

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

SCUOLA DI SCIENZE

Corso di laurea magistrale in ANALISI E GESTIONE DELL'AMBIENTE

**ABBATTIMENTO DEGLI OSSIDI DI AZOTO IN
UN IMPIANTO DI TERMOVALORIZZAZIONE
PER RIFIUTI SPECIALI: IL CASO DEL FORNO
F3 (CENTRO ECOLOGICO BAIONA -
RAVENNA)**

Tesi di laurea

in

Inquinamento Ambientale e Tecnologie di Depurazione

Relatore:

Prof. Ing. Carlo Stramigioli

Presentata da:

Marco Catterin

Correlatore:

Ing. Raoul Chiaruzzi

III Sessione

Anno Accademico 2016/2017

RIASSUNTO

Il presente lavoro di tesi si innesta nella volontà innovatrice della società HERAmbiente, la quale si propone, per il prossimo biennio, due importanti obiettivi: incrementare le tonnellate giornaliere di rifiuti utili al recupero energetico e migliorare ulteriormente l'abbattimento degli ossidi di azoto attraverso un nuovo impianto di riduzione catalitica.

L'elaborato di tesi si colloca nella fase di preventivazione del revamping previsto per il forno F3; vuole analizzare gli aspetti tecnici ed economici dell'intervento, nonché i vantaggi ambientali che ne possono derivare.

La verifica realizzata consiste in un'analisi dello stato attuale degli impianti, delle tecnologie al momento disponibili, della fattibilità tecnica ed economica; è preceduta da una parte introduttiva che consente di inquadrare la tematica affrontata e il sito nel quale è stato condotto lo studio. Prosegue con la descrizione delle problematiche derivanti dagli ossidi di azoto provenienti dai processi di combustione e le tecniche di abbattimento utilizzate per mitigare il rilascio in atmosfera. In seguito viene tracciato il quadro normativo di riferimento applicato alle emissioni industriali e all'incenerimento; a questo si aggiunge un excursus storico volto a ricostruire le tappe dell'evoluzione della normativa sui rifiuti sia a livello Europeo che a livello Italiano. Viene infine descritta dettagliatamente la tematica dei rifiuti speciali e le caratteristiche a questi connesse.

A questa panoramica generale segue una descrizione del Centro Ecologico Baiona (Ravenna), in particolare del termovalorizzazione F3 e nello specifico il sistema di abbattimento degli ossidi di azoto presente in impianto.

La parte centrale del lavoro di tesi, in accordo con l'obiettivo di revisione dell'impianto che HERAmbiente si propone di realizzare, riguarda la verifica dimensionale della sezione di depurazione fumi, in particolare del filtro elettrostatico e del filtro a maniche. Alla verifica segue una descrizione delle linee guida per un nuovo sistema di abbattimento degli NO_x.

A conclusione dell'elaborato di tesi vengono presentate, con una valutazione tecnica ed una realistica stima economica, due proposte di costruzione di un sistema di riduzione catalitica selettiva in grado di soddisfare concretamente gli obiettivi dell'azienda.

INDICE

PREMESSA.....	1
OBIETTIVI DEL LAVORO	3
CAPITOLO 1 – L’INQUINAMENTO ATMOSFERICO DA OSSIDI DI AZOTO	5
1.1 OSSIDI DI AZOTO	5
1.2 EFFETTI SULL’UOMO DEGLI OSSIDI DI AZOTO	8
1.3 PROBLEMATICHE AMBIENTALI DEGLI OSSIDI DI AZOTO.....	9
1.3.1 <i>Smog fotochimico</i>	9
1.3.2 <i>Pioggia acida</i>	11
1.4 TECNICHE DI ABBATTIEMNTO DEGLI OSSIDI DI AZOTO	13
1.4.1 <i>Azioni primarie: il controllo del processo di combustione</i>	13
1.4.1.1 Basso eccesso d’aria	14
1.4.1.2 Ricircolo dei fumi	14
1.4.1.3 Riduzione del preriscaldamento dell’aria.....	14
1.4.1.4 Combustione a stadi (reburning)	15
1.4.1.5 Air staging	16
1.4.2 <i>Azioni secondarie: i sistemi di abbattimento degli NO_x</i>	17
1.4.2.1 Selective catalytic reduction (SCR)	17
1.4.2.2 Selective non catalytic reduction (SNCR).....	22
1.4.2.3 Confronto SNCR e SCR	25
1.5 LO STATO DELL’ARTE, LE BAT.....	26
CAPITOLO 2 – IL CENTRO ECOLOGICO BAIONA E IL FORNO F₃	30
2.1 NORMATIVA AMBIENTALE DI SETTORE	30
2.1.1 <i>Normativa europea</i>	31
2.1.2 <i>Normativa italiana</i>	35
2.1.3 <i>Normativa regionale</i>	38
2.2 RIFIUTI	39
2.3 CLASSIFICAZIONE DEI RIFIUTI	40
2.4 ENTITÀ DEL PROBLEMA	42
2.5 RIFIUTI SPECIALI.....	43

2.5.1	<i>Produzione</i>	43
2.5.2	<i>Gestione</i>	45
2.5.3	<i>Incenerimento e recupero energetico</i>	47
2.5.4	<i>Discarica</i>	50
2.5.5	<i>Trasporto transfrontaliero</i>	52
2.6	CENTRO ECOLOGICO BAIONA	54
2.7	FORNO F ₃ , DESCRIZIONE GENERALE DELL'IMPIANTO	57
2.7.1	<i>Tipologie di rifiuti trattati</i>	59
2.7.2	<i>Termodistruzione dei rifiuti</i>	64
2.7.3	<i>Recupero energetico e produzione di energia elettrica</i>	68
2.7.4	<i>Depurazione fumi</i>	70
CAPITOLO 3 – IL SISTEMA DI ABBATTIMENTO DEGLI OSSIDI DI AZOTO DEL FORNO F₃		75
3.1	DESCRIZIONE DELLE APPARECCHIATURE	75
3.2	PRESTAZIONI DEL SISTEMA	77
CAPITOLO 4 – CALCOLI E DIMENSIONAMENTO DELLA SEZIONE DI DEPURAZIONE FUMI		82
4.1	FILTRO ELETTROSTATICO	82
4.1.1	<i>Verifica dell'area di raccolta polveri</i>	84
4.1.2	<i>Verifica della portata massima dei fumi in ingresso</i>	87
4.2	FILTRO A MANICHE	92
4.2.1	<i>Verifica della superficie filtrante</i>	92
CAPITOLO 5 - LINEE GUIDA DI PRINCIPIO PER UN NUOVO SISTEMA DI ABBATTIMENTO DEGLI NO_x		95
5.1	SITUAZIONE ATTUALE	95
5.2	PROPOSTA SCR	98
5.2.1	<i>Preriscaldamento dei fumi</i>	99
5.2.1.1	<i>Consumo di metano per il preriscaldamento dei fumi</i>	100
5.2.2	<i>Reattore e catalizzatore</i>	100
5.2.2.1	<i>Degradazione del catalizzatore</i>	102
5.2.3	<i>Vaporizzazione e iniezione della soluzione ammoniacale</i>	104

5.2.4 <i>By-pass</i>	106
5.2.5 <i>Controllo di processo</i>	106
5.4 LE PROPOSTE PER IL SISTEMA SCR.....	107
5.4.1 <i>Il sistema SINO_x[®] della Johnson Matthey Italia S.r.l.</i>	107
5.5.2 <i>Il sistema DeNO_x SCR della AirLife</i>	113
5.6 INVESTIMENTO ECONOMICO.....	116
5.6.1 <i>Costi capitali</i>	116
5.6.2 <i>Costi operativi</i>	117
5.6.2.1 <i>Rata annuale del costo capitale</i>	118
CAPITOLO 6 – CONCLUSIONI	121
BIBLIOGRAFIA	123
SITOGRAFIA	128
RINGRAZIAMENTI	129
ALLEGATO – RENDER CONCETTUALE DEL FORNO F₃	130

PREMESSA

Nell'ultimo ventennio abbiamo assistito ad un cambiamento dello stile di vita che affonda le sue radici nelle generazioni degli anni ottanta, figli del boom economico, generazione dell'“usa e getta”, del capitalismo e delle realtà artigiane, eredi laici di una vita all'insegna dello spreco, i quali si trovano ad affrontare una forte dipendenza energetica dalle fonti fossili, con un mercato delle materie prime condotto da pochi. Questa generazione è cresciuta con un'economia lineare, che richiede un'ingente domanda di risorse, ma non tiene conto del consumo delle stesse, un sistema non più adeguato e non più supportabile dalla realtà moderna.

In un mondo in cui la politica affida alle banche il destino dei suoi cittadini, in un continuo evolversi di drammatiche situazioni di degrado ambientale, in un susseguirsi di attentati all'incolumità pubblica, e in un pianeta dove si è indotti a credere nella libera informazione, è grazie al senso comune se riescono ad emergere gruppi di liberi cittadini che attraverso l'obiettivo unanime di rispetto e salvaguardia dell'ambiente comunicano e scambiano informazioni.

La svolta nasce dalla proposta di un'economia circolare cioè un sistema chiuso che si autoalimenta, dove le materie prime non vengono più estratte, utilizzate e poi semplicemente gettate via. La richiesta del passaggio ad uno schema circolare è desiderio della rete, cioè di tutte quelle persone che, con maggiore o minore consapevolezza, bussano alle porte delle politiche comunitarie e chiedono di applicare in concreto questo tipo di politica economica. Il passaggio ad una economia circolare presenta una serie di incognite e difficoltà che la politica comunitaria deve, nel suo complesso, mettere in preventivo. Sicuramente i comportamenti degli imprenditori e le abitudini dei consumatori dovranno cambiare, per l'appunto secondo il sondaggio eseguito dall'agenzia Lorien Consulting presentato al “Forum Rifiuti” di Roma, risulta come 8 italiani su 10 sarebbero “disposti a spendere di più per acquistare prodotti e servizi che impattino meno l'ecosistema e sono pronti a impegnarsi per migliorare la qualità ambientale” (Gambini 2015). Quindi dimostra che la consapevolezza ambientale è notevole e viene apprezzata dai cittadini, anche attraverso un'economia circolare si potrebbe avviare un processo di riciclo e recupero

delle maggiori frazioni merceologiche attualmente nel mercato, destinando allo smaltimento in discarica e all'incenerimento solo una minima parte.

Anche il Santo Padre nella sua Enciclica sulla cura della casa comune: “*LAUDATO SI*” edita nel 2015, porta una dura critica all'attuale situazione del Creato, denunciando le aggressioni ambientali e chiedendo a gran voce che venga affrontata al più presto la questione.

In Italia nella situazione attuale si parla di *green economy* soprattutto nelle energie rinnovabili, ma al tempo stesso si va comunque a sostenere le perforazioni nel mar Adriatico; se ne parla anche in riferimento al riciclaggio dei rifiuti andando poi ad approvare lo Sblocca Italia: decreto legislativo che (tra le altre cose) permette l'apertura di nuovi termovalorizzatori. Far correre in parallelo le idee e le realizzazioni non è semplice, il futuro sicuramente è lo sviluppo sostenibile e la *green economy*. È necessaria una maggiore attenzione alla qualità della vita quotidiana: dalla cura del giardino, all'utilizzo dell'acqua, dalla diffusione delle biciclette per la mobilità urbana, alla spesa a km zero e all'auto produzione di energia elettrica, attrattive che devono essere promosse nel territorio, in modo tale da sensibilizzare maggiormente la popolazione.

Tuttavia la realtà dei rifiuti è estremamente delicata, in Italia c'è un gran divario tra Nord e Sud, alcune regioni non sono state capaci di realizzare dei corretti piani di gestione dei rifiuti e in questo momento ricorrono ancora troppo spesso alla strategia dello smaltimento in discarica. L'incenerimento non è la soluzione meno impattante, tuttavia c'è da evidenziare che l'Italia è un esempio a livello Europeo su riciclaggio e recupero, grazie all'attivazione dei consorzi di raccolta e riciclo.

Alla luce delle ultime polemiche è evidente come questi consorzi non abbiano funzionato allo stesso modo in tutta la penisola, sta di fatto che il settore dei rifiuti ha un mercato economico di svariate centinaia di milioni che fanno gola ad organizzazioni criminali e a concorrenze estere, il rifiuto è una risorsa che genera ancora valore economico sia in termini di materiale che in termini energetici.

In conclusione, la termodistruzione non sarà la soluzione del futuro, ma attualmente è sicura e controllata, c'è la voglia di fare di più, di porre al centro dell'attenzione la salvaguardia dell'ambiente, non limitandosi solamente all'adempimento della legislatura ma puntando a obiettivi per il bene comune.

OBIETTIVI DEL LAVORO

Il presente lavoro di tesi nasce da un nuovo obiettivo che l'azienda HERAmbiente, società del gruppo HERA, si è posta: raggiungere nell'arco del prossimo biennio un incremento di circa 25 tonnellate di rifiuti giornalieri.

Al fine di perseguire tale proposito l'iter burocratico previsto comporterà, da parte delle autorità competenti, l'obbligo di un ammodernamento dell'impianto coerente con le migliori tecnologie oggi disponibili.

Pertanto l'obiettivo su cui si innesta il presente lavoro di tesi è quello di redigere delle linee guida per la realizzazione di un impianto a riduzione catalitica degli ossidi di azoto, seguendo le indicazioni e i suggerimenti dei tecnici di settore che sono stati coinvolti, nel caso specifico utilizzando i dati e i calcoli relativi al termovalorizzatore F3 presente nello stabilimento di Ravenna.

CAPITOLO 1 – L'INQUINAMENTO ATMOSFERICO DA OSSIDI DI AZOTO

1.1 OSSIDI DI AZOTO

La presente trattazione si propone di passare in rassegna le migliori tecnologie disponibili atte all'abbattimento degli ossidi di azoto, in questa prima parte è opportuno riprendere qualche nozione rispetto a questi inquinanti gassosi, tipici della combustione.

Per NO_x s'intende la somma di monossido e diossido di azoto espressa come diossido di azoto in microgrammi per metro cubo.

L'azoto è in grado di formare diversi ossidi allo stato gassoso (*Tabella 1*), tra i principali c'è il monossido di azoto (NO): un gas incolore, insapore ed inodore, chiamato anche ossido nitrico. Viene sprigionato soprattutto nei processi di combustione ad alta temperatura e grazie all'ossigeno presente in atmosfera viene ossidato a diossido di azoto (NO_2). Proprio l' NO_2 è il secondo principale componente degli NO_x e rappresenta per legge il gruppo degli ossidi di azoto. Questo inquinante risulta secondario in quanto deriva per la maggior parte dall'ossidazione del monossido di azoto, si presenta come un gas tossico di colore giallo-rosso, con un odore forte e pungente che gli conferisce un potere irritante. In atmosfera sono presenti diverse specie di ossidi di azoto, ma per quanto riguarda l'inquinamento dell'aria si fa quasi esclusivamente riferimento al diossido di azoto (*Figura 1*).

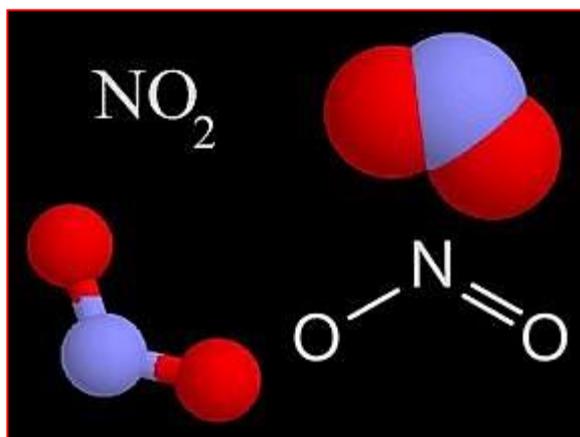


Figura 1. Molecola del diossido di azoto; (<http://www.ecologiae.com/nox/29693/>).

L'ossido di diazoto (N_2O) viene rilasciato principalmente dagli oceani e in misura minore dai terreni agricoli come prodotto di scarto del ciclo biogeochimico dell'azoto (nitrificazione e denitrificazione); è un composto importante nella famiglia degli ossidi di azoto perché partecipa ai cicli catalitici di distruzione dell'ozono. Si tratta di un gas che contribuisce all'effetto serra ma non proviene direttamente dalla combustione.

Tabella 1. Elenco degli ossidi di azoto allo stato gassoso (in parentesi i nomi soppressi).

Monossido di azoto (Ossido nitrico)	NO
Diossido di azoto	NO₂
Triossido di diazoto (Anidride nitrosa)	N₂O₃
Tetrossido di diazoto	N₂O₄
Pentossido di diazoto (Anidride nitrica)	N₂O₅
Monossido di diazoto (Protossido di azoto)	N₂O

Le immissioni degli ossidi di azoto in atmosfera sono imputabili alle fonti naturali come gli incendi boschivi, i fulmini, le eruzioni vulcaniche e l'azione di alcuni batteri presenti nel suolo come i *Nitrosomonas* ed i *Nitrobacter*. Ma per la stragrande maggioranza le immissioni sono causate dai processi di combustione industriali (inceneritori, cementifici, forni fusori) dalle centrali termoelettriche, dai trasporti autoveicolari e dagli impianti che lavorano composti azotati (Figura2).

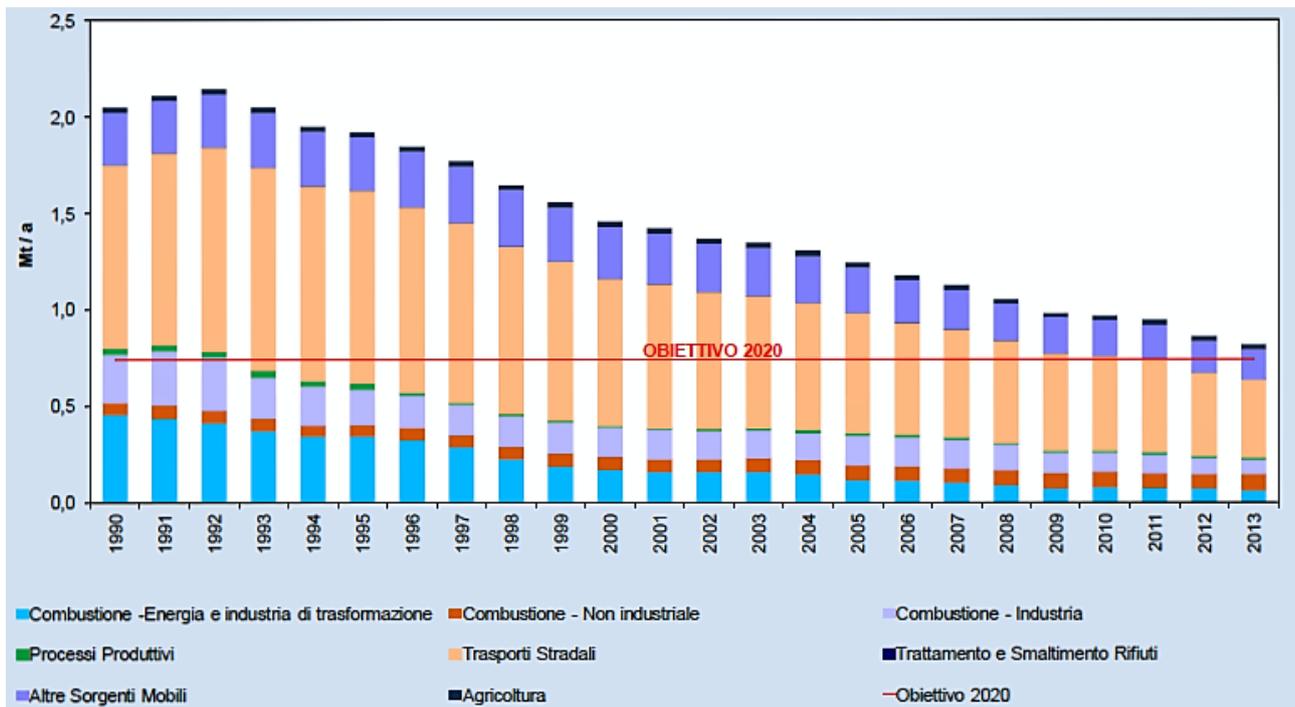


Figura 2. Le diverse fonti degli NO_x in Italia anni 1990 – 2013; (ISPRA 2015).

In base ai meccanismi di formazione degli NO_x si possono distinguere tre categorie:

- **Thermal NO_x**: dovuti alla presenza di azoto atmosferico (N₂) in processi di combustione ad elevate temperature (superiori ai 1000 °C). La reazione fra azoto e ossigeno (O₂) è fortemente endotermica e segue l'equilibrio: $N_2 + O_2 = 2NO$ la specie attiva nella formazione del composto NO è l'ossigeno atomico che si forma dalla dissociazione di O₂, o da altre fonti. Mentre il diossido di azoto si forma attraverso la reazione esotermica: $NO + \frac{1}{2} O_2 = NO_2$, ma non solo, anche per mezzo delle reazioni fotochimiche secondarie che avvengono in atmosfera e che vengono proposte nei paragrafi successivi. La formazione di NO aumenta all'aumentare della temperatura, di seguito con l'aumentare dell'ossigeno e il diminuire della temperatura si ha la formazione dell'NO₂. Per ridurre la produzione di thermal NO si potrebbero evitare picchi di fiamma estremamente caldi, congiuntamente alla riduzione dell'aria utilizzata nel processo.
- **Fuel NO_x**: si formano per la presenza di azoto nella struttura chimica del combustibile. Sono indipendenti dall'aria utilizzata nel processo di ossidazione, gli NO si generano attraverso la formazione di intermedi di tipo ciano, ma non solo, che velocemente

vengono ossidati dall'ossigeno in ossidi di azoto. Per diminuire la formazione dei fuel NO_x bisognerebbe utilizzare un combustibile a ridotto contenuto di composti azotati.

- **Prompt NO_x** : dipendono dalla presenza dell'azoto atmosferico nelle combustioni a bassa temperatura. Si originano nella fase iniziale del processo, quindi hanno una cinetica di reazione molto veloce, passano attraverso la formazione di intermedi ciano, come i fuel NO_x . Per limitare la produzione di questa categoria di NO_x è consigliato ridurre la concentrazione di N_2 e tenere un profilo di temperatura uniforme.

All'interno di queste dinamiche chimiche il problema principale è rappresentato dall'aria, presente come comburente nella maggior parte dei processi di combustione. Essendo essa composta per oltre il 78% di azoto, si può verificare una significativa produzione di ossidi di azoto, i quali derivano dalla genesi dell' N_2 combinato con l' O_2 che è contenuto nell'aria per circa il 21% della sua composizione molecolare.

1.2 EFFETTI SULL'UOMO DEGLI OSSIDI DI AZOTO

Sia il monossido che il diossido di azoto rappresentano dei pericoli per la salute degli esseri viventi. I loro effetti si manifestano generalmente parecchie ore dopo l'esposizione, quindi si rende difficile per le persone comuni poter ricondurre all'aria inquinata che hanno respirato i loro problemi sanitari.

La tossicità del monossido di azoto è limitata, il suo effetto nell'uomo può provocare tosse acuta, dolori al torace e a lungo termine gravi problemi polmonari.

È importante sottolineare che la tossicità del diossido di azoto risulta quattro volte più forte rispetto a quella del monossido, è un gas irritante per le mucose e può concorrere all'insorgere di vari deterioramenti delle funzioni polmonari, portando a bronchiti croniche, asma ed enfisema polmonari. Inoltre è comprovato che lunghe esposizioni provocano una significativa diminuzione delle difese polmonari con conseguente aumento di rischio di affezioni alle vie respiratorie. L'Organizzazione Mondiale per la Sanità (OMS) raccomanda il limite guida orario di $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre per la media annuale il limite di $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le categorie di lavoratori più esposte ad alte concentrazioni di diossido di azoto sono gli addetti alla manipolazione dell'acido nitrico nelle industrie chimiche, orafe, galvaniche, fusione in forni e colate di fonderia, allo stesso modo gli specialistici nella saldatura ad arco elettrico.

1.3 PROBLEMATICHE AMBIENTALI DEGLI OSSIDI DI AZOTO

Gli ossidi di azoto permangono in atmosfera per pochi giorni (4 - 5) e vengono rimossi in seguito a reazioni chimiche che portano alla formazione di acidi e di sostanze organiche, ma prima di raggiungere il suolo e di subire trasformazioni chimiche contribuiscono al peggioramento della visibilità.

In particolare gli ossidi di azoto sono la causa di due fenomeni critici dal punto di vista ambientale: lo smog fotochimico e le piogge acide.

1.3.1 SMOG FOTOCHIMICO

Con tale termine ci si riferisce all'inquinamento atmosferico che si manifesta con forme simili a nebbia, foschia, caligine di colore giallo-arancio. L'espressione smog fotochimico deriva dall'unione di due parole inglesi: smoke (fumo) e fog (nebbia), fenomeno tipico dell'inquinamento industriale;



Figura 3: Fotografia dello smog fotochimico in una grande città metropolitana; (<http://www.ecologiae.com/nox/29693/>).

normalmente è evidente nelle giornate in condizioni di vento calmo e forte insolazione a bassa quota (*Figura 3*). È un

fenomeno che amplifica la sua diffusione all'aumentare della densità abitativa ed è più frequente nelle città a basse latitudini caratterizzate da un clima caldo. Risentono particolarmente di questo fenomeno le città localizzate nelle valli poiché in queste zone le masse d'aria possono rimanere stagnanti per lungo tempo. La Pianura Padana è un soggetto fortemente a rischio e molto vulnerabile alla permanenza di questi inquinanti (*Figura 4*).

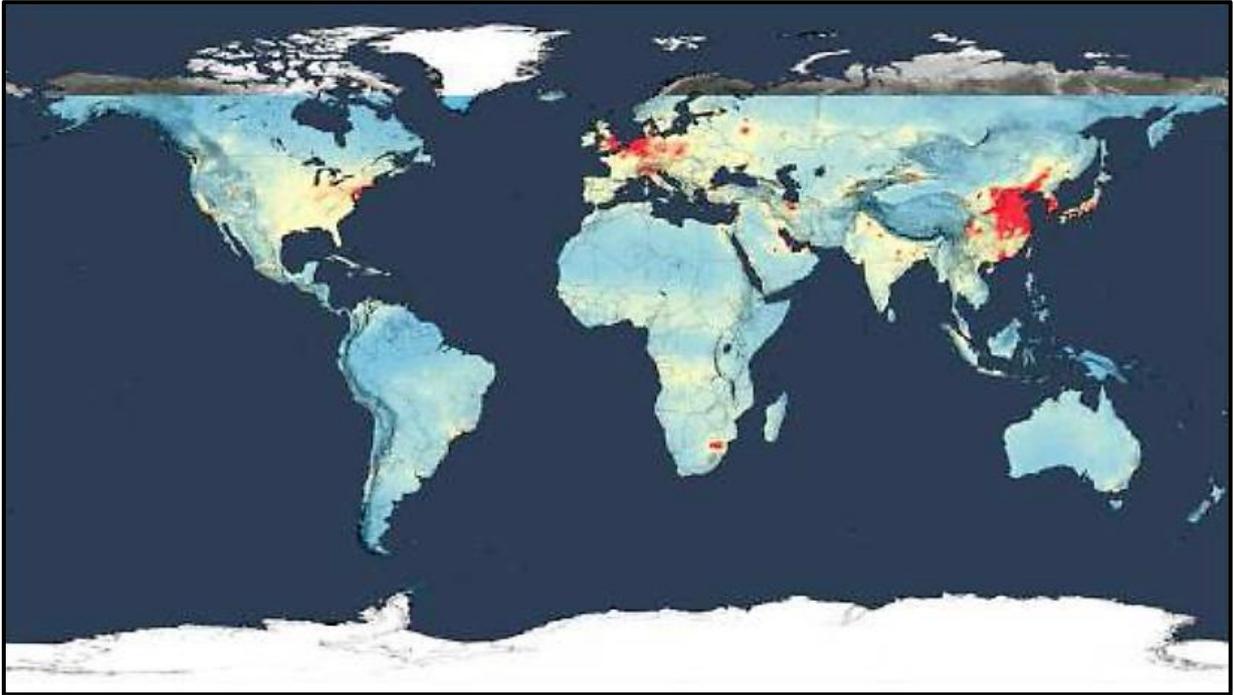


Figura 4. Distribuzione degli ossidi di azoto, in rosso le parti più colpite; (estrapolata da Bargagli 2015).

Gli ossidi di azoto e i composti organici volatili (VOC) presenti in atmosfera vanno incontro ad un complesso sistema di reazioni fotochimiche indotte dalla luce ultravioletta (raggi UV) portando alla formazione di ozono (O_3), PAN (perossiacetil nitrato), PBN (perossibenzoil nitrato), aldeidi e centinaia di altre sostanze. Questi inquinanti secondari sono gli ingredienti che compongono lo smog fotochimico, si tratta di sostanze tossiche per gli esseri umani, gli animali e le piante, inoltre grazie al loro forte potere ossidante sono in grado di degradare molti materiali.

Gli NO_x presenti in troposfera reagiscono alla radiazione solare ($h\nu$), che rilascia un radicale libero di ossigeno (O^*), tale radicale per mezzo di un mediatore (M) si combina con l'ossigeno molecolare presente nell'aria portando alla formazione di ozono, che al suolo risulta inquinante e con un forte potere ossidante.

Il risultato delle reazioni 1, 2, 3 è nullo perché l' O_3 poi ossida il monossido di azoto presente in atmosfera per riconvertirlo a NO_2 . Le varie specie si interconvertono, si verifica uno stato "foto stazionario" nel quale le concentrazioni delle specie coinvolte non cambiano nel tempo ed hanno rapporti ben definiti.



Tale ciclo viene alterato in presenza di idrocarburi incombusti poiché questi reagiscono con il radicale OH^* formando altri due radicali RO_2^* e HO_2^* i quali reagiscono con l'NO convertendolo a diossido di azoto (4 e 5).



In questa situazione l'ozono non può più reagire con l'NO (reazione 3) e quindi si accumula negli strati della troposfera. A livello del suolo l'ozono è un inquinante gassoso estremamente reattivo, energico ossidante che provoca gravi effetti negativi per la salute umana e per le piante; tuttavia quando si trova in stratosfera è fondamentale per la vita, in quanto ha la capacità di assorbire la radiazione ultravioletta proteggendo la Terra dall'azione nociva dei raggi UV-B provenienti dal sole.

1.3.2 PIOGIA ACIDA

Il fenomeno delle piogge acide è provocato essenzialmente dagli ossidi di zolfo (SO_x) e dagli ossidi di azoto, il cui contributo alla formazione delle piogge acide è stimato intorno al 30%.

Con il termine piogge acide si intende generalmente la ricaduta dall'atmosfera di particelle, gas e precipitazioni acide. Esistono due tipi di avvenimenti: si parla di una deposizione umida se questa ricaduta avviene sotto forma di precipitazioni (pioggia, neve, grandine, ecc.), in caso contrario il processo consiste in una deposizione secca (per impatto e gravità).

In particolare, quando questi gas entrano in contatto con le molecole d'acqua, si originano degli acidi prima della ricaduta; in presenza degli ossidi di azoto si dà luogo ad acido nitrico, mentre gli ossidi di zolfo si trasformano in acido solforico. Queste sostanze causano l'acidificazione delle precipitazioni portando il pH notevolmente al di sotto di quello normale (pH 5,5) fino a livelli di pH pari a 2.

Questa formazione di acidi è una minaccia per il patrimonio artistico mondiale, in quanto sono in grado di corrodere e disgregare sia la pietra che i metalli degli edifici e dei monumenti, compromettendone la bellezza e il valore (*Figura 5*).



Figura 5. Effetto delle piogge acide sui monumenti; (<http://www.nonsoloaria.com/piacema.htm>).

Un altro effetto delle piogge acide è quello di accrescere la solubilità di metalli tossici, come ad esempio alluminio, mercurio e piombo, gli stessi che in soluzione e a contatto con il suolo possono infiltrarsi e causare danni alle radici, scendendo più in profondità possono inquinare anche le falde acquifere (*Figura 6*).



Figure 6. Effetto delle piogge acide sulla vegetazione; (<http://www.scuole.portaleragazzi.it>).

Per quanto riguarda l'uomo, esso è esposto direttamente alle piogge acide attraverso il rimescolamento d'aria che respira abitualmente. I maggiori danni sono causati dall' SO_2 che provoca un restringimento temporaneo dei bronchi determinando respirazione difficoltosa e

irritazione agli occhi. I soggetti più vulnerabili sono soprattutto le persone affette da malattie cardiache e i soggetti con problemi polmonari preesistenti.

Anche l'acqua potabile e i cibi risentono del fenomeno delle piogge acide, con notevoli conseguenze sulla salute dell'uomo. In entrambe le matrici entrano in gioco i metalli pesanti che vengono liberati quando il suolo diventa acido; i metalli si disciolgono nell'umidità del terreno e possono perciò contaminare l'acqua potabile infiltrandosi nei bacini di raccolta o corrodendo i serbatoi e i sistemi di distribuzione.

1.4 TECNICHE DI ABBATTIMENTO DEGLI OSSIDI DI AZOTO

Una trattazione sulla riduzione delle emissioni di ossidi di azoto provenienti da fonti naturali richiederebbe un paragrafo a parte, ma non essendo questo lo scopo del presente testo di seguito si accenna ad alcune tecniche di abbattimento degli NO_x a livello industriale.

In linea generale, la produzione di NO_x può essere diminuita utilizzando misure di controllo che prevedono la riduzione dell'azoto presente nel combustibile in ingresso. Ad ogni modo è auspicato verificare la composizione molecolare del rifiuto in ingresso per poter determinare la possibile presenza di azoto.

Il controllo delle emissioni di ossidi di azoto è realizzabile attraverso la combinazione di due possibili strategie. Le prime misure puntano ad essere delle azioni preventive rispetto alla formazione degli NO_x, ossia quelle azioni che consentono di contrastare la generazione di tali inquinanti attraverso la gestione della combustione, intervenendo quindi nelle fasi e nelle caratteristiche di processo. Le seconde misure agiscono laddove le azioni preventive non siano state sufficienti alla riduzione degli ossidi di azoto, usando l'approccio "end of pipe".

1.4.1 AZIONI PRIMARIE: IL CONTROLLO DEL PROCESSO DI COMBUSTIONE

Tra le azioni primarie rientrano tutte quelle misure atte a modificare operazioni o parametri di progetto degli impianti a combustione, che vanno ad agire nelle regolazioni delle apparecchiature del sistema.

1.4.1.1 BASSO ECCESSO D'ARIA

La combustione con un basso eccesso d'aria è una misura semplice da adottare, viene fatto in modo che il quantitativo di ossigeno disponibile nella zona di ossidazione venga ridotto, al fine di ridurre la formazione di thermal NO_x . Nel contempo la diminuzione del livello di ossigeno significa una combustione incompleta ed un aumento del livello di carbonio incombusto nelle ceneri di fondo. Si può avere la produzione di monossido di carbonio in eccesso con relativi problemi di fenomeni corrosivi ed una effettiva riduzione dell'efficienza della caldaia. Non viene richiesta energia addizionale per implementare questo tipo di azione primaria.

Questo tipo di misura risulta inappropriata per l'incenerimento di rifiuti (specialmente nella tecnologia a tamburo rotante), questo è imputabile alla scarsa qualità dei rifiuti che ha come conseguenza la produzione di incombusti organici e monossido di carbonio.

1.4.1.2 RICIRCOLO DEI FUMI

In alternativa all'immissione di aria aspirata dall'esterno, per ossigenare la combustione, è possibile utilizzare il ricircolo dei fumi provenienti dalla zona di scambio termico del forno stesso. La ricircolazione dei fumi porta ad una riduzione dell'ossigeno disponibile nella zona di combustione, di conseguenza anche alla diminuzione della temperatura di fiamma, gli effetti portano ad un duplice vantaggio nella riduzione degli NO_x : sia per effetto della minor presenza di ossigeno sia per la diminuzione del tenore di azoto nel comburente.

Sono richiesti speciali bruciatori per operare con fumi riciclati, appositamente progettati per resistere alla corrosione e alle elevate temperature.

Questo tipo di misura primaria richiede un incremento del consumo energetico e dell'investimento iniziale.

1.4.1.3 RIDUZIONE DEL PRERISCALDAMENTO DELL'ARIA

La riduzione del preriscaldamento dell'aria produce un abbassamento di temperatura di fiamma nella zona di combustione, di conseguenza si formerà una minore quantità di thermal NO_x . Questo tipo di tecnica è tipica per i sistemi di combustione a gas e a olio, trova scarsa

applicazione nell'incenerimento dei rifiuti, in quanto, in questo caso, il comburente non è omogeneo e le alte temperature sono quindi risultano essenziali per far avvenire la completa combustione.

1.4.1.4 COMBUSTIONE A STADI (REBURNING)

L'applicazione di questa metodologia prevede la creazione di diverse zone della fornace nelle quali avvengono combustioni a diverse concentrazioni d'aria. L'obiettivo è quello di riottenere azoto a partire dagli ossidi di azoto che si sono già formati.

La combustione può essere divisa in tre zone (Figura 7), nella prima zona viene bruciato l'80-85% del combustibile, nella seconda zona di combustione (reburning) viene iniettato un combustibile secondario in atmosfera riducente, infine la combustione viene terminata nella terza zona dove si aggiunge aria dall'esterno.

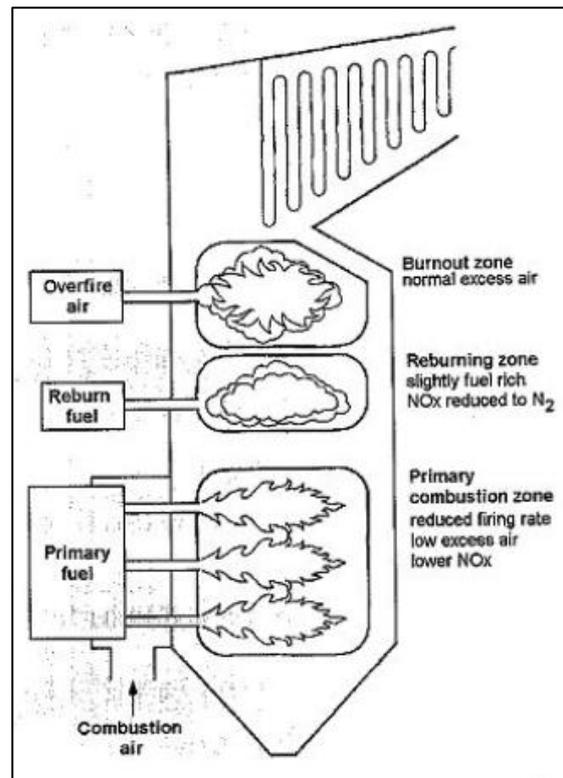


Figura 7. Divisione della combustione in tre zone; (European Commission 2006).

L'efficienza di questa tecnica dipende da diversi parametri, tra gli altri la temperatura risulta il più importante, questa nella zona di reburning deve essere la più alta possibile in modo tale che con l'aumento della temperatura aumenti anche il livello di denitrificazione (Figura 8).

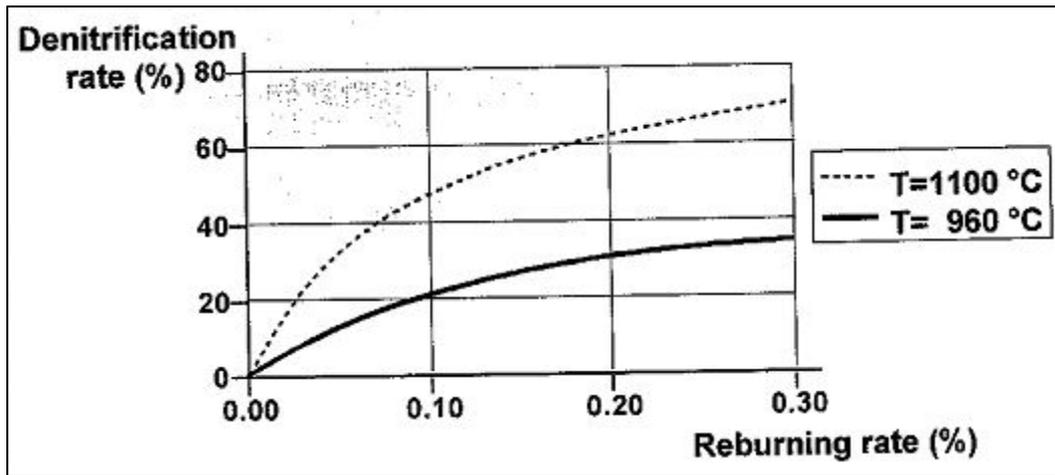


Figura 8. Andamento della denitrificazione in funzione del rate reburning; (European Commission 2006).

È importante anche il tempo di permanenza nella zona di reburning: aumentando il tempo si sfavorisce la formazione degli NO_x .

Il tipo di combustibile è fondamentale per la presenza dell'azoto al suo interno, risulta il gas naturale il più utilizzato poiché non introduce altri inquinanti. Nei termovalorizzatori è il combustibile preferito per questo tipo di azione, in particolare perché è facilmente infiammabile, non contiene zolfo e non produce polveri.

Il costo di questa misura dipende dalla struttura della caldaia e dal combustibile utilizzato.

1.4.1.5 AIR STAGING

Il sistema "air staging" è costruito sulla realizzazione di due zone di combustione disgiunte: una zona di combustione primaria con carenza di ossigeno ed una zona di combustione secondaria con eccesso di ossigeno (10-30%). La conversione dell'azoto ad ossidi di azoto viene inibita dalle condizioni sub-stechiometriche che si hanno nella zona primaria.

Questo tipo di misura richiede un'ottima miscelazione tra gas ed aria nella zona secondaria al fine di poter mantenere a bassi livelli i quantitativi di monossido di carbonio (CO) e degli altri inquinanti.

Sono stati individuati due grossi inconvenienti nell'applicare questa tecnica: il primo riguarda la significativa formazione di CO nel caso in cui gli ugelli per l'aria non fossero ben allocati, il secondo inconveniente è da attribuire all'incremento di carbonio nelle ceneri di fondo.

1.4.2 AZIONI SECONDARIE: I SISTEMI DI ABBATTIMENTO DEGLI NO_x

Le misure post combustione sono ritenute di tipo secondario, servono a ridurre gli ossidi di azoto già formati durante il processo di combustione, possono essere combinate alle misure primarie oppure applicate in modo indipendente. La maggior parte delle tecnologie per la riduzione delle emissioni di NO_x sono basate sull'iniezione di ammoniaca (NH₃), urea (CO(NH₂)₂) o altri composti riducenti che reagiscono con i fumi attuando una riduzione degli ossidi di azoto ad azoto molecolare (N₂).

I processi principalmente utilizzati per la rimozione dell'azoto in post combustione sono i seguenti:

- Selective Non Catalytic Reduction (SNCR)
- Selective Catalytic Reduction (SCR)

Se ne può utilizzare uno solo o entrambi.

1.4.2.1 SELECTIVE CATALYTIC REDUCTION (SCR)

Il sistema SCR è un processo catalitico basato su una riduzione selettiva degli ossidi di azoto mediante l'utilizzo di un reagente riducente e in presenza di un catalizzatore. L'agente riducente, il più delle volte, è ammoniaca oppure urea, viene iniettato nei fumi a monte del catalizzatore. La conversione degli ossidi di azoto ha luogo sulla superficie del catalizzatore ad una temperatura generalmente compresa tra i 170 e i 510 °C.

Le reazioni in gioco con ammoniaca come agente riducente sono le seguenti:



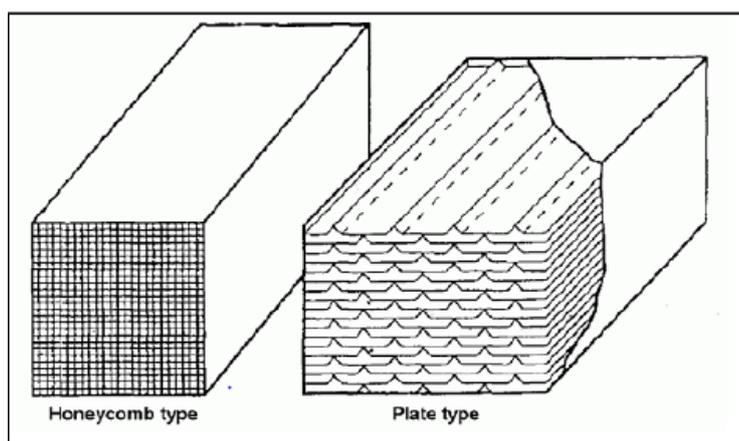
Il grado di rimozione degli ossidi di azoto è in funzione sia del catalizzatore utilizzato sia al rapporto tra NH₃/NO_x, con un elevato rapporto può essere ottenuta un'elevata efficienza di

rimozione di NO_x , ma nel contempo la quantità di ammoniaca inutilizzata viene dispersa nei fumi puliti.

L'utilizzo dell'ammoniaca o di urea come reagenti negli inquinanti gassosi è una prassi comune. L'ammoniaca liquida in soluzione acquosa viene diluita con aria in modo tale che la miscela possa essere iniettata nella corrente gassosa. Per raggiungere un'elevata efficienza di rimozione degli NO_x e per minimizzare la porzione di ammoniaca slip (ammoniaca non reagita) è di particolare importanza ottenere un rapporto NH_3/NO_x omogeneo all'interno dei fumi. La fuoriuscita di NH_3 -slip dovrebbe essere il più basso possibile, al fine di evitare il rischio che l'ammoniaca possa reagire con il triossido di zolfo (SO_3) presente nella corrente durante il raffreddamento, ed evitare quindi la possibile formazione di incrostazioni e la corrosione delle superfici causate dallo sviluppo di solfato di ammonio e idrogeno solfato d'ammonio.



La deposizione dei sali solfato e idrogeno solfato d'ammonio sulla superficie dei catalizzatori degrada rapidamente i materiali, provocando erosione e occlusione del catalizzatore, riducendo la capacità di abbattimento degli NO_x . Se la corrente gassosa inquinata è perfettamente mescolata e l'aggiunta di ammoniaca è perfettamente rapportata alla concentrazione degli ossidi di azoto, si possono raggiungere gradi di conversione degli NO_x maggiori del 90%.



I sistemi a riduzione catalitica possono esistere in differenti configurazioni (*Figura 9*), in base ai materiali con cui sono costituiti operano a intervalli di temperature diverse.

Figura 9. Possibili tipologie di catalizzatore: i primi sono a nido d'ape mentre i secondi sono piatti; (Estrapolata da Di Francesco 2009).

I tipi di materiali utilizzati come catalizzatori sono:

- ossidi di metallo comuni, sono tra i più utilizzati e sono costituiti da biossido di titanio (TiO_2) come metallo base, insieme a componenti attivi quali vanadio, tungsteno, molibdeno.
- Zeoliti, naturali, altamente porosi o alumino-silicati sintetici, solidi cristallini, e vengono utilizzati per alte temperature fino ai 600°C .
- Ossidi di ferro, costituiti da particelle di ossido di ferro con un sottile ricoprimento di fosfato di ferro.
- Carbone attivo, costituito da lignite oppure carbon fossile miscelati con elementi inerti e lavorato fino a pellets sintetizzato. Utilizzato tra i 100 e i 200°C .

La scelta del catalizzatore dipende dalla configurazione scelta per la tecnica SCR e dalle temperature dei fumi. La quantità di catalizzatore necessaria è in funzione della portata della corrente gassosa inquinata, della riduzione di abbattimento degli NO_x e della composizione del gas.

Una stima della vita media di un catalizzatore è tra i 5 ed i 7 anni, la sua durata dipende da diversi fattori specifici della tipologia d'impianto, dalle caratteristiche del combustibile e dal tasso di riduzione degli NO_x richiesto (Bergamaschi 2017).

Esistono tre configurazioni di base per integrare il reattore SCR nella catena di depurazione fumi (*Figura 10*).

1. La disposizione HIGH-DUST (fumi non depurati) è la più comunemente utilizzata, ma non nel campo della termovalorizzazione dei rifiuti. Lavora con un'alta temperatura operativa del catalizzatore. Ciò nonostante il suo utilizzo presenta due limiti: primo, i fumi potrebbero contenere ceneri volanti e veleni per il catalizzatore, che possono provocare la disattivazione del catalizzatore. In secondo luogo, per adattare l'installazione di uno SCR nella configurazione high-dust, è necessario uno spazio aggiuntivo vicino alla caldaia. Dal punto di vista economico questa installazione è conveniente.
2. Il sistema LOW-DUST (fumi depurati dal particolato) bypassa gli inconvenienti della configurazione high-dust. Il suo maggior vantaggio è che può prolungare la vita del

catalizzatore. Si vede obbligatoria l'installazione di precipitatori per polveri ad alta temperatura perché il processo opera senza riscaldamenti supplementari dei fumi. Molto spesso questa soluzione si presenta antieconomica in caso di adeguamento di vecchi impianti.

3. La collocazione TAIL-END (fumi depurati) è una variante favorevole per tutti gli impianti, in particolare per quelli già esistenti sia per la non esposizione del catalizzatore all'abrasione, corrosione e disattivazione sia per una questione di spazi. I fumi in ingresso devono essere riscaldati tramite dei bruciatori che per la maggior parte utilizzano gas naturale come combustibile per far raggiungere la temperatura di esercizio del catalizzatore.

Per i termovalorizzatori la tail-end è la soluzione maggiormente adottata, in quanto l'SCR è solitamente a valle dei dispositivi di depurazione dei fumi, come dopo l'eliminazione delle polveri e dei gas acidi. Per questa ragione i fumi spesso richiedono un nuovo riscaldamento alla temperatura utile per l'attivazione del sistema catalitico. Questo va ad aggravare il fabbisogno energetico di base della catena di trattamento fumi, esprimendosi con un aumento dei costi.

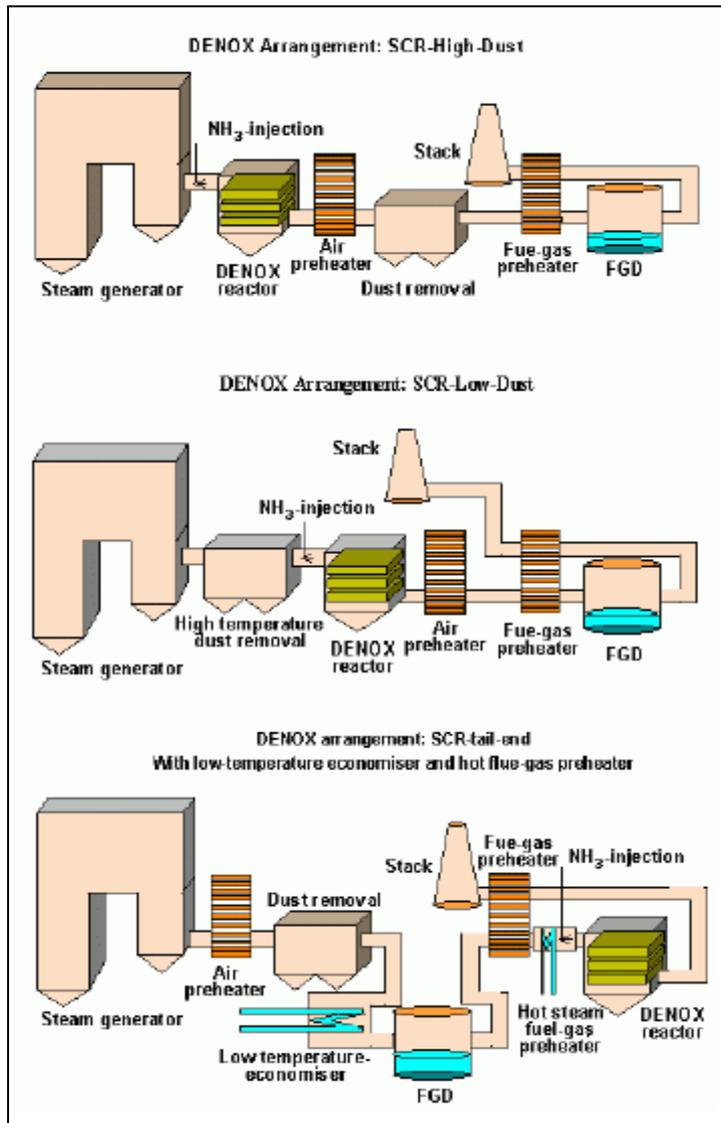


Figura 10. Tre diverse configurazioni di depurazione fumi con l'uso di un sistema SCR; (Estrapolata da Di Francesco 2009).

Sintetizzando, i vantaggi nell'uso di un reattore SCR sono:

- Il processo SCR può essere adattato a molti combustibili ed in impianti di grandi dimensioni.
- La conversione degli NO_x non genera alcun componente inquinante secondario.
- L'emissione degli NO_x può essere ridotta più del 90%.
- L'efficienza del sistema può essere incrementata con adattamenti in continuo sul consumo di ammoniaca andando a diminuire l'effetto di ammoniaca slip e per aumentare la vita al catalizzatore.

Invece gli svantaggi emergenti sono:

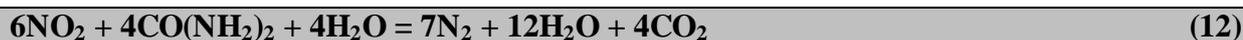
- La presenza di ammoniac slip, legata all'eccessivo ingresso di ammoniaca nel sistema, quindi alla incompleta reazione con gli ossidi di azoto.
- Oltre al catalizzatore si deve installare uno scambiatore di calore a monte del reattore per portare i gas alla temperatura di esercizio previsto.

1.4.2.2 SELECTIVE NON CATALYTIC REDUCTION (SNCR)

L'SNCR è un sistema di abbattimento degli NO_x che lavora senza l'apporto di un catalizzatore. L'intervallo di temperatura varia fortemente in base all'agente ossidante utilizzato (ammoniaca o urea). Le reazioni che avvengono sono le stesse riportate per l'SCR (6 e 7), solamente che a temperature inferiori rispetto a quelle sopra descritte risulta no troppo lente, mentre a temperature superiori risulta una reazione indesiderata (10) che provoca il risultato opposto rispetto all'obbiettivo prefissato.



Le reazioni in gioco con urea come agente riducente sono le seguenti:



La scelta del reagente influisce sulla formazione del monossido di diazoto (N₂O), l'utilizzo di ammoniaca ne attira quantità trascurabili, mentre l'utilizzo di urea ne induce quantità rilevanti in quanto si scinde in ammoniaca e acido isocianico (HNCO), che in parte si libera a sua volta sottoforma di ammoniaca ed in parte sottoforma di NCO (cianato) che si trasforma in N₂O. La differenza tra i due reagenti riducenti si percepisce maggiormente nel sistema SNCR, dove la scelta meno costosa e problematica dell'urea può portare a corrosione superiore rispetto all'ammoniaca.

La distribuzione uniforme del reagente è una problematica rilevante per i sistemi non catalitici, per questo motivo è fondamentale l'ottimizzazione del sistema di distribuzione. In tabella 2 sono sintetizzati vantaggi e svantaggi dei due agenti riducenti comunemente utilizzati.

Tabella 2. Vantaggi e svantaggi nel'uso di ammoniaca o urea per un sistema SNCR; (Biondaro 2011).

Reagente	Vantaggi	Svantaggi
Ammoniaca (NH_3)	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilità di ammortizzare concentrazioni di NO_x di picco • Minori emissioni di N_2O 	<ul style="list-style-type: none"> • Campo di temperature piuttosto ristretto (870-950°C) • Stoccaggio e movimentazione pericolosi • Costi unitari superiori • Slip di ammoniaca
Urea ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$)	<ul style="list-style-type: none"> • Campo di temperature ampio (540-1000°C) • Stoccaggio e movimentazione meno pericolosi • Costi unitari inferiori 	<ul style="list-style-type: none"> • Minore capacità a fronteggiare picchi di concentrazione di NO_x • Emissioni di N_2O superiori • Slip ammoniaca

L'utilizzo dell'urea presenta il vantaggio derivante dal fatto che il reagente può essere immagazzinato sotto forma solida, inoltre può essere iniettato in camera di combustione sotto forma di soluzione acquosa, questo conferisce una migliore omogeneizzazione della miscela fumi-reagente. La scelta di operare con ammoniaca in forma gassosa porta a problematiche dal punto di vista gestionale: il reagente è a rischio esplosione inoltre è tossico per l'uomo e per l'ambiente. La manipolazione di questa sostanza porta il personale addetto ad un elevato rischio, per questo gli stessi devono essere in possesso di particolari certificazioni per operare con sostanze pericolose.

Le reazioni sono fortemente influenzate dal valore della temperatura operativa, compresa tra gli 850 e i 1100 °C. Valori più bassi rispetto alla finestra termica dei fumi comportano cinetiche di reazioni progressivamente inferiori, avviene la mancata reazione degli NO_x con l' NH_3 , che di conseguenza viene trascinato tal quale dai fumi assieme agli ossidi non trasformati, sviluppando quel fenomeno, descritto in precedenza, e noto come ammonia-slip (*Figura 11*).

Per ottenere un basso tasso di NH_3 -slip è importante che il reagente e gli NO_x siano sottoposti ad un'adeguata miscelazione all'interno dei fumi. Assieme alla miscelazione sono importanti anche le dimensioni delle gocce di reagente e il tempo di contatto tra reagente e fumi. Gocce di dimensioni elevate evaporerebbero piano piano rischiando di essere trascinate dai fumi con conseguente incremento di ammoniaca al camino, mentre piccole gocce potrebbero evaporare molto velocemente causando un aumento del livello di abbattimento degli ossidi di azoto.

Per garantire l'ottimale miscelazione e quindi l'innesco delle reazioni, è opportuno iniettare i reagenti nebulizzati utilizzando vapore acqueo in pressione (come mezzo di trasporto), ed usufruendo di più punti d'immissione all'interno della camera di combustione.

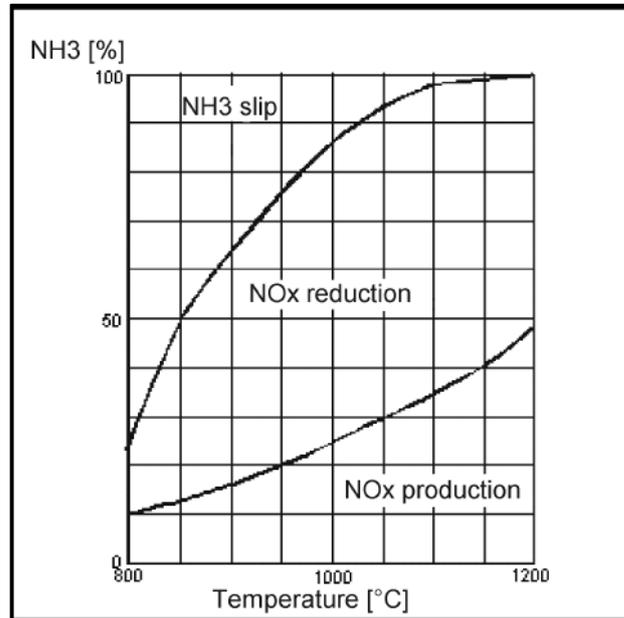


Figura 11. Profilo ammoniaca VS temperatura; (da European Commission 2006).

Oltre alla temperatura anche il tempo di permanenza dei reagenti influisce sul rendimento della reazione SNCR, se questo non è ottimale può portare uno sconsiderato aumento di ammoniaca al camino in quanto il reagente non ha avuto tempo sufficiente per reagire con gli ossidi di azoto.

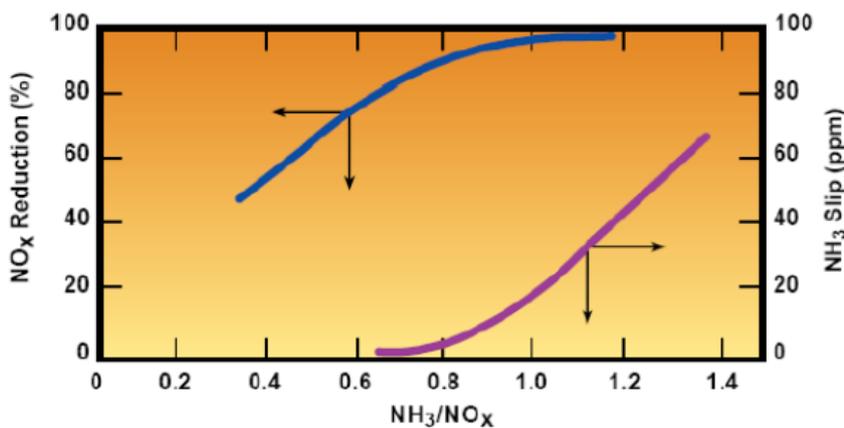


Figura 12. Andamento Rapporto Stechiometrico Normalizzato; (da Bargagli 2016).

Anche la correlazione tra l'emissione di NO_x e la quantità di riducente iniettata (NH₃) è molto importante, per l'appunto si parla di rapporto stechiometrico normalizzato (RSN) quindi il rapporto molare tra NH₃ e NO_x. Questo parametro è un valore fisso imposto dal progettista, ad un elevato

rapporto RSN è favorita la rimozione degli NO_x, anche se in questo modo si va ad aumentare il quantitativo di ammoniaca-slip. La relazione che intercorre tra l'iniezione di NH₃(linea viola) e l'abbattimento degli NO_x(linea blu), viene graficata in figura 12.

1.4.2.3 CONFRONTO SNCR E SCR

Le due tipologie di impianto si diversificano essenzialmente per le diverse temperature di processo e per il rendimento della riduzione degli ossidi di azoto, contemporaneamente è necessario non dimenticare i limiti di ammoniaca che esistono a camino. Il rendimento dei sistemi SNCR non supera il 50-70%, allo stato dell'arte invece i sistemi SCR hanno un'elevata efficienza che va oltre il 90%. Le tecnologie SNCR risultano più semplici a livello impiantistico e di gestione, inoltre richiedono uno sforzo economico inferiore rispetto al sistema SCR che ha come difetto gli elevati costi impiantistici e di manutenzione. Nella tabella 3 sono riassunti i principali vantaggi e svantaggi nell'utilizzo di una tecnica piuttosto che di un'altra.

Tabella 3. Vantaggi e svantaggi nell'utilizzo di un reattore SCR e SNCR per l'abbattimento degli NO_x; (Elaborazioni Biondaro da Commissione Europea 2006).

Trattamento	Vantaggi	Svantaggi
SNCR	<ul style="list-style-type: none"> • Minor complessità impiantistica • Minor costo di installazione • Minor costo di gestione 	<ul style="list-style-type: none"> • Ridotta efficienza (< 50- 70 %) • Elevato consumo di reagente • Maggiori fughe (slip) di NH₃
SCR	<ul style="list-style-type: none"> • Elevata efficienza (> 90 %) • Efficace anche per altri inquinanti (es. diossine, COT) • Ridotto consumo di reagente 	<ul style="list-style-type: none"> • Maggior complessità impiantistica • Necessità di preriscaldamento fumi in ingresso • Maggior costo di installazione • Maggior costo di gestione (durata catalizzatori)

In un'attenta analisi riportata in (Di Francesco 2009), si evidenziano le diversità di costo per tre tipologie di sistemi analizzati (Tabella 4). In particolare emerge come i costi fissi della tecnologia SCR superino oltre il doppio dei costi previsti per i sistemi SNCR, viene evidenziato come i costi operativi del sistema catalitico siano più alti a causa del maggior consumo di energia del ventilatore di estrazione fumi, unitamente al gas naturale utilizzato per il

riscaldamento della miscela gassosa (nella disposizione tail-end) e ai costi per la rigenerazione e la sostituzione dei catalizzatori.

I processi SNCR sono spesso criticati per il loro eccessivo quantitativo di ammonia-slip, per contro nei sistemi SCR si hanno ulteriori emissioni di diossido di carbonio (CO₂) dovute all'input di energia supplementare.

Tabella 4. Tabella con i confronti dei tre sistemi di abbattimento degli NO_x; (Elaborazioni di Di Francesco 2009).

	Unit	SNCR Urea (45%)	SNCR NH ₄ OH (25%)	SCR NH ₄ OH (25%)
Waste throughput	MT/h	15		
Flue gas volume stream	Nm ³ /h.dry	80,000		
Operating hours	h/a	7,800		
NO _x baseline	mg/Nm ³	400		
NO _x clean gas concentration	mg/Nm ³	200	100	70
Pressure loss	mbar			25
Temperature increase	°C			20
Investment costs	EUR	200.000	500.000	2.500.000
Operating time	years	15	15	15
Interest rate		6%	6%	6%
Annuity	EUR/a	20.000	50.000	250.000
Ammonia water	EUR/h	-	16,50	6,00
Urea solution	EUR/h	11,30	-	-
Process water	EUR/h	0,58	-	-
Demineralised water	EUR/h		1,20	
Electrical energy	EUR/h	0,15	0,15	6,70
Natural gas	EUR/h	-	-	38,00
Compressed air	EUR/h	2,00	2,00	-
Operating costs per hour	EUR/h	14,03	19,85	50,70
Operating costs per year	EUR/a	109.434	154.830	395.460

1.5 LO STATO DELL'ARTE, LE BAT

In inglese l'acronimo BAT rimanda all'espressione Best Available Techniques, che in italiano si può tradurre come le Migliori Tecniche Disponibili (MTD). Si tratta delle migliori tecniche impiantistiche, di controllo e di gestione finalizzate ad ottenere il minor impatto ambientale possibile, ossia bassi livelli di emissioni ed ottimizzazione nell'uso delle risorse, compatibilmente con la realizzazione tecnica e gli oneri finanziari previsti.

Tutte le indicazioni utili sulle BAT sono riportate nei cosiddetti Brefs (BAT Reference documents), ovvero documentazioni continuamente aggiornate dalla Commissione Europea nelle quali sono riportate le specifiche tecniche innovative, divise per le varie categorie di attività.

La Direttiva 96/61/CE, conosciuta come direttiva IPPC, acronimo di Integrated Pollution Prevention and Control, ovvero controllo e prevenzione integrata dell'inquinamento, propone un metodo innovativo per la diminuzione degli impatti ambientali attraverso una progressiva applicazione di interventi tecnici, al fine di evitare o ridurre le emissioni nell'aria, nell'acqua, nel suolo, incluse le misure relative ai rifiuti.

In Italia questa direttiva è stata recepita con il D.Lgs. 372/99 che ha introdotto nell'ordinamento nazionale l'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA), solamente per gli impianti industriali esistenti all'epoca. Il decreto viene parzialmente abrogato nel 2005 ed estende il campo di applicazione dell'AIA agli impianti nuovi ed in più alle modifiche sostanziali apportate agli impianti esistenti (www.arpalombardia.it).

Con l'entrata in vigore del Decreto Legislativo 46/2014, che attua la Direttiva 2010/75/UE relativa alle emissioni industriali, sono stati apportati aggiornamenti al D.Lgs. 152/2006 s.m.i. Sono state apportate variazioni sostanziali che riguardano i grandi impianti a combustione e i loro limiti di emissione per i composti organici volatili, oltre alla modifica in materia di Autorizzazione Integrata Ambientale (www.arpat.toscana.it).

L'aggiornamento della legislatura obbliga ad essere al passo con le migliori tecniche disponibili, in tutte le fasi dei processi industriali. Il fine è di minimizzare al massimo l'esposizione dell'ambiente all'inquinamento e, dove possibile, eliminarlo del tutto.

Nel testo quadro dell'ambiente all'articolo 5, lettera l-ter, viene data la definizione di MTD: “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 e delle altre condizioni di autorizzazione intesi ad evitare oppure, ove ciò si riveli impossibile, a ridurre in modo generale le emissioni e l'impatto sull'ambiente nel suo complesso”.

Allo stesso articolo vengono date le seguenti precisazioni:

- Per tecniche s'intenda sia le tecniche impiegate che le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto;
- Con il termine "disponibili": le tecniche sviluppate su una scala che ne consenta l'applicazione in condizioni economicamente e tecnicamente idonee nell'ambito del relativo comparto industriale, prendendo in considerazione i costi e i vantaggi, indipendentemente dal fatto che siano o meno applicate o prodotte in ambito nazionale, purché il gestore possa utilizzarle a condizioni ragionevoli;
- Migliori: le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell'ambiente.

È ovvio come le BAT costituiscano un sistema dinamico, in costante aggiornamento per l'affermarsi di nuove tecniche che potrebbero influenzare drasticamente tutto il ciclo di vita dell'installazione: dalla progettazione fino alla chiusura dell'impianto (Giampietro, 2014).

La loro enunciazione ha come scopo principale di fornire alle autorità competenti gli elementi indispensabili per valutare integralmente le richieste di autorizzazione integrata in campo ambientale in ambito IPPC.

Fondamentalmente la BAT è importante perché permette di far adottare all'impianto le tecnologie in maggior misura predisposte per rispondere alle caratteristiche chimico/fisiche dei rifiuti, garantendo che durante il processo vengano provocati minimi disturbi all'ambiente. E ancora, BAT significa dare vita e mantenere attivi i controlli di qualità sui rifiuti in ingresso, questo meccanismo rientra nei metodi di accertamento della qualità, gli stessi sono compatibili con l'applicazione di un sistema di gestione ambientale, anch'essa definita tra le MTD (Commissione Europea 2005).

Le BAT costituiscono già al giorno d'oggi un legame vincolante ai fini della determinazione dei livelli di emissione degli stabilimenti sottoposti ad AIA, esse sono destinate ad avere un ruolo sempre più rilevante nella determinazione delle prescrizioni tecniche, e dei limiti per le emissioni di ogni tipologia d'impianto soggetta ad autorizzazione ordinaria (Giampietro 2014).

L'European Integrated Pollution and Control Bureau, nell'agosto del 2006, ha pubblicato il "Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration". Al suo interno sono raccolte le migliori tecnologie disponibili a livello mondiale indicate per l'incenerimento

dei rifiuti. In particolare al capitolo 4.4.4 vengono descritte le tecnologie per la riduzione degli ossidi di azoto.

Sostanzialmente vengono descritte le misure primarie e le misure secondarie che sono affrontate nei paragrafi precedenti e possono essere riassunte nelle seguenti tabelle:

Tabella 5. Tipici valori di un reattore SCR; (Elaborazioni Biondaro da Commissione Europea 2006).

Secondary measure	General NO _x reduction rate	Parameter	Value
Selective catalytic reduction (SCR)	80 – 95%	Operating temperature	350-450°C (high-dust) 170-300°C (tail end) 280-510°C (gas turbines) 200-510°C (diesel engines)
		Reducing agent	Ammonia, urea
		NH ₃ /NO _x ratio	0,8-1
		NH ₃ slip	<5 mg/Nm ³
		Availability	>98%
		SO ₂ /SO ₃ conversion rate with catalyst	1-1,5 % (tail end)
		Energy consumption as % of electric capacity	0,5% for all applications
		Pressure drop at the catalyst	4-10(10 ² Pa)

Tabella 6. Tipici valori di un reattore SNCR; (Elaborazioni Biondaro da Commissione Europea 2006).

Secondary measure	General NO _x reduction rate	Parameter	Value
Selective non catalytic reduction (SNCR)	30 – 50%	Operating temperature	850-1050 °C
		Reducing agent	Ammonia, urea
		NH ₃ /NO _x ratio	1,5-2,5
		NH ₃ slip	<10 mg/Nm ³
		Availability	>97%
		Energy consumption as % of electric capacity	0,1-0,3%
		Resident time within temperature range	0,2-0,5 sec

CAPITOLO 2 – IL CENTRO ECOLOGICO BAIONA E IL FORNO F3

2.1 NORMATIVA AMBIENTALE DI SETTORE

Già nel Neolitico, con la sedentarizzazione dell'uomo, si doveva affrontare il problema "rifiuti". I villaggi si riempivano di abitanti agricoltori e allevatori, con l'aumento in particolar modo di rifiuti organici. Questo comportò una diminuzione delle condizioni di salute dei nostri antenati ed un aumento della mortalità. I villaggi cominciarono a prendere forma e a diventare città, con il conseguente aumento delle unità abitative, quindi con la concentrazione di molte persone in uno spazio ristretto. Il tanfo dei rifiuti era di una entità tale da ricondurre ad esso la causa delle epidemie, inoltre il tutto era ancora lasciato ai margini dei vicoli, con il classico lancio dalle finestre. Le prime regole che limitarono i problemi degli odori nauseabondi si esprimevano nell'obbligare i cittadini a pulire vie, piazze, canali di scolo, inoltre vennero emessi i primi divieti che impedivano di compiere lavorazioni di macelleria e pescheria, trattamenti tessili, trasformazioni del vino e del luppolo nei centri abitati delle città.

Con l'avvio della Rivoluzione Industriale i miglioramenti tecnici portano alla luce i primi sistemi fognari, di conseguenza i pozzi neri per i nuovi WC. La vita in quel periodo era fatta di molti sacrifici per arrivare a salari minimi, i nostri antenati si vedevano obbligati a riciclare e recuperare il più possibile, già inconsciamente avevano innescato un meccanismo per il quale la riduzione del rifiuto era tra le priorità. Senza dubbio qualcosa di consumato e inutilizzabile rimaneva, veniva abbandonato per le strade e messa a setaccio dagli "Stracciaroli", persone che ai margini delle vie recuperavano stracci, metalli vari, ossa e carta (principalmente) per poterli rivendere e farli diventare un pasto quotidiano. Grazie al loro intervento, durato tutto l'ottocento, si sono stabilite le basi per la raccolta differenziata. Poi per molti decenni la raccolta è stata fatta attraverso un unico conferimento, solo a valle si distinguevano le varie frazioni, qui la porzione di scarto, irrecuperabile per la maggior parte, veniva sotterrata. Questo sistema di allontanare i

rifiuti e “nasconderli” sotto terra, intrecciato al miglioramento del benessere e accavallato dall'aumento della popolazione, ha portato ad un sistema di spreco e superficialità. Lo stile di vita è velocemente cambiato, e si è acquisita una maggior consapevolezza in merito alla gestione ottimale degli scarti, consci del fatto che questa possa giovare sia alla salute umana che all'ambiente. Allo stesso modo si consolida un mercato delle materie prime seconde che fino agli anni novanta ha trascinato il settore. Questi nuovi sbocchi, anche occupazionali, richiedono normative in continuo aggiornamento, in particolare allo scopo di portare alla luce le esigenze percepite dai cittadini come prioritarie: salvaguardia della salute pubblica, minor spreco di risorse, tutela del territorio e del paesaggio, energie da fonti rinnovabili, tutti punti che sono stati pian piano affrontati dalle normative, fino a quelle vigenti (HERA 2012).

2.1.1 NORMATIVA EUROPEA

Di seguito viene proposto un excursus storico che segue l'evoluzione della direttiva quadro sui rifiuti.

La prima **Direttiva Quadro sui rifiuti** è la **Direttiva 75/442/CEE**; con la medesima viene proposto agli stati membri una gestione integrata dei rifiuti al fine di garantire la tutela dell'ambiente e della salute umana. All'art. 3 della Direttiva la Comunità Europea promuove “la prevenzione, il riciclo, la trasformazione dei rifiuti e l'estrazione dai medesimi di materie prime ed eventualmente energia, nonché ogni altro metodo che consenta il riutilizzo dei rifiuti”.

In modifica alla precedente è stata emanata la **Direttiva Europea sui Rifiuti: Direttiva 91/156/CEE**, la quale decreta come attività principale la valorizzazione del rifiuto.

Direttiva 99/31/CEE sulle Discariche. Sancisce che in discarica si devono conferire soltanto i rifiuti a basso tenore di carbonio organico, non altrimenti utilizzabili in altre filiere di rivalorizzazione, dando la massima priorità al recupero di materia.

Direttiva 2006/12/CE abroga la precedente e le sue successive modifiche. Stabilendo il quadro normativo di riferimento per la gestione dei rifiuti nell'ambito della Comunità Europea.

Il 19 novembre 2008 il Parlamento Europeo ha emanato una direttiva volta a precisare e chiarire le ambiguità presenti nelle precedenti e definendo altresì una gerarchia di operazioni per la gestione del rifiuto che tutti gli stati membri sono invitati a seguire.

La **Direttiva in vigore è la 2008/98/CE** del Parlamento Europeo e del Consiglio d'Europa, all'articolo 4 definisce l'ordine di priorità in materia di gestione e prevenzione dei rifiuti, invitando gli stati membri ad adottare tutte le misure “volte a incoraggiare le operazioni che danno il miglior risultato ambientale complessivo”.

La seguente gerarchia (*Figura 13*) mostra con quale priorità di prevenzione e gestione si devono trattare i rifiuti:

- a) **Prevenzione**; attuare misure che riducano la quantità di rifiuti prodotti attraverso l'uso di un bene focalizzandosi sulla prevenzione (articolo 9) degli stessi, attraverso una politica di progettazione ecologica che riduca la pericolosità dei rifiuti e che li renda sostenibili, riutilizzabili e riciclabili. La riduzione dei rifiuti è strettamente legata alla responsabilità estesa del produttore.
- b) **Preparazione al riutilizzo**; definito dall'articolo 3 comma 13 come “qualsiasi operazione attraverso la quale prodotti o componenti che non sono rifiuti sono reimpiegati per la stessa finalità per la quale erano stati concepiti”, si può ricondurre al concetto di annullamento del rifiuto.
- c) **Riciclaggio**; operazioni di riuso del rifiuto, che sfrutta i materiali originari che costituiscono il rifiuto stesso per ottenere materiali o beni da utilizzare con la stessa funzione del prodotto di partenza o per altri fini.
- d) **Recupero**; operazioni destinate ad utilizzare il rifiuto in sostituzione ad altri materiali che sarebbero altrimenti stati utilizzati per assolvere tale funzione. Coinvolge tutte le operazioni di trasformazione dei rifiuti affini alla produzione di nuovi materiali o energia descritti in allegato II della Direttiva.
- e) **Smaltimento**; tutti quei procedimenti diversi dai precedenti descritti in allegato I della Direttiva, in particolare si precisa per le operazioni diverse dal recupero energetico.

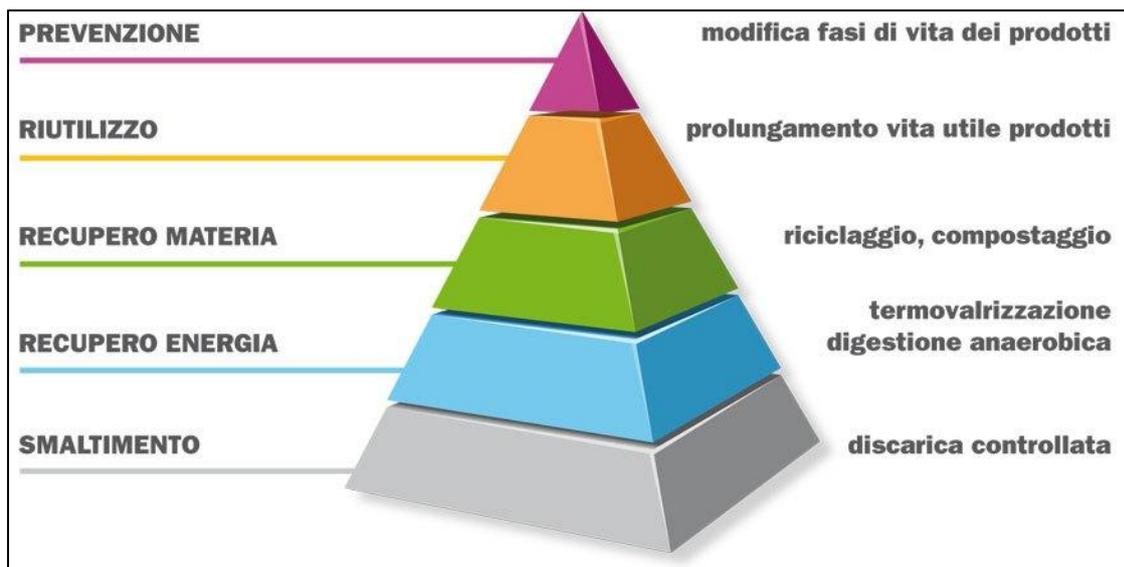


Figura 13: Gerarchia delle priorità in materia di rifiuti; (Sauro Secci 2012).

Con questa direttiva nasce il principio guida a livello internazionale sintetizzabile nell'affermazione: “chi inquina paga”, il quale attribuisce ai produttori o ai detentori del rifiuto i costi di gestione dello stesso. L'ingresso nella Direttiva della “responsabilità estesa del produttore” è stato uno dei mezzi più efficaci per far avvicinare l'Unione Europea a una “società del riciclaggio” cercando di evitare la produzione di rifiuti e di utilizzare quest'ultimi come risorse.

La Direttiva pone altresì l'accento sui principi di autosufficienza e di conferimento, dogmi in base ai quali occorre adottare le misure appropriate per la creazione di una rete integrata di impianti per lo smaltimento e il recupero.

Inoltre la Direttiva riconosce una rilevanza economica al settore, soffermandosi più volte sull'importanza di non considerare mai separato l'aspetto economico della gestione dei rifiuti da quello prettamente ambientale.

La nova classificazione dei rifiuti entrata in vigore dal 1° giugno 2015, è stata attuata attraverso il **Regolamento n. 1357/2014/CE** (che sostituisce l'Allegato III della Direttiva 2008/98/CE).

Tra le nuove disposizioni che sono state introdotte compaiono in maniera rilevante:

- Modifica delle caratteristiche di pericolo dei rifiuti passando dalla sigla “H” ad “HP” con ridefinizione delle voci;

- Con la Decisione 2014/955/UE in modifica alla Decisione 2000/532/CE per l'approvazione del nuovo Elenco Europeo dei rifiuti;
- Modifica del Regolamento 850/2004 (all. IV e V) sugli inquinanti organici persistenti, introducendo nuovi limiti e nuove sostanze.

Nel luglio 2014 è stato reso pubblico il testo dal titolo: **“Proposta di DIRETTIVA DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO che modifica le direttive 2008/98/CE relativa ai rifiuti, 94/62/CE sugli imballaggi e i rifiuti di imballaggio, 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti, 2000/53/CE relativa ai veicoli fuori uso, 2006/66/CE relativa a pile e accumulatori e ai rifiuti di pile e accumulatori e 2012/19/UE sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche”**. Il fine della stessa è di comporre una direttiva quadro sui rifiuti in grado di raggruppare tutte le disposizioni in merito. La visione della direttiva mira a migliorare l'efficienza nella trasformazione dei rifiuti in risorsa, elemento fondamentale per realizzare il progetto di un'economia circolare.

Nel campo dell'incenerimento la normativa Europea di riferimento è la **DIRETTIVA 2000/76/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO sull'incenerimento dei rifiuti**.

Gli obiettivi di tale direttiva sono indirizzati ad evitare o limitare gli effetti negativi dell'incenerimento, vengono posti dei limiti alle emissioni in atmosfera, agli scarichi nelle acque superficiali e nel suolo, al fine di salvaguardare la salute umana.

Gli impianti di combustione contribuiscono con una certa importanza alle emissioni di sostanze inquinanti, queste vengono normate dalla **DIRETTIVA 2010/75/UE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO, relativa alle emissioni industriali** (prevenzione e riduzione integrata dell'inquinamento). Essa fissa le norme intese a eludere e moderare le emissioni nell'aria, nell'acqua e nel terreno per raggiungere un livello elevato di protezione dell'ambiente. Al capo IV della Direttiva sono stilate le disposizioni particolari per gli impianti di incenerimento e di coincenerimento dei rifiuti. In Allegato VI si trovano le disposizioni tecniche relative agli impianti sopra citati, con i limiti consentiti per le sostanze inquinanti in atmosfera (PARTE 4) e le emissioni agli scarichi di acque reflue (PARTE 5).

2.1.2 NORMATIVA ITALIANA

La prima norma italiana che si è occupata in modo concreto di rifiuti solidi fu la **Legge numero 366 del 20 Marzo 1941**; prescriveva come obbligatoria la cernita dei rifiuti che costituivano materiale recuperabile, indicando come lo smaltimento in discarica o l'incenerimento doveva essere una soluzione solo per quei materiali che ormai non avevano più un valore apprezzabile. Indicazioni per lo più mai seguite, anche se di grande rilevanza economica per la Dittatura del governo di Mussolini. Inoltre vennero identificate varie tipologie di rifiuto (tralasciando i rifiuti industriali), affrontando il problema sostanzialmente sotto l'aspetto igienico-sanitario.

Solo successivamente, nel 1982, fu emanato il **Decreto del Presidente della Repubblica 915/82**, prima legge che disciplina in maniera organica le varie tipologie di rifiuti, seguita nel 1984 dalla Delibera del Comitato Interministeriale che regola l'attuazione del DPR 915/82, nella quale si disciplinano le norme tecniche per lo smaltimento in discarica e incenerimento.

La prima definizione di rifiuto è stata introdotta dal **D.Lgs. 22/97**, il cosiddetto **Decreto Ronchi**, che introduce l'ordine di priorità per la gestione dei rifiuti e il principio del "chi inquina paga", inoltre vengono conformati i principi di responsabilizzazione e cooperazione di tutti i soggetti coinvolti nella produzione, distribuzione, utilizzo e consumo dei beni che generano rifiuti. Nel decreto Ronchi è incluso anche il capitolo riconducibile al sistema di gestione degli imballaggi, disciplina la quale ha stabilito come il costo della gestione degli imballaggi sia a carico dei produttori e degli utilizzatori che aderiscono ai consorzi presenti a livello nazionale.

La strategia nella priorità della gestione dei rifiuti è conosciuta più comunemente attraverso le quattro R: riduzione, riutilizzo, riciclaggio e recupero (*Figura 14*) che ricalcano le stesse linee dei principi di priorità della gestione rifiuti della Direttiva 2008/98/CE.



Figura 14: Schema rappresentativo delle quattro R; (www.ecoearth.it).

Con il **Decreto Legislativo n. 133 del 2005: “Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti”**, vengono stabilite le procedure da intraprendere per prevenire e ridurre gli effetti negativi che l’incenerimento e il co-incenerimento dei rifiuti portano sull’ambiente.

Il decreto dottrina:

- “i valori limite di emissioni degli impianti di incenerimento e di co-incenerimento dei rifiuti”;
- I metodi di campionamento e di analisi degli inquinanti;
- “i criteri e le norme tecniche generali riguardanti le caratteristiche costruttive e funzionali, nonché le condizioni di esercizio degli impianti di incenerimento e co-incenerimento dei rifiuti, con particolare riferimento alle esigenze di assicurare una elevata protezione dell’ambiente contro le emissioni causate dall’incenerimento e dal co-incenerimento dei rifiuti”;
- I criteri temporali di adeguamento degli impianti.

In Italia il “Testo Unico Ambientale” (TUA) è il testo di riferimento per la legislazione ambientale, il **D.Lgs. 152/2006 (s.m.i.)** nella parte quarta si occupa di gestione dei rifiuti e bonifica di siti contaminati con l’attuazione delle Direttive Europee.

Dall’articolo 237 e seguenti il decreto legislativo recepisce la direttiva Europea sull’incenerimento e il co-incenerimento. È importante sottolineare come l’impianto di co-incenerimento sia ritenuto: “qualsiasi unità tecnica, fissa o mobile, la cui funzione principale consiste nella produzione di energia o di materiali e che utilizza rifiuti come combustibile normale o accessorio o in cui i rifiuti sono sottoposti a trattamento termico ai fini dello smaltimento [...]”, differenziandosi dall’impianto di incenerimento in quanto è definito come “qualsiasi unità e attrezzatura tecnica, fissa o mobile, destinata al trattamento termico di rifiuti con o senza recupero del calore prodotto dalla combustione [...]”. In definitiva sono chiaramente due impianti tecnologicamente molto simili, altresì differenti per la funzione principale che ricoprono.

Negli articoli che seguono vengono definite le autorizzazioni (237-sexies) e le condizioni d’esercizio degli impianti (237-octies). Viene prescritto che gli impianti devono essere progettati, costruiti e gestiti in modo da ottenere il miglior livello di combustione possibile, inoltre vengono indicate le temperature di esercizio scelte per garantire la completa combustione e il minor impatto delle emissioni gassose.

Agli Allegati 25 ter e 25 quater si trovano i riferimenti tecnici e i valori limite per le emissioni, rispettivamente per gli impianti di incenerimento e di co-incenerimento dei rifiuti.

Con il **D.Lgs. 3 dicembre 2010, n. 205**, è stata modificata ed integrata la parte quarta del TUA con alcune novità per quello che riguardava i criteri di classificazione dei rifiuti.

Alla luce delle recenti modifiche del decreto “**Sblocca Italia**”, il **D.Lgs. 133 del 12 settembre 2014**, all’articolo 35 indica le disposizioni atte alla realizzazione di una rete nazionale di inceneritori con recupero energetico per avere un sistema integrato di gestione di rifiuti urbani (e assimilati) che possa garantire l’autosufficienza a livello nazionale e superare le procedure di infrazione per la mancata attuazione delle norme europee di settore. Gli inceneritori sono definiti come “infrastrutture e insediamenti strategici di preminente interesse nazionale ai fini della tutela della salute e dell’ambiente”, vengono classificati in impianti di termo trattamento in quanto:

“concorrono allo sviluppo della raccolta differenziata e al riciclaggio mentre deprimono il fabbisogno di discariche”.

Vengono penalizzati gli stabilimenti che usufruiscono di rifiuti provenienti da altre regioni, con l'introduzione di una mora in quanto si possono chiedere ai gestori fino ad un massimo di 20 €/t, soldi che l'ente pubblico (alla luce delle cattive situazioni finanziarie) può comodamente sfruttare, andando di fatto ad annullare l'effetto della penalità economica imposta al gestore, forse addirittura incentivando il libero circolo della spazzatura da una regione all'altra (Quarantana 2015).

Con il **D.Lgs. 46 del 4 marzo 2014 “Attuazione della direttiva 2010/75/UE relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrata dell'inquinamento)”**, vengono recepiti i limiti per le emissioni gassose in uscita dai camini alla quale la legislatura italiana aggiunge anche i policlorobifenili e l'ammoniaca.

2.1.3 NORMATIVA REGIONALE

Già prima del Decreto Ronchi (1997), la regione Emilia Romagna si era sintonizzata nel canale dedicato alla miglior gestione dei rifiuti, da più di vent'anni è una delle amministrazioni maggiormente all'avanguardia nel panorama nazionale. Attraverso il PRGR (Piano Regionale di Gestione dei Rifiuti) ha istituito le ATO (Ambito Territoriale Ottimale) che corrispondono ad ogni provincia presente nel territorio regionale. Le ATO avevano previsto un'autonomia nello smaltimento dei rifiuti, attraverso una discarica ed un inceneritore per ogni provincia. Questo tipo di direzione ha iniziato a vacillare quando le percentuali di raccolta differenziata (RD) hanno raggiunto discreti livelli, di conseguenza meno rifiuti destinati agli inceneritori e alle discariche e più centri di recupero e riciclaggio, a contorno sono migliorate le tecniche di raccolta e i mezzi messi a disposizione alla popolazione per il conferimento degli stessi. Da non sottovalutare le campagne di sensibilizzazione che negli anni si sono succedute, in particolare rivolte alle utenze domestiche per poter migliorare freneticamente il recupero delle materie secondarie. Queste hanno aperto nuovi sbocchi commerciali ed occupazionali, portando come esempio alcuni caratteri della regione a livello internazionale. Nel passare degli anni, con il continuo aggiornamento dei PRGR, venivano posti degli obiettivi sempre più ambiziosi al fine di diminuire le tonnellate di rifiuti destinate a terminare in discarica, inoltre veniva valorizzata la

produzione d'energia e calore attraverso la combustione degli scarti. È la Direttiva 2008/98/CE che obbliga gli Stati membri ad elaborare i piani di gestione dei rifiuti, in particolare essi si occupano della pianificazione e della gestione dei rifiuti presenti nell'area geografica interessata, individuano le misure da adottare per migliorare l'efficacia ambientale.

Nel maggio 2016 è stato approvato il più recente **PRGR 2020**, che prevede la cessata attività di due degli otto termovalorizzatori presenti in regione, quello di Ravenna entro il 31 dicembre 2018 e quello di Piacenza entro il 31 dicembre 2020. Inoltre impartisce una svolta decisiva sul conferimento in discarica dei rifiuti, mantenendo attive al 2020 soltanto tre discariche: Ravenna, Carpi e Imola. Il nuovo piano punta alla prevenzione dei rifiuti, puntando a diminuire la produzione di rifiuti dal 15 al 20% rispetto alla quantità in essere. Questa strategia può contare sul finanziamento di un fondo a sostegno dei comuni virtuosi, e quindi con un vantaggio per tutta la cittadinanza (www.forlitoday.it).

2.2 RIFIUTI

È senso comune associare il termine rifiuto alla spazzatura raccolta in casa, pensiero non del tutto esaustivo rispetto alla definizione data dalla legislatura vigente. In particolare si fa riferimento al Decreto Legislativo numero 152 del 3 aprile 2006 e sue successive modifiche ed integrazioni (s.m.i.), “Testo Unico Ambientale” (di seguito D.Lgs. 152/06 e s.m.i.). all'articolo 183 comma 1, lettera a) il rifiuto viene definito come: “qualsiasi sostanza od oggetto di cui il detentore si disfi o abbia l'intenzione o abbia l'obbligo di disfarsi”. Quindi dalla definizione di rifiuto deriva un duplice criterio di identificazione:

- I. Oggettivo, poiché si fa riferimento a “qualsiasi sostanza od oggetto”, quindi indipendentemente dalla loro natura, forma, stato, tipologia, ecc.
- II. Soggettivo, in quanto si lascia al detentore il destino del bene: in base alla sua esigenza in quanto non lo considera più utile per sé, in base alla sua intenzione in quanto l'oggetto non è ancora stato gettato dal soggetto, ma esso ha l'intenzione di disfarsene, oppure se il soggetto abbia l'obbligo di disfarsene da regolamento (Ficco et al. 2014).

Il concetto moderno del rifiuto fa di un problema un'opportunità, partendo dalla raccolta separata delle diverse frazioni merceologiche, fino ad arrivare al guadagno economico derivante dalla vendita di nuovi beni costruiti partendo dal materiale di scarto.

2.3 CLASSIFICAZIONE DEI RIFIUTI

I rifiuti vengono classificati attraverso l'articolo n. 184 de D.Lgs. 152/2006 s.m.i. secondo l'origine: in rifiuti urbani e speciali, e successivamente secondo le caratteristiche di pericolosità: in rifiuti pericolosi e non pericolosi (Figura 15).

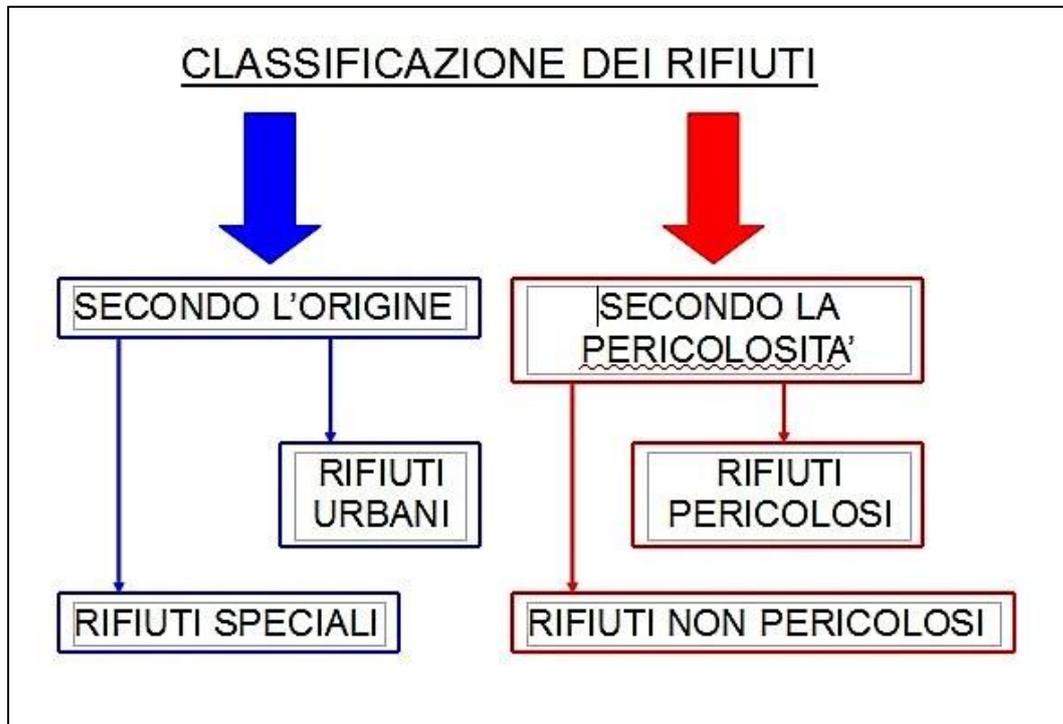


Figura 15: Classificazione dei rifiuti; (www.ccrifiuti.it).

Principalmente i rifiuti urbani più conosciuti sono: i rifiuti domestici provenienti da locali e luoghi adibiti ad uso di civile abitazione, i rifiuti di qualunque natura o provenienza giacenti sulle strade ed aree pubbliche o sulle spiagge marittime e sulle rive dei corsi d'acqua, i rifiuti vegetali provenienti da aree verdi: giardini, parchi e aree cimiteriali, ecc.

Come riportato nel D.Lgs. 152/06 e s.m.i., sono rifiuti speciali: i rifiuti da attività agricole e agro-industriali, i rifiuti da lavorazioni industriali, artigianali, commerciali e da attività di servizio. Sono ancora rifiuti speciali quelli derivanti dalla attività di recupero e smaltimento di rifiuti, i fanghi prodotti dalla potabilizzazione e da altri trattamenti delle acque, i rifiuti derivanti da attività sanitarie.

Quando si parla di rifiuti urbani pericolosi (RUP) si fa riferimento a quei rifiuti di origine domestica o simile, che al loro interno hanno un elevato contenuto di sostanze inquinanti o tossiche e che per queste presenze devono essere smaltiti in impianti appositi.

I rifiuti speciali pericolosi sono quelli “generati dalle attività produttive che contengono al loro interno un’elevata dose di sostanze inquinanti”, questa loro particolarità costringe i gestori a trattarli in modo da renderli innocui per la popolazione (Ficco et al. 2014).

Tuttavia esistono dei rifiuti speciali che sono originati da attività artigianali, industriali e commerciali che non rientrano nella categoria dei rifiuti pericolosi avendo di fatto tutte le caratteristiche simili ai rifiuti urbani; per questo motivo sono indicati come rifiuti assimilati agli urbani e vengono trattati come tali. In tabella 7 viene riproposta una disanima con alcuni esempi delle tipologie di rifiuti presenti nelle diverse categorie (Quaranta 2015).

Tabella 7: Classificazione dei rifiuti; (Elaborazioni Catterin su dati HERAmbiente 2012).

Rifiuti	Non pericolosi	Pericolosi
Urbani	<ul style="list-style-type: none"> - rifiuti domestici (secchi e organici) - rifiuti da pulizia stradale e altri luoghi pubblici - rifiuti assimilati agli urbani 	<ul style="list-style-type: none"> - pile, accumulatori al piombo - imballaggi contaminati - tv, monitor, frigoriferi, condizionatori e lampade - oli minerali
Speciali	<ul style="list-style-type: none"> - rifiuti da attività agricole e agro-industriali - inerti e laterizi (provenienti da attività imprenditoriale di costruzione e demolizione) - imballaggi commerciali e industriali - plastiche e vetro scarto di lavorazioni artigianali e industriali - originati dalle operazioni di recupero e smaltimento dei rifiuti, anche urbani 	<ul style="list-style-type: none"> - scarti di produzioni petrolchimiche e farmaceutiche - rifiuti metallurgici - fanghi da attività di bonifica - oli esauriti - rifiuti di ricerca medica e veterinaria

Nell’allegato D alla parte quarta del TUA è prescritto che i rifiuti urbani, come i speciali, siano definiti esattamente mediante un codice a 6 cifre sulla base del sistema comunitario di classificazione (CER: Catalogo Europeo dei Rifiuti). Le sequenze numeriche sono riunite in coppie (esempio: 13 01 02), le prime due cifre indicano l’attività di provenienza, le seconde due

cifre la sottocategoria e le terze ed ultime due cifre riguardano il rifiuto specifico. La presenza dell'asterisco nel codice CER sta ad indicare che il rifiuto è sempre e comunque pericoloso.

2.4 ENTITÀ DEL PROBLEMA

Com'è stato dimostrato da ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) nei loro rapporti annuali sui dati ambientali, si è visto come l'aumento della produzione di rifiuti sia concatenato all'aumento del PIL e alla spesa media delle famiglie, questo trend positivo è un propulsore di crescita economica per il nostro paese che sfrutta il settore con diversi approcci.

Erroneamente spesso si pensa che la maggior parte dei rifiuti sia prodotta a livello domestico, ma quest'idea distorta è fermamente smentita dai numeri: a fronte di una produzione complessiva di rifiuti di oltre 160 milioni di tonnellate, ben 130 milioni sono rifiuti speciali. Dal Rapporto Rifiuti Speciali di ISPRA 2015, attraverso le cifre più significative emerge il grafico esplicativo dell'andamento annuale in figura 16.

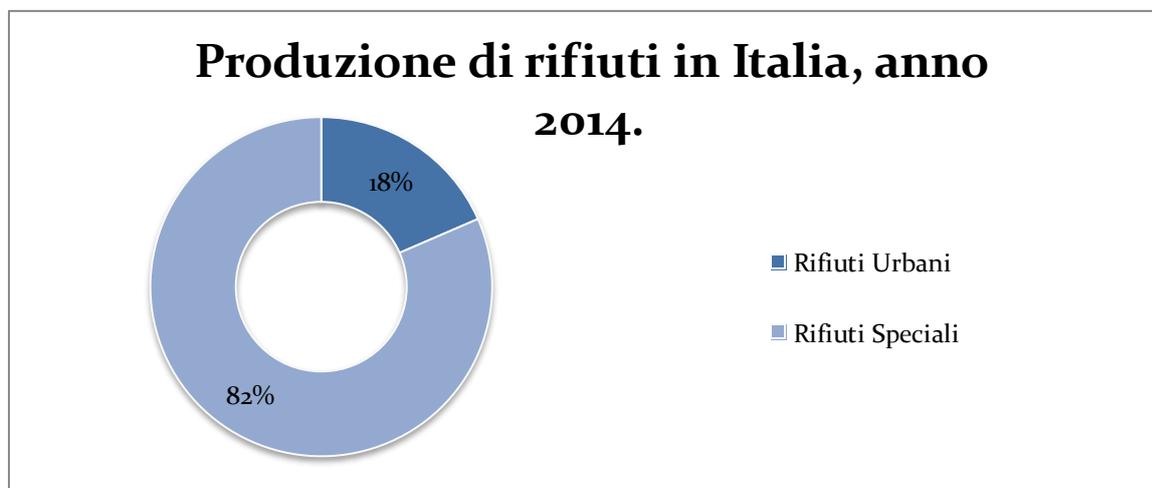


Figura 16: Produzione di rifiuti in Italia, anno 2014; (Elaborazioni Catterin su dati ISPRA 2015).

La produzione dei rifiuti in Emilia Romagna segue la stessa tendenza della produzione nazionale.

I dati che verranno proposti a livello nazionale sono stati raccolti dall'elaborato di ISPRA: «Rapporto rifiuti speciali 2015», invece i dati presentati per la regione sono stati estrapolati dal report 2015 sulla gestione dei rifiuti in Emilia-Romagna.

2.5 RIFIUTI SPECIALI

2.5.1 PRODUZIONE

La produzione dei rifiuti speciali è stata calcolata a partire dalle informazioni contenute nelle dichiarazioni MUD (Modello Unico di Dichiarazione Ambientale) che, a seguito dell'ulteriore rinvio dell'entrata in vigore del Sistema di tracciabilità dei rifiuti (Sistri), costituisce ancora lo strumento ufficiale per il conteggio della produzione e gestione dei rifiuti speciali.

La stima nazionale dei rifiuti speciali si aggira intorno ai 130,6 milioni di tonnellate per l'anno solare 2014 (*Figura 17*), in questi sono compresi i quantitativi di rifiuti speciali provenienti dal trattamento di rifiuti urbani, pari a circa 10,7 milioni di tonnellate. Tra il 2013 ed il 2014 si rileva un aumento nella produzione complessiva di rifiuti speciali pari al 5%, corrispondente a oltre 6,1 milioni di tonnellate, imputabile per la maggior parte ai rifiuti speciali non pericolosi. Invece la produzione di rifiuti speciali pericolosi mantiene il suo andamento con un leggero aumento dello 0,3%. Il 94% del totale sono rifiuti non pericolosi e i restanti 8,3 milioni di tonnellate (6% del totale) sono pericolosi.

Tutti i rifiuti provenienti dalla produzione primaria di beni e servizi, dalle attività commerciali e quelli derivanti dai processi di disinquinamento, di bonifica ecc. in Emilia Romagna compongono circa l'82% del totale.

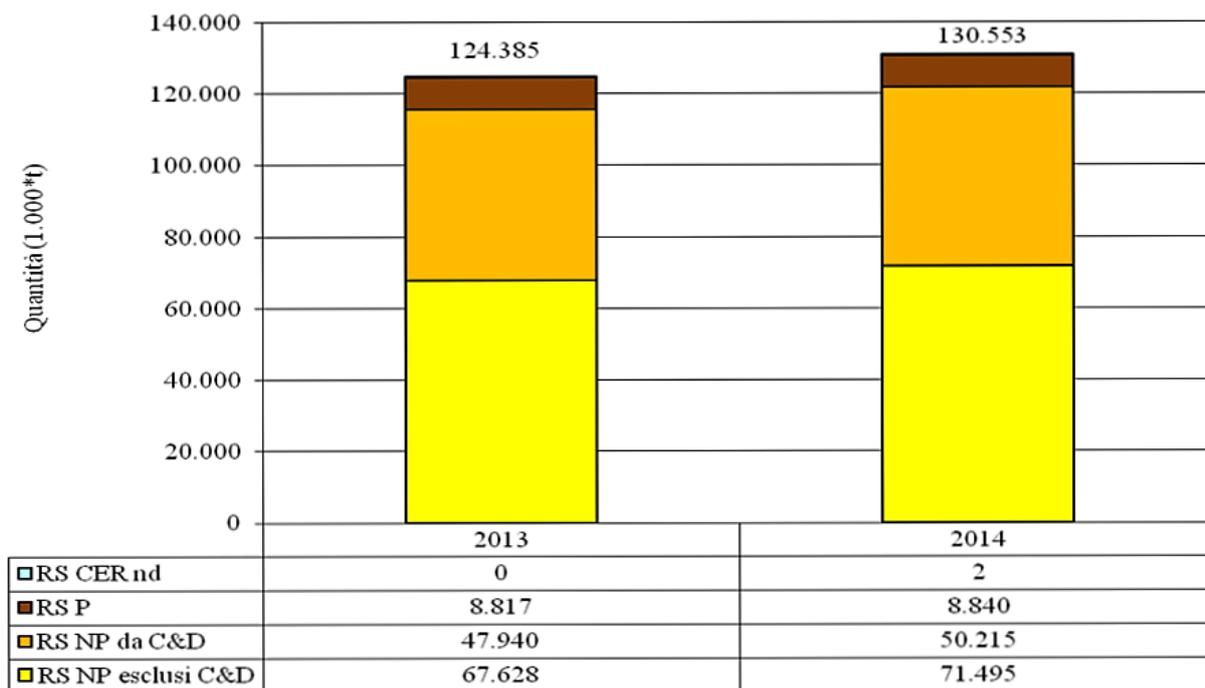


Figura 17: Produzione nazionale rifiuti speciali, anno 2014; (ISPRA 2015).

Il report regionale dei rifiuti del 2015 riporta i dati riguardanti l'anno 2013, per cui le prossime indicazioni relative ai soli rifiuti speciali non sono aggiornati al 2014, diversamente dai dati che troviamo a livello nazionale.

La produzione di rifiuti speciali (al netto dei rifiuti da costruzione e demolizione (C&D) non pericolosi) ammonta a 9.129.070 tonnellate di cui: il 90% è costituito da rifiuti non pericolosi, il restante 10% da rifiuti pericolosi. Nel complesso c'è stato un aumento della produzione di rifiuti speciali del 3% rispetto all'anno precedente.

Osservando i dati sulla generazione dei rifiuti riferiti alle attività economiche, si evidenzia che nel 2014 il maggior contributo alla produzione complessiva dei rifiuti speciali italiani è dato dal settore delle costruzioni e demolizioni con una percentuale pari al 39,7% del totale (*Figura 18*). Gli altri contributi provengono dall'attività di trattamento dei rifiuti e di risanamento (27,4%), insieme alle attività manifatturiere che contribuiscono per il 20,5%.

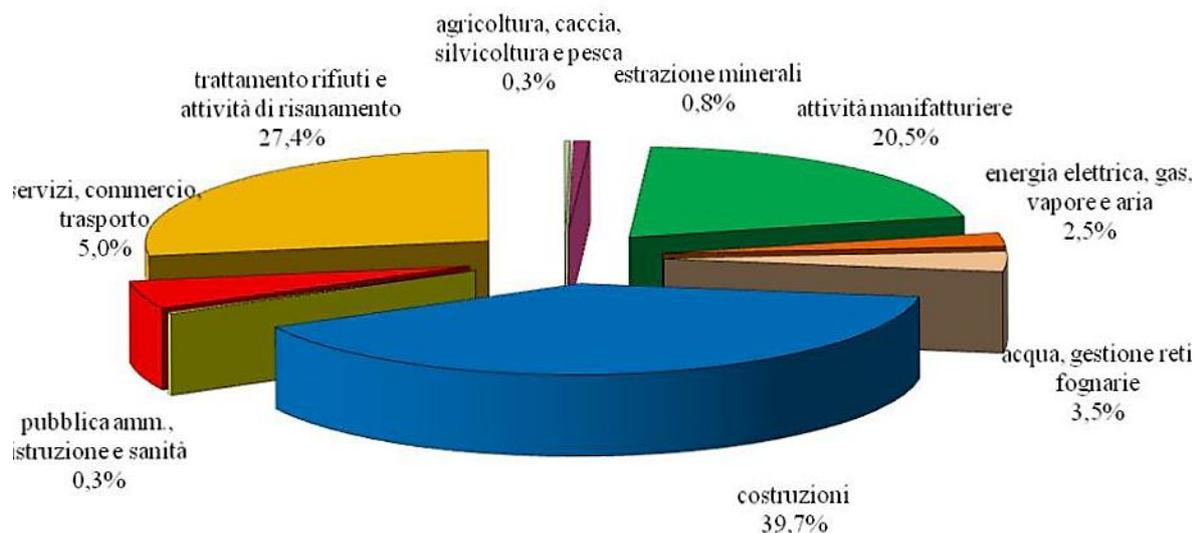


Figura 18: Ripartizione percentuale dei rifiuti speciali totali, anno 2014; (ISPRA 2015).

2.5.2 GESTIONE

Nel 2014 i rifiuti speciali complessivamente gestiti in Italia sono 133,8 milioni di tonnellate, più dei prodotti perché sono conteggiati anche quelli provenienti dall'estero, a questi si aggiungono 10,7 milioni di tonnellate di rifiuti speciali provenienti dal trattamento di rifiuti urbani, conteggiati nel ciclo di gestione degli stessi rifiuti urbani. A differenza del 2013, si osserva un aumento del 3,3% del quantitativo totale dei rifiuti gestiti.

La figura 19 mette in luce quale sia il ricorso alle differenti tipologie di gestione dei rifiuti speciali, indicandone anche le quantità trattate in tonnellate.

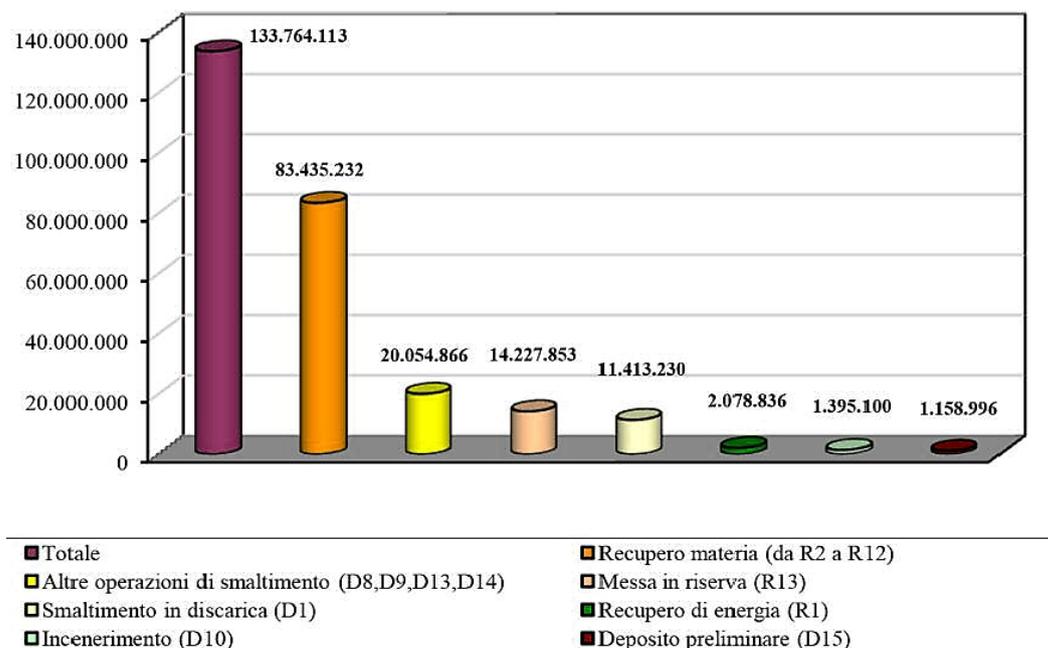


Figura 19: Gestione dei rifiuti speciali in tonnellate, anno 2014; (ISPRA 2015).

In figura 20 vengono riportate le ripartizioni percentuali relative alle diverse operazioni di recupero (R)/smaltimento (D) dei rifiuti speciali eseguite nel 2014 in Italia: il recupero di materia (da R2 a R12) con il 62,4% costituisce la gestione preponderante, seguono con il 15% le altre operazioni di smaltimento (D8, D9, D13, D14) e, con l'8,5% lo smaltimento in discarica (D1). Restano residuali le quantità avviate a recupero di energia (1,6%) e all'incenerimento (1%).

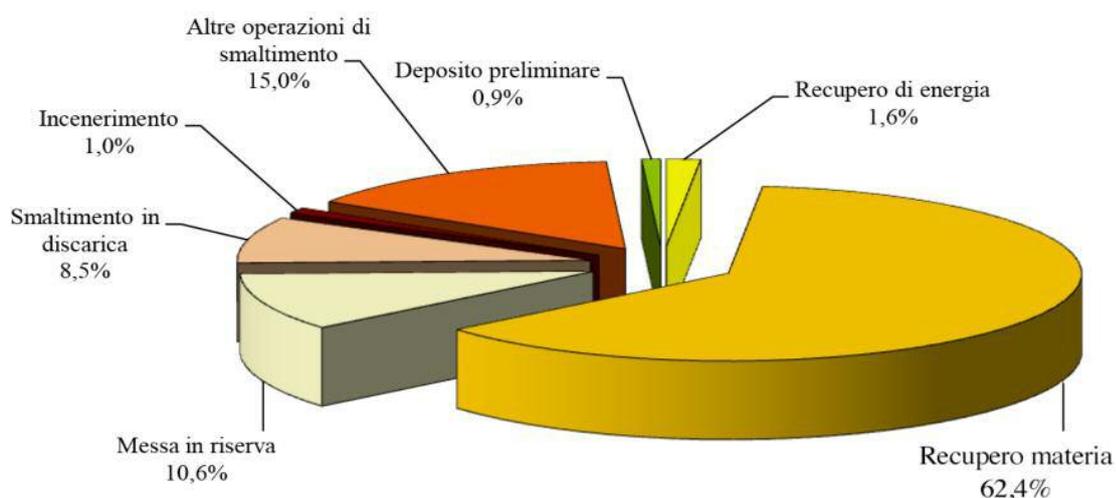


Figura 20: Gestione dei rifiuti speciali, anno 2014; (ISPRA 2015).

Per quanto riguarda la regione Emilia Romagna, in figura 21 si pone a confronto la forma di amministrazione dei rifiuti speciali scelta da questa regione con le altre regioni d'Italia. ISPRA sottolinea come le percentuali siano state determinate rispetto al totale gestito in ambito regionale, di conseguenza queste non tengono conto delle quantità di rifiuti prodotti in ciascuna regione e poi trattati in altre. Dalla figura 21 emerge che l'operazione più diffusa è il recupero di materia e che l'Emilia Romagna è tra le regioni mediamente virtuose. In cima alla classifica si trova il Friuli Venezia Giulia e fanalino di coda la Sardegna con una predominanza di smaltimento in discarica. In Calabria invece sono considerevoli i quantitativi indirizzati ad altre forme di smaltimento, pensate come manovre intermedie di esercizio.

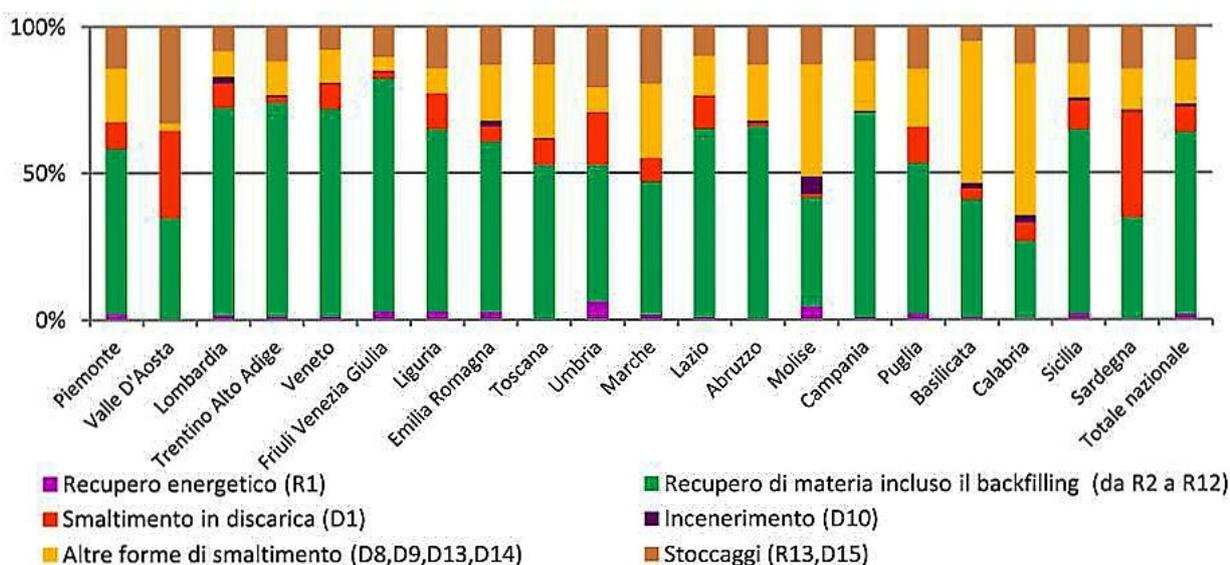


Figura 21: Ripartizione percentuale delle principali forme di gestione dei rifiuti speciali, anno 2014; (ISPRA 2015).

2.5.3. INCENERIMENTO E RECUPERO ENERGETICO

L'incenerimento è un processo di ossidazione (combustione) dei rifiuti finalizzato al loro smaltimento e dove possibile al recupero energetico sviluppatosi con questa operazione.

La termodistruzione dei rifiuti ha lo scopo di trasformare i rifiuti in ceneri e scorie praticamente esenti da incombusti e sostanze putrescibili, convogliando in una corrente gassosa gli inquinanti come polveri, microinquinanti (metalli pesanti, IPA, diossine, furani, ecc.) inquinanti gassosi (SO_x, NO_x, HCl, ecc.) provenienti dal processo (Stramigioli 2005).

I vantaggi che si possono trarre dall'incenerimento dei rifiuti sono molteplici:

- Riduzione di circa il 70% in peso dei materiali destinati altrimenti in discarica.
- Concentrazione dei materiali tossici in una sostanza più trattabile come le ceneri, che compongono il 30% in peso del materiale di partenza. Le ceneri pesanti (quelle non troppo contaminate) vengono destinate alla produzione di calcestruzzo, mentre le ceneri volanti (quelle altamente tossiche) sono destinate alla discarica.
- Recupero di vapore per la generazione di energia elettrica che permette di ammortizzare i costi di gestione dell'impianto.
- La presenza degli impianti permette un continuo monitoraggio degli standard ambientali.

Gli svantaggi dell'incenerimento sono:

- I costi associati al trattamento dei fumi, delle acque di depurazione, del trattamento delle ceneri sono estremamente elevati. Strutture complesse e costantemente monitorate necessitano di personale altamente qualificato e in continuo aggiornamento.
- Per avere un'elevata efficienza si prevede un funzionamento continuo di almeno 310 giorni all'anno, 24 ore su 24. Questa gestione è legata anche dalla produzione di energia elettrica, vincolante per il sostenimento dell'impianto.
- Ogni materiale che viene bruciato deve essere poi sostituito nel mercato con conseguente spreco di materie prime e consumo di risorse (Krämer et al 1999).

Per l'anno 2014 sono stati censiti 85 impianti di incenerimento, in esercizio, che trattano rifiuti speciali. La maggior parte degli inceneritori è delimitata al Nord (51), al Centro sono presenti 11 impianti, mentre al Sud 23. L'incenerimento dei rifiuti speciali copre complessivamente all'incirca 1,4 milioni di tonnellate, l'1,0% delle attività di smaltimento di tali rifiuti.

I rifiuti speciali pericolosi inceneriti sono il 29,2% del totale, il restante 70,8% è costituito da rifiuti speciali non pericolosi, anch'essi destinati alla termodistruzione.

Comparando con l'anno 2013 si registra una crescita di circa 541 mila tonnellate di rifiuti speciali destinati all'incenerimento, questo incremento è da attribuirsi prevalentemente all'aumento dei quantitativi dei rifiuti identificati come "altri rifiuti prodotti dal trattamento meccanico dei rifiuti" (codice 191212) e "rifiuti combustibili" (codice 191210).

È da tempo consolidata la consapevolezza che una regolare gestione dei rifiuti, è in grado di compensare alla tutela dei requisiti ambientali e della salute, insieme ad un recupero di materie prime secondarie ed energia. Il recupero energetico avviene per lo più attraverso i processi di combustione e quando previsto nei processi di captazione del biogas provenienti dalle discariche.

Nel 2014 il quantitativo globale di rifiuti speciali recuperato come fonte di energia è di circa 2,1 milioni di tonnellate, questo dato fa registrare una sottile diminuzione del 4,7% rispetto al 2013.

I rifiuti speciali non pericolosi, pari al 96,3% del totale, fanno registrare una diminuzione del 3,4%, mentre i rifiuti speciali pericolosi, che comprende il restante 3,7% del totale, evidenziano un calo rilevante del 29,3%.

Un'analisi del sistema a livello regionale evidenzia che in sole sette regioni italiane una rilevante quantità di rifiuti speciali è utilizzato per produrre energia: in primis la Lombardia con oltre il 23,3% del totale, segue Emilia Romagna con il 15,7%, Piemonte con 10,7%, Veneto con quasi 8,0%, Umbria con circa il 7,2%, Friuli Venezia Giulia con il 6,5% e Puglia con circa il 7,1%.

I rifiuti speciali pericolosi maggiormente recuperati come fonte di energia sono i rifiuti prodotti dal trattamento chimico-fisico di scarti industriali e delle acque reflue (66,2%) principalmente provenienti da cementifici e stabilimenti nei quali si lavorano rifiuti, petrolio, minerali e affini, altri rifiuti pericolosi molto utilizzati sono i rifiuti sanitari (10,6%) provenienti da fabbriche di prodotti farmaceutici e chimici. I rifiuti speciali non pericolosi sono invece: il biogas (37,7% del totale), i rifiuti della lavorazione del legno, carta ed affini (34,8%) prodotti da cartiere, mobilifici, falegnamerie, e poi ci sono i rifiuti prodotti dal trattamento meccanico dei rifiuti stessi (11,4%).

Nella figura 22 si può vedere l'andamento del recupero di energia nel triennio 2012-2014, l'interpretazione dei dati non mostra significative variazioni per le diverse realtà regionali.

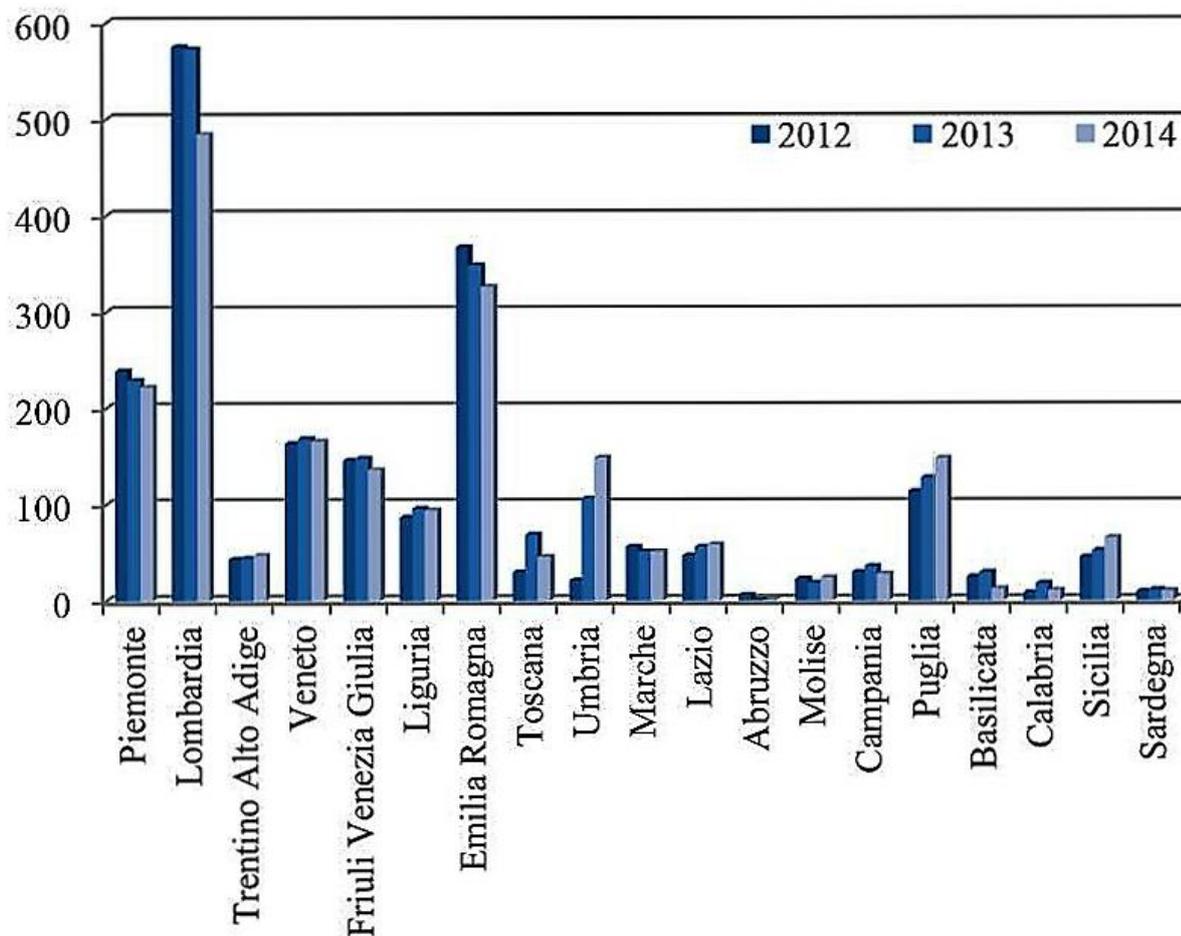


Figura 22: Rifiuti speciali utilizzati come fonte di energia (R1) per regione (1000*t), anni 2012-2014; (ISPRA 2015).

2.5.4 DISCARICA

Lo scarico controllato in discarica deve essere l'ultima opportunità che il rifiuto può intraprendere, la vocazione deve essere quella di permettere lo smaltimento in discarica solo a materiale ampiamente pretrattato e stabilizzato, che sia sostanzialmente inerte e dal quale non si possa ottenere nient'altro. Questi pretrattamenti permettono di aumentare in modo significativo la durata delle discariche, contenere gli impatti causati dal percolato e dagli odori tipici degli scarichi controllati.

Le discariche devono essere collocate a distanza da centri abitati, corsi d'acqua e approvvigionamenti idrici, preferibilmente vicino a una strada di grande percorribilità. Inoltre devono avere un fondo composto da materiale impermeabile che impedisca o per lo meno

rallenti l'eventuale flusso del percolato verso la falda. Devono essere progettate per avere una lunga vita, inoltre deve essere in programma un monitoraggio ambientale per almeno i 30 anni successivi alla chiusura. Deve essere presente una struttura di intercettazione del percolato e delle acque di prima pioggia. Pur rispettando il principio che garantisce la minimizzazione del conferimento nelle discariche, occorre comunque precisare che una quantità, anche se minima, di rifiuti non riciclabili e non recuperabili dovrà comunque essere inviata in discarica (Stramigioli 2005).

Nel 2014 il numero delle discariche operative che hanno smaltito rifiuti speciali diminuisce di 12 unità, secondo ISPRA la riduzione non risulta attribuibile esclusivamente alla chiusura definitiva degli stabilimenti, ma è anche riconducibile alla momentanea non operatività di discariche, soprattutto di medie e piccole dimensioni del Nord Italia.

La distribuzione non uniforme delle discariche nel territorio italiano segue l'andamento della produzione dei rifiuti speciali, quindi è strettamente legata al contesto industriale del Paese.

Nel 2014 al Nord troviamo 228 impianti, 58 discariche sono ubicate al Centro e 106 al Sud (Tabella 8). Il 46,4% del totale delle installazioni operative sono discariche per rifiuti inerti (182), il 50,5% discariche per rifiuti non pericolosi (198) e solo il 3,1% discariche per rifiuti pericolosi (12).

Tabella 8: Smaltimento in discarica dei rifiuti speciali, 2012-2014; (ISPRA 2015).

Macroarea geografica	Quantità RS smaltite in discarica (t/a)			Numero impianti		
	2012	2013	2014	2012	2013	2014
Nord	5.833.465	6.245.653	6.626.283	237	231	228
Centro	2.657.396	2.220.363	2.326.574	66	59	58
Sud	2.961.926	2.487.810	2.460.373	115	114	106
ITALIA	11.452.787	10.953.826	11.413.230	418	404	392

A livello Italiano, nell'anno 2014, i rifiuti speciali eliminati in discarica sono 11,4 milioni di tonnellate: 1,3 milioni di tonnellate di rifiuti pericolosi e 10,1 milioni di tonnellate di rifiuti non pericolosi. Rispetto al 2013 si registra una crescita degli stock totali smaltiti di circa 460 mila tonnellate (pari al 4,2%).

In riferimento allo stesso anno in Emilia Romagna si osserva una diminuzione dei rifiuti totali avviati a discarica del 13,9%, dato in controtendenza con la macroarea del Nord Italia.

2.5.5 TRASPORTO TRANSFRONTALIERO

Il destino dei rifiuti urbani è necessariamente vincolato all'ambito provinciale o regionale in cui vengono prodotti, a costi pattuiti con la cittadinanza attraverso il pagamento della Tassa sui rifiuti (TARI). La gestione dei rifiuti speciali, invece, è subordinata alle regole del libero mercato e l'incombenza del loro corretto recupero, trattamento e smaltimento è a costo del produttore/gestore come prescritto dalla normativa specifica (dall'art. 194 del D.Lgs 152/2006 s.m.i.).

Tante volte le norme estere più permissive o gli impianti più economici per lo smaltimento sono presenti al di fuori del confine italiano, questi inducono ad usufruire con grande disinvoltura al trasporto transfrontaliero, dando modo di far perdere al nostro paese

una risorsa di grande rilevanza economica.

Ma come tutti i beni anche questa materia prima secondaria ha un mercato che negli ultimi decenni si è fatto sempre più internazionale, in particolare suscita l'interesse di Cina e Israele. Rimane in testa la Germania che nel 2014 era il primo paese a cui l'Italia esportava i suoi rifiuti speciali, nel dettaglio il 27,7% del totale esportato, costituito prevalentemente da rifiuti speciali pericolosi. La Cina rimane costantemente al secondo posto, ma diminuendo rispetto al 2013 i suoi import dell' 11% (Tabella 9).

La Grecia guadagna il terzo posto in quanto importa dall'Italia "ceneri

Tabella 9: Rifiuti speciali esportati per paese di destinazione (tonnellate) anno 2014; (ISPRA 2015).

Paese di destinazione	Non Pericolosi	Pericolosi	Totale
GERMANIA	211.838	677.568	889.406
CINA	277.825	-	277.825
GRECIA	242.479	-	242.479
FRANCIA	149.619	81.067	230.686
ISRAELE	184.868	-	184.868
AUSTRIA	132.502	44.492	176.994
DANIMARCA	145.648	14.042	159.690
REGNO UNITO	118.686	6	118.692
NORVEGIA	110.009	-	110.009
USA	102.866	-	102.866
SLOVENIA	92.236	8.769	101.005
SPAGNA	81.039	8.772	89.811
SVIZZERA	51.247	34.368	85.615
UNGHERIA	57.764	-	57.764
BELGIO	46.937	9.716	56.653
TURCHIA	39.299	-	39.299
COREA	38.586	-	38.586
INDIA	37.882	-	37.882
MAROCCO	32.301	-	32.301
REPUBBLICA CECA	31.481	-	31.481
PAESI BASSI	12.223	16.475	28.698
PAKISTAN	27.363	-	27.363
HONG KONG	17.845	-	17.845
POLONIA	5.840	11.383	17.223
SVEZIA	6.211	9.270	15.481
SLOVACCHIA	9.477	-	9.477
Altri Paesi	35.059	2.864	37.923
TOTALE	2.299.130	918.792	3.217.922

leggere di carbone” per la quasi totalità dei rifiuti speciali non pericolosi, che utilizza nei cementifici al posto della sabbia.

Il 93% dei rifiuti speciali non pericolosi esportati è destinato al recupero di materia, mentre il 57% dei rifiuti speciali pericolosi viene smaltito in discarica.

Nel 2014 i rifiuti speciali importati in Italia sono circa 6,2 milioni di tonnellate, sono costituiti quasi esclusivamente da rifiuti non pericolosi, perlopiù di natura metallica come: “metalli ferrosi prodotti dal trattamento dei rifiuti”, “ferro ed acciaio”, “limatura e trucioli di materiali ferrosi”.

È la Lombardia ad essere interessata dalla maggiore quantità di rifiuti importati in Italia (il 41% del totale), perché attraverso la rete di industrie metallurgiche riesce a recuperare e riutilizzare gli scarti degli altri paesi.

Mentre in Emilia-Romagna, nel 2013, 269.119 tonnellate di rifiuti speciali venivano importati, provenienti in gran parte dalla Svizzera (47%), dalla Francia (30%) e da San Marino (8%). L’import e l’export dei rifiuti speciali in regione è pressoché alla pari; con la figura 23 si vuole dare una carrellata generale alla situazione del 2013.

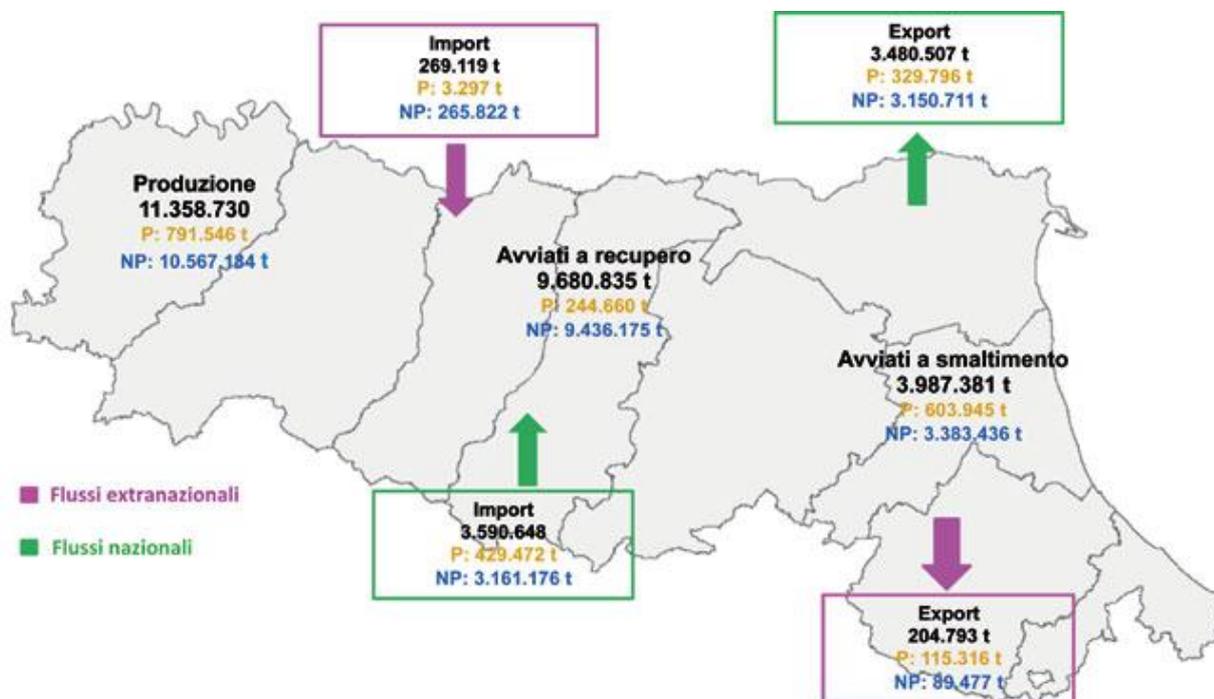


Figura 23: Sistema Emilia Romagna di gestione dei rifiuti speciali, anno 2013; (ARPAE 2015).

2.6 CENTRO ECOLOGICO BAIONA

Ubicato a circa 6 km a Nord-Est dal centro urbano di Ravenna, precisamente in via Baiona n. 182, si trova il complesso impiantistico denominato «Centro Ecologico Baiona» di proprietà di HERAmbiente S.p.A. (*Figura 24*). Il Centro Ecologico Baiona, si sviluppa nell'area industriale, sul lato opposto dello stabilimento petrolchimico di Ravenna (Sito Multisocietario) in via Baiona, la carreggiabile che attraversa tutta l'area industriale di Ravenna. I diversi impianti presenti all'interno del Centro (*Figura 25*) svolgono prevalentemente un servizio a favore del vicinato presente nell'area chimica.

Lo stabilimento è composto dai seguenti impianti:

- Forno Inceneritore F3 “per la termodistruzione di rifiuti urbani e speciali, anche pericolosi, con recupero energetico” che verrà descritto nel dettaglio in seguito.
- Impianto di Trattamento Acque di Scarico (TAS) finalizzato alla depurazione di acque reflue industriali e meteoriche/dilavamento prodotte dalle attività del Centro, a queste si uniscono quelle che arrivano via condotta da gestori esterni o dalla stessa proprietà, in particolare dal comparto polifunzionale di gestione dei rifiuti di situato al km 2,6 della S. S. 309 Romea. Altri rifiuti liquidi vengono conferiti via autobotti e provengono da terzi esterni al polo Ravennate.

L'impianto TAS è costituito da due sezioni dedicate rispettivamente al Trattamento Acque di Processo Inorganiche e meteoriche (TAPI) e al Trattamento Acque di Processo Organico (TAPO). Oltre ai trattamenti chimico-fisici, avviene un trattamento terziario di clorazione e areazione finale dei reflui, questo precede il rilancio finale delle acque trattate in Canale Candiano. All'interno del TAS i fanghi vengono inspessiti, centrifugati ed essiccati per destinarli poi alla discarica.

- Forno Incenerimento Sfiati (FIS) utilizzato per la lavorazione degli sfiati gassosi non clorurati provenienti via tubo dal vicino insediamento petrolchimico (HERAmbiente 2012).



Figura 24: Fotografia aerea del Centro Ecologico Baiona; (HERAmbiente 2016).

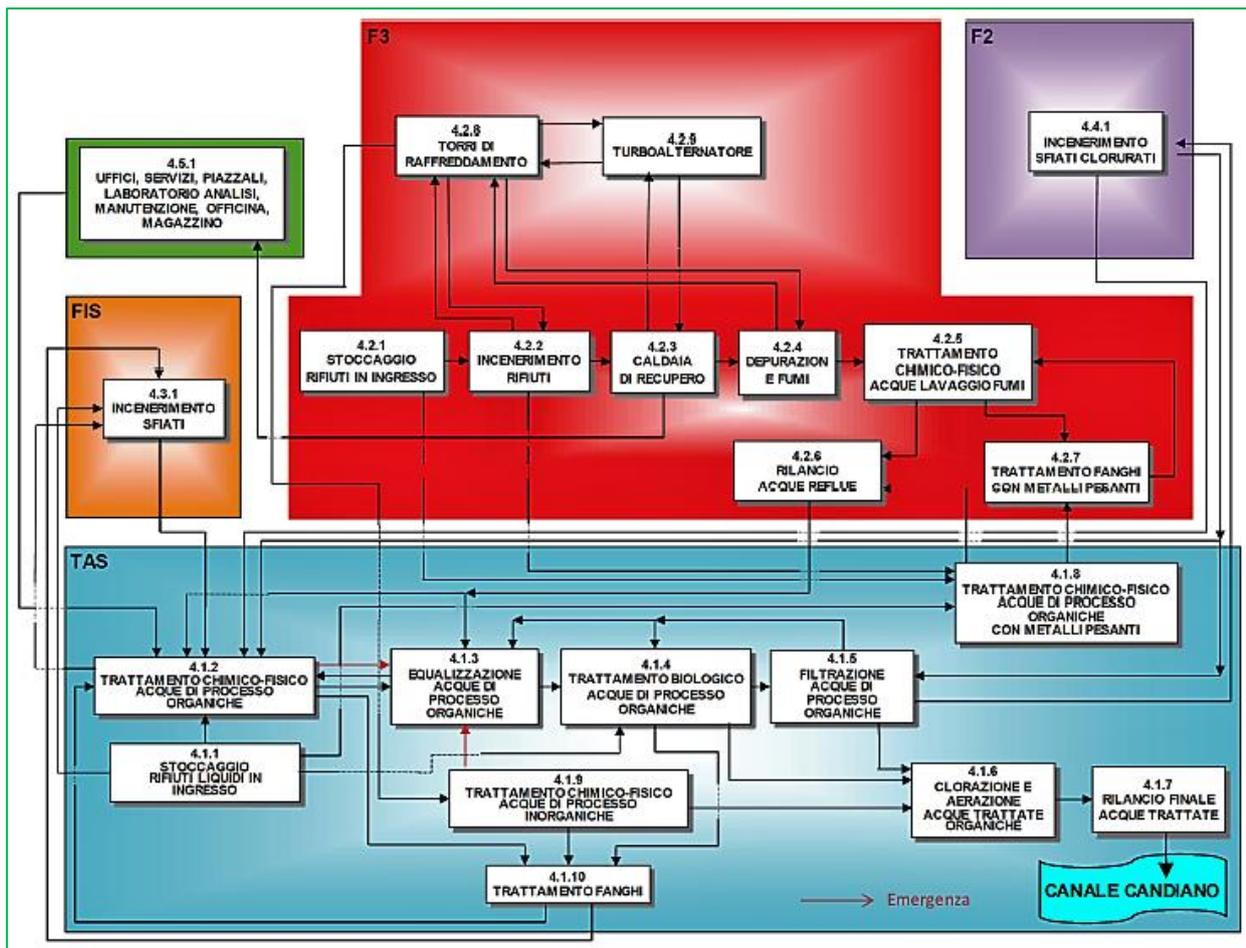


Figura 25: Schema generale del Centro Ecologico Baiona; (HERAmbiente 2012).

Il Centro Ecologico Baiona di recente rientra nella nuova definizione del **D.Lgs. 105/2015**, più nota come **normativa Seveso III**. Il decreto consiste nell'attuazione della Direttiva 2012/18/UE relativa al «controllo del pericolo di incidenti rilevanti connessi con sostanze pericolose». Il centro rientra tra gli stabilimenti «di soglia superiore», cioè quelli nei quali le sostanze pericolose presenti sono in quantità pari o superiori alle entità elencate nella colonna 3 della parte 1 o nella colonna 3 della parte 2 dell'Allegato 1. Diversamente dalla Seveso II (D.Lgs. 334/1999) dove i rifiuti pericolosi non erano disciplinati, e la normativa poteva essere interpretata, attualmente nella 105 del 2015 viene definito esplicitamente che i rifiuti concorrono al raggiungimento delle soglie di cui all'Allegato 1 descritto pocanzi. Tuttavia la società HERAmbiente utilizzando un approccio non formale ha considerato la classificazione delle sostanze definite nella Seveso II applicabile anche ai rifiuti che tratta, nel maggio 2015, all'introduzione della normativa recente, il complesso Baiona ha adempito agli aggiornamenti dovendo solamente commutare dei comportamenti e allegare delle nuove documentazioni.

2.7 FORNO F3, DESCRIZIONE GENERALE DELL'IMPIANTO

Il Forno di incenerimento F3 è autorizzato allo smaltimento (operazione D10 descritta alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06 e s.m.i.) di rifiuti urbani e speciali pericolosi e non pericolosi: solidi, liquidi e fangosi per un totale di 40.000 t/anno. Per di più, grazie alla tecnologia adottata, nel forno si è in grado di trattare anche rifiuti contenenti alogeni organici superiori all'1% in peso. In Tabella 10 si riportano i principali dati caratteristici dell'impianto.

Tabella10: Dati caratteristici del forno F3; (HERAmbiente 2012).

DATI CARATTERISTICI FORNO F3	
Funzionamento	7.680 h/anno
Potenzialità di smaltimento rifiuti	40.000 t/anno
PCI medio rifiuti	3.400 kcal/kg (14.235 kJ/kg)
Potenzialità caldaia a recupero	27.000 kg/h
Potenza turboalternatore	4.200 kW
Portata fumi secca	45.000 Nm ³ /h



Figura 26: Cartellonistica d'ingresso al forno F3 in via Baiona 182, Ravenna; (Catterin 2016).

L'impianto è adibito alla termodistruzione di rifiuti con recupero energetico. Nato per le esigenze del polo chimico di Ravenna, è entrato in funzione nel 1997, solo dal 2009 dopo la nascita del Gruppo Herambiente S.p.A., viene gestito completamente dal Gruppo HERA.

L'impianto si sviluppa attraverso le seguenti sezioni (*Figura 27*):

1. sezione di ricevimento e stoccaggio dei rifiuti;
2. sezione di preparazione cariche omogenee di rifiuti ed alimentazione al forno;
3. sezione d'incenerimento rifiuti;
4. sezione di recupero energetico con produzione di energia elettrica;
5. sezione di depurazione fumi (elettrofiltro, colonna, filtro a maniche, camino);
6. sezione di trattamento chimico/fisico delle acque di lavaggio fumi, compreso trattamento dei fanghi prodotti (presso il TAS).

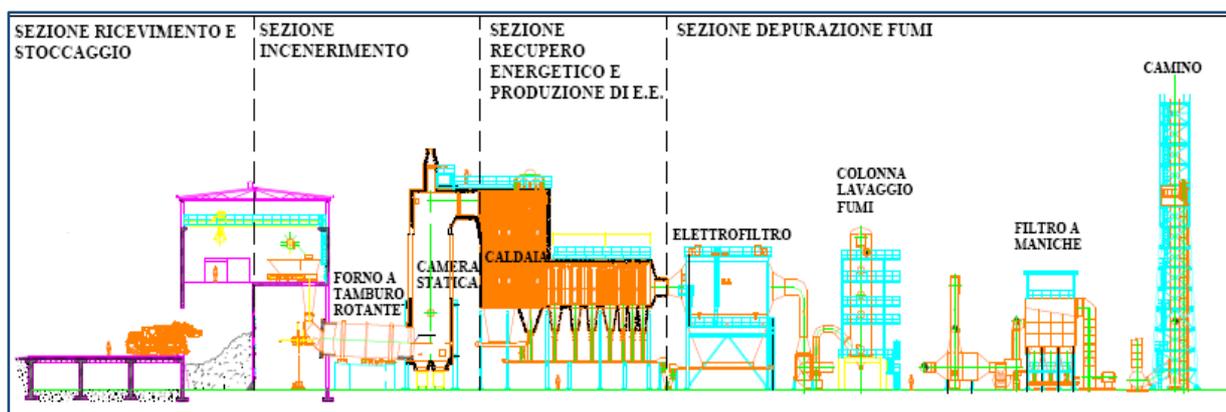


Figura 27: Schema d'impianto F3; (HERAmbiente 2012).

Il forno F3 ha un'efficienza di termodistruzione pari al 99,999%. Questa efficienza è garantita da una combustione controllata nei minimi dettagli alimentando il forno mediante cariche omogenee di rifiuti, in particolare andando a mantenere il valore ottimale del potere calorifico della carica omogenea, eventualmente miscelandola a combustibile ausiliario come gasolio o metano. Il forno viene fatto funzionare a carico costante attraverso un sistema di alimentazione tramite nastro trasportatore, questo permette di regolare le quantità e la frequenza del carico. Attraverso la regolazione della velocità del tamburo si permette ai rifiuti di rimanere nel forno per un tempo adeguato all'incenerimento, mentre l'adozione di bruciatori e lance ad elevato livello di atomizzazione permette di bruciare tutti i rifiuti liquidi in ingresso (HERAmbiente 2012).

2.7.1 TIPOLOGIE DI RIFIUTI TRATTATI

I rifiuti che vengono smaltiti nel forno F3 sono di tipo solido, fangoso e liquido, provengono prevalentemente da attività industriali e sono riconducibili alle seguenti macrocategorie di rifiuti:

- rifiuti solidi sfusi;
- rifiuti solidi e liquidi in fusti;
- rifiuti ospedalieri in contenitori;
- fanghi pompabili;
- fanghi palabili;
- rifiuti liquidi organici e inorganici.

Nella tabella 11 vengono riportate le quantità di rifiuti in ingresso nel triennio 2013 - 2015, suddivise per le caratteristiche di pericolosità.

Tabella 11. Riepilogo rifiuti in ingresso, triennio 2013 – 2015; (HERAmbiente 2016).

Rifiuti	U. M.	2013	2014	2015
Rifiuti non pericolosi	t	1.638	819	1.407
Rifiuti pericolosi	t	36.647	37.415	38.583
Totale	t	38.248	38.234	39.989

I rifiuti solidi (sfusi) vengono conferiti in impianto tramite autotreni o container, sono scaricati e stoccati in un'apposita fossa (Figura 28), l'accesso alla medesima avviene tramite portoni ad avvolgimento rapido radiocomandati (Figura 29).



Figura 28: Fossa rifiuti speciali forno F3; (Catterin 2016).

Dal settore di ricevimento e stoccaggio rifiuti presente in fossa, questi vengono prelevati e sottoposti a triturazione per mezzo di un trituratore installato nella parte alta dell'edificio fosse, in seguito tramite uno scivolo passano al settore di carica omogenea, da qui tramite un sistema a carroponte/benna (Figura 30) i rifiuti omogeneizzati vengono avviati alla tramoggia di carico del forno, quindi dislocati verso lo scivolo di alimentazione.

Al fine di evitare l'emissione di polveri e odori sgradevoli nell'ambiente esterno, di norma la fossa di stoccaggio è mantenuta chiusa e in depressione (l'aria aspirata viene usata come aria di combustione). I rifiuti solidi in fusti e confezionati su pallet vengono stoccati in un'apposita area coperta da tettoia lastricata (Figura 31), dove è presente una canaletta progettata per la raccolta di eventuali spandimenti (Figure 32 e 33).



Figura 29: Foto generica dell'ingresso buche, forno F3; (Catterin 2016).

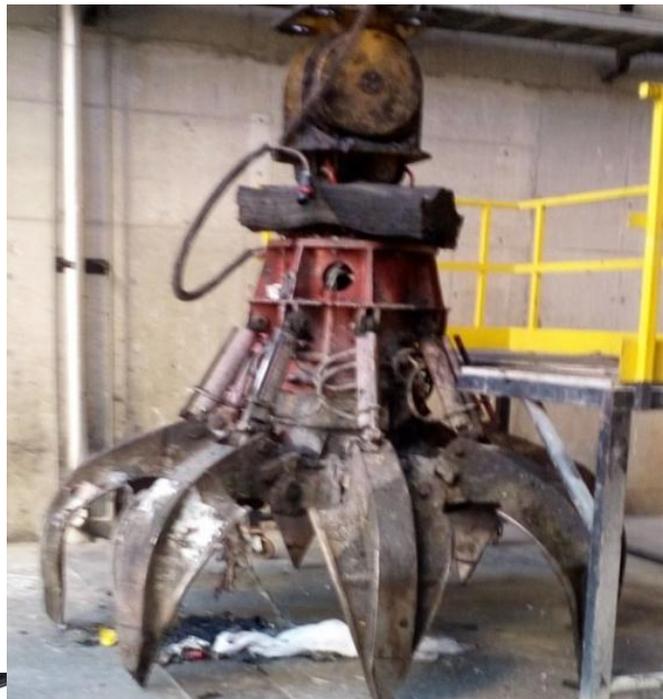


Figura 30: Dettaglio della benna mobile presente nella fossa di stoccaggio; (Catterin 2016).



Figura 31: Area predisposta allo stoccaggio di rifiuti in fusto; (Catterin 2016).



Figure 32 e 33: Particolare della grigliatura presente in area di stoccaggio; (Catterin 2016).

In una struttura adiacente, si alza un edificio nel quale sono stoccati i rifiuti solidi ospedalieri (RSO). I fusti prima di terminare nel forno vengono sollevati mediante un elevatore in una precamera provvista di serranda rotante verso la camera di alimentazione, e poi accompagnati da uno spintore idraulico che spinge i fusti all'interno della camera di alimentazione (*Figura 34*).



Figura 34: Insieme di fotografie che fanno vedere un operatore in precamera alla guida di un elevatore per l'inserimento di rifiuti in fusto su nastro trasportatore, forno F3; (Catterin 2016).

I rifiuti fangosi conferiti in impianto arrivano mediante autobotti o autocarri per essere momentaneamente stoccati in un'apposita tramoggia. Lo scarico del fango all'interno della stessa può avvenire tramite portellone azionabile idraulicamente oppure attraverso una tubazione provvista di valvola di blocco automatica.

L'alimentazione dei rifiuti fangosi avviene attraverso una pompa a doppio pistone che spinge il fango fino alla testata del forno. In prossimità della testata del forno è installata una lancia di iniezione provvista di apparato di raffreddamento e di atomizzazione per mezzo di vapore a bassa pressione che permette di rompere il fango e favorire la combustione dello stesso.

Esiste un'area specifica adibita allo scarico dei rifiuti liquidi trasportati tramite autobotte (*Figura*



Figura 35: Autobotte in fase di scarico rifiuti liquidi; (Catterin 2016).

35). Quest'area è coperta, impermeabilizzata e provvista di cordolo di contenimento, sono presenti inoltre dei pozzetti di raccolta per ipotizzabili spandimenti (*Figura 36*). Le operazioni di scarico delle autocisterne sono automatizzate e gestite da remoto.



Figura 36: Zona adibita allo scarico delle autobotti; (Catterin 2016).

Esaminando la ripartizione dei rifiuti in ingresso al termovalorizzatore, e distinguendoli secondo il loro stato fisico, si osserva per che la composizione percentuale media è rappresentata prevalentemente da rifiuti liquidi ed a seguire da rifiuti solidi, mentre la quota dei rifiuti conferiti in fusti è

pari al 3%. È necessario precisare che nei fusti sono contenuti rifiuti solidi, liquidi e fangosi non gestibili come rifiuti sfusi, in quanto sono composti da sostanze che presentano caratteristiche chimico-fisiche che li rendono non gestibili in fossa o nei serbatoi di stoccaggio (*Figura 37*).

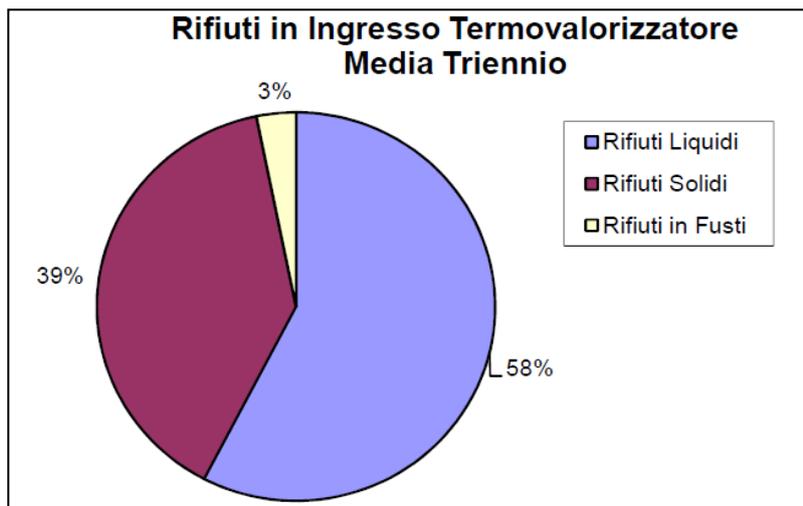


Figura 37. Modalità di alimentazione del forno (2013-2015); (HERAmbiente 2016).

I liquidi corrosivi che arrivano in impianto vengono scaricati direttamente in serbatoi di stoccaggio di acciaio al carbonio ceramicato internamente. I rifiuti non aggressivi vengono invece vuotati per gravità e inviati al serbatoio di stoccaggio predeterminato. Tali serbatoi sono di tipo cilindrico verticale, realizzati in materiali diversi in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche dei prodotti in essi stoccati, in modo tale da resistere all'aggressione chimica (Figura 38).



Figura 38: Visione generica dell'apparato di gestione rifiuti liquidi, forno F3; (Catterin 2016).

Tutti i serbatoi sono costantemente collegati ad una guardia idraulica senza intercettazione. Il sistema di polmonazione sfiata i vapori dei serbatoi verso il forno F3, in caso di intangibilità del forno F3, gli sfiati sono attualmente avviati a termodistruzione alla torcia di emergenza. Una ulteriore protezione, che permette di evitare l'esplosione, prevede che i serbatoi siano dotati di disco di rottura con scarico diretto in atmosfera.

I rifiuti liquidi possono essere inviati al forno tal quali oppure dopo aver subito mescolamento al fine di ottenere un potere calorifico compatibile con le esigenze di esercizio del forno. I liquidi che subiscono miscelazione vengono prelevati da appositi serbatoi dove, con un automatismo, viene preparata la carica omogenea. I serbatoi di preparazione carica omogenea possono essere riscaldati e vengono usati a turno: il primo per il ricevimento dei vari rifiuti da miscelare e il secondo per l'erogazione della miscela omogeneizzata. Per i rifiuti liquidi con particolari caratteristiche fisiche, come elevata temperatura di solidificazione, in impianto è presente una stazione di scarico diretto delle autobotti che consegnano questo rifiuto.

2.7.2 TERMODISTRUZIONE DEI RIFIUTI

Attraverso il forno a tamburo rotante e la camera statica, mediante reazioni ad elevata temperatura avviene la completa termodistruzione dei rifiuti (*Figura 39*). Nella tabella 12 vengono sintetizzate le principali caratteristiche tecniche delle due strutture.



Figura 39: Visione generale dell'impianto adibito a termodistruzione dei rifiuti; (Catterin 2016).

Tabella 12: Principali caratteristiche tecniche tamburo rotante e camera statica; (HERAmbiente 2012).

Principali caratteristiche tecniche tamburo rotante e camera statica		
	Parametro	Valore
Tamburo rotante	Potenzialità termica	14,5 Gcal/h
	Carico max rifiuti con PCI = 3500 kcal/h	4.200 kg/h
	Temperatura di combustione	950 ÷ 1100 °C
	Lunghezza	12 m
	Diametro	4 m
	Spessore refrattario	300 mm
	Volume utile	109 m ³
	n° bruciatori	1
	n° lance per rifiuti	5
Camera statica	Potenzialità termica	12 Gcal/h
	Temperatura dei fumi	950 ÷ 1200 °C
	Volume utile	105 m ³
	n° bruciatori	3
	n° lance per rifiuti	4
	n° lance per gas	1
	Temperatura esercizio	> 950 ÷ 1200 °C
	Altezza	11 m
Diametro utile	4.5 m	

Il forno a tamburo rotante è composto da una camicia metallica, rinforzata nelle zone di appoggio del cilindro e rivestita al suo interno con materiale refrattario per uno spessore di circa 300 mm (Figura 40).



Figura 40: Tamburo rotante presente nel forno F3; (Catterin 2016).

Il conferimento al forno dei rifiuti solidi avviene attraverso uno scivolo che parte dalla fossa di omogeneizzazione e giunge alla sezione iniziale del tamburo (Figura 41). Per mezzo del movimento di rotazione e grazie alla leggera pendenza verso l'uscita, i rifiuti procedono lungo il tamburo fino ad arrivare al termine dello stesso sotto forma di ceneri e scorie. Non è l'inclinazione del tamburo che ne determina il tempo di permanenza all'interno, ma la velocità di rotazione del mezzo stesso.

L'aria, fondamentale per far avvenire l'ossidazione, viene prelevata dall'edificio delle fosse e iniettata nella parte alta del tamburo rotante. Sempre in testata si trovano due lance di alimentazione di rifiuti inorganici, una per l'alimentazione dei fanghi pompabili, e un'altra per l'alimentazione dei rifiuti in linea diretta; è qui situato anche un bruciatore polivalente funzionante a metano e/o con rifiuti organici a medio/alto potere calorifero inferiore (Figura 42).



Figura 41: Tramoggia che alimenta il tamburo rotante del forno F3; (Catterin 2016).



Figura 42. Lancia di iniezione alla camera statica; (Catterin 2016).

Al termine del tamburo rotante è posto il forno a camera statica (Figure 43 e 44). Si tratta di una camera cilindrica che si sviluppa in verticale a ridosso del forno, provvista di una lancia per reflui inorganici e di due bruciatori polivalenti operanti a metano e/o con rifiuti. Nel fondo della camera statica sono installati due estrattori di scorie in bagno d'acqua che assicurano lo spegnimento e la tenuta idraulica verso l'esterno.



caldaia a recupero del forno F3; (Catterin 2016).

Figura 43 e 44: Camera statica e camera statica seguita dalla

Prima dell'invio a discarica le scorie vengono portate attraverso un nastro trasportatore ad una vasca in cemento.

Nella parte alta della camera statica è presente un bruciatore ausiliario a metano, il cui funzionamento avviene in automatico nel momento qualora la temperatura dei fumi in uscita dalla camera di combustione sia troppo bassa. Il bruciatore si aziona in modo autonomo per far raggiungere la temperatura minima di uscita dalla post-combustione. Sulla sommità della camera di combustione è collocato un camino di emergenza che si aziona in modo automatico in caso di blocco generale dell'impianto.

2.7.3 RECUPERO ENERGETICO E PRODUZIONE DI ENERGIA ELETTRICA



Figura 45: Caldaia a recupero di calore, forno F3; (Catterin 2016).

In questa sezione di impianto sono presenti una caldaia a recupero di calore e tutti gli apparati connessi dedicati alla produzione di energia elettrica.

I fumi in uscita dalla camera statica giungono convogliati in caldaia, area nella quale vengono sfruttate le alte temperature (850–1100°C) dei fumi in uscita dal tamburo rotante, per scambiare calore con i tubi d'acqua a circolazione naturale presenti (Figura 45). I fumi escono raffreddati (si parla di una temperatura d'uscita tra i 220-260°C), e si ha una produzione di vapore surriscaldato a 350°C e 30 bar. Il vapore surriscaldato in caldaia alimenta un gruppo turboalternatore di potenza nominale pari a 4200 kW. La turbina che riceve la spinta del vapore è a doppio stadio a condensazione, con spillamento non controllato di vapore, ed è stata accoppiata attraverso un riduttore di giri all'alternatore. L'energia elettrica prodotta permette di essere autosufficienti per i consumi del forno F3 e per

la sezione di trattamento biologico del TAPO; l'energia in eccesso viene venduta al GSE. La parte al di sotto della caldaia è chiusa da tramogge per la raccolta delle ceneri, le quali vengono incanalate attraverso un nastro trasportatore che le disloca al silo di stoccaggio (Figura 46).



Figura 46: Silo di stoccaggio ceneri, forno F3; (Catterin 2016).

Nella rappresentazione grafica di figura 47 si riporta il bilancio energetico dell'impianto per il triennio 2013 – 2015. Nel dettaglio dell'ultimo anno di esercizio si registra un calo di energia prodotta indotto da una diversa gestione del vapore prodotto, in quanto riutilizzato all'interno

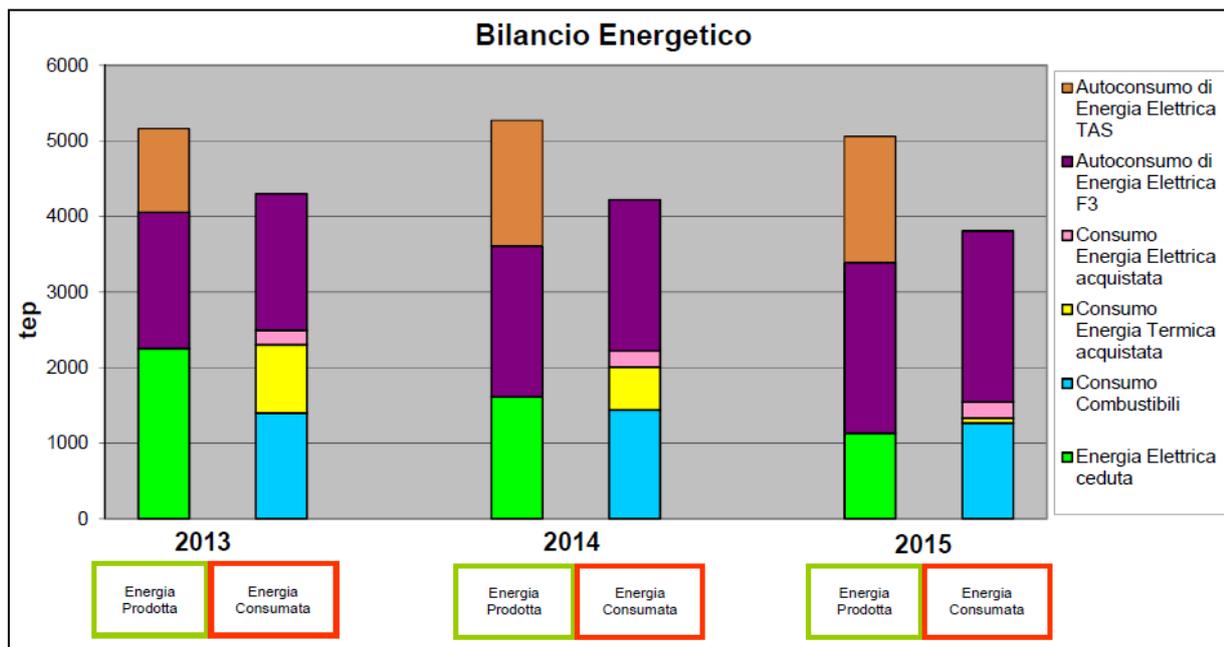


Figura 47. Bilancio energetico del termovalorizzatore F3, triennio 2013-2015; (HERAmbiente 2016).

dell'impianto per il riscaldamento di linee, apparecchiature ed ambienti di lavoro.

Il 2015 è stato anche caratterizzato da una diminuzione del consumo di metano ascrivibile all'incremento del potere calorifico dei rifiuti, insieme ad un aumento del consumo di gasolio dovuto alle maggiori operazioni di bonifica delle linee.

Il risultato ottenuto da HERAmbiente è un bilancio energetico in positivo, con il complessivo dell'energia prodotta che supera significativamente quella consumata.

Nella sezione di recupero energetico esiste anche il sistema di abbattimento degli NOx appartenenti ai fumi di combustione.

Il sistema DeNOx installato è del tipo Selective Non Catalytic Reduction per la riduzione degli NOx ad N₂ molecolare viene iniettata una soluzione ureica in caldaia. Il reagente è contenuto in un serbatoio di stoccaggio, viene diluito con acqua e rilanciato atomizzato attraverso otto lance di iniezione presenti in caldaia. La portata del reagente viene regolata in base alle concentrazioni residue di NOx e NH₃ registrate nei fumi emessi dal camino, i quali devono rispettare la normativa vigente. È presente un sistema centralizzato di controllo della pressione dell'acqua e di diluizione del reagente.

2.7.4 DEPURAZIONE FUMI



La sezione di depurazione fumi comprende svariati sistemi di abbattimento, tra questi anche il sistema DeNOx-SNCR citato nel paragrafo del recupero energetico. L'abbattimento del particolato è compito del filtro elettrostatico (*Figura 48*); questa apparecchiatura abbate il contenuto medio di polveri portandole dai 3-6 g/Nm³, valore di riferimento in uscita dalla caldaia, a 50 mg/Nm³. Le polveri attraversano orizzontalmente l'elettrofiltro caricandosi negativamente per merito degli anodi filiformi posti al centro, in questo modo il gas

Figura 48: Foto frontale dell'elettrofiltro presente in impianto; (Catterin 2016).

carico negativamente viene adsorbito dal particolato, quest'ultimo viene attratto dalle piastre cariche positivamente man mano che i fumi avanzano lungo i canali. Dei sistemi a scuotimento azionati da martelli che percuotono le piastre fanno cadere il particolato nel fondo dove viene raccolto in una tramoggia. Le polveri vengono convogliate al silo di stoccaggio, qui assieme alle ceneri rimangono in attesa di essere inviate allo smaltimento finale.

In impianto è presente una colonna verticale a piatti di lavaggio fumi (*Figura 49*).

La colonna è composta da tre sezioni:

- sezione acida, posta nella parte inferiore, dove avviene il raffreddamento e la saturazione dei fumi con l'assorbimento dei gas alogenati come HCl;
- sezione di sottoraffreddamento, nella quale ha luogo l'abbattimento dei metalli pesanti volatili e dei microinquinanti organo alogenati;
- sezione basica, nella quale si ha l'assorbimento della SO_2 e della SO_3 .



I fumi in uscita dalla colonna di lavaggio hanno una temperatura che si aggira intorno ai 40-50 °C, è necessario riscaldarli per evitare l'impaccamento delle polveri sulle pareti del filtro a maniche, sezione a cui sono destinati. Il riscaldamento avviene attraverso lo scambio di calore fumi/fumi, questo passaggio serve per portarli ad una temperatura che si aggira intorno ai 120 °C, ideale per ottimizzare l'adsorbimento del carbone attivo.

Il sistema di trattamento fumi continua con un impianto a secco: il filtro a maniche (*Figura 50*). Quest'ultimo è costituito da un tessuto cucito a forma di manica, attraverso il quale viene fatta passare la corrente contaminata. Al particolato in ingresso viene addizionata una miscela pre dosata di calce idrata e carbone attivo, la miscela polverosa si deposita tra i

Figura 49: Colonna di lavaggio fumi, forno F3; (Catterin 2016).

vuoti del tessuto formando uno strato che riduce sensibilmente le luci di passaggio della corrente, così permettendo l'adsorbimento dei metalli pesanti e dei microinquinanti organo clorurati (diossine e furani). L'aumento dello spessore della torta fa sì che nel filtro a maniche rimangano depositate tutte le particelle sub-microniche, abbattendo così la maggior parte delle tracce di residui della corrente. Periodicamente si procede alla pulizia delle maniche, questa viene effettuata con iniezione in controcorrente di aria compressa, il tutto senza la necessità di interrompere il flusso della corrente contaminata. Le polveri raccolte dalle maniche vengono convogliate al silo di stoccaggio congiuntamente alle ceneri di caldaia e alle polveri del filtro elettrostatico. I fumi sono pronti per essere emessi in atmosfera, si avvicinano a temperature fra i 100-120°C, sfruttano la spinta della corrente e l'altezza efficace della ciminiera per disperdersi in atmosfera. Il camino è provvisto di un doppio analizzatore (attivo H24) dei fumi, questo strumento effettua ciclicamente il rilevamento dello spettro di assorbimento nell'IR di O₂, H₂O, CO, HCL, HF, SO₂, NO_x, NH₃. Oltre a questo è installato uno strumento ottico per la misura permanente del contenuto di polveri nei fumi.



Figura 50: Filtro a maniche presente nel complesso F3; (Catterin 2016).

Gli spurghi provenienti dal lavaggio dei fumi vengono inviati a un trattamento chimico-fisico. Inoltre le rimanenti acque reflue del forno F3: le acque di scarico del complesso di estrazione scorie del forno, le acque di flusso delle tenute delle linee e delle pompe e altri flussi minori, sono inviate all'unità di pretrattamento chimico-fisico "acque di processo organiche contenenti metalli pesanti" dell'impianto TAS. Le acque provenienti dalle torri di raffreddamento sono avviate a bonifica nella sezione TAPI del TAS. Anche le acque di lavaggio dei piazzali e le acque piovane sono raccolte dall'impianto fognario e rinviate alla sezione di trattamento primario del TAPO (Figura 51).



Figura 51: Visione della parte posteriore dell'impianto di termodistruzione F3; (Catterin 2016).

Tutto l'impianto è seguito attentamente dai tecnici di HERAmbiente attraverso la sala controllo (Figura 52). Questa sala è il centro nevralgico della struttura, all'interno vi stanno gli operatori che monitorano i flussi. È gestita in maniera automatizzata mediante il sistema di supervisione e controllo (DCS), è dotata di computer fissi che attraverso sofisticati programmi tengono costantemente monitorati tutti i parametri di processo, vengono visualizzati gli allarmi legati alle anomalie, l'operatore ha la possibilità di comunicare con gli altri "quadristi" per verificare il malfunzionamento in loco ed eventualmente fermare l'impianto dichiarando lo stato d'emergenza.

Tutte le procedure acconsentite sono descritte nel “Manuale operativo forno F3” che è in dotazione alla squadra presente in impianto e al capo turno.

All’interno del Centro Ecologico Baiona, indi compreso l’inceneritore F3, funziona un sistema di interfono, collegato anche con Ravenna Servizi Industriali (RSI), il quale permette la comunicazione con qualsiasi parte dello stabilimento, questo sistema viene utilizzato per ricevere le emergenze.

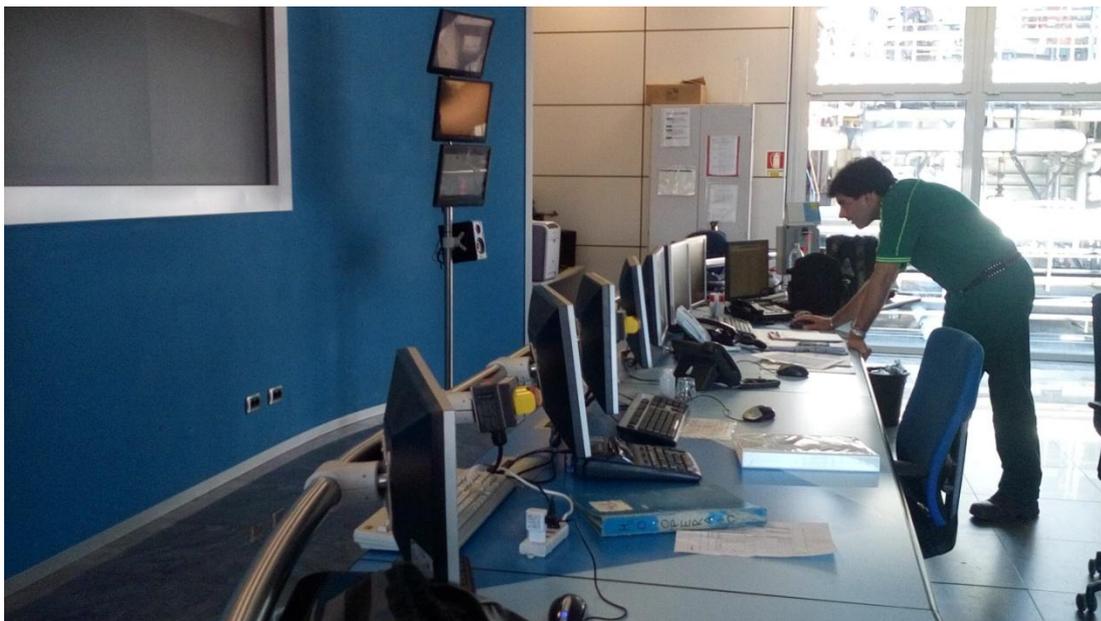


Figura 52: Quadrista a lavoro presso la sala di controllo del forno F3; (Catterin 2016).

CAPITOLO 3 – IL SISTEMA DI ABBATTIMENTO DEGLI OSSIDI DI AZOTO DEL FORNO F3

3.1 DESCRIZIONE DELLE APPARECCHIATURE

Il sistema di abbattimento degli NO_x presente nel forno F3 è di tipo non catalitico. La riduzione degli ossidi di azoto ad azoto molecolare viene effettuata attraverso l'iniezione di una soluzione acquosa urea al 45% in peso, questa avviene in corrispondenza di 3 livelli del primo canale radiante verticale della caldaia.

L'impianto DeNO_x dello stabilimento è costituito da due gruppi funzionali:

1. sistema di stoccaggio e di circolazione;
2. sistema di dosaggio e di iniezione.

A sua volta il sistema di stoccaggio e di circolazione è composto dai seguenti apparati:

- linea di carico urea;
- serbatoio di stoccaggio urea;
- linea di scarico urea.

Il sistema per il contenimento dell'agente riducente è equipaggiato con una resistenza di riscaldamento, perché l'urea deve essere mantenuta ad una temperatura superiore a 15 °C, poiché a temperature più basse cristallizzerebbe portando ripercussioni nel sistema DeNO_x .

Lo scarico dell'urea viene fatto manualmente attraverso la pompa P408 per mezzo di un pulsante locale installato in prossimità della pompa.

Il sistema di dosaggio ed iniezione è composto dalle seguenti apparecchiature:

- modulo di circolazione urea;

- n. 3 moduli di dosaggio e distribuzione da 4 lance di iniezione ciascuno, in cui avviene la miscelazione della soluzione di urea con l'acqua, il dosaggio del reagente ed il controllo della pressione dell'acqua di diluizione e conseguentemente la distribuzione della soluzione sulle singole lance;
- n. 8 iniettori fissi e n.4 iniettori retrattili.

La circolazione può essere attivata indipendentemente dal dosaggio. Nella più recente configurazione a tre livelli, datata marzo 2011, il livello intermedio è quello che dovrebbe essere più frequentemente in funzione, accompagnato in alternativa dal livello 1 o dal livello 3 in funzione della diminuzione o dell'aumento della temperatura dei fumi. L'installazione di questo ulteriore livello di iniezione rispetto all'architettura di partenza, ha potuto risolvere le difficoltà di gestione della finestra di temperatura di ottimo del processo SNCR. Non è ancora possibile intervenire sulla nebulizzazione del reagente e sulla pressione dell'aria di atomizzazione, inoltre non si è a conoscenza di come avviene la miscelazione tra corrente inquinata e soluzione riducente.

Il dosaggio della portata di urea è eseguito mediante una valvola di regolazione e un misuratore di portata massico, è in funzione ai rifiuti in ingresso, per i quali si verifica la composizione chimica e il potere calorifero, e in funzione del grado di sporcamento della caldaia. All'aumentare di quest'ultimo si necessita di più urea in quanto i tubi sono più sporchi quindi vi è meno scambio termico, di conseguenza la corrente gassosa si raffredda più lentamente rimanendo a temperature più elevate, queste portano con più facilità la formazione di thermal NO_x . L'aumento del livello di sporcamento della caldaia viene individuato dall'aumento della temperatura dei fumi in uscita all'economizzatore e dalla diminuzione del vapore prodotto.

I valori di concentrazione degli ossidi di azoto pervengono al DCS di gestione del DeNO_x dall'analizzatore in continuo del sistema di monitoraggio delle emissioni installato sul camino d'uscita dei fumi in atmosfera.

L'agente riducente viene iniettato alle lance di uno dei 3 livelli in funzione della finestra di ottimo della temperatura dei fumi per la riduzione degli NO_x (950 - 1050 °C), le lance di iniezione provvedono poi all'atomizzazione e miscelazione del reagente all'interno della corrente inquinata (*Figura 53*).

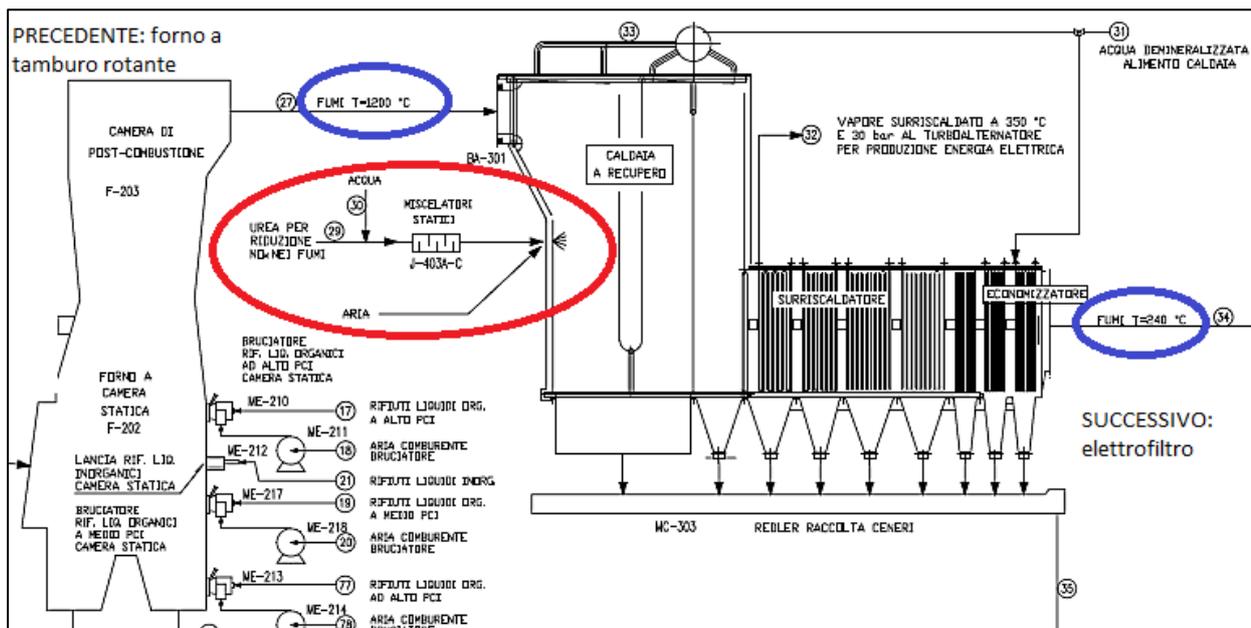


Figura 53: Schema esemplificativo del sistema DeNO_x del forno F3; (Elaborazioni Catterin su Snamprogetti 1997).

3.2 PRESTAZIONI DEL SISTEMA



Figura 54: Camino del forno F3; (Catterin 2016).

Sul camino E3 (Figura 54) sono convogliati i fumi dell'impianto. Esso presenta una sezione circolare di 1.450 mm ed è alto 60.0000 mm, a circa la metà della sua altezza è presente un piano di servizio coperto con la sezione di prelievo. L'ingresso dei fumi, rispetto al piano stradale è a 2.000 millimetri. Alla quota del suolo è installata una cabina analisi con un Sistema di Monitoraggio in Continuo delle Emissioni (SMCE) in grado di monitorare i seguenti parametri: Polveri, CO, CO₂, COT, NO_x, SO_x, HCl, HF, NH₃, portata, temperatura, pressione, O₂, umidità (H₂O). Tale SMCE è costituito da un sistema di analisi principale e da un sistema di analisi alternativo da utilizzare in caso di fuori servizio del sistema principale.

L'accesso alla cabina analisi è subordinato alla compilazione del modulo di “Registrazione accesso cabina”, che deve essere compilato a cura del capo turno (CT). Nel modulo di registrazione sono descritte le azioni da svolgere per l'accesso alla cabina analisi, questo per assicurare il requisito minimo di sicurezza per l'utilizzo degli strumenti d'analisi e del sistema di acquisizione (Figura 55).



Figura 55: Cabina analisi impianto F3; (Catterin 2016).

L'impianto di riduzione degli NO_x in oggetto deve rispettare i limiti imposti nell'autorizzazione integrata ambientale (AIA) rilasciata nel 2013. Alla tabella 13 vengono riportati tutti i limiti di emissioni atmosferiche imposti al forno F3.

Tabella 13. Tabella con i limiti di emissione atmosferiche del forno F3; (Provincia di Ravenna 2013).

Portata massima [Nm ³ /h]	45.000			
Altezza minima [m]	60			
Temperatura [°C]	≥ 100			
Durata [h/d]	24			
Concentrazione massima ammessa inquinanti	Valore medio giornaliero	Valore medio semiorario	Valore medio orario	Valore medio su 8 ore
Polveri totali [mg/Nm ³]	10	30		
COT [mg/Nm ³]	10	20		
HCl [mg/Nm ³]	10	60		
HF [mg/Nm ³]	1	4		
SO _x [mg/Nm ³]	50	200		
NO _x [mg/Nm ³]	150	200		
CO [mg/Nm ³]	50	100		
Cd+Tl [mg/Nm ³]			0,05	
Hg [mg/Nm ³]			0,05	
Metalli totali (*) [mg/Nm ³]			0,5	
Pb [mg/Nm ³]			0,5	
PCDD+PCDF espresse come TCDD equivalenti (**) [ng/Nm ³]				0,1
IPA [mg/Nm ³]				0,01

(*) come somma di Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V

(**) secondo i fattori di equivalenza tossica (FTE) di cui al punto 4 - Paragrafo A) dell'Allegato I al D.Lgs. n. 133/2005.

Per il punto di emissione E3 deve essere altresì garantito un limite di 100 mg/Nm³ per il parametro degli NO_x, espresso come valore medio annuo; mentre per l'NH₃ un limite di 10 mg/Nm³ giornaliero che non è previsto dall'AIA del 2013 ma è stato inserito come inquinante da monitorare nel D.Lgs. 46/14. I limiti indicati in tabella, per tutti i parametri compresa la portata, sono riferiti a gas secchi in condizioni normali (temperatura di 273,15 K e pressione di 101,3 kPa), e ad un tenore di O₂ dell'11%. La normalizzazione in base al tenore di ossigeno viene applicata soltanto se il tenore di ossigeno misurato supera il pertinente tenore di ossigeno di riferimento.

I valori massimi ammissibili a cui deve sotto stare HERAmbiente sono di molto inferiori rispetto a quelli emanati nel più recente D.Lgs. n. 46 del 04/03/2014 che modifica e aggiorna il testo unico ambientale (*Tabella 14*). Queste restrizioni sono state decise dalla provincia di Ravenna dopo un'attenta valutazione delle criticità presenti nel polo chimico di via Baiona, quindi dell'esistenza di molteplici realtà industriali, in particolare di quelle che rilasciano inquinanti in atmosfera.

Tabella 14. Valori limite di emissioni medi giornalieri in atmosfera; (Elaborazioni Catterin da D.Lgs. 46/2014).

Valori limite di emissione medi giornalieri	mg/Nm ³
Polvere totale	10
Sostanze organiche sotto forma di gas e vapori espresse come carbonio organico totale (TOC)	10
Acido cloridrico (HCl)	10
Acido fluoridrico (HF)	1
Biossido di zolfo (SO₂)	50
Monossido di azoto (NO) e biossido di azoto (NO₂) espressi come NO₂ per gli impianti di incenerimento dei rifiuti esistenti dotati di una capacità nominale superiore a 6 t/ora e per i nuovi impianti di incenerimento dei rifiuti	200
Monossido di azoto (NO) e biossido di azoto (NO₂) espressi come NO₂ per gli impianti di incenerimento dei rifiuti esistenti con una capacità nominale pari o inferiore a 6 t/ora	400
Ammoniaca (NH₃)	30

Tabella 13. Valori limite di emissioni medi su 30 minuti in atmosfera; (Elaborazioni Catterin da D.Lgs. 46/2014).

Valori limite di emissione medi su 30 minuti espressi in mg/Nm ³	(100%)	(97%)
	A	B
Polveri totali	30	10
Sostanze organiche sotto forma di gas e vapori espresse come carbonio organico totale (TOC)	20	10
Acido cloridrico (HCl)	60	10
Acido fluoridrico (HF)	4	2
Biossido di zolfo (SO₂)	200	50
Monossido di azoto (NO) e biossido di azoto (NO₂) espressi come NO₂ per gli impianti di incenerimento dei rifiuti esistenti dotati di una capacità nominale superiore a 6 t/ora e per i nuovi impianti di incenerimento dei rifiuti	400	200
Ammoniaca (NH₃)	60	30

Le due colonne (A e B) di tabella 13 contengono dei limiti differenti, questi sono rispettati nel momento in cui nessun valore medio semiorario supera uno qualsiasi dei limiti della colonna A oppure (se uno qualsiasi dei limiti di colonna A viene superato) almeno il 97% dei valori medi semiorari nel corso dell'anno non supera il valore della colonna B.

Come prescritto nell'Allegato 1, Par. C, p.1 del D.Lgs. 152/06 e s.m.i., i valori limite di emissione in atmosfera si applicano solo nel "periodo di effettivo funzionamento dell'impianto". Il sistema di monitoraggio in atmosfera segue la norma nazionale UNI EN 14181:15 "Emissioni da sorgente fissa – assicurazione della qualità di sistemi di misurazione automatici". La procedura adottata dall'impianto è descritta nel manuale SME come riportato di seguito:

1. Il sistema acquisisce, calcola e registra le medie semiorarie e le medie di 10 minuti maggiore dei 150 mg/Nm³;
2. Il sistema verifica che ciascuna media semioraria sia inferiore al limite semiorario autorizzato;
3. Se nessuna media semioraria supera il limite semiorario autorizzato le emissioni risultano conformi, indipendentemente dai lavori delle medie di 10 minuti;

4. Qualora venga invece rilevato un superamento della media semioraria del CO, il sistema procede a valutare anche le medie di 10 minuti del giorno solare (0-24h) del superamento;
5. Il sistema valuta la percentuale delle medie di 10 minuti che risultano inferiori al relativo limite;
6. Se la percentuale così calcolata risulta superiore o uguale al 95% la valutazione risulta di conformità;
7. Se la percentuale così calcolata risulta inferiore al 95% la valutazione risulta di non conformità.

I valori medi annuali, forniti dalla società HERAmbiente, che riguardano i due parametri più significativi per questo elaborato sono riportati in tabella 15.

Tabella 15. Valori delle immissioni a camino del forno F3 per gli anni 2014-2015; (Elaborazioni Catterin su dati HERAmbiente 2016).

Anno	Media Ossidi di azoto (come NO ₂)	Media Ammoniacca (come HN ₃)
2014	75,96 mg/Nm³	1,39 mg/Nm³
2015	82,39 mg/Nm³	1,26 mg/Nm³

Mentre i valori espressi in percentuale nella tabella 16 esprimono la validità delle medie semiorarie per gli anni 2014/2015 per quanto riguarda gli ossidi di azoto e l'ammoniacca.

Tabella 16. Percentuali di validità per le medie semiorarie per gli anni 2014-2015; (Elaborazioni Catterin su dati HERAmbiente 2016).

Anno	Ossidi di azoto (come NO ₂)	Ammoniacca (come HN ₃)	
2014	99,9	99,9	% Medie di 30 minuti valide
	100	100	% Medie Giorno inferiori al Limite
2015	99,9	100	% Medie di 30 minuti valide
	100	100	% Medie Giorno inferiori al Limite

Confrontando i valori proposti nelle tabelle 14 e 15 con quelli dell'autorizzazione integrata ambientale di tabella 11, si evince come l'impianto, con quasi il dimezzamento dei valori di emissione, sia adempiente ai limiti di legge prescrittigli.

CAPITOLO 4 – CALCOLI E DIMENSIONAMENTO DELLA SEZIONE DI DEPURAZIONE FUMI

4.1 FILTRO ELETTROSTATICO

Il filtro elettrostatico (ESP) svolge la funzione di abbattimento delle polveri presenti nella corrente gassosa: i fumi provengono dalla caldaia a recupero con un contenuto medio di polveri compreso tra 3÷6 g/Nm³ (massimo 12 g/Nm³), vengono trattati da 2 campi elettrici collegati in serie presenti all'interno dell'elettrofiltro. La corrente gassosa inquinata dopo aver percorso la cappa d'ingresso nella quale sono installate 2 piastre forate con il compito di distribuire i fumi in modo uniforme nella sezione del cassone. Usciti dalle piastre forate i fumi attraversano orizzontalmente il cassone dell'elettrofiltro, percorrendo i canali longitudinali dove sono presenti delle piastre di captazione, al centro delle quali si trovano gli elettrodi filiformi di emissione, la corrente gassosa esce con un contenuto di polveri residue pari a 0,05 g/Nm³. Le polveri che si depositano sulle piastre vengono rimosse mediante il vibratore pneumatico che è installato sulle piastre stesse. In seguito queste cadono dentro una tramoggia di raccolta di fondo dalla quale vengono estratte e convogliate al silo di stoccaggio.

Tabella 17. Alcuni dati dell'elettrofiltro 1315-MS-401; (Elaborazioni Catterin su dati Ambiente S.p.A. 1995).

Dato caratteristico dell'elettrofiltro	U. M.	Valore
Portata dei fumi in ingresso al carico massimo continuo	Nm ³ /h	42.000

Portata dei fumi in ingresso massima di progetto	Nm ³ /h	46.000
Variabilità della portata dei fumi rispetto alla portata massima di progetto	%	50÷100
Temperatura dei fumi in ingresso a caldaia pulita	°C	220
Temperatura dei fumi in ingresso a caldaia sporca	°C	260
Temperatura dei fumi in ingresso massima di progetto	°C	350
Concentrazioni delle polveri in ingresso all'elettrofiltro	g/Nm ³	10÷12
Concentrazioni massime delle polveri in uscita, per tenori di polveri in ingresso < 12 g/Nm³	mg/Nm ³	50
Resa di abbattimento delle polveri, per tenori di polveri in ingresso ≥ 12 g/Nm³	%	99,5
Funzionamento elettrofiltro annuo	h/anno	8.000
Velocità dei fumi di progetto	m/s	0,6
Tempo di trattamento efficace	s	12,8
Area di raccolta	m ²	2.422
Area di raccolta proiettata	m ²	1.960

Nell'anno 2015 il forno F3 ha compiuto 7.400 ore di esercizio nelle quali sono state raccolte e smaltite 1.300 tonnellate di polveri. Tenendo come riferimento un'umidità media dei rifiuti speciali inviati ad incenerimento di circa il 21%, è stato calcolato che la portata umida media dei fumi è approssimativamente di 41.625 Nm³/h, dato coerente con il valore di 42.000 Nm³/h riportato in tabella 16. Nell'anno 2015 risultano 4 g/Nm³ le polveri totali in ingresso all'elettrofiltro, e rientrano nell'intervallo 3÷6 g/Nm³ di polveri di processo descritte nel manuale operativo datato 2012.

Nei dati di progetto risulta che i fumi provenienti dalla caldaia di recupero hanno un contenuto di polveri pari a 10÷12 g/Nm³, che confrontato con il valore calcolato per l'anno 2015, dimostra che siamo di fronte ad un sovradimensionamento pari a tre ordini di grandezza.

4.1.1 VERIFICA DELL'AREA DI RACCOLTA POLVERI

A partire dalla formula del rendimento dell'elettrofiltro (a) si è ritenuto opportuno verificare il dimensionamento della superficie di raccolta delle polveri.

$$\eta = 1 - \exp\left(\frac{-wA}{Q}\right) \quad (a)$$

Ove:

η = rendimento filtro elettrostatico (%).

A = superficie delle piastre (m²).

Q = portata volumetrica della corrente gassosa (m³/min).

w = velocità di drift, velocità del particolato verso le piastre (m/min).

Utilizzando i dati caratteristici dell'elettrofiltro, riportati nella tabella 16, otteniamo:

$$\eta = 99,5 \% = 0,995$$

Q = 46.000 Nm³/h (valore di progetto). Questo dato viene convertito a m³/min tenendo conto della temperatura massima di progetto (350°C), e della pressione in condizioni normali (1 atm). Applicando l'uguaglianza (b) che deriva dalla Legge Universale Dei Gas, viene calcolata la portata volumetrica della corrente gassosa.

$$\frac{P1 V1}{T1} = \frac{P2 V2}{T2} \quad (b)$$

La portata Q risulta essere di 104.974 m³/h = 1.749 m³/min.

w = 6÷6,8 m/min. Questo è l'intervallo di valori di velocità che si trova in letteratura per le ceneri volatili derivanti da incenerimento (Cooper e Alley, 2002).

A = valore che vogliamo confrontare con l'area di raccolta proiettata in quanto è l'area attiva delle piastre, espresso in m².

Si ricava la formula per il calcolo dell'area delle piastre (c):

$$A = -\frac{Q}{w} \ln(1 - \eta) \quad (c)$$

Viene verificata se la superficie delle piastre è corretta attraverso l'equazione (c):

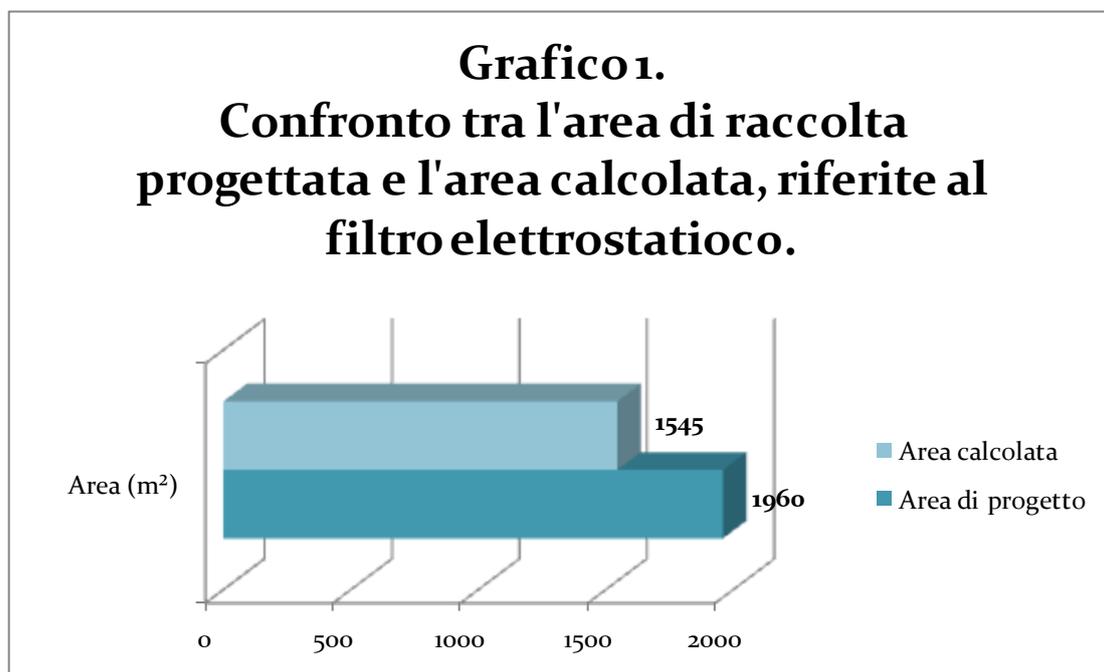
$$A = -\frac{1.749}{6} \ln(1 - 0,995) \quad (d)$$

Risulta: $A = 1.545 \text{ m}^2$

Il valore ottenuto si discosta di poco dal dato di progetto, e per tale ragione viene ritenuto attendibile, anche in considerazione del fatto che normalmente per effettuare questi tipi di calcoli viene scelta una maggiorazione del 20% per avere un sistema che rispetti il principio di precauzione.

Nel grafico 1 emerge come la differenza fra la superficie calcolata e quella di progetto non sia molto rilevante.

Considerando che per il calcolo dell'area è stata utilizzata la velocità più bassa presente nell'intervallo proposto (Copper e Alley, 2002), si ipotizza che nel 1995, anno di progettazione dell'apparecchiatura, i valori delle velocità potessero essere inferiori per mancanza di sperimentazioni a pieno campo; non per questo sono da ritenersi sbagliati in quanto una velocità inferiore permette di sovradimensionare l'area di raccolta delle polveri quindi di avere un maggior potenziale di abbattimento delle stesse.



Un calcolo complementare al precedente è stato svolto attraverso i dati di progetto delle piastre, ci si attende un risultato identico a quello di progetto, o perlomeno un valore più prossimo rispetto a quello calcolato in precedenza.

$$A = S * CE * p \quad (e)$$

Ove:

A = area di raccolta proiettata (m^2).

S = superficie per ogni faccia dell'elettrofiltro (m^2).

CE = numero di campi elettrici presenti (adm).

p = numero di piastre presenti (adm).

Tabella 18. Dati caratteristici del campo elettrico presente nell'elettrofiltro; (Elaborazioni Catterin su dati Ambiente S.p.A. 1995).

Dato caratteristico dell'elettrofiltro	U. M.	Valore
Lunghezza di ciascun campo (L)	mm	3.500
Altezza attiva di ciascun campo (H)	mm	7.000
Larghezza attiva di ciascun campo	mm	6.000
Spaziatura di passaggio fumi (D)	mm	300

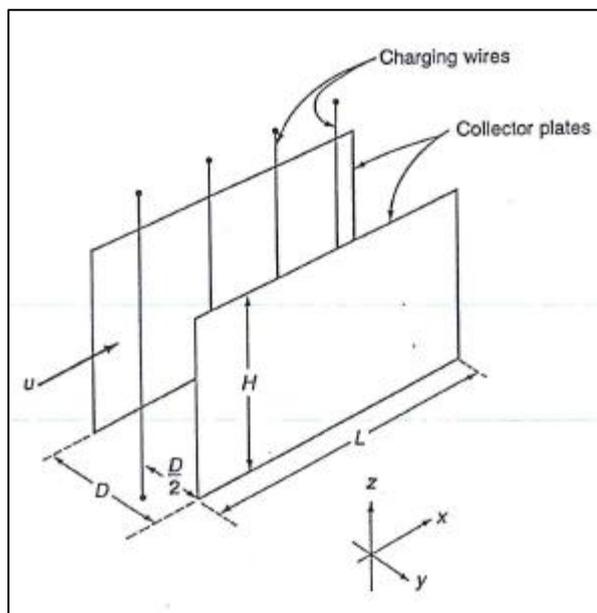


Figura 56. Rappresentazione schematica del campo elettrico di un elettrofiltro; (Copper e Alley, 2002).

Attraverso i dati di progetto descritti in tabella 18 e facendo riferimento alla figura 56, si ottiene:

$$S = H * 2L = 7 * (3,5 * 2) = 49 \text{ m}^2, \text{ superficie per ogni faccia del campo elettrico.}$$

$$CE = 2 \text{ (adm), dato di progetto.}$$

$$p = 19 \text{ (adm), dato di progetto.}$$

Applicando la sopra descritta formula matematica (e), si ottiene:

$$A' = (49 * 2 * 19) + (2 * 49) = 1.960 \text{ m}^2$$

Come volevasi dimostrare, utilizzando i dati progettuali delle piastre, l'area di raccolta ottenuta coincide perfettamente con l'area di raccolta di progetto descritta in tabella 16.

4.1.2 VERIFICA DELLA PORTATA MASSIMA DEI FUMI IN INGRESSO

Per verificare la portata massima dei fumi in ingresso al filtro elettrostatico è necessario prima calcolare la potenza corona, cioè quel valore di potenza che viene consumata a causa del funzionamento del filtro elettrostatico. Questa viene calcolata a partire dalla formula della resa d'abbattimento delle polveri (f), e per mezzo dell'equazione basata sul rapporto di potenza corona (i). Il due risultati ottenuti verranno confrontati con la potenza installata per alimentare l'apparecchiatura, al fine di determinare quale sia la possibile portata massima dei fumi in ingresso, e quindi di specificare se il medesimo filtro possa essere utilizzato anche nel caso di un aumento delle tonnellate di rifiuti in ingresso previste nel prossimo biennio.

$$\eta = 1 - \exp\left(-\frac{kPc}{Q}\right) \quad (f)$$

Che deriva dall'equazione di Deutsch (a) nella quale la velocità di drift viene sostituita con una relazione semiempirica: $w = \frac{kPc}{A}$ (White, 1977).

Ove:

η = rendimento filtro elettrostatico (%).

k = costante per elettrofiltri che devono abbattere ceneri volatili ($\text{ft}^3/\text{s} * \text{W}$).

Q = portata volumetrica della corrente gassosa (m^3/min).

Pc = potenza corona (W).

A partire da (f) si ricava:

$$P_c = -\frac{Q}{k} * [-\ln(1 - \eta)] \quad (g)$$

I dati sono rispettivamente:

$$Q = 1.749 \text{ m}^3/\text{min} = 1.029,38 \text{ ft}^3/\text{s}$$

$k = 0,5 \div 0,7 \text{ ft}^3/\text{s} * \text{W}$ (Copper e Alley, 2002). Essendo k all'interno di un certo intervallo, non ci sono a disposizione elementi per giudicare quale valore sia esatto scegliere.

Per incorrere nella miglior scelta possibile sono stati fatti alcuni tentativi di calcolo nei quali venivano imposti diversi valori alla costante k per poi ottenere attraverso la relazione semiempirica di White $\left\{w = \frac{k P_c}{A}\right\}$ il valore della velocità di drift (w) che rientra nell'intervallo $6 \div 6,8 \text{ m}/\text{min}$.

Attraverso la verifica si ottiene che per $k = 0,5 \rightarrow w = 5,64 \text{ m}/\text{min}$, invece per $k = 0,7 \rightarrow w = 7.89 \text{ m}/\text{min}$. Si dimostra che il valore ottimale di k è $0,57$, in quanto corrisponde una velocità di drift pari a $6,43 \text{ m}/\text{min}$ che rientra perfettamente nell'intervallo $6 \div 6,8$ descritto in letteratura. Si dimostra come il valore ottimale scelto sia confrontabile con la situazione prospettata.

$$\eta = 99,5\%$$

(h)

$$P_c = \frac{1.029,38}{0,57} * [-\ln(1 - 0,995)] = 9.568 \text{ W} \cong 10 \text{ kW}$$

Il valore calcolato a partire dal rendimento è sorprendentemente basso rispetto al valore di potenza installata (60 kW).

Un'ulteriore verifica della potenza di progetto la si ricava attraverso la relazione (i) che è basata sul rapporto di potenza corona.

$$P_c = \frac{W'}{1000 \text{ acfm}} * Q * \frac{35,31 \text{ ft}^3}{1 \text{ m}^3} * \frac{1 \text{ kW}}{1000 \text{ W}} \quad (i)$$

Ove:

P_c = potenza corona (kW).

W' = 210 (W) rapporto di potenza corona.

$Q = 1.749 \text{ (m}^3\text{/min)}$ portata volumetrica della corrente gassosa.

$35,31 \text{ ft}^3 =$ fattore di conversione da piedi cubi al minuto a metri cubi al minuto.

Per poter risolvere l'espressione (i) è necessario disporre del valore di W , questo viene estrapolato dal grafico riportato in figura 57. A partire dal valore di rendimento del filtro ($\eta = 99,5\%$) viene interpolata la curva trovando così il valore del rapporto di potenza corona espresso in $W/1000 \text{ acfm}$.

Con i dati appena riportati, e attraverso le opportune conversioni, si trova il valore della potenza corona espresso in kW:

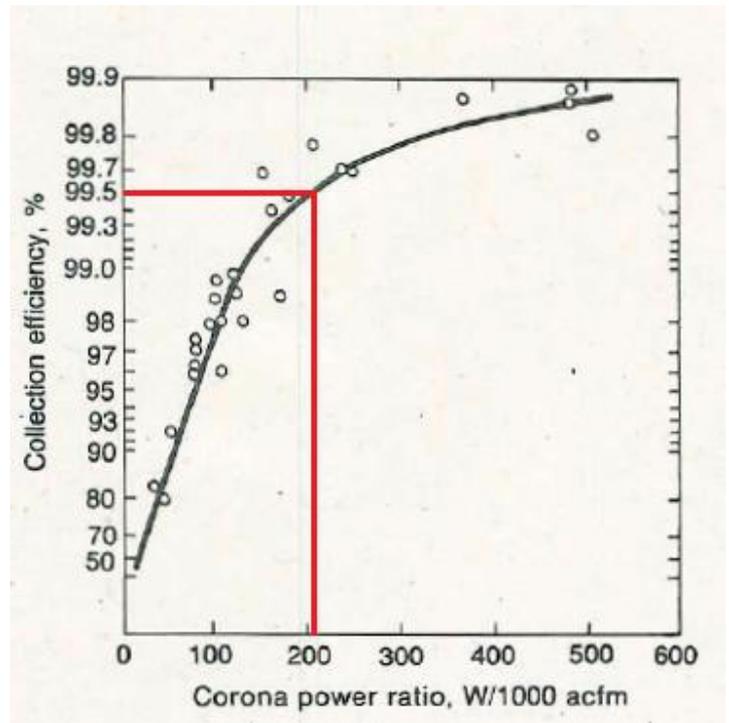


Figura 57. Curva che mette in relazione il rapporto di potenza corona e il rendimento dell'elettrofiltro, la linea rossa segue i dati utili al dimensionamento dell'elettrofiltro presente in impianto forno F3; (Elaborazioni Catterin da Copper e Alley 2002).

$$P_c = \frac{210}{1000} * 1.749 * \frac{35,31}{1} * \frac{1}{1000} = 12,96 \text{ kW} \cong 13 \text{ kW} \quad (l)$$

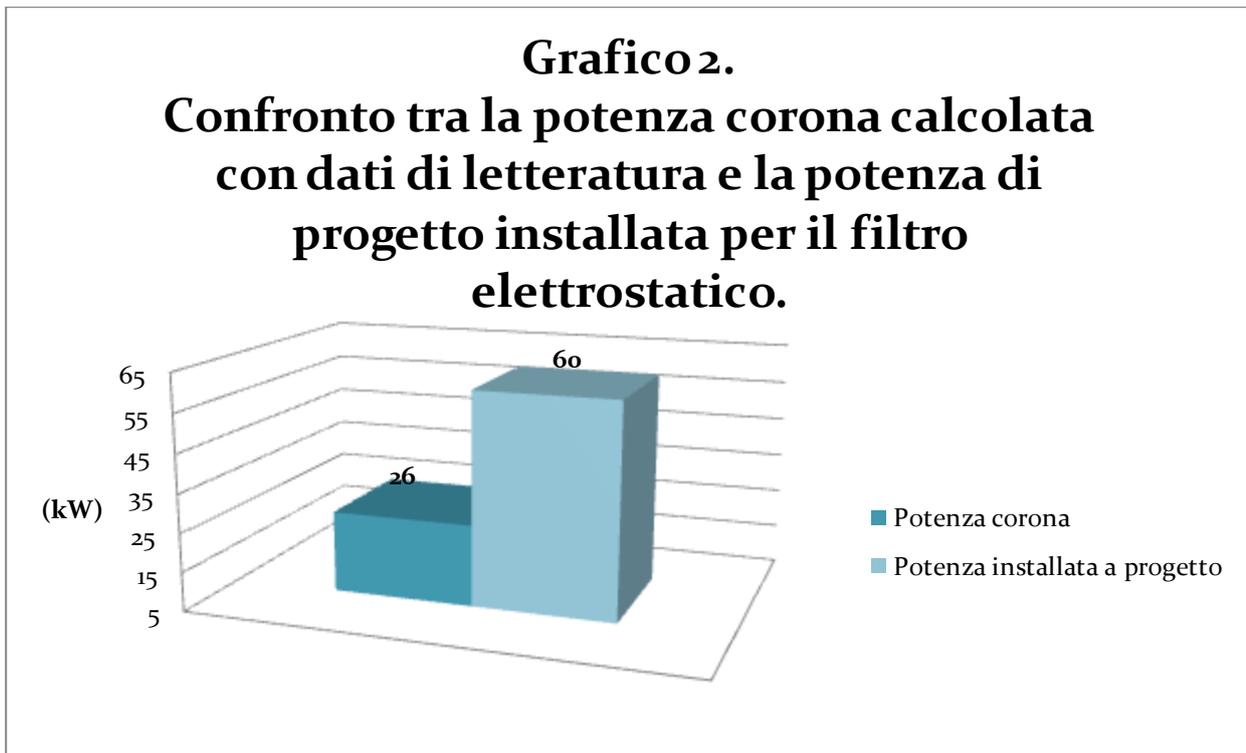
Il valore calcolato attraverso il rapporto della potenza corona è sorprendentemente basso rispetto al valore di potenza installata (60 kW).

La potenza ad effetto corona calcolata attraverso l'espressione (h) è allineata al valore risultato con il calcolo (l). I due prodotti ottenuti appartengono allo stesso ordine di grandezza, la loro differenza è di soli 3 kW.

Dai dati caratteristici dell'elettrofiltro presente in impianto (Tabella 16) emerge come la portata dei fumi rispetto alla portata massima di progetto abbia una variabilità compresa tra il 50 e il 100%, ciò significa che l'impianto potrebbe essere sottoposto ad un volume di fumi complessivo pari a $92.000 \text{ m}^3\text{/h}$. Ne consegue che anche la potenza corona calcolata deve essere raddoppiata in quanto correlata alla variabilità di progetto. Si è considerato il risultato più elevato (13 kW) perché è il valore più reale e meno in difetto di errore, quindi il dato da studiare per il confronto con la potenza installata è 26 kW.

Confrontando il risultato ottenuto con i dati di progetto, si rileva l'esistenza di un notevole sovradimensionamento nel potenziale dell'apparecchiatura, in quanto la potenza installata per alimentare il filtro elettrostatico è pari a 60kW, dato decisamente superiore ai 26 kW di potenza corona che abbiamo calcolato .

L'istogramma presente nel grafico 2 rappresenta graficamente il risultato appena commentato.



L'impianto presente nel forno F3 ha una potenza residua teorica di 34 kW, considerando costanti le caratteristiche dell'elettrofiltro e sulla base delle considerazioni precedenti, si può determinare quanto possa essere la portata volumetrica della corrente gassosa rispetto alla potenza di targa.

Secondo l'equazione di Deutsch (a), aumentando la potenza installata aumenta l'abbattimento degli inquinanti e la portata dei fumi in ingresso, attraverso l'equazione (m) si vuole determinare la portata teorica dei fumi in ingresso per il filtro elettrostatico presente in impianto.

$$\frac{Pc}{acfm} = W \Rightarrow a c f m = \frac{Pc}{W} \quad (m)$$

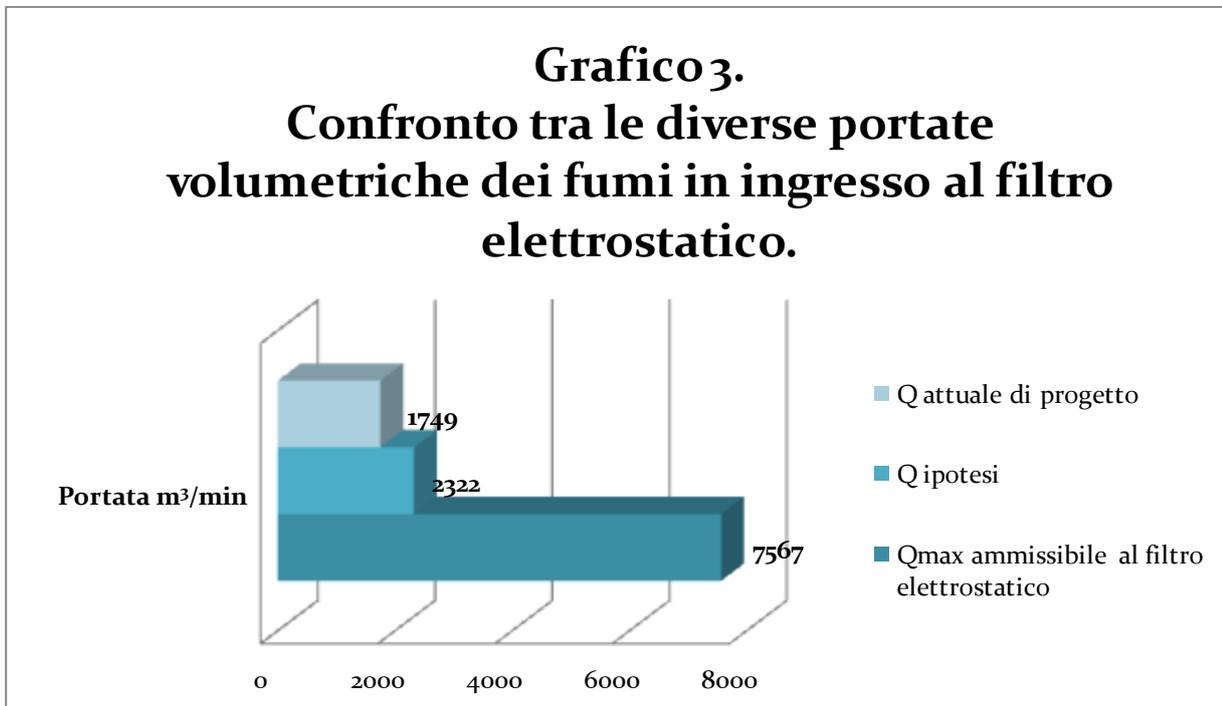
Ove:

$P_c = 45.000 \text{ W}$, valore preso come ipotesi di lavoro cautelativo rispetto ai 60.000 W nominali.

$W = 210 \text{ W}$, rapporto di potenza corona tratto dalla figura 59.

$$acfm = \frac{45.000}{210} = 214,28 \text{ acfm} = 7.566,95 \text{ m}^3/\text{min} \cong 7.567 \text{ m}^3/\text{min} \quad (n)$$

Il risultato ottenuto mediante l'espressione (n) è oltre tre volte l'ordine di grandezza rispetto alla portata massima ($1.749 \text{ m}^3/\text{min}$), inoltre se questo viene confrontato con la massima variabilità di progetto, quindi al raddoppio della portata dei fumi in ingresso otteniamo un risultato due volte il dimensionamento ($3.499 \text{ m}^3/\text{min}$). Nel grafico a barre sotto riportato viene proposto un confronto a tre nella quale sono presenti: la portata di progetto del sistema, la portata ipotizzata per il futuro dell'impianto e la portata massima ammissibile al filtro elettrostatico.



4.2 FILTRO A MANICHE

I fumi depolverati dal precipitatore elettrostatico, lavati nella colonna di abbattimento dei gas acidi e post-riscaldati, vengono conferiti al filtro a maniche MS-403.

Il filtro a maniche è costituito da 3 tramogge di fondo tronco-piramidali per la raccolta polveri; nella sezione di filtraggio viene addizionato un reattivo costituito da una miscela pre dosata di calce idrata ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) e carbone attivo in polvere (coke). Per mezzo di questa miscela vengono adsorbiti i metalli pesanti e i microinquinanti organo clorurati, inoltre vengono abbattuti i residui di gas acidi, infine tutte le polveri sono raccolte nel silo di stoccaggio. Nella sezione d'uscita del gas filtrato sono alloggiato le lance soffiatrici per la pulizia "on line" delle maniche filtranti. I dati più significativi riguardanti il filtro a maniche sono riportati nella tabella 19.

Tabella 19. Dati di progetto e di processo del filtro a maniche MS -403; (Elaborazioni Catterin su dati Ambiente S.p.A. 1995).

Dato caratteristico del filtro a maniche	U. M.	Valore
Portata fumi di progetto in ingresso	Nm^3/h	46.000
Portata fumi al CMC* in ingresso	Nm^3/h	41.414
Portata fumi di progetto in uscita	Nm^3/h	47.600
Portata fumi al CMC* in uscita	Nm^3/h	43.014
Temperatura fumi	$^{\circ}\text{C}$	120
Temperatura di progetto	$^{\circ}\text{C}$	150
Densità dei fumi	kg/m^3	0,89
Velocità di filtrazione al CMC*	m/min	0,87
Velocità di filtrazione di progetto	m/min	0,96
Superficie filtrante	m^2	1.188

*CMC = Carico Massimo Continuo.

4.2.1 VERIFICA DELLA SUPERFICIE FILTRANTE

Il filtro a maniche presente in impianto esegue la pulizia delle maniche online e in contro getto, quindi la pulizia viene effettuata senza l'esclusione di una parte dell'impianto filtrante durante il decorso della corrente gassosa inquinata. Per mezzo di questa considerazione il filtro a maniche è

stato paragonato a un filtro modello “Pulse-Jet”, quindi i valori di letteratura utilizzati nel lavoro di tesi sono riconducibili a questo modello di filtro.

Il calcolo della superficie filtrante si ottiene dalla (o):

$$s = \frac{Q}{v} \quad (o)$$

Ove:

S = superficie filtrante (m²).

Q = la portata di progetto 46.000 Nm³/h = 1.188 m³/min utilizzando nuovamente l'espressione (b).

v = 0,96 m/min velocità di filtrazione.

Sostituendo ad (o) i dati di progetto si ottiene che S = 1.237 m².

Si deduce che nei calcoli svolti nel lontano 1995 sia stata fatta una stima ottimistica della superficie filtrante, questo dato è giustificato dalla bassa velocità di filtrazione di progetto, la quale è stata sottostimata rispetto ai dati di letteratura (*Figura 58*).

Dusts or Fumes	Maximum Filtering Velocity, cfm/ft ² or ft/min
Carbon, Graphite, Metallurgical Fumes, Soap, Detergents, Zinc Oxide	5–6
Cement (Raw), Clay (Green), Plastics, Paint Pigments, Starch, Sugar, Wood Flour, Zinc (Metallic)	7–8
Aluminum Oxide, Cement (Finished), Clay (Vitrified), Lime, Limestone, Gypsum, Mica, Quartz, Soybean, Talc	9–11
Cocoa, Chocolate, Flour, Grains, Leather Dust, Sawdust, Tobacco	12–14

Figura 58: Massime velocità di filtraggio per varie ceneri provenienti da fumi per filtri a Pulse-Jet; (Copper e Alley 2002).

Nella tabella riportata all'interno del testo di riferimento per il controllo degli inquinanti ambientali (*Figura 58*), non compaiono espressamente le ceneri leggere provenienti da incenerimento tra i materiali da trattare, quindi per il caso in questione sono stati considerati i

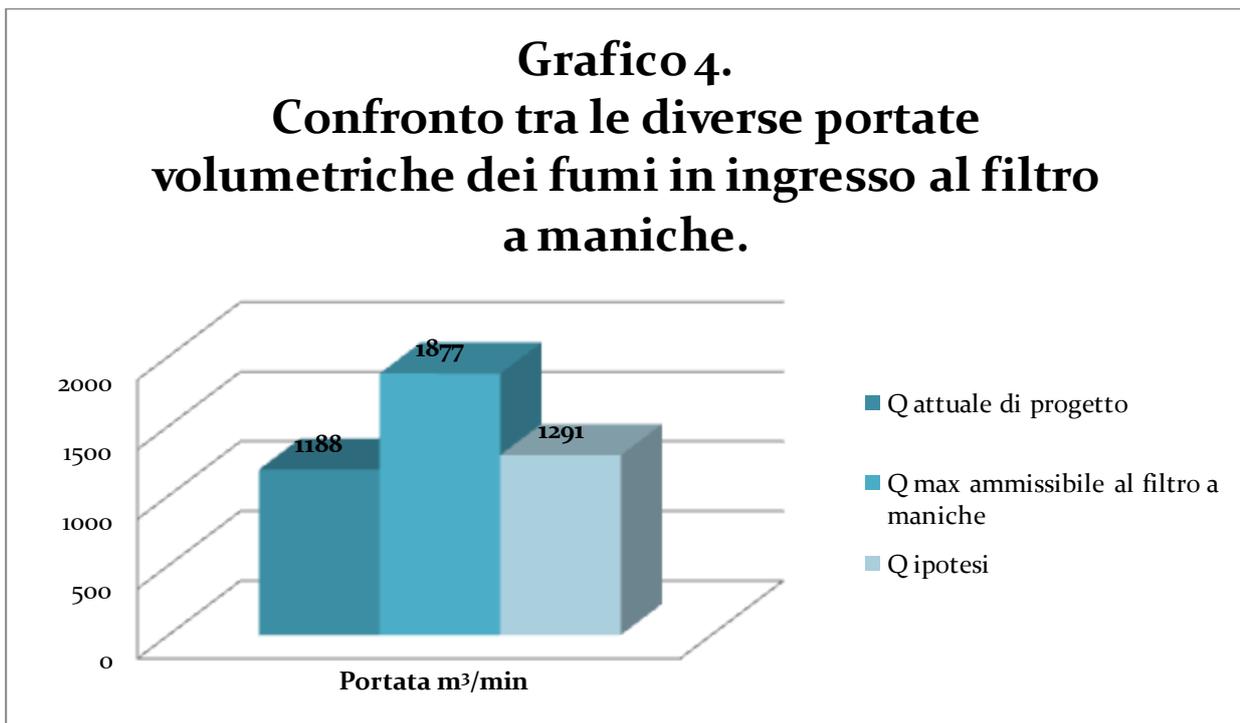
valori che troviamo nella prima riga della tabella, sia per una somiglianza di composizione, sia per similarità nella di tipologia di appartenenza.

Grazie alla velocità per le ceneri volatili recuperata in letteratura ($5 \div 6 \text{ ft/min} = 1,52 \div 1,82 \text{ m/min}$) e utilizzando la superficie filtrante utile (1.188 m^2) è possibile stimare la portata massima alla quale può arrivare l'impianto attraverso la riformulazione di (o):

$$Q = v * S \quad (p)$$

Dalla quale risulta $Q = 1.877 \text{ m}^3/\text{min} = 112.622 \text{ m}^3/\text{h} = 50.776 \text{ Nm}^3/\text{h}$, valore più alto di oltre $3.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ rispetto alla portata dei fumi di progetto.

Nel grafico 4 viene proposto un confronto visivo delle portate volumetriche in ingresso al filtro a maniche. Si può vedere che la portata dei fumi ipotizzata è minore rispetto alla portata dei fumi massima.



CAPITOLO 5 - LINEE GUIDA DI PRINCIPIO PER UN NUOVO SISTEMA DI ABBATTIMENTO DEGLI NO_x

La finalità che ci si pone in questo capitolo è quella di tracciare alcune linee guida utili alla possibile installazione di un sistema SCR da inserire nell'attuale linea di trattamento fumi del Forno F3 di Ravenna.

Il sistema catalitico per l'abbattimento degli NO_x potrebbe essere richiesto all'impianto in un prossimo futuro, in particolare nel momento in cui aumenti il quantitativo autorizzato per lo smaltimento di rifiuti speciali.

5.1 SITUAZIONE ATTUALE

La proposta che verrà presentata nei prossimi paragrafi, e le considerazioni ad essa legate, nascono da alcune analisi condotte sulla situazione attuale dell'impianto che verranno riportate di seguito.

In prima istanza si ritiene sia strettamente necessaria una revisione della situazione impiantistica attuale per poter sviluppare una proposta adeguata alle esigenze dell'impianto. Oltre alle verifiche descritte nel capitolo 4, si prescrive la necessità di valutare le condotte di aspirazione e ventilazione assieme al ridimensionamento della colonna di lavaggio fumi e del camino. Attualmente la linea di trattamento fumi esistente si compone delle seguenti apparecchiature:

- Caldaia a recupero con iniezione di urea.
- Precipitatore elettrostatico.
- Scambiatore fumi/fumi (I passaggio).

- Torre di lavaggio a più stadi (acido, sottoraffreddamento, basico).
- Scambiatore fumi/fumi (II passaggio).
- Scambiatore vapore-fumi.
- Iniezione in linea reagenti (calce idrata + carbone attivo).
- Filtro a maniche con circuito di preriscaldamento.
- Camino.

È stato ritenuto necessario inquadrare il livello di abbattimento degli ossidi di azoto al 2015, anno di esercizio dell'impianto per il quale si hanno dei dati completi, questo ha aiutato a decidere quale valore di concentrazione a camino degli NO_x si potrebbe raggiungere con il futuro impianto SCR.

Dall'acquisizione dei dati di marcia dell'impianto, riferiti al periodo 2015, è stato determinato il valore di specifica legato alle emissioni degli NO_x, il risultato è stato confrontato con i valori indicati nelle BAT e riferiti al sistema SNCR (*Figura 59*).

Il valore calcolato (0,55 kg/t waste input) si pone ampiamente all'interno dell'intervallo di specifica emissione (0,4 ÷ 1,2 kg/t waste input) che è stato indicato nelle tabelle delle BAT del 2006.

I dati per l'anno di esercizio 2015 sono i seguenti:

Portata media fumi	37.531	Nm ³ /h
Concentrazione media NO_x_{out}	82,39	mg/Nm ³
Ore di marcia (funzionamento effettivo)	7422	h
Totale rifiuti smaltiti	41.544	t
Specifica emissione di NO_x annuale	0,55	kg/t waste input

Substance(s)	Reduction efficiency range (%)	Achieved emission ranges				Comments
		½ hour average (mg/Nm ³)	24 hour average (mg/Nm ³)	Annual average (mg/Nm ³)	Specific emission (g/t waste input)	
NO _x	30 – 75 %	150 – 400	80 - 180	70 - 180	0.4 – 1.2	Varies with dosing rate, waste and combustor type
NH ₃	n/a		5 - 30			Lowest where wet scrubbers used. See notes in this table below.
N ₂ O	n/a		10 - 30			See notes below in this table
Notes: N ₂ O emissions increase rapidly with higher reagent dose rates required to achieve NO _x below 120 mg/Nm ³ The N ₂ O emissions depend on reaction (furnace) temperature and on reagent. Generally higher N ₂ O emissions are attained with urea than with ammonia. With urea the N ₂ O emissions can be higher. To achieve higher NO _x % reduction efficiencies higher reagent dose rates are required which may lead to higher NH ₃ slip – with downstream wet FGT the NH ₃ may then be absorbed but measures are then required to deal with its presence in the waste water e.g. NH ₃ stripping.						

Table 4.61: Emission levels associated with the use of SNCR
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 60, Reimann, 2002]

Figura 59. Livelli di emissione associati al sistema SNCR, nel riquadro in rosso il range di valori di specifica; (Elaborazioni Catterin su European Commission 2006).

Il confronto permette di dimostrare che allo stato odierno l'impianto adottato rientra largamente nell'intervallo di specifica emissione indicata per questi tipi di sistemi.

È ragionevole pensare che con l'attuale portata di fumi e concentrazione di NO_x un sistema SCR non sia necessario, tuttavia con la prospettiva di aumento dei rifiuti in ingresso e il rinnovo dell'autorizzazione integrata ambientale si prevede venga richiesto l'ammodernamento dell'impianto di abbattimento degli NO_x.

In linea con le prospettive di cambiamento dell'impianto, ci si propone anche una diminuzione del 25% della specifica emissione degli NO_x annuali, assieme all'aumento della portata fumi di 5.000 Nm³/h.

Dati di previsione esercizio 2018:

Portata media fumi	50.000	Nm ³ /h
Concentrazione media NO _{x,out}	35	mg/Nm ³
Ore di marcia (funzionamento effettivo)	7800	h
Totale rifiuti smaltiti	44.000	t
Specifica emissione di NO _x annuale	0,30	kg/t waste input

La specifica emissione annuale passa dall'attuale valore di 0,55 all'obiettivo per il 2018 di 0,30 kg/t waste input. Questo traguardo è stato scelto in linea con la politica di miglioramento

ambientale aziendale e nel rispetto dell'intervallo di specifica emissione che i nuovi sistemi SCR devono rispettare. È per mezzo della figura 60, nella quale viene riportata la tabella estratta dalle BAT, che si può vedere come il valore prescelto (0,30 kg/t waste input) sia pienamente all'interno dell'intervallo di specifica indicato (0,15 ÷ 0,60 kg/t waste input).

Substance(s)	Reduction efficiency range (%)	Achieved emission ranges				Comments
		½ hour average (mg/Nm ³)	daily average (mg/Nm ³)	Annual average (mg/Nm ³)	Specific emission (kg/t waste input)	
NO _x	>80 %	15 – 220	15 – 100	15 – 100	0.15 – 0.60	
NH ₃	n/a		<10			
N ₂ O	n/a					Not supplied

Table 4.56: Emission levels associated with the use of SCR
Source [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002]

Figura 60. Livelli di emissione associati al sistema SCR, nel riquadro in rosso il range di valori di specifica; (Elaborazioni Catterin su European Commission 2006).

Rispettando questo parametro e applicando un sistema SCR, la concentrazione media a camino attesa per gli ossidi di azoto è di soli 35 mg/Nm³.

5.2 PROPOSTA SCR

Vista la situazione attuale, considerate le apparecchiature già presenti, valutate le configurazioni possibili per un impianto SCR, la scelta ricade nello **schema Tail-End**, dove il reattore viene posizionato come ultimo elemento della linea prima dell'uscita a camino.

Tale scelta è condizionata in particolare dall'impiantistica esistente, in quanto proporre al Centro Ecologico Baiona di posizionare il sistema catalitico a valle della filiera di depurazione dei fumi, indica la possibilità di minimizzare gli interventi strutturali da applicare allo stabilimento attuale e permette che vengano sfruttate a pieno le apparecchiature preesistenti.

Il sistema catalitico consigliato si compone di:

- preriscaldamento dei fumi;
- reattore;
- vaporizzatore e iniettore della soluzione ammoniacale;
- by-pass.

5.2.1 PRERISCALDAMENTO DEI FUMI

Il sistema DeNO_x SCR può essere installato a valle del filtro a maniche, in quanto sono state appurate sia le concentrazioni degli inquinanti nelle varie sezioni dell'impianto sia il profilo delle temperature.

Con una temperatura compresa tra i 110-120 °C la presenza del bruciatore a metano ha lo scopo di garantire che i fumi abbiano una temperatura minima in entrata al reattore SCR.

In relazione al *gate* di temperatura (Δt) che si deve realizzare e alle utilities a disposizione, si presume che uno scambiatore fumi/fumi non sia sufficiente per gestire il Δt , ciò nonostante si consiglia comunque l'applicazione di questa apparecchiatura, in quanto l'energia termica contenuta nei fumi stessi andrà a riscaldare i fumi in ingresso all'impianto SCR, così facendo si andrà a diminuire i costi operativi necessari all'acquisto del metano.

I fumi in uscita dal sistema catalitico saranno ad una temperatura non più bassa di 170°C, che è quella richiesta per l'operatività del catalizzatore. Questa energia termica contenuta nella corrente gassosa depurata viene sfruttata dallo scambiatore fumi/fumi che la utilizza per alzare la temperatura della corrente gassosa in ingresso al reattore SCR. Il *gate* di temperatura residuo verrà raggiunto attraverso l'attivazione del bruciatore a metano. Nella tabella 20 sono riassunti i passaggi ideali che la corrente gassosa dovrebbe compiere per raggiungere la temperatura desiderata e per consumare la minor quantità di metano possibile.

Tabella 20. Tabella riassuntiva delle temperature della corrente gassosa.

Parte dell'impianto	°C
In uscita dal filtro a maniche, ingresso scambiatore fumi/fumi	115
In uscita dallo scambiatore fumi/fumi	150
In ingresso al sistema SCR	170
In uscita dal sistema SCR, in ingresso allo scambiatore fumi/fumi	170
In uscita dallo scambiatore fumi/fumi, al camino	155

La ragione per cui si può operare ad una temperatura relativamente bassa, avendo comunque un'alta efficienza di abbattimento degli ossidi di azoto, va ricercata nella bassa concentrazione

degli SO₂ in entrata al reattore ($\approx 5 \text{ mg/Nm}^3$), dovuta all'abbattimento in colonna di lavaggio e al dosaggio di carbone attivo al filtro a maniche (Air Treatment System 2008).

5.2.1.1 CONSUMO DI METANO PER IL PRERISCALDAMENTO DEI FUMI

Con la formula (q) si può calcolare approssimativamente il consumo di metano impiegato per aumentare la temperatura in entrata dei fumi al gruppo SCR.

$$V = \frac{Q * \Delta t * \rho_f * c_f}{P_{CH_4}} \quad (q)$$

Ove:

Q = portata dei fumi da riscaldare (50.000 m³/h).

Δt = l'aumento di temperatura che si vuole ottenere (è in funzione del tipo di catalizzatore).

ρ_f = densità dei fumi (1,25 kg/m³).

c_f = calore specifico dei fumi (0,40 kcal/kg°C).

P_{CH_4} = calore di combustione del metano (8.400 kcal/m³).

I calcoli del volume di metano utilizzato verranno fatti separatamente nei paragrafi delle proposte SCR rispettando i parametri forniti dal costruttore.

5.2.2 REATTORE E CATALIZZATORE

Il reattore è il blocco fondamentale per il sistema SCR in quanto al suo interno viene posizionato il catalizzatore.

Quest'ultimo è composto da un materiale che consente di aumentare la velocità di una reazione chimica accelerando i processi chimici desiderati. Il catalizzatore deve contenere siti attivi con adeguate strutture che possano interagire con gli inquinanti presenti nella corrente gassosa, inoltre deve fornire un'elevata area superficiale per permettere la migliore adesione possibile agli

inquinanti, e ancora, deve essere progettato con una struttura adatta alla tipologia di fumi che vengono introdotti.

Le reazioni catalitiche possono avvenire solo nei siti attivi presenti sulla superficie del catalizzatore, in quanto il numero di molecole convertite è legato al numero di siti attivi presenti (Figura 61).

La velocità di reazione dipende sostanzialmente da:

- temperatura della corrente gassosa;
- concentrazione degli inquinanti e quantità di polveri presenti nei fumi;
- numero di siti attivi presenti nella superficie;
- velocità di trasferimento della massa gassosa all'interno dell'impianto.

L'efficienza di conversione è legata principalmente al tempo di permanenza del reagente riducente (NH_3) nel reattore e dall'area superficiale del catalizzatore, quindi nella superficie sulla quale avvengono le reazioni di conversione.

Sono necessari molti passaggi affinché avvenga la conversione dei reagenti in prodotti: la

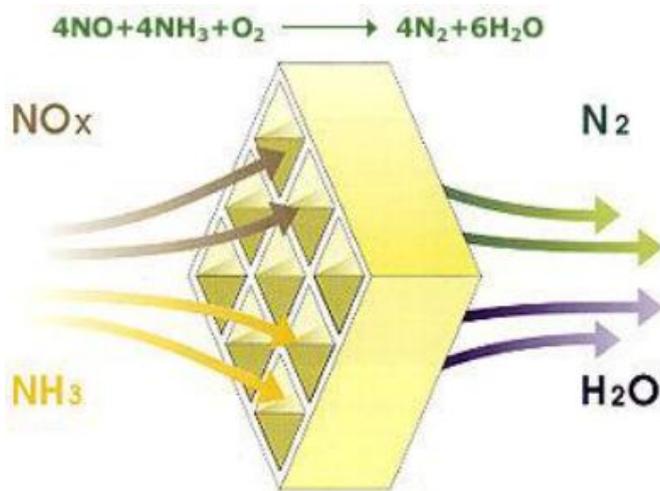


Figura 61. Rappresentazione schematica del passaggio della corrente gassosa all'interno del catalizzatore a nido d'ape; (www.deparia.com).

diffusione inizia dallo strato limite per poi passare ai pori più grandi, per transitare successivamente ai pori più piccoli e infine arrivare ai siti catalitici. I prodotti prima di essere rilasciati nella corrente in uscita dall'impianto devono ripercorrere in senso inverso i passaggi eseguiti dai reagenti (Bergamaschi 2017).

La forma preferibile per il catalizzatore è di tipo a nido d'ape, semplicemente perché rispetto al catalizzatore "piatto" ha una maggiore superficie disponibile per l'abbattimento degli ossidi di azoto (Figura 62).

Il catalizzatore è costituito da un supporto poroso ceramico realizzato con fibre rinforzate di biossido di titanio (TiO_2). Il supporto è impregnato in modo omogeneo da materiali cataliticamente attivi come triossido di tungsteno (WO_3) e pentossido di divanadio (V_2O_5).

Si predilige un catalizzatore con una struttura porosa all'interno della quale i composti attivi siano finemente distribuiti, questo per poter garantire un numero elevato di siti attivi, ciò significa adottare un catalizzatore con un'elevata area superficiale che consente di avere il maggior numero di molecole convertite (Carollo 2012 e Air Treatment System 2008).



Figura 62. Operatore che svolge funzioni di controllo ad un catalizzatore a nido d'ape; (www.jmsec.com).

5.2.2.1 DEGRADAZIONE DEL CATALIZZATORE

Sono diversi i fattori che hanno un effetto negativo sul catalizzatore e che vanno ad interferire su efficienza e durata dello stesso.

Le principali cause di degrado sono:

- l'avvelenamento da piombo, fosforo e zolfo presenti nella corrente gassosa che provocano l'intasamento delle celle a nido d'ape. Questo tipo di problema in genere deriva da polveri e sporcizie che si formano durante il processo di combustione condotto a temperature troppo basse.

- La copertura dell'area superficiale causata dalla formazione indesiderata di PbSO_4 (tetraosso solfato di piombo (II)) e SiO_2 (diossido di silicio) che provocano incrostazioni superficiali.
- La temperatura inadeguata che può provocare la sinterizzazione delle polveri andando ad ostruire i siti attivi. La compattazione delle polveri è provocata da un eccesso di temperatura in condizioni di pressione atmosferica che trasforma il materiale polverulento in materiale indivisibile. Ogni catalizzatore deve essere monitorato costantemente per operare nel range di temperatura ottimale.

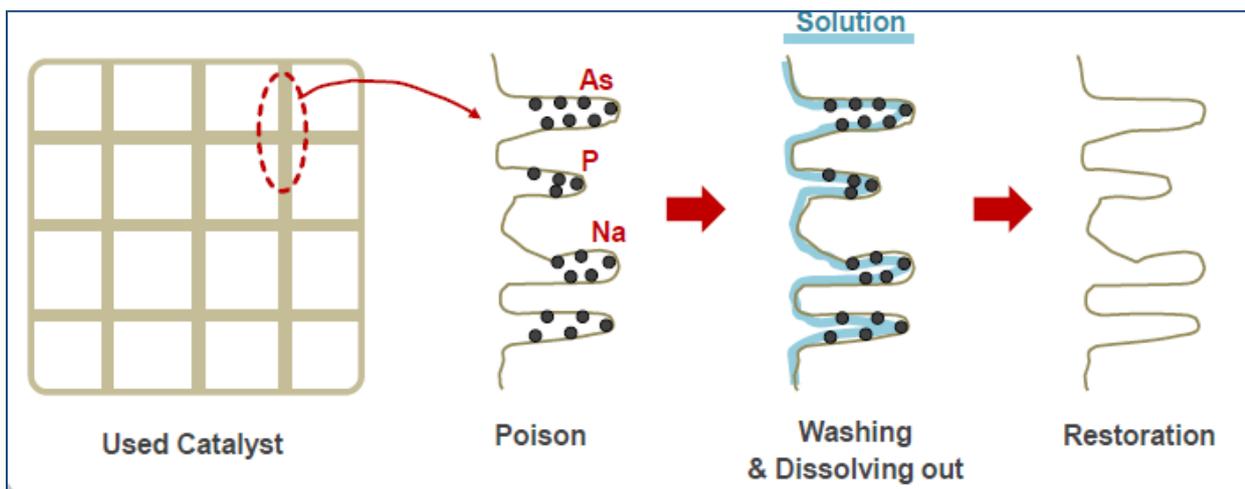


Figura 63. Illustrazione su come avviene la pulizia del catalizzatore (www.nanoin.com).

L'avvelenamento è un problema che tutt'oggi viene affrontato con tecniche che permettono di rigenerare il catalizzatore senza obbligare l'utilizzatore ad acquistarne uno nuovo.

Il bruciatore previsto a valle del sistema servirà anche per la pulizia del catalizzatore, in quanto al di sopra dei $350\text{ }^{\circ}\text{C}$ per un periodo compreso tra le otto e le dieci ore, è possibile pulire il catalizzatore invertendo la reazione (Bergamaschi 2017).

Con le apparecchiature già presenti nella linea di abbattimento fumi del forno F3, si presuppone che la degradazione del catalizzatore sia fortemente limitata, viste e considerate le concentrazioni degli inquinanti in ingresso al sistema catalitico.



Figura 64. Nella fotografia a destra il catalizzatore fortemente avvelenato, nella fotografia a sinistra il catalizzatore dopo la rigenerazione; (www.nanoin.com).

5.2.3 VAPORIZZAZIONE E INIEZIONE DELLA SOLUZIONE AMMONIACALE

Ogni impianto richiede uno studio approfondito sulla scelta delle lance, degli ugelli da utilizzare e sul loro posizionamento (*Figura 65*). A volte può essere necessario installare più lance in sedi



Figura 65. Particolare della lancia per il dosaggio dell'ammoniaca, dotata di camicia esterna per il raffreddamento forzato. Sulla sinistra è visibile il portello di ispezione della zona di miscelazione; (www.deparia.com).

diverse o realizzare delle lance specifiche per adeguarsi a condotti dalla geometria particolare.

Le lance provvedono ad iniettare la soluzione riducente all'interno del reattore per mezzo di aria compressa. Il più delle volte la soluzione riducente è composta da ammoniaca e vapor acqueo immessi con aria atomizzata.

Al fine di evitare che il calore latente dell'acqua possa in qualche modo far diminuire la temperatura della soluzione ammoniacale si può prevedere uno

scambiatore di calore alla fine del collettore d'uscita del reattore. Questa accortezza consente anche di ottimizzare il grado di miscelazione del reagente ammoniacale e di evitare un probabile abbassamento della temperatura dei fumi in entrata.

È sconsigliata l'iniezione diretta della soluzione ammoniacale con aria atomizzata, per non far abbassare ulteriormente la temperatura dei fumi in entrata al reattore ed evitare la corrosione diretta delle pareti dell'impianto (Carollo 2012).

L'iniezione del reagente attraverso un miscelatore statico permetterà l'omogenea distribuzione della miscela in modo tale che tutto il catalizzatore venga investito sia dalla corrente inquinata che dalla soluzione riducente. Anche la perdita di carico aiuta nella distribuzione del gas, per questo non serve indicare particolari preferenze per l'ingresso del condotto dei fumi al sistema catalitico (Bergamaschi 2017).

In fase di collaudo si ritiene necessaria la calibrazione delle lance e la verifica della pressione di esercizio della soluzione ammoniacale.

La soluzione più utilizzata dai reattori del sistema di riduzione catalitica selettiva per il controllo delle emissioni di ossido di azoto è l'ammoniaca in soluzione acquosa.

L'adozione della soluzione ammoniacale (idrossido di ammonio NH_4OH) al 25% è classificata come R34 e non è soggetta a Direttiva Seveso, quindi non comporterebbe modifiche all'attuale sistema del Centro Ecologico Baiona.

È fondamentale tenere sotto controllo la pressione e la temperatura del serbatoio di stoccaggio dell'ammoniaca in soluzione acquosa, per mantenere un processo sicuro e di elevata qualità.

La scelta del reagente influisce sulla formazione del monossido di diazoto (N_2O), l'utilizzo di ammoniaca ne attira quantità trascurabili, mentre l'utilizzo di urea ne induce quantità rilevanti.

La temperatura è influenzata dalla composizione della corrente gassosa, in particolare dagli ossidi di zolfo, che incidono particolarmente anche sull'avvelenamento del catalizzatore. Si rende necessario consigliare una sonda a monte del sistema catalitico.

5.2.4 BY-PASS

Si consiglia di prevedere un sistema di by-pass dei fumi che abbia il suo inizio appena a valle del filtro a maniche e che termini nel segmento finale della condotta principale del reattore catalitico.

L'intervento del by-pass può essere applicato nel caso di fermata dell'impianto SCR, oppure nell'eventualità che la temperatura in entrata al reattore catalitico scenda al di sotto della soglia prefissata, piuttosto che salga troppo al di sopra della temperatura impostata. Attraverso questa funzione i fumi in uscita dal filtro a maniche vengono by-passati per raggiungere direttamente il camino. Così facendo viene prevenuta l'integrità del catalizzatore, evitando che i fumi freddi passino attraverso il sistema catalitico (Carollo 2012).

5.2.5 CONTROLLO DI PROCESSO

È fondamentale avere la padronanza del processo, i valori più importanti da tenere sotto costante osservazione sono:

- Misure degli NO_x in entrata ed uscita dal reattore.
- Caduta di pressione attraverso il reattore.
- Consumo del reagente e valore dello slip ammoniacale.
- Temperatura di processo.
- Portata del gas di processo.

Le analisi e le misure di processo devono essere monitorate da apparecchiature all'avanguardia, in particolare la concentrazione degli NO_x e dell' NH_3 potrebbe essere misurata con degli analizzatori in linea, uno nei condotti in uscita al filtro a maniche e uno al camino.

La caduta di pressione e la portata dei fumi possono essere monitorate attraverso dei misuratori di portata, adatti a qualsiasi tipologia di corrente gassosa.

L'analisi della temperatura è molto importante, conoscere quella in entrata è fondamentale per garantire che la temperatura di processo sia superiore alla temperatura minima operativa del catalizzatore.

La possibilità di monitorare in continuo le temperature e i volumi dei fumi che scorrono all'interno delle apparecchiature permette di mantenere il processo costantemente al suo ottimale rendimento, quindi con un'elevata efficienza.

5.4 LE PROPOSTE PER IL SISTEMA SCR

Per completare l'elaborato di tesi si è ritenuto utile presentare una proposta coerente con le esigenze di HERAmbiente. La stesura dei prossimi paragrafi è stata possibile grazie al contributo di tecnici della Johnson Matthey Italia S.r.l.r AIRLIFE S.r.l. Attraverso la loro esperienza internazionale sui sistemi di depurazione dell'aria, il lavoro di tesi si arricchisce qualitativamente e si ancora all'obiettivo posto all'inizio del progetto; grazie al loro contributo è stato possibile presentare due soluzioni che adempissero alle richieste dell'impianto, unitamente anche ad una stima economica estremamente in linea con il mercato attuale.

5.4.1 IL SISTEMA SINO_x[®] DELLA JOHNSON MATTHEY ITALIA S.R.L.

La proposta del gruppo Johnson Matthey S.r.l. è stata elaborata sulla base delle considerazioni descritte nei paragrafi 5.1 e 5.2 e presentando una scheda tecnica che viene riportata di seguito.

Tipo di impianto: **Termovalorizzatore rifiuti speciali (Waste to Energy)**

Località: Ravenna
Data: 01/2017
Combustibile principale Rifiuti (95% pericolosi)
Combustibili secondari Metano e diesel
Contenuto di polveri < 5 mg/Nm³

DATI PER IL REATTORE

Informazioni	Condizioni	Unità di misura	Caso di studio
<i>Flusso gassoso</i>	Secco	Nm ³ /h	50.000
<i>Temperatura del flusso gassoso</i>		°C	115
<i>Pressione del flusso gassoso</i>		hPa	

<i>H₂O nella corrente gassosa</i>	Massima	Vol. - %	20
<i>O₂ nella corrente gassosa</i>	A secco	Vol. - %	11
<i>NO_{x,IN} (al reattore)</i>	Rif. 11% O ₂ , secco	mg/Nm ³	200
<i>NO_{x,OUT} (al reattore)</i>	Rif. 11% O ₂ , secco	mg/Nm ³	35
<i>CO_{IN} (al reattore)</i>	Rif. 11% O ₂ , secco	mg/Nm ³	100
<i>SO_{2,IN} (al reattore)</i>	Rif. 11% O ₂ , secco	mg/Nm ³	5
<i>HCl (al reattore)</i>	Rif. 11% O ₂ , secco	mg/Nm ³	10
<i>NO_x riduzione</i>		%	> 80
<i>NH₃-slip</i>	Rif. 11% O ₂ , secco	mg/Nm ³	30

Il sistema proposto dall'azienda sposa in pieno le linee guida indicate nei paragrafi precedenti, quest'ultime sono considerate come le migliori tecniche possibili per un sistema con catalizzatore da utilizzare al forno F3.

In particolare viene consigliato di adottare la tecnologia SINOx®, si tratta di un catalizzatore a nido d'ape per la riduzione degli NOx in condizioni di bassa polvere. Il sistema è adatto ad impianti di combustione a carbone, gas e olio, caldaie a combustione interna e raffinerie; viene ampiamente utilizzato per i gas di scarico provenienti da impianti di incenerimento dei rifiuti. L'elevata superficie specifica dei SINOx® a nido d'ape, assicura un volume di catalizzatore basso e quindi un design compatto del sistema SCR.

Secondo le condizioni specificate al produttore, i dati di progetto per il sistema SCR sono i seguenti:

Catalizzatore modello SW40

Area di superficie specifica	930	m ² /m ³
Passo della celletta (nominale)	3,7	mm
Altezza del catalizzatore a nido d'ape	1000	mm
Sezione dell'area libera (spazi vuoti)	76	%
Volume catalizzatore	14,6	m ³

Reattore

	Sottostrato occupato	Sottostrato libero	Altezza modulo	Peso strato (approssimativo)
Strato catalizzatore 1	1	0	1200 mm	6,1 t
Strato catalizzatore 2	1	0	1200 mm	6,1 t
Strato catalizzatore 3	0	1	0 mm	0 t
Somma	2	1	2400 mm	12,2 t

Dimensioni approssimative del modulo (lunghezza x larghezza x altezza) 0,982 x 0,956 x 0,956 m x m

Moduli per strato 3 x 3 = 9 Pcs

Geometria approssimativa del reattore 2.946 x 2.868 m x m

Condizioni operative

NH ₃ -Slip (fino al periodo di garanzia)	10,0	mg/Nm ³ d rif. O ₂
Periodo di garanzia	240000	h
Velocità del flusso gassoso	3,9	m/s
Velocità spaziale	4286,7	1/h
Caduta di pressione sopra gli strati catalitici (iniziale)	≤ 7,6	mbar
Rapporto di conversione SO ₂ (iniziale)	≤ 1,0	% (mol)
Consumo di NH ₃	≤ 3,0	kg/h

In relazione alla temperatura con la quale arrivano i fumi all'ingresso del sistema SCR (115 °C), l'azienda prevede l'installazione in serie di uno scambiatore di calore fumi/fumi e di un bruciatore a metano; l'esercizio di entrambi i dispositivi porterà la corrente gassosa alla temperatura ottimale di 170 °C.

Il volume di metano che il progetto della Johnson Matthey prevede di utilizzare per il riscaldamento dei fumi si ottiene sostituendo alla formula q (5.2.1.1) i valori numerici:

$$V = \frac{(50.000 * 20 * 1,25 * 0,40)}{8.400} = 59,52 \text{ m}^3/\text{h}$$

Considerando che l'impianto operi per 7.800 ore rispetto alle 8.760 disponibili in un anno solare, si ottengono 464.285 m³ di metano che vengono consumati in un anno di marcia effettiva dell'impianto (Carollo 2012).

Sapendo che il costo del metano industriale è di 0,3046 €/m³ (dato rinvenuto nel sito dell'autorità per l'energia elettrica, il gas e il sistema idrico, elaborazioni su dati Eurostat, giugno 2016), si può stimare che la spesa annua per il metano possa essere attorno ai 141.420,00 €/anno (centoquarantunomilaquattrocentoventi).

Nell'impianto proposto dalla Johnson Matthey Italia S.r.l. viene utilizzato il catalizzatore SW40, dove la cifra "40" sta ad indicare che sono presenti 46 celle per pollice quadrato (cps), questo valore indica che la configurazione a nido d'ape del modello selezionato, ha degli interstizi relativamente di piccole dimensioni. È stato ritenuto idoneo l'SW40 perché i fumi da depurare sono stati già depolverizzati e risultano minimamente densi. Il catalizzatore ceramico è stato progettato per avere le minime perdite di carico e massimizzare l'uso della superficie disponibile (Figura 66).

SINOx® SCR Catalysts / stationary and marine
products in series production



8



Figura 66. Esempi di catalizzatore ceramico a nido d'ape con diverse misure di cps; (www.jmsec.com).

Nel progetto presentato sono previsti tre strati per il posizionamento del catalizzatore, ma soltanto due sono utilizzati, questo perché si prevede che l'impianto possa essere impiegato anche con un aumento di portata dei fumi, oppure per un ulteriore abbattimento degli NO_x (Figura 67).

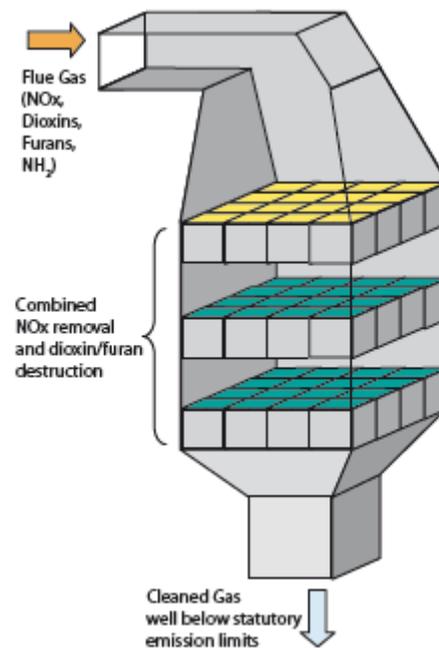


Figura 67. Semplificazione dell'impianto a tre strati di catalizzatore; (www.jmsec.com).

Il reattore è composto da 9 moduli di catalizzatore alti rispettivamente 1,2 metri e pesanti 6,1 tonnellate, il volume del reattore (20,3 m³) è maggiore rispetto a quello del catalizzatore (14,6 m³) in quanto esistono degli spazi lasciati appositamente vuoti per permettere l'accesso all'interno del reattore e consentire le operazioni di manutenzione.

Il sovradimensionamento dell'impianto viene fatto di default rispetto alle esigenze del cliente, viene bilanciato in modo tale che il sovradimensionamento non influisca in maniera rilevante nel costo finale. L'impianto viene garantito per 24.000 ore di processo, se non è soggetto a particolari problemi di invecchiamento viene stimato che possa essere utilizzato per venti anni. Secondo gli attuali standard di composizione della corrente gassosa viene stimato che il catalizzatore abbia un funzionamento di cinque anni, il valore è cautelativo ed è accompagnato dalla raccomandazione della periodica pulizia unitamente alle analisi annuali sull'attività del catalizzatore.

La stima del costo per l'apparecchiatura SCR comprende:

- Reattore compatto, incluso tubo di miscelazione.
- 15 m³ di catalizzatori SINO_x[®] per la riduzione di NO_x e diossina.
- Sistema di iniezione agente riducente.
- Pannello di controllo per il dosaggio del reagente.
- Stazione di pompaggio.
- Bruciatore a metano.
- Scambiatore fumi/fumi.
- Sistema di controllo locale con collegamento alla rete.
- Documentazione e ingegneria.

Per un valore complessivo non vincolante di circa 650.000,00 euro (seicentocinquantamila). Inoltre per l'installazione del sistema si stima siano necessari altri 100.000,00 euro (centomila) e per l'isolamento termico ancora 50.000,00 euro (cinquantamila). Nel complesso l'apparecchiatura e l'installazione hanno un costo intorno agli 800.000,00 (ottocentomila) euro.



Figura 68. Sistema SCR installato dalla Johnson Matthey nell'impianto di termovalorizzazione di rifiuti urbani nella città di Hameln (D); (www.jmsec.com).

5.5.2 IL SISTEMA DENO_x SCR DELLA AIRLIFE

La proposta di AIRLIFE S.r.l., Air Purification System è stata fatta sulla base delle considerazioni descritte nei paragrafi 5.1 e 5.2 e presentando una scheda tecnica paragonabile a quella descritta nel paragrafo 5.5.1. L'unico dato discorde inoltrato alla società AIRLIFE è il valore del SO₂, pari a 200 mg/Nm³ (limite dell'autorizzazione integrata ambientale). Questo elevato valore è stato scelto come margine di massima sicurezza e comporta una differenza sostanziale rispetto al sistema SINO_x[®]: la necessità di lavorare con un catalizzatore a temperature più elevate, questo andrà ad incidere sui costi annuali legati al consumo di metano per il preriscaldamento dei fumi.

Catalizzatore modello AL17-40LT o AL17-47LT

Elementi per livello	256 (16 x 16)		adm		
	Sottostrato occupato	Sottostrato libero	Lunghezza modulo	Larghezza modulo	Altezza modulo
Strato catalizzatore 1	1	0	300 mm	150 mm	150 mm
Strato catalizzatore 2	1	0	300 mm	150 mm	150 mm
Strato catalizzatore 3	0	1	0 mm	0 mm	0 mm
Strato catalizzatore 4	0	1	0 mm	0 mm	0 mm
Somma	2	2	600 mm	300 mm	300 mm

Condizioni operative

Carico impianto	110	%
Portata fumi totale (secchi)	50.000	Nm ³ /h
Temperatura	280	°C
Temperatura massima	520	°C
Perdita di carico	14	mbar
Consumo aria compressa (100% carico)	30	Nm ³ /h
Consumo ammoniacca in soluzione acquosa (25% in peso)	13,9 ¹	l/h

¹ 13,9 l/h = 0,0139 m³/h; con densità ammoniacca in soluzione acquosa al 25% = 907 kg/m³ si trova che il consumo è pari a 12,6 kg/h.

L'impianto DeNOx SCR è integrato nel sistema di trattamento fumi del termovalorizzatore, anche in questa proposta viene prevista l'installazione di uno scambiatore di calore fumi/fumi e di un bruciatore a metano con l'obiettivo di raggiungere una temperatura di esercizio pari a 280 °C.

A monte del reattore catalitico, con una pompa di alimentazione e attraverso una lancia di iniezione di tipo ultrasonico, viene iniettata ammoniacale in soluzione acquosa (25% in peso). Un segnale di avvio impianto e di raggiungimento della temperatura minima dei fumi nel reattore SCR (~250 °C), comportano l'accensione automatica del pannello di dosaggio. La quantità da iniettare viene determinata e controllata a seconda del carico attuale dell'impianto, può essere inoltre modificata a seconda del livello di NO_x da raggiungere a camino, misurando la concentrazione degli ossidi di azoto a valle del catalizzatore, tramite un opportuno sensore, ottimizzando così il ciclo di controllo. Un miscelatore statico, installato nel condotto fumi in uscita dal filtro a maniche, assicura che si verifichino le condizioni di flusso ottimali per il processo SCR.

Il reattore proposto è dimensionato per quattro livelli di catalizzatore, tre dedicati al catalizzatore SCR, di cui soltanto due vengono impiegati, e un livello vuoto dedicato al catalizzatore di ossidazione (OXI), quest'ultimo permette di convertire il monossido di carbonio e gli idrocarburi incombusti in diossido di carbonio. La fornitura prevede due moduli di catalizzatori ceramici a nido d'ape, modello AL17-40LT o AL17-47LT in acciaio al carbonio. Anche AirLife S.r.l. indica come proporzionato un catalizzatore di taglia 40.

Il terzo livello di catalizzatore è una scelta standard che serve per avere un margine di sicurezza sui volumi dei fumi da trattare. Piuttosto che sovradimensionare il volume del catalizzatore, l'azienda preferisce prescrivere un terzo livello che possa essere utile a future necessità del cliente.

AirLife Srl garantisce la qualità del materiale, la progettazione e la costruzione della fornitura, i servizi e la loro idoneità per l'applicazione del caso per 12 mesi a partire dalla data di consegna. La garanzia dei catalizzatori è di 16.000 ore di funzionamento, oppure 24 mesi dalla consegna, qualunque evento si verifichi prima.

La società ritiene che l'impianto possa essere utilizzato a pieno regime per almeno 20 anni, inoltre viene stimato che il catalizzatore abbia una durata di 5 anni.

Premesso che i dati di design siano rispettati, l'installatore garantisce i seguenti valori:

- NO_x (NO_2) < 35 mg/Nm₃ (secchi-11% O₂)
- NH_3 < 5 mg/Nm₃ (secchi-11% O₂)

Secondo il manuale AirLife Srl di uso e manutenzione.

Il volume di metano che serve all'impianto per il preriscaldamento dei fumi si ottiene sostituendo alla formula q (5.2.1.1) con i valori numerici, considerando che lo scambiatore di calore fumi/fumi possa coprire un Δt di 70 °C, per raggiungere i 280 °C richiesti dal progetto il bruciatore a metano dovrà coprire un Δt di 95 °C:

$$V = \frac{(50.000 * 95 * 1,25 * 0,40)}{8.400} = 282,73 \text{ m}^3/\text{h}$$

Osservando le stesse condizioni di lavoro utilizzate anche nell'analogo calcolo, per 7.800 ore di marcia serviranno 2.205.294 m³ di metano in un anno.

Sapendo che il costo del metano industriale è di 0,3046 €/m³, si può stimare che la spesa annua per il metano possa essere attorno ai 671.732,00 €/anno (seicentostantunmilasettecentotrentadue).

La stima del costo per l'apparecchiatura SCR comprende:

- Reattore compatto.
- Catalizzatori DeNO_x per la riduzione di NO_x.
- Set di elementi per l'iniezione e la miscelazione agente riducente, incluso condotto di miscelazione.
- Pannello di dosaggio per ammoniaca25 (unità pre-assemblata).
- 2 pompe per alimentazione ammoniaca.
- Strumentazione e valvole di blocco.
- Bruciatore a metano.
- Scambiatore di calore fumi/fumi.
- Quadro di controllo locale (PLC).
- Un periodo a forfait di attività per supervisione in sito (max 10 giorni-uomo totale).
- Documentazione e ingegneria.

La fornitura ed i servizi specificati sono offerti al prezzo totale di: 765.000,00 € (settecentosessantacinquemila). Mentre per l'installazione del sistema si stima siano necessari altri 105.000,00 euro (centocinquemila) e per l'isolamento termico ancora 25.000,00 euro (venticinquemila).

5.6 INVESTIMENTO ECONOMICO

Scegliendo di adottare il sistema SCR si dovrà far fronte al notevole costo economico.

Una parte della spesa è legata alle modifiche che riguardano l'assetto impiantistico già esistente; precisamente oltre ai costi legati alla costruzione del reattore, alla sua struttura di sostegno, al catalizzatore, all'equipaggiamento ausiliare (vaporizzatore, pompe, condutture), vi sono anche significative spese riconducibili alle necessarie demolizioni e nuove costruzioni, congiuntamente all'eventuale spostamento di apparecchiature preesistenti.

L'adozione di tale tecnologia introduce anche una serie di costi gestionali da non sottovalutare, in particolare si fa riferimento a:

- consumo di metano dovuto al bruciatore;
- consumo elettrico legato alla ventilazione e all'alimentazione del sistema;
- dosaggio di soluzione ammoniacale.
- manutenzioni del reattore, analisi e controllo del reattore.
- pulizia del catalizzatore.

5.6.1 COSTI CAPITALI

I costi capitali sono definibili come il rendimento alternativo che un capitale sarebbe in grado di produrre se fosse impiegato in un altro investimento.

Nella tabella sottostante viene proposto un confronto sui costi capitali che le due aziende fornitrici del sistema catalitico hanno indicato.

Costi capitali

	Johnson Matthey Italia S.r.l.	AirLife S.r.l.
Apparecchiatura SCR	650.000,00 €	765.000,00 €
Installazione del sistema	100.000,00 €	105.000,00 €
Isolamento termico	50.000,00 €	25.000,00 €
Totale	800.000,00 €	895.000,00 €

Il costo dell'apparecchiatura proposta dalla società AirLife S.r.l. rischia di essere impari rispetto al prospetto economico presentato dalla Johnson Matthey S.r.l. a causa della diversità di concentrazione degli SO₂ che gli erano stati riportati nella scheda informativa.

L'elevata presenza di questi inquinanti vincola l'impianto ad esercitare ad alte temperature, il che significa dotarsi di un catalizzatore in materiale refrattario e adeguare tutte le apparecchiature ad esso connesso. Il rischio che ne consegue è di avere una stima economica aggravata di circa il 20% sul totale.

5.6.2 COSTI OPERATIVI

I costi operativi sono quelli legati alle attività di esercizio derivanti da un investimento.

Il costo totale annuale è dato dalla somma dei costi operativi annuali (metano, soluzione ammoniacale, analisi e controllo dell'impianto) e dalla quota annuale del costo capitale; nella tabella sottostante vengono riassunte le voci di spesa che compongono i costi operativi annuali.

Costi operativi annuali

	Johnson Matthey Italia S.r.l.	AirLife S.r.l.
Rata annuale del costo capitale	99.314,00 €	98.588,00 €
Ispezione annuale per analisi e controllo del catalizzatore	5.000,00 €	5.000,00 €
Costo annuale del metano per il funzionamento ordinario del bruciatore	141.420,00 €	671.732,00 €
Costo annuale del reagente ²	4.680,00 € ³	4.914,00 € ⁴

Totale	250.414,00 €	780.234,00 €
---------------	---------------------	---------------------

¹ Per il calcolo della rata annuale del costo capitale è stato deciso di utilizzare il metodo della rata uniforme posticipata (si veda paragrafo 5.6.2.1).

² Il costo annuale del reagente è stato calcolato sulla base di 7.800 ore di operatività dell'impianto e sul costo di 200,00 €/t, prezzo ritenuto in linea con le offerte del mercato (Carli 2017).

³ Questa cifra è verosimilmente poco attendibile in quanto il dato fornito era una soglia indicativa (≤ 3 kg/h).

⁴ Questo valore è da ritenersi attendibile in quanto il dato fornito era preciso (12,6 kg/h per soluzione al 25% in peso di ammoniaca, quindi il consumo di ammoniaca pura è pari a 3,15 kg/h).

Tra i costi operativi non compare la pulizia del catalizzatore perché nella configurazione tail-end non è prevista. Volendo ipotizzare che si depositi della polvere sulla superficie del letto catalitico, questa può essere rimossa con un aspiratore o un soffiatore ad aria compressa, il tutto senza rimuovere il catalizzatore dal reattore, con un costo trascurabile compreso fra i 2.000 ed i 3.000 euro (Bergamaschi 2017).

Nella più pessimistica delle ipotesi la durata dei letti catalitici per entrambi i sistemi proposti equivale a cinque anni di attività.

Nella rata annuale del costo capitale viene compreso anche il costo necessario al riacquisto del catalizzatore, nell'arco dei 20 anni di durata del sistema vengono ripartiti equamente i 5 anni di vita del catalizzatore.

5.6.2.1 RATA ANNUALE DEL COSTO CAPITALE

Per il calcolo della quota annuale del costo capitale è stato deciso di utilizzare il metodo della rata uniforme posticipata.

Per entrambe le proposte è stata utilizzata la seguente formula:

$$R = P * \frac{(1 + i)^N * i}{(1 + i)^N - 1} \quad (r)$$

Ove:

R = rata uniforme posticipata.

P = capitale investito.

i = tasso d'interesse pari a 8%, in linea con il mercato attuale.

N = numero di anni di durata dell'investimento.

Per entrambe le proposte si consideri che: la struttura dell'impianto dura indicativamente 20 anni, mentre il catalizzatore 5 anni.

PIANO ANNUALE DI AMMORTAMENTO CAPITALE DELL' APPARECCHIATURA SINO_x®

Di seguito viene calcolata la rata di ammortamento dell'investimento capitale per l'acquisto dell'apparecchiatura SINO_x® della Johnson Matthey Italia S.r.l.

Capitale investito (P) = 800.000,00 € - 120.000,00 € = 680.000,00 €

$$R' = 680.000,00 * \frac{(1+0,08)^{20} * 0,08}{(1+0,08)^{20} - 1} = 69.259,00 \text{ €}$$

Calcolo della rata annuale per il catalizzatore del sistema SINO_x®:

$$R'' = 120.000,00 * \frac{(1+0,08)^5 * 0,08}{(1+0,08)^5 - 1} = 30.055,00 \text{ €}$$

Rata totale annua: $R = R' + R''$

$$R = 69.259,00 + 30.055,00 = \mathbf{99.314,00 \text{ €}}$$

PIANO ANNUALE DI AMMORTAMENTO CAPITALE DELL' APPARECCHIATURA DeNO_x SCR

Nel presente paragrafo viene calcolata la rata il piano di ammortamento dell'investimento capitale per l'acquisto dell'apparecchiatura DeNO_x della AirLife S.r.l.

Capitale investito (P) = 895.000,00 € - 50.000,00 € = 845.000 €

$$R' = 845.000,00 * \frac{(1+0,08)^{20} * 0,08}{(1+0,08)^{20} - 1} = 86.065,00 \text{ €}$$

Calcolo della rata annuale per il catalizzatore del sistema DeNO_x:

$$R'' = 50.000,00 * \frac{(1+0,08)^5 * 0,08}{(1+0,08)^5 - 1} = 12.523,00 \text{ €}$$

Rata totale annua: $R = R' + R''$

$$R = 86.065,00 + 12.523,00 = \mathbf{98.588,00 \text{ €}}$$

CAPITOLO 6 – CONCLUSIONI

Il veri obiettivi di ogni realtà imprenditoriale sono il business e l'utile economico, difficilmente le aziende si adeguano a moderne tecnologie se queste non portano tali risultati. È evidente che dotare i propri stabilimenti di impianti per l'abbattimento degli inquinanti non porta a vantaggi di questo tipo ma, al contrario, può rendere più competitive le aziende concorrenti.

Vale la pena sottolineare che gli imprenditori moderni hanno sviluppato una coscienza ambientale maggiore rispetto ai loro predecessori, c'è però da dire che gli impianti di trattamento e depurazione dei fumi comportano elevati costi di gestione, è quindi compito della politica far sì che tutte le aziende siano sottoposte a norme comuni da rispettare per evitare che taluni abbiano dei vantaggi competitivi. Soltanto chiari obblighi legislativi o vantaggi fiscali da questi generati stimolano l'adeguamento di tali impianti dimostrando l'importanza che dovrebbe avere la politica; le leggi da questa promulgate dovrebbero poi essere comuni a ogni nazione al fine di evitare produzioni sleali tra le aziende di diversi continenti.

Grazie ai calcoli dimostrati nel capitolo 4 si può concludere che in un ipotetico incremento di marcia al termovalorizzatore F3, le apparecchiature verificate per l'abbattimento degli inquinanti presenti nella corrente gassosa risultano idonee.

In particolare il filtro elettrostatico si è dimostrato ampiamente sovradimensionato per i fumi ipotizzati, per cui non si riscontrano problematiche o controindicazioni.

Il filtro a maniche risulta essere anch'esso leggermente sovradimensionato, e i calcoli hanno dimostrato che la portata volumetrica ipotizzata per il futuro dell'impianto è sostenibile e rientra nei limiti di portata massima.

L'attuale sistema di abbattimento degli ossidi di azoto è assolutamente in linea con gli standard richiesti dalla Comunità Europea, inoltre il passaggio ad un impianto con catalizzatore porterà un notevole miglioramento nell'efficacia di abbattimento.

L'applicazione di una apparecchiatura di questo tipo comporta un investimento iniziale considerevole, assieme all'aumento dei costi di manutenzione dell'intero complesso impiantistico.

Le due proposte per i sistemi SCR sono pressoché uguali, gli apparati sono composti dagli stessi elementi, sono in linea con le BAT e seguono gli standard Europei; pertanto la scelta di una piuttosto che dell'altra opzione possono ritenersi simili, sarà quindi l'azienda HERAmbiente a scegliere la soluzione più consona rispetto alle sue esigenze e prospettive future.

In allegato al presente lavoro di tesi si può trovare un render concettuale che è in grado di raffigurare il futuro layout del termovalorizzatore F3. La riproduzione 3D arricchisce l'impianto originale del sistema SCR per l'abbattimento degli ossidi di azoto.

BIBLIOGRAFIA

Air Treatment System (2008), dati non pubblicati.

Ambiente S.p.A (1995) “Forno F3 per rifiuti T&N, manuale meccanico, sezione G1/7, package trattamento terziario fumi Vol.1” a cura di Snamprogetti Sud, pp. 8-9.

Ambiente S.p.A. (1995) “Forno F3 per rifiuti T&N, manuale meccanico, sezione G1/4, filtro elettrostatico package 1315-pk-402 Vol.1” a cura di Snamprogetti Sud, pp. 17-20.

Ambiente S.p.A. (1997) “Forno F3 per rifiuti speciali e pericolosi, manuale operativo, Vol. 1/3 descrizione tecnica, tomo 2/2 descrizione del processo” a cura di Snamprogetti, pp. 128-129.

Bargagli dei Conti Stoffi (2015-2016) “Stato dell’arte e definizione dei parametri progettuali per abbattitori a umido e abbattitori degli ossidi d’azoto”, Tesi di laurea in Ingegneria per l’Ambiente e il Territorio, Università degli Studi di Bologna, pp. 6-15 e 84-107.

Bergamaschi O. (2017), dati non pubblicati, comunicazione personale.

Biandaro M.M. (2011-2012) “Sistema innovativo di abbattimento degli ossidi di azoto in un impianto di incenerimento di rifiuti urbani”, tesi di laurea in Ingegneria Chimica e dei Processi industriali, Università di Padova, pp. 53-62.

Carollo E.M. (2011-2012) “Aspetti tecnici ed ambientali connessi con l’installazione di un sistema catalitico DeNO_x SCR sulla linea fumi di un impianto di incenerimento rifiuti. Il caso del termovalorizzatore di Schio”, tesi di laurea magistrale in Ingegneria Chimica e dei Processi Industriali, Università di Padova, pp. 75-85.

Carli A. (2017), dati non pubblicati, comunicazione personale.

Casalini R. (1999-2000) “Analisi del sistema di abbattimento degli NO_x del forno F3 (Centro Ecologico Baiona di Ambiente S.p.A. - Ravenna)”, tesi di laurea in Scienze Ambientali Indirizzo Terrestre, Università di Bologna, pp.118-129.

Catterin M. (2013-2014) “Il compost e le sue valenze ambientali”. Tesi di laurea in Scienze e Tecnologie per l’Ambiente, Università degli studi di Padova, pp. 67-69.

Commissione Europea (2005) “Prevenzione e riduzione integrate dell’inquinamento. Sintesi, documento di riferimento sulle migliori tecniche disponibili per l’incenerimento dei rifiuti”, a cura dell’Istituto per le prospettive tecnologiche di Siviglia.

Copper D. e Alley F.C. (2002) “Air Pollution Control, a design approach” terza edizione, Long Grove, Illinois: Waveland Press Inc. Capitoli 5 e 6, pp. 147-203.

Decreto legislativo 11 maggio 2005, n. 133 “Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti” supplemento ordinario pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 163 del 15 luglio 2005.

Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 “Norme in materia ambientale” supplemento ordinario pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006.

Decreto legislativo 4 marzo 2014, n. 46 “Attuazione della direttiva 2010/75/UE relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell’inquinamento)” supplemento ordinario pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 72 del 27 marzo 2014.

Desideri D. (2010-2011) “Ricerca e sviluppo di tecniche applicate all’incenerimento di rifiuti: conversione ed ottimizzazione di un sistema $DENOX_x$ a servizio di un termovalorizzatore di rifiuti speciali”, tesi di dottorato in Ingegneria Ambientale, Università degli studi di Roma Tor Vergata, pp. 18-37.

Di Francesco F. (2008-2009) “Metodi innovativi per la riduzione delle emissioni degli ossidi di azoto negli impianti di combustione: la tecnologia SCR High Dust e il caso del termoutilizzatore di Brescia”, tesi di laurea in Ingegneria Meccanica, Università di Bologna, pp. 19-54.

Direttiva 2000/76/CE del parlamento europeo e del consiglio del 4 dicembre 2000 sull’incenerimento dei rifiuti, pubblicata nella Gazzetta Ufficiale delle Comunità europee il 28 dicembre 2000.

Direttiva 2008/98/CE del parlamento europeo e del consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive, pubblicata nella Gazzetta ufficiale dell'Unione europea il 22 novembre 2008.

Direttiva 2010/75/UE del parlamento europeo e del consiglio del 24 novembre 2010 relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento), pubblicata nella Gazzetta ufficiale dell'Unione europea il 17 dicembre 2010.

European Commission (2006) "Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration".

Fabbri D. (2014-2015) "Biocombustibili", appunti di lezione del corso integrato Biocarburanti e Bioraffinerie, Università di Bologna.

Ficco P., De Stefanis P., Filippucci L., Fimiani P., Onori E., Rispoli C., (2014) "Gestire i rifiuti tra legge e tecnica", Edizioni Ambiente.

Gambini F. (2015) "Verso l'economia circolare". La nuova ecologia, n. 10 novembre 2015, p. 46.

Giampietro V. (2014) "BAT, valori limite di emissione atmosferica ed obiettivi di qualità ambientale". Ambiente & Sviluppo, n. 11/2014, pp.785-789.

HERA (2012), "Il mestiere di trattare rifiuti. Herambiente: uomini, mezzi e tecnologie al servizio dell'ambiente", a cura di Gagliano G., Finelli R., Cameranesi S., Marchetti E., pp. 40-65.

HERAmbiente (2012) "Manuale Operativo Forno F3", a cura di Zopellari & associati.

Herambiente (2012) "Documentazione di progetto, Herambiente forno F3, impianto SNCR", a cura di Fuel Tech, pp. 3-12.

HERAmbiente (2015) "Nota informativa sui rischi ambientali e interferenziali relativa al centro ecologico baiona".

HERAmbiente (2016) "Manuale Sistema di Monitoraggio delle emissioni in atmosfera, Forno inceneritore F3 Ravenna, HERAmbiente S.p.A." a cura di StudioSMA S.r.l., pp. 13-33.

HERAmbiente (2016) “La nuova direttiva Seveso, inquadramento del Centro Ecologico Baiona nel nuovo contesto normativo”. Formazione trimestrale in materia di prevenzione degli incidenti rilevanti a cura di Zoppellari & associati, pp. 2-9.

HERAmbiente (2016) “Dichiarazione ambientale anno 2016, complesso impiantistico “*Centro Ecologico Baiona*” di via Baiona 182, Ravenna (RA)”, a cura di F. Ramberti, M. Facchini e Zopellati&Associati S.r.l.

ISPRA (2015) “Rapporto Rifiuti Urbani Edizione 2015”, a cura di Mazzella D.. Rapporti n. 230/2015. Capitolo 2 “Produzione e raccolta differenziata dei rifiuti urbani” a cura di Lanz A.M. Pp. 29-70. Capitolo 3 “Gestione dei rifiuti urbani” a cura di Adella L., Aragona G., Frittelloni V., Lupica I., Muto L., pp. 76-130.

ISPRA (2016) “Rapporto Rifiuti Speciali 2016”, a cura di Mazzella D., Girolamo O., Porcarelli M.. Rapporti 247/2016. Capitolo 2 “Produzione dei rifiuti speciali” a cura di Adella L., Lupica I., Mariotta C. pp. 8-23. Capitolo 3 “La gestione dei rifiuti speciali” a cura di Aragona G., D’Alessandro P., Lupica I., Muto L., pp. 24-68.

Laraia R., De Stefanis P., Foschini F. “Linee guida recanti i criteri per l’individuazione e l’utilizzazione delle migliori tecniche disponibili ex art. 3, comma 2 decreto legislativo 327/99 (impianti di incenerimento)” redatto dal Gruppo Tecnico Ristretto sulla gestione dei rifiuti nell’ambito della redazione delle BAT per il rilascio dell’AIA.

Marionni M. e Rossi W. (2015) “Economia circolare a km zero con un pizzico di ricerca e innovazione”, RECOVER magazine, n. 33 dicembre 2015, pp. 25-27.

Niessen W.R. (2012) “Combustion and incineration processes, third Edition, Revised and Expanded”, casa ed. Marcel Dekker AG, pp. 568-575.

Regione Emilia Romagna (2016), Piano regionale gestione rifiuti 2020.

Regione Emilia Romagna e ARPAE (2015) “La gestione dei rifiuti in Emilia-Romagna, report 2015”, a cura di Villani B. e Govoni C., pp. 12-87.

Stramigioli C. (2005) “I rifiuti: un problema o un’opportunità”, appunti nel corso integrato in Inquinamento ambientale e tecnologie di depurazione Università di Bologna.

Pallotti M. “Gestione dei rifiuti nella provincia di Ravenna, Ampliamento della discarica di HERAmbiente (RA)”. Tesi di laurea in Ingegneria per l’Ambiente e il territorio, Università degli studi di Bologna, a.a. 2014/2015, pp. 5-15.

Paradisi C. (20012-2013) “Troposfera, NO_x, ozono e smog fotochimico”, appunti nel corso Chimica Ambientale 1, Università di Padova.

Proposta di Direttiva del parlamento europeo e del consiglio che modifica le direttive 2008/98/CE relativa ai rifiuti, 94/62/CE sugli imballaggi e i rifiuti di imballaggio, 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti, 2000/53/CE relativa ai veicoli fuori uso, 2006/66/CE relativa a pile e accumulatori e ai rifiuti di pile e accumulatori e 2012/19/UE sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche, pubblicata il 2 luglio 2014.

Provincia di Ravenna (2013) “D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. parte II, titolo III-bis – L.R. n. 21/2004 – ditta HERAmbiente S.p.A. con sede legale in Bologna, viale C. Berti Pichat n.2/4 – autorizzazione integrata ambientale (AIA) per il complesso impiantistico IPPC denominato “Centro ecologico Baiona” (punti 5.1 e 5.3 dell’allegato VIII alla parte II del D.Lgs. n. 152/2006 e s.m.i.) sito in comune di Ravenna, via Baiona n.182 – modifica sostanziale -”. Provvedimento n. 3811 del 04/12/2013. Classificazione 09-12 2006/59.

Quaranta A. (2015) “Il nuovo incenerimento dei rifiuti alla luce delle modifiche introdotte dallo #SbloccaItalia aguzzate la vista...”, n. 2, pp. 5–13.

Riccardi R. (2008) “Esercizi svolti di Matematica Finanziaria”, facoltà di Economia, Università di Pisa, pp.27-37.

Valente A., (2016) “Creare valore con i valori” cura di LORIEN knowledge streams, una presentazione per Legambiente.

Venturi L. (2015) “Cambiamo economia al pianeta”, Rifiuti oggi, n. 2/2015, p. 7.

Viarengi M. (2015) “Stiamo perdendo la retta via?”, RECOVER magazine, n. 33 dicembre 2015, p. 5.

Krämer L., Onida M., Favoino E., Iacomelli A., Tornavacca A., Di Dato V., Petersen H., Wemaere M., Grohs S., Zuccaro F., Nebbia G. (1999) “I rifiuti nel XXI secolo, il caso Italia tra Europa e Mediterraneo”; Edizioni Ambiente pp. 95-103.

SITOGRAFIA

Consultata tra luglio 2016 e gennaio 2017.

<http://ha.gruppohera.it/impianti/termovalorizzatori/>

<http://www.eea.europa.eu/themes/air>

<http://www.jmsec.com/cm/Products/SCR-Catalysts.html>

<http://www.deparia.com/indexx.htm>

[http://www.nanoin.com/sub03/sub01.php#%EC%B4%89%EB%A7%A4%20\(Honeycomb\)](http://www.nanoin.com/sub03/sub01.php#%EC%B4%89%EB%A7%A4%20(Honeycomb))

<http://www2.arpalombardia.it/siti/arpalombardia/imprese/controlli/aia/Pagine/default.aspx>

<http://www.arpat.toscana.it/temi-ambientali/sistemi-produttivi/aia/autorizzazione/bat-best-available-techniques>

<http://www.ecoearth.it/index.php/it/raccolta-differenziata/regola-delle-4-r>

<http://www.ccrifiuti.it/classificazione.php>

<http://www.forlitoloday.it/cronaca/approvato-il-piano-rifiuti-forli-brucera-i-rifiuti-di-ravenna-che-spegne-l-inceneritore.html>

RINGRAZIAMENTI

In queste righe vorrei esprimere la mia gratitudine a tutte le persone che hanno collaborato alla stesura della tesi.

Guida fondamentale per la redazione del lavoro il Professor Carlo Stramigioli, uomo di impareggiabile competenza che ha manifestato la capacità di esaminare le situazioni in modo propositivo dandomi preziosi consigli e condividendo le sue preziose conoscenze delle quali ho fatto gran tesoro.

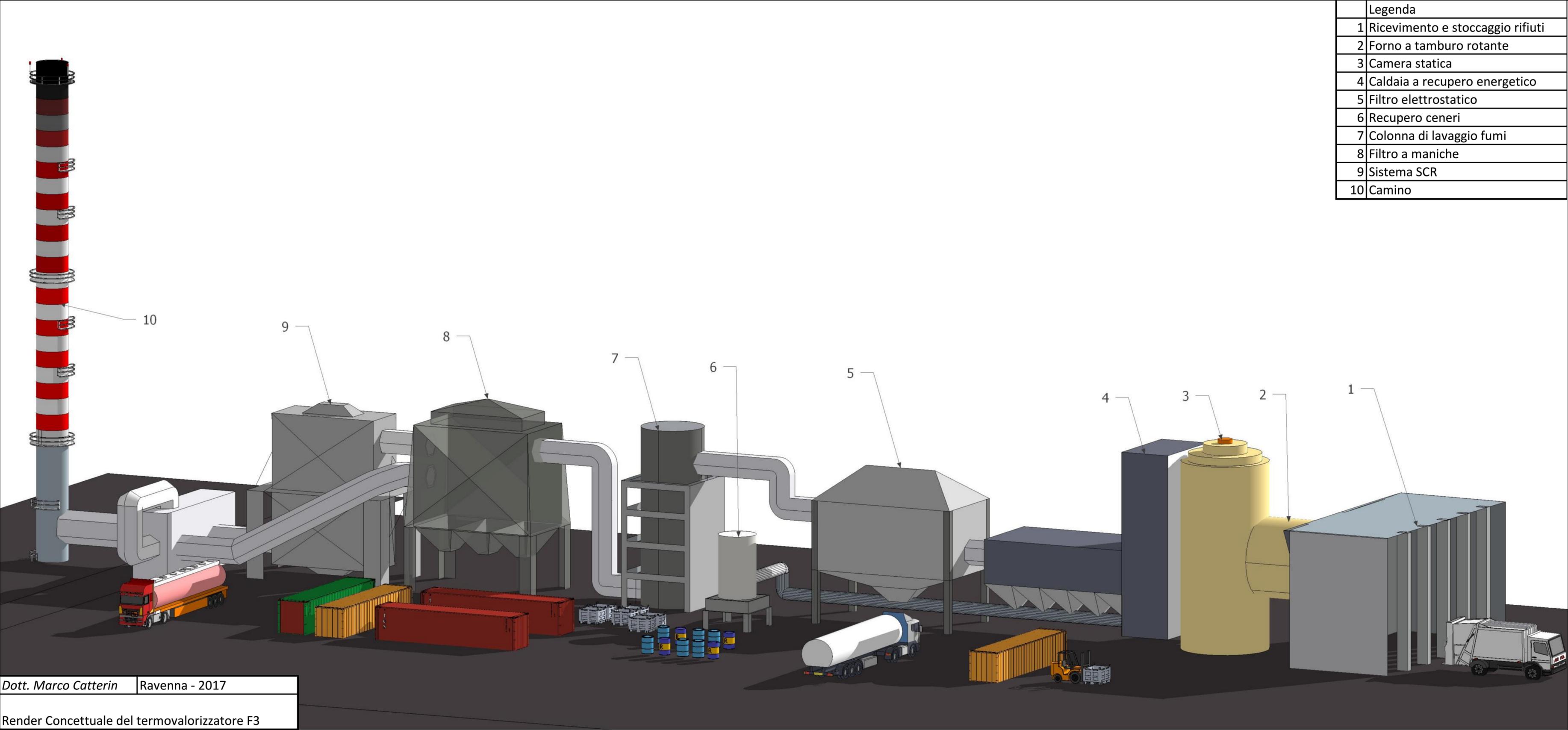
Supporto indispensabile per il tirocinio in HERAmbiente, il Responsabile della Filiera Impianti Rifiuti Industriali: Ing. Raoul Chiaruzzi, aperto e disponibile alle proposte che sono state fatte nel corso del periodo di tesi. Si ingrazia il Dottor Massimo Facchini, Responsabile del Centro Ecologico Baiona, per il tempo che ha dedicato agli aggiornamenti e alle delucidazioni. Il mio ringraziamento anche a tutto il personale presente negli uffici direzionali dell'impianto, ai tecnici e agli operatori con i quali ho avuto diverse occasioni di confronto utili al mio accrescimento.

Voglio inoltre ricordare le indispensabili indicazioni professionali dell' Ing. Olinto Bergamaschi della Johnson Matthey Catalysts, che assieme alle informazioni dell'Ing. Andrea Carli della AirLife S.r.l. hanno permesso di sviluppare una proposta tecnica dettagliata e realistica, economicamente realizzabile e attenta alle novità del mercato.

A tutte le persone incontrate e qui non citate, le mie scuse; in molti infatti mi hanno incoraggiato e stimolato o semplicemente mi sono stati vicini. A tutti grazie.

Desidero infine esonerare le persone menzionate in questa pagina da ogni errore e imprecisione che si possa riscontrare nei contenuti di questa tesi.

**ALLEGATO – RENDER
CONCETTUALE DEL FORNO F3**



Legenda	
1	Ricevimento e stoccaggio rifiuti
2	Forno a tamburo rotante
3	Camera statica
4	Caldaia a recupero energetico
5	Filtro elettrostatico
6	Recupero ceneri
7	Colonna di lavaggio fumi
8	Filtro a maniche
9	Sistema SCR
10	Camino

Dott. Marco Catterin | Ravenna - 2017

Render Concettuale del termovalorizzatore F3