

**ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA**

SCUOLA DI INGEGNERIA E ARCHITETTURA
-sede di Forlì-

CORSO DI LAUREA
IN INGEGNERIA MECCANICA
Classe L-9

ELABORATO FINALE DI LAUREA

In ING-IND/17 Impianti Industriali Meccanici

**RIDUZIONE DELL' IMPATTO AMBIENTALE
NELLA COMBUSTIONE DELLE BIOMASSE**

CANDIDATO

Davide Aureli

RELATORE

Prof. Ing. Augusto Bianchini

Anno Accademico 2013/2014

Sessione II

INDICE

INTRODUZIONE	0
Capitolo 1: La biomassa come fonte di energia	1
1.1: Cos è la biomassa?	1
1.2: Produzione di energia dalla biomassa	4
1.3: I processi di conversione biochimica	5
1.4: Digestione anaerobica	6
1.5: Digestione aerobica	9
1.6: I processi di conversione termochimica	9
1.7: Combustione	10
1.8: Pirolisi	11
1.9: Gassificazione	13
1.10: I processi di conversione fisico-meccanica	14
1.11: Applicazioni biopower	15
1.12: Applicazioni biofuels	17
1.13: Applicazioni bioproducts	19
Capitolo 2: Combustione di biomasse legnose	22

2.1: Biocombustibili solidi e liquidi	22
2.2: Fenomenologia della combustione di biomasse	27
2.3: Caldaie a biomasse	30
2.4: Emissione della combustione di biomasse legnose	37
2.5: Emissioni da combustione completa	38
2.6: Emissioni da combustione incompleta	48
2.7: Dati sperimentali sulle emissioni degli impianti a biomassa legnosa	55
2.8: Applicazioni domestiche	56
2.9: Applicazioni industriali	60
2.10: Emissioni di particolato in piccole caldaie senza dispositivi di filtraggio	64
Capitolo 3: Dispositivi di filtraggio e legislazione	71
3.1: L'importanza di filtrare l'aria	71
3.2: Breve panoramica sulla filtrazione	72
3.3: Filtri dell'aria	74
3.4: Separatori di polvere	76
3.5: Sistemi di filtrazione dei gas di scarico in applicazioni industriali a combustione di biomassa legnosa	78
3.6: Cicloni	78

3.7: Precipitatori elettrostatici	80
3.8: Filtri a maniche (Baghouse)	81
3.9: Quadro emissivo: emissioni di particolato in Europa	85
3.10: Scenario delle emissioni di particolato nella pianura padana (Emilia-Romagna)	88
3.11: Comunicato del MATTM riguardo alle emissioni degli impianti a biomasse (22 settembre 2014)	91
3.12: Limiti emissivi aggiornati per impianti a combustione di biomassa legnose	94
3.13: Panoramica sulla letteratura dei sistemi di filtrazione per fumi di caldaie a biomassa di piccola potenza a fini di riscaldamento domestico	97
3.14: Precipitatori elettrostatici (ESP)	98
3.14.1: Dispositivo R_ESP ($R_{\text{residential_ESP}}$)	98
3.14.2: Dispositivo ESP Carola	100
3.14.3: ESP Zumikron	101
3.14.4: ESP OekoTube	103
3.14.5: ESP Bosch	104
3.14.6: RuFF-Kat	106
3.14.7: ESP AL-Top Schrader	107

3.14.8: ESP SF20	109
3.14.9: ESP AirBox-Spartherm	111
3.14.10: ESP NasuRESP	112
3.14.11: ESP Kamin-Feinstabkiller	113
3.14.12: ESP Windhager	115
3.15: Condensatori per i fumi di combustione	117
3.15.1: Flue gas condenser UEF	117
3.15.2: Flue gas condenser Oko-Carbonizer	120
3.15.3: Caldaia a pellet modello Pellematic Plus con condensatore integrato	122
3.16: Filtri ceramici	123
3.16.1: Stufa a legna modello ECO plus (Hark) con filtro a ceramica	124
3.16.2: Filtro ceramico della Interfocos BV	125
3.17: Convertitori catalitici (catalizzatori)	126
3.17.1: Catalizzatore MEKAT	127
3.17.2: Catalizzatore KLIMA-KAT	128
3.18: Considerazioni sui dispositivi di filtraggio analizzati	130
CONCLUSIONI	134

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni si è sviluppato un interesse sempre maggiore riguardo l'utilizzo delle biomasse, in particolare le cosiddette biomasse legnose, dovuto al fatto che, se utilizzate in modo sostenibile in tutte le fasi (accrescimento, raccolta e conversione energetica), rappresentano una fonte di energia rinnovabile.

Rispetto all'utilizzo dei combustibili fossili, la combustione delle biomasse, in apposite apparecchiature termiche, può consentire la produzione di energia elettrica e calore limitando notevolmente le emissioni complessive di CO₂, considerato il gas maggiormente responsabile dell'effetto serra globale; per questo motivo sono considerate fonti di energia ad "impatto nullo di gas serra".

D'altro canto, la combustione delle biomasse legnose può portare ad un incremento delle emissioni delle sostanze, quali NO_x, SO_x, diossine e materiale particolato (PM), responsabili dell'inquinamento atmosferico.

Questo elaborato, di carattere bibliografico, dopo aver fornito, nel primo capitolo, informazioni di carattere generale sui metodi di utilizzo delle biomasse nella produzione di energia, vuole analizzare le cause che portano alle suddette emissioni nella combustione delle stesse (capitolo 2) e, cercando di individuare le principali fonti responsabili di queste emissioni inquinanti, fornire soluzioni che ne permettano la riduzione al fine di migliorare la qualità dell'aria.

In particolare, nel capitolo 3, verrà esposto lo stato-dell'arte dei dispositivi di rimozione del particolato per apparecchiature di piccola taglia finalizzati al riscaldamento civile, le quali, causa nessuna regolamentazione legislativa, sono la maggior fonte delle emissioni inquinanti.

Capitolo 1:

LA BIOMASSA COME FONTE DI ENERGIA

1.1 Cos è la biomassa?

Facendo riferimento alla direttiva europea 2009/28/CE sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili, definiamo la biomassa come "la frazione biodegradabile dei prodotti, rifiuti e residui di origine biologica provenienti dall'agricoltura (comprendente sostanze vegetali e animali), dalla silvicoltura e dalle industrie connesse, comprese la pesca e l'acquacoltura, nonché la parte biodegradabile dei rifiuti industriali e urbani" [1].

Quando si parla di biomassa, quindi, si intende qualunque tipo di sostanza organica derivata, direttamente o indirettamente, dall'attività fotosintetica delle piante. Questa definizione permette una prima classificazione delle biomasse:

- Biomassa vegetale, che insieme all'ossigeno costituisce il prodotto della fotosintesi clorofilliana delle piante e, pertanto, rappresenta la biomassa che deriva direttamente da questo processo;

- Biomassa animale, che rappresenta la quota di biomassa la quale, attraverso le catene alimentari degli animali, passa dal mondo vegetale al mondo animale, costituendo la biomassa derivante indirettamente dalla reazione di fotosintesi clorofilliana.

L'origine della biomassa, quindi, sia essa vegetale o animale, è strettamente correlata con il ciclo biologico del carbonio, che costituisce uno degli elementi base per il metabolismo e l'anabolismo di tutti gli organismi viventi. Tale elemento entra nel ciclo sotto forma di anidride carbonica (CO_2) e, grazie alle piante e alla loro attività fotosintetica, viene fissato in composti più complessi di natura organica che fungono da sostentamento per la loro crescita. Esse utilizzano l'energia solare per elaborare, partendo da CO_2 , acqua e sali minerali, sostanze quali la lignina, la cellulosa, le emicellulose, gli amidi, gli zuccheri, etc. che costituiscono proprio la biomassa vegetale.

Una parte di questo materiale, attraverso gli erbivori, passa nelle catene alimentari degli animali per essere rielaborato sotto forma di grassi, lipidi, proteine e carboidrati, che costituiscono la biomassa animale; a questo tipo di biomassa appartengono anche tutti i rifiuti del loro metabolismo e le deiezioni.

Il ciclo del carbonio si chiude quando tutto il carbonio trasformato in materia organica con la fotosintesi ritorna nell'atmosfera in forma di anidride carbonica, attraverso un processo di decomposizione. Il processo è esotermico ed ha come prodotti, oltre alla CO_2 , acqua, sali minerali e soprattutto calore, corrispondente all'energia immagazzinata nei legami cellulari che costituiscono la sostanza organica; questo ciclo può quindi

essere definito come “ciclo chiuso”, nel senso che tutta l’anidride carbonica atmosferica fissata attraverso la fotosintesi viene interamente recuperata con la decomposizione di tutto il materiale organico prodotto.

Proprio per questo motivo la biomassa viene considerata come una “fonte di energia a bilancio nullo di gas serra” a differenza di tutti i combustibili fossili (gasolio, carbone, gas metano, etc.) che, sottoposti al processo di carbogenesi, hanno aumentato il loro tenore di carbonio.

Un ragionamento analogo vale per l’energia solare che, sfruttata nella prima parte del ciclo dalle piante per formare i legami chimici delle molecole più complesse, secondo il “I principio della termodinamica”, durante la decomposizione della materia organica sarà restituita all’ambiente sotto forma di calore.

Alla luce di quanto detto fino ad ora, pertanto, possiamo affermare che la biomassa è la forma più sofisticata di accumulo dell’energia resa disponibile dal Sole, a disposizione degli organismi viventi per il completamento dei loro cicli biologici e, perché no, a disposizione dell’uomo per produrre energia ed alimentare le sue innumerevoli attività.

Fonti dell’ ITABIA (italian biomass association) calcolano che con la fotosintesi vengano fissate complessivamente circa 200 miliardi di tonnellate di carbonio all’anno, con un contenuto energetico dell’ordine dei 70 mila milioni di tonnellate equivalenti di petrolio (70000 Mtep). Ovviamente non tutto questo potenziale può essere sfruttato così com’è dall’uomo perché, in generale, le biomasse rappresentano una forma di energia a lento rilascio e notevolmente dispersa sul territorio. Tuttavia, una forma consistente di questa biomassa può essere concentrata in diversi modi e sfruttata per produrre energia, attraverso dei processi sostanzialmente riconducibili alla decomposizione, ma che avvengono con

velocità notevolmente superiori e che sono in grado di liberarne una notevole quantità [22].

1.2 Produzione di energia dalla biomassa

Il grande interesse che ruota attorno alle biomasse è giustificato dalle molteplici applicazioni cui tale classe di composti si presta. Esse sono riconducibili a tre tipologie principali:

- Produzione di energia (biopower);
- Sintesi di carburanti (biofuels);
- Sintesi di prodotti (bioproducts).

Per qualunque applicazione la biomassa venga utilizzata deve primariamente subire una trasformazione riconducibile a tre differenti metodi di conversione :

- I processi di conversione biochimica;
- I processi di conversione termochimica;
- Il processo fisico-meccanico (di spremitura).

La produzione di energia da biomasse può avvenire attraverso diversi processi tecnologici, in funzione delle caratteristiche della biomassa utilizzata, dei principi fisici applicati per la conversione energetica e delle potenze installate. Dal punto di vista tecnologico e industriale i processi maturi per la valorizzazione energetica della biomassa sono la combustione diretta, la produzione di biogas da

fermentazione anaerobica di reflui zootecnici, civili o agro-industriali e la trasformazione in bio-combustibili liquidi di 1^a generazione. I processi di gassificazione e pirolisi e la produzione di biocombustibili liquidi di 2^a generazione (derivati da matrice lignocellulosica attraverso processi di Steam Explosion o di gassificazione) sono tecnologie con un livello di maturità tecnologica inferiore e, secondo il tipo di applicazione e di biomassa utilizzata, ancora in fase di sviluppo [4].

Una distinzione utile per la comprensione dei diversi processi di conversione finalizzati alla produzione di energia dalla biomassa è quella tra:

- Biomassa umida : materia organica caratterizzata da un rapporto carbonio-azoto (rapporto C/N) inferiore a 30 e umidità superiore al 30%
- Biomassa secca : materia organica caratterizzata da un rapporto C/N superiore a 30 e un contenuto di umidità non superiore al 30%;

dove il valore umidità esprime la quantità d'acqua contenuta in un kg di biomassa umida e il valore C/N rappresenta il rapporto ponderale tra carbonio e azoto presente nella biomassa (è molto importante ai fini della conversione biochimica in energia).

1.3 I processi di conversione biochimica

Per quanto riguarda il processo di conversione biochimica, l'energia viene ricavata mediante reazioni chimiche, che si innescano in condizioni

di anaerobiosi (condizioni in cui non è presente l'ossigeno), durante le quali alcuni enzimi e microrganismi (quali funghi, batteri) “digeriscono” la materia organica al fine di ottenere combustibili in forma gassosa o liquida (biogas, etanolo, etc.).

I materiali compatibili alla conversione biochimica sono identificati da un rapporto carbonio-azoto (rapporto C/N) inferiore a 30 e umidità superiore al 30% e sono tipicamente le biomasse umide; tra di esse troviamo: colture acquatiche, sottoprodotti agricoli e industriali, reflui zootecnici, frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU).

I processi di conversione biochimica sono sostanzialmente due:

- La digestione anaerobica;
- La digestione aerobica.

1.4 DIGESTIONE ANAEROBICA

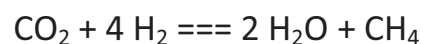
La digestione anaerobica è il processo nel quale la materia organica viene decomposta in assenza di ossigeno, grazie all'azione di enzimi e microorganismi presenti in essa, in elementi via via più semplici a livello di struttura molecolare fino all'ottenimento del, cosiddetto, biogas.

Il biogas è composto per circa il 50%-80% da metano (CH_4) e per la restante parte da anidride carbonica (CO_2), ha un potere calorifero compreso tra 4500 e 6500 kcal/m³ e può essere utilizzato: per la produzione di energia termica mediante combustione diretta in caldaia, per la produzione di energia elettrica mediante combustione in motori azionanti gruppi elettrogeni, per la produzione sia di energia termica che

elettrica mediante combustione in impianti cogenerativi e per autotrazione dopo essere stato sottoposto a processi di purificazione per ottenere metano al 95%.

Da qualche tempo, ed in varie parti del mondo, sta crescendo l'interesse attorno alla possibilità di trattare la CO₂ in ambiente riducente per convertirla in metanolo o in metano.

Nonostante la grande stabilità termodinamica della CO₂, che ne fa una molecola particolarmente non reattiva, la reazione di idrogenazione porta ad una serie di prodotti: acido formico, formaldeide, CO, metanolo, metano, alcoli ed idrocarburi superiori, in funzione delle diverse condizioni di reazione. Fra tutti i possibili prodotti, la trasformazione in metano, risulta particolarmente conveniente per la possibilità che questo offre di essere utilizzato localmente o facilmente immagazzinato o trasportato; discuteremo quindi la reazione di metanazione che è nota come reazione di Sabatier:



L'applicazione di questa reazione al biogas (o syngas) prodotto dalla digestione anaerobica della biomassa (e, come vedremo, anche dalla gassificazione del carbone), ha il duplice effetto di arricchire il syngas in metano, e di abbattere il contenuto di CO₂ evitando o limitando notevolmente l'impiego sia di sorbenti solidi che di solventi liquidi[21].

I primi risultati sperimentali [21] dimostrano la semplicità della reazione di metanazione e la possibilità di applicarla al trattamento del syngas. Gli ulteriori sviluppi dell'attività prevedono uno studio più approfondito, con la determinazione dei principali parametri cinetici della

reazione; lo studio in condizioni di diluizione dei gas e lo studio dell'effetto dei composti solforati presenti nella miscela gassosa sul catalizzatore.

Molte città si stanno dotando di centrali elettriche a biogas alimentate dalla frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) secondo un sistema di smaltimento dei rifiuti estremamente efficace e sostenibile rispetto ai tradizionali sistemi, ma che prevede necessariamente una raccolta differenziata molto efficiente. L'unica limitazione imposta da questo tipo di tecnologia consiste nel fatto che la decomposizione della materia organica deve avvenire in digestori chiusi, in modo da poter raccogliere tutto il gas prodotto; ciò non sarebbe possibile nelle discariche a cielo aperto, anche ben attrezzate, perché solo il 40% circa del metano prodotto potrebbe essere raccolto, mentre la restante parte verrebbe dispersa in atmosfera, con conseguenze notevoli sull'ambiente dato che il CH_4 è considerato un gas serra ed ha effetti 20 volte superiori rispetto alla CO_2 .

Un tipico processo anaerobico è la fermentazione alcolica ovvero il processo di trasformazione biochimica di natura microaerofila nel quale gli zuccheri (più generalmente i glucidi) sono trasformati in etanolo (o alcool etilico), un liquido adatto ad essere combusto.

La produzione di etanolo partendo da biomasse ad alto contenuto di zuccheri è ampiamente collaudata; ad esempio in Brasile la fermentazione della canna da zucchero permette di ottenere bioetanolo ad un costo competitivo con quello della benzina mentre in Italia sono state effettuate esperienze con la barbabietola da zucchero, con costi di trasformazione antieconomici.

1.5 DIGESTIONE AEROBICA

Questo processo consiste nella metabolizzazione delle sostanze organiche in presenza di ossigeno; più nel dettaglio, gli artefici di questa degradazione sono essenzialmente batteri che convertono sostanze complesse in sostanze più semplici a livello molecolare, liberando anidride carbonica, acqua e una grande quantità di calore, il quale può essere efficacemente trasferito all'esterno del substrato in via di decomposizione mediante scambiatori a fluido ed utilizzato per vari scopi.

In Europa, il processo di digestione aerobica termofila autoriscaldata (Autoheated termophilic Aerobic Digestion) viene utilizzato per il trattamento delle acque di scarico.

1.6 I processi di conversione termochimica

I processi di conversione termochimica sono basati sull'azione del calore che permette le reazioni chimiche necessarie alla trasformazione della materia in energia. Le biomasse adatte a questo tipo di processi sono quelle che presentano un rapporto C/N superiore a 30 e un contenuto di umidità non superiore al 30%; esse sono: le biomasse legnose (o secche) e i più comuni sottoprodotti colturali di tipo ligneo-cellulosico (paglia di cereali, residui di potatura della vite, etc.).

I processi termochimici sono, sostanzialmente, tre:

- Combustione;
- Pirolisi;
- Gassificazione.

1.7 COMBUSTIONE

È il processo più tradizionale e quello più consolidato e diffuso al giorno d'oggi e consiste, per l'appunto, nella combustione diretta della biomassa in presenza di una quantità possibilmente sovra-stechiometrica di comburente (normalmente ossigeno).

La combustione di residui legnosi può essere attuata con buoni rendimenti se si utilizzano come combustibili sostanze ricche di cellulosa e lignina e con contenuti di acqua inferiori al 35%. Ad esempio, l'energia prodotta dalla combustione di 1 kg di legno secco è di circa 1.25×10^7 J. Se partiamo però da un prodotto con il 10% di materia secca, possiamo stimare che per far evaporare 9 kg di acqua necessitiamo di circa 2.2×10^7 J, da ciò si deduce che il processo di combustione è utilizzabile solamente se partiamo da prodotti aventi il più basso grado di umidità possibile; la riduzione del contenuto di acqua, in genere, viene ottenuta essiccando i prodotti al Sole, in modo da rendere il processo economicamente conveniente.

In Italia esistono circa 40 grossi impianti per la produzione di energia dalla combustione di biomasse legnose, per una potenza elettrica totale di circa 330 MW. Tali impianti sono di tipo cogenerativo, nel senso che l'energia finale è data da calore ed energia elettrica. Parte del calore

prodotto viene infatti utilizzato per produrre vapore che serve ad alimentare delle turbine collegate a dei generatori elettrici. La parte di calore rimanente può essere impiegata per utenze industriali o residenziali [3].

1.8 PIROLISI

La Pirolisi (o piroschissione) è un processo di decomposizione termochimica di materiali organici, ottenuto mediante l'applicazione di calore, in genere tra i 400°C e gli 800°C, e in completa assenza di un agente ossidante (normalmente ossigeno).

Riscaldando la biomassa vegetale in presenza di ossigeno all'interno dei avviene una combustione, per ossidazione, che genera calore e produce, appunto, composti gassosi ossidati. Viceversa, riscaldando la biomassa in assenza totale di ossigeno, il materiale subisce la scissione dei legami chimici originari con formazione di molecole più semplici.

Il calore fornito nel processo di pirolisi è, quindi, utilizzato per scindere i legami chimici, attuando quella che è definita omolisi termicamente indotta. Tra i principali processi pirolitici sfruttati su larga scala spiccano:

- il cracking industriale;
- il trattamento termico dei rifiuti.

In sostanza con il processo di pirolisi si ottiene da un combustibile (biomassa) a bassa densità energetica (3.000-4.000 kcal/kg), in un combustibile con contenuto energetico più elevato (8.000-10.000 kcal/kg) come bioolio, carbone e biogas.

La pirolisi diretta viene generalmente attuata in caldaie, i cosiddetti pirolizzatori, in cui avviene anche lo scambio di calore tra i gas di combustione ed i fluidi di processo (acqua, olio diatermico, ecc.). La combustione di prodotti e residui agricoli si attua con buoni rendimenti, se si utilizzano come combustibili sostanze ricche di glucidi strutturati (cellulosa e lignina) e con contenuti di acqua inferiori al 35%.

Uno dei maggiori problemi legati alla produzione di energia basata sui prodotti della pirolisi è la qualità di detti prodotti, che non ha ancora raggiunto un livello sufficientemente adeguato per affinché essi possano essere utilizzati nelle applicazioni con turbine a gas e con motori endotermici. In prospettiva, anche con riferimento alle taglie degli impianti, i cicli combinati ad olio pirolitico appaiono i più promettenti, soprattutto in impianti di grande taglia, mentre motori a ciclo diesel, utilizzando prodotti di pirolisi, sembrano più adatti ad impianti di piccola potenzialità.

Alcune tecniche particolari di pirolisi sono allo studio per la realizzazione dei cosiddetti biocarburanti di seconda generazione. Il sistema Thermofuel, ad esempio, permette di ottenere, a partire dalla plastica, gasolio sintetico attraverso pirolisi condotta a temperature più basse (370-420 °C).

La pirolisi può essere anche utilizzata come parte integrante degli altri processi, sia biologici che termochimici, quali il trattamento meccanico-biologico, la digestione anaerobica, la combustione diretta e la gassificazione.

Una particolare tecnica, di studio in Francia, riguarda il pretrattamento della biomassa vegetale con la pirolisi "flash" per ottenere olio combustibile. Questo sistema richiede però notevoli volumi di

biomassa, e si cerca quindi di affinare metodi di lavoro che consentano di trattare la biomassa lontano dalle centrali (direttamente sui luoghi di raccolta) per ridurre i costi. Con la pirolisi “flash” si può convertire la biomassa in un particolare olio che viene successivamente convogliato presso una centrale che produce il carburante.

In Germania, attraverso un metodo in fase di studio (definito “bioliq”), si intende realizzare biocombustibili dopo aver trattato in sito la biomassa. L'olio intermedio (“biosyncrude”) è caratterizzato da alta densità, cosa che consente di abbattere i costi di trasporto. La biomassa è trasformata attraverso la pirolisi in biosyncrude per mezzo di un riscaldamento effettuato in ambiente privo di aria. Alla fine del processo è possibile ottenere combustibile diesel, idrogeno e metanolo.

1.9 GASSIFICAZIONE

Un altro processo termochimico per l’ottenimento di energia dalla biomassa è la gassificazione; nello specifico la materia organica, ricca in carbonio, è convertita in monossido di carbonio (CO), idrogeno e gas combustibili.

Il processo di degradazione termica avviene a temperature elevate (superiori a 700-800 °C) all’interno del cosiddetto gassificatore, in presenza di una percentuale sotto-stechiometrica di un agente ossidante, tipicamente ossigeno. A differenza dei pirolizzatori, i quali attuano la pirolisi in senso stretto, ovvero in totale assenza di ossigeno, i gassificatori operano invece in presenza di piccole quantità di tale elemento producendo anche una ossidazione parziale; in relazione al tipo di

processo utilizzato, i gassificatori possono considerarsi come una tecnologia intermedia tra l'incenerimento e la pirolisi propriamente detta.

I prodotti finali di questo processo sono: una miscela gassosa volatile (CO , H_2 , CO_2) che costituisce quello che viene definito gas di sintesi (syngas), una parte residuale solida chiamata "char" (solitamente carbone) e un composto di idrocarburi aromatici di tipo catramoso, anidride carbonica e nanoparticolato, totalmente inutile per la combustione e dannoso per gli impianti. L'impatto ambientale di un gassificatore aumenta all'aumentare della percentuale di tar prodotto, la cui presenza dipende da molteplici fattori, quali la temperatura di combustione, la pressione nel reattore ed il tipo di combustibile utilizzato.

Il syngas prodotto viene utilizzato come fonte di energia alternativa in impianti per la produzione di energia elettrica, termica o di cogenerazione; è una fonte di energia pulita e rinnovabile perché, durante la combustione, si ossida producendo vapore d'acqua e diossido di carbonio (CO_2).

Alternativamente, come può avvenire al biogas prodotto dai digestori anaerobici, il syngas da gassificazione può essere convertito in metano tramite la reazione di Sabatier, o in combustibile sintetico simile al gasolio tramite il processo Fischer-Tropsch.

La gassificazione trova anche applicazione nel trattamento termico dei rifiuti, essendo un sistema di smaltimento molto più efficiente e meno inquinante dei classici inceneritori.

1.10 I processi di conversione fisico-meccanica

La conversione fisico-meccanica è essenzialmente un processo di spremitura meccanica di granella ad alto contenuto di olio (girasole colza, soia). Il risultato finale della spremitura è un olio combustibile e dei pannelli proteici contenenti una percentuale di olio (max 10%) utilizzabili dall'industria mangimistica.

L'olio vegetale così ottenuto, che è una miscela di esteri metilici degli acidi grassi, può essere utilizzato direttamente come carburante per motori diesel leggermente modificati, o essere trattato chimicamente per renderlo simile al gasolio.

Tale processo prende il nome di transesterificazione e porta alla produzione di estere metilico (biodisel) e glicerina. La glicerina ottenuta viene utilizzata in campo cosmetico, il biodisel è utilizzabile come il normale gasolio.

In Italia la quota massima di biodisel defiscalizzato è fissata in 200.000 t/anno, ed è stata ridotta rispetto alle 300.000 t/anno consentite nelle annate passate. L'imposta sulla fabbricazione dei combustibili, la cosiddetta accisa, se ridotta porterebbe indubbiamente ad un notevole aumento della produzione di biocarburanti [3].

1.11 Applicazioni Biopower

Le tecnologie biopower consentono di convertire l'energia ricavata

dalle biomasse tramite le forme di conversione precedentemente citate, in calore, in energia elettrica o entrambe (cogenerazione). Questi impianti sono in grado di soddisfare diverse tipologie di utenti:

- ✓ Utenze domestiche, esclusivamente per la produzione di calore;
- ✓ Industria (particolarmente quelle del legno e del settore agro-alimentare), per la produzione di energia elettrica e/o calore;
- ✓ Interi comuni o comprensori, per la produzione di energia elettrica (centrali elettriche) e calore in teleriscaldamento;

per quanto riguarda la prima tipologia di utenze, le potenzialità sono molto elevate, in quanto, fino a poco tempo fa, tutto il sistema di riscaldamento domestico da biomasse era fondato su camini, stufe o termocucine di potenza fino ai 20-30 kW, con bassi rendimenti variabili dal 10% al 15% per i camini, al 40-45% per le stufe e termocucine. Le nuove tecnologie, ascrivibili essenzialmente a caldaie a pellet o a cippato, invece, sono in grado di garantire alti livelli di rendimento (80-90%) a costi competitivi rispetto ad altri combustibili come gasolio e metano. Tra l'altro, le caldaie di ultima generazione sono progettate per ottenere una combustione quasi perfetta della legna, con emissioni inferiori rispetto a quelle delle caldaie a combustione tradizionale.

Anche per quanto riguarda l'industria l'utilizzo delle biomasse può rivelarsi molto interessante ai fini del raggiungimento dell'autosufficienza energetica per quanto riguarda il calore, che può essere utilizzato per il riscaldamento dei locali, e l'energia elettrica, utilizzabile nei processi di produzione. Ciò è da porsi in relazione, soprattutto nelle industrie del legno ed in quelle agro-alimentari, con il fatto che, in questi settori, la

biomassa si trova molto concentrata e costituisce un rifiuto molto oneroso da smaltire il quale, invece, può costituire un ottimo combustibile a “costo zero”.

Per quanto riguarda le grosse centrali a biomassa accoppiate ad una rete di teleriscaldamento, in grado di riscaldare interi comuni, la tecnologia è tutt’ora in fase di sviluppo e molto promettente. In Italia siamo ancora indietro rispetto ad altri paesi europei, soprattutto quelli che vantano una grossa tradizione nell’utilizzo del legno (Austria, Germania e Paesi Scandinavi) ma la tendenza è molto positiva e la diffusione sarà sempre più capillare nel nostro territorio.

1.12 Applicazioni Biofuels

A questa tecnologia appartengono tutti i combustibili liquidi ricavati dalle biomasse (biocombustibili) che possono essere impiegati per la propulsione dei mezzi di trasporto (anche se, alcuni, possono essere utilizzati nelle tecnologie biopower).

I più comuni biocombustibili sono il bioetanolo, sintetizzato a partire dai carboidrati, e il biodiesel, ottenuto da grassi ed oli. I vantaggi legati all’utilizzo di biocombustibili sono:

- Una minore dipendenza dai combustibili fossili;
- Minori emissioni di gas serra;
- Non tossicità;
- Biodegradabilità (il biodiesel è biodegradabile in 30 giorni);
- Minore quantità di zolfo nel biodiesel;

- Possibilità di sintesi a partire da materiali di scarto delle produzioni agricole.

Il bioetanolo è un combustibile di natura organica ottenuto in seguito a conversione biochimica della biomassa ed in particolare attraverso reazioni di fermentazione alcolica mediate da biocatalizzatori, quali lieviti e batteri.

Ad oggi, questo biocombustibile, o più probabilmente un suo derivato chiamato ETBE (EtilTetrioButilEtere) ottenuto combinando isobutene (un idrocarburo petrolifero) e bioetanolo, offre il miglior compromesso tra prezzo, disponibilità e prestazioni.

Per quanto riguarda il bioetanolo, nonostante quello ottenuto dagli amidi e dagli zuccheri stia fornendo un buon contributo sotto il profilo energetico ed ambientale, assume maggior importanza quello ottenuto da biomassa cellulosica come piante erbacee e legnose, residui agricoli e forestali, e da grandi quantità di rifiuti urbani e scarti industriali. Ciò è essenzialmente dovuto alla disponibilità di materia prima: infatti, mentre amidi e zuccheri costituiscono un modesto quantitativo di materiale derivante dalle piante, la cellulosa e le emicellulose, anch'esse polimeri dello zucchero, rappresentano la maggior parte delle biomasse.

Il biodiesel, invece, è un biocombustibile che deriva dalla decomposizione di oli vegetali, grassi animali o grassi da cucina e può essere utilizzato tale e quale o previo processo di esterificazione o transesterificazione, in condizioni ambientali caratterizzate da bassa temperatura e pressione.

Può essere ottenuto da tutte le colture oleaginose ricche di oli vegetali. In Europa le specie vegetali più impiegate nella produzione di

biocombustibili sono la colza e il girasole mentre in America viene ampiamente usata la soia. Il biodiesel può essere stoccato negli stessi serbatoi del gasolio e pompato con gli usuali mezzi (tranne che nelle giornate fredde nelle quali bisogna utilizzare riscaldatori e agitatori dei serbatoi): è completamente miscibile con il gasolio e ciò lo rende un ottimo additivo perché, essendo un prodotto ossigenato, migliora il completamento della combustione e riduce le emissioni di inquinanti.

Uno svantaggio del biodiesel riguarda l'emissione di NO_x , ma la ricerca sta facendo notevoli passi avanti grazie alla messa a punto di sistemi di filtraggio sempre più efficaci ed efficienti. Inoltre, le prestazioni di motori a combustione interna che utilizzano come combustibile biodiesel puro (coppia e potenza) diminuiscono dell'8-15 % a causa del diverso contenuto energetico rispetto al gasolio; per risolvere il problema il gasolio viene convenientemente usato in miscela al 20% con il gasolio tradizionale.

Un altro tipo di biocombustibile può essere ottenuto tramite una miscelazione di biodiesel, bioetanolo (fino al 15% in volume) e un additivo come emulsionante o cosolvente. Tale combustibile riduce notevolmente le emissioni di particolato, tipiche del diesel tradizionale.

1.13 Applicazioni Bioproducts

Rientrano in questa categoria numerosi prodotti di uso quotidiano come antigelo, materie plastiche, colla, dolcificanti artificiali, pasta

dentifricia ed altri. Il presupposto di base è che qualunque composto sintetizzabile dai combustibili fossili può essere ugualmente prodotto dalla biomassa, impiegando, tra l'altro, un quantitativo energetico inferiore rispetto ai loro omologhi ricavati dal petrolio.

I processi tecnologici alla base della tecnologia bioproducts sono essenzialmente tre:

- Fermentazione alcolica (la stessa usata per la sintesi dei biofuels);
- Monossido di carbonio più idrogeno (si formano in abbondanza durante il riscaldamento della biomassa): utilizzati per la biosintesi di materie plastiche e acidi indispensabili nella produzione di pellicole fotografiche, fibre tessili e sintetiche;
- Olio di pirolisi: questo composto è la base per estrarre il fenolo, composto da cui si producono adesivi per il legno, stampi di plastica e schiuma isolante.

Capitolo 2:

COMBUSTIONE DI BIOMASSE LEGNOSE

2.1 Biocombustibili solidi e liquidi

Ai fini di questo elaborato è molto utile distinguere la biomassa proveniente da attività finalizzate ad altro scopo (biomassa residuale) dalla biomassa prodotta esclusivamente a fini energetici (biomassa dedicata) [2]. Negli ultimi decenni si è, quindi, lavorato allo scopo di dare una definizione generale riguardante la biomassa dedicata in modo da standardizzare il più possibile i tipi di combustibili organici che possono essere utilizzati negli impianti con caldaie a biomassa.

Per questo motivo la Comunità Europea ha dato mandato al CEN (Comité Européen de Normalisation, European Committee for Standardization, Comitato Europeo di Normalizzazione) di sviluppare degli standard per i biocombustibili solidi e nel 2005 Il Comitato Tecnico (TC) 335 ha prodotto la specifica tecnica CEN TS 14961 “Solid biofuels – Fuel Specification and classes” che classifica i biocombustibili solidi e, soprattutto, ne definisce le caratteristiche merceologiche per il loro

impiego come combustibili in applicazioni biopower e che ha portato nel 2010 alla pubblicazione della normativa tecnica EN 14961-1:2010 “Solid biofuels – Fuel Specification and classes – Part 1: General Requirements”. Sulla base di questa specifica tecnica, nel 2007, è stata pubblicata in Italia la specifica tecnica UNI/TS 11264 denominata “caratterizzazione di legna da ardere, bricchette e cippato”.

La norma definisce le modalità di classificazione dei biocombustibili solidi provenienti dalle seguenti fonti:

- Prodotti agricoli e forestali;
- Rifiuti vegetali da attività agricole e forestali;
- Rifiuti vegetali dall'industria di trasformazione alimentare;
- rifiuti di legno, con l'eccezione di rifiuti di legno che possono contenere composti organici alogenati o metalli pesanti, a seguito di trattamento o di rivestimento, e che comprende in particolare i rifiuti di legno provenienti da costruzioni e demolizioni;
- rifiuti vegetali fibrosi da produzione di pasta di carta grezza e da produzione di carta dalla pasta, se si tratta di coinceneriti presso il luogo di produzione e se l'energia termica generata è recuperata;
- rifiuti di sughero.

Il sistema di classificazione è di tipo gerarchico, sviluppato su diversi livelli. Il primo livello distingue tra:

- Biomassa legnosa;
- Biomassa erbacea;

- Semi e frutti;
- Miscele e miscugli delle precedenti.

Il secondo livello descrive biomasse di diversa origine all'interno dei suddetti gruppi principali, indicando se la biomassa è un prodotto derivante da:

- Attività colturali;
- Attività forestali;
- Sottoprodotto, residuo industriale o legno a fine vita, vergine o trattato.

Vengono poi definite le caratteristiche chimico-fisiche del combustibile ed i metodi di analisi per identificarle:

- Terminologia, definizioni e descrizioni;
- Specifiche e classi del combustibile – garanzia della qualità;
- Campionamento, metodi e preparazione del campione, certificazione;
- Densità della massa;
- Sostanza volatile;
- Ceneri e comportamento della fusione;
- Distribuzione delle dimensioni delle particelle;
- Densità dei pellet e dei briquette (bricchette);
- Durabilità meccanica dei pellet e dei briquette;
- Potere calorifico e contenuto di umidità;
- Ossigeno, carbonio, idrogeno e azoto;
- Zolfo e cloro;
- Elementi principali (Al, Si, K, Na, Ca, Mg, Fe, P and Ti);

- Elementi secondari (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Se, Te, Zn).

Sono infine riportate le caratteristiche dei seguenti combustibili:

- Briquette (bricchette);
- Pellet;
- Sansa esausta di olive;
- Chips di legno (cippato di legno);
- Scaglie di legno;
- Legno in tronchi;
- Segatura;
- Corteccia;
- Paglia in balle[2].

Nella tabella 1 vengono riportate le caratteristiche fisiche e le proprietà chimiche di alcune biomasse legnose:

Parameter	Unit	Wood pellet	Wood chips	Sawdust	Bark	Logging residues
Moisture	wt% (w.b.)	7	50	50	50	50
Ash	wt% (d.b.)	<0.5	0.3	0.3	4	2
Bulk density	kg/m ³ (w.b.)	591	350	240	320	<350
Cl	wt% (daf)	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01
S	wt% (daf)	0.027	0.02	0.02	0.1	0.04
K	mg/kg (d.b.)	493	400	400	2000	2000
Na	mg/kg (d.b.)	20	20	20	300	200
Cd	mg/kg (d.b.)	0.14	0.1	0.1	0.5	0.2
Zn	mg/kg (d.b.)	13.2	10	10	100	<100
Pb	mg/kg (d.b.)	0.43	2	2	4	3
Cr	mg/kg (d.b.)	0.6	1	1	5	<5
Cu	mg/kg (d.b.)	1.1	2	2	5	<5
Ca	mg/kg (d.b.)	900	900	900	5000	5000
Mg	mg/kg (d.b.)	150	150	150	1000	800
Mn	mg/kg (d.b.)	147	147	147	500	251
Hg	mg/kg (d.b.)	0.02	0.02	0.02	0.05	0.03
As	mg/kg (d.b.)	<0.1	<0.1	<0.1	1	0.3
P	mg/kg (d.b.)	60	60	60	400	500

Tabella 1: proprietà fisiche e composizione chimica di alcune biomasse legnose

I pellet sono prodotti aggregando e comprimendo materiali di scarto, quali segatura e polveri, senza uso di colle e vernici e sono

caratterizzati da un'alta densità energetica. Essi hanno dimensioni e caratteristiche standardizzate e sono facilmente trasportabili per mezzo di nastri trasportatori, coclee e sistemi di aspirazione.

Il legno cippato è costituito da scaglie di legno di dimensioni variabili standardizzate prodotte con macchine cippatrici dai residui della raccolta e lavorazione del legno o da legname appositamente raccolto. Il cippato può essere trasportato mediante coclee, nastri trasportatori o spintori.

Le bricchette sono ottenute pressando trucioli e segatura e hanno dimensioni simili a quelle della legna in ciocchi. Date le caratteristiche omogenee del materiale e l'elevata densità energetica, sono particolarmente indicate per essere utilizzate in sistemi di potenza non elevata, quali caminetti e stufe.

I ciocchi, opportunamente tagliati, rappresentano la forma tradizionale in cui viene preparato il legno utilizzato a fini energetici. Le lunghezze commercialmente disponibili sono 25, 33, 50 e 100 cm, adatte per essere utilizzate in apparecchi che vanno dai tradizionali caminetti alle moderne caldaie anche di grossa potenza [4].

Per quanto riguarda l'impiego di biocombustibili liquidi per la produzione di energia termica e/o elettrica, ma non dedicati all'autotrasporto, ci si riferisce alla specifica tecnica UNI/TS 11163:2009 "biocombustibili liquidi – oli e grassi animali e vegetali, loro intermedi e derivati – classificazione e specifiche ai fini dell'impiego energetico" [2].

2.2 Fenomenologia della combustione di biomasse

Tra i vari tipi di biomassa dedicati classificati nelle varie normative la più adatta ad essere direttamente bruciata in apposite caldaie è la biomassa legnosa in quanto, come si deduce dal nome, essendo composta dal legno, possiede un potere calorifico inferiore (PCI) che rende il suo utilizzo per la combustione conveniente a fini energetici.

Il potere calorifico inferiore, riferito alle biomasse, esprime la quantità di calore che si genera tramite la combustione completa di 1 kg di biomassa, considerando l'acqua, formata durante la reazione, allo stato di vapore a 100°C, ossia considerando la sola quota parte effettivamente utilizzabile; si misura in [kJ/kg], [kcal/kg] o [kWh/kg].

La biomassa legnosa deriva principalmente dall'attività di taglio ed eliminazione di piante nella selvicoltura (biomassa forestale) e dall'attività di forestazione in ambito prettamente agricolo (biomassa agro-forestale); questo tipo di biomassa è, per la maggior parte, costituita da tre polimeri con diverse caratteristiche:

- Lignina: conferisce rigidità alla pianta ed è presente in percentuali che variano dal 20% al 30% del peso secco; ha un potere calorifico relativamente alto (circa 25 MJ/kg);
- Cellulosa: costituendo circa il 50% della pianta è il principale componente del legno; ha un potere calorifico di circa 16.3MJ/kg;
- Emicellulosa: si trova nella parete cellulare delle piante negli spazi lasciati liberi dalla cellulosa, costituisce dal 10% al 30%

del legno; ha un potere calorifico più modesto rispetto alle altre due sostanze.

La combustione di biomasse è un complesso processo che prevede una serie di reazioni chimiche il cui risultato finale è l'ossidazione del carbone a CO₂ e dell'idrogeno ad acqua.

Quando una biomassa viene gradualmente scaldata ad elevata temperatura, dopo una prima fase di essiccamento, rilascia una serie di composti volatili. Queste specie si formano a causa di trasformazioni chimiche che avvengono all'interno della struttura della biomassa con la rottura di legami chimici presenti. E' questa la fase di devolatilizzazione o pirolisi. I gas rilasciati incontrano quindi l'ossigeno dell'ambiente circostante e la combustione avviene, almeno inizialmente, in fase gassosa.

Contestualmente durante le trasformazioni chimiche della biomassa, si ha la formazione di un residuo carbonioso estremamente deidrogenato, usualmente definito "char". Il char non è più in grado di rilasciare composti volatili, ma il suo consumo avviene per ossidazione eterogenea prodotta dall'ossigeno che diffondendo all'interno della matrice porosa della biomassa reagisce con il carbonio residuo. Questa ossidazione eterogenea risulta favorita dalla prima fase di volatilizzazione, in quanto il rilascio dei gas incrementa la porosità del sistema e aumenta contestualmente la superficie per unità di massa (la superficie interna può arrivare a valori dell'ordine di 1000 m²/g) migliorando in tal modo lo scambio tra gas e solido [5].

In queste condizioni l'ossigeno diffonde facilmente nelle particelle. La parte che brucia dipende sia dalle caratteristiche chimiche della

reazione carbonio-ossigeno sulla superficie, sia dalla diffusione dell'ossigeno attraverso lo strato limite e dentro la particella. Inizialmente le prime reazioni portano alla formazione di una miscela di CO e CO₂. Tipicamente le reazioni superficiali innalzano di 100°-200°C le temperature interne alla particella. Le caratteristiche del processo dipendono dalla quantità di ossigeno, dalla temperatura del gas, dalle dimensioni della particella e dalla sua porosità.

Da queste considerazioni si possono, perciò, individuare cinque diverse fasi durante la combustione della biomassa:

- 1) Una prima fase in cui il combustibile solido viene riscaldato fino ad una temperatura, di circa 100°C, alla quale inizia ad evaporare l'acqua presente in essa;
- 2) Una seconda fase che procede a temperatura pressoché costante (circa 105°C) in cui l'acqua evapora, ed è la cosiddetta fase di essiccamento della biomassa;
- 3) La terza fase, a circa 400°C-450°C [6;7] durante la quale si innesca un processo di pirolisi in cui le catene molecolari della cellulosa, delle emicellulose e della lignina vengono decomposte con rilascio di composti volatili;
- 4) Una combustione primaria dei gas volatili che avviene a temperature comprese tra i 450°C e gli 800°C;
- 5) Una combustione secondaria eterogenea tra solido (char) e gas a temperature maggiori agli 800°C [6;7].

Le condizioni ottimali per una completa combustione risiedono nelle cosiddette tre T: Temperatura, che deve essere elevata (> 800°C-900°C), un Tempo di contatto "lungo" tra combustibile e comburente (tempi

caratteristici sono dell'ordine del secondo) e una Turbolenza in grado di garantire un efficace mescolamento delle sostanze reagenti [5]. Se queste condizioni, per qualunque motivo, non dovessero essere soddisfatte la combustione avverrebbe in maniera incompleta, cioè con formazione di incombusti e di sostanze inquinanti, dannose per la salute dell'uomo, degli animali e delle piante.

Ciò è dovuto al fatto che la biomassa non è costituita, come abbiamo visto, solo da carbonio, idrogeno e ossigeno, ma contiene piccole quantità di azoto, potassio, fosforo e zolfo più tracce di altri elementi che prendono parte alle reazioni di ossidazione e formano composti quali ossidi di azoto, ossidi di zolfo ed altri [4].

La combustione diretta di queste biomasse avviene in opportune apparecchiature termiche quali bruciatori, caldaie e stufe che, con il continuo studio della ricerca scientifica, sono in grado ad ovviare alla maggior parte di questi problemi e hanno raggiunto livelli di efficienza accettabili a garantire una diffusione di queste tecnologie sempre maggiore e su diversi campi di applicazione; le apparecchiature più utilizzate al giorno d'oggi sono le caldaie a legna e le caldaie a pellet e/o cippato.

2.3 Caldaie a biomassa

Sono le apparecchiature in cui si verifica la reazione di combustione della biomassa; il calore prodotto viene utilizzato per riscaldare il fluido

termovettore, solitamente acqua o aria, che viene poi messo in circolazione nel sistema di distribuzione dell'impianto di riscaldamento, al fine di climatizzare gli ambienti o di fornire acqua calda ad uso sanitario, oppure può essere inviato ad una turbina in impianti per la produzione di energia elettrica.

Ne esistono svariati tipi con principi di funzionamento differenti, i quali riescono a rendere più o meno completo il processo di combustione. Ne analizzeremo di seguito le varie tipologie.

Le caldaie a biomassa si possono distinguere in due categorie:

- Caldaie a caricamento manuale;
- Caldaie a caricamento automatico.

Le caldaie a caricamento manuale (tipicamente caldaie a ciocchi di legno) hanno solitamente una potenza limitata a qualche decina di kW e trovano impiego ottimale per il riscaldamento di case comprendenti uno o pochi appartamenti [9]. La tipologia della caldaia è a fiamma inversa, così chiamata per la posizione della camera di combustione, situata al di sotto del vano in cui viene caricata la legna.

Solitamente le caldaie a caricamento manuale sono provviste di una ventola per la circolazione forzata dell'aria comburente. In alcuni modelli (ad aria soffiata), la ventola è posta sul lato anteriore della caldaia e spinge l'aria all'interno facendola fluire attraverso il combustibile fino allo scarico dei fumi. In altri modelli (ad aria aspirata) la ventola è situata posteriormente sulla bocca di uscita dei fumi e aspira i gas combusti creando una depressione in caldaia che consente il richiamo dell'aria comburente dall'esterno.

Una parte dell'aria (detta primaria) viene introdotta in caldaia

immediatamente sopra la griglia sulla quale è appoggiata la legna. L'aria primaria consente l'avvio della combustione (con una prima fase di gassificazione), con formazione di uno strato di braci a contatto della griglia e lo sviluppo di gas combustibili derivanti dalla pirolisi del legno (soprattutto monossido di carbonio e idrogeno).

I gas sprigionati vengono trascinati in basso attraverso la griglia e giungono nella camera sottostante, dove l'aggiunta dell'aria secondaria consente il completamento della combustione.

Fattori essenziali per ottenere una combustione ottimale sono:

- Una corretta carburazione (rapporto aria/combustibile);
- Temperatura elevata;
- Turbolenza elevata in camera di combustione;
- permanenza dei gas caldi nel focolare per un tempo (residence time) sufficiente al completamento delle reazioni termochimiche di combustione.

L'inversione della fiamma consente di ottenere una combustione progressiva della legna, che non prende totalmente fuoco nel vano di carico ma brucia solamente quando giunge in prossimità della griglia.

Questo fa sì che la potenza erogata dalla caldaia sia più stabile nel tempo e che la combustione possa essere meglio controllata, aumentando il rendimento e riducendo le emissioni inquinanti.

I modelli più avanzati si avvalgono di sistemi di regolazione a microprocessore, e raggiungono rendimenti termici di punta oltre il 90%. Tra le innovazioni più significative, presenti anche in modelli di piccola potenza, vi è la regolazione dell'aria di combustione in base al fabbisogno di ossigeno, misurato nei fumi con apposita sonda (sonda lambda). La

regolazione lambda consente di aggiustare e ottimizzare costantemente la quantità di aria durante l'intero ciclo di funzionamento della caldaia a legna, dall'accensione iniziale fino all'esaurimento del combustibile [8;9].

Per ridurre la formazione di condensati corrosivi e la fumosità, le caldaie a fiamma inversa dovrebbero essere alimentate unicamente con legna da ardere con contenuto di umidità non superiore al 25%. Questo si ottiene con la stagionatura per almeno un anno all'aria, preferibilmente sotto una tettoia.

Per avere un'idea del consumo di questo tipo di caldaia, per il riscaldamento di una villetta di 150m² sono necessari dagli 80 ai 100 quintali di legna all'anno [9].

Per quanto riguarda le caldaie a caricamento automatico, esse si possono distinguere in:

- caldaie a cippato;
- caldaie a pellet.

Le caldaie a cippato utilizzano legno vergine ridotto in piccoli pezzi della dimensione di qualche centimetro, caricato automaticamente per mezzo di appositi dispositivi meccanici. Il combustibile è costituito da materiali di diversa origine, quali potature sminuzzate, scarti di segheria o biomasse derivanti dalle attività selvicolturali (taglio del bosco ceduo, diradamenti, tagli di conversione, ecc.) [9].

Gli impianti a cippato sono totalmente automatizzati e non hanno limiti dimensionali, potendo raggiungere potenze anche di diversi MW termici. I rendimenti e il comfort sono gli stessi delle caldaie a gas/gasolio. Per le caratteristiche di automazione e risparmio di esercizio, gli impianti a cippato sono particolarmente indicati per il riscaldamento di edifici di

dimensioni medie o grandi, quali alberghi, scuole, condomini, ospedali e centri commerciali [8;9].

Poiché il caricamento del combustibile in caldaia avviene in modo automatico, è necessario che accanto al locale caldaia venga predisposto un locale, che viene denominato silo, per lo stoccaggio del combustibile. Al fine di facilitare le operazioni di scarico del cippato dai mezzi di trasporto, il silo è situato spesso al di sotto del piano stradale. Dal silo di alimentazione il cippato viene estratto automaticamente e convogliato, per mezzo di una coclea dosatrice, nella caldaia, dove avviene la completa combustione mediante l'immissione di aria primaria e secondaria.

La combustione avviene generalmente in caldaie a griglia (o letto), che può essere:

- fissa: per bruciare materiali fini e a basso contenuto di umidità;
- mobile, per bruciare combustibili a pezzatura grossolana e ad alto contenuto di ceneri ed umidità, quali le biomasse forestali fresche di taglio.

La caldaia a griglia fissa, sicuramente la più diffusa nello scenario impiantistico italiano, ha mostrato negli anni, oltre ad un'elevata affidabilità, anche alcuni limiti di carattere funzionale possono essere sintetizzati come segue:

- una combustione non ottimale dovuta all'ammasso di ceneri o altri incombusti;
- una riduzione dell'efficienza della combustione, in quanto l'aria di combustione primaria, immessa da opportuni fori

praticati sulla griglia, attraversa il letto di combustione, ma nelle zone a maggiore agglomerazione non riesce a mescolarsi completamente con il combustibile;

- la pezzatura del cippato e la sua umidità tendono ad influenzare sensibilmente l'efficienza della combustione.

Nel caso di caldaia con griglia fissa occorre che il combustibile abbia un'umidità non superiore al 35÷40% e la pezzatura sia abbastanza fine ed il più uniforme possibile. Pur con questi limiti intrinseci, le griglie fisse sono ancora oggi ampiamente utilizzate ma con un limite di taglia; esse generalmente non superano gli 800 kW di potenza.

La caldaia a griglia mobile, invece, è caratterizzata da una continua movimentazione del letto di combustione. Grazie a dei veri e propri scalini, il combustibile viene trasportato verso il basso fino alla griglia. In questo modo si favorisce l'evaporazione dell'umidità (si possono bruciare biomasse con umidità fino al 50÷55%, contro il 35÷40% nelle griglie fisse).

Inoltre, il continuo rimescolamento causato dal movimento della griglia, fa sì che l'aria di combustione raggiunga tutte le particelle di combustibile e la temperatura del letto sia più uniforme, con il risultato che si producono meno residui incombusti e la combustione risulta migliore con evidenti riflessi anche sul rendimento complessivo dell'impianto (>80%).

La caldaia a griglia mobile permette, quindi, di ridurre i limiti delle griglie fisse e dunque le rende assai più indicate per impianti di taglia media e grande alimentati con combustibili meno standardizzati, soprattutto dal punto di vista dell'umidità, del contenuto in ceneri e della pezzatura. Le potenze associabili a questa tipologia di caldaia partono

generalmente dagli 800 kW per raggiungere valori di molto superiori, con applicazioni che vanno anche verso sistemi di teleriscaldamento a servizio di più utenze[8].

Nei sistemi più avanzati il flusso di cippato e la combustione sono regolati in continuo da un microprocessore in base alla richiesta di energia dell'utenza e alla temperatura e concentrazione di ossigeno dei fumi (regolazione lambda). Il sistema può modulare la potenza erogata mantenendo la combustione ottimale anche con combustibili diversi, sia con pieno carico sia con il carico minimo. L'accensione del cippato può avvenire sia manualmente, sia automaticamente per mezzo di dispositivi sia elettrici sia a combustibile liquido (bruciatore pilota).

In alcuni modelli esiste la funzione di mantenimento braci, che consente alla caldaia di mantenere una piccola quantità di braci accesa durante le pause di funzionamento, consentendo così la riaccensione immediata al riavvio dell'impianto [9].

Nelle caldaie a caricamento automatico a pellet, grazie alla forma cilindrica e liscia e alle piccole dimensioni del combustibile, che tende a comportarsi come un fluido, la movimentazione del combustibile e il caricamento automatico viene agevolato. Il trasporto può avvenire con autobotti, dalle quali il pellet viene pompato direttamente nel serbatoio di stoccaggio dell'impianto.

L'elevata densità energetica (il peso specifico del pellet sfuso è di circa 600-700 kg/m³, molto più elevato di quello di altri combustibili legnosi non pressati) e la facilità di movimentazione rendono il pellet il combustibile vegetale più indicato per impianti di riscaldamento

automatici di tutte le dimensioni. Il pellet di legno può essere utilizzato nelle caldaie a cippato oppure in caldaie appositamente progettate [8].

Anche le caldaie a pellet, come quelle a cippato, richiedono un contenitore per lo stoccaggio del combustibile situato in prossimità della caldaia. Da qui una coclea lo preleva e lo trasporta in caldaia, ove avviene la combustione[9].

I bruciatori per pellet possono anche essere applicati nella parte anteriore di caldaie a gasolio; vengono alimentati dall'alto e bruciano il pellet sviluppando una fiamma orizzontale che si proietta nella caldaia, al pari di quanto avviene negli impianti a gasolio.

In tutti i casi l'accensione è automatica e molto rapida, per mezzo di una resistenza elettrica. Nei sistemi più avanzati la regolazione dell'aria comburente e del flusso di combustibile vengono effettuate automaticamente ad opera di un microprocessore. Queste caratteristiche di semplicità d'uso e di automazione conferiscono agli impianti di riscaldamento a pellet un elevato livello di comfort.

L'elemento qualificante per la sicurezza di una caldaia a pellet è costituito dai dispositivi contro il ritorno di fiamma dal bruciatore verso il serbatoio. Il sistema più diffuso consiste nell'interporre un tratto di caduta libera del pellet tra la coclea di trasporto e la caldaia. Altri sistemi prevedono serrande tagliafiamma o valvole stellari [8;9].

2.4 Emissioni della combustione di biomasse legnose

Le emissioni causate dalla combustione della biomassa legnosa possono essere di vario genere a causa della composizione chimica del tipo di biomasse che viene bruciata (forestale, agricola, agroforestale, etc.). Come è stato già esposto nel capitolo riguardante la classificazione dei biocombustibili, la struttura della biomassa legnosa non è caratterizzata solo da lignina, cellulosa e emicellulose ma da innumerevoli altri elementi che, durante la combustione, si ossidano e formano sostanze inquinanti, molto spesso dannose per la salute dell'uomo e degli animali.

Possiamo distinguere due modi differenti in cui si creano le emissioni durante la combustione:

- Le emissioni da una combustione completa;
- Le emissioni da una combustione incompleta.

2.5 Emissioni da combustione completa

I seguenti composti sono emessi in atmosfera durante una completa combustione della biomassa nelle caldaie, una combustione caratterizzata, cioè, da un forte eccesso d'aria.

ANIDRIDE CARBONICA (CO₂)

L'anidride carbonica è il principale prodotto della combustione di qualsiasi biocombustibile a causa dell'elevato contenuto di carbonio nella

biomassa. In ogni caso le emissioni di CO₂ derivanti dall'ossidazione delle biomasse sono considerate a impatto nullo di gas serra; è questo il principale beneficio per cui l'utilizzo di questa fonte di energia è sempre più in costante aumento [6].

OSSIDI DI AZOTO (NO_x)

Le emissioni di NO_x sono, principalmente, il risultato di una completa ossidazione dell'azoto presente nel combustibile legnoso (Combustibili solidi possono avere una percentuale di azoto che varia 0,5-2%) [10], sia durante la fase di combustione dei gas sia durante la combustione del char. Gli NO_x si possono formare anche a causa dell'azoto presente nell'aria se si verificano certe condizioni (ad esempio temperature elevate).

Il principale ossido di azoto emesso è il monossido di azoto (NO), che viene convertito in biossido di azoto (NO₂) quando entra a contatto con l'atmosfera esterna.

I meccanismi attraverso i quali si formano gli NO_x durante la fase di combustione dei gas sono di tre tipi:

- 1) Meccanismo FUEL: l'azoto presente nel combustibile viene trasformato in NO, per circa il 90%, e in NO₂, per circa il 10%, attraverso una serie di reazioni elementari. All'inizio i componenti più importanti contenenti azoto sono NH₃ e HCN anche se si possono trovare nei gas di pirolisi significative quantità di NO e N₂. Se c'è ossigeno sufficiente a permetterlo, NH₃ e HCN sono convertiti principalmente in NO. Tuttavia, in

condizioni di eccesso di carburante, NO reagisce con NH_3 e HCN formando N_2 . Questo accorgimento può essere utilizzato per ridurre le emissioni di NO_x ; infatti, ottimizzando il flusso di aria primaria, la temperatura e il tempo di permanenza, si può raggiungere la conversione massima di NH_3 e HCN in N_2 [6];

- 2) Meccanismo THERMAL: l'azoto presente nell'aria inizia a reagire con l'ossigeno per formare NO all'incirca quando la temperatura è prossima ai 1300°C . La quantità di NO che si forma aumenta all'aumentare della temperatura, della concentrazione di O_2 e del tempo di permanenza. Nella combustione della biomassa, tuttavia, le temperature di combustione, generalmente, restano al di sotto dei 1300°C quindi, questo meccanismo di formazione degli ossidi di azoto è più caratteristico dei motori a combustione interna[6];
- 3) Meccanismo PROMPT: l'azoto presente nell'atmosfera può reagire anche con altri idrocarburi (CH), principalmente per formare acido cianidrico (HCN) che reagirà a sua volta secondo le reazioni del meccanismo FUEL. Questo meccanismo di formazione degli NO_x richiede temperature più basse ed è più veloce rispetto al meccanismo THERMAL. Tuttavia, è rilevante solo se la combustione è in difetto d'aria ed è, comunque, molto dipendente dalla concentrazione di CH. È un meccanismo molto più importante nella combustione di combustibili fossili che di biocombustibili[6].

In figura 1 sono riportate le emissioni dei vari tipi di meccanismi di

formazione degli NO_x in funzione della temperatura ed in funzione del tipo di biomassa.

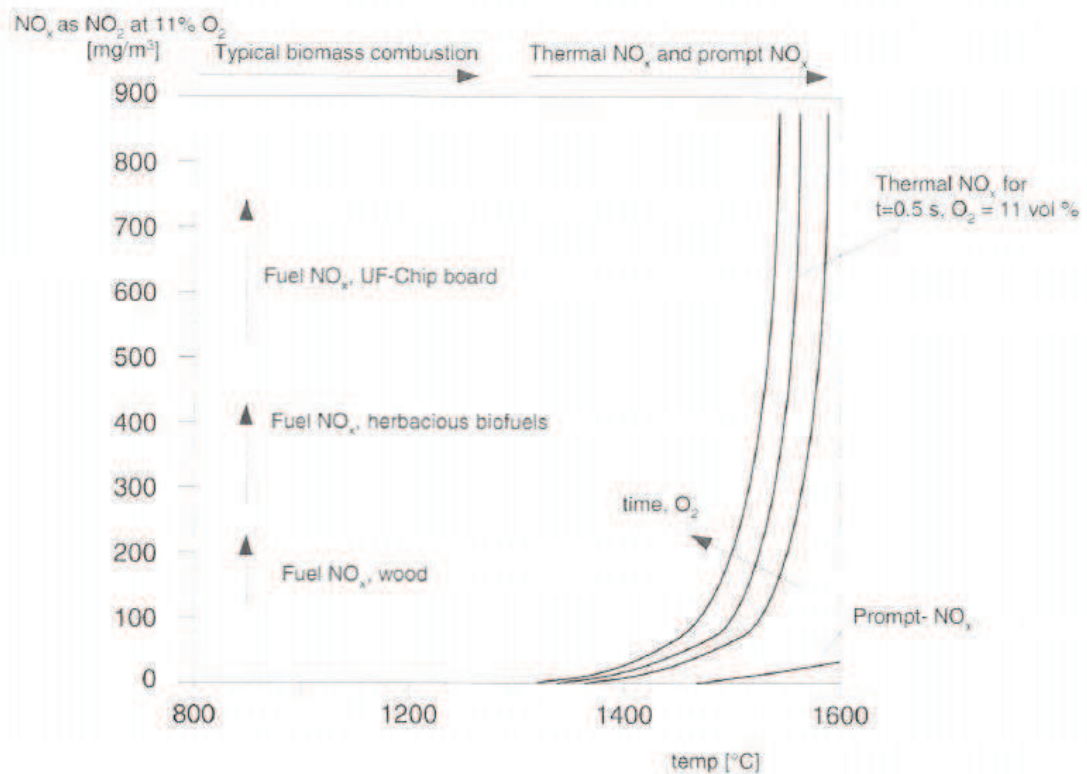


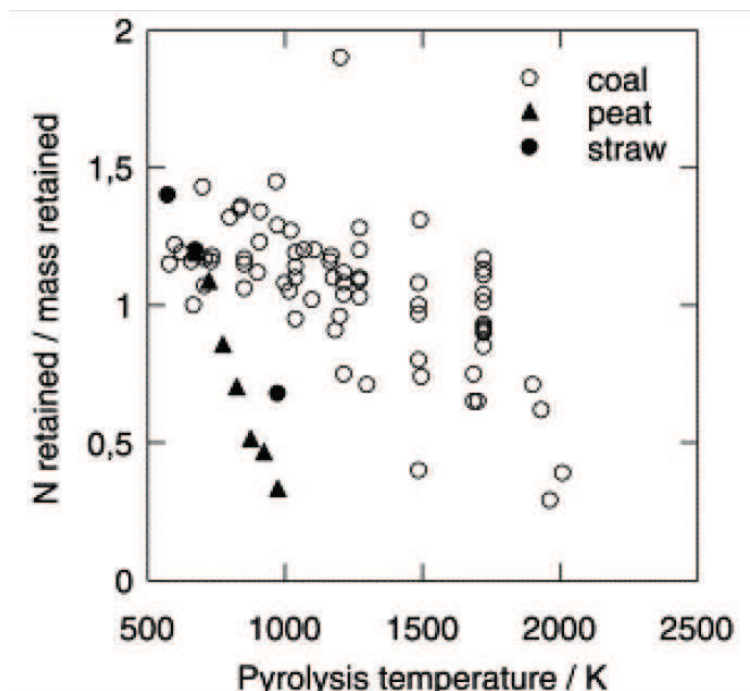
Figura 1: emissioni di fuel- NO_x in funzione della temperatura e del tipo di combustibile (contenuto di azoto) paragonate alle emissioni thermal e prompt

Oltre alla fase di combustione dei gas, anche l'azoto presente nel char si ossida a formare NO durante la combustione, ma può essere successivamente ridotto ad N_2 tramite una veloce reazione eterogenea con lo stesso char. La quantità di azoto mantenuta nel char rispetto a quella rilasciata nei gas durante la fase di devolatilizzazione è determinata, in parte, dall'esposizione termica del combustibile. La frazione di azoto che volatilizza dipende dal tipo di biomassa e quindi di legami, ma anche dalle condizioni operative. Questa infatti aumenta con la quantità di ossigeno presente nel combustibile. A bassa temperatura o per bassi tempi di residenza l'azoto rimane preferenzialmente legato al residuo

carbonioso, mentre alle alte temperature viene rapidamente rilasciato.

La figura 1 mostra la quantità di azoto rilasciato per diversi combustibili solidi al variare della temperatura [11]. Come si può osservare le biomasse trasferiscono in fase gas l'azoto anche a temperature relativamente basse. L'80% dell'azoto passa allo stato gassoso durante il processo pirolitico a temperature superiori a 850-900 K.

Figura 2: Concentrazione dell'azoto nel char rispetto alla quantità iniziale al variare della temperatura di pirolisi



PROTOSSIDO DI AZOTO (N₂O)

Le emissioni di protossido d'azoto sono il risultato della completa ossidazione dell'azoto presente nel combustibile. I livelli delle emissioni di questa sostanza misurate in vari impianti di combustione della biomassa

sono molto bassi ma, nonostante ciò, contribuiscono all'effetto serra, per via dell'elevato fattore GWP (global warming potential) del protossido di azoto, e al fenomeno del buco nell'ozono. Le emissioni di questa sostanza possono essere ridotte grazie a misure primarie, cioè agendo sulle condizioni in cui avviene la combustione [6].

OSSIDI DI ZOLFO (SO_x)

Sono il risultato dell'ossidazione dello zolfo presente nel materiale combustibile. Principalmente si forma SO₂ (>95%) ma, a temperature basse, è possibile che si formi SO₃ (<5%). Lo zolfo contenuto nella biomassa legnosa reagisce, tramite reazione di solfatazione, con cloruri metallici e idrossidi metallici, durante la combustione, per formare solfati che, avendo una temperatura di condensazione più alta rispetto ai cloruri, sono meno volatili [12].

Lo zolfo non viene completamente convertito in ossidi ma una parte considerevole rimane nelle ceneri mentre una piccola parte viene emessa sotto forma di sale (solfato di potassio, K₂SO₄) o di acido solfidrico (H₂S) [6]. Il solfato di potassio viene generato in piccole quantità durante la combustione del legno ed è stato osservato che è uno degli elementi principali contenuti nelle ceneri volatili [12], a causa della presenza di elementi fissatori come gli alcalino terrosi (Ca, Mg, etc.) [13].

Misurazioni effettuate in due impianti di teleriscaldamento, in Danimarca, che utilizzano paglia come combustibile hanno mostrato che il 57%-65% dello zolfo viene rilasciato nei fumi, mentre la parte restante rimane legata alle ceneri [6].

Le emissioni possono dare dei problemi quando la concentrazione dello zolfo supera 0,2 % . L'incremento nella concentrazione dello zolfo può anche risultare da una contaminazione chimica (es. insetticidi, colla, additivi, vernici e coloranti) [14]. La percentuale di zolfo nella cenere dipende dalla presenza di metalli alcalini (in modo particolare calcio):

- 40-70% per il cippato di legno;
- 60-90% per la corteccia;
- 40-55% per cereali o paglia [13].

COMPOSTI DEL CLORO (polychlorinated dioxins and furans PCDD/PCDF)

Il cloro contenuto nel legno è di solito molto basso, mentre presenta valori elevati in piante erbacee, granella e residui dei frutti. Dalla combustione di biomasse in cui è presente cloro in quantità rilevanti si libera un gas con acido cloridrico (HCl), Cl_2 , sali (KCl e NaCl) e diossine.

Le diossine sono un composto organico del cloro costituite da due anelli benzenici legati da due atomi di ossigeno e legati con uno o più atomi di cloro; sono tra le sostanze di sintesi più tossiche in assoluto. I processi di formazione delle diossine durante la combustione sono particolarmente complessi, ma, grazie ad esperienze come quelle di Shaub e Tsang [7], di Sidhu [15] e di Stanmore [16], è stato possibile individuare due principali meccanismi in cui queste sostanze si formano:

- produzione a temperature relativamente basse (200-400 °C) per reazione sulle superfici di particolato carbonioso come la fuliggine (soot) e ceneri volanti (fly ash) contenenti metalli

che fungono da catalizzatori (“de novo synthesis”);

- produzione a temperature relativamente alte (500-800 °C) in fase gassosa (omogenea) a partire da sostanze chiamate precursori, come clorofenoli o clorobenzeni (“pyrosynthesis”).

I meccanismi di produzione si differenziano quindi per due importanti aspetti: il range di temperatura nel quale avviene formazione di diossine e il tipo di precursore, particelle solide nel caso della “de novo synthesis” e composti gassosi per la “pyrosynthesis”. La letteratura si è concentrata particolarmente sullo studio della produzione di diossine a basse temperature in quanto sono quelle prodotte in quantità maggiori [7]. In figura 3 è riportato un grafico qualitativo normalizzato della velocità di formazione delle diossine in funzione della temperatura per i meccanismi di formazione di pyrosynthesis e de novo synthesis. Il grafico deriva da una attività di ricerca sui processi di formazione di diossine, nelle due modalità descritte, ad alte temperature.

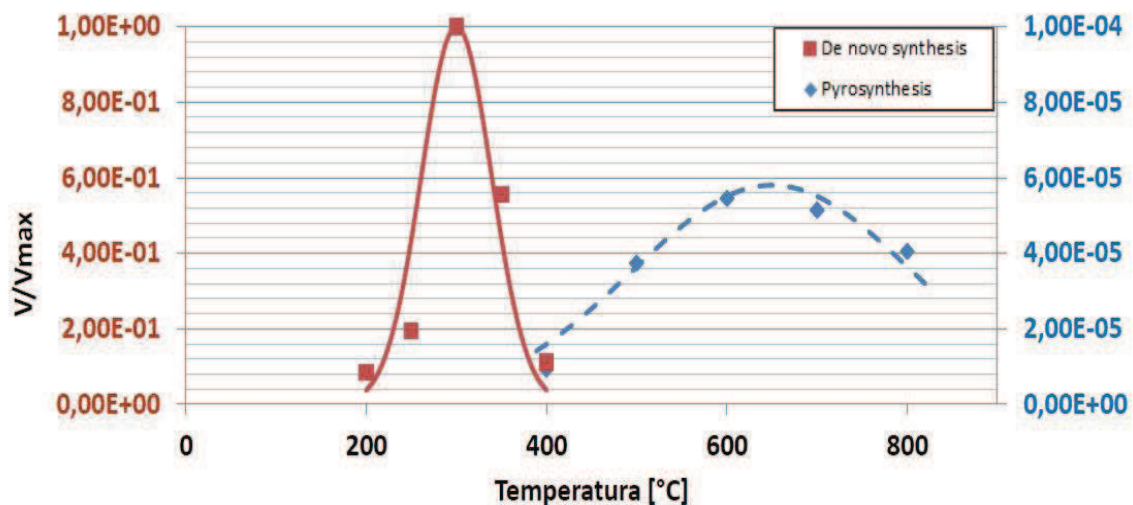


Figura 3: velocità di formazione delle diossine in funzione della temperatura per i meccanismi di formazione di pyrosynthesis e de-novo synthesis.

PARTICOLATO (PM)

Le emissioni di particolato sono originate da diverse fonti. Tra queste ci sono le ceneri volatili (o volanti), che sono il risultato del trascinarsi sia delle ceneri nei fumi di combustione sia dei sali (KCl, NaCl, K_2SO_4) che si formano dalle reazioni tra metalli con cloro e zolfo.

La frazione volatile dipende dalla composizione chimica del biocombustibile, dalla temperatura, dal gas atmosferico e dalla tecnologia utilizzata. La maggior parte delle specie refrattarie (come Ca, Mg e Si) forma composti di particelle con un diametro molto grande, che di solito rimangono sulla grata di combustione e formano un fondo di cenere.

La parte residua invece entra nei gas di combustione e costituisce la frazione più grande della cenere volatile (1-100 μm). La concentrazione degli elementi (K, Na, S, Cl, Zn, Pb) che condensano sulla cenere volatile aumenta con il diminuire della taglia delle particelle: questo è dovuto al fatto che nelle particelle più piccole c'è una maggiore superficie specifica in confronto con le particelle di diametro maggiore. Le particelle con diametro maggiore a 5 μm possono precipitare in particolari tipi di filtri, detti cicloni, mentre le particelle più piccole (diametro minore di 1 μm) richiedono dei filtri elettrostatici, che presentano un costo molto elevato [13;14].

Le particelle solide che si formano durante la combustione vengono denominate PM; le dimensioni e le composizioni del PM dipendono non solo dai processi emissivi, ma anche dai processi di trasformazione ai quali le particelle vanno incontro in atmosfera. Dal punto di vista sanitario i PM₁₀ (diametro inferiore a 10 μm) possono raggiungere la parte

superiore dei polmoni (polveri inalabili), mentre i PM_{2,5} (diametro inferiore a 2,5 µm) penetrano più in profondità e possono raggiungere la regione alveolare (polveri respirabili).

Altri tipi di particolato sono caratteristici di una combustione incompleta e verranno descritti successivamente.

La figura 4 mostra i meccanismi generali che portano alla formazione di particolato grossolano (coarse) e particolato fine (aerosol) durante la combustione di legno vergine in un combustore a letto-fisso [12;17].

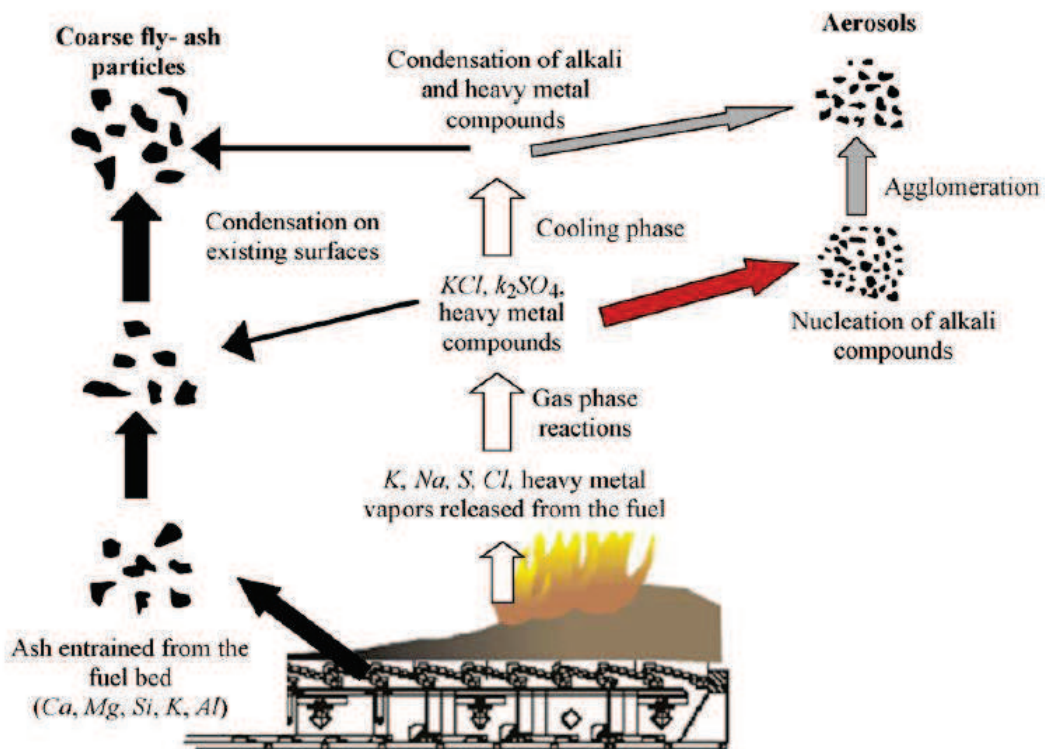


Figura 4: meccanismi di formazione del particolato (coarse and aerosol) nella combustione di legno vergine in un sistema di a letto-fisso

METALLI PESANTI

Tutti i biocombustibili vergini contengono, in piccole percentuali, metalli pesanti (tra i più importanti: rame [Cu], piombo [Pb], cadmio [Cd], mercurio [Hg]). Queste sostanze possono rimanere nella cenere o evaporare, e possono anche legarsi sulla superficie delle particelle emesse in atmosfera o essere trasportate dalle ceneri volatili.

I biocombustibili trattati, come legno impregnato o verniciato, possono contenere percentuali significative di metalli pesanti. Un esempio è la presenza di cromo e arsenico nel legno impregnato CCA. Le emissioni di queste sostanze possono essere ridotte tramite misure secondarie, cioè agendo, tramite l'utilizzo di opportuni sistemi di filtrazione, sui fumi di scarico.

2.6 Emissioni da combustione incompleta

Le emissioni di una combustione incompleta sono il risultato di:

- Un mixing tra combustibile e comburente non adeguato in camera di combustione che crea zone in cui c'è eccesso di carburante;
- Una carenza di ossigeno;
- Una temperatura di combustione troppo bassa;

- Un tempo di permanenza in camera di combustione non sufficiente.

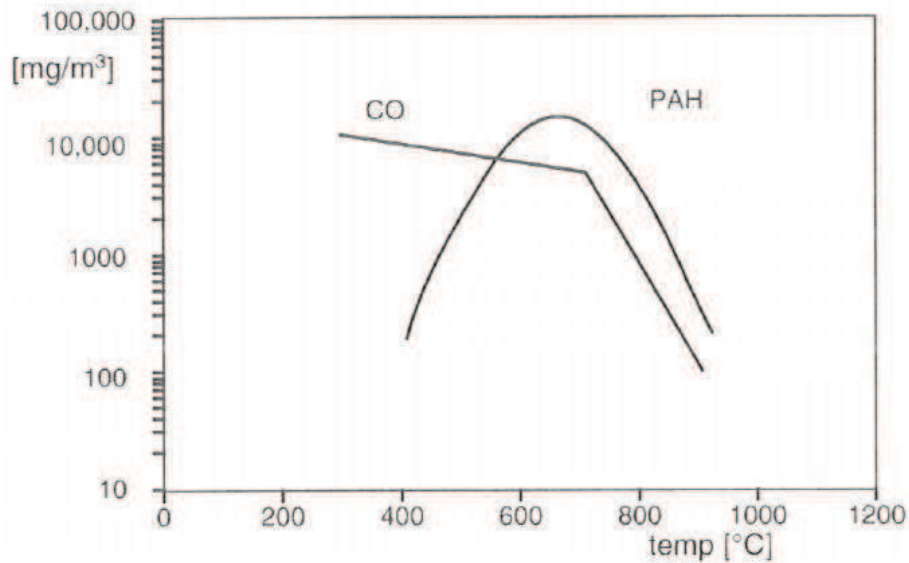
Una ottimizzazione di queste variabili contribuisce, in generale, alla riduzione di emissioni inquinanti[6].

Le sostanze emesse in atmosfera durante la combustione incompleta di biomassa legnosa sono riportate di seguito.

MONOSSIDO DI CARBONIO

La conversione del carbonio presente nel combustibile in CO_2 avviene tramite una serie di reazioni elementari. Il monossido di carbonio è uno dei principali prodotti intermedi di queste reazioni; esso viene ossidato in CO_2 se è presente una quantità adeguata di ossigeno a permettere la reazione di ossidazione. Il fattore principale che influenza la velocità di trasformazione di CO in CO_2 è la temperatura in camera di combustione; anche per questo motivo, quindi, le emissioni di monossido di carbonio possono essere un indicatore importante per conoscere la qualità della combustione. In figura 5 viene mostrato come la temperatura di combustione influenzi le emissioni di CO.

Figura 5: emissioni di CO (mg/Nm³) in funzione della temperatura di combustione comparate con le emissioni di PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons).



In impianti a biomassa di grossa taglia c'è una maggiore possibilità di intervenire e ottimizzare la condizioni di combustione rispetto agli impianti di piccola taglia, per questo i livelli di emissioni di monossido di carbonio sono minori nei primi che nei secondi. La figura 6 mostra le emissioni di CO in funzione dell'eccesso d'aria in quattro diversi tipi di combustori a biomassa.

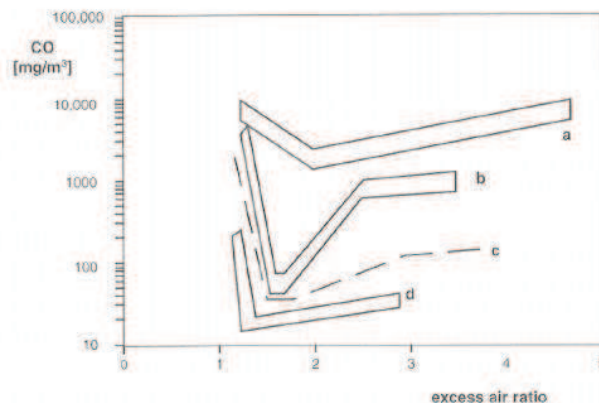
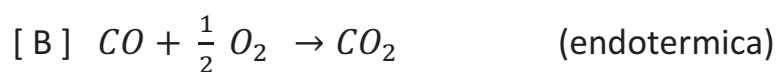


Figura 6: emissioni di CO in funzione dell'eccesso d'aria in vari sistemi di combustione a biomassa

- a) a simple, manually charged wood boiler;
- b) a downdraught wood log boiler;
- c) an automatic furnace with combustion technology as of 1990;
- d) an automatic furnace with enhanced combustion technology as of 1995. Automatic furnaces with appropriate combustion process control can be operated under optimum conditions

Dalla figura 6 risulta evidente che, per un dato sistema di combustione, esiste un valore ottimo dell'eccesso d'aria. Questo avviene perché, valori più alti dell'eccesso d'aria, rispetto a quello di ottimo, causano un abbassamento della temperatura in camera di combustione [18], mentre valori più bassi non permettono un adeguato mix tra combustibile e comburente.

Una semplificazione degli steps con cui avviene l'ossidazione del carbonio in anidride carbonica può essere rappresentata dalle reazioni [A;B;C] [19]. L'ossidazione incompleta del carbonio avviene per un meccanismo di reazione rapida mediante la formula [A]. La seconda reazione prevale nelle condizioni in cui il CO presenta un tempo di residenza sufficiente per reagire con l'ossigeno e produrre CO₂ [B]. Successivamente, quando la combustione procede attraverso il letto di combustione, l'ossigeno è diminuito e l'anidride carbonica viene ridotta secondo la reazione Boudouard [C].



Quando le temperature scendono al livello in cui la velocità di reazione diventa trascurabile, il processo di equilibrio si arresta, e la concentrazione di CO rimane stabile. Diversi studi scientifici hanno

dimostrato che questo si verifica ad una temperatura di 600-700°C [13].

METANO (CH₄)

Viene menzionato separatamente agli altri idrocarburi poiché è uno tra i principali gas serra. Nella combustione di biomasse è uno dei più importanti prodotti intermedi che si formano durante le reazioni di conversione del carbonio, presente nel combustibile, in anidride carbonica e dell'idrogeno, presente nel combustibile, in acqua.

Come per il monossido di carbonio, le emissioni di CH₄ sono il risultato di una temperatura di combustione troppo bassa, di un tempo di permanenza troppo breve o di una scarsa presenza di ossigeno[6].

NON-METHANE VOLATILE ORGANIC COMPONENTS (NMVOC)

Questo gruppo comprende tutti gli idrocarburi ad eccezione del metano (CH₄), dei PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) e di altri idrocarburi non volatili che condensano formando emissioni di particolato.

Sono caratteristici prodotti intermedi che intercorrono nella conversione del carbonio, presente nel combustibile, in anidride carbonica e dell'idrogeno, presente nel combustibile, in acqua. Come per il monossido di carbonio, le emissioni di NMVOC sono il risultato di una temperatura di combustione troppo bassa, di un tempo di permanenza

troppo breve o di una scarsa presenza di ossigeno[6].

POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAH)

I PAH vengono usualmente citati separatamente dagli altri idrocarburi a causa del loro effetto cancerogeno.

Sono caratteristici prodotti intermedi che intercorrono nella conversione del carbonio, presente nel combustibile, in anidride carbonica e dell'idrogeno, presente nel combustibile, in acqua. Come per il monossido di carbonio, le emissioni di PAH sono il risultato di una temperatura di combustione troppo bassa, di un tempo di permanenza troppo breve o di una scarsa presenza di ossigeno[6].

In figura 5 viene mostrato un confronto qualitativo delle emissioni di PAH e CO in funzione della temperatura di combustione.

PARTICOLATO

Le emissioni di particolato derivanti da una combustione incompleta della biomassa possono essere sotto forma di soot (fuliggine), char o tar (idrocarburi pesanti condensati).

Il soot è costituito principalmente da carbonio ed è causato da una locale mancanza di ossigeno in camera di combustione o di locali estinzioni di fiamma. Le particelle di char, invece, possono essere

trasportate dai fumi di scarico data la bassa densità specifica, specialmente per grandi portate dei fumi. Infine, gli idrocarburi pesanti condensati (tar) sono tra i più significativi, e a volte i principali, responsabili degli altri livelli di emissioni di particolato nei piccoli impianti a biomassa, come stufe a legna o caminetti [6].

Durante una combustione incompleta si possono formare particelle organiche con diametri minori al micron (soot < 0.5 μ m). Boman et al.[20] hanno testato sei differenti tipi di combustibile legnoso in tre diverse caldaie a pellet commerciali (10-15 kW) e hanno osservato che il particolato ultra-sottile costituisce l' 89.5% (\pm 7.4%) delle emissioni totali di PM, di cui una percentuale consistente viene prodotta a causa di combustione non completa[12].

I grandi impianti di combustione della biomassa più avanzati tecnologicamente, raggiungono rendimenti in camera di combustione molto elevati, in modo da ridurre le emissioni derivanti da combustione incompleta, rispetto a piccoli impianti e impianti di vecchio tipo od obsoleti [12].

Come per il monossido di carbonio, le emissioni di particolato sono il risultato di una temperatura di combustione troppo bassa, un tempo di permanenza non adeguato o di una carenza di ossigeno. Tuttavia, a causa della diversità delle sostanze presenti nel particolato, la riduzione di queste emissioni tramite misure primarie non è sempre così efficace come lo è per il CO [6]. È necessario, perciò, ricorrere a misure di riduzione delle emissioni secondarie, le cosiddette tecniche end-of- pipe, tramite l'utilizzo di opportuni filtri, in modo da trattenere le particelle inquinanti e ridurre l'impatto ambientale.

2.7 Dati sperimentali sulle emissioni degli impianti a biomassa legnosa

Le emissioni causate dalla combustione della biomassa possono essere divise tra: emissioni principalmente influenzate dalle tecnologie e dalle condizioni di combustione ed emissioni dovute alle proprietà del biocombustibile.

La quantità di inquinanti emessi in atmosfera da vari tipi di impianti a biomassa solida combustibile è fortemente influenzata dal tipo di tecnologia di combustione utilizzata, dalle proprietà del combustibile che viene bruciato, dalle condizioni in cui si sviluppa la combustione e dalle misure di riduzione delle emissioni, sia primarie che secondarie, adottate.

Quando sono disponibili, i dati riguardo alle emissioni caratterizzano un singolo caso di un dato tipo di biocombustibile utilizzato in una data tecnologia di combustione. Quindi, per ottenere una visione più realistica possibile delle emissioni dovute ad un certo tipo di impianto a biomassa, è necessario raccogliere sperimentalmente dati da un vasta combinazione di biocombustibile/tecnologia utilizzati; ma, a causa della molteplicità e la variabilità dei fattori che entrano in gioco nel processo di combustione, i dati forniranno solo indicazioni riguardo ai valori tipici di emissioni, o range di emissioni tipici, di un certo sistema biocombustibile/tecnologia.

Vengono riportati qui sotto alcuni dati derivanti da vari studi effettuati per dare un'idea delle emissioni che gli impianti a biomassa producono.

2.8 APPLICAZIONI DOMESTICHE

Nei piccoli impianti domestici la qualità della combustione e le caratteristiche quantitative e qualitative delle emissioni inquinanti risultano fortemente influenzate dal tipo di apparecchio utilizzato. Gli apparecchi maggiormente diffusi possono essere distinti nelle seguenti tipologie:

- caminetto aperto: consiste in una camera di combustione, dotata di una larga apertura per l'accesso al letto di combustione e direttamente connessa al camino. L'energia viene trasmessa ai locali generalmente per radiazione. Questa tipologia di apparecchio si caratterizza per un eccesso d'aria molto elevato, con la conseguente perdita della maggior parte del calore attraverso il camino. Il processo di combustione ha quindi bassa efficienza termica, ed elevate emissioni di sostanze incombuste a causa delle condizioni non ottimali di combustione;
- caminetto chiuso: sono apparecchi installati come strutture a sé stanti, oppure collocate all'interno di un camino aperto preesistente. Sono dotati di porte frontali che riducono l'afflusso dell'aria, con il

conseguente aumento della temperatura di combustione e dell'efficienza termica. Sono inoltre presenti dispositivi per la regolazione dell'aria, che negli apparecchi più moderni sono almeno parzialmente automatici;

➤ stufe a legna: sono apparecchi a focolare chiuso che, a differenza dei camini, possiedono superfici per lo scambio termico, che quindi viene trasmesso all'unità abitativa sia per radiazione che per convezione. Ne esistono in commercio molte tipologie, che si differenziano soprattutto per le modalità di trasmissione del calore e per il principio di combustione, che può essere del tipo up-draught (alimentazione dell'aria al di sotto del letto di combustione) o down-draught (alimentazione dall'alto). Le stufe tradizionali sono generalmente del tipo up-draught, con la conseguente minore qualità della combustione e maggiore presenza di emissioni inquinanti;

➤ stufe a pellet: sono apparecchi ad alimentazione automatica, generalmente dotati anche di dispositivi per la regolazione automatica dell'aria. Le caratteristiche di piccola pezzatura ed omogeneità del

combustibile e le opportunità di controllo del processo la rendono una delle tecnologie per le quali si sono raggiunti gli standard di emissione migliori;

- caldaie: ve ne sono diverse tipologie, alimentate a legna o a pellet, generalmente di potenze superiori a quelle delle stufe e utilizzate per produrre sia calore che acqua calda sanitaria e per il riscaldamento degli edifici. Le caldaie a ciocchi di legna sono generalmente ad alimentazione manuale; anche in questo caso si differenziano per i diversi principi di combustione applicati. Le tipologie più tradizionali prevedono l'alimentazione del combustibile dall'alto, sopra il letto di combustione, e si caratterizzano per condizioni di combustione generalmente non ottimali.

Skreiberg, tramite i suoi studi, ha investigato e comparato i livelli di emissioni prodotti da una stufa a legna down-draught, di una stufa a legna tradizionale e di una stufa a legna dotata di convertitore catalitico. I risultati hanno mostrato che la stufa tradizionale ha avuto valori di emissioni causati dalla combustione incompleta significativamente più alti rispetto agli altri due tipi di stufa. Inoltre, la stufa con convertitore catalitico emette una quantità notevolmente minore di CO rispetto alla

stufa down-draught, mentre i livelli di idrocarburi totali e polveri sottili sono pressoché identici. Tuttavia, sono state riportate variazioni significanti di emissioni di una stessa stufa in diverse condizioni operative; in molti casi, infatti, i livelli di emissioni possono risultare di molte volte superiori a quelli calcolati in condizioni di potenza nominale dell'apparecchio.

Nel 1994 l'Università Tecnica di Monaco ha eseguito un ampio programma di misurazione delle emissioni delle applicazioni domestiche a biomassa. Nella tabella 2 viene riportata la media aritmetica dei dati raccolti [6].

Tabella 2: media aritmetica delle emissioni di apparecchiature domestiche a biomassa(esprese in mg/Nm^3) ad una percentuale di ossigeno del 13%. Il termine $[\text{Nm}^3]$ indica un volume alle condizioni di riferimento standard: pressione 101,3 kPa e temperatura di 273 K

	Load [kW]	Excess air ratio	CO [mg/m^3]	C_xH_y [mg/m^3]	Particles [mg/m^3]	NO_x [mg/m^3]	Temp [°C]	Efficiency [%]
Wood-stoves	9.33	2.43	4,986	581	130	118	307	70
Fire place inserts	14.07	2.87	3,326	373	50	118	283	74
Heat storing stoves	13.31	2.53	2,756	264	54	147	224	78
Pellet stoves	8.97	3.00	313	8	32	104	132	83
Catalytic wood-stoves	6.00		938					

Le emissioni delle stufe a pellet sono molto basse e potrebbero essere comparate con quelle di un bruciatore ad olio combustibile; questo perché il pellet, grazie al suo rapporto superficie/volume, alla sua densità energetica, alla ripetitività dei rapporti dimensionali e alla facilità di gestione, è uno degli elementi che meglio si presta ad una combustione ad

elevata efficienza energetica e ridotto impatto ambientale [7].

In tabella 3 viene riportato un inventario, redatto da Skreiberg durante i suoi studi, riporta i livelli di emissione di vari sistemi di combustione della biomassa, sia domestici che industriali.

Tabella 3: media aritmetica dei livelli di emissioni misurati in vari impianti di combustione a biomassa, sia domestici che industriali. I dati sono stati raccolti all'interno di alcuni dei paesi membri dell'IEA (international energy association) quali Norvegia, Svizzera, Finlandia, UK e Danimarca. N.m.=not measured

	NO _x as NO ₂ [mg/MJ]	Particles [mg/MJ]	Tar [mg/MJ]	CO [mg/MJ]	UHC as CH ₄ [mg/MJ]	VOC [mg/MJ]	PAH [µg/MJ]
Cyclone furnaces	333	59	n.m.	38	n.m.	2.1	n.m.
Fluidised bed boilers	170	2	n.m.	0	1	n.m.	4
Pulverised fuel burners	69	86	n.m.	164	8	n.m.	22
Grate plants	111	122	n.m.	1846	67	n.m.	4040
Stoker burners	98	59	n.m.	457	4	n.m.	9
Wood boilers	101	n.m.	499	4975	1330	n.m.	30
Modern wood-stoves	58	98	66	1730	200	n.m.	26
Traditional wood-stoves	29	1921	1842	6956	1750	671	3445
Fireplaces	n.m.	6053	4211	6716	n.m.	520	105

2.9 APPLICAZIONI INDUSTRIALI

Nussbaumer e Hustad [24] hanno raccolto valori tipici di emissioni in base ai sistemi automatici di combustione della biomassa legnosa e in base alle proprietà del biocombustibile. In tabella 4 e in tabella 5 sono riportati i risultati dei loro studi.

Tabella 4: emissioni in base alle tecnologie di combustione utilizzate e alle condizioni in cui avviene il processo. Confronto tra alte prestazioni e basse prestazioni.

Emissions at 11% O ₂	Poor standard	High standard
Excess air ratio, λ	2 – 4	1.5 – 2
CO (mg/m ³ ₀)	1000 – 5000	20 – 250
C _x H _y (mg/m ³ ₀)	100 – 500	< 10
PAH (mg/m ³ ₀)	0.1 – 10	< 0.01
Particles, after cyclone (mg/m ³ ₀)	150 – 500	50 - 150 *

* except for dust firings, usually > 150.

Tabella 5: emissioni in basse all'influenza delle proprietà del biocombustibile. Confronto tra vari tipi di biomasse legnose. Altholz = legno da abbattimento e legno da rifiuto urbano.

Emissions at 11% O ₂	Fuel type	Typical data
NO _x (mg/m ³ ₀)	Native wood (soft wood)	100 – 200
	Native wood (hard wood)	150 – 250
	Straw, grass, miscanthus, chip boards	300 – 800
	Altholz	400 – 600
HCl (mg/m ³ ₀)	Native wood	< 5
	Altholz, straw, grass, miscanthus, chip boards (NH ₄ Cl)	raw gas: 100 - 1000 with HCl absorption: < 20
Particles (mg/m ³ ₀)	Native wood	after cyclone: 50 - 150
	Straw, grass, miscanthus, chip boards	after cyclone: 150 - 1000
	Altholz	after bag- or electrostatic filter: < 10
Σ Pb, Zn, Cd, Cu (mg/m ³ ₀)	Native wood	< 1
	Altholz	raw gas: 20 - 100 after bag- or electrostatic filter: < 5
PCDD/F (ng TE/m ³ ₀)	Native wood	typical: < 0.1 range: 0.01-0.5
	Altholz	typical: 2 range: 0.1 - 20

La tabella 6 [6] riporta i dati relativi alle emissioni di impianti industriali a combustione di biomassa legnosa operanti in Olanda di potenza compresa tra i 30kW e i 320kW. I dati possono essere comparati tra loro in quanto le applicazioni prese in esame utilizzano tutte lo stesso biocombustibile (cippato di legno). Si può notare che questi sistemi sono abbastanza efficienti ed hanno bassi livelli di emissioni infatti tutti i valori rimangono ben al di sotto di quelli limite imposti dalla legislazione olandese. La tabella, inoltre, evidenzia come tecnologie di caricamento e combustione controllati automaticamente riducono drasticamente le emissioni di CO e di idrocarburi.

Manual/ automatic operation	Combustion principle	Draught control	Capacity [kW]	CO [mg/m ³ _o]	C _x H _y [mg/m ³ _o]	NO _x [mg/m ³ _o]	Particles [mg/m ³ _o]	Efficiency [%]
Manually operated	Horizontal grate	Natural, uncontrolled	36	2390	124	156	21	85
		Forced, uncontrolled	34.6	3450	130	172	28.7	83.5
			30	656	21	182	33.7	90
Automatically operated	Understoker	Forced, controlled	~40	66	2.5	118.7	80	85.4
			320	31	3.7	186	51	89.1

Tabella 6: emissioni da piccole applicazioni industriali a combustione di cippato di legno in Olanda. Tutti i valori sono stati misurati all'11% di ossigeno (O₂).

Obernberger ha raccolto dati di emissioni [6], da numerose pubblicazioni a riguardo, di applicazioni industriali di potenza compresa tra i 0.5MW e i 10MW. I combustibili utilizzati in questi impianti sono

pannelli a particelle di legno, cippato di legno, MDF (medium density fibreboard) e corteccia. La tabella 7 mostra i risultati.

Tabella 7: emissioni di impianti industriali a combustione di biomassa legnosa. In particolare pannelli a particelle di legno, cippato di legno, MDF (medium density fibreboard) e corteccia. I dati sono espressi in mg/m³ e sono calcolati all'11% di O₂.

Component	Emission	Number of observations
CO	125 - 2000	25
C _x H _y	5.0 - 12.5	25
PAH	0.0006 - 0.06	unknown
Benzo[a]pyrene	5·10 ⁻⁶ - 1.0·10 ⁻³	4
NO _x (as NO ₂)	162 - 337	22
Particles	37 - 312	29
SO ₂	19 - 75	17
Cl	1 - 10	12
F	0.25	unknown

Si può notare, dalla tabella 7, che le emissioni di SO₂, Cl e F sono relativamente basse. Ciò è dovuto al basso contenuto di questi elementi nel combustibile. Anche le emissioni di idrocarburi (C_xH_x), PAH e Benzo[a]pirene sono basse, e attraverso una ottimizzazione del processo di combustione possono essere ridotte ulteriormente.

Le emissioni di CO sono, al contrario, relativamente alte, soprattutto per sistemi di combustione datati. Quest'ultime possono essere ridotte evitando che la caldaia lavori con molte intermittenze attraverso il miglioramento dei sistemi di controllo del processo di combustione.

Le emissioni di NO_x possono essere ulteriormente ridotte applicando o, se già presente, ottimizzando la combustione a stadi.

2.10 EMISSIONI DI PARTICOLATO IN PICCOLE CALDAIE SENZA DISPOSITIVI DI FILTRAGGIO

Vengono riportati in tabella 8, da letteratura esistente, i dati relativi alle emissioni di particolato registrati in caldaie a biomassa utilizzate in applicazioni di teleriscaldamento in base al tipo di combustibile e al tipo di sistema di combustione [12;25].

Come si può evincere dalle tabelle riportate nei paragrafi precedenti, risulta molto difficile stabilire valori medi e rappresentativi delle emissioni sia di particolato sia di altre sostanze da caldaie a biomasse, data la natura estremamente variabile del dato. Infatti, il valore è influenzato dal tipo di combustibile, dalla tipologia di sistema di combustione, dalle condizioni di combustione nonché dalla tipologia di filtraggio presente nell'impianto. Si spazia da concentrazioni di 2,3 e 15,8 mg/m³ per i sistemi dotati di filtro elettrostatico a concentrazioni variabili tra 30 e 218 mg/m³ per sistemi di filtraggio a ciclone, fino ad arrivare a 500 mg/m³ per sistemi non dotati di sistemi di filtraggio.

Tipo combustibile [Wood fuel type]	Tipo di combustione [Combustion system]	Sistema di filtraggio dei fumi [Gas cleaning system]	Livello di particolato [Particulate level]	Unità di misura (Measurement reference)
Pellet di legno [Wood pellets]	A griglia [Grate fired] (2 MWth)/100% load	Multiciclone [Multi-cyclone]	50-100	mg/Nm, in media 7-9% O ₂
Pellet di legno [Wood pellets]	Caldaia a griglia mobile [Grate boiler with moving scrapes] (1.75 MW)/100% load	Multiciclone [Multi-cyclone]	35	mg/MJ, alle condizioni 8.9% O ₂
Pellet di legno [Wood pellets]	Griglia mobile [Moving grate] (1.5 MWth)/medium load	Multiciclone [Multi-cyclone]	51 (fly ash), 44 (<1 µm), 7 (1-5 µm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Pellet di legno [Wood pellets]	Griglia Mobile [Moving grate] (1.5 MWth)/high load	Multiciclone [Multi-cyclone]	51 (fly ash), 41 (<1 µm), 10 (1-5 µm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Pellets	Griglia Mobile [Moving grate] (1.5 MWth)/low load (0.3 MW)	Multiciclone [Multi-cyclone]	59	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Briquettes di legno [Wood briquettes]	Caldaia a griglia mobile [Grate boiler with moving scrapes] (2.5 MW)	Ciclone [Cyclone]	40	mg/MJ, at measured 5.7% O ₂
Legna secca: segatura, trucioli di legno [Dry wood: shaving, sawdust, wood chips]	Griglia mobile [Moving grate] (1.5 MWth)/low load (0.3 MW)	Multiciclone [Multi-cyclone]	48	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Legna secca: segatura, trucioli di legno [Dry wood: shaving, sawdust, wood chips]	Griglia mobile [Moving grate] (1.5 MWth)/medium load (0.9 MW)	Multiciclone [Multi-cyclone]	101	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Segatura secca [Dry saw dust]	Griglia mobile [Moving grate] (1.5 MWth)/low load	Multiciclone [Multi-cyclone]	74 (fly ash), 63 (<1 µm), 11 (1-5 µm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Segatura secca [Dry saw dust]	Griglia mobile [Moving grate] (1.5 MWth)/medium load	Multiciclone [Multi-cyclone]	63 (fly ash), 49 (<1 µm), 14 (1-5 µm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Segatura secca [Dry saw dust]	Griglia mobile [Moving grate] (1.5 MWth)/high load	Multiciclone [Multi-cyclone]	64 (fly ash), 44 (<1 µm), 20 (1-5 µm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Trucioli di legno secco, abete [Dry wood chips, spruce]	Caldaia a tubi d'acqua con griglia mobile [Water tube moving grate boiler] (440 kWth)	Nessuno [None]	50-100 (fly ash), 20 (<1 µm)	mg/Nm ³ , a 13% O ₂
Trucioli di legno umido, abete [Wet wood chips, spruce]	Caldaia a tubi d'acqua con griglia mobile [Water tube moving grate boiler] (440 kWth)	Nessuno [None]	50-200 (fly ash)	mg/Nm a 13% O ₂
Trucioli di legno umido [Wet wood chips]	Letto fluido bollente [Bubbling fluidized bed] (4 MWth a 90% load)	ESP	2.3	mg/Nm ³ , a 11% O ₂

Residui forestali umidi [Wet forest residues]	Bruciatore a griglia mobile [Moving grate burner] (6 MW)/4.5–5 MW load	ESP	15.8 (fly ash), 13.2 (0.03–1.0 μm), 2.6 (1.0–6.8 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali umidi [Wet forest residues]	Bruciatore a griglia mobile [Moving grate burner] (6 MW)/4.5–5 MW load	ESP e condensatore [ESP and condenser]	8.2 (fly ash), 1.8 (0.03–1.0 μm), 6.3 (1.0–6.8 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali umidi [Wet forest residues]	Bruciatore a griglia mobile [Moving grate burner] (6 MW)/4.5–5 MW load	Multiciclone [Multi-cyclone]	134.9 (fly ash), 76.3 (<0.8 μm), 58.5 (0.8–6 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali [Forest residues]	Griglia mobile [Moving grate] (1 MWth)/medium load	Multiciclone [Multi-cyclone]	120 (fly ash), 117 (<1 μm), 3 (1–5 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali [Forest residues]	Griglia mobile [Moving grate] (1 MWth)/high load	Multiciclone [Multi-cyclone]	185 (fly ash), 100 (<1 μm), 85 (1–5 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali umidi [Wet forest residues]	Caldaia a griglia mobile [Moving grate boiler] (1MW-80% load)	Multiciclone [Multi-cyclone]	218 (fly ash), 100 (<1 μm), 118 (1–10 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali umidi [Wet forest residues]	Caldaia a griglia mobile [Moving grate boiler] (1 MW-60% load)	Multiciclone [Multi-cyclone]	150 (fly ash), 145 (<1 μm), 5.3 (1–10 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali umidi [Wet forest residues]	Caldaia a griglia mobile [Moving grate boiler] (1 MW-45% load)	Multiciclone [Multi-cyclone]	122 (fly ash), 117 (<1 μm), 5.1 (1–10 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali umidi [Wet forest residues]	Caldaia a griglia mobile [Moving grate boiler] (6 MW-85% load)	Multiciclone [Multi-cyclone]	157 (fly ash), 79 (<1 μm), 78 (1–10 μm)	mg/Nm ³ , a 13% CO ₂
Residui forestali umidi [Wet forest residues]	Caldaia a griglia [Grate boiler] (1 and 6 MW)	Ciclone [Cyclone]	25–100 (<1 μm)	mg/Nm ³ , O ₂ or CO ₂ percentuale non specificata
Residui di legno [Wood residue]	Sistema due stadi gasificatore- combustore Two stage gasifier-combustor system (Cogeneration-17.5 MWth and 1.38 MMe)	ESP	2.5	mg/Nm ³ , O ₂ or CO ₂ percentuale non specificata
Mix 80% Salice - 20% Pellet di legno [80% willow/20% wood pellet]	Letto fluido circolante [Circulating fluidized bed] (3–12 MW at 8–9 MWth fuel thermal effect)	Ciclone [Cyclone]	410 (fly ash), 75 (<1 μm), 335 (>1 μm)	mg/Nm ³ , in media 3.7% O ₂
Corteccia [Bark]	Caldaia a tubi d'acqua con griglia mobile [Water tube moving grate boiler] (440 kWth)	Nessuno [None]	400–500 (fly ash), 60 (<1 μm)	mg/Nm ³ , a 13% O ₂
Scarti di legno [Waste wood]	Caldaia a tubi d'acqua con griglia mobile [Water tube moving grate boiler] (440 kWth)	Nessuno [None]	300–400 (fly ash), 160 (<1 μm)	mg/Nm ³ , a 13% O ₂

Tabella 8: Livelli di emissioni di particolato nei fumi di sistemi di combustione medio/piccoli alimentati a legna [25]

Per liberarsi dall'influenza che ha la tipologia di filtraggio su tali dati, per il seguito faremo riferimento a studi relativi a sistemi di piccole dimensioni, per i quali è sempre assente il filtraggio. In particolare, alcuni studi assumono come concentrazione massica di particolato a monte dei sistemi di depolverazione valori variabili da 60 mg/Nm³ a 500 mg/Nm³, fino a raggiungere picchi di 2100 mg/Nm³, a seconda del tipo di biomassa. Entrando poi nello specifico delle PM10, M. Obaidullah [26] fornisce una sintesi degli studi già effettuati disponibili in letteratura riguardo caldaie e sistemi di piccole dimensioni, sempre privi di un sistema di filtraggio dei fumi di scarico.

In particolare, da uno studio condotto su un boiler e una stufa a pellets entrambi da 6 kW, si è calcolata una concentrazione di PM10 nei fumi pari rispettivamente a 34 mg/Nm³ e 47 mg/Nm³.

Un altro studio ha analizzato l'emissione di particolato sotto diverse condizioni di combustione per una stufa a pellets da 5 kW e una caldaia a legna da 20 kW. La concentrazione di PM10 per la stufa era di 201 mg/Nm³ e 31 mg/Nm³ rispettivamente per i casi di combustione incompleta e completa, mentre 98 mg/Nm³ e 48 mg/Nm³ per la caldaia.

Con riferimento a impianti di taglia crescente, sono state monitorate le emissioni di una caldaia a pellets da 20 kW, una a cippato da 40 kW e una a legna da 30 kW, rilevando emissioni di PM10 a pieno carico rispettivamente tra i 13 e i 18 mg/Nm³, tra i 28 e i 56 mg/Nm³ e di 8.8 mg/Nm³, mentre a carico parziale del 50% tra i 14 e i 21 mg/Nm³, tra i 33 e i 61 mg/Nm³ e di 6.8 mg/Nm³.

Altri 3 sistemi (una caldaia a legna da 25 kW, un boiler a pellets da 17 kW e un boiler a cippato da 70 kW) hanno portato alla valutazione

emissioni di PM10 rispettivamente di 42 ± 17 mg/Nm³, 29 ± 0.5 mg/Nm³ e 67 ± 8 mg/Nm³.

Pertanto, con particolare riferimento alle PM10 la variabilità elevata dei dati risulta correlata principalmente alle caratteristiche del combustibile (in molti casi la singola caldaia è ottimizzata per un certo tipo di combustibile e l'utilizzo di biomasse diverse da quelle previste ne modifica notevolmente le prestazioni), alle diverse condizioni di combustione nonché alla manutenzione non sempre ottimale per quanto riguarda impianti di queste dimensioni [25].

Analizzando i dati sopra riportati, lo studio effettuato in [25] ha assunto come range di variabilità delle emissioni di PM10 da combustione di biomasse l'intervallo tra 5 e 100 mg/Nm³. Per quanto riguarda invece l'emissione di polveri, si considerano i valori proposti in [26] ovvero tra i 60 e i 2100 mg/Nm³.

Dato il grande impatto che queste emissioni hanno sia sull'ambiente che sulla salute dell'uomo, diventa di fondamentale importanza ridurre il loro valore al minimo possibile fino a farle tendere a zero. La ricerca scientifica si sta muovendo in questo senso e, grazie alla legislazione sempre più restrittiva, nuovi sistemi di filtraggio dei gas di scarico per sistemi a combustione di biomassa vengono progettati e realizzati con efficienze sempre maggiori.

Nel seguito di questo elaborato verrà esposta una panoramica sui principi del filtraggio e saranno presentati sistemi di filtraggio sia esistenti che in fase di studio. Questa panoramica verrà accompagnata dalla legislazione corrente riguardo alle emissioni, specialmente di particolato

con riferimento all'Europa (analizzando nello specifico il caso "emblematico" della pianura padana).

Capitolo 3:

DISPOSITIVI DI FILTRAGGIO E LEGISLAZIONE

3.1 L'importanza di filtrare l'aria

Nonostante la diffusione sempre maggiore di sistemi a biomassa, per produzione di energia elettrica che di energia termica, ci sono grandi preoccupazioni riguardo all'effetto potenzialmente negativo sulla salute umana che possono avere certi inquinanti emessi in atmosfera durante la combustione della stessa.

In particolare, ci sono molte prove scientifiche che evidenziano come l'esposizione umana all'emissioni di polveri aerotrasportate ha effetti molto più gravi rispetto all'esposizioni ad altri tipi di inquinanti.

Lo studio effettuato da Samet et al. [27] ha messo in luce una correlazione tra la concentrazione di PM10 presente nell'aria ambiente e il tasso di morti in quella zona. Pope et al. [28] affermano che una esposizione a lungo termine alle polveri sottili della combustione abbia, approssimativamente, un incremento di mortalità del 6% per cancro cardiaco e un incremento di mortalità dell'8% per cancro al polmone.

Inoltre, gli studi effettuati da Peters et al. [29] dimostrano come l'esposizione al particolato ultrafine ($< \text{PM}_{2.5}$) possa aumentare notevolmente il rischio di gravi disfunzioni respiratorie. In ogni caso, comunque, la composizione chimica delle particelle presenti nelle polveri influenza il tipo e la gravità degli effetti sulla salute.

È indispensabile, quindi, dati questi motivi riguardanti la salute umana ma anche altri che riguardano l'alterazione del clima, che l'aria venga sottoposta ad un processo di purificazione in maniera da garantire benefici agli esseri viventi e all'ambiente.

Diminuire il contenuto di polvere e particelle in sospensione presenti nell'aria è l'azione che chiameremo depurazione dell'aria.

3.2 Breve panoramica sulla filtrazione

I dispositivi che vengono attualmente utilizzati per diminuire il contenuto di polveri e particelle nell'aria, e quindi a depurarla, sono principalmente di due tipi:

- Filtri d'aria;
- Separatori di polvere.

La scelta dell'utilizzo di quale tecnologia utilizzare per depurare l'aria è caratterizzata da due parametri principali, e sono:

- La dimensione delle particelle in sospensione nell'aria;

- Concentrazione di polvere nell'aria.

La tabella 9 mostra, in percentuale, la dimensione delle particelle presenti nelle polveri che si possono trovare in sospensione nell'aria.

μm (micron) = 1 mm /1.000

Dimensione particelle μm	Percentuale %
0 - 5	39
5 - 10	18
10 - 20	16
20 - 40	18
40 - 80	9

Tabella 9: dimensione delle particelle presenti nelle polveri

Per dare un'idea della conformazione dell'aria in un determinato ambiente, in tabella 10 viene indicata la concentrazione di polveri che può essere riscontrata in vari tipi di ambienti.

Ambiente	Concentrazione di polvere mg/m^3
-Rurale	da 0,04 a 0,045
-Quartiere periferico	da 0,05 a 1
-Città, generale	da 0,5 a 2
-Zona industriale	da 0,5 a 5
-Strada città	da 1 a 3
-Fabbriche	da 0,5 a 9
-Fucina o miniere con molta polvere	da 9 a 900

Tabella 10: concentrazione di polveri in vari tipi di ambiente

Nella tabella 11 si vuole dare un'idea della dimensione delle particelle presenti in un determinato tipo di polvere.

Tipo di polvere	µm
-Polvere della strada	0,5
-Polvere di esplosioni	1,4
-Polvere di fusione	1 ÷ 200
-Taglio di granito	1,4
-Caligine	1 ÷ 40
-Ceneri volanti	3 ÷ 70
-Carbone polverizzato	10 ÷ 400

Tabella 11: dimensione delle particelle in un determinato tipo di polvere

3.3 Filtri dell'aria

Sono dispositivi progettati per ridurre la concentrazione delle particelle che si trovano in sospensione nell'aria e sono di vari tipi. Il tipo di filtro da utilizzare dipenderà dalla dimensione delle particelle da separare. In figura 7 sono mostrati i classici tipi di filtro in commercio e il loro campo di utilizzo in base alla dimensione delle particelle da intercettare. In particolare, si nota che per la separazione di virus e particelle di dimensione molecolare vengono utilizzati filtri a carbone attivo, per separare la fuliggine e il fumo di tabacco sono necessari dei filtri elettrostatici mentre per separare la polvere bisogna utilizzare dei filtri umidi (o viscosi) o asciutti.

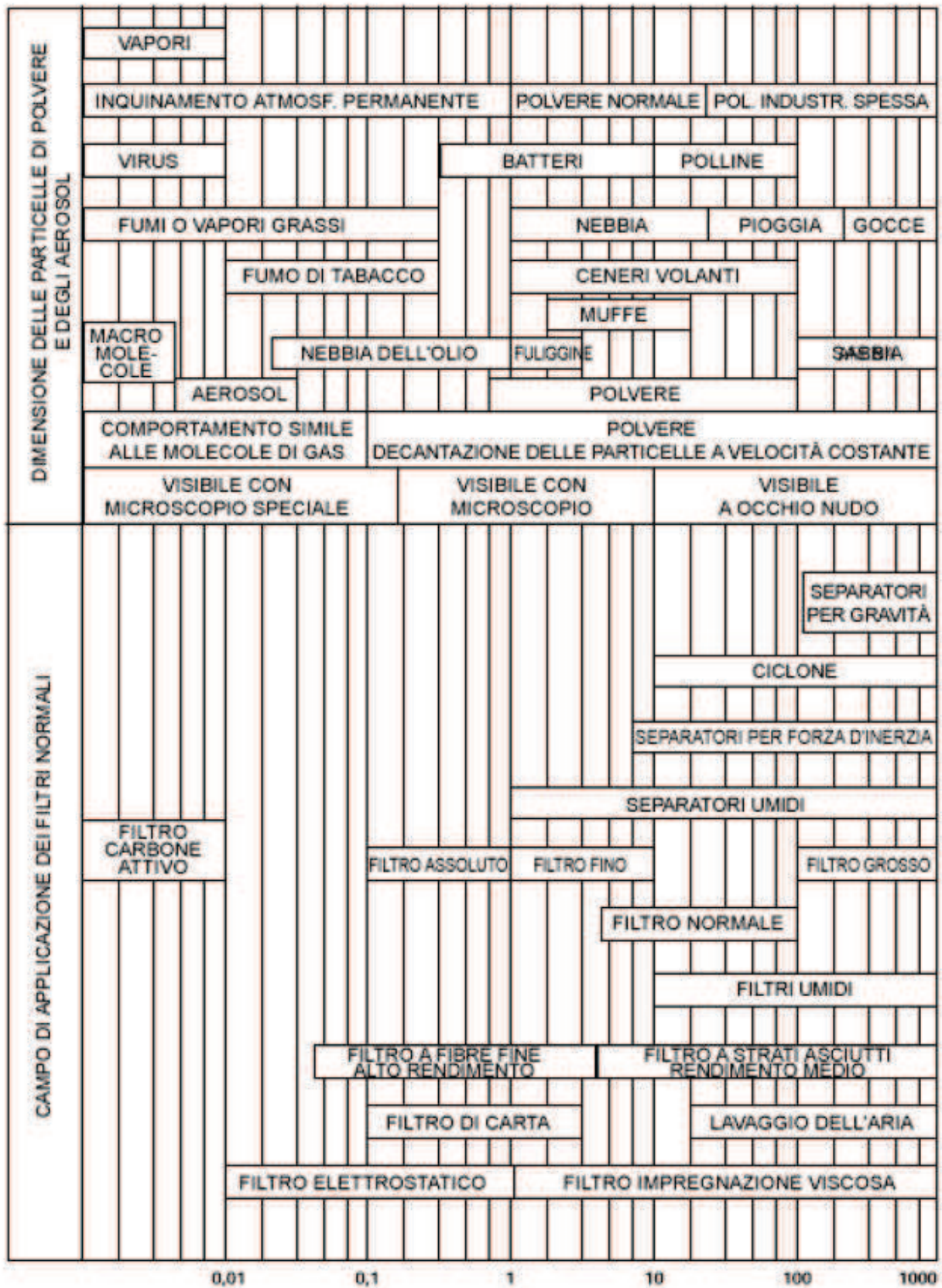


Figura 7: tipi di filtri in relazione al diametro delle particelle da intercettare

Un'altra caratteristica da considerare quando si desiderano utilizzare dei filtri è che la concentrazione di particelle nell'aria non deve essere eccessivamente elevata, altrimenti il filtro verrà otturato rapidamente e la manutenzione dell'impianto sarà più gravosa. Il limite superiore di concentrazione di polvere nell'aria per potere utilizzare dei filtri è di 35 mg/m^3 . Le altre caratteristiche da prendere in considerazione quando viene selezionato un filtro saranno: la perdita di carico del fluido che lo attraversa, il rendimento e l'aumento sperimentato dalla perdita mano a mano che aumenta il contenuto di polvere trattenuto nel filtro.

3.4 Separatori di polvere

Se torniamo alla Figura 7 vedremo che quando le particelle hanno un diametro superiore a $1 \mu\text{m}$ si possono utilizzare dei mezzi meccanici per la loro separazione. In questo caso chiameremo il processo: Separazione di polvere.

I separatori di polvere possono essere qualificati nel seguente modo:

- Separatori per gravità: si usano quando le particelle sono di grandi dimensioni; i più tipici sono le camere di sedimentazione;
- Separatori per forza d'inerzia: in questo tipo di collettore si utilizza il principio secondo cui la massa effettiva delle

particelle può essere aumentata tramite l'applicazione della forza centrifuga. Il tipo più caratteristico è il ciclone;

- Separatori umidi: chiamati in inglese "scrubbers" in cui si utilizza l'acqua per evitare che le particelle tornino nella corrente d'aria.

Nella Tabella 12 sono stati indicati i principali parametri che possono essere utili quando bisogna scegliere la tecnologia di filtrazione adatta allo scopo desiderato.

	Tipo	Dimensione minima particelle μm	Concentrazione ottimale g/m^3	Velocità normale		Perdita di carico c.d.a.	Rendimento appr. %	
				m/s	Tramite			
SEPARATORI DI POLVERE	PER GRAVITÀ CAMERA DI SEDIMENTAZIONE	200	>180	1'5 - 3	LA CAMERA	<2'5	<50	
	PER FORZE DI INERZIA	CAMERA DI URTO	50 + 150	>180	5 + 10	ENTRATA	<13	<50
		CICLONE	>10	>35	10 + 20	ENTRATA	<50	<80
		MULTICICLONE (Ciclone con un diametro ridotto)	>5	>35	10 + 20	ENTRATA	<100	<90
	SEPARATORI UMIDI (SCRUBBERS)	AD URTO	>5	>35	15 + 30	UGELLI	>50	<80
		AD GETTO	<5	>3'5	10 + 15	ENTRATA	<200	<90
A UGELLO SOMMERSO		>2	>3'5	10 + 20	UGELLI	>50	<90	
FILTRI	ELETTROSTATICO	ALTA TENSIONE	<2	>3'5	1 + 3	PLACCHE	<8	<95
		BASSA TENSIONE	<1	<0'03	1'5 + 2'5	PLACCHE	<25	<90
	FILTRI D'ARIA	UMIDI	>5	<0'07	1'5 + 2'5		2 + 18	65 - 90
		ASCIUTTI	>0'5	<0'035	0'1 + 2'5		2 + 25	50 - 95
		ASSOLUTI	<1	<0'035	0'1 + 2'5		25 + 65	99'95
PER ASSORBIMENTO DI ODORI (Carbone attivo)		MOLECOLARE	<0'035	0'1 + 0'6		<8	>95	

Tabella 12: parametri che influenzano la scelta del sistema di filtrazione

3.5 Sistemi di filtrazione dei gas di scarico in applicazioni industriali a combustione di biomassa legnosa

Al fine di ridurre le emissioni di particolato derivanti dalla combustione della biomassa vengono utilizzati, per lo più in applicazioni industriali, sistemi di filtrazione dei gas di scarico. Tra i più utilizzati ci sono: cicloni, precipitatori elettrostatici e filtri a maniche.

3.6 Cicloni

I cicloni sfruttano l'azione della forza centrifuga per separare polvere e particelle solide e liquide dai gas di combustione e sono largamente utilizzati nell'industria. La separazione delle particelle in un ciclone avviene attraverso un'azione combinata della forza di gravità con le forze centrifughe a cui vengono sottoposti i gas di scarico (e le relative particelle sospese in essi) che possono essere create o facendo entrare tangenzialmente i gas nel ciclone oppure, se entrano assialmente, mettendoli in rotazione tramite una ventola. A causa delle forze centrifughe generate, le particelle colpiscono le pareti del ciclone e riscendono lungo di esso; in figura 8 viene mostrato il principio di funzionamento di un ciclone.

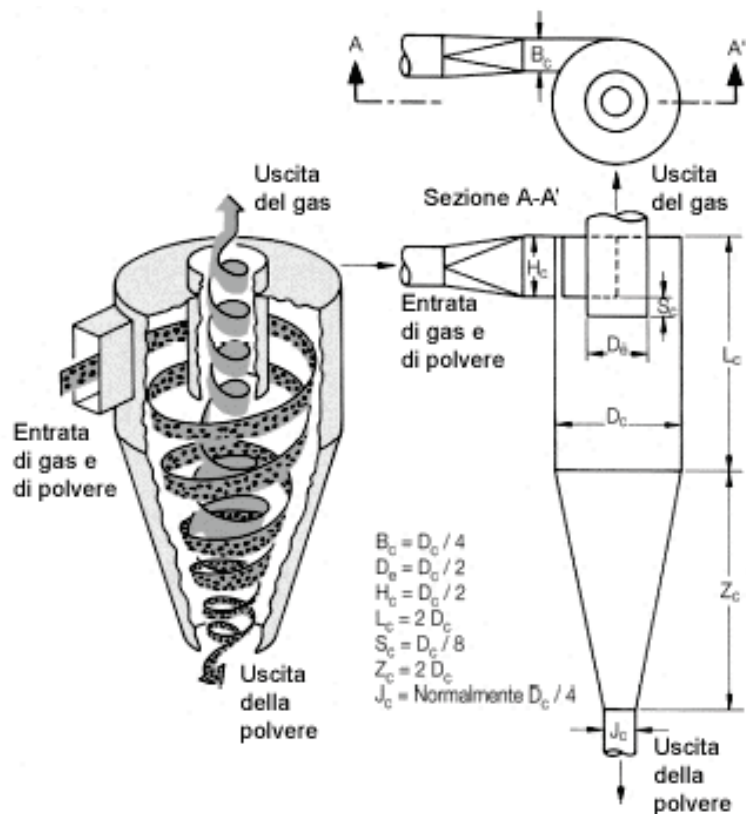


Figura 8: principio di funzionamento di un filtro a ciclone

L'efficienza di separazione dei cicloni è più alta per particolato grossolano, infatti il particolato fine ($< 10\mu\text{m}$) esce dalla parte superiore del ciclone insieme ai gas di scarico. L'efficienza dei cicloni si aggira attorno all'85% per il PM10 e decresce fino a scendere sotto il 20% per particelle con diametro aerodinamico minore di $5\mu\text{m}$ [12].

Nonostante siano stati effettuati numerosi sforzi al fine di incrementare l'efficienza dei cicloni, ad oggi sono utilizzati solo per una prima filtrazione dei gas di scarico. A valle di questi vengono, infatti, utilizzati sistemi di controllo delle emissioni più efficienti come precipitatori elettrostatici o filtri a maniche.

Nella tabella 8, precedentemente mostrata, si possono individuare alcuni dati significativi delle emissioni relative ad impianti equipaggiato con sistemi di filtraggio a ciclone o mult ciclone (più cicloni in parallelo).

3.7 Precipitatori elettrostatici

I precipitatori elettrostatici (ESP), applicando una tensione elettrica molto elevata, caricano elettricamente le particelle sospese nei gas di scarico che, successivamente, vengono attratti da un elettrodo a piastra dal quale possono essere facilmente rimosse. L'efficienza totale di separazione delle particelle dai gas di scarico dei sistemi ESP, in termini di mg/Nm^3 , è maggiore del 99%. Considerando, invece, l'efficienza dei sistemi ESP in termini di $\text{n}^\circ \text{ particelle}/\text{Nm}^3$ può essere inferiore al 50%; ciò è dovuto al fatto che è molto probabile che le particelle sub-micron eludano il campo elettrico.

A tal proposito sono stati implementati sistemi ESP per la raccolta del particolato ultrafine dalla combustione delle biomasse con efficienze che si aggirano attorno al 95%.

Ad esempio, un perfezionamento del sistema ESP di un impianto a combustione di carbone polverizzato ha incrementato l'efficienza di cattura delle particelle di carbone incombusto e di ceneri volanti, di

diametro compreso tra 0.06-12 μ m, fino al 98%.

Yoo et al. hanno testato in laboratorio un ESP a due stadi a piastre parallele su NaCl molto fine, ceneri volanti e particelle di aerosol con diametri compresi tra 0.03-0.2 μ m; l'efficienza di cattura di questo sistema è stata classificata tra il 93% e il 98% [12].

Strand et al. hanno misurato un'efficienza di cattura di un sistema ESP dell'82.7% rispetto a particelle sub-micron (<0.8 μ m); mentre, con gli stessi metodi di misura, l'efficienza di raccolta di particelle grossolane (diametri compresi tra 0.8 μ m e 6 μ m) è stata fissata al 95.6% [12].

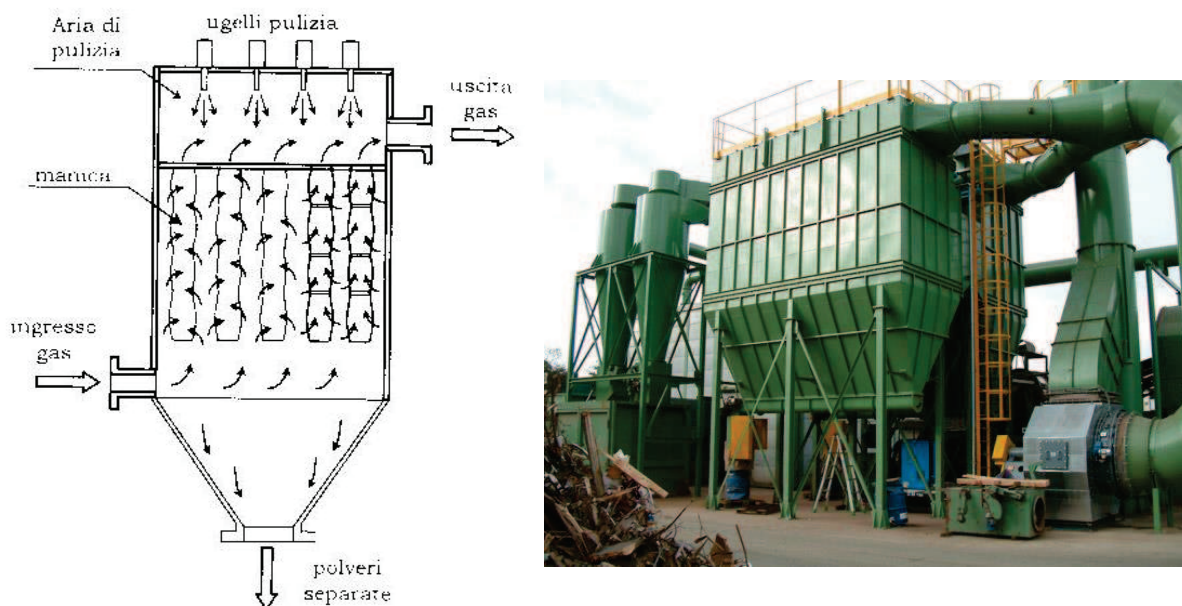
Lind et al., per un sistema ESP montato dopo un impianto a combustione di biomassa a letto fluido bollente di potenza pari a 66MW, hanno riportato un valore di efficienza totale di raccolta delle polveri di 99.2-99.8%. Mentre considerando le particelle di diametro compreso tra 0.1-2 μ m l'efficienza era del 96-97%.

Nella tabella 8, precedentemente mostrata, si possono individuare alcuni dati significativi delle emissioni relative ad impianti equipaggiati con sistemi ESP.

3.8 Filtri a maniche (Baghouse)

Nei filtri a maniche le particelle sospese nei gas di combustione vengono intrappolate sulla superficie di filtri in tessuto.

Figura 9: principio di funzionamento di un filtro a maniche (sinistra) e foto di un filtro a maniche in un impianto industriale (destra).



Nella parte sinistra della figura 9 viene mostrato il principio di funzionamento di un filtro a maniche.

Questo tipo di filtro è largamente utilizzato in applicazioni industriali per l'ottimo rapporto qualità prezzo, mentre non può essere utilizzato in applicazioni domestiche date le dimensioni ma anche per i costi che risultano eccessivi in impianti di piccola taglia.

Un sistema baghouse, se progettato opportunamente, è in grado di catturare diversi tipi di inquinanti presenti nei gas di scarico come particolato, metalli pesanti, diossine e furani.

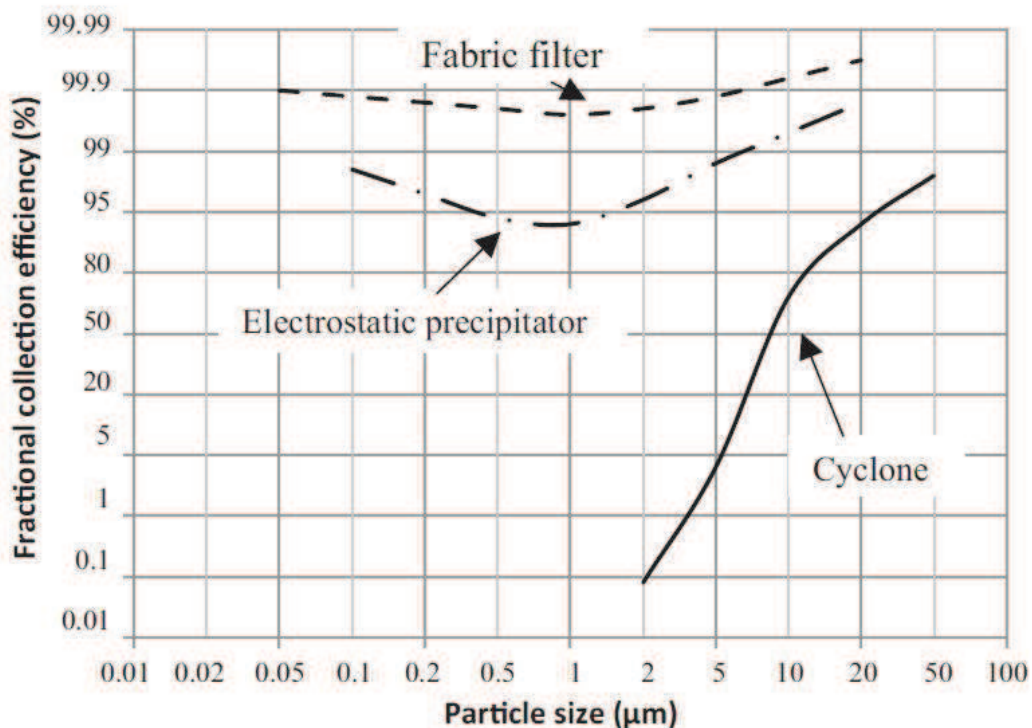
Ergüdenler et al. [12] hanno osservato in laboratorio che l'efficienza di cattura di sistemi baghouse a filtri ceramici ad alta resistenza di temperatura è al di sopra del 99.5%.

Altri studi, riportati in [12], hanno mostrato che l'efficienza di un filtro a maniche applicato ad un boiler a polvere di carbone si aggira attorno al 95% per particelle con diametro di $0.08\mu\text{m}$.

L'efficienza dei filtri a maniche dipende, in larga misura, dalla progettazione dei parametri chiave che sono la scelta del tipo di tessuto da utilizzare e dalla portata dei gas di scarico attraverso i filtri. Una rassegna dei tipi di filtri a maniche può essere trovata in [30].

In figura 10 viene mostrato un grafico in cui viene messa a confronto l'efficienza dei sistemi di pulizia dei gas di scarico sopra descritti.

Figura 10: efficienza delle tecnologie convenzionali di pulizia dei gas di scarico [12]



Come si nota dalla figura 10, l'efficienza dei precipitatori elettrostatici (ESP) e dei sistemi baghouse si mantiene al di sopra del 95% anche per dimensioni delle particelle da intercettare molto piccole (sub-micron).

La forma ad "U" della curva dell'efficienza degli ESP è dovuta al fatto che con il diminuire della dimensione delle particelle diminuisce anche la loro carica. L'effetto elettrico viene, perciò, contrastato dalla crescente mobilità delle particelle ultra-fini, dovuta alla diminuzione delle forze di resistenza[12].

Questi sistemi di pulizia per i gas di scarico sono sostanzialmente applicabili per applicazioni industriali in quanto, a causa del costo elevato e delle grandi dimensioni, non sono particolarmente adatti per applicazione di semplice riscaldamento domestici; esistono alcuni sistemi ESP per piccole caldaie ma l'efficienza non è ancora soddisfacente.

Molti studi, tuttavia, sono effettuati in questo senso dato che le applicazioni domestiche di combustione a biomassa sono state identificate come la causa maggiore di inquinamento dell'aria nei centri abitati, soprattutto di particolato e polveri sottili.

Verranno esposti, ora, report e dati di enti preposti al controllo della qualità dell'aria che dimostrano questo fatto.

3.9 Quadro emissivo: emissioni di particolato in Europa

Il report [31] pubblicato nel 2013 dall'EEA (European Environment Agency) riporta le emissioni di particolato (PM10 e PM2.5) su scala europea.

I limiti riguardo alle emissioni di PM10 (applicati dal 2005) e di PM2.5 (applicati dal 2010) imposti dall'Unione Europea sono riportati in tabella 13 [31].

Size fraction	Averaging period	Value	Comments
PM ₁₀ , limit value	One day	50 µg/m ³	Not to be exceeded on more than 35 days per year. To be met by 1 January 2005
PM ₁₀ , limit value	Calendar year	40 µg/m ³	To be met by 1 January 2005
PM _{2.5} , target value	Calendar year	25 µg/m ³	To be met by 1 January 2010
PM _{2.5} , limit value	Calendar year	25 µg/m ³	To be met by 1 January 2015
PM _{2.5} , limit value (*)	Calendar year	20 µg/m ³	To be met by 1 January 2020
PM _{2.5} , exposure concentration obligation (b)		20 µg/m ³	2015
PM _{2.5} , exposure reduction target (*)	0–20 % reduction in exposure (depending on the average exposure indicator in the reference year) to be met by 2020		

Note: (*) Indicative limit value (Stage 2) to be reviewed by the Commission in 2013 in the light of further information on health and environmental effects, technical feasibility and experience of the target value in Member States.

(b) Based on a three-year average.

Source: EU, 2008c.

Tabella 13: limiti di emissioni per PM10 e PM2.5 come da direttiva europea per la qualità dell'aria (decreto 2008/50/EC)

Per il PM10 sono stati fissati limiti di emissione a corto periodo (24 ore) e a lungo periodo (annuale) mentre per il PM2.5 non sono ancora stati imposti limiti ma, per ora, solo obbligo di monitoraggio in modo da raggiungere i limiti indicati nei tempi indicati.

In Europa, il limite giornaliero per il PM10 (cioè, non più di 35 giorni all'anno con una concentrazione media di PM10 nell'aria superiore ai $50\mu\text{g}/\text{Nm}^3$) è quello maggiormente superato nelle aree urbane e nelle grandi città europee.

Nelle figure 11 e 12 viene mostrata la distribuzione di PM10 e PM2.5, rispettivamente, relativa all'anno 2011.

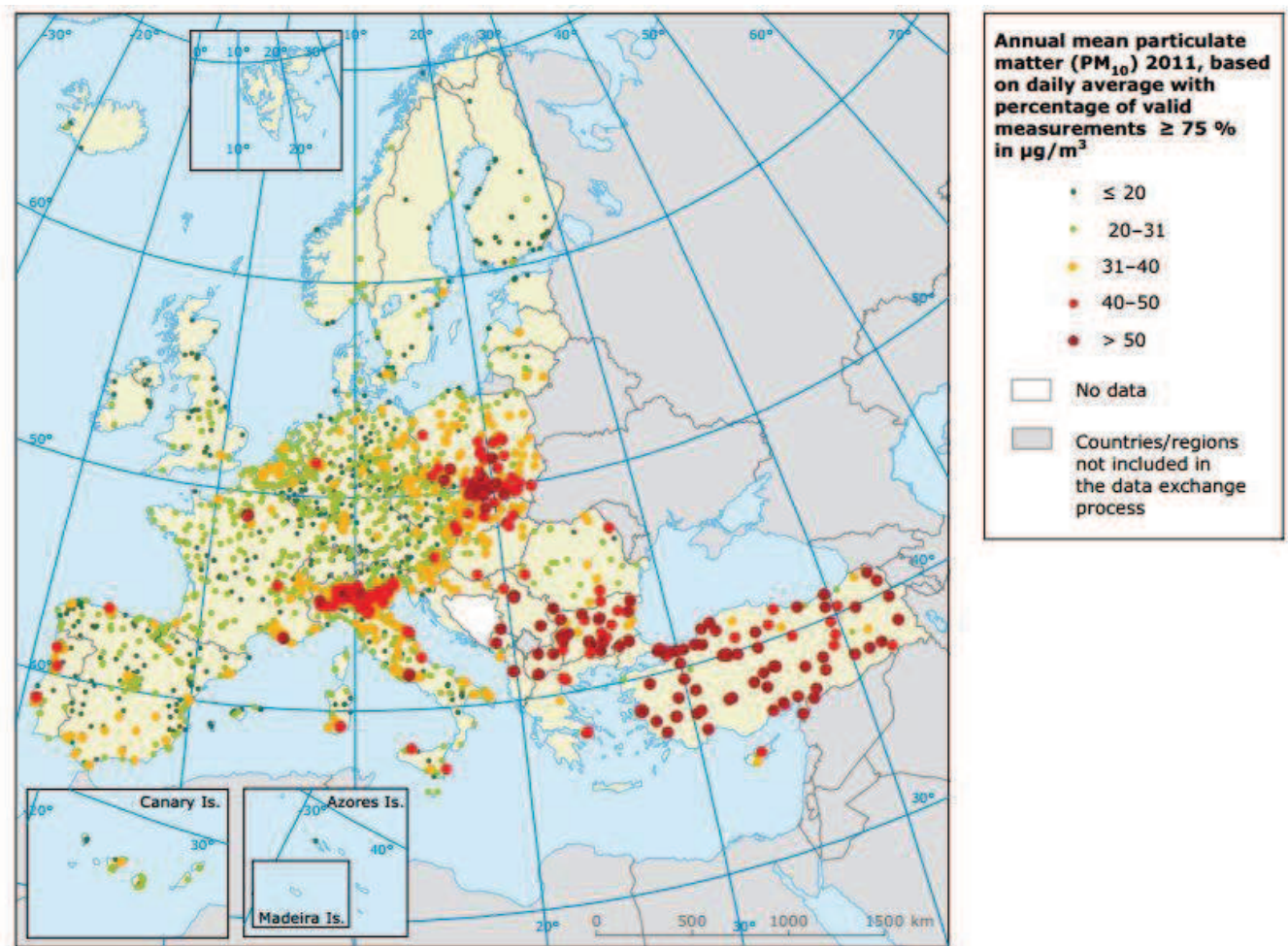


Figura 11: concentrazione media nell'aria di PM10 nel 2011 in Europa.

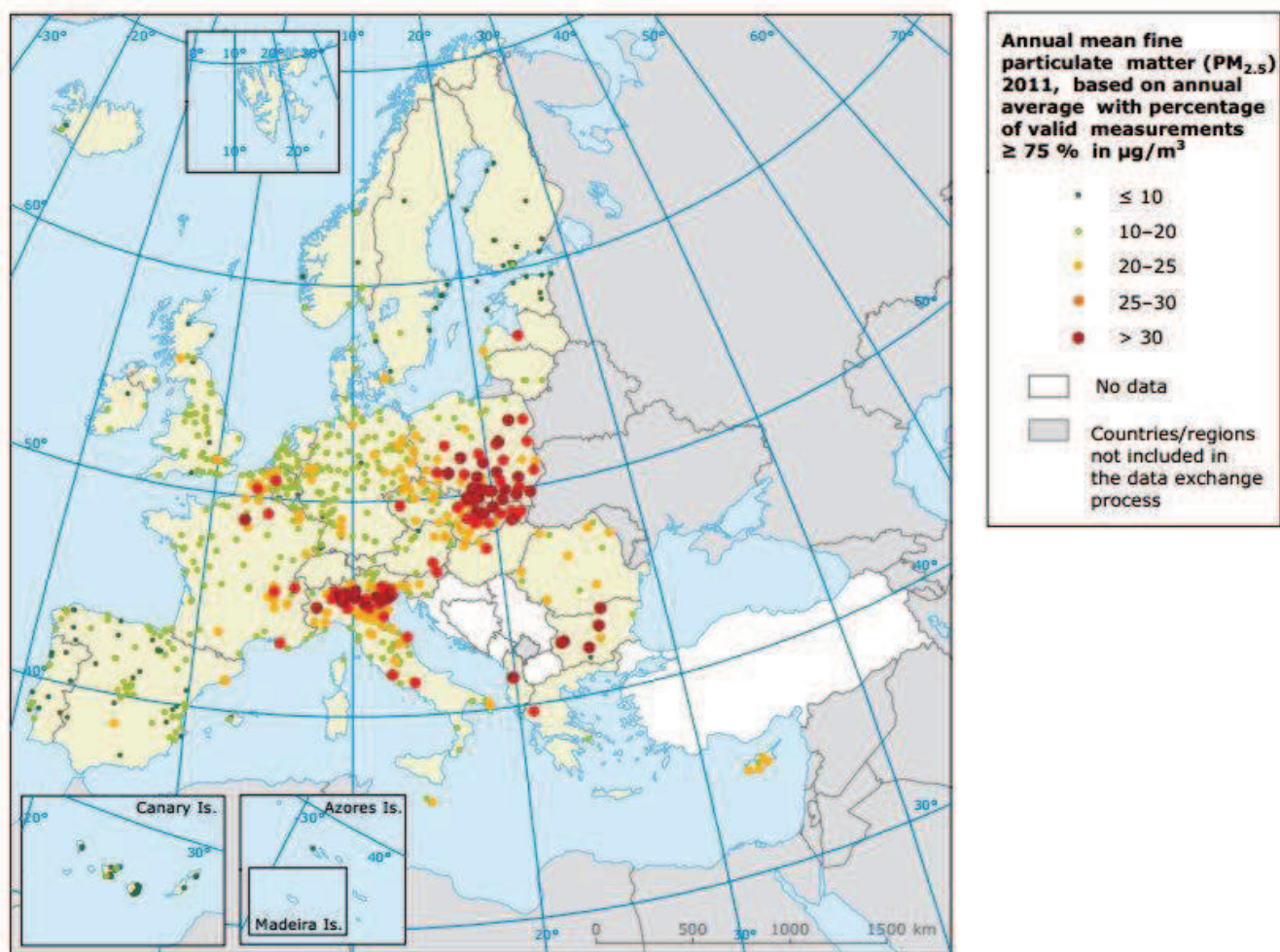


Figura 12: concentrazione media nell'aria di PM2.5 nel 2011 in Europa.

Le zone contrassegnate sulla mappa in figura 11 dai punti di colore rosso e rosso scuro rappresentano il superamento del limite annuale di emissioni di PM₁₀. Le zone in cui questo limite è stato superato sono le zone più industrializzate della Polonia, dell'Italia, della Slovacchia, dei Balcani e della Turchia.

Le zone con una concentrazione di PM₁₀ maggiore di $31\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ sono quelle in cui è stato oltrepassato il limite giornaliero (punti arancioni sulla mappa in figura 11). Il superamento è avvenuto in altre città dei paesi suddetti e anche in città della Lituania, della Svezia e del Regno Unito.

È da specificare che, al momento in cui vengono effettuate le misurazioni, la direttiva europea sulla qualità dell'aria permette agli stati membri di rimuovere dal calcolo tutte le fonti di emissione non controllabili dagli stessi Stati. I dati qui presentati sono prima che queste correzioni siano state effettuate.

Considerando la figura 12, si può notare nella mappa come la concentrazione limite di PM2.5 è stata oltrepassata in molte città della Bulgaria, della Repubblica Ceca, della Francia, dell'Italia, della Polonia e della Slovacchia.

L'Unione Europea ha sollecitato questi paesi a ricercare le cause principali di emissione di queste sostanze e attuare misure atte al rientro nei limiti imposti. Particolarmente emblematico per l'Italia, come si può vedere dalle mappe in figura 11 e 12, è il caso della Pianura Padana.

Analizziamo di seguito, tramite il rapporto dell'ARPA dell'Emilia Romagna, la situazione in questa zona e le cause che influiscono sulla stessa.

3.10 Scenario delle emissioni di particolato nella pianura padana (Emilia-Romagna)

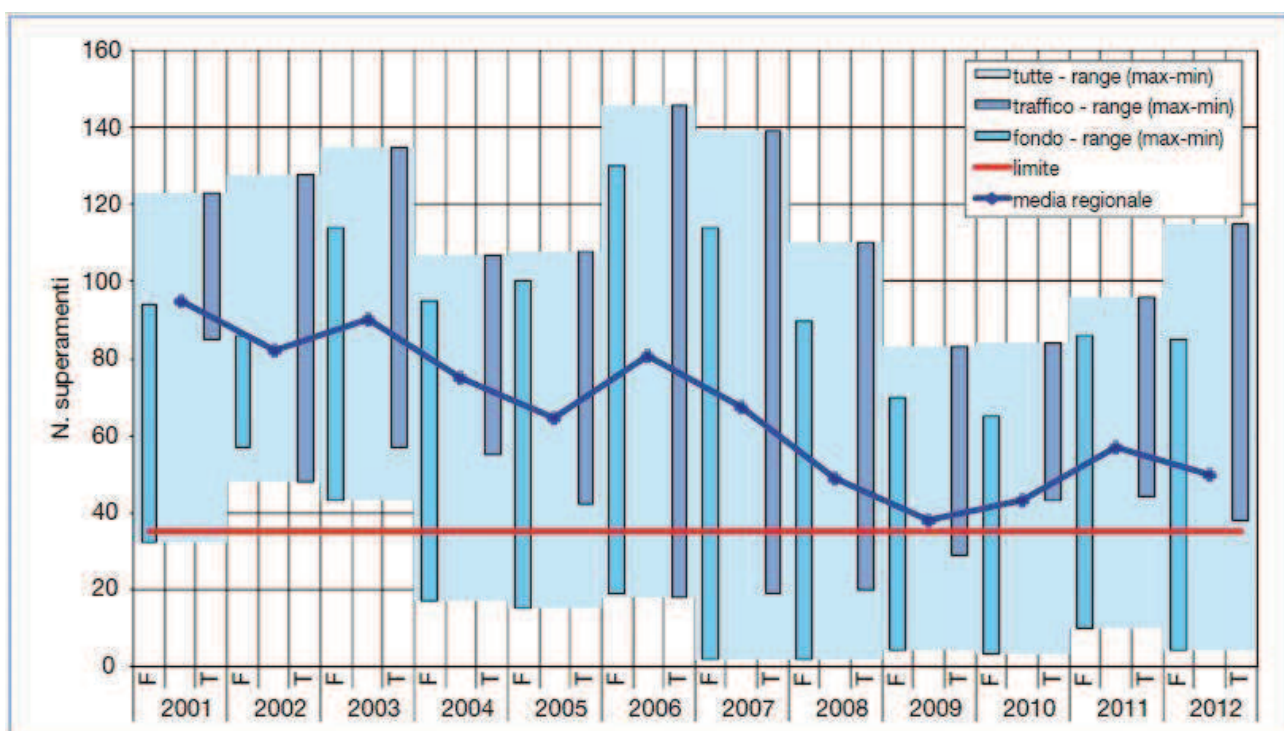
In questo capitolo verrà analizzata la situazione emissiva in merito al particolato PM10 nella regione Emilia-Romagna in base al report sulla qualità dell'aria nella regione stessa redatto nel 2013 dall'ARPA locale (Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente dell'Emilia-Romagna) [32].

Il report, nonostante evidenzi un trend in diminuzione della concentrazione media annuale di PM10 (seppur lento), riporta un sistematico superamento del limite di legge di concentrazione media giornaliera dell'inquinante in esame.

Persistono, infatti, condizioni critiche per quanto riguarda il superamento del valore limite giornaliero del PM10, che nel periodo 2001-2012 è stato superato ogni anno per 80-140 volte (limite 35), a seconda delle stazioni di rilevamento e degli anni considerati. Il numero maggiore di superamenti si registra nelle stazioni da traffico (stazioni di rilevamento poste in prossimità delle strade), ma anche molte stazioni di fondo risultano superiori al limite. Il minimo numero di superamenti dell'intero periodo è stato registrato nel 2009, al quale hanno fatto seguito anni con un numero più elevato di superamenti, in particolare nel 2012, per le stazioni da traffico.

Dall'analisi dei dati (figura 13) si rileva una situazione critica per quanto riguarda il superamento del valore limite giornaliero, che è stato superato ogni anno per 80-140 volte (limite 35), a seconda delle stazioni e degli anni considerati. Il numero maggiore di superamenti si registra nelle stazioni da traffico, ma anche molte stazioni di fondo urbano risultano superiori al limite. La variabilità inter-annuale di questo indicatore risulta molto marcata. Anche in questo caso le variazioni da un anno all'altro sono legate all'andamento meteorologico. Il minimo numero di superamenti dell'intero periodo è stato registrato nel 2009, al quale

hanno fatto seguito anni con un numero più elevato di superamenti, in particolare nel 2012, per le stazioni da traffico. Nel 2012 si rileva il superamento del valore limite giornaliero in alcune stazioni di tutte le province e in tutte le stazioni della provincia di Modena, mentre il superamento del valore limite annuale si è avuto nelle sole province di Parma, Reggio Emilia e Modena. Nel 2012, 33 stazioni su 45 hanno registrato più di 35 superamenti del valore limite giornaliero, delle quali 4 stazioni con più di 80 superamenti.



Fonte: Arpa Emilia-Romagna

Figura 4: PM₁₀ – Andamento del numero di superamenti del limite giornaliero di protezione della salute umana* a livello regionale, per tipologia di stazione (2001-2012)

LEGENDA:

F = Fondo (stazioni collocate in area urbana, non influenzate direttamente dalle emissioni di strade o industrie)

T = Traffico (stazioni situate in posizione tale che il livello di inquinamento è influenzato prevalentemente da emissioni provenienti da strade limitrofe)

Nota: * media oraria giornaliera da non superare più di 35 volte in un anno = 50 µg/m³

Figura 13: andamento del numero di superamenti del limite giornaliero di protezione della salute umana a livello regionale, per tipologia di stazione dal 2001 al 2012

Inoltre, dall'analisi dei dati risulta che il traffico su strada e la combustione non industriale (riscaldamento civile) sono le fonti principali di emissioni che causano l'inquinamento diretto da polveri (PM10).

È evidente, quindi, che l'inquinamento causato dal traffico, distribuendosi su tutto il periodo annuale, incide in maniera meno "aggressiva" dell'inquinamento causato dal riscaldamento civile (nel quale rientrano tutti i tipi di stufe e caldaie a biomassa legnosa) che si distribuisce sui soli mesi invernali (circa 4 mesi all'anno).

Essendo questo problema comune in tutta Italia, ed in particolare nel bacino padano, il CTI (comitato termotecnico italiano) e il MATTM (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare) hanno recentemente aggiornato i limiti di emissione degli impianti a biomassa.

Si riporta di seguito il comunicato giunto negli uffici del CTI da parte del MATTM del 22 settembre 2014.

3.11 Comunicato del MATTM riguardo alle emissioni degli impianti a biomasse (22 settembre 2014) [33]

"Come noto nel nostro paese è presente una situazione particolarmente critica con riferimento alla qualità dell'aria.

Il mancato rispetto dei limiti imposti dalle norme comunitarie, relativamente al materiale particolato PM10 e al biossido di azoto NO₂, riguarda ampie aree del territorio nazionale, situate presso la maggior parte delle regioni, che sono le autorità responsabili della valutazione e gestione della qualità dell'aria.

Tale situazione di inadempimento è però differenziata sul territorio nazionale: infatti, mentre per le regioni del centro - sud il mancato rispetto dei valori limite è localizzato in piccole aree, appartenenti per lo più ai principali centri urbani, nel bacino padano i superamenti, anche a causa di condizioni meteorologiche particolarmente sfavorevoli, sono diffusi su tutto il territorio.

Con riferimento al materiale particolato PM10, nel 2009 è stata aperta una prima procedura di infrazione nei confronti dell'Italia per il mancato rispetto dei valori limite prescritti. Con sentenza del dicembre 2012, la Corte di Giustizia ha condannato l'Italia per non avere assicurato il rispetto dei valori limite presso diverse aree del proprio territorio e, solo grazie ad un mero vizio processuale, la condanna ha riguardato il solo periodo 2006-2007, e non tutto il periodo contestato (2005-2011). Tale procedura è stata recentemente archiviata.

Di recente per i superamenti dei valori limite del PM10 registrati nel territorio italiano dal 2005 in 19 zone e agglomerati localizzati nel territorio delle regioni il 16 aprile 2013 la Commissione Europea ha aperto un nuovo precontenzioso nei confronti dell'Italia (caso EU Pilot 4915/13/ENVI), all'esito del quale, in data 10 luglio 2014, ha emesso, ai sensi dell'articolo 258 del TFUE, una lettera di costituzione in mora.

Anche per i superamenti del biossido di azoto NO₂ riscontrati tra il 2010 ed il 2012 in 12 zone e agglomerati localizzati nel territorio

nazionale, la Commissione Europea ha aperto un caso di precontenzioso (EU Pilot 6686/14/ENVI). In caso di condanna si andrebbe incontro a sanzioni che, considerato il lungo periodo di inadempienza (14 anni dopo l'entrata in vigore dei valori limite fissata al 2005), la gravità e l'estensione dei superamenti, potrebbero essere particolarmente severe.

Le Regioni, in particolare quelle del bacino padano, hanno da sempre sollecitato il Ministero dell'Ambiente, e per il suo tramite le autorità nazionali, ad adottare misure generali di sostegno per il raggiungimento dei valori limite di qualità dell'aria, atteso che le ragioni che soggiacciono al mancato rispetto dei limiti imposti non sono spesso riconducibili alle singole competenze amministrative e normative regionali.

Al fine di risolvere il problema relativo ai superamenti delle concentrazioni limite degli inquinanti atmosferici su tutto il territorio nazionale, il Ministero ha pertanto deciso di avviare una strategia condivisa per l'individuazione di misure da attuare congiuntamente nel territorio.

In una prima fase, la strategia si è concentrata su quelle aree caratterizzate da forte stabilità atmosferica, come la Pianura Padana ed ha condotto nel dicembre 2013, alla sottoscrizione di un importante Accordo di programma tra i Ministri dell'ambiente, dello sviluppo economico, delle infrastrutture e trasporti, delle politiche agricole e della salute con le Regioni e Province autonome del Bacino Padano (Lombardia, Piemonte, Emilia-Romagna, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Valle d'Aosta, Provincia autonoma di Trento, Provincia autonoma di Bolzano), contenente misure coordinate e congiunte volte a promuovere il miglioramento della qualità dell'aria nel bacino padano.

Nel merito, l'Accordo prevede l'assunzione di precisi impegni per le parti, da attuarsi attraverso la predisposizione di misure di breve, medio e lungo periodo per il contrasto dell'inquinamento atmosferico. In particolare, è previsto per i Ministeri l'impegno ad istituire appositi gruppi di lavoro volti ad elaborare una serie di proposte normative condivise (quali ad esempio l'aggiornamento dei limiti di emissione degli impianti a biomassa, l'introduzione di un sistema di certificazione ambientale delle caldaie domestiche, la riforma degli attuali sistemi di riqualificazione energetica degli edifici) mentre per le Regioni è previsto l'impegno a provvedere all'adozione delle misure attraverso una modifica dei propri piani di qualità dell'aria.

Nel dettaglio il gruppo di lavoro 2, che si compone di rappresentanti del MISE, del Ministero della Salute e delle Regioni, si sta occupando di effettuare un'istruttoria funzionale all'aggiornamento dell'allegato I parte III della parte quinta del decreto legislativo 152/06 con particolare riferimento ai limiti di emissione per gli impianti a biomassa.

Il gruppo ha già svolto alcune riunioni ed ha raggiunto una condivisione circa una proposta di valori limite che si potrebbero utilizzare ai fini dell'aggiornamento del citato decreto 152/06 [...].”

3.12 Limiti emissivi aggiornati per impianti a combustione di biomassa legnose [33]

Nell'allegato I, parte III, paragrafo 1, punto 1.1, alla parte quinta del decreto legislativo n.152/2006:

- a) il periodo da “se sono utilizzate le biomasse di cui all'allegato X in impianti nuovi” fino a “tenore di ossigeno nell'effluente gassoso dell'11%” e la pertinente tabella sono sostituiti come segue: “Impianti di combustione alimentati a biomasse previste dall'allegato X installati dopo il 1° gennaio 2015 in stabilimenti nuovi, anteriori al 2006 o anteriori al 1988 (valori riferiti ad un tenore di ossigeno nell'effluente gassoso dell'11%)”. (Tabella 14)

POTENZA TERMICA NOMINALE INSTALLATA (MW)				
	>0,15 ÷ ≤1	>1 ÷ ≤5	>5 ÷ ≤20	>20
polveri totali [1]	30 mg/Nm ³	30 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³
carbonio organico totale (COT)	-	-	20 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³
monossido di carbonio (CO)	250 mg/Nm ³	250 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³
ammoniaca (NH ₃) [2]	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³
ossidi di azoto (NO ₂)	300 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³
ossidi di zolfo (SO ₂)	150 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³

[1] Agli impianti di potenza termica nominale compresa tra 0,035 MW e 0,15 MW si applica un valore di emissione per le polveri totali di 100 mg/Nm³.

[2] Si applica nel caso siano adottati impianti di abbattimento per gli ossidi di azoto con urea o ammoniaca.

Tabella 14: aggiornamento al dl 152/2006. Limiti emissivi per Impianti di combustione alimentati a biomasse previste dall'allegato X installati dopo il 1° gennaio 2015 in stabilimenti nuovi, anteriori al 2006 o anteriori al 1988.

- b) il periodo da “se sono utilizzate le biomasse di cui all’allegato X in impianti anteriori al 1988” fino a “tenore di ossigeno nell’effluente gassoso dell’11%” é sostituito come segue: “Impianti di combustione alimentati a biomasse previste dall’allegato X installati prima del 1° gennaio 2015 in stabilimenti nuovi, anteriori al 2006 o anteriori al 1988; valori da rispettare entro i termini previsti dai decreti di attuazione dell’articolo 271, comma 2 (valori riferiti ad un tenore di ossigeno nell’effluente gassoso dell’11%)”.
(Tabella 15)

POTENZA TERMICA NOMINALE INSTALLATA (MW)				
	>0,15 + ≤1	>1 + ≤5	>5 + ≤20	>20
polveri [1]	50 mg/Nm ³	30 mg/Nm ³	20 mg/Nm ³	20 mg/Nm ³
carbonio organico totale (COT)	-	-	30 mg/Nm ³	20 mg/Nm ³
monossido di carbonio (CO)	300 mg/Nm ³	300 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³
ammoniaca (NH ₃) [2]	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³
ossidi di azoto (NO ₂)	300 mg/Nm ³	300 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³
ossidi di zolfo (SO ₂)	150 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³

[1] Agli impianti di potenza termica nominale compresa tra 0.035 MW e 0,15 MW si applica un valore di emissione per le polveri totali di 100 mg/Nm³.

[2] si applica nel caso siano adottati impianti di abbattimento per gli ossidi di azoto con urea o ammoniaca.

Tabella 15: aggiornamento al dl 152/2006. Limiti emissivi per Impianti di combustione alimentati a biomasse previste dall’allegato X installati prima del 1° gennaio 2015 in stabilimenti nuovi, anteriori al 2006 o anteriori al 1988.

3.13 Panoramica sulla letteratura dei sistemi di filtrazione per fumi di caldaie a biomassa di piccola potenza a fini di riscaldamento domestico

Come abbiamo visto dal report dell'ARPA, il riscaldamento domestico è una delle cause principali di emissioni di PM10 in atmosfera. Come si può notare dalla normativa, infatti, gli impianti a biomassa di potenza inferiore ai 35 kW non sono soggette a nessun tipo di restrizione nelle emissioni. Questo è dovuto al fatto che le tecnologie per queste applicazioni non sono ancora mature; infatti, sistemi di filtraggio ad uso domestico, a differenza di quelli industriali precedentemente esaminati, sono ancora troppo costosi e ingombranti per essere commercializzati.

Molti studi e molto sforzi si stanno, però, effettuando in questa direzione in modo da poter garantire nel breve periodo una regolazione adeguata anche di questo tipo di impianti.

La rassegna più completa sui dispositivi di abbattimento delle polveri applicati agli impianti residenziali a biomasse è presentata nello studio svolto da IEA Bioenergy nel 2011 [34], che ha descritto i principali dispositivi di abbattimento in commercio o prossimi alla commercializzazione, e li ha anche sottoposti a prove di laboratorio per verificarne l'efficacia [23]. Complessivamente sono stati sottoposti a test 19 apparecchiature di cui: 12 precipitatori elettrostatici (ESP), 2 convertitori catalitici, 2 filtri ceramici e tre condensatori di fumi.

Vengono esposti di seguito gli studi su questi dispositivi.

3.14 Precipitatori elettrostatici (ESP)

Nella tabella 16 sono riportati i 12 tipi di dispositivi sottoposti allo studio da parte dal gruppo di lavoro coordinato da I. Obernberger.

name of device	manufacturer	country
R_ESP	Applied Plasma Physics ASA	Norway
Carola	Karlsruher Institut für Technologie	Germany
Zumikron	Kutzner+Weber	Switzerland
OekoTube	OekoSolve	Liechtenstein
Dry ESP	Robert Bosch GmbH	Germany
RuFF-KAT	RuFF - KAT GmbH	Germany
AL-Top	Schräder Abgastechnologie	Germany
SF20	Spanner Re ² GmbH	Germany
AirBox	Spartherm	Switzerland
Nasu®ESP	Tassu ESP	Finland
Feinstaubkiller	TH-Alternativ-Energie	Germany
Dry ESP	Windhager	Austria

Tabella 16: tipi di precipitatori elettrostatici per particolato sottoposti allo studio dell' IEA Bioenergy

3.14.1 Dispositivo R_ESP (R_{esidential}_ESP)

Nella figura 14 viene mostrato uno schema di funzionamento di questo dispositivo (a sinistra) e una foto del dispositivo installato sulla cima di un comignolo. L'azienda costruttrice è la Applied Plasma Physics ASA (Norvegia).

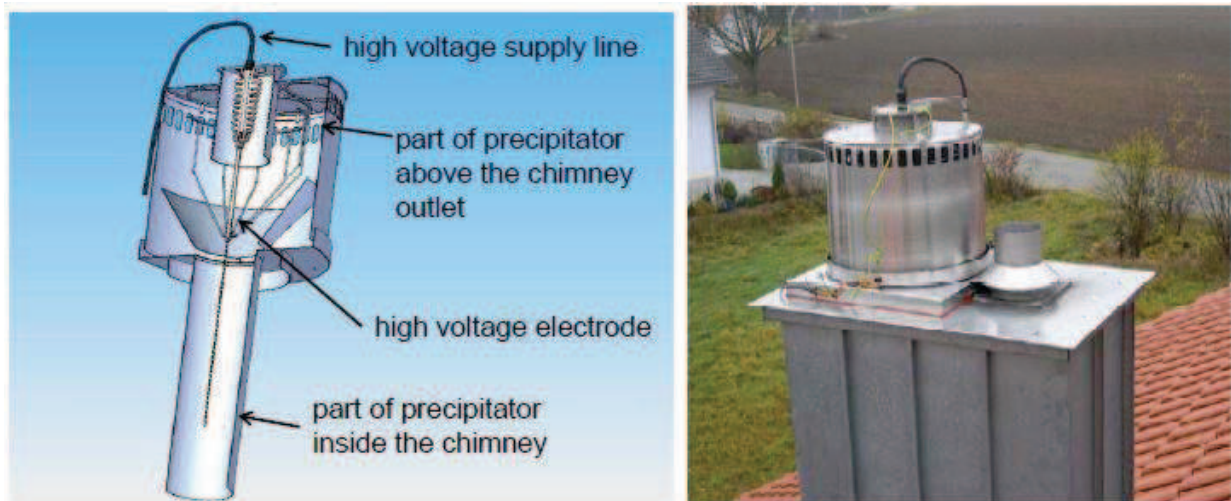


Figura 14: schema della tecnologia R_ESP (sinistra) e foto del sistema R_ESP montato sulla cima di un comignolo (destra)

Test effettuati:

- Test per 61 giorni con una vecchia stufa: η (efficienza rimozione PM) = 54-61% (National Institute of Technology – Norvegia);
- Test per 250 minuti (ciclo di combustione completo su una vecchia stufa): $\eta = 86 \pm 4\%$. Per una caldaia funzionante a pellet di erba: η intorno all'85% (SP Technical Research Institute of Sweden);
- Test per 4.300 ore su 4 tipi diversi di stufe: η medio: 69%. Apparecchio molto rumoroso, si sono verificati guasti per l'eccessivo deposito sull'elettrodo; rottura di un elettrodo durante il test con necessità di sostituzione (TFZ Straubing, Germania).

L'esperienza ha mostrato che l'efficienza di separazione può variare dal 50% al 99% in base al tipo di combustibile, al tipo di apparecchio e alla potenza di utilizzo.

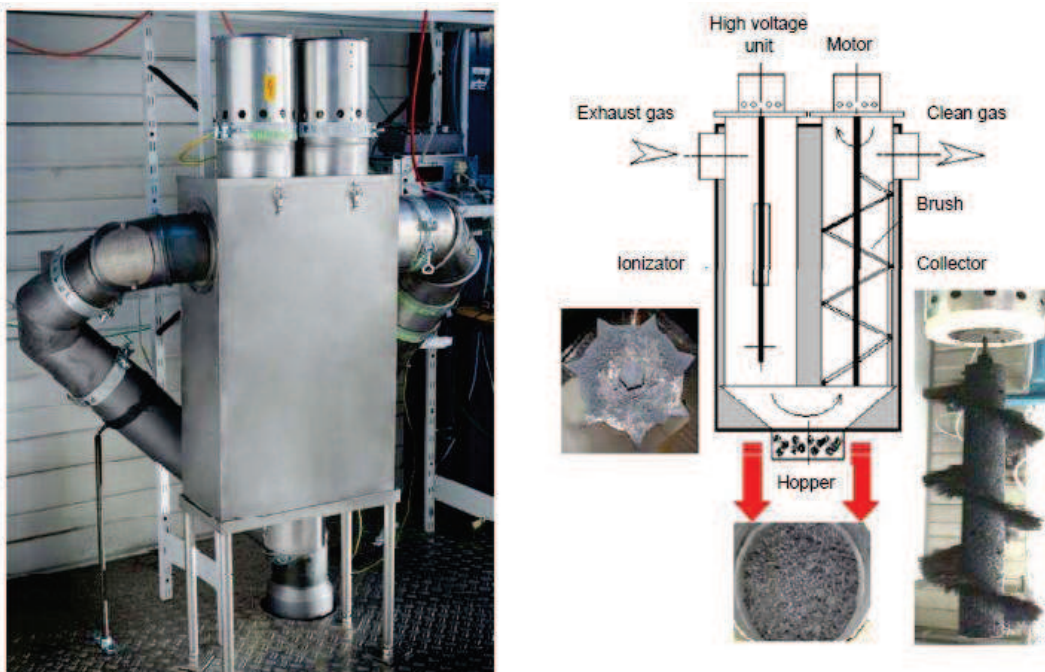
Il dispositivo si adatta sia a caldaie che a stufe e i test hanno mostrato facilità di installazione e di funzionamento. Si è riscontrata rumorosità, che potrebbe essere fastidiosa per i vicini.

Il consumo di potenza è molto elevato (fino a 180 W) e il suo costo ad ora si aggira tra i 1000 e i 2000 euro. Ha bisogno di ulteriori miglioramenti per essere immesso sul mercato.

3.14.2 Dispositivo ESP Carola

In figura 15 viene mostrato lo schema del dispositivo (a destra) e una foto del prototipo (a sinistra). È stato costruito in Germania all' Karlsruhe Institut für Technologie; coordinatore del progetto: Andrei Bologna.

Figura 15: schema del dispositivo ESP Carola (a destra) e una foto del prototipo (a sinistra)



È un dispositivo a due stadi (ionizzatore + collettore), deve essere installato tra l'impianto di combustione ed il camino (richiede uno spazio di 0.8x0.44x0.22 m). La ionizzazione avviene mediante elettrodo ad alto voltaggio mentre la raccolta delle polveri, nel secondo stadio, mediante tubo dotato di spazzola metallica.

Nei test di laboratorio, finora effettuati solo dal costruttore, si sono riscontrate efficienze del 87% per stufe a legna moderne e del 82% per stufe a pellet moderne. Le polveri vengono rimosse automaticamente ogni ora e raccolte in una tramoggia.

Il costo si aggira attorno ai 1200 euro ma è ancora in fase di prototipo; il consumo è di circa 36 W.

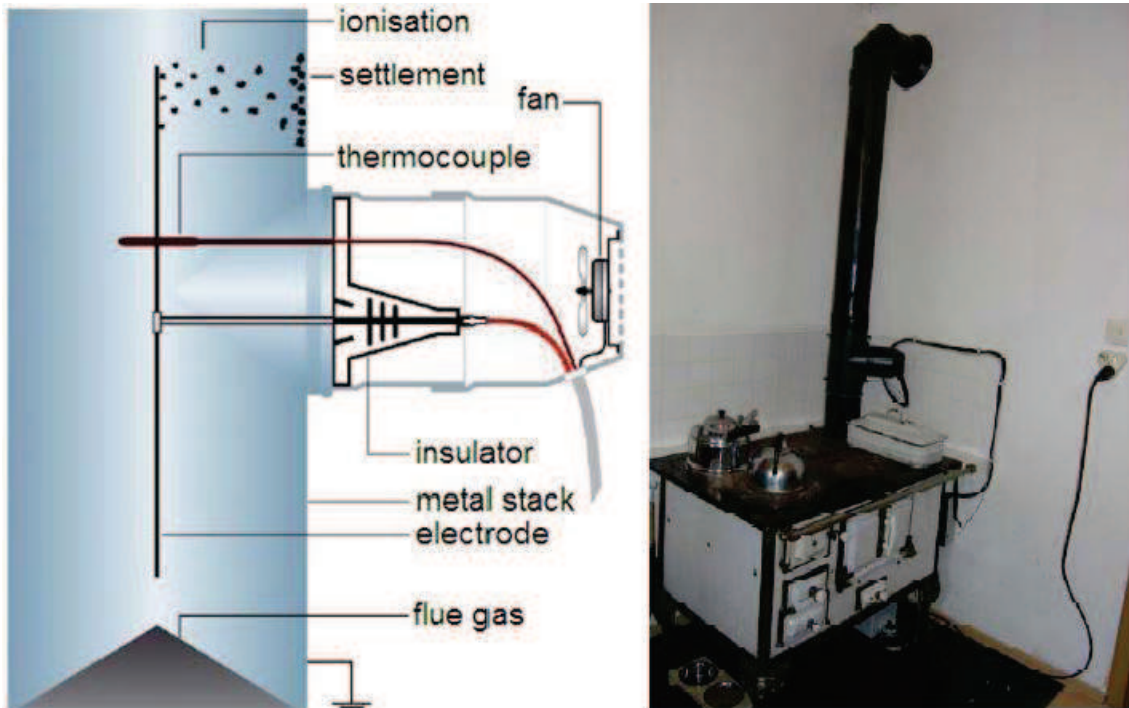
Questo sistema è adatto per temperature dei fumi fino a 300°C circa. Lo spazio richiesto dal dispositivo è ancora molto grande per usi domestici. L'efficienza di precipitazione è sufficientemente alta e il sistema automatico di raccolta è sembrato efficace.

Non è stato testato in sistemi di combustione di vecchia data, quindi si raccomandano test preliminari.

3.14.3 ESP Zumikron

In figura 16 viene mostrato uno schema del dispositivo (sinistra) e una foto dello stesso montato su una stufa a legna (destra). L'azienda costruttrice è la Kutzen und Weber GmbH (Svizzera).

Figura 16: schema del dispositivo Zumikron (sinistra) e una foto dello stesso montato su una stufa a legna (destra)



È un precipitatore elettrostatico tubolare ad alto voltaggio dotato di un ventilatore per prevenire depositi sull'elettrodo; viene installato alla base del camino.

Un test effettuato dalla Graz university of technology (Svizzera) su una vecchia stufa per 545 ore di funzionamento ha riscontrato un'efficienza media di cattura di polveri sottili PM1 del 53%; si riduce con l'aumento di deposito dei ceneri e tar sull'elettrodo. Per le polveri totali sospese (TSP) l'efficienza media di separazione è del 41%.

Test di 3700 ore con tre tipi diversi di stufe effettuati dalla TFZ Straubing (Germania) hanno evidenziato un'efficienza media tra 11-17% (in alcuni casi la concentrazione di particolato era maggiore con l'utilizzo del filtro!). Si sono verificate rotture dell'elettrodo durante l'uso nei test.

La rimozione delle polveri deve essere effettuata manualmente (spazzacamino) e si rende necessaria una periodica sostituzione dell'elettrodo causa corrosione.

Il dispositivo è disponibile sul mercato dal 2007 ad un prezzo di circa 1500 euro; adatto per applicazioni di combustione a biomassa fino ai 35kW; ha un consumo tra i 5 e i 15 W.

La temperatura dei gas di scarico non deve superare i 400°C per non causare danni al dispositivo.

È un dispositivo rumoroso e l'affidabilità è limitata.

3.14.4 ESP OekoTube

Nella figura 17 troviamo uno schema del dispositivo OekoTube e alcune foto. L'azienda costruttrice è OekoSolve nel Liechtenstein.

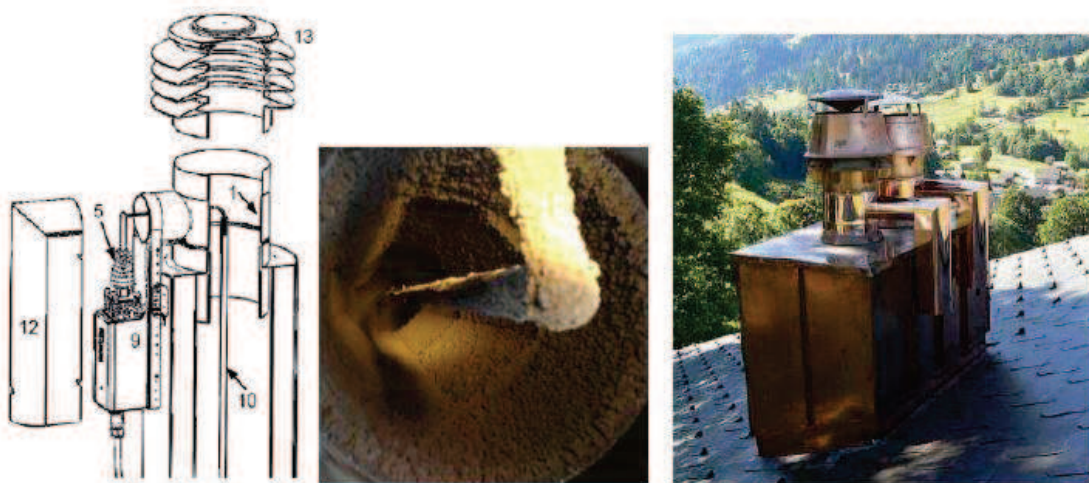


Figura 17: schema del dispositivo OekoTube (sinistra), foto dell'elettrodo (in mezzo), foto del dispositivo montato sul camino (destra).

È un precipitatore elettrostatico tubolare installabile sulla cima del camino in impianti a combustione di biomasse legnose fino a 70kW.

I test del costruttore e altri test sperimentali, effettuati su una moderna caldaia a pellet dalla Graz university of technology (Austria) all'interno di un progetto di R&S, evidenziano un'efficienza di questo dispositivo molto elevata (intorno al 96.7-97.5% per PM1).

Il costo è ancora molto alto; tra costo apparecchio e costi di installazione siamo intorno ai 2500-3000 euro a cui vanno aggiunti il costo del consumo elettrico (la richiesta di potenza è tra i 20 e i 30 W) e i costi di manutenzione dovuti alla periodica pulizia del camino che deve essere effettuata manualmente (spazzacamino).

Il dispositivo è disponibile sul mercato dal 2008 e dai test effettuati sembra molto efficiente ed affidabile.

Ulteriori test effettuati successivamente [35] su una vecchia stufa e una vecchia caldaia entrambe a ceppi di legno hanno riscontrato efficienze di precipitazione medie minori rispetto a quella precedente (intorno al 60-70% per le polveri totali sospese mentre superiori del 70% per il PM1).

3.14.5 ESP Bosch

In figura 18 vengono riportate alcune foto del dispositivo progettato dalla Robert Bosch GmbH (Germania) e dell'isolante dopo 45ore di

funzionamento senza riscaldamento dello stesso(destra in alto) e 860 ore di funzionamento con riscaldamento(destra in basso).

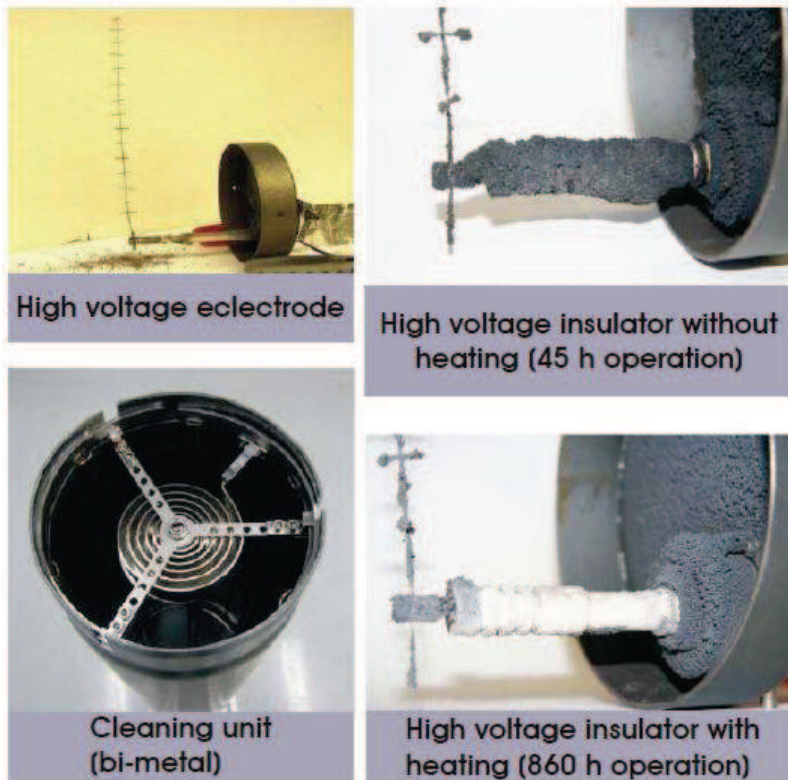


Figura 18: foto del sistema ESP Bosch.

È un precipitatore elettrostatico tubolare da installare all'interno del camino (richiede una lunghezza del camino di almeno 1.25m). La pulizia viene effettuata tramite una molla all'interno del camino (visibile in figura 18 in basso a sinistra) che deve essere attivata manualmente.

Un test effettuato del costruttore su una stufa a ceppi di legno ha dato questi risultati:

- 60% di efficienza per emissioni di PM1 nei gas di scarico >400 mg/Nm³;

- 80-90% di efficienza per emissioni di PM1 nei gas di scarico <math><100 \text{ mg/Nm}^3</math>;
- 70% di efficienza dopo 860 ore di funzionamento con emissioni di PM1 nei gas di scarico del caldaia di circa 50 mg/Nm^3 .

Il dispositivo è ancora in fase di prototipo. Test sul campo sono ancora da effettuare per una migliore valutazione in condizioni reali.

3.14.6 ESP RuFF-Kat

In figura 19 viene presentato uno schema del dispositivo (sinistra) e un disegno di una tipica applicazione dello stesso in una stufa in maiolica (destra). Il costruttore è la RuFF-Kat GmbH (Germania).

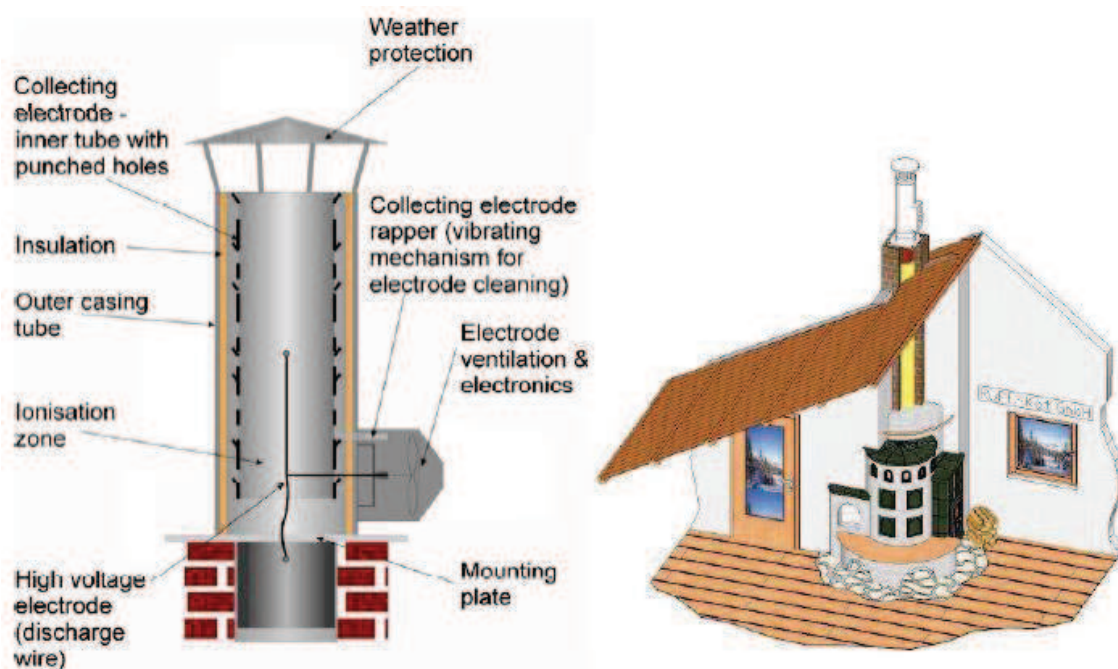


Figura 19: schema del precipitatore elettrostatico della RuFF-Kat (sinistra) e applicazione tipica del filtro in una stufa in maiolica (destra).

È un precipitatore elettrostatico tubolare progettato per essere installato sul tetto alla fine del camino. È presente un sistema di ventilazione atto a ridurre depositi e condensazione sull'elettrodo e sulla canna fumaria. La pulizia viene effettuata automaticamente e periodicamente mediante un dispositivo magnetico vibrante che aziona una rete di molle collegate al tubo interno del dispositivo; è necessaria una periodica rimozione delle ceneri dalla base del camino. L'elettrodo, invece, deve essere pulito manualmente (spazzacamino).

Sono stati effettuati test del filtro applicato ad una moderna caldaia a pellet da parte di TFZ Straubing (Germania) all'interno del progetto EU-UltraLowDust [36]. Questi test hanno evidenziato un'efficienza di precipitazione del particolato totale sospeso (TSP) > 70%.

Il costo si aggira attorno ai 1500 euro a cui va aggiunto il costo di installazione. La potenza consumata è di circa 20W. La temperatura dei fumi deve essere inferiore ai 400°C per non danneggiare il sistema ESP.

Il dispositivo è prossimo alla commercializzazione ma non sono ancora disponibili dati riguardo al funzionamento per vecchi sistemi di combustione della biomassa.

3.14.7 ESP AL-Top Schrader

In figura 20 troviamo uno schema del dispositivo in esame (sinistra) e una foto (destra). L'azienda è Schrader Abgastechnologie (Germania).

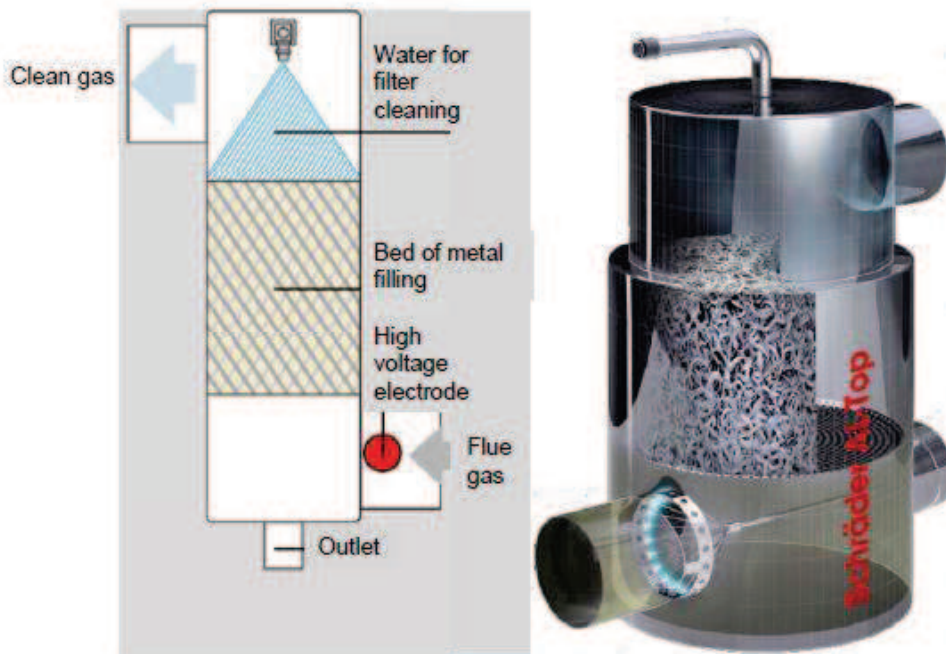


Figura 20: schema costruttivo del filtro AL-Top (sinistra) e foto del dispositivo (destra)

È un precipitatore elettrostatico equipaggiato con un letto filtrante metallico all'interno del quale vengono catturate le polveri sospese ionizzate dall'elettrodo ad alta tensione. È installato come parte integrante della canna fumaria.

Adatto per caldaie a pellet e a cippato di legno con potenza dai 15 ai 150 kW.

È dotato di sistema automatico di pulizia della maglia metallica che avviene tramite spruzzamento di acqua al raggiungimento di una perdita di carico dei fumi predefinita.

Sono stati effettuate prove in laboratorio da parte di DBFZ Lipsia su vari tipi di sistemi di combustione a biomassa e si è riscontrata un'efficienza di precipitazione del particolato fino all' 82%. In figura 21 sono esposti i risultati delle prove.

L'efficienza sembra soddisfacente ma, essendo ancora in fase di prototipazione, sono necessari ulteriori prove.

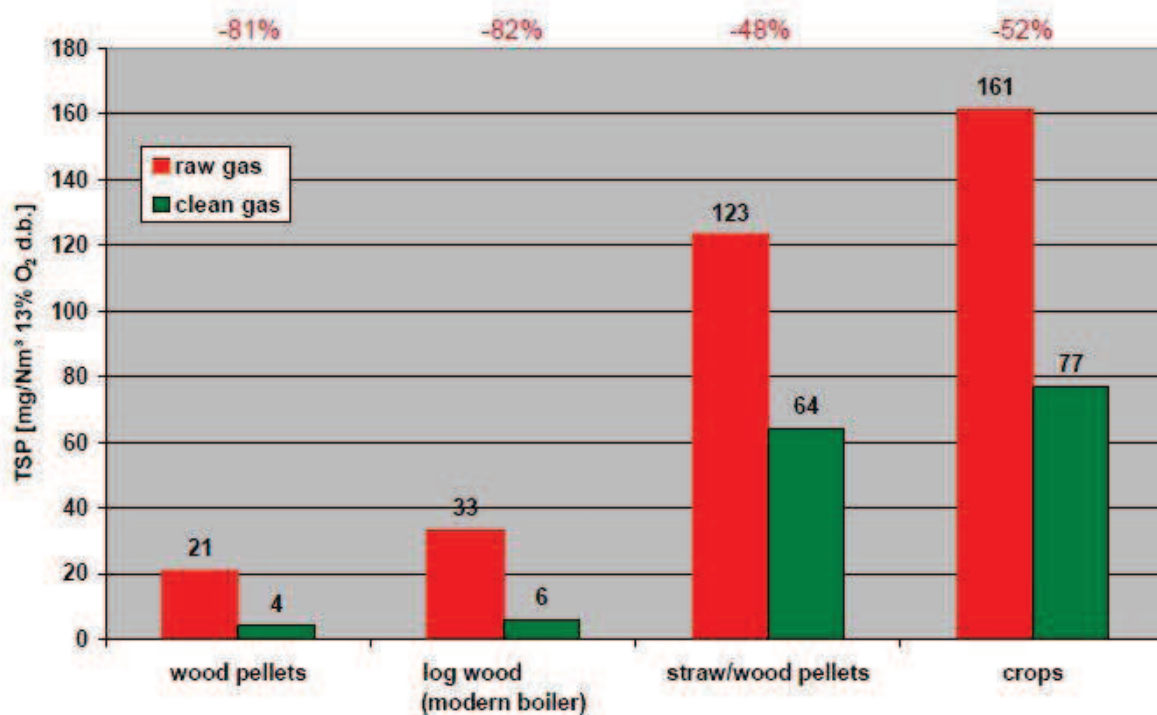


Figura 21: efficienza di precipitazione TSP (particolato totale sospeso) del sistema ESP Al-Top

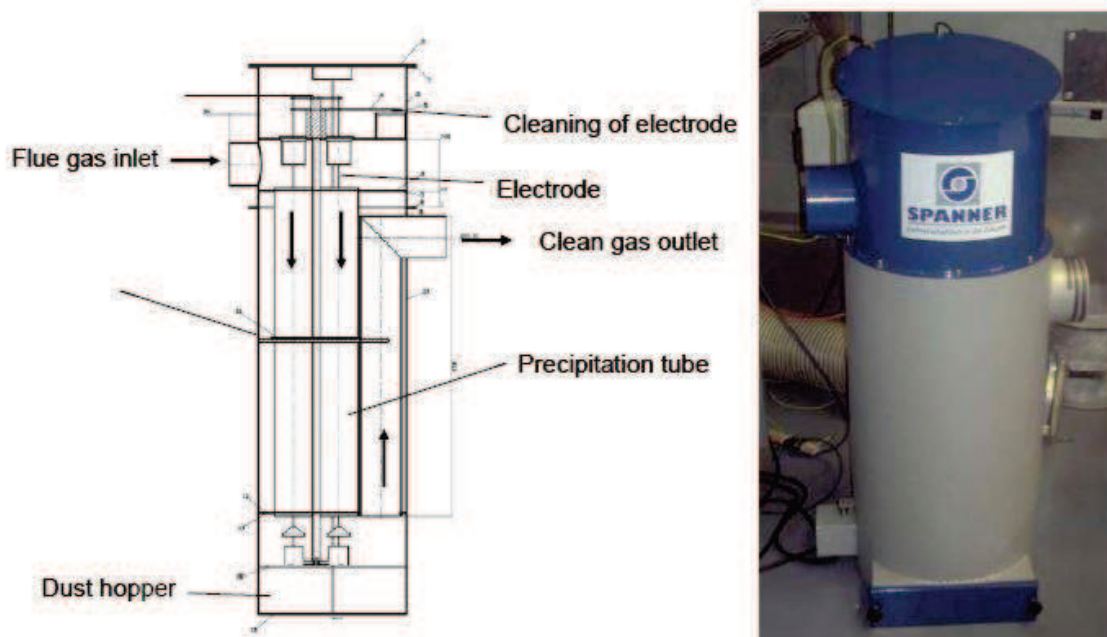
3.14.8 ESP SF20

Vengono mostrate in figura 22 uno schema (sinistra) e una foto (destra) del dispositivo progettato dalla Otto Spanner GmbH (Germania).

È un precipitatore elettrostatico tubolare dotato di una ventola per gestire la caduta di pressione dei fumi e di un' ulteriore ventola per evitare depositi di cenere. Deve essere installato tra il combustore ed il camino e richiede uno spazio di circa 0,4x0,5x 1m. Richiede una potenza di 30W durante il funzionamento.

Installabile su sistemi di combustione a biomassa legnosa di potenza fino ai 35kW.

Figura 22: schema del dispositivo ESP SF20 (sinistra) ed una sua foto (destra).



Test effettuati per 410 h su una caldaia a legna dalla Graz University of Technology (Austria) hanno evidenziato un' efficienza di separazione del TSP del 68% e un' efficienza media per il PM1 del 60%. Il dispositivo automatico di pulizia è risultato inefficiente.

Altri test sono stati effettuati da TFZ Straubing (Germania). Sono stati testati quattro dispositivi SF20 montati su una caldaia a pellet, una a legna e una a cippato per un totale di 2.900 h di funzionamento; l'efficienza varia dal 25 al 94% (la maggior parte dei risultati è sopra il 70%). Prove su una vecchia caldaia a legna hanno evidenziato efficienze molto variabili (da 11 a 96%) ma la maggior parte sopra il 50%.

È stato riscontrato un malfunzionamento del sensore di temperatura a causa di depositi su di esso che ritarda l'accensione dell'elettrofiltro.

Il dispositivo, in fase di prototipo, è stato migliorato e sono in corso nuovi test per verificarne l'efficacia.

Al momento è molto ingombrante e poco adatto all'utilizzo su vecchi sistemi di combustione della biomassa.

3.14.9 ESP AirBox-Spartherm

In figura 23 vengono mostrate le foto del dispositivo progettato dalla Spartherm Feuerungstechnik GmbH (Germania) montato su una stufa a camino.

Figura 23: foto del dispositivo ESP AirBox



È un precipitatore elettrostatico a piastre orizzontali installabile, al momento, su stufe a camino della stessa azienda costruttrice fino a 20 kW di potenza.

Test effettuati dall'accreditato Rhein-Ruhr Feuerstätten Prüfstelle (Germania) su vari tipi di stufe della casa costruttrice ha mostrato un'efficienza compresa tra 60-80%.

La pulizia del filtro è molto problematica in quanto deve essere effettuata nella stanza in cui si trova il sistema stufa + ESP.

Il dispositivo è disponibile sul mercato dal 2008 ma i costi sono ancora molto elevati (circa 1500 euro).

3.14.10 ESP NasuRESP

Di questo tipo di precipitatore elettrostatico non sono disponibili foto e schemi in quanto è ancora in fase di progettazione e prototipazione presso l'azienda finlandese Tassu ESP.

Il principio di funzionamento si basa sulla ionizzazione delle particelle presenti nei gas di scarico al di fuori del camino; l'aria e le particelle sospese ionizzate vengono successivamente introdotte nel condotto di scarico dei fumi tramite un compressore.

È progettato per un'efficiente cattura delle particelle con diametro inferiore ai 2 μ m, quindi per sistemi che hanno una combustione il più

possibile completa come caldaie a pellet o tutti i sistemi a biomasse operanti in regolazione continua.

Le particelle che vengono rimosse grazie alle forze elettriche vengono raccolte, sotto forma di cenere, in una tramoggia che, in base ai dati del costruttore, deve essere svuotata una volta l'anno.

Lo spazio richiesto da questo sistema è di circa 0.5x0.5x1.5m per caldaie a pellet di 20kW.

Test effettuati in laboratorio dall'azienda costruttrice hanno evidenziato un'efficienza di precipitazione per PM1 intorno all'85-90%; è stato appurato, inoltre, che aumentando le dimensioni del dispositivo possono essere ottenute efficienze maggiori.

Il costo è ancora molto alto e sono necessari ulteriori miglioramenti e test prima che possa essere pronto alla commercializzazione.

Si sta sviluppando questa tecnologia anche per sistemi di combustione a regolazione discontinua; in queste applicazioni non è necessario equipaggiare l'ESP con un compressore. Quest'ultima soluzione sembra essere più promettente.

3.14.11 ESP Kamin-Feinstabkiller

In figura 24 viene presentato uno schema del dispositivo ESP analizzato in questo capitolo. L'azienda costruttrice è TH Alternativ Energie (Germania).

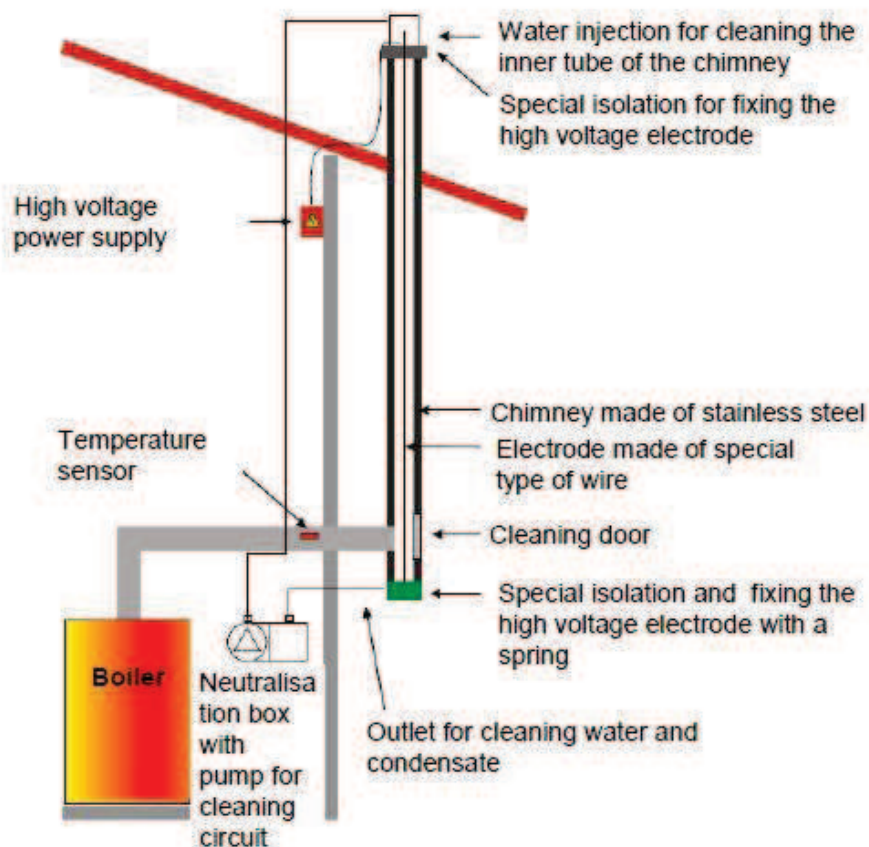


Figura 24: schema del dispositivo ESP Kamin-Feinstabkiller

È un ESP tubolare e consiste nell'installazione di un elettrodo ad alto voltaggio all'interno di un camino in acciaio inossidabile (anche preesistente). Installabile su più tipi di combustori di biomassa.

La pulizia è completamente automatica; viene effettuata ogni tre ore tramite un getto d'acqua dalla cima del camino. I liquami vengono raccolti in un contenitore apposito che deve essere svuotato periodicamente e manualmente.

Vengono riportati di seguito i risultati dei test effettuati sul dispositivo in esame dall'azienda tedesca TFZ Straubing. I test sono stati

effettuati equipaggiandolo ad un vecchio modello di caldaia a ceppi di legno (modello HDG SL 14) per un totale di 30 ore di funzionamento.

L'efficienza di precipitazione per il particolato totale sospeso (TSP) varia, per le nove misurazioni effettuate, dal 26% fino al 94% per un'efficienza media del 64%.

Il consumo elettrico varia dai 40 W agli 80 W e il costo è di circa 1500 euro. È ancora in fase di prototipo ma sembra promettente per vecchi sistemi di combustione.

3.14.12 ESP Windhager

È un precipitatore elettrostatico tubolare progettato dall'azienda austriaca Windhager Zentralheizung Technik GmbH. Disegni del prototipo non sono ancora stati resi disponibili dal costruttore. È studiato per essere applicato a sistemi combustori di biomassa legnoso con potenza fino ai 25kW.

Sono stati effettuati test in laboratorio, da parte dell'azienda costruttrice in collaborazione con un'altra azienda austriaca (BIOS), equipaggiando il dispositivo a varie caldaie a pellet automatiche (apparecchio di nuova generazione) di potenza tra i 15 e i 21 kW per un totale di 5500 ore.

In particolare, vengono riportati i risultati dei test effettuati sulla caldaia a pellet modello Windhager BioWin 210. Per un totale di 1750 ore

di funzionamento della caldaia sono stati riscontrati i seguenti valori per l'efficienza di precipitazione:

- 71-83% per PM1 (misurazione effettuata tramite metodo ELPI=electrical low-pressur impactor);
- 64-83% per PM1 (misurazione effettuata tramite metodo BLPI=Berner-type low-pressur impactor);
- 68-78% per le polveri totali sospese (TSP).

Il sistema di pulizia è automatico ed è risultato efficiente durante i test; il deposito di ceneri sull'elettrodo e all'interno del camino non influisce in maniera evidente sull'efficienza del filtro.

Si conclude che il dispositivo ha una buona efficienza riguardo alla cattura delle polveri sottili e ultra-sottili (PM1) e che i costi operativi (energia elettrica per alimentare l'elettrodo) sono relativamente bassi dato che la potenza richiesta è di circa 12-18W. Il costo del dispositivo in se invece è ancora molto elevato (1500 euro).

È necessario effettuare test sul campo per verificare il comportamento in condizioni reali e ulteriori test devono essere eseguiti per verificare l'applicabilità del filtro su sistemi a combustione di biomassa più datati.

3.15 Condensatori per i fumi di combustione

Questo tipo di tecnologie consistono in scambiatori di calore, dedicati al recupero di calore, la cui configurazione viene opportunamente ottimizzata al fine di favorire la precipitazione del particolato sospeso nei fumi di scarico. La ricerca effettuata dall'IEA Bioenergy Task 32 ha sottoposto a studio tre tipi di questa tecnologia riportati in tabella 17.

name of device	manufacturer	country
UEF	University of Eastern Finland	Finland
Pellematic Plus	ÖkoFen	Austria
Öko-Carbonizer	Bschor GmbH	Germany

Tabella 17: condensatori per fumi di combustione sottoposti a studio da parte dall'IEA Bioenergy Task 32

3.15.1 Flue gas condenser UEF

In figura 25 vengono mostrate una foto (destra) e uno schema costruttivo (sinistra) del dispositivo progettato presso il laboratorio di tecnologia di polveri sottili e aerosol del dipartimento di scienze ambientali presso l'università dell'est Finlandia.

Si tratta, per l'appunto, di uno scambiatore a condensazione (condensatore) opportunamente dimensionato in modo da permettere,

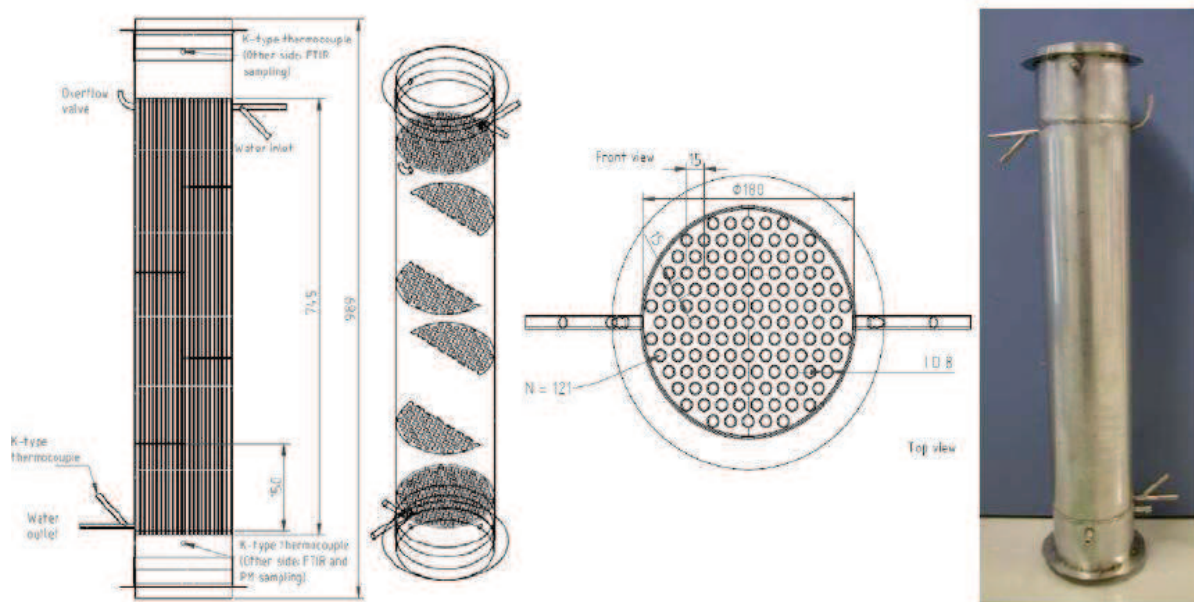


Figura 25: foto (destra) e schema costruttivo (sinistra) della tecnologia UEF per la rimozione di particolato da applicazioni domestiche di combustione a biomassa.

Il flusso dei gas di scarico viene convogliato all'interno del condensatore controcorrente e lambisce la superficie dei fasci tubieri di cui è composto in cui scorre il refrigerante (per il recupero di calore). Il vapor d'acqua presente nei fumi condensa, formando un film sulla superficie dei tubi del condensatore, e scorre verso il basso lungo i fasci fino ad un apposito contenitore per la raccolta. La rimozione del particolato si basa su fenomeni di termoforesi (migrazione delle particelle all'interno di un fluido dovuto al gradiente di temperatura) e di diffusioforesi (migrazione delle particelle in un fluido a causa del gradiente di pressione).

Questo tipo di filtro è adatto per sistemi a combustione di biomassa che utilizzano combustibili piuttosto umidi e con una bassa

concentrazione di elementi corrosivi, che danneggiano i materiali che costituiscono il dispositivo.

Riportiamo le condizioni sotto le quali sono stati svolti i test effettuati dal laboratorio in cui è stata sviluppata la tecnologia:

- Portata dei fumi: 800 litri/minuto;
- Temperatura di entrata dei fumi: 140-180°C;
- Temperatura di uscita dei fumi: 25-60°C;
- Temperatura in ingresso del refrigerante: 10°C;
- Temperatura in uscita refrigerante: 15-50°C;
- Contenuto di acqua nei fumi: 5-30%.

Sono state riscontrate un'efficienza di recupero termico dell'85% mentre un'efficienza di rimozione rispetto al PM1 variabile da 0 al 30%; l'efficienza di rimozione del numero di particelle si è riscontrata intorno al 25-40%.

Effettuando test con una temperatura di ingresso dei fumi nel condensatore di 600°C è stata evidenziata un'efficienza di rimozione del particolato di 70.2%.

Si può credere, quindi, che la tecnologia sia promettente ma, essendo ancora in fase di prototipo, sono richiesti ulteriori prove, sia in laboratorio che in campo. Il costo è di 5000 euro circa; impensabile quindi una sua commercializzazione su larga scala.

3.15.2 Flue gas condenser Oko-Carbonizer

In figura 26 viene mostrato un esploso del dispositivo Oko-Carbonizer progettato dall'azienda tedesca Bschor GmbH.

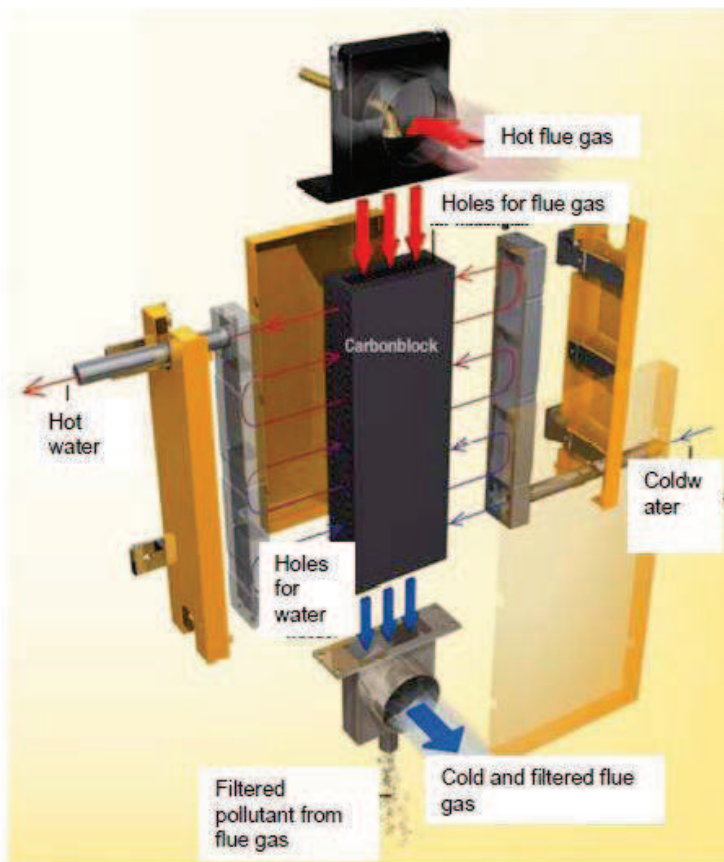


Figura 26: esploso della tecnologia Oko-Carbonizer

Lo scambiatore di calore consiste in un blocco in carbonio all'esterno del quale i fumi vengono condensati grazie all'azione del fluido refrigerante, in modo da far precipitare il particolato sospeso.

Progettato per essere equipaggiato a caldaie a pellet, cippato o legna per potenze fino a 60kW.

Le prove su questo dispositivo sono state effettuate dall'azienda tedesca TFZ Straubing.

Primi test sono stati svolti equipaggiando il dispositivo ad una caldaia multi-combustibile modello Agroflamm Agro 40 testando, per l'appunto, il comportamento per vari tipi di combustibile; questo perché, nelle tecnologie con scambiatori di calore per la condensazione dei fumi, il contenuto di umidità presente nel combustibile influenza la condensazione e, di conseguenza, l'efficienza di rimozione del particolato. In figura 27 sono riportati i risultati di questa prova.

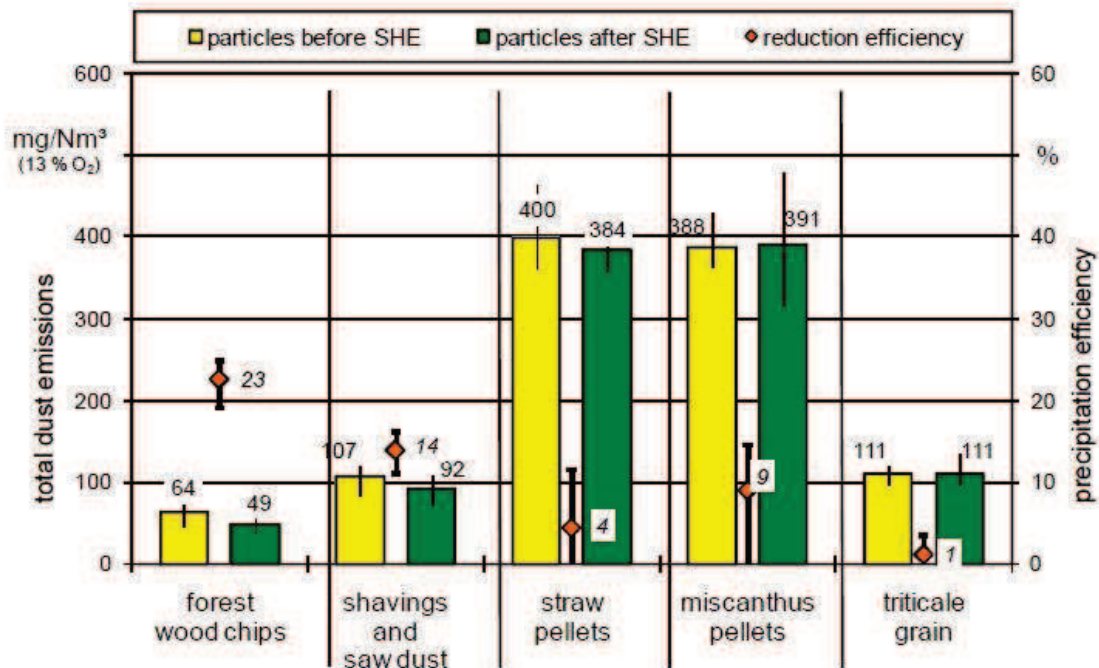


Figura 27: efficienza di cattura del TSP della tecnologia Oko-Carbonizer equipaggiata ad una caldaia multi-combustibile (modello Agroflamm Agro 40)

Si è riscontrata un'efficienza media di precipitazione del particolato totale sospeso (TSP) dell'11%.

Altre prove effettuate montando il dispositivo ad una moderna caldaia a cippato (modello HDG Compact), sempre con vari tipi di combustibile legnoso, hanno evidenziato un'efficienza di riduzione del TSP del 23%.

L'efficienza di rimozione del particolato, quindi, è ancora molto bassa ma è in fase di prototipo. Per ora, più che per la rimozione delle polveri, può essere utilizzato per recuperare calore dai fumi.

Il costo per una unità applicabile ad una caldaia di 35kW si aggira intorno ai 1200 euro.

3.15.3 Caldaia a pellet modello Pellematic Plus con condensatore integrato

In figura 28 viene presentato uno schema costruttivo del sistema integrato caldaia + condensatore progettato dall'azienda austriaca OkoFEN.



Figura 28: schema costruttivo della caldaia Pellematic Plus con condensatore integrato-

Scheme of the pellet boiler Pellematic Plus®

Explanation: 1 ... feed water; 2 ... cold return; 3 ... flue gas condenser (heat exchanger); 4 ... condensate; 5 ... flue gas; 6 ... flue gas fan; 7 ... boiler; 8 ... combustion chamber; source:

Lo scambiatore integrato è costruito in carbonio; la tecnologia è disponibile sul mercato solo per caldaie a pellet di potenze comprese tra 12kW e 32kW.

Prove sul filtro a condensazione installato su questa caldaia sono state effettuate da Austrian BioEnergie Centre; i risultati mostrano un'efficienza di rimozione del particolato totale sospeso poco maggiore al 10%, dati molto in contrasto con quelli forniti dal costruttore che garantisce una rimozione del 40%.

L'efficienza, perciò, non è soddisfacente; il costo della sola unità filtro-recupero di calore è di 1200 euro.

3.16 Filtri Ceramici

Vengono, ora, analizzati una stufa a legna equipaggiata con un filtro a schiuma ceramica e un filtro, sempre a schiuma ceramica, equipaggiabile su vari sistemi di combustione della biomassa. In tabella sono riportate le due tecnologie.

name of device	manufacturer	country
ECO plus (log wood stove)	HARK GmbH & Co. KG	Germany
Ceramic filter	Interfocos BV	The Netherlands

Tabella 18: filtri ceramici indagati dallo studio della IEA Bioenergy Task 32

3.16.1 stufa a legna modello ECO plus (Hark) con filtro a ceramica

la figura 29 mostra uno schema (sinistra) e una foto (destra) della stufa ECOplus con filtro ceramico integrato sviluppata dall'azienda tedesca Hark GmbH e CO KG in collaborazione con Fraunhofer institute for building physics (IBP) di Stoccarda.

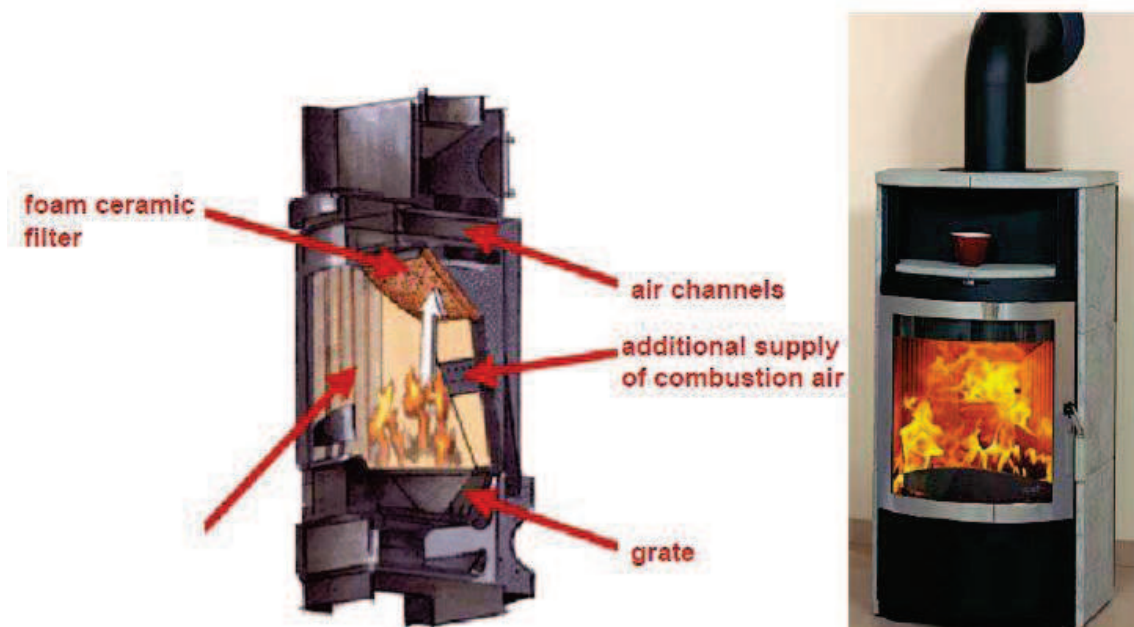


Figura 29: stufa a legna ECOplus con filtro a schiuma ceramica integrato. Schema costruttivo (sinistra) e foto (destra).

Per questo tipo di tecnologia non è stato possibile effettuare misurazioni sia prima che dopo il filtro a causa del posizionamento dello stesso appena sopra la camera di combustione.

Prove effettuate dall'istituto tedesco Rhein Ruhr Feuerstätten Prufstelle hanno rilevato un livello di emissioni di PM a monte del filtro di

14 mg/MJ, simile a quello delle stufe moderne presenti sul mercato; per questo motivo l'efficienza non sembra essere molto elevata.

I costi sono ancora molto elevati (2500-3500 euro).

3.16.2 Filtro ceramico della Interfocos BV

È un filtro a schiuma ceramica prodotto dall'azienda olandese Interfocos BV. In figura 30 viene presentata una foto del filtro (sinistra) e un'applicazione del filtro su di una stufa a legna.

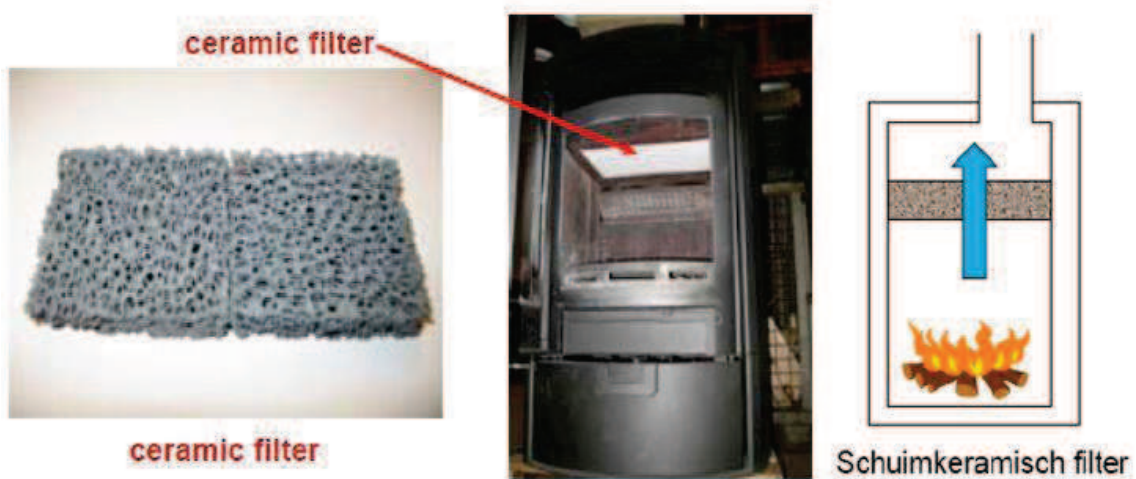


Figura 30: foto del filtro a schiuma ceramica (sinistra) e foto del filtro montato ad una stufa a legna (al centro e a destra).

L'immissione sul mercato di questo prodotto era prevista nel 2011 ma non è ancora stato commercializzato. Avendo un costo di

approssimativamente 100 euro, può avere un grande impatto sulla riduzione delle emissioni delle stufe a legna.

Prove effettuate dal costruttore hanno evidenziato efficienze di cattura del PM molto variabili, da meno del 10% a più del 70%. Questo perché l'efficienza dipende da vari fattori quali la posizione del filtro nella stufa e la dimensione dei pori della schiuma ceramica.

3.17 Convertitori catalitici (catalizzatori)

Il principio di funzionamento dei catalizzatori consiste nell'ossidazione dei composti organici presenti nei fumi. In assenza di dispositivi specifici, l'ossidazione richiede una temperatura di almeno 540°C; temperature così alte sono difficili da raggiungere all'esterno della camera di combustione. Per ridurre la temperatura di ignizione dei fumi, gli apparecchi possono essere dotati di un catalizzatore a valle della camera di combustione. I dispositivi sono realizzati solitamente con un supporto ceramico estruso in una configurazione a celle o ad alveare. La superficie è poi ricoperta con un sottile strato di catalizzatore (es.: platino, rodio o palladio).

In termini operativi, possono prodursi danni al catalizzatore dovuti ad una temperatura eccessiva, e può esserci la necessità di periodiche operazioni di pulizia. I catalizzatori sono dispositivi estremamente diffusi soprattutto negli Stati Uniti; recentemente si è avuto il lancio di qualche prodotto anche sul mercato europeo ed italiano, ma, ad oggi, sono

disponibili dati di letteratura non sufficienti ad accertarne l'efficacia e la durabilità nel tempo [23].

Analizziamo due tipi di catalizzatori in base alla rassegna svolta dalla IEA Bioenergy Task 32 (tabella 19).

name of device	manufacturer	country
KlimaKat	Camínos	Germany
MEKAT	IUTA/moreCAT GmbH	Germany

Tabella 19: catalizzatori sottoposti a studio da parte dell'IEA Bioenergy Task 32

3.17.1 Catalizzatore MEKAT

La figura 31 mostra una foto (sinistra) e una sua tipica applicazione su una stufa a legna (sinistra) del dispositivo progettato dall'azienda tedesca MoreCat GmbH.

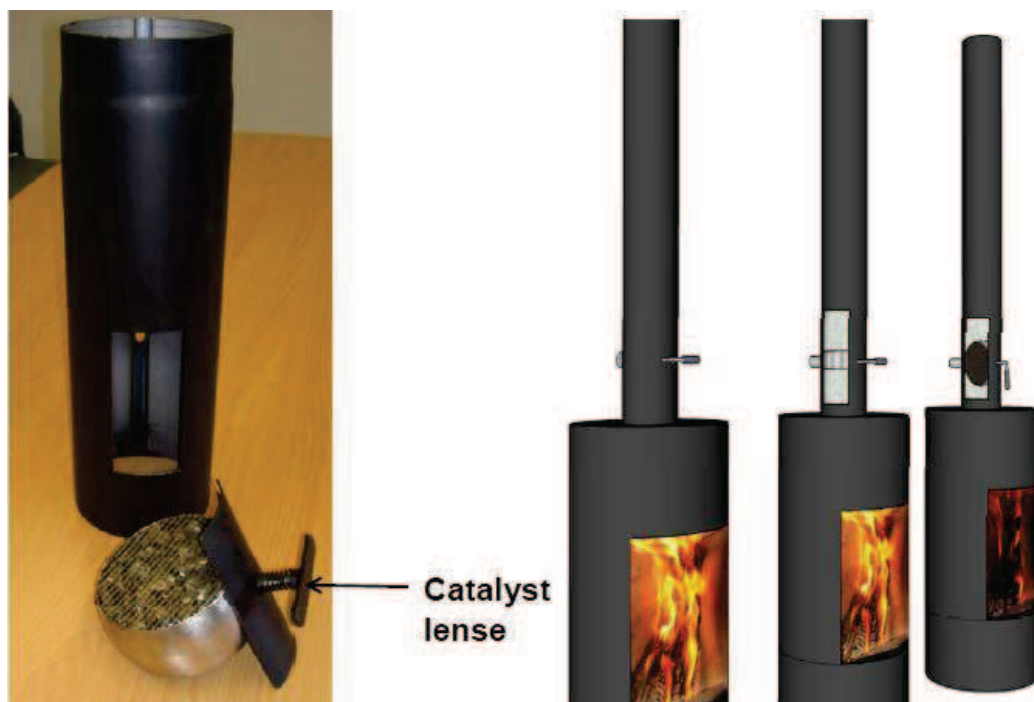


Figura 31: foto del catalizzatore MEKAT (sinistra) e schema di una sua applicazione su una stufa a legna (destra).

È un catalizzatore al palladio posizionato nel camino di stufe a legna allo scopo di convertire il monossido di carbonio (CO), ceneri e idrocarburi incombusti in anidride carbonica (CO₂) e vapore d'acqua.

Il dispositivo deve essere attivato, tramite una leva, quando la temperatura dei fumi raggiunge i 250°C e richiede temperature dei fumi comprese tra i 350°C e i 550°C per permettere i processi di ossidazione.

I test effettuati dalla Graz University of Technology (Austria) hanno mostrato, per quanto riguarda il particolato, un aumento delle emissioni di PM1 a causa delle condizioni povere di combustione della stufa quando si raggiungono elevate cadute di pressione nel condotto di scarico.

Quindi, data l'inefficienza di cattura del particolato fine, il costo elevato e l'elevata caduta di pressione dei fumi nel condotto, questo dispositivo non sembra essere una tecnologia promettente.

3.17.2 Catalizzatore KLIMA-KAT

In figura 32 sono riportate una foto (destra) e uno schema costruttivo (sinistra) del dispositivo progettato dall'azienda tedesca CAMINOS Kaminofen Productions- und Vertriebs GmbH & CO.

Filtro con NANOLapilli che bruciano le particelle organiche e convertono il CO a CO₂; viene installato in camera di combustione (come si può vedere in figura 32). Disponibile solo per stufe a legna prodotte dalla stessa azienda.

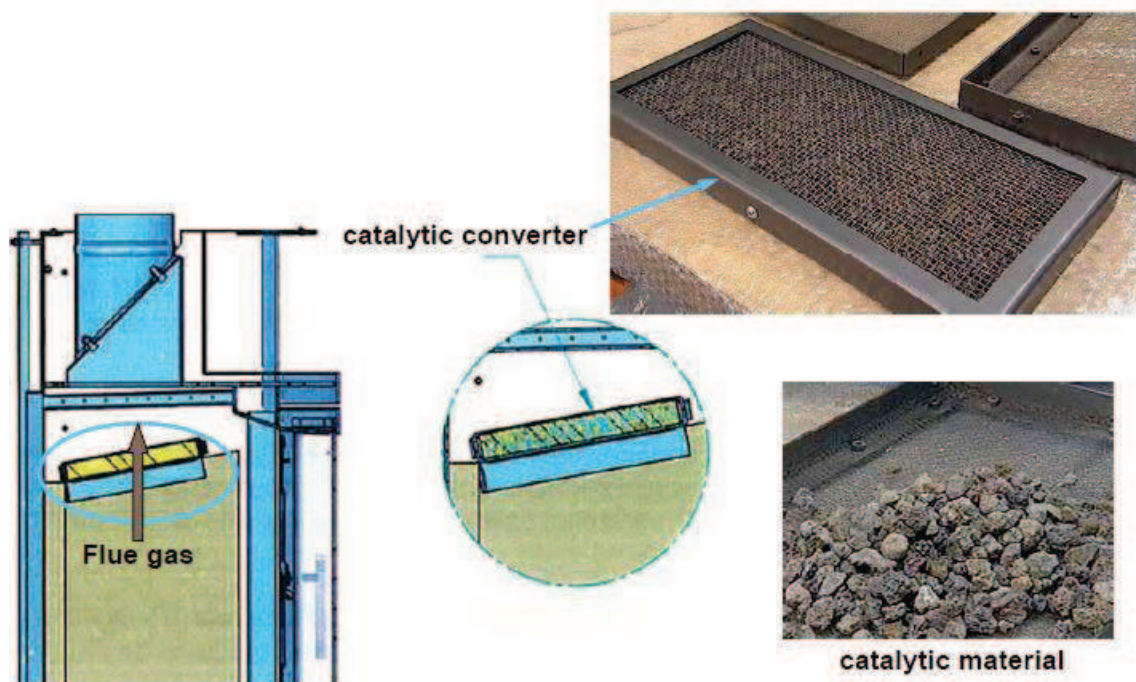


Figura 32: foto (destra) e schema costruttivo (sinistra) del catalizzatore KLIMACAT

Riguardo all'efficienza di cattura del particolato sospeso si richiamano i dati forniti dal costruttore, che dichiara efficienze maggiori all'85%, dato che non sono stati effettuati test sul dispositivo da nessun istituto indipendente.

Per questo motivo, sono richiesti ulteriori test prima di esprimere l'effettiva efficienza del catalizzatore.

3.18 Considerazioni sui dispositivi di filtraggio analizzati

Tra i dispositivi analizzati i precipitatori elettrostatici sembrano essere i più promettenti come tecnologia per i piccoli sistemi di combustione delle biomasse legnose. Tra questi, tre sono già disponibili sul mercato:

- ZumikRon;
- Oekotube;
- Airbox.

I seguenti ESP, possono essere immessi sul mercato in un futuro prossimo:

- RuFF-KAT;
- Spanner;
- TH-AE;
- Windhager.

Gli altri ESP, invece, sono ancora in fase di studio e miglioramento.

Con gli ESP si riesce a raggiungere, generalmente, un'efficienza di precipitazione dal 50% all'85% in base al tipo di biocombustibile utilizzato e dal sistema di combustione (tradizionale o moderno). Possono essere installati tra il combustore e il camino oppure sulla cima del camino. La maggior parte di essi è dotata di un sistema automatico di pulizia con un sistema vibrante, con spazzole o con getti d'acqua mentre altri devono essere puliti manualmente regolarmente dal compratore o dallo

spazzacamino. Il consumo di potenza elettrica di questi dispositivi si aggira, generalmente, tra i 10W e i 30W.

I costi variano tra i 1000 e i 3000 euro a cui vanno aggiunti i costi di installazione e i costi dell'energia elettrica (che variano in base al tempo di utilizzo del dispositivo).

La maggior parte di questi ESP è stata sviluppata e testata solo in condizioni di buona combustione in laboratorio mentre sono stati effettuati pochi test in campo e a lungo termine. Perciò, sono disponibili pochi dati riguardo al funzionamento in condizioni reali.

L'influenza delle particelle condensabili e delle particelle viscosi che si formano sotto condizioni di combustione povera (tipica nei sistemi tradizionali come vecchie stufe e vecchie caldaie e anche durante l'accensione) sull'efficienza e l'affidabilità degli ESP non è ancora stata chiarificata. Progetti in corso e futuri sono mirati proprio alla spiegazione di questi fenomeni per comprendere e migliorare gli ESP in modo da garantire una più ampia diffusione sul mercato di queste tecnologie.

Ad ora, invece, non sono stati raggiunti buoni risultati con i catalizzatori nelle piccole applicazioni per combustione della biomassa a causa delle alte temperature dei fumi richieste per i processi di ossidazione degli elementi inquinanti. Il dispositivo KLIMA-KAT può essere sottoposto ad ulteriori test e migliorie dato che viene installato al di sopra della camera di combustione, zona in cui le temperatura sono più elevate che nel camino.

Per quanto riguarda la stufa a legna ECOplus equipaggiata con il filtro a schiuma ceramica non è possibile quantificare l'efficienza di precipitazione del particolato in quanto, essendo installato in prossimità

della camera di combustione, non è possibile effettuare misure della concentrazione di particolato prima della filtrazione. Confronti con altri sistemi di combustione moderni simili non equipaggiati con filtri non mostrano differenze notevoli rispetto alle emissioni di particolato. L'efficienza non sembra, quindi, essere elevata anche se sono necessari ulteriori test.

Anche per quanto riguarda gli scambiatori di calore opportunamente dimensionato per la precipitazione del particolato sospeso non si sono osservate alte efficienze. Questi sistemi vengono, per lo più, utilizzati per recuperare calore dai fumi piuttosto che per ridurre le emissioni.

Questo elaborato, di carattere puramente divulgativo, ha voluto portare all'attenzione il problema dell'inquinamento (principalmente particolato) causato dalla combustione delle biomasse in quanto il loro utilizzo si sta via via sviluppando negli anni a causa della maggior convenienza del combustibile legnoso rispetto ai combustibili fossili.

Avendo individuato il contributo del riscaldamento domestico tramite piccoli sistemi a combustione di biomassa si è cercato di mettere a conoscenza sui dispositivi, presenti sul mercato o in fase di sviluppo, atti alla riduzione degli inquinanti emessi in atmosfera.

Si può concludere, quindi, che i dispositivi trattati in questo elaborato, essendo misure secondarie di riduzione delle emissioni, sono particolarmente adatte per sistemi di combustione più datati dato che in essi sono state riscontrati livelli di emissioni maggiori. Infatti, dato l'elevato costo degli stessi, per sistemi più moderni è maggiormente conveniente la riduzione delle emissioni tramite il miglioramento delle

condizioni in cui avviene la combustione, le cosiddette misure di riduzione primarie.

Infine, affinché questi dispositivi abbiano una più vasta diffusione sul mercato, in modo da essere acquistati ed utilizzati per garantire una migliore qualità dell'aria che respiriamo, oltre al fondamentale sviluppo tecnologico, da parte della ricerca scientifica, si ritengono necessarie anche incentivi legali e finanziari da parte degli Stati o dall'Europa.

CONCLUSIONI

Nel grafico qualitativo riportato qui sotto (figura 33), vengono rappresentate le efficienze medie di rimozione del particolato, in funzione del diametro aerodinamico (assumendo una dipendenza lineare), dei dispositivi analizzati in questo elaborato.

Non essendo disponibili dati precisi per quanto riguarda i filtri ceramici e i catalizzatori sono state effettuate le seguenti considerazioni:

- Per i filtri ceramici si considera un'efficienza media dal 5% per PM1 fino al 15% per particolato più grossolano, dato che, non essendo stato possibile effettuare misurazioni specifiche, non si sono rilevate grandi differenze con apparecchiature moderne non dotate di filtro;
- I dati disponibili dai test effettuati dalla Graz University of Technology (Svizzera) per i catalizzatori evidenziano un aumento delle emissioni di PM1 durante il funzionamento del dispositivo a causa del peggioramento delle condizioni di combustione dovute alla caduta di pressione elevata dei fumi indotta dal dispositivo stesso. La curva relativa ai catalizzatori non viene riportata, avendo un'efficienza di rimozione molto scarsa.

L'Introduzione di futuri limiti di emissioni rispetto al materiale particolato, alcuni prossimi (il limite per PM2.5 imposto dall'UE entrerà in

vigore il 1° gennaio 2015) sta portando la ricerca scientifica sullo studio di nuovi tipi di tecnologie di filtrazione al fine di raggiungere efficienze di molto superiori rispetto a quelle dei dispositivi trattati in questo elaborato.

A questo proposito, la ricerca svolta presso il Dipartimento di Ingegneria Industriale (DIN) dell'università di Bologna, coordinata dall'ingegnere Augusto Bianchini, si prefigge di raggiungere efficienze di riduzione del particolato sottile, in piccole apparecchiature di combustione della biomassa, dell'ordine del 99,9% tramite l'utilizzo di nuove tecnologie di filtrazione.

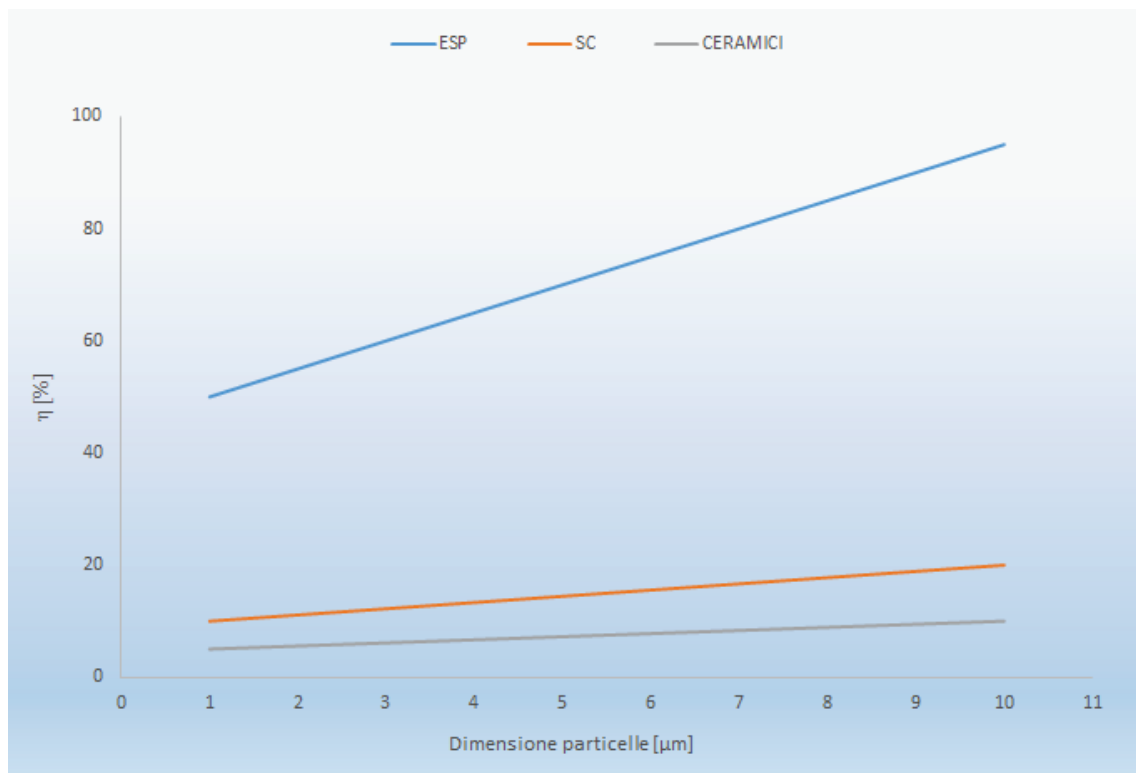


Figura 33: efficienze medie dei dispositivi analizzati in funzione della dimensione delle particelle

BIBLIOGRAFIA

- [1] Direttiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 aprile 2009 sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive 2001/77/CE e 2003/30/CE.
- [2] C. Sacconi, A. Bianchini, M. Pellegrini – “biomasse: classificazione e caratterizzazione delle biomasse ai fini dell'utilizzo a scopo energetico” - Department of Industrial Engineering (DIN) - University of Bologna.
- [3] G. Candolo – “biomasse vegetali: i possibili processi di conversione energetica” – aprile 2005.
- [4] ENEA, agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile – “le fonti rinnovabili 2010: ricerca e innovazione per un futuro low-carbon” – 2010.
- [5] T. Faravelli, A. Frassoldati S. Granata, A. Cuoci, E. Ranzi – “fenomenologia della combustione di biomasse” - Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica del Politecnico di Milano.
- [6] Van Loo S, Koppejan J – “The handbook of biomass combustion and cofiring” - UK and USA: Earthscan; 2008.
- [7] C. Sacconi, A. Bianchini, M. Pellegrini – “biomasse: analisi dei processi di combustione: formazione di diossine” - Department of Industrial Engineering (DIN) - University of Bologna.

[8] C. Saccani, A. Bianchini, M. Pellegrini – “biomasse: caldaie a biomassa” - Department of Industrial Engineering (DIN) - University of Bologna.

[9] Dott. V. Bartolelli, Ing. G. Schenone, Dott.ssa C. Artese – “dossier: CALDAIE A BIOMASSA per impianti di riscaldamento domestico” – ITABIA, progetto RES & RUE Dissemination.

[10] Wikipedia, the free encyclopedia – “ www.wikipedia.org”.

[11] Glarborg P. et al. – “ a kinetic issue of reburning: the fate of HCNO” - CHEC Research Centre, Department of Chemical and Biochemical Engineering, Technical University of Denmark, 2003.

[12] S. Ghafghazi, T. Sowlati, S. Sokhansanj, X. Bi, S. Melin – “particulate matter emissions from combustion of wood in district heating applications” - Department of Wood Science, University of British Columbia, Canada, 2011.

[13] Dell’Antonia D. – “caratterizzazione delle emissioni durante la combustione di biomasse erbacee e legnose” – scuola di dottorato di ricerca territorio ambiente risorse e salute, università degli studi di Padova.

[14] Obernberger I., Brunner T., Barnthaler G. – “Chemical properties of solid biofuels—significance and impact.” - Biomass and Bioenergy 30, (2006).

[15] S.S. Sidhu, L. Maqsood, B. Dellinger, G. Mascolo – “The homogeneous, gas-phase formation of chlorinated and brominated dibenzo-p-dioxin from 2,4,6-trichloro- and 2,4,6-tribromophenols” – combustion and flame, volume 100, 1995, pagg. 11-20.

- [16] B.R. Stanmore – “ the formation of dioxins in combustion systems” – combustion and flame, volume 136, 2004, pagg 398-427.
- [17] Obernberger .I, Brunner T., Joller M. – “Characterisation and formation of aerosols and fly-ashes from fixed-bed biomass combustion.” - In: Nussbaumer T, editor. “Aerosols from biomass combustion.” international seminar at 27 June 2001 in Zurich by IEA Bioenergy Task 32 and Swiss Federal Office of Energy. 2001. p. 69–74.
- [18] Johansson L.S., Leckner B., Gustavsson L., Cooper D., Tullin C., Potter A. – “Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets.” - Atmospheric Environment 38, (2004), pagg.4183–4195.
- [19] Ndiema C.K.W., Mpendazoe F.M., Williams A. – “Emission of pollutants from a biomass stove.” – Energy Conversion Management (1998), 39 (13), 1357–67.
- [20] Boman C., Nordin A., Bostrom D., Ohman M. – “Characterization of inorganic particulate matter from residential combustion of pelletized biomass fuels.” - Energy & Fuels 2004;18:338–48.
- [21] V. Barbarossa, G. Vanga, G. Battipaglia – “Studio e sperimentazione di processi chimico-fisici di trattamento e conversione del syngas” – ENEA, settembre 2011.
- [22] Zuccaro L. – “il ruolo delle biomasse nell’ambito della promozione delle fonti di energia rinnovabili” - www.energiab.it.

- [23] Galante S. – “la combustione di biomassa in piccoli impianti residenziali: emissioni, incertezze, scenari di riduzione” – tesi di dottorato, Politecnico di Milano.
- [24] T. Nussbaumer, J. E. Hustad – “overview of biomass combustion” - Developments in Thermochemical Biomass Conversion, 1997, pp. 1229-1243.
- [25] L. Golferà, M. Pellegrini, A. Bianchini, C. Sacconi – “ filtro sperimentale a <<particolato zero>>” - DIEM, Facoltà di Ingegneria, Università di Bologna.
- [26] M. Obaidullah, S. Bram, V. K. Verma, J. De Ruyck. – “A Review on Particle Emissions from Small Scale Biomass Combustion” - International journal of renewable energy research, Vol.2 no.1, 2012.
- [27] Samet J.M., Dominici F., Curriero F.C., Coursac I., Zeger S.L. – “ Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities” - The New England Journal of Medicine 2000;343:1742–9.
- [28] Pope III C.A., Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., Krewski D., Ito K., et al. – “Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution.” - The Journal of the American Medical Association 2002;287:1132–41.
- [29] Peters A., Wichmann H., Tuch T., Heinrich J., Heyder J. – “Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles.” - American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine 1997;155:1376–83.
- [30] Mario G. Cora and Yung-Tse Hung – “Controlling Industrial Particulate Emissions: A Practical Overview of Baghouse Technology” -

Environmental Quality Management Volume 11, Issue 4, pages 53–64, Summer 2002.

[31] EEA (European Environment Agency) – “Air quality in Europe - 2013 report”.

[32] ARPA Emilia-Romagna – “la qualità dell’aria in Emilia-Romagna” – edizione 2013-

[33] il CTI informa – “Il MATTM aggiorna i limiti di emissione degli impianti a biomassa” – energia e dintorni, settembre 2014, pp. 22-26.

[34] IEA Bioenergy (Project Coordinator: Ingwald Obernberger) – “Survey on the present state of particle precipitation devices for residential biomass combustion with a nominal capacity up to 50kW in IEA Bioenergy Task 32 member countries” – 2011.

[35] I. Obernberger, C. Mandl, F. Biedermann – “state-of-the-art and assessment of filter technologies for residential biomass combustion system” – institute for process and particle engineering, Graz university of technology, 2012.

[36] Presentazione del progetto sul sito www.ultralowdust.eu