4	2	1,6	1	0,6
14	0,6	1,1	1,8	2,3	2,6	2,7	2,5	2,3	2	1,4	0,9
15	0,2	0,7	1,1	1,6	2,1	2,4	2,5	2,5	2,2	1,7	1,3
16	0,3	0,7	1,2	1,7	2,1	2,3	2,3	2,2	1,8	1,3	0,8
17	0,3	0,8	1,3	1,8	2,1	2,2	2,2	1,9	1,4	0,9	0,5
18	0,3	0,8	1,3	1,8	2,1	2,1	1,9	1,5	1	0,6	0,3
19	0,3	0,8	1,3	1,8	2	2	1,7	1,3	0,8	0,4	0,2
20	0,4	0,9	1,4	1,7	1,9	1,8	1,4	1	0,5	0,2	0,1

Tabella 41- Valori in output della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 1, per diverse direzioni del vento.

Al fine di poter analizzare e commentare i dati riportati in tabella, si può pensare di graficare i valori delle concentrazioni ottenuti per le diverse direzioni del vento in funzione dei ricevitori (e quindi della distanza dal capannone):

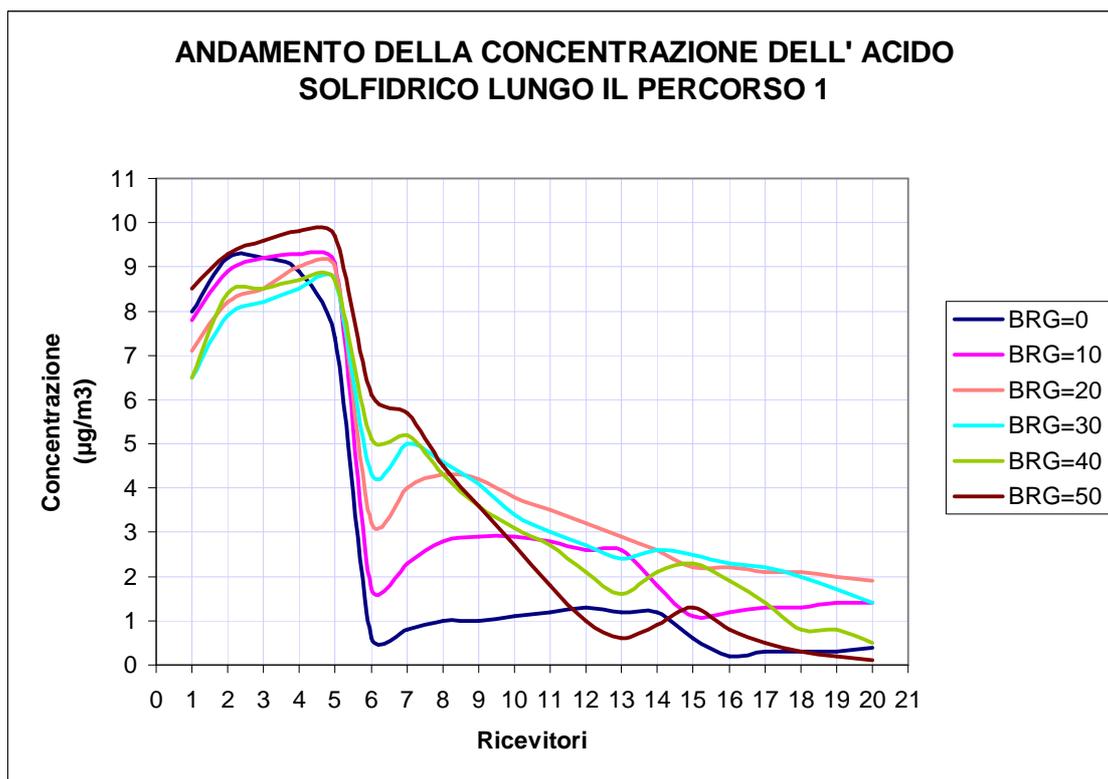


Grafico 58 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 1, al variare della direzione del vento

Prima di commentare il grafico 58, è opportuno ribadire che parlare in termini di numero di ricevitore è come parlare in termini posizione del ricevitore e quindi di distanza (misurata lungo il percorso considerato): poiché, in questo caso, ogni ricevitore è distanziato 4 metri l' uno dall' altro, dire di considerare il ricevitore 10 è come equivalente a dire di trovarsi a 40 metri dalla sorgente.

Dal ricevitore 1 al ricevitore 6 si trovano i valori più alti di emissione: questo è giustificabile dal fatto che sono i ricettori più vicini alla sorgente inquinante (sezione d' uscita del capannone). Tali valori di concentrazione aumentano fino al 5 ricevitore, poi in corrispondenza del sesto ricettore, si verifica un brusco calo dell' andamento della concentrazione per tutte le direzioni considerate: questo è dovuto la fatto che il ricettore 6 viene sempre meno lambito dal vento nel passare da direzioni di provenienza di NE a direzioni di N. In altre parole il ricevitore 6, nel passare da BRG = 50° a BRG = 0°, si trova sempre meno sottovento: infatti l' unica direzione che provoca una lieve diminuzione delle emissioni è quella di nord-est proprio perché in tale direzione il ricevitore è completamente sottovento. Dopo il ricevitore 6, l' andamento delle concentrazione per tutte le direzioni (tranne quella per BRG = 50°), subiscono

un lieve incremento, per poi presentare intorno al 13-15 ricevitore un nuovo punto di minimo.

Se fino al 6 ricevitore l'andamento delle emissioni, per le diverse direzioni del vento, è simile anche se con valori numerici diversi, dalla distanza di 24m dall'inizio del percorso (R6), si possono individuare due tipi di comportamenti: l'andamento con le direzioni $Brg = 20^\circ, 30^\circ, 40^\circ$ presentano brusche diminuzioni in corrispondenza del R6 e del R15 e mediamente, lungo tutto il percorso, presentano valori di concentrazione più elevati di quelli del secondo gruppo, rappresentato dagli andamenti con $Brg = 0^\circ, 10^\circ, 50^\circ$. Quest'ultimi presentano dei valori di concentrazione mediamente più bassi e presentano due punti di minimo, uno sempre per R6 e l'altro per R13.

Quindi, poiché il percorso 1 rappresenta l'ipotetica strada fatta da un addetto che si sposta dal capannone al punto P2, si può affermare che:

- a) Fino al ricevitore 5, non si hanno cambiamenti significativi di concentrazione per le diverse direzioni del vento.
- b) Per direzioni di vento di nord e nord-nord/est, l'addetto è meglio che non soste in corrispondenza di R2, R3, R4 e soprattutto R5 perché, proprio per quelle direzioni di vento, sono i punti che presentano i valori massimi di emissione.
- c) In generale un ipotetico addetto sarà soggetto ad un maggior inquinamento lungo il percorso 1 per $Brg = 20^\circ, 30^\circ, 40^\circ$, quindi per venti provenienti strettamente da nord/nord-est.

Si può pensare anche di graficare le direzioni del vento in funzione della posizione dei ricevitori:

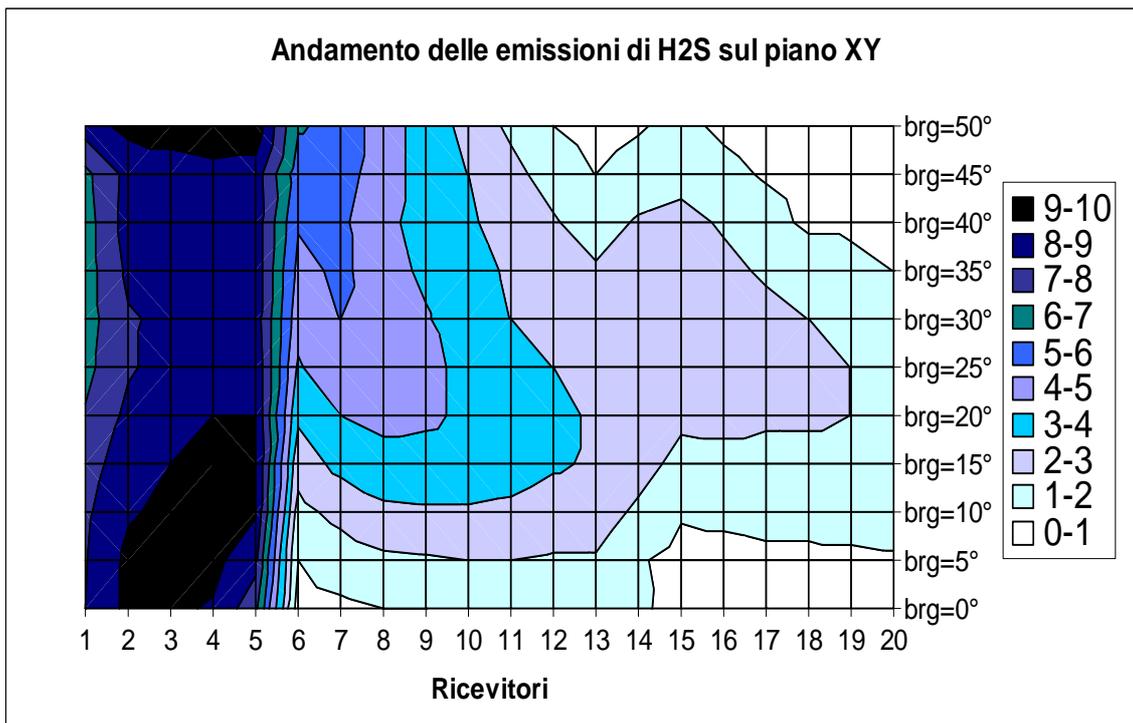


Grafico 59 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 1, al variare della direzione del vento, sul piano orizzontale.

Per meglio valutare l' andamento delle emissioni, si può rappresentare il grafico precedente con l' aggiunta dell' asse z, quello su cui si riportano i valori di concentrazione:

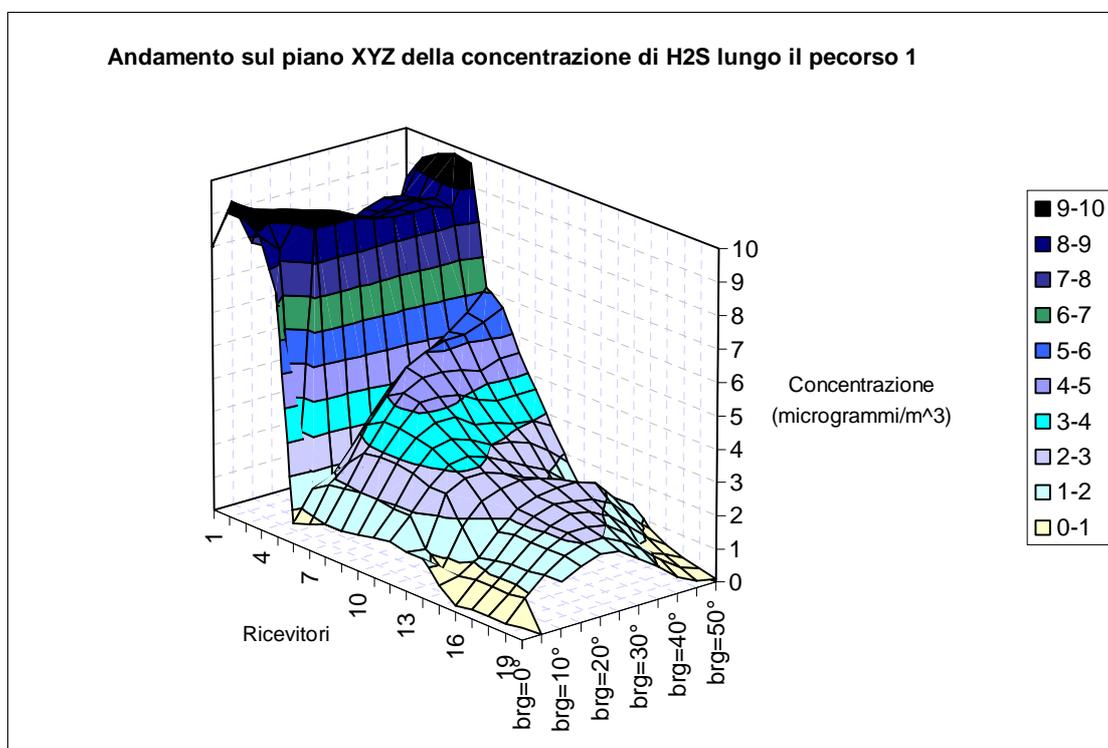


Grafico 60 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 1, al variare della direzione del vento, con anche la coordinata z (Excel).

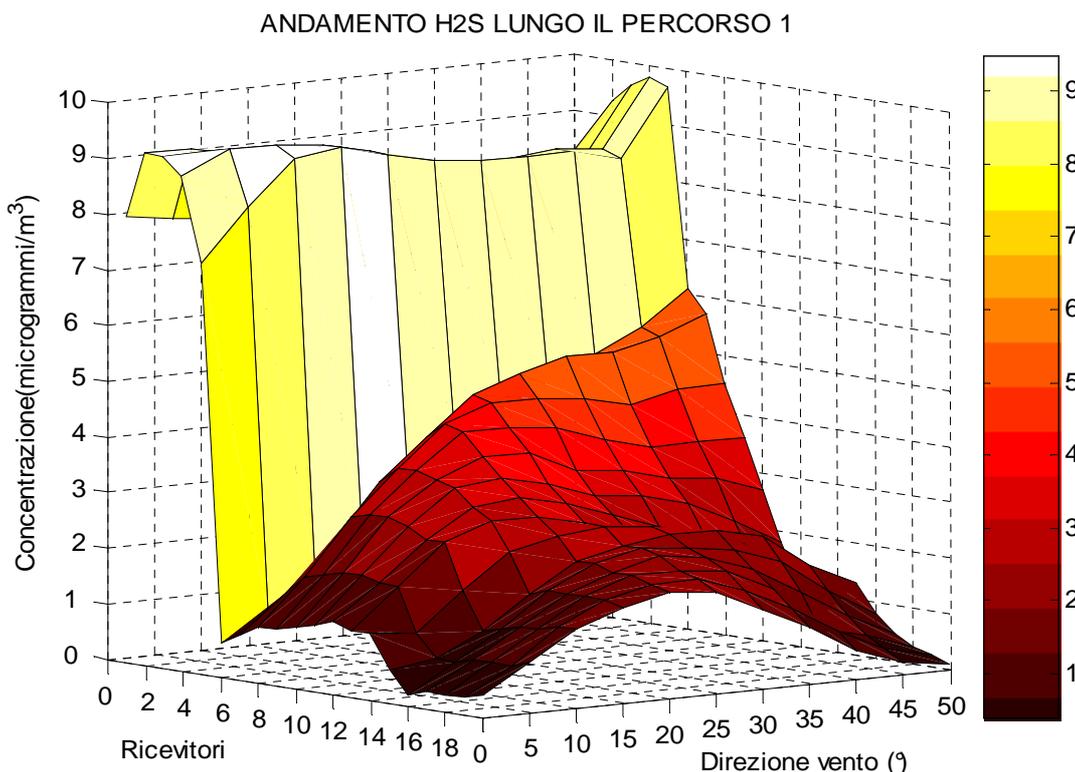


Grafico 61 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 1, al variare della direzione del vento, sul piano xyz (MatLab).

Sia osservando il grafico rappresentante l' andamento della concentrazione sul piano orizzontale dell' acido solfidrico lungo il percorso 1, sia guardando i due grafici tridimensionali, uno ottenuto con Excel, l' altro con il programma di calcolo Matlab, si confermano i risultati ottenuti inizialmente: ovvero, per i primi 5 ricevitori si hanno i valori più alti di emissione ed in particolare si nota come, per tutte le direzioni investigate, i valori di concentrazione siano molto simili (strisce di colore di spessore omogeneo sul grafico). Dal sesto ricevitore in poi, quindi dopo la brusca diminuzione della concentrazione in corrispondenza di tutte le direzioni del vento, si vede come le zone colorate sui grafici comincino ad allungarsi sempre di più verso il ricevitore 20: in particolare la concentrazione si mantiene più elevata nella parte centrale del grafico, in corrispondenza di BRG = 20°, 25°, 30°, 35°, 40°.

Percorso2

Il percorso 2 presenta una lunghezza di circa 60 m: posizionerò quindi i 20 ricettori ad una distanza l' uno dall' altro di circa 3 metri.

RICEVITORE	COORDINATA X (m)	COORDINATA Y (m)
1	0	-20
2	-1	-24,5
3	-1,7	-26,3
4	-2,3	-28
5	-3,7	-31,4
6	-5	-34,3
7	-6,9	-37
8	-8	-40
9	-8,6	-41,7
10	-9,1	-43,4
11	-10,9	-46,3
12	-12	-49,4
13	-13,7	-52,6
14	-14,9	-56
15	-16,6	-58,9
16	-17,7	-62,3
17	-18,9	-65,1
18	-20	-68,6
19	-21,7	-71,4
20	-24	-73

Tabella 42- Valori in output della concentrazione dell' acido solifdirico lungo il percorso 2, per diverse direzioni del vento.

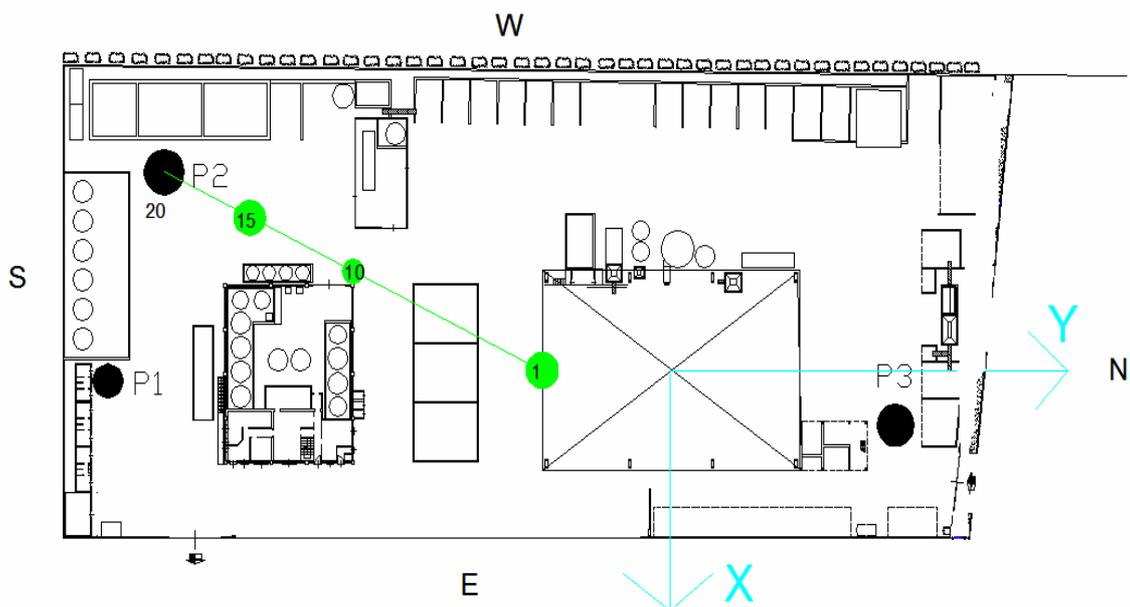


Grafico 62: rappresentazione del percorso 2

Inserendo le coordinate dei 20 ricevitori nel file di input richiesto da Caline3, si ottengono i seguenti risultati:

RICEVITORI	BRG=0 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=15 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=20 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=25 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=30 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=35 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=40 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=45 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BRG=50 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	8	7,9	7,8	7,5	7,1	6,7	6,5	6,5	6,5	6,7	8,5
2	9,4	9,3	8,9	8,3	7,9	7,7	7,7	8	8,3	8,3	9,2
3	8,3	8,1	7,6	7,2	6,8	6,6	6,7	6,9	7	7,2	7,3
4	7	6,9	6,5	6,1	5,8	5,7	5,7	5,9	5,9	6	5,9
5	5,6	5,7	5,5	5,2	4,9	4,8	4,8	4,7	4,5	4,3	3,7
6	5	5,1	5	4,8	4,5	4,4	4,2	4	3,6	3,2	2,6
7	4,5	4,6	4,6	4,5	4,3	4	3,7	3,4	3	2,6	2
8	3,9	4,3	4,2	4,1	3,9	3,6	3,2	2,9	2,5	2	1,4
9	3,5	4	4,1	4	3,7	3,4	3	2,7	2,2	1,7	1,2
10	3,3	3,8	3,9	3,8	3,5	3,2	2,8	2,5	2	1,5	0,9
11	2,6	3,3	3,5	3,6	3,3	2,9	2,6	2,2	1,7	1,2	0,7
12	2,1	2,8	3,3	3,3	3,1	2,7	2,4	2	1,4	0,9	0,5
13	1,6	2,4	2,9	3	2,9	2,5	2,2	1,8	1,3	0,8	0,4
14	1,4	2	2,6	2,8	2,7	2,4	2	1,6	1	0,6	0,2
15	1,1	1,7	2,3	2,6	2,5	2,2	1,9	1,5	0,9	0,5	0,2

16	0,9	1,6	2	2,3	2,3	2,1	1,7	1,3	0,7	0,4	0,2
17	0,8	1,3	1,9	2,2	2,2	2	1,6	1,2	0,6	0,3	0,1
18	0,7	1,2	1,8	2,1	2,1	1,9	1,5	1	0,5	0,2	0,1
19	0,5	1	1,6	1,9	2	1,8	1,4	1	0,5	0,2	0,1
20	0,4	0,9	1,4	1,7	1,9	1,8	1,4	1	0,5	0,2	0,1

Tabella 43- Valori in output della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 2, per diverse direzioni del vento.

Così come è stato fatto per il percorso 1, ho riportato in un grafico i valori di concentrazione, calcolati per le diverse direzioni, in funzione della posizione dei ricevitori:

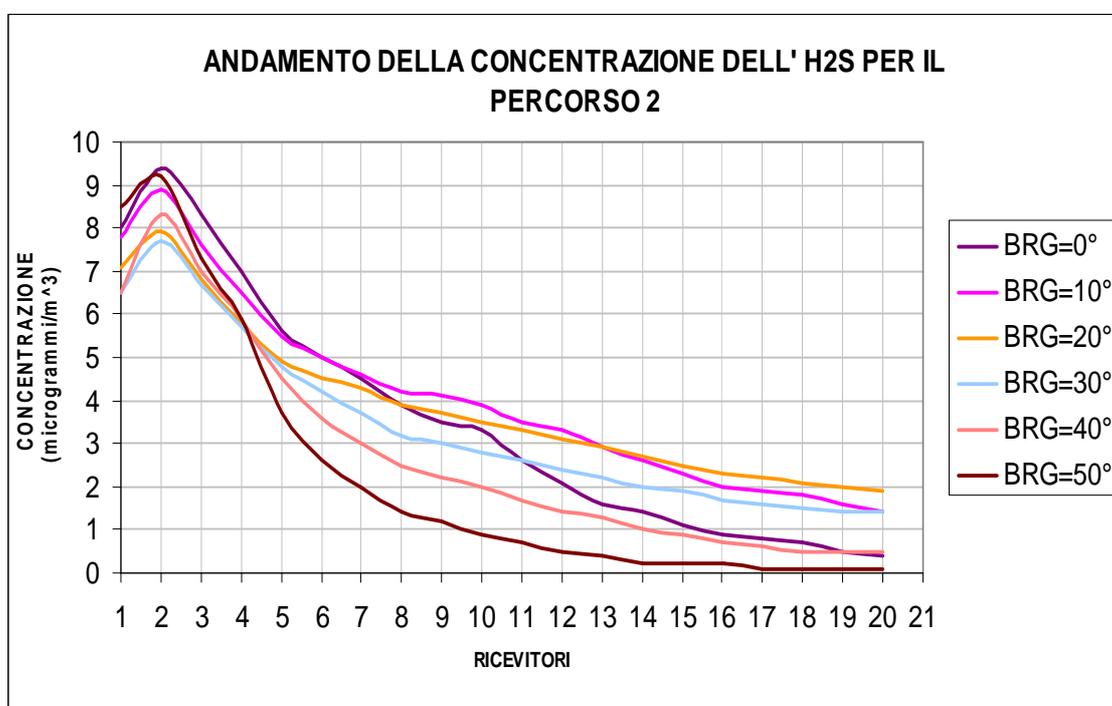


Grafico 63 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 2, al variare della direzione del vento

Dal grafico si può vedere come, per tutte le direzioni investigate, il trend delle concentrazioni sia simile: si ha un aumento fino al ricevitore 2 (6 metri dall' inizio del percorso), poi fino alla fine del percorso si ha un decremento esponenziale della concentrazione. In particolare la differenza tra la direzione che presenta il massimo valore di emissione e quella che ha il minimo valore di concentrazione, si mantiene lungo tutto il percorso 2, intorno a $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$: questo significa che è presente una certa omogeneità, non vi sono cioè direzioni di

vento che comportano valori di inquinamento sensibilmente superiori rispetto ad altre direzioni.

Si può rappresentare l'andamento della concentrazione lungo il percorso 2 sul piano orizzontale XY:

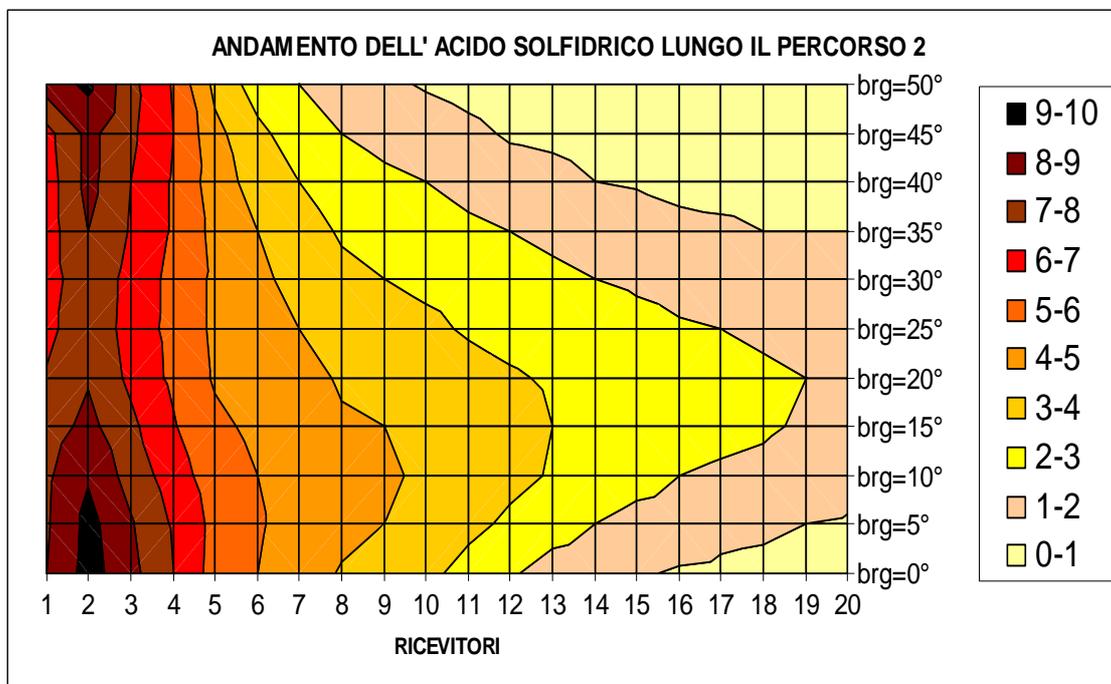


Grafico 64 – Andamento della concentrazione dell'acido solfidrico lungo il percorso 2, al variare della direzione del vento, sul piano orizzontale.

Anche se inizialmente i valori maggiori di emissione si hanno per BRG = 0°, 5°, 10°, 40°, 45°, 50°, quindi per due direzioni del vento distinte, quella di nord e quella di nord/est, dal quarto ricevitore in poi, si nota dal grafico precedente che i valori più alti di concentrazione, che si registrano fino al ricevitore 20, sono associati ad un BRG che varia da 15° a 35°, quindi a direzioni comprese tra nord-nord/est.

Per avere un'idea ancora più chiara di come si distribuisce la concentrazione di acido solfidrico lungo il percorso 2, possiamo utilizzare una rappresentazione tridimensionale:

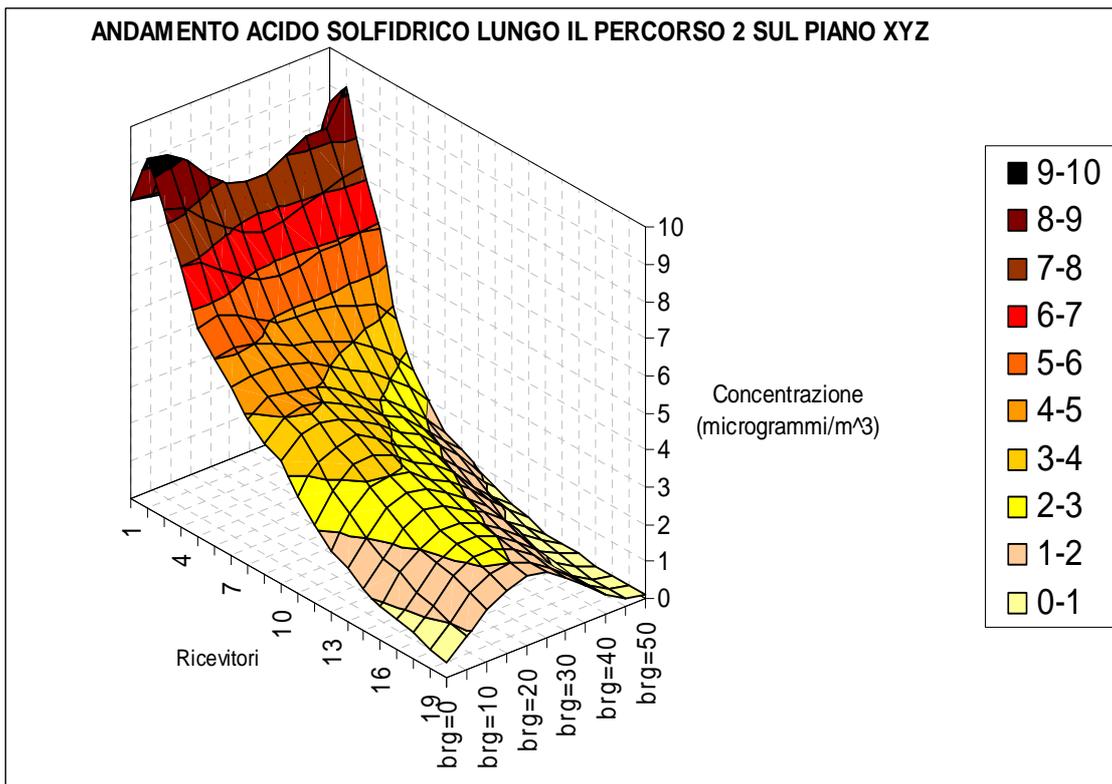


Grafico 65 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 2, al variare della direzione del vento, con anche la coordinata z (Excel).

La stessa rappresentazione tridimensionale l' ho ottenuta con Matlab:

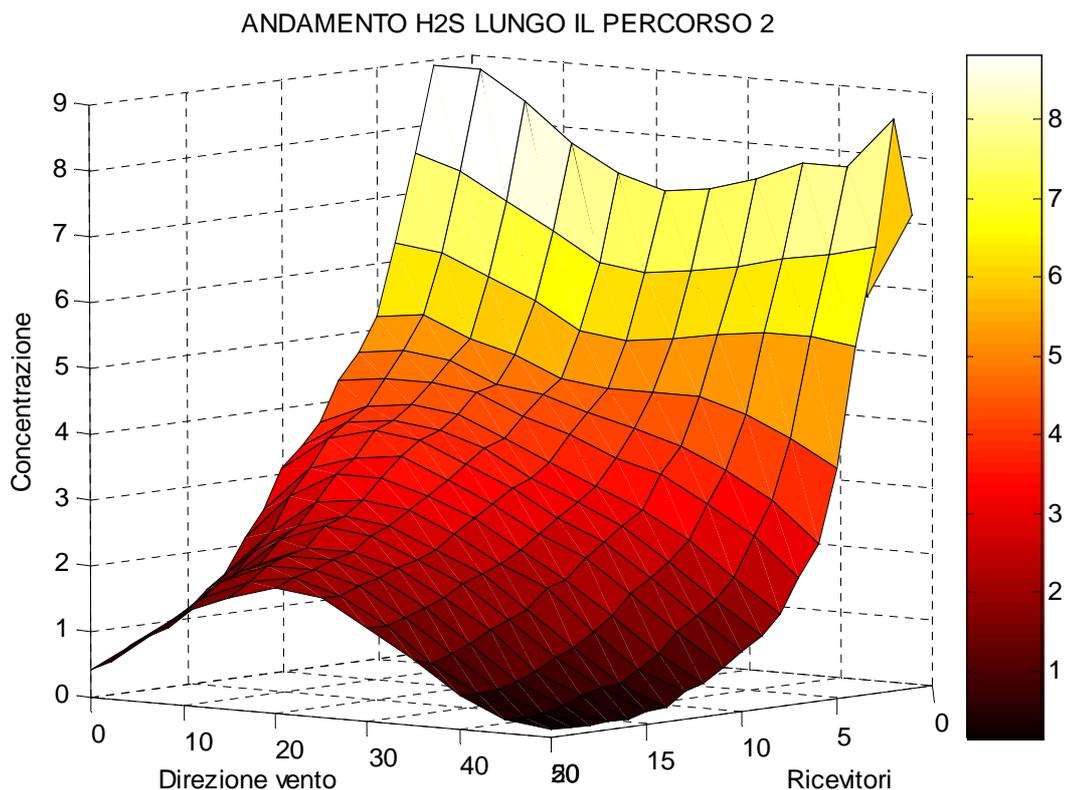


Grafico 66 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 2, al variare della direzione del vento, sul piano tridimensionale.

Da quest' ultimo grafico si confermano i risultati già visti in precedenza: partendo dall' alto, i valori di emissione più elevati (bianco e giallo chiaro) si trovano alle estremità della curva tridimensionale, dove ci sono le direzioni di nord e nord/est. Nella parte bassa del grafico, invece si ribalta la situazione, ovvero i valori maggiori di concentrazione, nei ricevitori più lontani (colore arancione e marrone chiaro), si hanno per direzioni del vento comprese tra nord-nord/est (BRG = 15°, 20°, 25°, 30°, 35°).

Percorso 3

Il percorso 3 presenta una lunghezza di circa 20 m: posizionerò quindi i 20 ricettori ad una distanza l' uno dall' altro di circa 1 metro.

RICEVITORE	COORDINATA X (m)	COORDINATA Y (m)
1	0	20
2	1	21
3	2	22

4	3	23
5	4	24
6	5	25
7	6	26
8	7	27
9	8	28
10	9	29
11	10	30
12	11	31
13	12	32
14	13	33
15	14	34
16	15	35
17	16	36
18	17	37
19	18	38
20	20	40

Tabella 44- Valori in output della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 3, per diverse direzioni del vento.

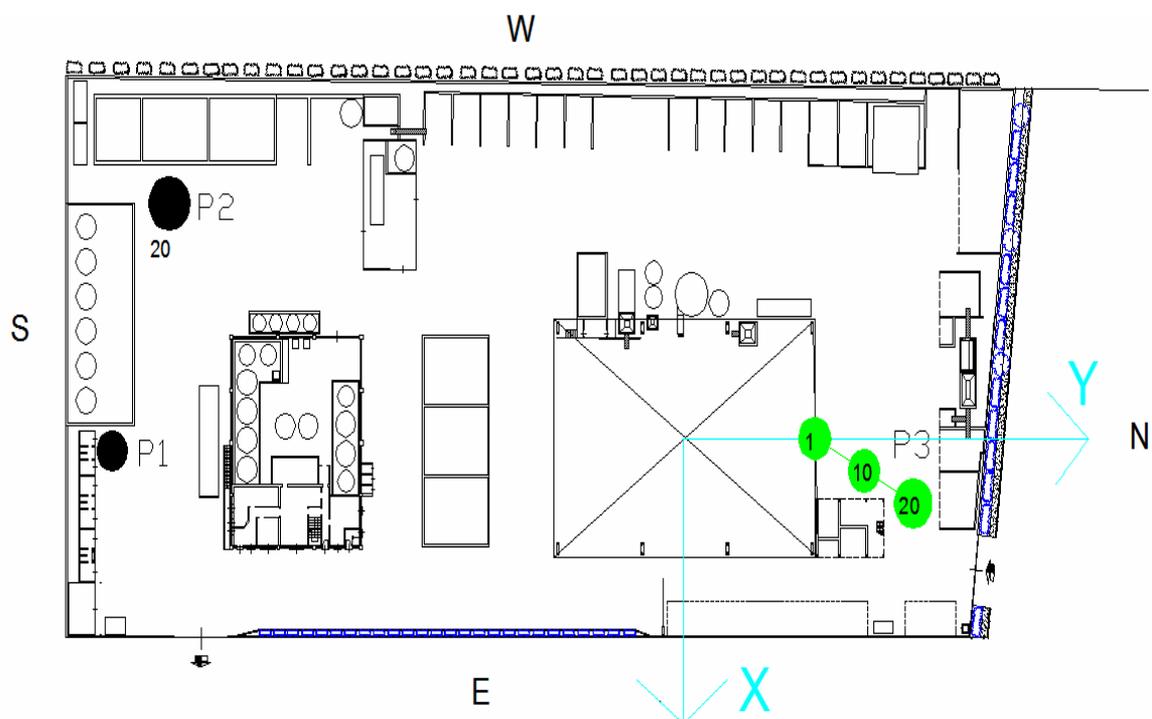


Grafico 67: rappresentazione del percorso 3

I valori di emissione, valutati per le direzioni di vento di sud-sud/ovest (BRG da 180° a 230°), ottenuti con Caline3, sono i seguenti:

RICEVITO	BRG=180 (µg/m3)	BRG=190 (µg/m3)	BRG=200 (µg/m3)	BRG=210 (µg/m3)	BRG=220 (µg/m3)	BRG=230 (µg/m3)
1	7,2	6,9	6,1	5,6	5,7	7,2
2	7,6	7,4	6,7	6	6	7,4
3	8,1	7,9	7,3	6,8	6,8	7,7
4	8,4	8,3	7,8	7,4	7,5	8,5
5	8,6	8,6	8,1	7,7	8	9,1
6	9	8,3	7,7	7,4	7,8	8,5
7	7,7	7,5	6,9	6,6	6,9	7,4
8	6,8	6,7	6,2	6	6,2	6,6
9	6	6,1	5,8	5,5	5,6	5,8
10	5,3	5,5	5,3	5,1	5	5,1
11	4,8	5,4	5,2	4,9	4,8	4,8
12	4,2	5,1	5,1	4,8	4,6	4,4
13	3,4	4,7	5	4,7	4,3	4,1
14	2,6	4,3	4,8	4,6	4,1	3,9
15	1,9	3,7	4,5	4,3	3,8	3,7
16	1,5	3,3	4,2	4	3,6	3,5
17	1,1	2,8	3,9	3,9	3,4	3,4
18	0,8	2,3	3,6	3,7	3,2	3,3
19	0,7	2,1	3,3	3,4	3,2	3,2
20	0,5	1,6	2,8	3,1	3,1	2,9

Tabella 45- Valori in output della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 3, per diverse direzioni del vento.

Per interpretare meglio i dati riportati sopra in tabella, è opportuno realizzare un grafico in cui vi siano i valori di concentrazione, calcolati per le diverse direzioni, in funzione della posizione dei ricevitori:

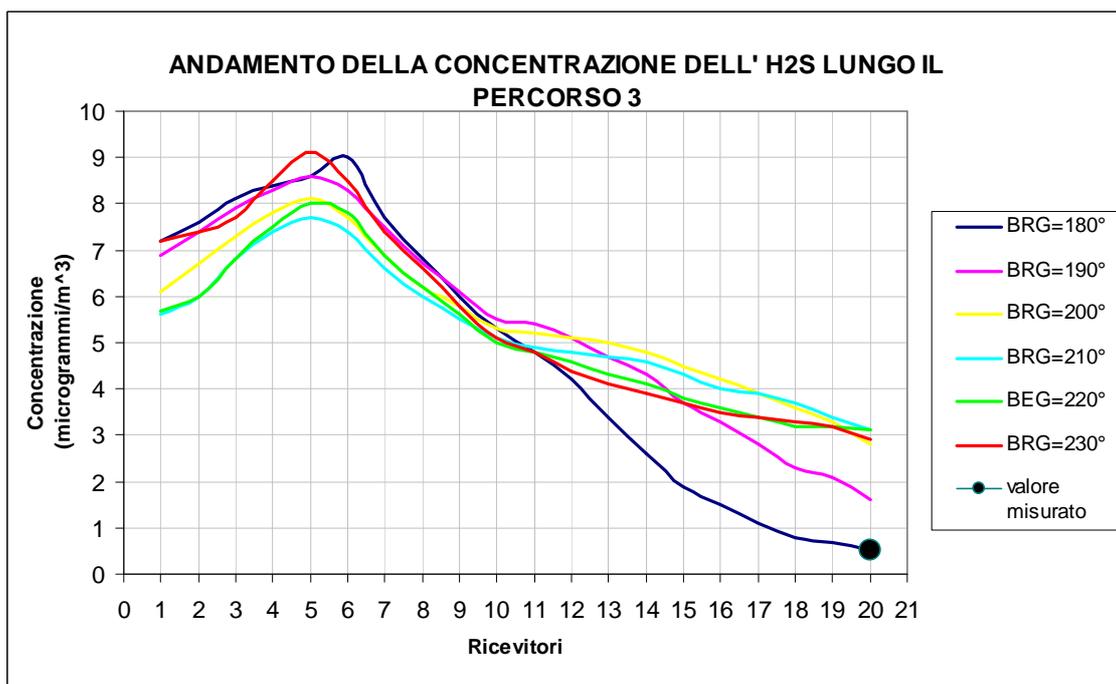


Grafico 68 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 3, al variare della direzione del vento

Similmente al percorso 2, gli andamenti delle emissioni si mantengono molto simili per tutto il percorso 3: l' unica eccezione è rappresentata dalla direzione di provenienza del vento da sud, la quale, in corrispondenza della metà percorso 3, non riesce più ad "investire" completamente i ricettori e quindi le concentrazioni misurate dai ricettori si riducono drasticamente. Fondamentalmente ciò è dovuto al fatto che, avendo il percorso 3 un' inclinazione di circa 45°, pur partendo da un punto collocato a sud, dopo pochi metri fuoriesce dal flusso d' aria proveniente da sud.

Per tutte le altre direzioni di vento considerate, abbiamo un aumento dei valori di emissione fino al quinto-sesto ricevitore (5-6 m dall' inizio del percorso), poi abbiamo un decremento della concentrazione quasi con andamento lineare negativo fino alla fine. Se all' inizio le direzioni di vento che danno i maggiori problemi di inquinamento sono quelle con BRG = 180°, 190°, quest' ultime, dalla seconda metà del percorso, decadono e lasciano il posto a direzioni del vento con BRG = 200°, 210°, 220°, 230°.

Così come è stato fatto per gli altri percorsi, si può analizzare la distribuzione delle emissioni lungo il percorso 3 sul piano orizzontale:

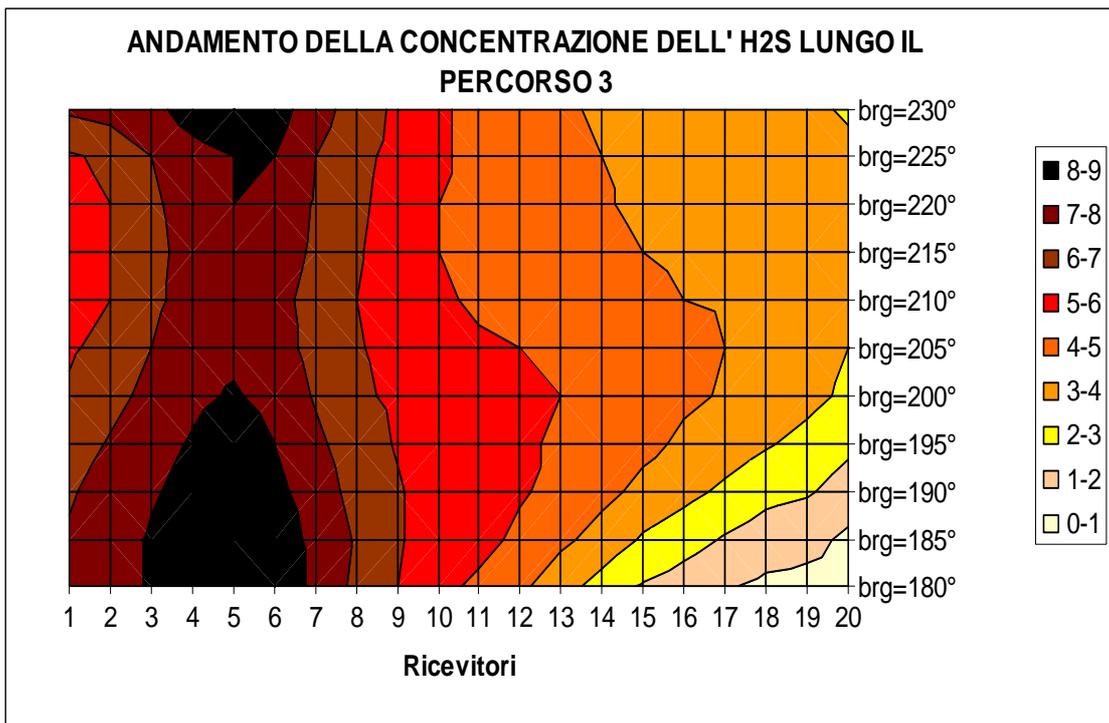
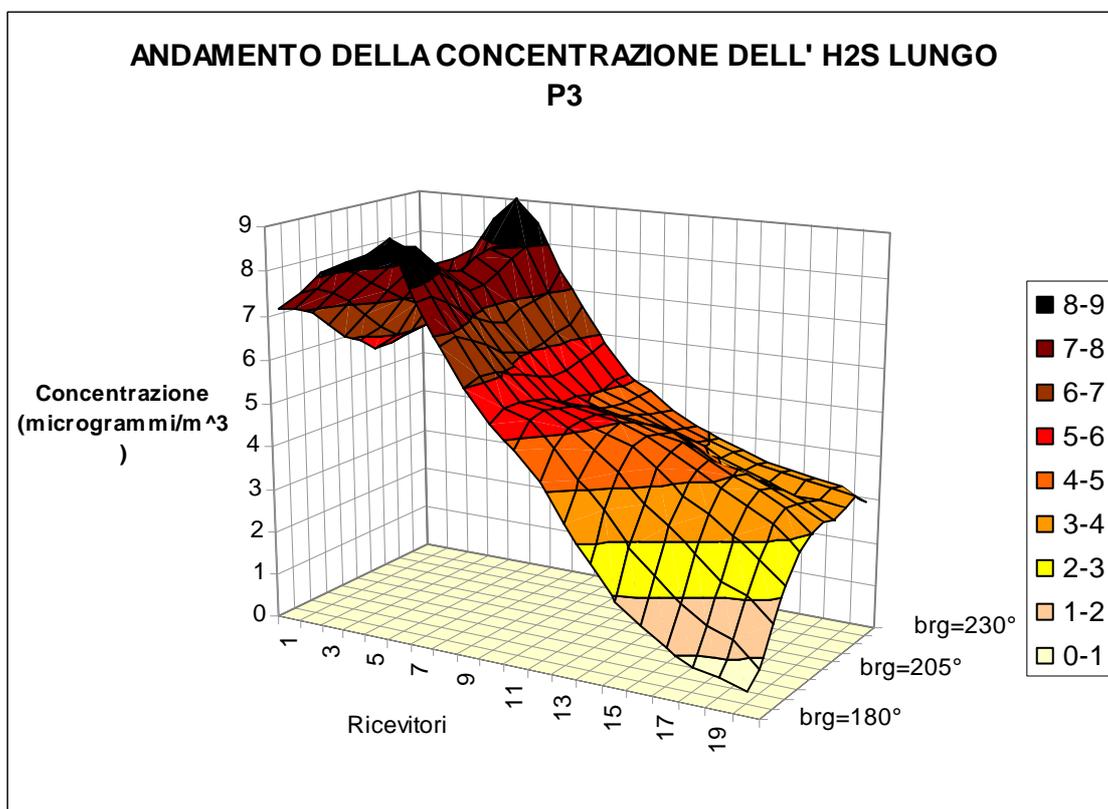


Grafico 69 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 3, al variare della direzione del vento, sul piano orizzontale.

Se si vuole avere un' idea più immediata dell' andamento delle concentrazioni per le diverse direzioni di vento, è meglio utilizzare il grafico tridimensionale:



Stesso grafico sul piano XYZ utilizzando Matlab:

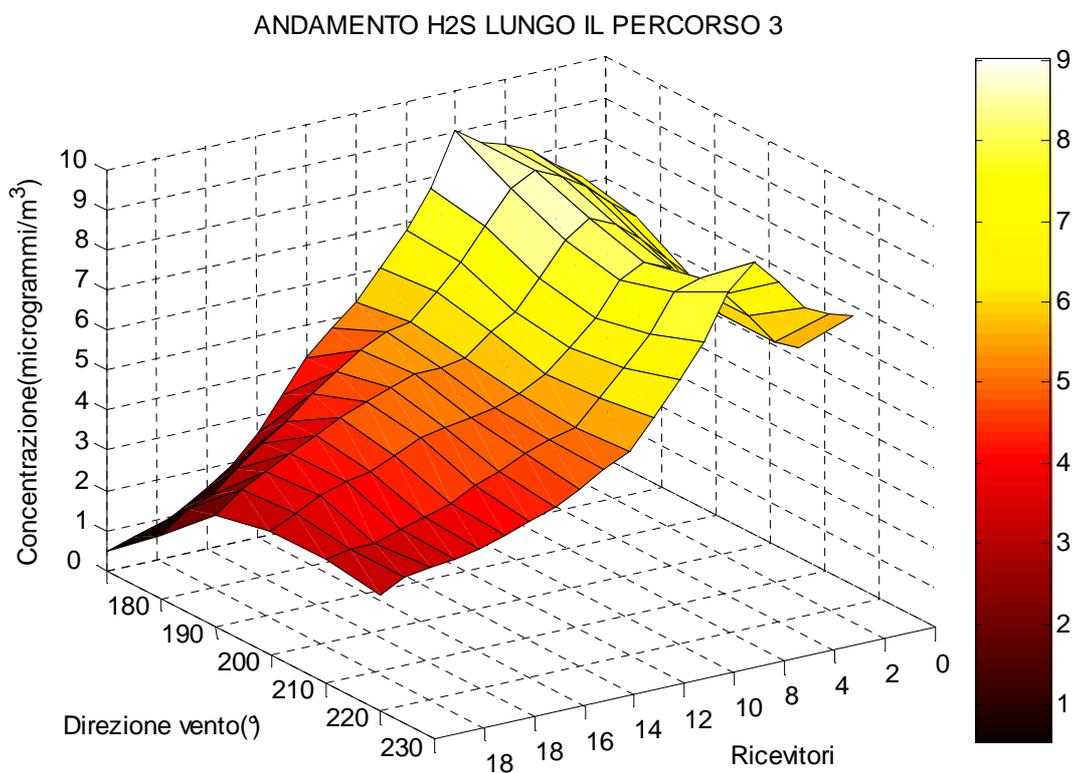


Grafico 70 – Andamento della concentrazione dell' acido solfidrico lungo il percorso 3, al variare della direzione del vento, sul piano tridimensionale

Se inizialmente, in corrispondenza dei primissimi ricevitori, le direzioni che provocano un maggior inquinamento sono quelle comprese tra sud – sud/ovest, mano a mano che ci si avvicina alla fine del percorso le direzioni di sud-ovest diventano sempre più le maggiori responsabili dei valori alti di concentrazione.

CAPITOLO 4

VALIDAZIONE DEI RISULTATI

Al termine della mia simulazione, al fine di validare i risultati ottenuti con l' applicazione del modello gaussiano, siamo riusciti ad ottenere delle misurazioni di inquinanti direttamente all' interno del capannone. In particolare il giorno 20/01/2010 ci siamo recati presso l' impianto Furia srl per assistere alle seguenti prove:

- Analisi della composizione chimica dei rifiuti presenti nelle vasche all' interno del capannone, effettuata da Conteco srl, Servizi di Analisi per l' Ecologia.
- Studio delle emissioni: analisi delle emissioni odorigene derivanti dall' attività industriale di trattamento rifiuti:tale studio è stato realizzato dai Laboratori Integrati Studio Alfa srl, (RE).

Quindi in data 20 Gennaio 2010, oltre all' analisi chimica dei rifiuti contenuti nelle vasche condotta da Conteco, Laboratori Integrati Studio Alfa ha provveduto ad effettuare un' indagine con determinazione delle concentrazioni di eventuali sostanze odorigene presenti nell' aria provenienti sia da emissioni convogliate che da emissioni diffuse, includendo nello studio zone interne al perimetro aziendale. In particolare sono state scelte a campione 5 zone interne al perimetro aziendale, adiacenti a macchinari/attrezzature ordinariamente utilizzati nella gestione delle attività lavorative:

- Sito di rilevamento A1: tra vasche meteoriche e area silos contenenti liquidi;
- Sito di Rilevamento A2: zona adiacente alla vasca adibita alla raccolta dei rifiuti da stabilizzare;
- Sito di rilevamento A3: zona adiacente al vagliatore per trattamento scorie derivanti dai RSU;
- Sito di rilevamento A4: perimetro ovest, zona vicino al capannone adibito a trattamenti chimico/fisici;

- Sito di rilevamento A5: interno al capannone.

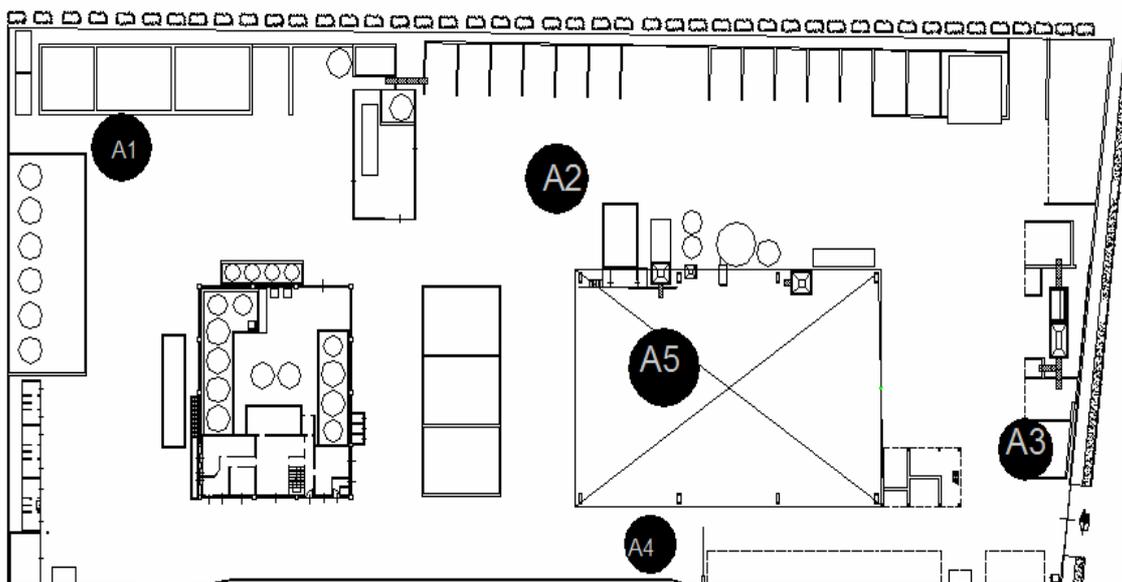


Grafico 70- stazioni di monitoraggio utilizzate il giorno 20/01/2010

Come oggetto di monitoraggio si sono definiti i seguenti parametri:

- Ammoniaca;
- Sostanze odorigene (compresi CVM, Mercaptani, DMS e DMDS);
- SOV aromatici (BTEX) e SOV clorurati;
- Ammine alifatiche.

Le cinque postazioni di campionamento sono state installate ad un' altezza di circa 3 metri di livello dal suolo su appositi supporti dotati di cappello a protezione dei dispositivi di captazione.



Foto 1- Postazione di campionamento A2



Foto 2- Postazione di campionamento A5

Ammoniaca

Sono stati effettuati esclusivamente campionamenti d' area su postazione fissa; il prelievo è stato di tipo attivo puntuale, nell' arco di un' unica giornata d' intervento, effettuato per assorbimento dell' ammoniaca per gorgogliamento dell' aria in soluzione acquosa debolmente acida. L' ammoniaca presente è stata determinata colorimetricamente del complesso giallo, formatosi per reazione dell' ammoniaca stessa con il reattivo di Nessler, in ambiente alcalino.

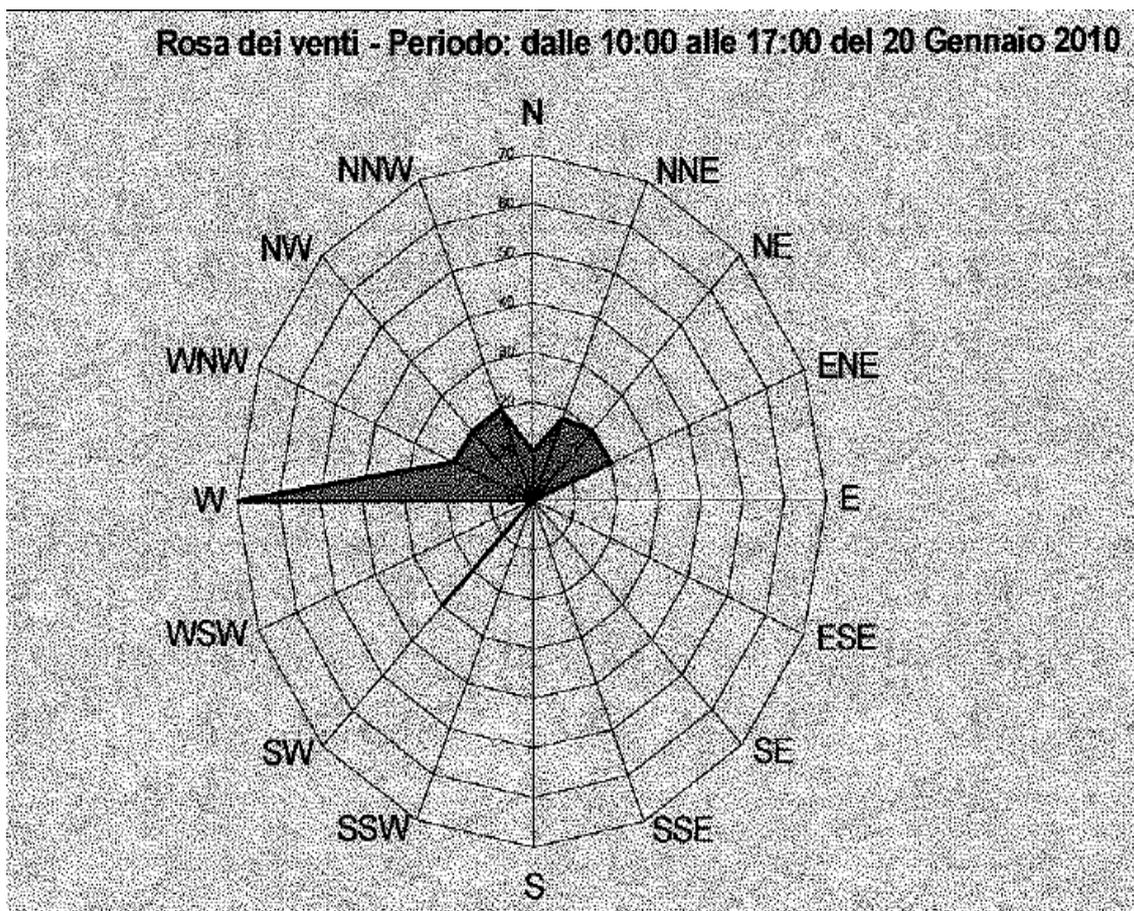
Idrocarburi aromatici, sostanze organiche clorurate, mercaptani

Il prelievo è stato di tipo attivo puntuale in un' unica giornata di prova, effettuato con campionatori attivi rappresentati da fiale a carbone attivo tipo SKC.

Nel periodo di monitoraggio sono stati rilevati inoltre i dati dei parametri meteorologici: direzione e velocità del vento, umidità relativa, temperatura e pioggia.

Analizziamo da vicino la direzione e la velocità del vento, che sono stati due parametri fondamentali nella mia simulazione.

Campo anemologico



Il giorno del monitoraggio, il regime di vento si è caratterizzato per la direzione preferenziale Ovest (30%) e Sud-Ovest (13%); per quanto riguarda l' intensità del vento, il giorno dell' indagine è stato misurato un valore medio di 0,3 m/s, con valori minimi e punte massime rispettivamente di 0,1 m/s e 1,1 m/s.

DATA	Velocità vento (m/s)	Velocità vento (m/s)	Velocità vento (m/s)
	MEDIA	MINIMA	MASSIMA
20/01/2010	0,3	0	1,1

Ritornando ai parametri chimici, ho deciso di focalizzare l' attenzione solo su ammoniaca e idrocarburi aromatici poiché sono due dei composti inquinanti che ho trattato nella fase di simulazione della dispersione degli inquinanti. Per l' ammoniaca si hanno i seguenti risultati:

Sito d'indagine	Data Intervento	Ora Inizio/Fine campionamento	Concentrazione rilevata ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Sito di rilevamento A1: Tra vasche meteoriche e area silos liquidi	20 Gen-10	10:30 ÷ 16:15	65
Sito di rilevamento A2: Zona adiacente vasca 56, adibita a raccolta rifiuti da stabilizzare;	20 Gen-10	10:45 ÷ 16:20	25
Sito di rilevamento A3: Zona adiacente vagliatore per trattamento scorie RSU	20 Gen-10	10:50 ÷ 16:30	45
Sito di rilevamento A4: Perimetro Ovest, zona prospiciente capannone adibito a trattamenti chimico/fisici	20 Gen-10	11:00 ÷ 16:40	< 20
Sito di rilevamento A5: Interno capannone adibito a trattamenti chimico/fisici	20 Gen-10	11:10 ÷ 16:45	290

Per gli idrocarburi aromatici, vale la seguente tabella:

Sito d'indagine	Data Intervento	Ora Inizio/Fine campionamento	Concentrazione rilevata ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
			Benzene	Toluene	Etilbenzene	Xileni
Sito di rilevamento A1: Tra vasche meteoriche e area silos liquidi	20 Gen-10	10:30 ÷ 16:15	1,0	4,2	1,0	2,0
Sito di rilevamento A2: Zona adiacente vasca 56, adibita a raccolta rifiuti da stabilizzare;	20 Gen-10	10:45 ÷ 16:20	1,5	3,5	0,8	2,0
Sito di rilevamento A3: Zona adiacente vagliatore per trattamento scorie RSU	20 Gen-10	10:50 ÷ 16:30	1,7	3,1	0,5	1,0
Sito di rilevamento A4: Perimetro Ovest, zona prospiciente capannone adibito a trattamenti chimico/fisici	20 Gen-10	11:00 ÷ 16:40	1,2	2,7	0,6	1,8
Sito di rilevamento A5: Interno capannone adibito a trattamenti chimico/fisici	20 Gen-10	11:10 ÷ 16:45	1,0	4,0	0,8	2,5

Commento:

- Per quanto riguarda gli idrocarburi aromatici, dalla prima fase della simulazione avevo ottenuto delle emissioni di benzene pari a $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre nella seconda fase del mio studio avevo trovato valori di benzene all' interno del capannone compresi tra $20-40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dall' osservazione dei dati relativi al benzene misurati il giorno 20/01/2010, si nota in primis che la nostra simulazione ha portato a dei risultati dello stesso ordine di grandezza dei valori misurati: si deve però anche sottolineare il fatto che i valori di C_6H_6 misurati sono inferiori rispetto a quelli trovati con la simulazione. Se si analizzano con attenzione i dati riportati in tabella, si nota che i valori di benzene registrati sono simili in tutte e cinque le postazioni di rilevamento: questo significa che all' interno del capannone non vi è una sorgente vera e propria di idrocarburi aromatici, perché

altrimenti avremmo avuto dei valori più elevati nel sito di rilevamento A5. Ma questo allora va a suffragare l' ipotesi da me fatta durante la fase di simulazione: ovvero avevo ipotizzato che il benzene e le polveri non derivassero tanto dalle vasche di trattamento dei rifiuti all' interno del capannone, ma quanto dall' utilizzo di macchinari e autoarticolati all' interno dell' impianto. Il fatto che i valori degli idrocarburi aromatici misurati in quel giorno siano molto simili in tutte le postazioni, ne è una dimostrazione.

- Per l' ammoniaca, così come ci si aspettava, i valori misurati il 20 gennaio ci mostrano che all' interno del capannone si è registrato un valore di concentrazione che è tre / quattro volte più grande rispetto ai valori delle altre postazioni: questo indica inequivocabilmente, a differenza degli idrocarburi aromatici, che all' interno del capannone avviene un trattamento dei rifiuti che comporta un rilascio di ammoniaca. Il valore d' emissione registrato nella postazione 5 è pari a $290 \mu\text{g}/\text{m}^3$: dalla seconda fase di simulazione, avevo trovato un valore di ammoniaca dentro al capannone di $74 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Questi due diversi risultati vanno però uniformati tenendo conto del loro rapporto d'area: il valore di $290 \mu\text{g}/\text{m}^3$ è stato ottenuto con prelievi puntuali effettuati con campionamenti d' area su postazione fissa. Quindi tenendo in considerazione che dentro al capannone ci sono 8 vasche da 50 m^3 ognuna, visto che il campionamento è stato fatto puntualmente su postazione fissa, si può dire che il valore di ammoniaca pari a $290 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sarà stato influenzato solo da una vasca, al massimo da due, quindi si può considerare un' area di influenza compresa tra $50\text{-}100 \text{ m}^2$. Il valore ottenuto con la simulazione è stato calcolato come emissione uniforme da una sorgente costituita da un link alto 1 metro e avente un' area di 250 m^2 : quindi se vogliamo ricondurre al valore misurato, si dovrà tener conto di questa differenza di aree. Se riprendiamo i calcoli della simulazione e introduciamo un' area di circa 80 m^2 , avremo:

$$Q = v * A = 0,3 \frac{\text{m}}{\text{s}} * 80 \text{ m}^2 = 24 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} * 3600 \frac{\text{s}}{\text{h}} = 86400 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

La concentrazione di NH_3 all' interno del capannone sarà

$$= 16 \frac{\text{g}}{\text{h}} * \frac{1}{86400} \frac{\text{h}}{\text{m}^3} * 10^6 \frac{\mu\text{g}}{\text{g}} = 185 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$$

Se poi si tiene conto del fatto che il giorno 20/01/2010 sono stati realizzati appositamente trattamenti più spinti del solito per far registrare

dei risultati significativi alle stazioni di monitoraggio, allora il valore di $290 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in condizioni normali di lavoro, si avvicina molto al valore della simulazione di $185 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$.

CAPITOLO 5

Possibili sistemi di abbattimento degli effluenti inquinanti

Dal momento che l'obiettivo di valutare le emissioni all'interno del capannone è già stato raggiunto in precedenza, con questo capitolo finale non si vuole realizzare un progetto di massima per un possibile sistema di abbattimento da associare al capannone, ma bensì si vuole dare alcune informazioni basilari sui diversi sistemi di abbattimento, valutandone pregi e difetti, in modo tale da avere una panoramica generale sui possibili metodi di abbattimento che potrebbero essere applicati per ridurre le emissioni inquinanti all'interno del capannone.

La scelta dei sistemi di abbattimento dipende in primis dal tipo di inquinante con cui si ha a che fare: si devono distinguere infatti le particelle solide presenti negli aerosol (fumi, polveri) o particelle liquide (nebbie) dai gas e vapori.

I metodi per la rimozione di gas, odori e vapori sono fondamentalmente la combustione, l'adsorbimento, l'assorbimento e la condensazione.

– Combustione

Nel processo di ossidazione detto anche incenerimento, gli inquinanti presenti nella corrente gassosa vengono distrutti per ossidazione: per questo si parla di ossidatori termici (e catalitici) o post combustori. Sono solitamente utilizzati per distruggere inquinanti gassosi, ma a volte vengono utilizzati per correnti d'aria inquinata da piccole quantità di liquidi o solidi finemente dispersi.

Il principale vantaggio degli inceneritori è quello di poter raggiungere un'efficienza di abbattimento del 99,9%: invece, lo svantaggio principale è l'elevato costo operativo per il combustibile e il fatto che i prodotti della distruzione dell'inquinante sono essi stessi inquinanti, come ad esempio NO_x , CO , HCl , Cl_2 , SO_x , per cui può essere richiesto un ulteriore trattamento dell'emissione dell'inceneritore.

Gli inceneritori sono costituiti semplicemente da una camera di combustione appositamente dimensionata in cui viene immessa corrente inquinata: possono essere termici o catalitici per abbassare, a parità di efficienza, la temperatura di ossidazione.

– Assorbimento

Ci si riferisce ad un trasferimento selettivo degli inquinanti della corrente gassosa ad una corrente liquida attraverso un contatto diretto. Il principio di separazione comporta una solubilità preferenziale dei composti gassosi inquinanti nel liquido in cui non sono solubili gli altri componenti della corrente gassosa. Nella maggior parte delle applicazioni di abbattimento di inquinanti, il liquido è acqua (o soluzioni acquose) e l'operazione è spesso denominata di lavaggio. Applicazioni frequenti si riscontrano in:

- rimozione e/o recupero di ammoniaca nell'industria dei fertilizzanti;
- rimozione di fluoruro di idrogeno dai fumi dei forni di vetrerie;
- abbattimento di ossidi di zolfo nei processi di combustione;
- recupero di solventi solubili in acqua quali acetone e alcool metilico;
- abbattimento di odori.

Inoltre il processo di assorbimento è favorito, a parità di sostanze e condizioni operative, da basse temperature ed alte pressioni.

L'assorbimento implica la diffusione del materiale dal gas al liquido attraverso un'interfaccia: gli apparati debbono realizzare quindi elevati coefficienti di scambio ed elevate superfici di interfaccia. L'operazione può essere realizzata per gorgogliamento in torri contenenti materiali di riempimento o in nebulizzatori tipo Venturi.

– Adsorbimento

Nel controllo dell' inquinamento atmosferico, l' adsorbimento si riferisce ad un trasferimento selettivo degli inquinanti dalla corrente gassosa ad una corrente solida attraverso un contatto diretto.

L' efficienza di rimozione degli inquinanti può essere molto elevata ed è possibile inoltre recuperare economicamente il composto adsorbito. Le applicazioni più frequenti si trovano per:

- abbattimento di odori;
- rimozione di sostanze organiche volatili e di solventi clorurati;
- essiccamento di correnti gassose.

Indubbiamente l' applicazione più principale è il recupero di sostanze organiche volatili (COV).

Il processo di adsorbimento è favorito, a parità di sostanze e condizioni operative, da basse temperature ed alte pressioni.

L' adsorbimento viene effettuato, in genere, in apparati semicontinui: la corrente da depurare viene fatta passare in un serbatoio contenente uno strato fisso di materiale adsorbente solido. Dopo un certo tempo, in cui il solido adsorbente si satura, viene effettuata la rigenerazione, mentre la corrente gassosa viene deviata su un altro adsorbitore. Esistono però anche adsorbitori che funzionano in continuo, in cui il gas si muove in controcorrente con il solido che scende per gravità.

Le sostanze adsorbenti utilizzate per il controllo dell' inquinamento sono: il carbone attivo, l' allumina, la bauxite ed il gel di silice: ma il materiale più utilizzato per l' adsorbimento è il carbone attivo e come mezzo rigenerante si usa vapore d' acqua.

Vista la presenza contemporanea nell' adsorbitore di ossigeno, carbone e vapore infiammabili (COV) e che l' adsorbimento è un processo esotermico, occorre fare molta attenzione per evitare incendi ed esplosioni. Il gas in ingresso viene raffreddato e spesso anche umidificato: occorre un controllo accurato della temperatura dell' adsorbitore.

– Condensazione

Il processo di abbattimento di inquinanti gassosi per condensazione è un processo relativamente semplice: si tratta di raffreddare la corrente gassosa fino ad una temperatura fissata.

Gli apparati sono costituiti da scambiatori di calore che possono essere a superficie o a miscela.

Per quanto riguarda i processi per la rimozione di particelle solide dalle polveri, si possono avere: la centrifugazione, la filtrazione, la captazione elettrostatica, la sedimentazione, la separazione inerziale.

– Centrifugazione

Consente la separazione di particelle solide soggette a forza centrifuga dalla componente gassosa (aria): tale operazione si ottiene nei cicloni, i quali sono costituiti essenzialmente da un corpo cilindrico in cui il fluido viene messo in rotazione o attraverso l'ingresso tangenziale o da un'opportuna alettatura se l'ingresso è dall'alto (multicicloni).

Il campo di forza centrifuga così generato è utilizzato per la separazione delle particelle solide che si raccolgono sulla parete del corpo cilindrico e scivolano verso il basso in una parte tronco conica (a cono rovesciato) che termina con un apparato di estrazione del materiale particolato, mentre il gas depurato esce dall'alto attraverso un tubo coassiale con il corpo del ciclone.

I vantaggi sono il basso costo, la buona flessibilità operativa e la scarsa manutenzione; gli svantaggi invece sono i rendimenti limitati per particolato di piccole dimensioni e i costi di esercizio elevati (nelle versioni alta efficienza).

– Captazione elettrostatica

Nei precipitatori elettrostatici le particelle solide o liquide sono separate da una corrente gassosa utilizzando un campo elettrostatico: in particolare le particelle sono separate attraverso l'applicazione di una differenza di potenziale, tra due elettrodi, tale da produrre un effetto corona attorno all'elettrodo di emissione con la conseguente ionizzazione del gas convogliato attraverso gli elettrodi.

In un precipitatore elettrostatico l'aria fluisce attraverso l'apparato e le particelle sono rilasciate su un elettrodo e vengono rimosse e raccolte sul fondo del precipitatore. Quest'ultimo è l'unico tra gli apparati di abbattimento del particolato in cui le forze di captazione agiscono solamente sul particolato e non sull'intera corrente gassosa: questo si traduce in un'efficienza di abbattimento tipicamente elevata ed in perdite di carico veramente basse.

Vantaggi:

- efficienza molto elevata anche su diametri piccoli;
- possono trattare elevate portate di gas con perdite di carico molto basse;
- possono essere utilizzati per l' abbattimento a secco di materiale particolato di elevato valore o per l' abbattimento ad umido di nebbie;
- hanno costi operativi bassi.

Svantaggi:

- richiedono alti costi di capitale investito;
- non vi è controllo dell' emissione gassosa (sono aperti);
- non sono molto flessibili al variare delle condizioni operative;
- sono molto ingombranti.

– Filtrazione

La filtrazione su tessuto è una tecnologia ben nota e molto usata nella separazione di particolato secco da correnti gassose (in genere aria o gas di combustione).

Nei filtri a tessuto il gas polveroso fluisce dentro e attraverso un certo numero di "sacchi" posti in parallelo in modo che il particolato sia trattenuto sulla superficie del tessuto filtrante. Il tessuto filtrante, di per se, non ha grande importanza nella separazione del particolato, ma è importante per il suo ruolo di supporto dello strato filtrante vero e proprio che è costituito dallo strato di polvere che si deposita rapidamente sulla superficie del tessuto.

Lo strato di polvere è il responsabile dell' elevata efficienza di abbattimento, di particolato di dimensioni anche molto piccole, che è tipica di questo tipo di apparati.

Esistono molti tipi di filtri a tessuto, che si distinguono per la differenza dei tessuti e delle forme dei sacchi di raccolta delle polveri (pannelli, sacchetti, tubolari, ecc), per come questi sono disposti all' interno di un filtro e del modo in cui il gas fluisce attraverso le tele filtranti.

Il funzionamento continuo di un filtro richiede che le polveri siano periodicamente rimosse dalla superficie del tessuto filtrante e dal filtro stesso.

I filtri a tessuto comunemente più usati dal punto di vista industriale sono costituiti da filtri a maniche cioè le tele filtranti sono costituite da cilindri di tessuto chiusi ad un' estremità: questi filtri sono classificati dal metodo utilizzato per la pulizia periodica.

- Ad aria inversa: dopo un certo periodo di esercizio viene invertito il flusso d'aria che permette di rimuovere lo strato di polvere accumulato sulla superficie filtrante.
- A scuotimento: la rimozione dello strato di polvere avviene scuotendo meccanicamente le tele filtranti in modo da far cadere la polvere.
- Ad aria pulsata: lo scuotimento delle tele filtranti avviene immettendo aria compressa pulsata in controcorrente al flusso di filtrazione.

Vantaggi:

- possono raggiungere efficienze di abbattimento elevate anche per particolato di dimensioni molto piccole;
- sono modulari e quindi possono essere pre-assemblati dal costruttore e montati sul posto;
- richiedono perdite di pressione relativamente basse.

Svantaggi:

- occupano elevate superfici;
- le tele possono deteriorarsi facilmente per elevate temperature o presentare problemi di corrosione e abrasione;
- non possono lavorare in presenza di umidità a causa dell'impaccamento delle polveri;
- sono potenzialmente causa di innesco di esplosioni.

– Separazione inerziale: abbattitori ad umido

L'abbattimento di particolato è realizzato mediante operazioni di lavaggio: gli abbattitori ad umido di fumi, nebbie e particolato sono anche detti scrubber.

La grande diffusione di questi apparati è legata al fatto che accanto alla separazione del particolato permettono contemporaneamente anche l'abbattimento degli inquinanti gassosi: l'inconveniente principale consiste nel fatto che producono una corrente liquida che costituisce un refluo che a sua volta deve essere depurato.

Questa classe di apparati abbatte il particolato per contatto diretto con il liquido (in genere acqua), la particella solida viene captata dalla goccia di liquido, di

dimensioni relativamente grandi, che poi è più facile da separare dalla corrente gassosa.

– Sedimentazione

Gli abbattitori gravitazionali sono apparati in cui si provoca una brusca diminuzione della velocità della corrente gassosa: sono costituiti essenzialmente da una camera vuota o divisa in setti in cui il fluido diminuisce la sua velocità per cui le particelle solide hanno modo di depositarsi sul fondo dell' apparato opportunamente sagomato per facilitare l' estrazione del solido.

Vantaggi:

- semplicità costruttiva;
- basso costo iniziale e di manutenzione;
- bassa caduta di pressione.

Svantaggi:

- rendimenti molto limitati per particolato di piccole dimensioni;
- elevato ingombro.

CONCLUSIONI

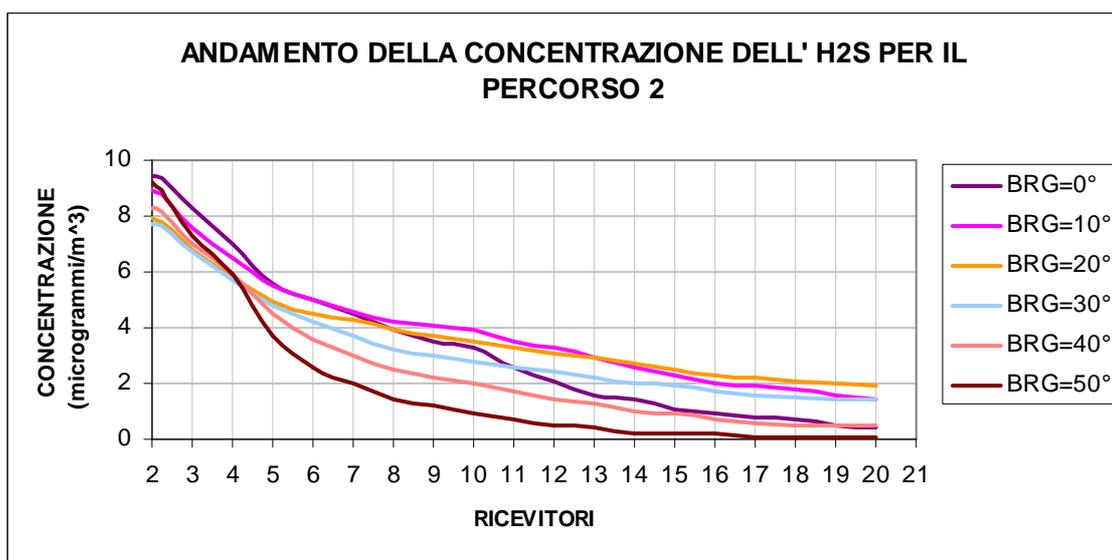
Inizialmente la mia analisi si è concentrata sui diversi tipi di trattamento dei rifiuti presenti all' interno della ditta Furia srl: dall' osservazione dei dati relativi alle quantità dei rifiuti in ingresso all' impianto, è emerso che i rifiuti maggiormente trattati erano quelli appartenenti ai capitoli 17 (44% dei rifiuti totali arrivati nel 2008) e 19 (32% dei rifiuti totali arrivati nel 2008). Quindi, da sole, queste due famiglie di rifiuti costituiscono quasi l' 80% delle tonnellate trattate nell' anno 2008: risulta quindi evidente l' importanza di studiare come avviene il loro trattamento per poi capire il tipo di emissione con cui si avrà a che fare.

I rifiuti appartenenti al capitolo 17 sono rifiuti provenienti dalle operazioni di costruzione e demolizione (compreso il terreno proveniente da siti contaminati),

mentre quelli del capitolo 19 sono costituiti da rifiuti prodotti da impianti di trattamento rifiuti, impianti di trattamento delle acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell'acqua e dalla sua preparazione per uso industriale.

Dalla natura di tali rifiuti si è capito che, per un loro recupero e/o smaltimento, i due trattamenti di cui necessitavano maggiormente, erano quello di stabilizzazione e quello di vagliatura e lavaggio. Quindi la mia attenzione è ricaduta proprio su queste due linee di trattamento: considerando la tipologia di tali rifiuti e la metodologia utilizzata per il loro trattamento, è ricavato che le principali emissioni inquinanti erano costituite da Ammoniaca, Acido Solfidrico e Benzene. Considerando poi il fatto che da una parte i rifiuti vengono frequentemente movimentati e dall'altra vi è la massiccia presenza all'interno dell'impianto di macchinari e autocarri, si è pensato di aggiungere, oltre ai tre composti inquinanti appena introdotti, anche le PTS e le PM_{10} . Il problema legato a tali emissioni inquinanti era dovuto al fatto che provenivano da un capannone aperto su due lati e quindi si disperdevano facilmente all'interno del perimetro aziendale ed anche nelle zone circostanti.

È stato quindi necessario studiare l'entità di tali emissioni attraverso l'utilizzo di un modello di dispersione atmosferica, CALINE3: in una prima fase, avendo a disposizione dei valori di concentrazione noti in punti lontani dalla sorgente (il capannone), ho cercato prima di determinare l'entità dell'emissione in corrispondenza della sezione del capannone, poi di simulare l'andamento della concentrazione dal capannone ai punti noti.



Per tutti i tipi di inquinante, allontanandosi dalla sorgente, l'andamento della concentrazione diminuiva all'aumentare della distanza dalla sorgente inquinante: questo comportamento è spiegabile proprio dal fatto che CALINE3

si basa su un modello gaussiano, e quindi prevede un cono di dispersione caratterizzato da sezioni che si ingrandiscono all' aumentare della distanza dal "camino". Un altro aspetto legato alla teoria su cui si basa tale modello, è il fatto che CALINE3, nel momento in cui i siti di indagine si trovano al di fuori del cono di dispersione, attribuisce valori molto bassi alle emissioni .

Nella seconda fase, sono risalito all' entità delle concentrazioni presenti all' interno del capannone: ho potuto così confrontare i risultati ottenuti con il modello con i valori reali, derivanti da prove di misurazione delle emissioni effettuate il giorno 20/01/2010. Da un primo confronto tra i due risultati, prendendo come riferimento l' ammoniaca, è emerso che il valore di concentrazione misurato è maggiore di quello simulato: tuttavia, considerando le diverse aree su cui è stata calcolata la concentrazione quindi tenendo conto di un diverso rapporto areale, si ricava che l' emissione simulata è del tutto paragonabile a quella misurata, e quindi questo conferma la correttezza della simulazione fatta. Inoltre, sempre per quanto riguarda i dati misurati il giorno 20/01/2010, focalizzando l' attenzione sul benzene, si nota come il suo valore d' emissione sia simile in tutti i punti di rilevamento: questo sta ad indicare che non dipende da uno specifico trattamento, altrimenti, così come per l' ammoniaca, in alcuni punti avremmo dei valori di concentrazione nettamente più alti rispetto ad altri punti. Ma allora sembrerebbe essere confermata l' ipotesi fatta nel corso della simulazione, ovvero che il benzene, così come le polveri, siano legate non tanto alle linee di trattamento, ma all' impiego di macchinari e autoarticolati per la movimentazione e lo stoccaggio dei rifiuti.

BIBLIOGRAFIA

- *Autorizzazione Integrata Ambientale*, Furia srl, Fossadello di Corso (PC), 2007.
- *Valutazione della qualità dell' aria nell' area dell' impianto Furia di Fossadello di Corso (PC)*, Laboratori Integrati StudioAlfa, RE, 2009.
- *Monitoraggio Qualità dell' aria Furia srl,*, Laboratori Integrati StudioAlfa, RE, Dicembre 2007.
- *Monitoraggio Qualità dell' aria Furia srl,*, Laboratori Integrati StudioAlfa, RE, Novembre 2006.
- H.Bjurstrom, R.Herert, C.Ribbing,G.Tham, *Using ash in a sustainable society, Swedish r&d programme 2002-2008*, XII International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari,2009
- A.Polettini, *STATE OF THE KNOWLEDGE AND RESEARCH NEEDS IN BOTTOM ASH MANAGEMENT*, XII International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari,2009
- S.Rocca, E.Lategano, G.Costa, L.Galeotti, F.Lombardi, *THE REUSE POTENTIAL OF WASTE INCINERATION BOTTOM ASH: A COMPARATIVE EXPERIMENTAL STUDY*, XII International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari,2009
- Renato Vismara, *Ecologia Applicata*, Milano, 1995.
- Giovanni Bonafè, *Modelli per la qualità dell' aria*, ARPA, 2006.
- Marco Tubino, *Guida alla scelta dei modelli matematici per la valutazione della dispersione di inquinanti in atmosfera*, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Trento.
- Enrico Ferrero, *Turbolenza e modelli di dispersione degli inquinanti in aria: fondamenti fisici e teorici*, Dipartimento di Scienze e Tecnologie avanzate, Università del Piemonte Orientale "A. Avogadro".
- Matteo Carpentieri, *Modelli di diffusione degli inquinanti in atmosfera*, Dipartimento di Energia, Università degli Studi di Firenze, 2007.

- Davide Manca, *Modelli di dispersione di sostanze pericolose*, Dipartimento di Chimica dei Materiali e Ingegneria Chimica, Politecnico di Milano, 2006.
- Giovanni Finnocchiaro, Cristina Frizza, Alessandra Galosi, Mariaconcetta Giunta, Silvia Iaccarino, Alessandra Mucci, Matteo Salomone, Luca Segazzi, Paola Sestili, *Contesto socio economico*, ISPRA, 2008.
- Gabriella Aragona, Valeria Frittelloni, Cristina Frizza, Andrea Massimiliano Lanz, Rosanna Laraia, Andrea Paina, *Capitolo 10- Rifiuti*, ISPRA, 2008.
- Elisa Bonazzi, Cecilia Cavazzutti, Rosalia Costantino, Leda Ferrari, Tanya Fontana, Paolo Gironi, Maria Concetta Peronace, *La gestione dei rifiuti in Emilia Romagna, Report 08*, ARPA, 2008.
- Pasquale De Stefanis, Maurizio Corondini, Vito Iaboni, *La gestione dei rifiuti urbani: tecniche e risvolti ambientali*, ENEA, Dipartimento Ambiente, Cambiamenti globali e Sviluppo sostenibile.
- Giuseppe Minnini, *L' applicazione della direttiva 96/61 sull' IPPC e le linee guida nazionali nel settore dei rifiuti*, IndustrieAmbiente.it.
- Alessandra Bonoli, *Dispense e Appunti di Valorizzazione delle risorse primarie e secondarie*, DICMA, Facoltà di Ingegneria per l' Ambiente e il Territorio, Università di Bologna "Alma Mater Studiorum", 2008.
- Pasquali, *Dispense e Appunti di Impianti di trattamento degli effluenti inquinanti*, DICMA, Facoltà di Ingegneria per l' Ambiente e il Territorio, Università di Bologna "Alma Mater Studiorum", 2008.
- Paul E. Benson, *CALINE3 – A Versatile Dispersion Model for Predicting air Pollutant Levels Near Highways and Arterial Streets*, Office of Transportation Laboratori, California Department of Transportation, Novembre 1979.