

ANALISI COSTO-EFFICIENZA DI IMPIANTI PER L'ABBATTIMENTO DI COV (COMPOSTI ORGANICI VOLATILI)

M. Campolo*, S. Rivilli e A. Soldati

Sommario – I composti organici volatili (COV) rappresentano, per la loro presenza diffusa nelle emissioni dell'industria di processo e per la loro riconosciuta tossicità, una significativa fonte di rischio per la salute. Per migliorare la sicurezza e tutelare la salute nell'ambiente di lavoro, la normativa Europea ha fissato dei limiti per quanto riguarda l'emissione di questi composti in atmosfera [vedi Direttiva Comunitaria 1999/13/CE]. La tendenza per i prossimi anni sembra suggerire limiti ancora più restrittivi. In questo panorama, studiare i processi che permettono di ridurre le emissioni di COV diventa indispensabile da un lato per ottemperare ai vincoli di legge e dall'altro per poter scegliere tra i sistemi di abbattimento quelli più opportuni dal punto di vista economico e ambientale. In questo lavoro viene presentata un'analisi incrociata del costo economico, del rendimento e del costo ambientale di diversi sistemi di abbattimento dei COV, che permette di confrontare le tecnologie disponibili in un'ottica di sviluppo sostenibile ed eco-compatibile [Rapporto Brundtland, 1987].

COST-EFFICIENCY ANALYSIS OF VOC-ABATEMENT (VOLATILE ORGANIC CARBON) DEVICES

Summary – Volatile organic carbon (VOC) compounds are a serious hazard for human health. VOC are widely present in industrial environments and their toxicity is proven. To improve safety and preserve a healthy working environment, European laws establishes limits to VOC emission into the atmosphere [see European Directive 1999/13/CE]. In addition, future trends foresees further reduction to emission limits. In this context, it seems crucial to identify guidelines to analyze VOC abatement processes complying with both bylaw requirements and with process economics. In this work, we develop a procedure to identify the optimum choice satisfying both the process economics, the abatement efficiency and the environmental impact. We examine different VOC abatement systems, and we compare the available abatement technologies considering sustainability and eco-compatibility issues [Brundtland Report, 1987].

1. INTRODUZIONE

I composti organici volatili (COV) – benzene, acetone, toluene, stirene – sono utilizzati come solventi, disperdenti, correttori di viscosità, plastificanti, conservanti o agenti di pulizia in molte attività industriali (preparazione di coloranti, vernici, resine sintetiche, materie plastiche, prodotti farmaceutici, detersivi, insetticidi, fibre artificiali, esplosivi). Recenti rapporti sanitari [USEPA, 1995] hanno messo in evidenza che questi composti rappresentano una fonte di rischio per la salute

umana. Per questo motivo, i COV vengono utilizzati in aree confinate dove sono previsti opportuni sistemi di aspirazione per la captazione dei vapori. I vapori, una volta trattati per recuperare i materiali, sono convogliati verso dispositivi di abbattimento prima di essere dispersi in atmosfera.

La riduzione delle emissioni di COV imposta dalle normative risponde all'esigenza di maggiore sicurezza e salvaguardia della salute negli ambienti di lavoro e nelle zone limitrofe più probabilmente esposte alle emissioni.

Le vie percorribili per raggiungere questo obiettivo sono due: (i) ridurre le emissioni alla sorgente, individuando i processi che permettono di aumentare l'intensità di utilizzo delle risorse (riducendo gli sprechi e riutilizzando i materiali) secondo l'ottica della *cleaner production* [European Environment Agency, 1999]; (ii) utilizzare sistemi di abbattimento a valle del processo produttivo (*end of pipe technologies*), identificando le apparecchiature più adatte, in termini di costi e prestazioni, per la captazione e l'abbattimento delle sostanze inquinanti presenti nell'effluente gassoso [Benitez, 1993].

La prima strada, ottimale dal punto di vista ambientale, richiede uno studio accurato del processo produttivo (analisi ambientale) che permetta di individuare le fasi in cui si produce l'emissione e di valutare la possibilità di eliminare o ridurre le sorgenti di inquinamento attraverso l'adozione di materiali alternativi, nuove tecnologie o processi produttivi. Questo tipo di approccio comporta un pesante impegno dell'azienda nella fase di analisi ambientale e introduce cambiamenti delle pratiche produttive che possono tradursi in un costo difficilmente quantificabile a priori. L'incertezza nella valutazione dei costi spinge molte aziende ad orientarsi verso soluzioni *end of pipe* [Moretti, 2002], dove l'esperienza e il mercato determinano la scelta dell'apparecchiatura di abbattimento. Anche in questo caso, i vincoli ambientali sempre più severi, il continuo sviluppo delle tecnologie e delle soluzioni impiantistiche e la mancanza di competenze residenti aggiornate sulle tecnologie e le apparecchiature di abbattimento rendono difficile la scelta dell'impianto di trattamento.

In questo lavoro, vengono analizzate le diverse tecnologie impiantistiche per l'abbattimento dei COV prendendo in considerazione gli aspetti economici, i vincoli normativi e gli impatti ambientali con l'obiettivo di condensare le conoscenze attualmente disponibili in uno strumento che possa essere utilizzato dalle aziende per orientarsi nella scelta dell'impianto di abbattimento ottimale.

Le principali variabili operative che incidono nella scelta sono la portata e la concentrazione dell'effluente. In un approccio classico, la scelta ottimale dell'impianto di abbattimento realizza il compromesso tra i costi di acquisto e gestione e le efficienze di abbattimento. In un approccio orientato allo sviluppo sostenibile, la scelta risulta dipendere in modo spesso vincolante anche dall'impatto ambientale del processo di abbattimento.

* Dott. Ing. Marina Campolo, Centro Interdipartimentale di Fluidodinamica e Idraulica e Dipartimento di Energetica e Macchine, Università degli Studi di Udine – 33100 Udine – attualmente presso Universidad Complutense de Madrid – Madrid, Spain – Corresponding author: tel. +39 0432 558006, fax +39 0432 558027, e-mail: marina@argon.dstc.uniud.itd

2 IMPIANTI E TECNOLOGIE DI ABBATTIMENTO DEI COV

Gli impianti per l'abbattimento dei COV assolvono la duplice funzione di (i) captare i vapori e di (ii) abbattere, fino al raggiungimento dei limiti di legge, la quantità di sostanze inquinanti presenti nell'effluente prima che venga rilasciato in atmosfera [Barolo e Offredi, 2002].

Le tecnologie per l'abbattimento dei COV utilizzano principi chimici, chimico-fisici e biologici diversi al variare della portata e della concentrazione dell'effluente da trattare. Attualmente, le tecnologie più diffuse in Italia risultano essere la combustione, l'adsorbimento, e la biofiltrazione. Da una recente indagine condotta nei settori della verniciatura e del lavaggio/sgrassaggio (che da sole rappresentano circa il 75% delle industrie dotate di impianti per l'abbattimento dei COV), gli impianti di abbattimento che utilizzano la combustione (rigenerativa, recuperativa o catalitica), l'adsorbimento e la biofiltrazione rappresentano rispettivamente il 90%, il 3% e l'1% delle installazioni esistenti [Geotti, 2002]. La rotoconcentrazione, che consiste nella riduzione e concentrazione dell'effluente gassoso prima dell'effettivo processo di abbattimento è invece ancora scarsamente diffusa.

Combustione (Ossidazione termica)

Il modo più semplice per abbattere i COV è quello di ossidarli termicamente. L'effluente da trattare viene immesso in un bruciatore e riscaldato fino ad innescare l'ossidazione che trasforma i COV in acqua, anidride carbonica ed energia termica. In condizioni di funzionamento a regime, il calore prodotto dall'ossidazione termica può essere utilizzato per pre-riscaldare l'effluente [combustori recuperativi e rigenerativi], aumentando l'efficienza del processo e diminuendo il consumo di combustibile ausiliario. Questo combustibile, indispensabile nella fase di avviamento dell'impianto, è essenziale anche per il controllo della temperatura nel bruciatore, con il quale è possibile realizzare le efficienze di abbattimento desiderate. La quantità di combustibile consumato varia con la concentrazione di COV nell'effluente: per concentrazioni sufficientemente elevate, il processo di combustione è in grado di auto-sostenersi e il consumo di combustibile diventa minimo. Per motivi di sicurezza e per mantenere elevata la possibilità di controllo del processo, la concentrazione dell'effluente nel bruciatore non supera mai il *Lower Explosive Level* (LEL).

I combustori sono utilizzati in modo efficiente per trattare correnti di COV con alto potere calorifico, portata relativamente ridotta [anche oltre 100.000 Nm³/h] e concentrazione compresa tra 1 e 8 g/Nm³, condizioni corrispondenti all'auto-sostentamento.

Il processo di combustione produce come inquinanti secondari CO, CO₂, NO_x, ossidi di cloro, acido cloridrico e aldeidi. La formazione di questi inquinanti e il consumo di combustibile ausiliario sono i due fattori che determinano l'impatto ambientale del processo di ossidazione termica.

Adsorbimento

Un metodo alternativo per separare i COV dalla corrente gassosa è quello di promuovere la formazione di legami fisici o

chimici tra i composti da rimuovere e un solido "attivo" nei loro confronti. Per massimizzare l'efficienza del processo di adsorbimento, vengono utilizzati solidi micro-porosi che offrono la massima superficie di adsorbimento per unità di peso. La capacità di separazione dei COV dipende dalla forza del legame che si forma tra le sostanze adsorbite e mezzo adsorbente, che condiziona anche la facilità con cui il materiale poroso potrà essere rigenerato per un futuro riutilizzo.

Il flusso di materiale adsorbito aumenta con la concentrazione dei COV nella corrente gassosa. Tuttavia, poiché il mezzo adsorbente si satura rapidamente se la portata e la concentrazione sono elevate, le prestazioni dell'adsorbitore possono decadere nel tempo se il materiale adsorbente non viene opportunamente rigenerato. Il bilancio tra efficienza di separazione e necessità di rigenerazione del mezzo è ottimale per correnti di portata contenuta (da 500 a 100.000 Nm³/h) e concentrazione non troppo elevata (fino a 4 g/Nm³).

Concentrazione – Rotoconcentrazione

La possibilità di ridurre la portata dell'effluente e di concentrare i COV prima dell'ingresso nell'apparecchiatura di abbattimento vera e propria ha evidenti vantaggi economici, soprattutto in termini di dimensioni ridotte degli impianti e condizioni di funzionamento più prossime a quelle di massima efficienza.

Il metodo più utilizzato per la concentrazione dei COV prevede (i) l'adsorbimento e l'accumulo dei COV su un supporto adsorbente, (ii) l'estrazione dal mezzo adsorbente con una portata d'aria ridotta e (iii) l'alimentazione della portata concentrata e ridotta all'apparecchiatura di abbattimento.

Per concentrare e ridurre in modo continuo alte portate di effluenti (a partire da 5.000 Nm³/h) a bassa concentrazione di COV (generalmente comprese tra 0.1 e 1 g/Nm³) si utilizzano i rotoconcentratori, che consistono in disco rotante di mezzo adsorbente (in carboni attivi o zeoliti) che lavora a settori. Mentre il primo settore, attraversato dalla corrente ad alta portata e bassa concentrazione, adsorbe i COV, questi vengono estratti da un secondo settore, in cui erano stati precedentemente adsorbiti, utilizzando una portata ridotta di gas. La corrente può essere concentrata e ridotta in portata da 4 a 20 volte e viene in genere convogliata verso un combustore per la termodistruzione. Il processo di abbattimento risulta ottimizzato per le dimensioni ridotte del combustore e le minori portate da movimentare, mentre la concentrazione della corrente estratta può essere aumentata fino a permettere l'auto-sostentamento del processo, riducendo i consumi energetici.

Le particolari condizioni operative a cui operano i rotoconcentratori fanno sì che altri processi (condensazione o biofiltrazione) candidati per l'accoppiamento con la rotoconcentrazione non risultino competitivi rispetto alla combustione.

Biofiltrazione

Un diverso sistema per trasformare i COV in sostanze non inquinanti è l'ossidazione biochimica da parte di microrganismi. La biomassa deve essere scelta in modo specifico in funzione dei COV da abbattere, tenendo conto che l'eventuale presenza nell'effluente di composti inibenti potrebbe alterare l'attività microbica.

I biofiltri, utilizzati da più di venti anni nelle applicazioni industriali, sono ancora progettati in modo semi-empirico. La complessità del processo biologico è tale da rendere difficoltosa una progettazione dell'apparecchiatura a partire da concetti teorici o modelli matematici [Alonso et al., 2001]. Si utilizzano invece dati di laboratorio relativi all'abbattimento di correnti di sintesi, o risultati sperimentali ottenuti su impianti pilota che trattano la reale corrente gassosa da depurare [Geenens and Thoeye, 2000]. Spesso anche i dati disponibili in letteratura sull'abbattimento di inquinanti specifici o di combinazioni di più inquinanti sono carenti, o acquisiti in condizioni operative tali che ne impediscono un uso affidabile per prevedere il comportamento della biomassa in condizioni reali [Alonso et al., 2000]. L'attività per la messa a punto e lo *scale-up* di un biofiltro può essere decisamente complessa e richiedere fino a 2 o 3 mesi di lavoro con analisi quotidiane delle concentrazioni in ingresso e in uscita dall'impianto [Sironi, 1999].

Dal punto di vista impiantistico, l'effluente da trattare entra in contatto con la biomassa insediata su un substrato a letto fisso, che costituisce il supporto su cui i batteri si accrescono degradando le sostanze organiche presenti nell'effluente. Il substrato è formato in parte da materiale inerte dotato di un nucleo idrofilo e in parte da una copertura di materiale organico (tra cui carbone attivo) che immagazzina i COV. In condizioni di carico inquinante variabile, la presenza di materiale adsorbente nel corpo filtrante migliora le prestazioni del biofiltro perché il meccanismo di adsorbimento-desorbimento permette di livellare le fluttuazioni di concentrazione di COV nella fase acquosa assicurando costante alimento per i microrganismi.

La degradazione biochimica avviene in condizioni aerobiche con produzione di acqua e anidride carbonica. Poiché i costi necessari per mantenere attiva la biomassa sono piuttosto bassi, la biofiltrazione è un processo a basso impatto ambientale e basso costo che ben si adatta ad elaborare portate elevate a basse concentrazioni [Aizpuru et al., 2001]. Le fasi di selezione della biomassa e di avviamento dell'impianto possono tuttavia rappresentare degli ostacoli per la diffusione di questa tecnologia.

3. FATTORI CHE DETERMINANO LA SCELTE IMPIANTISTICHE

Nell'ottica dello sviluppo sostenibile, la tecnologia di abbattimento ottimale deve essere tale da conciliare, per le specifiche operative assegnate (concentrazione degli inquinanti e portata da trattare), i vincoli legislativi, ambientali ed economici (Figura 1). Concentrazione e portata sono variabili cruciali per individuare i vincoli legislativi sulle emissioni e determinare le efficienze di abbattimento che permettono di rispettare i limiti allo scarico. Inoltre, nell'ottica dello sviluppo sostenibile, le stesse variabili sono essenziali per stabilire obiettivi ambientali relativi alla riduzione delle emissioni. Dal punto di vista ingegneristico, concentrazione e portata determinano le dimensioni e le caratteristiche specifiche degli impianti di abbattimento in grado di realizzare gli obiettivi impiantistici e/o ambientali ed i relativi costi.

Per individuare l'impianto ottimale è quindi indispensabile valutare in modo incrociato le condizioni operative, l'efficienza di impianto e l'efficienza ambientale.

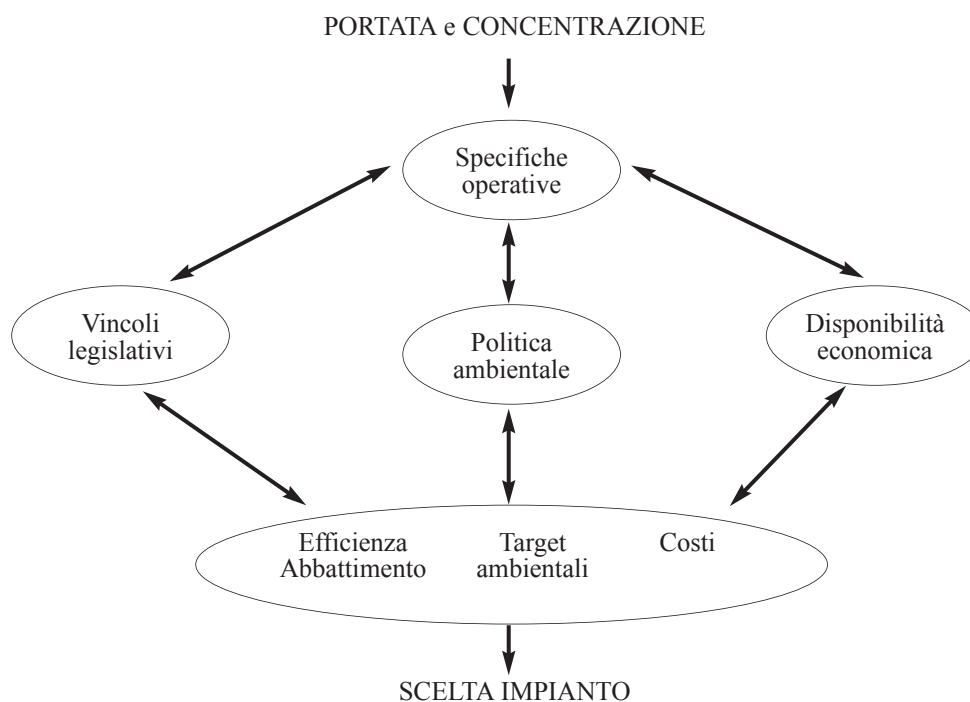


Fig. 1 – Elementi che determinano la scelta dell'impianto

Di seguito viene presentata l'analisi dei costi, del rendimento d'impianto e del rendimento ambientale per le diverse tecnologie di abbattimento dei COV. L'analisi ha permesso di ricavare due grafici, presentati nel paragrafo 5.1, che possono essere utilizzati come strumenti decisionali di supporto per la scelta dell'impianto di abbattimento ottimale. Il loro utilizzo viene illustrato attraverso due esempi applicativi.

3.1 Analisi dei costi

I costi che incidono nella scelta di un impianto di abbattimento si dividono in (i) costi di investimento iniziali [acquisto] e (ii) costi di esercizio [gestione e manutenzione]. I primi includono costi di acquisto e preparazione del sito e costi di acquisto dell'impianto. In questo lavoro ci siamo limitati a considerare solo i costi di acquisto dell'impianto. Questi costi, indipendentemente dalla tipologia impiantistica, sono direttamente proporzionali alla portata da trattare, Q , ed alla concentrazione dell'effluente, C . All'aumentare della portata e della concentrazione, aumentano infatti le dimensioni [volumi e superfici] e la complessità dell'impianto di abbattimento.

Con riferimento alle tecnologie di abbattimento precedentemente descritte, nel caso di un combustore servono bruciatori più grandi per bruciare portate più elevate, e quando la concentrazione dell'effluente diventa prossima al limite di auto-combustibilità inferiore (LEL) servono apparecchiature di controllo della temperatura per mantenere in sicurezza il bruciatore ed evitare che la combustione possa procedere in modo incontrollato.

Analogamente, nel caso di un adsorbitore dovrà essere opportunamente dimensionato il letto adsorbente, e nel caso di un biofiltro potrebbe essere necessario utilizzare un sistema a ricircolazione per garantire l'abbattimento per concentrazioni elevate dell'effluente.

I costi di investimento possono quindi essere espressi come:

$$C_{investimento} = k \cdot Q \cdot C$$

dove Q è la portata, C è la concentrazione e k è una costante che dipende dal tipo di impianto e tiene conto sia della tecnologia di abbattimento che degli strumenti eventualmente necessari per il controllo e la sicurezza del processo.

I costi di esercizio sono difficilmente stimabili con precisione prima che l'impianto entri effettivamente in funzione [Offredi, 2000] e, generalmente, non sono monitorati in modo accurato dalle industrie. Questi fattori fanno sì che nell'analisi dei costi ci si basi solo su valutazioni qualitative. I costi di esercizio possono essere divisi in costi specifici legati al tipo di impianto scelto e costi comuni, come il costo dell'energia elettrica utilizzata per movimentare l'effluente attraverso l'impianto di abbattimento e fino allo scarico. Il costo comune dipende dalla potenza dei ventilatori installati [proporzionale al cubo della portata trattata] e può essere espresso come:

$$C_{movimentazione\ effluente} = k_e \cdot Q^3$$

dove k_e è una costante che dipende dal costo della potenza installata.

I costi specifici della tecnologia di abbattimento invece devono essere valutati singolarmente per le diverse alternative.

Nel caso di un **combustore**, la componente principale del costo di esercizio riguarda l'utilizzo di combustibile ausiliario per poter sostenere la combustione. Questo costo è stato stimato pari a 0,5-1,2 euro/kg COV trattato per combustori catalitici con portata 6.000-20.000 Nm³/h e concentrazione 1-2 g/Nm³ di COV, e può scendere a 0,1-0,4 euro/kg COV trattato per combustori rigenerativi operanti nello stesso intervallo di concentrazioni e portate [Geotti, 2002]. Il risparmio di combustibile ottenuto con un ottimale sfruttamento dei flussi termici prodotti dal combustore è considerato il principale fattore per la riduzione dei costi.

Qualitativamente, si può assumere che il costo di un combustore aumenti con la portata trattata e diminuisca all'aumentare della concentrazione ($C_{combustibile} = k \cdot Q + k \cdot (C_{LEL} - C)$) tanto più quanto l'inquinante è concentrato e l'impianto si avvicina alle condizioni di autosostentamento ($C_{LEL} = 2-5$ g/Nm³). In questa analisi, si sono considerati valori di concentrazione, C , comunque inferiori al valore massimo di autosostentamento. Per concentrazioni superiori al LEL , è necessario controllare la temperatura in camera di combustione per evitare che il bruciatore possa surriscaldarsi.

Per concentrazioni di COV pari al valore di autosostentamento, il consumo di combustibile ausiliario è teoricamente nullo. Nella pratica, questo valore è comunque diverso da zero perché conviene mantenere accesa nel combustore una fiamma pilota in grado di compensare eventuali fluttuazioni di concentrazione o di permettere un rapido riscaldamento a seguito di fermate d'impianto. Tale fiamma pilota genera un consumo di 2-3 m³/h di combustibile ausiliario.

I costi di esercizio per il combustore risultano:

$$C_{combustore} = k_e \cdot Q^3 + k_1 \cdot Q + k_2 \cdot (C_{LEL} - C)$$

e sono rappresentati in Figura 2 (a) al variare della portata e della concentrazione. Sul piano orizzontale sono indicate le curve di isocosto.

Nel caso di un **adsorbitore**, i costi di esercizio sono dati dalla somma dei costi per il materiale adsorbente e i costi di movimentazione. La quantità di materiale adsorbente da utilizzare dipende dalla portata, dalle caratteristiche dell'effluente da trattare e dalle caratteristiche del materiale adsorbente (distribuzione dei pori e loro grandezza).

All'aumentare della portata, aumentano le dimensioni del letto adsorbente che dipendono anche da: (i) velocità di attraversamento; (ii) umidità (per adsorbimento su carboni attivi, se l'umidità relativa supera il 70% sono possibili riduzioni della superficie efficace per l'adsorbimento dei COV); (iii) temperatura dell'effluente gassoso (il processo di adsorbimento è esotermico); (iv) presenza di sostanze avvelenanti e impaccanti, che formano legami stabili con il mezzo adsorbente. L'effetto complessivo di questi fattori è condensato in un fattore di costo proporzionale alla portata trattata secondo una costante (k_3).

All'aumentare della concentrazione, il processo di adsorbimento risulta facilitato, per cui diminuiscono i costi per il materiale, che possono essere espressi come k_4/C .

Infine, poiché si vuole che il materiale adsorbente sia in grado di garantire la sua capacità di adsorbimento nel tempo, bisogna con-

siderare la durata del materiale che dipende dalla tipologia di inquinanti da trattare. Infatti i COV a pressione parziale più bassa tendono a rimuovere dal sito attivo quelli a pressione parziale più elevata. Il progressivo deterioramento nel tempo delle prestazioni del letto può essere espresso tramite un'esponenziale $\exp(-kt)$, dove t è il tempo di funzionamento e k è la velocità con cui si raggiunge la saturazione del letto, proporzionale alla portata in massa trattata, $Q \cdot C$. Il tempo in cui le prestazioni decadono è pari a $1/k$. Se si vuole garantire il funzionamento dell'adsorbitore per un tempo assegnato T , la quantità di materiale adsorbente da utilizzare deve essere aumentata di una quantità pari a $\exp(kT)$. Il materiale dovrà essere rigenerato un numero di volte pari a $Q \cdot C$ nel periodo in esame T . Considerando l'insieme di questi effetti, il costo risulta dato da:

$$C_{\text{adsorbitore}} = (k_3 \cdot Q + k_4 / C) \cdot Q \cdot C \cdot k_5 \cdot \exp(Q \cdot C) + k_e \cdot Q^3$$

Il costo complessivo per l'adsorbitore risulta aumentare al crescere della concentrazione e della portata, come si osserva in Figura 2 (b). Il costo tipico (portata 20.000 Nm³/h, concentrazione 0,8 g/Nm³) risulta essere intorno ai 0,4-0,6 euro/kg COV trattato, di cui 30% costo per potenza elettrica, 40% per sostituzione, smaltimento e ricambio di materiale adsorbente e 30% costo per materiali ausiliari (filtri) e combustibile per la produzione di vapore necessario per la rigenerazione del letto.

Nel caso di un **rotocentratore**, i costi di gestione derivano dalla presenza in serie di un adsorbitore e di un com-

bustore. Tuttavia, la somma di questi costi risulta inferiore a quella delle singole soluzioni impiantistiche perché le condizioni operative consentono di ottimizzare le apparecchiature.

Il costo risulta:

$$C_{\text{rotocentratore}} = (k_3 \cdot Q + k_4 / C) \cdot Q \cdot C \cdot k_5 \cdot \exp(Q \cdot C) + k_1 \cdot Q + k_2 \cdot (C_{\text{LEL}} - C) + k_e \cdot Q^3$$

ed è riportato in Figura 2 (c).

Nel caso di un **biofiltro**, contribuiscono a formare i costi di esercizio sia i costi per la movimentazione della portata che i costi per l'ossidazione biologica:

$$C_{\text{biofiltro}} = k_1 \cdot Q + k_2 / C + k_e \cdot Q^3$$

Maggiore è la portata da trattare, maggiore sarà la biomassa necessaria ($k_1 \cdot Q$) e i relativi costi di mantenimento. La dipendenza dei costi dalla concentrazione dell'effluente è meno sensibile, con costi che decrescono all'aumentare di C (k_2/C), come si osserva in Figura 2 (d).

I costi risultano comunque ridotti rispetto ad altre tecnologie di abbattimento. Si stima che il costo di esercizio di un biofiltro sia pari a 1/3 del costo di un combustore, a 1/4 di quello di un adsorbitore e a 1/2 di quello di un rotocentratore utilizzati per trattare la stessa portata [Prins, 1997].

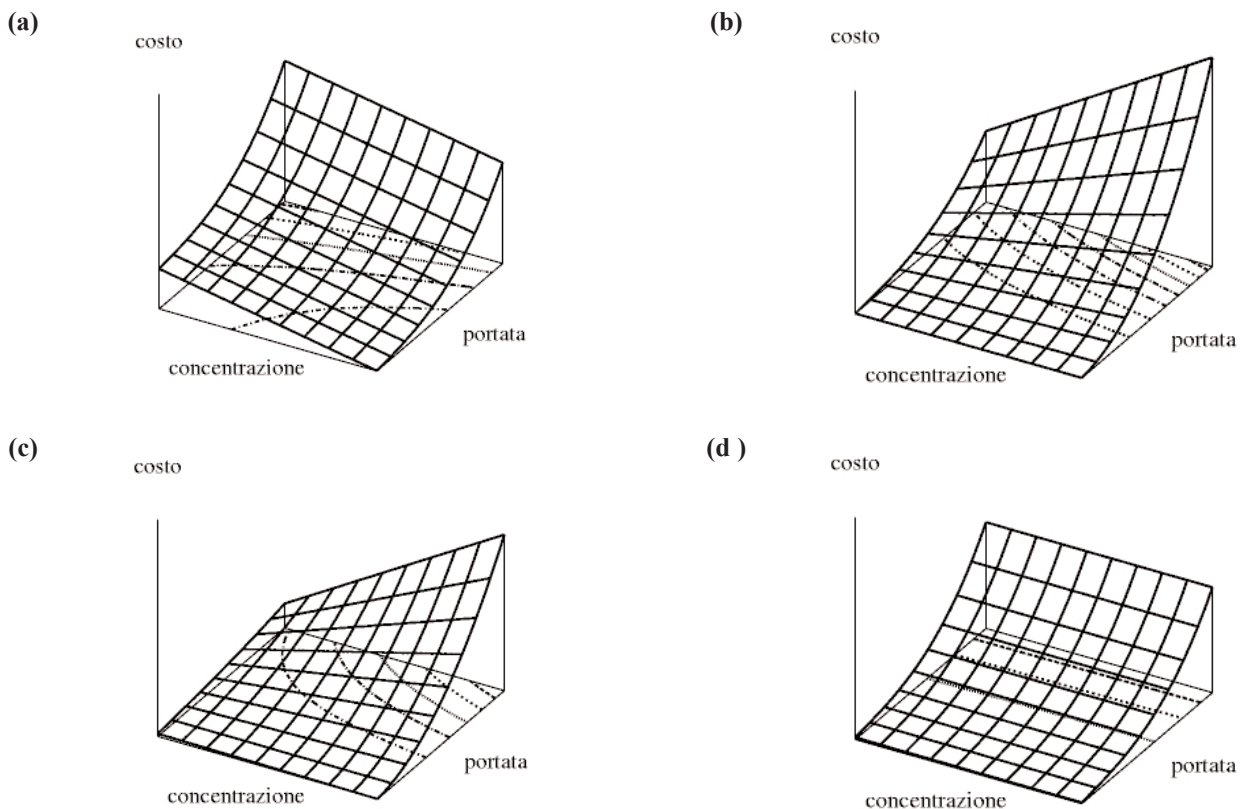


Fig. 2 – Andamento dei costi in funzione della portata e della concentrazione dell'effluente per diverse soluzioni impiantistiche: (a) combustore, (b) adsorbitore, (c) rotocentratore, (d) biofiltro

4. ANALISI DELL'EFFICIENZA DI ABBATTIMENTO E DEL RENDIMENTO AMBIENTALE.

Le prestazioni di un impianto di abbattimento sono tradizionalmente espresse dall'efficienza di abbattimento, η , rapporto tra la quantità di inquinanti abbattuta tra ingresso e uscita e la quantità di inquinanti in ingresso:

$$\eta = (m_{in} - m_{out}) / m_{in}$$

Nell'ottica della *cleaner production*, è necessario affiancare a questo parametro di prestazione anche nuovi indicatori di efficienza, come il rendimento ambientale. Il rendimento ambientale quantifica l'impatto del processo di abbattimento sull'ambiente circostante nella fase di utilizzo dell'impianto. Questo rendimento può essere definito come:

$$\eta_{amb} = (\text{effetto positivo prodotto} - \text{effetto negativo prodotto}) / \text{effetto positivo prodotto}$$

dove l'effetto positivo è l'abbattimento ottenuto, e l'effetto negativo è l'inquinamento prodotto e / o le risorse non rinnovabili consumate per ottenere l'abbattimento.

Il rendimento ambientale può essere valutato secondo le metodologie utilizzate nella *Limited Life Cycle Analysis (LLCA)* [Vignes, 2001]. La *LLCA* associa un impatto ambientale ad ogni diversa tecnologia di abbattimento e permette quindi di ordinare le alternative secondo un criterio di eco-sostenibilità.

4.1 Efficienze di abbattimento.

Per tutte le tecnologie di abbattimento dei COV analizzate, l'efficienza di abbattimento risulta poco dipendente dalla portata trattata e funzione solo della concentrazione dell'effluente da trattare. In Figura 3 sono rappresentate le curve relative alla variazione dell'efficienza di abbattimento in funzione della concentrazione, C . Per il **combustore** (Figura 3 (a)), l'efficienza di abbattimento ha valori costanti ed elevati anche per concentrazioni relativamente basse dell'effluente. Valori tipici dell'efficienza di

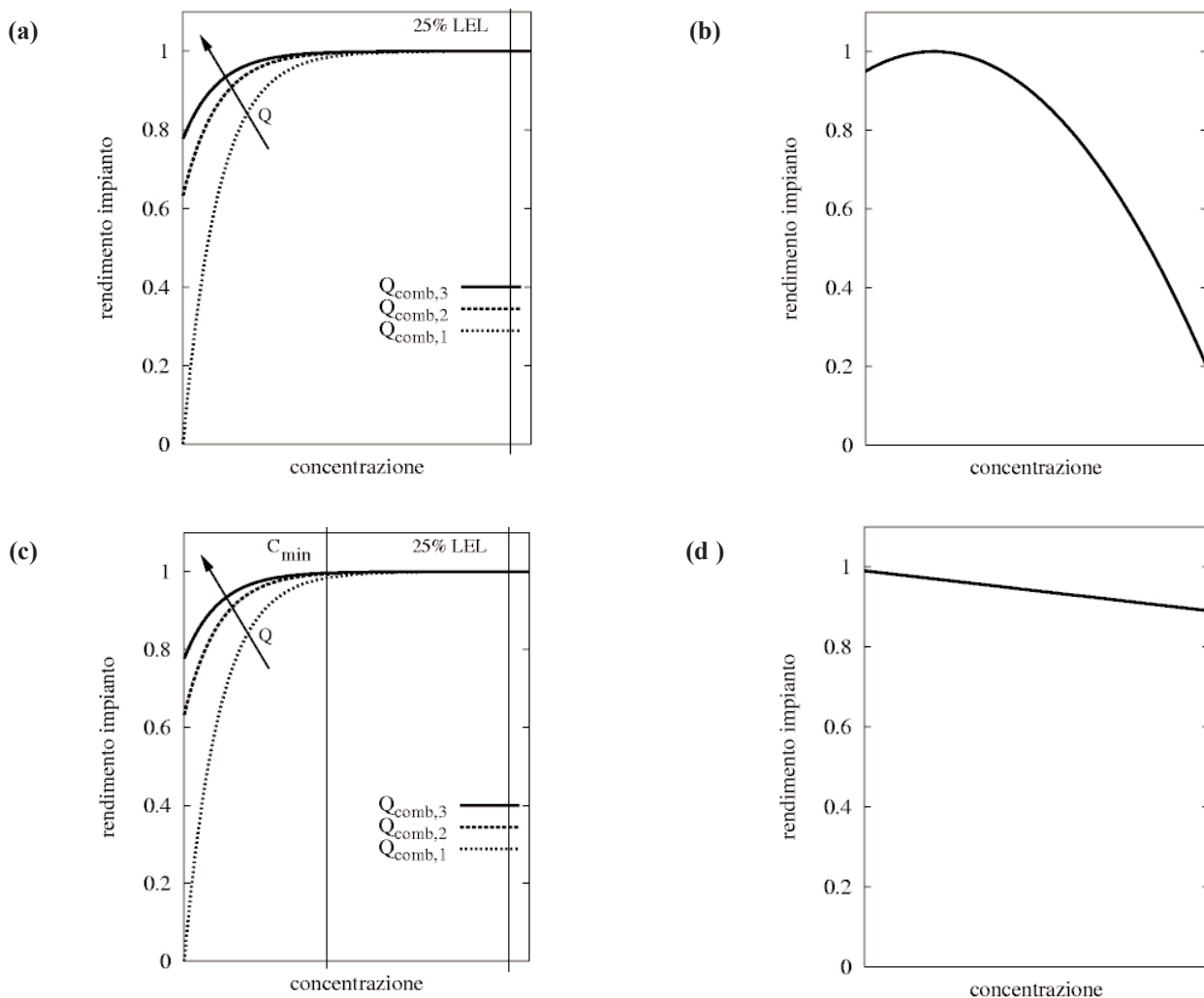


Fig. 3 – Andamento del rendimento d'impianto in funzione della concentrazione dell'effluente per diverse soluzioni impiantistiche: [a] combustore, [b] adsorbitore, [c] rotoconcentratore, [d] biofiltro

abbattimento per i combustori sono compresi tra il 97 e il 99% per temperature operative di 870°C e tempi di permanenza di 0,75 secondi in camera di combustione [Farmer, 1980].

In queste condizioni, i COV vengono ossidati in modo completo ed il processo è perfettamente controllabile finché la concentrazione rimane inferiore al 25% del limite di esplosività inferiore (*LEL*). L'efficienza di abbattimento dell'impianto è controllata dalla portata di combustibile ausiliario alimentata al combustore e può essere espressa dalla funzione:

$$\eta = 1 - k_{i,c} \cdot \exp(-C)$$

L'effetto della portata di combustibile ausiliario ($Q_{comb,i}$) è quello di traslare la curva verso sinistra, come indicato dalla freccia.

Nell'**adsorbitore** (Figura 3 (b)), l'efficienza di abbattimento deriva dal bilancio di due effetti contrastanti. Da un lato, la capacità di adsorbimento del materiale adsorbente aumenta con la concentrazione di sostanza in ingresso. Dall'altro lato, quando il letto adsorbente si è saturato, le prestazioni decadono finché il materiale non viene rigenerato.

Per concentrazioni maggiori dell'effluente, la saturazione si raggiunge in tempi più brevi. Per mantenere elevate le prestazioni dell'adsorbitore per un fissato tempo (due successive rigenerazioni del mezzo adsorbente), si deve tenere conto che, all'aumentare della concentrazione in ingresso, l'efficienza di abbattimento raggiunge un massimo e poi decresce, secondo una legge che può essere espressa come:

$$\eta = 1 - k_{1,a} \cdot C^2 + k_{2,a} \cdot (C - C_0)$$

Nel caso di più letti adsorbenti in parallelo, è possibile mantenere efficienze elevate per l'intero periodo di funzionamento perché la rigenerazione del letto può essere effettuata in modo continuo.

Tipici valori delle efficienze di abbattimento per gli adsorbitori sono intorno al 90% [Geotti, 2002].

Nel **rotoconcentratore** (Figura 3 (c)), la curva dell'efficienza di abbattimento è simile a quella del combustore, che è generalmente utilizzato come secondo stadio del processo di trattamento. Nel grafico è stata evidenziata con una linea verticale la concentrazione minima sotto la quale non è conveniente utilizzare il combustore (0,1 g/Nm³), in quanto le condizioni sono troppo lontane dall'autosostentamento. L'efficienza di abbattimento risulta, come per il combustore:

$$\eta = 1 - k_{i,r} \cdot \exp(-C)$$

Nel **biofiltro** [Figura 3 [d]], il rendimento è rappresentato da una retta con pendenza lieve. La capacità della biomassa di ossidare i COV è pressoché indipendente dalla concentrazione dell'effluente, se l'impianto è stato dimensionato in modo da permettere la permanenza della corrente da trattare per un tempo sufficientemente lungo. L'efficienza di abbattimento si può esprimere come:

$$\eta = 1 - k_{i,b} \cdot C$$

dove $k_{i,b}$ è molto piccolo, a significare che l'abbattimento dei COV può essere quasi completo. Valori tipici dell'efficienza di abbattimento possono raggiungere il 95% in condizioni di controllo ottimale delle variabili di processo (temperatura, umidità, portata, tempi di contatto e carico di inquinante) [Ferranti, 2001].

4.2 Analisi dei rendimenti ambientali.

Il rendimento ambientale di un **combustore** (Figura 4 (a)) è direttamente proporzionale alla concentrazione. All'aumentare della concentrazione, diminuisce il consumo di combustibile ausiliario che è una risorsa non rinnovabile, e la riduzione di questo consumo determina un aumento del rendimento ambientale. Tuttavia, il processo di combustione genera inquinanti secondari (*CO*, *CO₂* e *NO_x*), che aumentano l'impatto del processo di abbattimento. Si può assumere che sia la quantità di combustibile ausiliario che la quantità di inquinanti prodotti siano proporzionali alla portata da trattare, per cui la dipendenza del rendimento ambientale dalla portata è simile ad una parabola. La resa dell'impianto è ottimale per valori intermedi di portata mentre per portate più elevate a parità di concentrazione è necessario consumare una maggiore quantità di combustibile ausiliario.

L'impatto ambientale del processo di combustione dei COV è piuttosto elevato. Anche se la distruzione dei COV è completa, l'inquinamento prodotto è superiore a quello generato dalla combustione di altri idrocarburi. Infatti, in base a calcoli stechiometrici, la quantità di *CO* e *CO₂* emessa è direttamente proporzionale al numero di atomi di carbonio che compongono la molecola che viene bruciata.

Nei combustori non catalitici si può avere anche formazione di ossidi di azoto, favorita da fattori quali: (i) basso contenuto di ossigeno; (ii) tempo di permanenza; (iii) temperatura di combustione. Per un tempo di permanenza di 2 secondi a 1065°C si possono produrre fino a 10 ppm di ossidi di azoto [Cortesi, 2001].

In un **adsorbitore** (Figura 4 (b)) il rendimento ambientale è elevato per valori bassi di concentrazione e portata. A parità di portata, il rendimento ambientale inizialmente aumenta con la concentrazione, perché l'adsorbimento è favorito. Poi diminuisce perché prevale l'impatto ambientale associato alla rigenerazione del letto, che deve essere tanto più frequente quanto maggiore è la concentrazione. La rigenerazione del letto porta con sé problematiche impiantistiche (per esempio la rigenerazione continua) ed ambientali relative al recupero delle sostanze adsorbite e di quelle adsorbenti. Nel caso dello stirene, ad esempio, il materiale proveniente dall'operazione di rigenerazione dei carboni attivi generalmente deve essere smaltito come rifiuto liquido pericoloso [Cortesi, 2001].

A parità di concentrazione dell'effluente, il rendimento ambientale dell'adsorbitore diminuisce all'aumentare della portata. All'aumentare del flusso, il letto adsorbente si rivela poco selettivo e l'effluente scorre sul letto senza che l'inquinante venga trattenuto.

In un **rotoconcentratore** (Figura 4 (c)), il rendimento ambientale dipende dalla concentrazione. Quando la concen-

trazione è elevata, il letto adsorbente si satura rapidamente ma il combustore lavora in condizioni di autosostentamento. A parità di concentrazione, all'aumentare della portata diminuisce il rendimento ambientale perché: (i) il letto si satura in tempi più brevi; (ii) bisogna introdurre combustibile ausiliario per mantenere la combustione; (iii) si ha la produzione di inquinanti secondari (CO , CO_2 , NO_x).

In un **biofiltro** (Figura 4 (d)), la curva del rendimento ambientale è poco sensibile alle variazioni di concentrazione e di portata. Le condizioni di funzionamento ottimale si hanno per concentrazioni piuttosto basse. L'apparecchiatura è in grado di far fronte a variazioni anche notevoli di concentrazione in ingresso senza significativo aumento dell'impatto ambientale, a patto che queste variazioni rimangano sufficientemente gradualmente nel tempo, dando la possibilità alla biomassa di adattarsi.

5. CURVE DI SCELTA.

Combinando le informazioni relative ai costi e ai rendimenti ambientali, sono stati ottenuti dei grafici che permettono di mettere in relazione rendimento e costo delle varie soluzioni impiantistiche al variare della portata [Nm^3/h] e della concentrazione [mg/Nm^3] della corrente da trattare. In Figura 5 sono rappresentate le isolinee di costo (linea continua) e di rendimento ambientale (linea tratteggiata) già esaminate in Figura 3 e 4. Le frecce indicano la direzione dei valori crescenti per i costi e per il rendimento. L'analisi di queste curve permette

di individuare le soluzioni impiantistiche ottime per assegnate condizioni operative.

Dall'analisi della Figura 5 (a), si deduce che il **combustore** risulta essere la soluzione ottimale per concentrazioni elevate e portate medio basse dell'effluente. In queste condizioni, il costo di esercizio risulta basso (l'impianto si autosostiene), mentre il rendimento ambientale raggiunge i valori massimi per l'apparecchiatura. Il rendimento ambientale è comunque più basso rispetto ad altre tecnologie a causa delle emissioni di CO_2 , CO e NO_x .

Un impianto di **adsorbimento** è conveniente quando le concentrazioni sono basse e le portate intermedie (Figura 5 (b)). Il letto adsorbente lavora al massimo dell'efficienza in quanto è ottimale il bilancio tra efficienza di abbattimento e durata del materiale adsorbente.

Gli impianti di **rotoconcentrazione** (Figura 5 (c)) funzionano in modo ottimale per concentrazioni basse e portate medio-alte, permettendo un rendimento elevato e bassi costi di esercizio, perché garantiscono il corretto funzionamento dell'adsorbitore e del combustore.

Gli impianti di **biofiltrazione** risultano la soluzione ottimale per concentrazioni medio basse e portate ridotte. Le variazioni di costo e rendimento sono ridotte anche per sensibili cambiamenti di portata e concentrazione, purché gradualmente nel tempo.

5.1 Grafici di scelta

L'analisi incrociata delle variazioni del rendimento di impianto, del rendimento ambientale e del costo delle tecnologie di abbattimen-

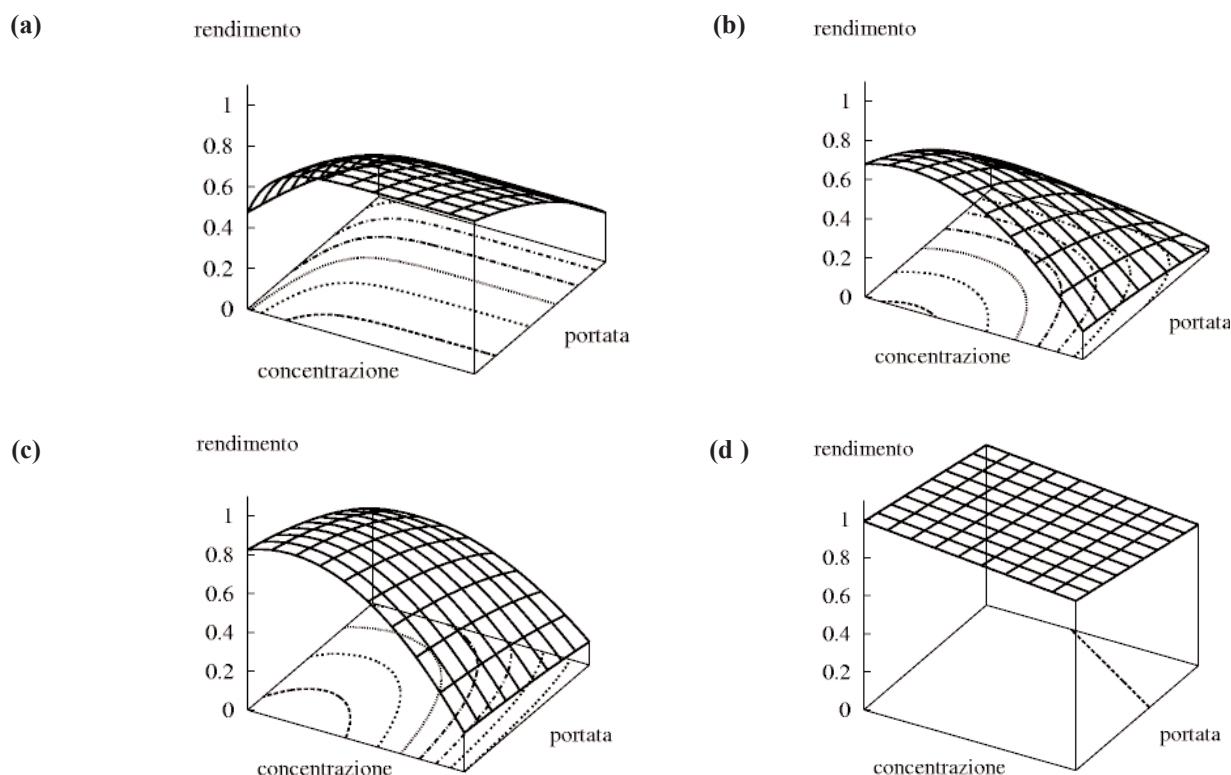


Fig. 4 – Andamento del rendimento ambientale in funzione della concentrazione e della portata dell'effluente per diverse soluzioni impiantistiche: (a) combustore, (b) adsorbitore, (c) rotoconcentratore, (d) biofiltro

to in funzione della portata e della concentrazione permette di individuare l'intervallo di condizioni operative in cui un determinato processo di trattamento risulta vantaggioso. Questa analisi ha permesso di ricavare i grafici rappresentati in Figura 6 (a) e (b).

Si può osservare come zone di rendimento ottimale identificate per la stessa tecnologia risultino diverse se si considera come criterio di scelta il rendimento di abbattimento o il rendimento ambientale.

Per esempio, dal punto di vista delle efficienze di separazione, il combustore permette di raggiungere rendimenti di abbattimento elevati per un ampio intervallo di condizioni operative. Dal punto di vista ambientale, tuttavia, è un impianto vantaggioso solo finché il consumo di combustibile rimane contenuto e l'inquinamento da combustione è ridotto [bassa portata ed alta concentrazione di effluente].

Viceversa, quando si considera un bilancio tra rendimento ambientale e costi, il trattamento di biofiltrazione risulta conveniente in un intervallo di funzionamento ampliato rispetto a quello determinato dalla sola efficienza di abbattimento per il bassissimo impatto ambientale del processo.

6. CASI INDUSTRIALI

Nella pratica industriale, è utile disporre di strumenti semplici come i grafici rappresentati in Figura 6 (a) e (b) per orien-

tarsi nella scelta dell'impianto di abbattimento che permetta di conciliare l'obiettivo economico con il vincolo legislativo e l'obiettivo ambientale.

Consideriamo il caso pratico di due realtà industriali, nel seguito indicate come azienda **A** ed azienda **B**, per le quali sia necessario individuare l'impianto di abbattimento ottimale.

- L'azienda **A** produce manufatti in vetroresina (mediamente 40 tubi al giorno, per una lunghezza complessiva di 500 metri) utilizzando come materie prime la resina e le fibre di vetro. Giornalmente si utilizzano circa 2 tonnellate di resine del tipo ortoftalica poliestere (36% di contenuto medio di stirene) e isoftalica poliestere (40% di contenuto medio di stirene), e 65 litri di acetone per la pulizia degli strumenti. Questi dati permettono di stimare le emissioni per i VOC nei seguenti termini: (i) lo stirene, costituente principale delle resine ed emissione principale dello stabilimento, evapora dal manufatto finito nella fase di polimerizzazione della resina in quantità pari al 7,32% della resina complessivamente usata per il prodotto (l'evaporazione così elevata di stirene risulta giustificata dalla presenza di un impianto di aspirazione); (ii) l'acetone evapora completamente. Al camino si rilevano circa 75 ppm di stirene.
- L'azienda **B** è dotata di un impianto che vernicia sedie in legno di faggio. L'azienda vernicia giornalmente 3.200 sedie, utilizzando 500 kg di vernici, con un contenuto

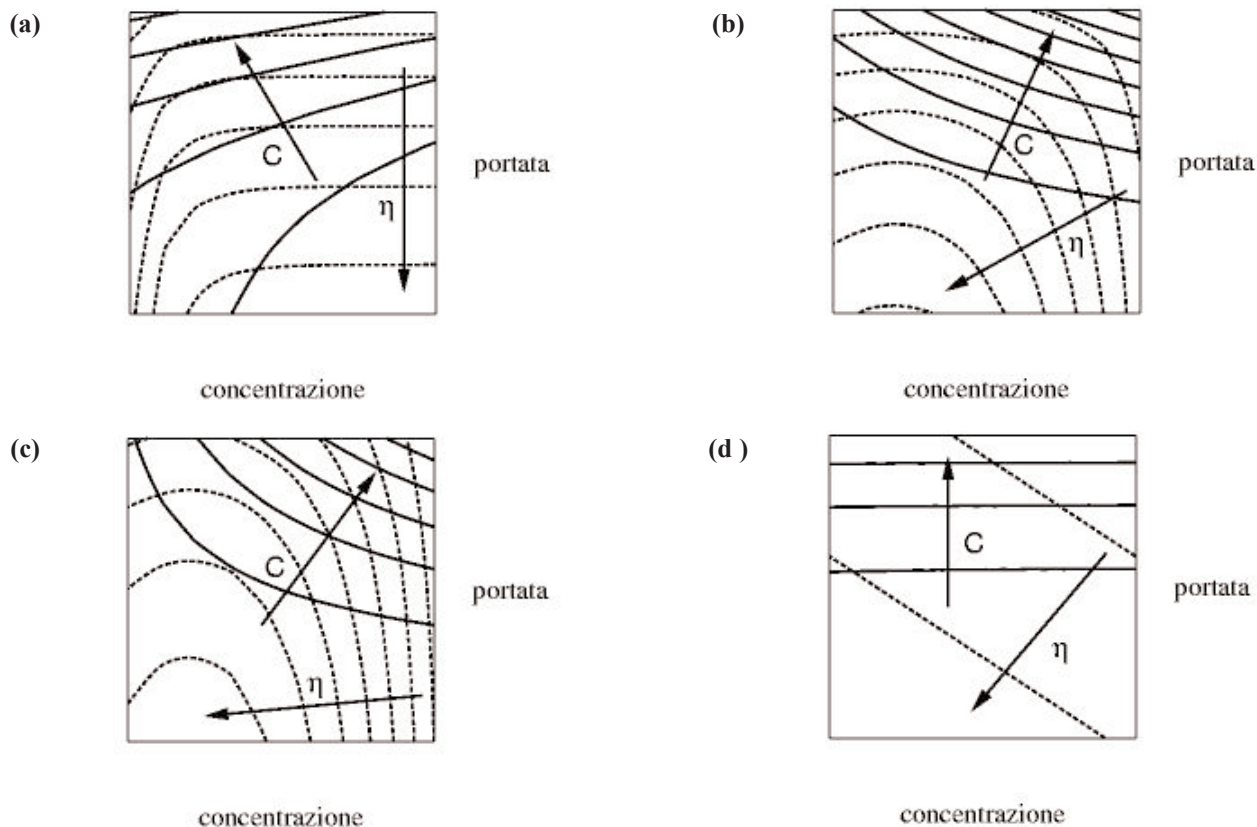


Fig. 5 – Analisi costo – rendimento ambientale in funzione della concentrazione e della portata dell'effluente per diverse soluzioni impiantistiche: (a) combustore, (b) adsorbitore, (c) rotoconcentratore, (d) biofiltro

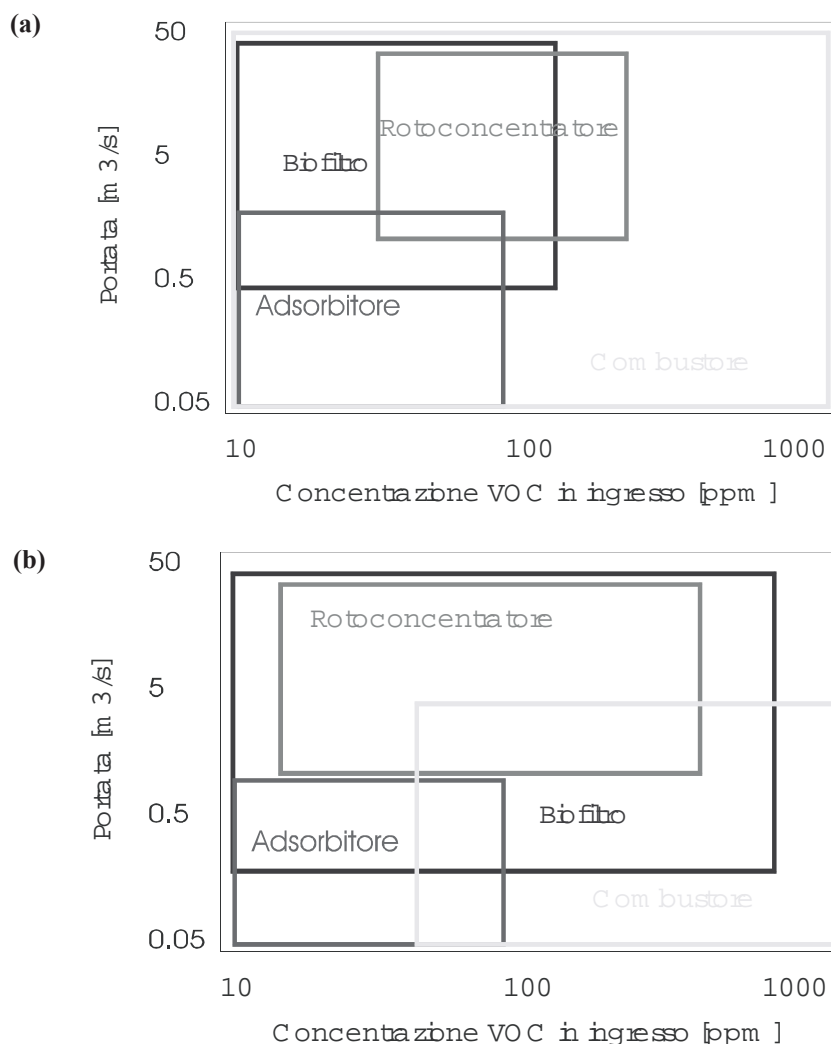


Fig. 6 – Condizioni operative per l'utilizzo ottimale dei diversi impianti di abbattimento: [a] rendimento di impianto ottimale; [b] rendimento ambientale ottimale

complessivo di COV pari a 250 kg. I COV presenti nella vernice sono toluene (più del 50%) e butanolo (circa 20%) ed evaporano completamente. Dei 77,8 g di COV che si depositano su una sedia durante la verniciatura, 46,9 g evaporano nella cabina di verniciatura mentre i restanti 30,9 g nel tunnel di essiccazione. Tutti i COV vengono emessi in atmosfera attraverso un unico camino, con una concentrazione complessiva pari a circa 800 ppm.

In Tabella 1, sono evidenziate le differenze tra le due realtà aziendali, con particolare evidenza per le variabili di interesse per la scelta dell'impianto (portata e concentrazione).

In base ai valori di portata e concentrazione per l'effluente, dalla Figura 6 (a) e (b) si deduce che la soluzione impiantistica migliore per l'azienda A è il biofiltro. Per il tipo di azienda, il biofiltro potrebbe consistere in un letto di compost o terra su cui insediare batteri appositi.

Nel caso dell'azienda B, le possibili soluzioni proposte all'azienda al mercato sono due: (i) un rotoconcentratore per con-

centrare la corrente da trattare prima della combustione termica dei COV; (ii) un biofiltro.

Il rotoconcentratore è sicuramente una soluzione efficace: permette di raggiungere concentrazioni pari a 6 g/Nm³ di

Tab. 1 – Caratteristiche della corrente da trattare per le due aziende considerate

Parametro	Azienda A	Azienda B
Portata	120.000 Nm ³ /h	10.000 Nm ³ /h
Concentrazione COV emessi	Stirene 75 ppm	Toluene e butanolo, 800 ppm
Numero camini	7	1
Fasi lavorative	Avvolgimento, polimerizzazione	Spruzzatura vernice, tunnel di essiccazione
Fase di maggior emissione	Polimerizzazione	Spruzzatura vernice

COV in ingresso al combustore. In queste condizioni la combustione si autosostiene e non richiede l'utilizzo di ulteriore combustibile. Considerando però che l'impianto di verniciatura lavora su turni di 8 ore, per le restanti 16 ore giornaliere si dovrebbe utilizzare combustibile ausiliario per evitare di spegnere il combustore. Questo tipo di conduzione dell'impianto di abbattimento avrebbe un impatto ambientale significativo per consumo di risorse non rinnovabili e produzione di inquinanti secondari. Dalla Figura 6 [b] si vede che considerando le efficienze ambientali, per le condizioni operative dell'azienda **B** il rotoconcentratore non sarebbe la soluzione ottimale. La soluzione ottimale è invece rappresentata dal biofiltro, che dovrebbe essere dimensionato in modo da fornire nutrimento ai batteri per tutte le 24 ore della giornata. L'utilizzo di un supporto poroso come materiale di riempimento potrebbe permettere di immagazzinare le sostanze inquinanti prodotte durante le 8 ore di produzione, rilasciandole gradualmente ai batteri insediati al suo interno.

Un impianto di questo tipo sarebbe decisamente preferibile in quanto (i) ha costi di realizzazione comparabili con gli altri impianti; (ii) ha costi di esercizio molto ridotti, poiché non è richiesto alcun intervento per il mantenimento della biomassa una volta che i batteri hanno iniziato a lavorare, nutrendosi degli inquinanti che riescono a catturare dal flusso d'aria in ingresso.

BIBLIOGRAFIA

- Aizpuru, A., Malhautier, L., Roux, J., C., and Fanlo, J., L.**, (2001), "Biofiltration of a mixture of volatile organic emissions", *Journal of Air and Waste management*, **51**, 622-1670.
- Alonso, C., Suidan, M., T., Kim, B., R., and Kim, J., B.**, (1998), "Dynamic Mathematical Model for Biodegradation of VOCs in a Biofilter: Biomass Accumulation Study", *Environmental Science and Technology*, **32** (20).
- Alonso, C., Zhu, X., and Suidan, M., T.**, (2000), "Parameter Estimation in Biofilter Systems", *Environmental Science and Technology*, **34** (11), 2318-2323.
- Barolo, B., and Offredi, P.**, (2002), "Il manuale del verniciatore (Guida alla verniciatura professionale del metallo)", HB PIERRE Editrice.
- Benitez, J.**, (1993), "Process Engineering and Design for Air Pollution Control", Prentice Hall.
- Cortesi, A.**, (2001), "Tecnologie di abbattimento dei composti organici volatili nella produzione di materiali plastici rinforzati", AREA Science Park Trieste.
- Direttiva 1999/13/CE** del Consiglio dell'11 marzo 1999, "Limitazione delle emissioni di composti organici volatili dovute all'uso di solventi organici in talune attività e in taluni impianti".
- European Environment Agency**, (1999), "Making sustainability accountable: Eco-efficiency, resource productivity and innovation", Topic Report No 11/1999.
- Farmer, J., R.**, (1980), "Thermal incinerator performance for NSPS", EPA, Office of Air Quality Planning and Standards.
- Ferranti, M., M., and Capocritti, D.**, (2001), "La biodepurazione di sostanze organiche volatili", Atti del convegno ENVIRONMENT PARK "Solventi", Torino 22 marzo 2001.
- Geenens, D., and Thoeve, C.**, (2000), "Cost-efficiency and performance of individual and small-scale treatment plants", *Water Science and Technology*, **14** (1).
- Geotti, A.**, (2002), "Impianti di abbattimento per COV utilizzati nelle imprese italiane", Atti Convegno "La direttiva europea sui solventi, applicabilità al caso italiano", Arzignano, 3 dicembre 2002.
- Moretti, E., C.**, (2002), "Reduce VOC and HAP emissions", *Chemical Engineering Progress*, **6**, 30-40.
- Offredi, P.**, (2000), "Quanto costa bruciare i solventi, Soluzioni tecniche e costi di gestione", *Professione Verniciatore del Legno*, **34**.
- Prins, W., L., and Van Ham, J.**, (1997), "Biological Waste Gas Cleaning" ("Biologische Abgasreinigung"), Proceedings of International Symposium, Maastricht, The Netherlands.
- Rapporto Brundtland**, (1987), "Our Common future", Nazioni Unite.
- Sironi, S.**, (1999), "Funzionamento dei biofiltri come dispositivi di abbattimento degli odori", Tesi, Politecnico di Milano.
- USEPA** (1995), "The inside story: a guide to indoor air quality", EPA Document 402-K-93-007, April 1995.
- Vignes, R., P.**, (2001), "Use Limited Life-Cycle Analysis for Environmental Decision-Making", *Chemical Engineering Progress*, **2**, 40-54.

CURRICULA

Marina Campolo – Si è laureata a Udine in Ingegneria delle Tecnologie Industriali e ha conseguito il Dottorato di Ricerca in Tecnologie Chimiche e Nuovi materiali. È attualmente Postdoc presso l'Universidad Complutense di Madrid. Si occupa di modellistica ambientale e della simulazione numerica di apparecchiature e processi dell'industria chimica.

Silvia Rivilli – Si è laureata a Udine in Ingegneria Gestionale con una Tesi di Laurea sui sistemi di abbattimento dei composti organici volatili. Sta seguendo il corso di Dottorato in Tecnologie Chimiche ed Energetiche presso l'Università degli Studi di Udine. I suoi attuali interessi di ricerca includono i sistemi per l'abbattimento dei COV e le metodologie per la misurazione e il controllo degli odori.

Alfredo Soldati – È professore associato di Impianti Chimici presso la facoltà di Ingegneria dell'Università degli Studi di Udine. Si è laureato a Pisa in Ingegneria Nucleare e ha conseguito il Dottorato di Ricerca in Ingegneria Chimica. Dopo un'esperienza presso la University of California at Santa Barbara, è stato ricercatore presso il Dipartimento di Scienze e Tecnologie Chimiche dell'Università di Udine. È attualmente Direttore del Centro Interdipartimentale di Fluidodinamica e Idraulica dell'Università di Udine ed è delegato del Rettore per i Rapporti con le Imprese. I suoi interessi di ricerca sono focalizzati sulla modellistica della fluidodinamica multifase, sia per lo studio di base che per le diverse applicazioni industriali e ambientali.