

Biofiltri (Letti filtranti)

La biofiltrazione risulta particolarmente efficace nella rimozione di composti quali: solfuri, composti azotati, aldeidi, chetoni, alcoli, eteri e la maggioranza dei solventi. Per realizzare tale processo si ricorre all'uso di biofiltri.

All'interno della categoria dei biofiltri ricadono due diversi tipi d'apparecchiature che utilizzano, però, lo stesso sistema.

Al primo tipo di letto filtrante appartengono i bodenfilter, che sono dei letti veri e propri; attraverso il loro "materasso", costituito da torba o altri materiali, viene fatto passare il flusso dell'aria da depurare.

Al secondo tipo appartengono quelle strutture filtranti che vengono sistemate direttamente sopra la sorgente del flusso d'aria da depurare. Questo secondo metodo è stato applicato con successo già negli anni '70 ed è particolarmente adatto agli impianti di smaltimento che devono trattare portate di liquame contenute. Questo metodo trova la sua migliore applicazione nella copertura dei bacini d'accumulo e d'ispessimento dei fanghi oppure delle vasche d'aerazione.

Il maggior pregio di questo sistema è quello di utilizzare delle strutture che, una volta sistemate, non hanno più bisogno di alcuna manutenzione e, quindi, di alcun costo aggiuntivo a quello dei materiali utilizzati.

Poiché non ci sono, in letteratura, abbastanza dati con riferimento ai rendimenti di questo sistema, di seguito, si farà riferimento esclusivamente ai letti filtranti appartenenti al primo tipo.

I letti filtranti, tipo bodenfilter, prevedono delle apparecchiature che, captando l'aria sporca alla sorgente, la convogliano in un'intercapedine che si trova al di sotto della struttura filtrante. Questa intercapedine è provvista di un sistema di canalette di immissione o ugelli, che assicura una distribuzione omogenea sulla prima superficie che il flusso incontra all'interno del letto filtrante.

Lo spessore di questa prima superficie non deve comunque misurare più di qualche decina di centimetri: quelli più utilizzati ne misurano 50. Per questo motivo la maggiore dimensione dei letti filtranti non sarà l'altezza, ma la larghezza; questo è uno degli handicap del sistema: le strutture di cui si serve occupano spazi notevoli.

I letti filtranti eseguono il trattamento biologico dell'aria mettendola in contatto con un biofilm, analogamente a come si fa con le acque reflue. Il grado d'efficienza della depurazione effettuata da un letto filtrante dipende dalla presenza, all'interno del biofilm, di diverse colonie di batteri, capaci di attaccare diversi tipi di sostanze organiche, ma anche di altri organismi primitivi come lieviti e muffe. Tutti questi organismi trovano le condizioni ottimali per vivere nel letto filtrante, proprio nell'acqua che serve per umidificarlo, andando così a creare il biofilm attivo. I nutrienti e l'ossigeno di cui hanno bisogno i batteri sono disponibili sia nel fluido che il letto filtrante deve depurare, sia nel materiale di costituzione del filtro stesso. In figura 26 è rappresentato un tipico letto filtrante.

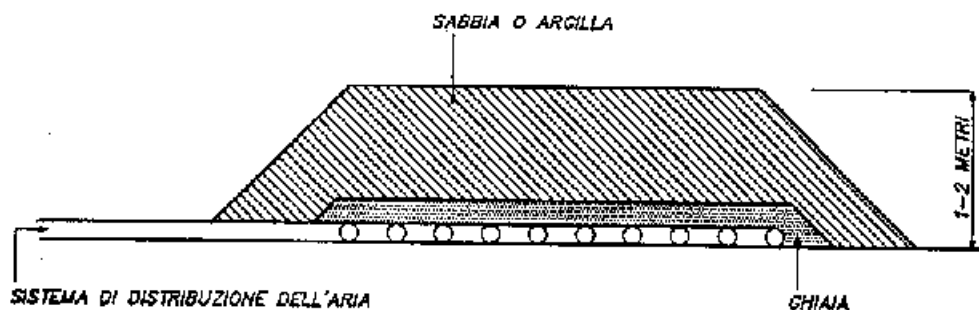


Fig. 27 – Schema di un letto filtrante (Torretta, 1996).

Le colonie batteriche del biofilm entrano in contatto con gli inquinante, presenti nell'aria da depurare, con lo stabilirsi di meccanismi di trasporto di materia attraverso lo strato limite ed alla diffusione dei composti all'interno del biofilm stesso.

L'equazione che esprime la velocità di questo trasporto, vale a dire la variazione della concentrazione del gas nel liquido, è data dalla legge di Fick:

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot A \cdot C$$

dove:

K = coefficiente complessivo di scambio di materia (dipende dal tipo di gas e/o dal tipo di liquido);

A = superficie di scambio;

C = deficit di saturazione.

Per semplificare i calcoli, normalmente si parte da due assunti fondamentali: il primo prevede che, come previsto dalla legge di Henry, in corrispondenza della superficie di separazione tra la fase liquida e quella aerea ci sia una frazione di biofilm di dimensioni infinitesime saturo di gas, perché si trova in equilibrio con la fase gassosa. Il secondo assunto prevede di considerare come corrente trascurabile il fluido che attraversa il biofilm.

Tutto ciò considerato, si può assumere che la velocità delle reazioni che avvengono nel biofilm abbiano una cinetica d'ordine zero rispetto alla concentrazione del reagente e, quindi, che sia praticamente indipendente dal suo valore (Torretta, 1996). La precedente relazione può essere allora espressa come:

$$\frac{dC}{dt} = -K$$

La depurazione biologica dei reflui prodotti da impianti industriali, la cui composizione sia conosciuta e costante può essere effettuata tramite biofiltri in cui siano presenti colonie batteriche naturali sia di un solo ceppo, sia di più ceppi selezionati *ad hoc* per trattare particolari sostanze, oppure microOGM creati per quelle specifiche sostanze.

Per il materiale di costruzione dei letti filtranti possono essere utilizzati diversi prodotti, tutti di origine naturale; si può usare il terreno, la sabbia, il compost, la torba o le cortecce degli alberi.

Quando il materiale filtrante è terreno, la struttura è costruita a modo di trincea oppure a cumulo, sul fondo deve essere sempre prevista l'intercapedine che contenga le tubature

del sistema di distribuzione dell'aria, che di solito sono avvolte in un rivestimento di ghiaia. Se la natura del terreno dello scavo è sabbiosa oppure argillosa, quello stesso terreno può essere utilizzato come materiale filtrante per il letto. Per quanto riguarda lo spessore del materiale filtrante, esso non dovrebbe essere inferiore al metro, ma preferibilmente superare i due metri.

Il letto deve essere periodicamente bagnato fin nelle sue parti più profonde, per assicurare la umidità necessaria al corretto sviluppo delle colonie batteriche.

Per garantire un sufficiente tempo di contatto tra l'aria da filtrare ed i batteri, e per mantenere le perdite di carico entro valori accettabili ($< 0.01\text{atm}$), occorre realizzare un attento controllo della velocità con cui il gas attraversa il letto. Risultano ottimali valori della velocità d'attraversamento compresi tra 0.2 e 1 m/min, ma la scelta va effettuata anche in considerazione della natura del terreno impiegato per costituire il letto: in caso di terreno sabbioso, adeguatamente protetto dalla pioggia, è possibile una velocità di 1 m/min solo con un'altezza del letto di circa 1.5m.

Qualora per la costituzione del letto filtrante il materiale impiegato sia il compost, si ha il vantaggio di avere minori perdite di carico rispetto al terreno, ma si presenta l'inconveniente di dover integrare in continuo il materiale poiché, con il tempo, il letto tende ad abbassarsi ed è richiesto un tempo di ritenzione di 30 sec.

Si è già detto che nell'impiego dei biofiltri bisogna prestare particolare cura nel realizzare le condizioni ottimali di vita alle colonie di batteri che devono risiedere nel letto filtrante. Un fattore che condiziona in maniera determinante l'efficienza di un biofiltro è l'umidità. Da questo punto di vista il miglior materiale per la realizzazione dei letti è la torba in quanto riesce a adsorbire più acqua rispetto agli altri. D'altro canto, poiché le perdite di carico sono funzione crescente dell'umidità (aumentando con la quantità d'acqua assorbita) e poiché i costi di gestione aumentano parallelamente alle perdite di carico occorrendo maggiore energia per i compressori, la torba in genere non è impiegata tal quale ma è miscelata con altri materiali come sferette di polistirene o corteccia d'albero.

Per quanto riguarda la corteccia d'albero, sono state condotte prove sperimentali al fine di valutarne la possibilità d'impiego come materiale filtrante verificando che le perdite di carico risultano minori rispetto a quelle ottenute con l'uso della torba.

Da quanto esposto deriva che, nell'abbattimento dei composti maleodoranti tramite biofiltri, un parametro che va tenuto sotto stretto controllo è l'umidità cercando di ottenere valori costanti in quanto variazioni significative possono condurre ad un'espansione del letto, in caso d'umidità eccessiva, o contrazioni in periodi secchi (con possibilità di formazione di percorsi preferenziali per l'aria perdendo l'uniformità del flusso).

Il controllo dell'umidità è realizzato attraverso preumidificazione dell'aria da trattare, per contatto diretto con acqua oppure aggiungendo vapore, e/o bagnatura diretta eseguita con un sistema a pioggia (questa operazione si rende necessaria poiché la sola preumidificazione non riesce a compensare l'evaporazione).

Occorre tuttavia agire con molta attenzione poiché un eccesso d'acqua può causare un "lavaggio" del letto in quanto, attraversandolo, l'acqua in esubero s'arricchisce dei nutrienti necessari alle colonie batteriche che vanno così persi insieme ad essa.

Per quanto riguarda le perdite di carico queste, oltre ad essere funzione dell'umidità, dipendono, anche dal carico superficiale: la pratica ha dimostrato che impiegando i comuni materiali filtranti, il carico superficiale ha un range ottimale tra gli 80 e i 160 mc/mq/h; per cui, ad esempio, per il trattamento di una portata d'aria pari a 10.000 mc/h sono necessari almeno circa 50 mq di superficie filtrante (Van Langenhove et al., 1986).

Per verificare il corretto funzionamento del biofiltro si controlla tramite una lettura puntuale di un manometro con tubo ad U oppure con un misuratore in continuo, la resistenza alla filtrazione nel letto. È buona norma effettuare la completa sostituzione del letto ogni 5-7 anni così da garantire un corretto funzionamento del biofiltro.

Una possibile alternativa impiantistica ai biofiltri ora descritti sono i biofiltri costituiti da più stadi sovrapposti in cui il gas è inviato dal basso.

L'efficienza del biofiltro è fortemente dipendente dalle condizioni ambientali in cui operano i batteri; una volta realizzate quelle più favorevoli, per assicurare una certa costanza di concentrazione d'inquinante (di cui i batteri si nutrono), si può aggiungere al letto un materiale adsorbente (p.e. carbone attivo) che tramite adsorbimento e desorbimento compensa variazioni di concentrazione del composto maleodorante nell'aria da deodorizzare.

Rendimento e manutenzione dei letti filtranti

La quantità di composti maleodoranti come CH_3SCH_3 , CH_3SSCH_3 , CH_3CHO , $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$, NH_3 , H_2S , CH_3SH e $(\text{CH}_3)_3\text{N}$ presenti nell'aria può dipendere da fattori quali natura del gas e tipo d'impianto. Inoltre, anche relativamente ad uno stesso impianto, la concentrazione può avere caratteristiche di stagionalità considerando che l'odore sgradevole è solitamente più acuto in estate (p. es. impianti di compostaggio e di trattamento acque).

La tab. 14 mostra i valori medi delle concentrazioni d'inquinanti maleodoranti presenti nell'aria di alcuni impianti:

Tipo d'impianto	NH_3	H_2S	CH_3SH	$(\text{CH}_3)_3\text{N}$
Impianti di trattamento acque	0.3÷0.6	0.04÷6	0.02÷0.17	ND÷0.1
Impianti di compostaggio	0.2÷50	0.0÷10.1	0.16÷1	ND÷0.1
Impianti di lavorazione pesce	20÷200	ND÷20	ND÷3	0.5÷1.5
Per i composti CH_3SCH_3 , CH_3SSCH_3 , CH_3CHO , $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$, non è possibile ottenere analoga tabella per la notevole variabilità della concentrazione.				

Tab. 14 – Valori di concentrazione osservati all'ingresso del letto filtrante (Torretta, 1996).

Per quanto riguarda gli impianti di lavorazione del pesce la concentrazione di composti maleodoranti, più che dipendere dalle condizioni climatiche, varia con la quantità di prodotto lavorato.

Sebbene il rendimento del trattamento depurativo vari tra il 50 e l'80% per la maggior parte dei composti responsabili del cattivo odore esaminati; problemi si possono avere con l'ammoniaca (NH_3) per l'abbattimento della quale occorre necessariamente ricorrere ad un processo di nitrificazione oppure, in caso di contemporanea presenza di acido solfidrico (H_2S), all'impiego di acido solforico (H_2SO_4) generato dall'ossidazione dell' H_2S .

La caratteristica che contraddistingue i processi di depurazione dell'aria che ricorrono all'uso di biofiltri da quelli tradizionali fisici o chimici è l'economicità del trattamento.

Ai bassi costi si aggiunge un tipo di manutenzione che, anche se particolarmente semplice, è tuttavia necessaria per conservare l'efficienza del letto filtrante.

Come manutenzione ordinaria si richiede che il riempimento venga rivoltato ogni 2-4 mesi, vanno mantenute le condizioni chimico-fisiche idonee alla sopravvivenza dei batteri monitorandole attraverso analisi da compiersi con cadenza mensile, va verificato che non si formino percorsi preferenziali all'interno del letto e vanno rimosse eventuali piante che dovessero crescere sulla superficie. In taluni casi è opportuno prevedere delle coperture, non fisse, per preservare il letto dai danni che potrebbero essere ad esso arrecati da ghiacciate e nevicate.

In caso di fenomeni meteorici particolarmente intensi, può essere necessario ricorrere a manutenzione straordinaria per eliminare eventuali buche che dovessero formarsi e per provvedere al drenaggio.

Per quanto riguarda i costi, compiendo una valutazione di massima, si aggirano intorno a 1-2,47 Wh/mc di gas trattato, con un valore medio osservato negli impianti esistenti di circa 1,6 Wh/mc.

Bioscrubber

Nel caso si abbia la necessità di depurare correnti gassose i cui inquinanti sono presenti in concentrazione elevata ed hanno buone caratteristiche di solubilità in acqua, è possibile ricorrere all'impiego di bioscrubber.

Un bioscrubber è composto da uno scrubber industriale (spray, a getto o con riempimento) e da un reattore biologico impiegato per rigenerare il mezzo di lavaggio. I batteri cui è demandato il compito di rimuovere i composti inquinanti possono trovarsi nella fase acquosa (di lavaggio) o supportati dal materiale con cui è realizzato il riempimento della torre di lavaggio biologica (Pomeroy, 1982).

I bioscrubber costituiscono spesso una valida alternativa ai biofiltri essendo, dal punto di vista della gestione, più flessibili di fronte a repentine modifiche nella composizione del gas da trattare e permettendo un miglior controllo dello scambio termico; per contro sono più complessi e presentano costi d'esercizio maggiori.

Uno schema semplificato di una torre di lavaggio biologico è riportato nella seguente figura (Alfani et al., 1990).

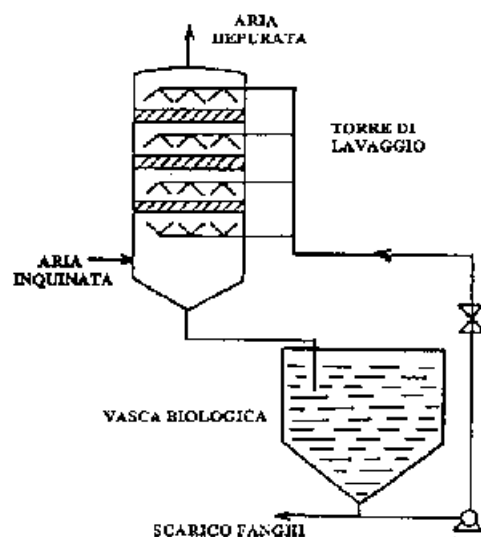


Fig. 28 – Torre di lavaggio (Torretta, 1996).

L'aria inquinata viene inviata, dal basso, alla torre di lavaggio così da trasferire l'inquinante dalla fase gassosa a quella liquida la quale, dal fondo della torre, giunge alla vasca biologica. L'inquinante trasportato viene mineralizzato dall'azione dei microrganismi. Dall'alto uscirà l'aria depurata.

Nel bioscrubber è presente un ciclo chiuso in cui circola l'acqua di lavaggio; periodicamente è eliminato un piccolo quantitativo di fanghi che sono generati durante il processo.

L'adattabilità dei bioscrubber alle variazioni di composizione è realizzata attraverso un sistema di controllo in continuo che fornisca nutrienti, o all'occorrenza un substrato alternativo all'inquinante, qualora per un qualsiasi motivo non siano presenti in quantità sufficienti nel sistema. Lo schema riportato in figura 28 presenta, oltre a due bioscrubber, anche dei bioreattori (B) di alimentazione di liquido a loro volta collegati con un serbatoio (N) di stoccaggio di nutrienti (Giugliano et al., 1993).

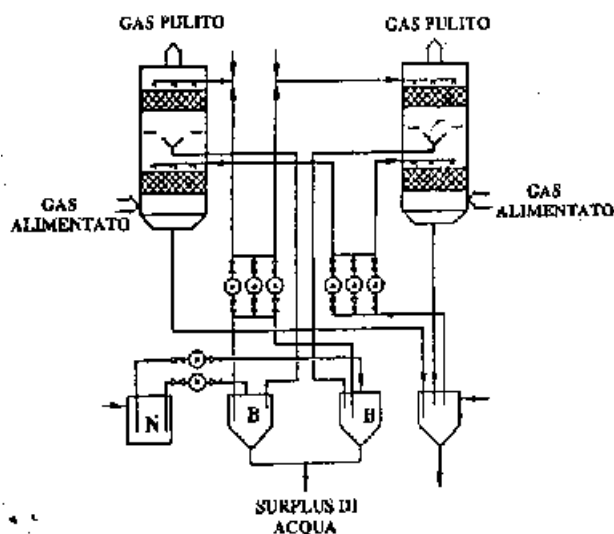


Fig. 29 – Schema con due bioscrubber (Torretta, 1996).

Per ciò che concerne la fluidodinamica del sistema, il flusso gassoso può essere contro corrente o a favore di corrente, come esemplificato dalle figure 29, 30 e 31 seguenti (Pomeroy, 1982).

Nella figura 27 il flusso gassoso è in controcorrente rispetto al flusso umidificante alimentato dall'alto del bioscrubber, nella figura 30 invece i due flussi, liquido e gassoso, sono concordi (entrambi dall'alto verso il basso); nella figura 31 viene proposta una variante (Impianto di Palm Spring negli Stati Uniti) in cui il flusso gassoso viene alimentato nel bioscrubber all'altezza di una sezione intermedia del reattore. Occorre dare rilievo al fatto che l'elemento limitante del processo può divenire il trasporto di materia, pertanto si cerca di ottimizzarlo attraverso la formazione di grandi superfici di scambio tra gas e liquido.

Diverse soluzioni impiantistiche, sia relative alle caratteristiche costruttive, sia inerenti al funzionamento, sono dovute proprio alla necessità di aumentare l'efficienza del trasporto.

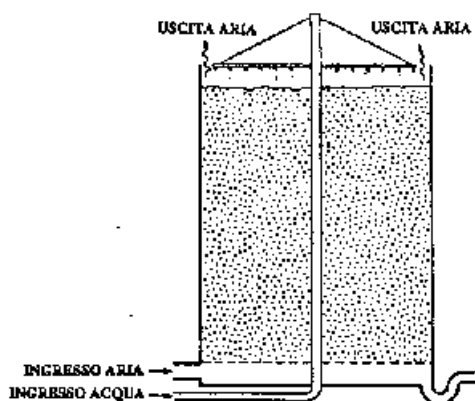


Fig. 30 – Schema di un bioscrubber con flusso controcorrente (Torretta, 1996).

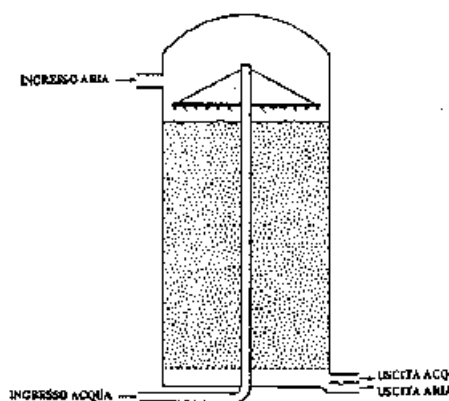


Fig. 31 – Schema di un bioscrubber con flusso a favore di corrente (Torretta, 1996).

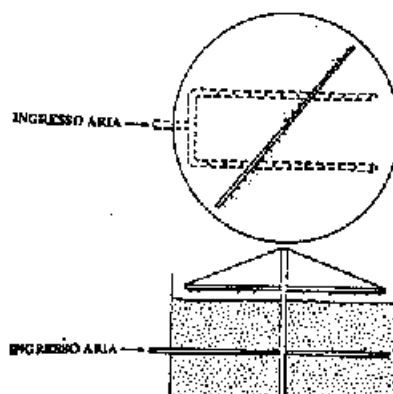


Fig. 32 – Schema di un bioscrubber con alimentazione all'altezza di una sezione intermedia del reattore (Torretta, 1996).

5.3.7. - Metodi alternativi di trattamento di tipo biologico

In alternativa ai metodi tradizionali di trattamento di tipo biologico dell'aria maleodorante, si può ricorrere all'ossidazione biologica in vasche a fanghi attivi.

Il gas da trattare è inviato sul fondo di un bacino a fanghi attivi tramite compressori che non richiedono particolari accorgimenti costruttivi in quanto, soprattutto nel caso in cui il contenuto di acido solfidrico non è elevato, l'incremento di temperatura conseguente la compressione impedisce la condensazione. La rete di distribuzione dell'aria, invece, deve essere realizzata in materiale resistente all'attacco degli acidi.

L'impianto più importante che impiega il processo descritto è situato a Los Angeles ed è funzionante dal 1959. Esso si è dimostrato efficiente solo nella rimozione dell'idrogeno solforato la cui cinetica d'ossidazione è equivalente a quella della sostanza organica presente nel liquame.

Tale efficienza potrebbe essere dovuta alla diluizione che subisce l'aria maleodorante ad opera dell'aria aspirata dall'atmosfera insieme alla quale si allontana dalla superficie della vasca contenente i fanghi attivi (dove si ha anche un effetto di mascheramento causato dal caratteristico odore del fango attivo stesso).

Il sistema si è comunque dimostrato alquanto valido. Ad esempio, presso l'impianto di Werdhylzli in Zurigo (Svizzera), al momento dell'ampliamento effettuato nel 1985, è stato abbandonato il sistema di lavaggio chimico esistente (acido, cloro, base, acqua) ed i 3/5 dell'aria da deodorizzare (50.000 Nmc/h) è stata insufflata mediante diffusori a bolle fini (profondità 4,50 m) nei nuovi bacini a fanghi attivi. Test avevano dimostrato come i composti più solubili in acqua (quali l'idrogeno solforato, l'ammoniaca, l'acido butirrico) venivano sufficientemente decomposti, mentre quelli meno solubili, quali i mercaptani, rimanevano praticamente inalterati.

Il recupero energetico dal gas di digestione è realizzato inviando ad una turbina a gas la parte restante dell'aria da deodorizzare. L'impiego della turbina a gas risulta più vantaggioso di quello di un motore a gas poiché richiede un quantitativo di aria di combustione 5 volte superiore (questa soluzione è stata adottata anche sull'impianto di depurazione di Berna).

5.4 METODICHE ANALITICHE DI CONTROLLO DELL'EFFICIENZA

A valle di un qualsivoglia trattamento di depurazione di reflui (gassosi o liquidi) va valutata l'efficienza dell'operazione di rimozione degli inquinanti e, soprattutto, se sono stati rimossi nella quantità desiderata. Tutto ciò è compiuto al fine d'individuare eventuali problemi che hanno interferito con la rimozione così da poter apporre idonei correttivi.

Come già visto nel capitolo 2, nella deodorizzazione i parametri da determinare sono sostanzialmente olfattometrici ed analitici.

Di seguito si considereranno solo i secondi in quanto, dopo un processo di deodorizzazione, è poco probabile che la concentrazione della sostanza in esame sia sufficientemente superiore alla soglia di percettibilità poiché, se così fosse, il sistema sarebbe palesemente inefficiente senza aver la necessità di ricorrere a metodi analitici.

Le principali metodiche analitiche, generalmente utilizzate per il controllo dell'efficienza del trattamento degli odori, sono le seguenti:

- *Solfuro di Idrogeno*: gorgogliamento in doppio stadio, al flusso di 0,5 l/min, in una soluzione di zinco acetato e successiva determinazione colorimetrica in laboratorio. Metodo alla p-dimetilfenilendiammina con formazione di azzurro di metilene.
- *Carbonio Organico Volatile (espresso come COD)*: gorgogliamento in doppio stadio al flusso di 0,3 l/min in acqua distillata e successiva determinazione del COD come indicato dal metodo dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del CNR.
- *Ammoniaca*: gorgogliamento in doppio stadio, al flusso di 0,5 l/min, in acido solforico 0,1 N e successiva determinazione colorimetrica in laboratorio. Metodo NIOSH n.6015.
- *Aldeidi*: campionamento con fiale di gel di silice additivate con 2,4-dinitrofenilidrazina (DNPH), eluizione del dinitrofenilidrazone formato mediante acetone nitrile e sua determinazione qualitativa e quantitativa mediante cromatografia liquida ad alte prestazioni (HPLC) con rivelatore UV. Metodo NIOSH n.2532.
- *Sostanze Organiche Volatili*: campionamento con fiale di Tenax (diametro 3,9 mm, contenenti 120 mg di Tenax 20-35 mesh) con flusso di 0,1 l/min per tempo massimo di 60 minuti. Le fiale campionate devono essere deadsorbite termicamente ed analizzate in gas cromatografia abbinata a spettrometro di massa.

This document was created with Win2PDF available at <http://www.daneprairie.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.