

Università degli studi di Padova

DIPARTIMENTO DI TECNICA E GESTIONE DEI SISTEMI
INDUSTRIALI

Corso di Laurea Triennale in Ingegneria Meccanica e Meccatronica

TESI DI LAUREA

“Trattamenti meccanici, biologici e chimico-fisici
delle acque residue industriali e agricole”

Relatori: Prof. Mirto Mozzon

Dott. Augusto Tassan

Laureando: Alessio Magnabosco

ANNO ACCADEMICO: 2015-2016

Indice

| | |
|--|-----------|
| Introduzione | 1 |
| 1. Generalità sulle acque | 3 |
| 1.1 Definizioni..... | 3 |
| 1.2 Caratteristiche delle acque | 4 |
| 1.3 Contenuto di ossigeno dell'acqua..... | 8 |
| 2. Inquinamento delle acque naturali | 11 |
| 2.1 Natura e origini dell'inquinament | 11 |
| 2.2 Le sostanze inquinanti..... | 12 |
| 3. Trattamenti meccanici | 15 |
| 3.1 Grigliatura..... | 15 |
| 3.2 Equalizzazione e omogeneizzazione..... | 17 |
| 3.3 Dissabbiatura..... | 17 |
| 3.4 Deoleazione | 19 |
| 3.5 Sedimentazione..... | 20 |
| 3.6 Coagulazione flocculazione | 24 |
| 3.7 Flottazione..... | 26 |
| 3.8 Filtrazione..... | 27 |
| 3.9 Degasaggio | 28 |
| 4. Trattamenti biologici..... | 29 |
| 4.1 Ossidazione su filtri percolatori e biodischi..... | 30 |
| 4.1.1 Caratteristiche di funzionamento | 32 |
| 4.2 Ossidazione con sistema a fanghi attivati..... | 32 |
| 4.3 Ossidazione in lagune aerate e non | 35 |
| 4.4 Campi di applicazione | 36 |
| 4.5 Digestione anaerobica..... | 37 |
| 4.5.1 Trattamento nelle vasche..... | 37 |

| | |
|---|-----------|
| 4.5.2 Biodenitrificazione..... | 38 |
| 5. Trattamenti chimico-fisici..... | 39 |
| 5.1 Neutralizzazione | 39 |
| 5.2 Ossidazione e riduzione | 41 |
| 5.2.1 Ossidazione dei cianuri..... | 41 |
| 5.2.2 Ossidazione dei fenoli..... | 42 |
| 5.2.3 Ossidazione del ferro | 42 |
| 5.2.4 Riduzione dei cromati | 42 |
| 5.3 Precipitazione chimica | 43 |
| 5.4 Chiariflocculazione | 44 |
| 5.4.1 Prodotti impiegati come agenti coagulanti | 45 |
| 5.4.2 Campi e tecniche di applicazione | 46 |
| 5.5 Adsorbimento su carboni attivati..... | 46 |
| 5.6 Strippaggio dell'ammoniaca | 49 |
| 5.7 Scambio ionico | 49 |
| 5.7.1 Aspetti teorici | 50 |
| 5.7.2 Caratteristiche delle resine scambiatrici di ioni | 51 |
| 5.7.3 Trattamento con resine | 52 |
| 5.8 Processi a membrane..... | 54 |
| 5.9 Disinfezione | 55 |
| 6. Trattamento dei fanghi | 57 |
| 6.1 Ispessimento a gravità..... | 57 |
| 6.2 Ispessimento per flottazione | 58 |
| 6.3 Disidratazione su letti di essiccamento..... | 58 |
| 6.4 Disidratazione per centrifugazione | 59 |
| 6.5 Disidratazione per filtrazione sotto vuoto | 60 |
| 6.6 Disidratazione per filtrazione sotto pressione | 61 |
| 6.7 Digestione aerobica e anaerobica | 62 |
| 6.8 Condizionamento..... | 63 |
| 6.9 Essiccamento | 63 |
| 6.10 Combustione o incenerimento | 66 |

| | |
|---|-----------|
| 7. Trattamento delle acque di primo impiego e degli effluenti..... | 69 |
| 7.1 Depurazione delle acque per alimentazione delle caldaie | 69 |
| 7.2 Trattamento degli scarichi industriali | 69 |
| 7.2.1 Acque di raffreddamento..... | 70 |
| 7.2.2 Effluenti di industrie alimentari | 71 |
| 7.2.3 Effluenti di uno stabilimento chimico | 71 |
| 7.2.4 Effluenti di uno stabilimento siderurgico | 72 |
| 7.2.5 Effluenti di industrie metallurgiche | 73 |

| | |
|--------------------------|-----------|
| Bibliografia..... | 75 |
|--------------------------|-----------|

Introduzione

Il concetto di acqua come bene di poco valore (fonte inesauribile e di nessun costo reale) è ormai superato poiché si è compreso che l'acqua è un bene prezioso, una risorsa limitata di cui farne un uso corretto e responsabile. Con lo sviluppo industriale e agricolo nasce l'esigenza di trattare la grande quantità di acqua impiegata. Gran parte di essa infatti dopo l'impiego non ha più le caratteristiche originarie. Le acque di scarico urbane, industriali e agricole contengono i residui delle numerose sostanze utilizzate dall'uomo per l'alimentazione, per le attività quotidiane e per i processi produttivi, sostanze che producono il cosiddetto inquinamento idrico. La depurazione ha il duplice scopo di impedire l'inquinamento dei bacini idrici e di consentire il riciclaggio delle acque, permettendo così di ridurre le necessità di approvvigionamento.

Per l'eliminazione o la riduzione delle sostanze inquinanti si ricorre a dei processi che assolvono una o più delle seguenti funzioni fondamentali:

- separazione di materiali galleggianti e di materiali in sospensione;
- insolubilizzazione e successiva separazione di sostanze disciolte;
- rimozione di sostanze disciolte;
- trasformazione di sostanze biodegradabili;
- disinfezione da microrganismi.

Esiste un gran numero di processi di depurazione, la cui applicabilità è da correlare alle caratteristiche dell'acqua da trattare e al grado di depurazione richiesto. Non tutte le fasi di trattamento indicate sono sempre applicate. Con l'applicazione dei processi indicati si ottengono percentuali di rimozione diverse delle sostanze inquinanti, in funzione delle caratteristiche delle acque da trattare e delle caratteristiche operative degli impianti nei quali si svolgono i processi. I trattamenti di depurazione sono classificati secondo due metodologie. La prima li raggruppa in funzione della loro successione e del grado di trattamento progressivamente raggiunto. Secondo questa classificazione si distinguono:

- i pretrattamenti: grigliatura grossolana e fine, dissabbiatura, deoleazione, equalizzazione e omogeneizzazione, neutralizzazione;
- i trattamenti primari: flottazione, sedimentazione, precipitazione chimica;
- i trattamenti secondari: ossidazione a fanghi attivati, su filtri percolatori, su biodischi, in lagune aerate o non, digestione anaerobica, sedimentazione dei fanghi biologici, disinfezione;
- i trattamenti terziari: nitrificazione-denitrificazione, precipitazione del fosforo, chiarifioccolazione, filtrazione, adsorbimento su carbone attivato, scambio ionico.

I trattamenti primari rimuovono e riducono notevolmente i materiali sospesi e galleggianti, mentre sono poco efficaci sui materiali colloidali e sulle sostanze disciolte. I trattamenti secondari rimuovono o riducono notevolmente i materiali colloidali e le sostanze organiche sospese e disciolte. I trattamenti terziari, detti anche avanzati, rimuovono o riducono gli elementi nutritivi, le sostanze organiche, i solidi sospesi e i sali disciolti fino a livelli molto più spinti di quelli ottenibili col trattamento secondario.

La seconda classificazione raggruppa i trattamenti in funzione della natura dei processi impiegati e distingue:

- i trattamenti meccanici: grigliatura, dissabbiatura, deoleazione, equalizzazione e omogeneizzazione, flottazione, sedimentazione, filtrazione;
- i trattamenti biologici: ossidazione a fanghi attivati, su filtri percolatori, su biodischi, in lagune aerate o non, digestione anaerobica, nitrificazione-denitrificazione;
- i trattamenti chimico-fisici: neutralizzazione, coagulazione-flocculazione, precipitazione chimica dei metalli e del fosforo, stripping di ammoniaca e solfuri, disinfezione, adsorbimento su carbone attivato, scambio ionico.

In pratica, spesso la maggioranza dei trattamenti meccanici ricade nei pretrattamenti e nei trattamenti primari, quella dei processi biologici nei trattamenti secondari e quella dei processi chimico-fisici nei trattamenti terziari.

La maggior parte dei processi di trattamento delle acque dà luogo alla produzione di fanghi; nei processi biologici questi derivano dalla trasformazione della sostanza organica in massa cellulare microbica, nei processi chimico-fisici dalla separazione di materiali in sospensione, dalla precipitazione di sostanze disciolte e dall'aggiunta di prodotti chimici. I fanghi devono essere trattati in maniera da poter essere smaltiti senza inconvenienti per l'ambiente. Il trattamento dei fanghi viene effettuato per ridurre il contenuto d'acqua, per renderli facilmente trasportabili e renderli biologicamente disattivati. Per quanto riguarda i trattamenti dei fanghi, questi sono classificati soltanto in meccanici, biologici e chimico-fisici, come segue:

- trattamenti meccanici: ispessimento per gravità o per flottazione, disidratazione;
- trattamenti biologici: digestione anaerobica o aerobica, lagunaggio;
- trattamenti chimico-fisici: condizionamento chimico, condizionamento termico, disinfezione, essiccamento, combustione (incenerimento).

CAPITOLO 1

Generalità sulle acque

1.1 Definizioni

L'acqua necessaria per gli usi domestici, industriali, agricoli e per i cosiddetti usi urbani (lavaggio, piscine, ecc) può essere prelevata da:

- acque dolci superficiali: torrenti, fiumi, laghi;
- acque dolci sotterranee: sorgenti o pozzi;
- mare

Le acque possono essere impiegate senza alcun trattamento preventivo quando hanno caratteristiche idonee agli impieghi, o subire trattamenti più o meno complessi per portarle alle caratteristiche richieste. Chiamasi trattamento qualsiasi procedimento che allontana dall'acqua uno o più componenti indesiderati per l'impiego che deve avere. L'acqua prima di essere trattata viene chiamata grezza.

L'acqua che ha subito un procedimento di allontanamento dei componenti indesiderati, viene chiamata trattata o viene denominata in funzione del trattamento subito.

Le acque sia grezze che trattate vengono definite di primo impiego quando sono destinate all'utilizzazione (alimentazione caldaie, raffreddamento ecc.) per distinguerle dalle acque di scarico, generalmente chiamate acque reflue, e dalle acque che vengono riciclate, chiamate di reimpiego.

Le acque di primo impiego si distinguono principalmente in:

- acque potabili: per bere, per usi alimentari e domestici;
- acque industriali: di processo, di raffreddamento, per la produzione di vapore;
- acque per irrigazione.

Le acque reflue sono quelle di scarico da impianti industriali e quelle raccolte dagli impianti fognari urbani che, avendo disciolto o in sospensione componenti vari, non possono trovare più alcun impiego diretto e perciò vengono refluite ai bacini idrici.

Le acque di reimpiego possono derivare da acque di scarico che non hanno subito alcun trattamento di depurazione (per es. acqua di raffreddamento che esce a 30 °C che viene utilizzata tal quale come acqua di lavaggio) o da acque reflue che con trattamenti opportuni vengono portate alle caratteristiche richieste per lo specifico impiego:

caso tipico un'acqua utilizzata nel raffreddamento di un impianto che viene riciclata dopo evaporazione parziale, che la restituisce alla temperatura originaria.

I trattamenti ai quali vengono sottoposte le acque, sia grezze che reflue, si distinguono in:

- trattamenti meccanici;
- trattamenti biologici;
- trattamenti chimico-fisici.

Le acque possono subire uno o più processi di trattamento: quando subiscono l'insieme dei trattamenti meccanici, biologici e chimico-fisici, si dice che l'acqua ha subito il trattamento integrale.

I trattamenti si dividono più frequentemente in:

- trattamento primario: separazione dei solidi sospesi;
- trattamento secondario: trattamento biologico destinato ad abbattere le sostanze organiche;
- trattamento terziario: di tipo chimico-fisico che elimina le sostanze non biodegradabili.

1.2 Caratteristiche delle acque

| Caratteristica | Unità di misura | Valore |
|---|-----------------|--------|
| Densità a 0°C | g/l | 999,8 |
| 4°C | | 1000 |
| Valori critici | | |
| Tc | °C | 374,15 |
| Pc | Atm | 225,7 |
| Calore specifico a 15°C dell'acqua a 760mm Hg | cal/g °C | 1,000 |
| Punto di ebollizione a 760 mmHg | °C | 100 |

Un'acqua viene caratterizzata in base al suo contenuto di cationi, anioni, sostanze organiche disciolte, sostanze in sospensione, gas disciolti. Si considera inoltre il contenuto batterico, il pH, la conducibilità elettrica e molte altre caratteristiche, specie quando se ne prevedono impieghi speciali.

L'acqua pura è senza odore, sapore, colore. È di notevole importanza il contenuto di ioni, in particolare dei metalli alcalino-terrosi, fra i quali principalmente Ca^{2+} e Mg^{2+} , che determinano la durezza dell'acqua: le acque ad alto contenuto di sali di Ca e Mg vengono chiamate dure.

La durezza si esprime in gradi, i più usati tradizionalmente sono:

- °f, grado francese: corrisponde al contenuto di sali indurenti (Ca, Mg, ecc.) espresso come 10 mg/l di CaCO_3 ;
- °d, grado tedesco: corrisponde al contenuto di sali indurenti espresso come 10 mg/l di CaO;
- attualmente si usa il grado MEC, che corrisponde a 1g di CaCO_3 in 100 litri ed è perciò uguale al grado francese.

Altri modi di esprimere la durezza dell'acqua:

- in ppm (parti per milione) di CaCO_3 e sali ad esso equivalenti;
- in milliequivalenti/litro.

La durezza dell'acqua viene distinta in:

- durezza totale: comprende tutti i sali di Ca, Mg, ecc.
- durezza da carbonati: comprende la durezza dovuta ai bicarbonati, a carbonati di Ca e Mg e altri sali indurenti;
- durezza temporanea: la durezza che scompare dopo ebollizione dell'acqua in quanto si sono scomposti i bicarbonati facendo precipitare i carbonati principalmente di Ca e Mg;
- durezza permanente: la durezza dovuta a tutti i sali che dopo ebollizione rimangono in soluzione.

| Classificazione | Durezza in gradi francesi |
|------------------------|----------------------------------|
| Acqua molto dolce | 0÷4 |
| Dolce | 4÷8 |
| A durezza media | 8÷12 |
| A durezza discreta | 12÷18 |
| Dura | 18÷30 |
| Molto dura | >30 |

Tabella - Classificazione delle acque in base alla durezza

Caratteristiche e requisiti che devono avere le acque destinate ad uso potabile e industriale:

Acqua potabile. L'acqua potabile è quella destinata all'uso domestico e agli impieghi alimentari (fabbricazione della pasta, del pane ecc.). Deve essere priva di batteri e di qualsiasi sostanza dannosa alla salute; deve essere incolore ed insapore, non deve contenere sostanze in sospensione, sostanze organiche (residui di organismi vegetali ed animali, ecc.) e non deve contenere metalli come Fe, Pb, Cr, Mn ecc.

Acqua industriale. Dati i molteplici impieghi è difficile stabilire caratteristiche generali per acque di uso industriale, per cui è bene riferirsi alle acque di alimentazione delle caldaie ed alle acque di raffreddamento.

Le acque di alimentazione delle caldaie, devono avere requisiti più o meno severi a seconda della pressione e della temperatura di esercizio della caldaia e del tipo di questa. Le caldaie con pressioni di esercizio che arrivano anche a 350 atm e con produzioni di vapore anche oltre 1500 t/h, richiedono acqua con valori ben definiti di pH, del contenuto dei vari ioni, di O₂ e di gas disciolti; il vapore ad alta pressione viene impiegato generalmente in turbine a vapore accoppiate a generatori elettrici, turbine che richiedono un vapore molto puro, poichè sali, SiO₂, ossidi che si depositano sulle palette, provocano disfunzioni, corrosioni e perdite di rendimento.

Le acque di alimentazione delle caldaie devono essere perciò trattate perchè acque grezze, anche di buona purezza, non possiedono i requisiti necessari. In esercizio l'acqua delle caldaie, attraverso i ricicli, si arricchisce di alcune sostanze contenenti Fe e Cu che provengono dalle apparecchiature e che possono in parte essere in soluzione ed in parte in sospensione. E' perciò della massima importanza il controllo non solo dell'acqua di alimentazione ma anche dell'acqua e del vapore nei vari punti del sistema costituente l'impianto per la produzione del vapore (ribollitore, condensatori, surriscaldatori ecc.). Un'altra impurezza che l'acqua acquista nell'esercizio della caldaia è l'olio minerale che proviene da perdite delle macchine - pompe, turbine, cilindri a vapore, ecc. - e che arrivando nel ribollitore può crackizzare e dare incrostazioni carboniose sulle pareti dei tubi. Per la stessa ragione l'acqua di alimentazione delle caldaie non deve contenere sostanze organiche. L'ossigeno presente nell'acqua porta a fenomeni di corrosione nei preriscaldatori e nell'economizzatore.

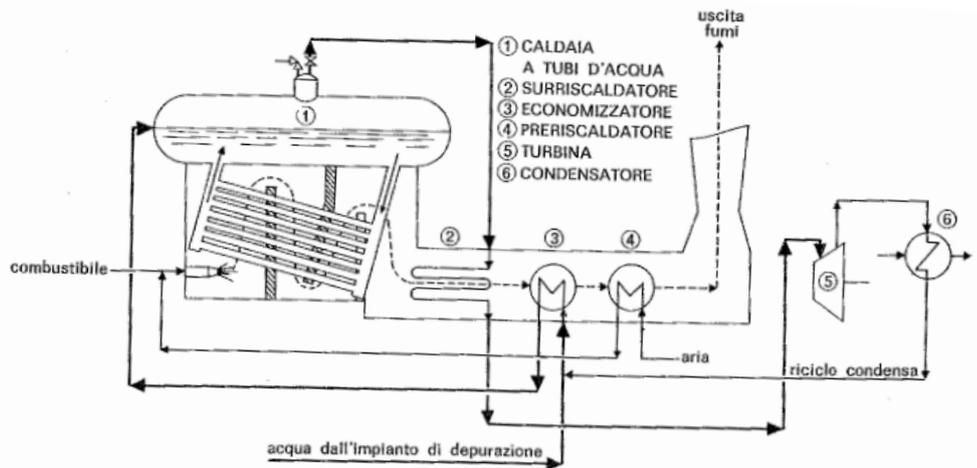


Figura 1 - Schema semplificato di un impianto per la produzione di vapore

Acqua di raffreddamento. Le caratteristiche dell'acqua di raffreddamento dipendono principalmente dalla differenza di temperatura fra l'acqua raffreddante ed il fluido da raffreddare: per acque di raffreddamento si intendono le acque che circolano in scambiatori (a serpentine, a fascio tubiero, a camicia). Più è alta la temperatura del fluido da raffreddare e maggior purezza si richiede alle acque di raffreddamento, sino ad arrivare ai requisiti non molto dissimili a quelle delle acque di caldaia, quando si abbiano temperature tanto alte da provocare decomposizione dei bicarbonati e altre reazioni. Per acqua di raffreddamento si possono perciò usare nel caso di basse temperature anche acque non trattate; i requisiti generali ai quali deve corrispondere un'acqua di raffreddamento sono :

- non contenere sostanze in sospensione;
- non contenere alghe, cariche batteriche e prodotti che possano dar luogo a depositi o provocare alterazioni nella composizione;
- durezza non elevata;
- non avere azione corrosiva.

L'acqua grezza destinata al raffreddamento e l'acqua di riciclo, se non possiedono i requisiti necessari per lo specifico impiego, devono essere trattate, per impedire che si abbia corrosione e precipitazione di composti nei vari punti del sistema. Bisogna ricordare che le incrostazioni che si formano nelle tubazioni portano ad una graduale diminuzione dello scambio termico sino a rendere inefficiente il sistema di raffreddamento.

Acqua di processo. Ogni processo richiede acqua con caratteristiche tali da non apportare impurezze nei prodotti con i quali viene in contatto e da non determinare reazioni indesiderate, colorazioni, impartire odore ecc. Secondo i casi si possono impiegare acque grezze potabili,

acque semplicemente depurate o acque di estrema purezza che abbiano subito trattamenti di completa deionizzazione e degasaggio.

1.3 Contenuto di ossigeno dell'acqua

L'acqua contiene disciolto ossigeno, la cui quantità varia con la temperatura, la pressione ed il contenuto salino: a 760 mm Hg e a 20°C l'acqua distillata contiene 8,8 ppm di ossigeno e l'acqua di mare mediamente 7,2 ppm.

Una diminuzione della quantità di ossigeno è indice di inquinamento di un corpo idrico, cioè della presenza di sostanze ossidabili che sottraggono ossigeno all'acqua il quale è necessario anche per l'azione autodepurante che si svolge in un fiume, in un lago, nel mare, per l'azione di microrganismi aerobici. E' perciò della massima importanza conoscere la domanda di ossigeno di un corpo idrico, cioè la quantità di ossigeno che esso richiede per giungere allo stato di purezza naturale; cioè in definitiva rappresenta la misura dell'inquinamento ad opera di sostanze riducenti. Le sostanze inorganiche riducenti si ossidano rapidamente mentre le sostanze organiche si ossidano lentamente, attraverso l'azione combinata dell'ossigeno e dei microrganismi.

Per determinare la domanda di ossigeno dell'acqua si usano alcuni metodi di laboratorio che misurano la domanda di ossigeno in particolari condizioni di prova.

Fra i metodi si usano principalmente i seguenti:

BOD (Biochemical Oxygen Demand). E' un metodo messo a punto in Inghilterra dalla Royal Commission of Sewage Disposal ed adottato universalmente, anche se sottoposto a molte critiche per la difficoltà di ottenere risultati riproducibili. Il BOD è una misura indiretta del contenuto di materia organica biodegradabile presente in un campione d'acqua o soluzione acquosa ed è uno dei parametri più in uso per stimare il carico inquinante delle acque reflue.

La prova consiste nell'incubare per 5 giorni a 20°C aliquote dell'acqua in esame (opportunamente diluite con acqua contenente sali minerali), con microrganismi aerobici di ceppi selezionati. Si misura la quantità di O₂ al momento dell'allestimento del test (BOD₀) e dopo 5 giorni (BOD₅); la differenza del contenuto di ossigeno espresso in mg/l (o g/m³) costituisce il BOD₅ che viene spesso indicato semplicemente come BOD, anche se con questa sigla si dovrebbe indicare il valore totale.

Risultano evidenti le difficoltà che si incontrano nell'ottenere ceppi batterici selezionati, capaci di dare in condizioni standard (temperatura, contenuto salino, pH), una serie di reazioni biochimiche che portino a risultati riproducibili in 5 giorni, cioè in un tempo che non porta all'ossidazione totale delle sostanze presenti, per le quali si richiederebbe oltre un mese.

COD (Chemical Oxygen Demand). Determina il consumo totale di O₂ necessario per ossidare completamente le sostanze inorganiche ed organiche presente nel campione in esame. L'ossidazione viene ottenuta facendo bollire per 2 ore una data quantità di acqua con una data quantità di soluzione di bicromato di potassio, in ambiente acido ed in presenza di solfato di argento, che accelera la reazione. Il risultato si esprime in mg/l di O₂ dal consumo di bicromato. I risultati sono riproducibili ma il metodo ha lo svantaggio di non poter essere usato in presenza di forti quantità di cloruri, cioè nel caso di acque marine e salmastre.

Mentre il BOD determina quali sostanze sono biodegradabili, il COD non opera evidentemente alcuna distinzione, per cui il BOD viene largamente utilizzato quando si voglia determinare l'azione depurante dei trattamenti biologici.

Seguendo le variazioni del BOD è possibile seguire l'andamento dell'inquinamento dei corpi idrici e provvedere di conseguenza a regolare l'immissione di aria.

E' da tenere presente che, secondo alcune regolamentazioni, il BOD 5 di acque reflue, per poter essere scaricate in un corpo idrico, non deve essere superiore a 40 mg/l, mentre effluenti industriali non depurati passano i 2000 mg/l e che liquami urbani possono avere BOD5 compresi 100 e 300 mg/l.

CAPITOLO 2

Inquinamento delle acque naturali

2.1 Natura e origini dell' inquinamento

L'inquinamento di uno dei mezzi vitali (aria, acqua e suolo) si può sinteticamente definire come « l'aggiunta a tale mezzo di sostanze che ne alterano le caratteristiche chimiche e fisiche, in modo da costituire un pericolo effettivo o potenziale per la salute, la sicurezza e il benessere pubblici ».

Per quanto riguarda particolarmente le acque, si può affermare che quattro sono le principali origini dell'inquinamento, e precisamente:

Origine naturale. Non tutti gli studiosi del ramo sono inclini ad ammettere l'esistenza di fenomeni di inquinamento non provocati dall'uomo; taluni obiettano infatti che si tratta semplicemente di episodi di assestamento degli equilibri naturali. Se però si accetta la definizione di inquinamento prima fornita, diviene difficile negare che l'intorbidamento delle acque di un torrente durante una piena, o l'imputridimento di detriti organici in certi laghi delle regioni calde, oppure la presenza di ingenti quantità di sostanze umiche sospese rappresentino dei veri e propri casi di contaminazione spontanea delle acque naturali.

Origine domestica. Le fognature urbane raccolgono gli scarichi provenienti da abitazioni private, uffici, alberghi, ristoranti, ospedali, scuole, caserme, ecc. È quindi facile immaginare che gli scarichi di origine domestica contengono essenzialmente residui di cibi, detersivi, carta, prodotti finali del metabolismo umano, oli minerali. A queste sostanze, parte disciolte e parte sospese, si mescolano poi in fogna detriti di asfalto, terriccio e materiali vari provenienti dalle strade.

Origine agricola. Le acque piovane e quelle irrigue asportano parzialmente dai campi coltivati gli ingrassi naturali e i concimi chimici, i diserbanti, gli insetticidi, oltre a residui vegetali, terriccio e sostanze umiche; e convogliano tutti questi materiali nei corpi d'acqua naturali. Ma le attività agricole comprendono anche l'allevamento del bestiame, ed occorre allora prendere in considerazione i prodotti del metabolismo animale e le acque di lavaggio di stalle e pollai; nè va dimenticato che sovente i prodotti agricoli subiscono sul posto almeno una prima

lavorazione con lavaggio, e che anche queste operazioni comportano una sensibile contaminazione delle acque naturali.

Origine industriale. Quasi tutte le industrie richiedono, per le proprie lavorazioni, volumi più o meno ingenti di acqua la quale, durante i processi di fabbricazione o ausiliari, trattiene in soluzione o in sospensione apprezzabili quantità di materie prime, prodotti intermedi, prodotti finiti ed altre sostanze che possono risultare nocive, se immesse in acque naturali.

Non è difficile rendersi conto del fatto che, tra i diversi tipi di inquinamento, quello di origine industriale è senza alcun dubbio il più grave ed insidioso.

Infatti, mentre la composizione dei liquami di fogna domestica è, più o meno, sempre la stessa, ed anche gli scoli agricoli non differiscono generalmente molto da caso a caso, la quantità e le caratteristiche degli scarichi industriali sono a priori del tutto imprevedibili. Non solamente tali caratteristiche variano da tipo a tipo di industria, ma anche fabbriche dello stesso tipo riversano spesso effluenti assai diversi, a causa della varietà dei metodi di lavorazione.

L' inquinamento è indubbiamente un fenomeno molto complesso ma generalmente i suoi meccanismi d'azione sono di tre tipi:

- Eccessivo consumo di ossigeno;
- Immissione di sostanze tossiche o nocive;
- Immissione di sostanze che alterano la temperatura del corpo d'acqua ricevente.

2.2 Le sostanze inquinanti

Le sostanze inquinanti possono essere caratterizzate in maniera diversa, a seconda della loro natura o degli effetti che producono. Si possono distinguere quattro categorie, classificate in base a quanto segue:

Materiali galleggianti

Oli, grassi, schiume e, in generale, materiali insolubili più leggeri dell'acqua. Deteriorano le caratteristiche estetiche e impediscono la penetrazione delle radiazioni solari ritardando i processi fotosintetici. Gli oli in particolare interferiscono con la riaerazione naturale, distruggono la vegetazione e sono spesso tossici nei confronti degli organismi acquatici. Se la quantità di olio in superficie è notevole si hanno addirittura pericoli di incendi.

Materiali in sospensione

Si tratta di materiali insolubili, di densità uguale o superiore a quella dell'acqua, mantenuti in sospensione dalla turbolenza, che influiscono sull'attività degli organismi. Col tempo questi materiali si depositano come fango sulle rive e sul fondo. Se i depositi sono consistenti, deprimono l'azione depuratrice dei microrganismi e influiscono negativamente sulla nutrizione dei pesci. I materiali in sospensione di natura organica si decompongono progressivamente sotto l'azione dei microrganismi utilizzatori di ossigeno. Quando manca l'ossigeno insorgono fenomeni putrefattivi.

Sostanze disciolte

Rappresentano la categoria più numerosa. Interessano maggiormente quelle che, come acidi o alcali, metalli pesanti, composti chimici, insetticidi, cianuri e altri prodotti tossici, rendono un'acqua non potabile e danneggiano la vita acquatica. Le sostanze organiche disciolte e l'ammoniaca sono attaccate dai microrganismi che le trasformano, utilizzando l'ossigeno disciolto nell'acqua. Alcune sostanze organiche sono refrattarie alla degradazione biologica e mantengono immutate le loro caratteristiche, spesso negative, come nel caso di certi tensioattivi, pesticidi, erbicidi, ecc. Alle sostanze disciolte può essere collegato lo sviluppo di colore, odore e sapore delle acque.

Materiali biologici

Gli organismi viventi, animali e vegetali, influiscono sulla qualità di un'acqua. I batteri possono sviluppare odori e attaccare e distruggere altre piante ed animali, ma in determinate condizioni provocano il processo di autodepurazione. Essi inoltre svolgono un ruolo primario nei processi di depurazione. I funghi sono simili ai batteri, ma sono strettamente aerobici. Le alghe sono organismi fotosintetici che si nutrono prevalentemente di prodotti inorganici, dando luogo allo sviluppo di ossigeno. Se però sono presenti in eccesso, come avviene in presenza di abbondanza di elementi nutritive, morendo consumano l'ossigeno, producendo odore e sapore.

Soluzioni colloidali

Un colloide è una particolare miscela in cui una sostanza si trova in uno stato finemente disperso, intermedio tra la soluzione omogenea e la dispersione eterogenea. Questo stato "microeterogeneo" consiste quindi di due fasi: una fase costituita da una sostanza di

dimensioni microscopiche e una fase continua disperdente. La differenza con le soluzioni consiste nel fatto che queste ultime sono sistemi omogenei contenenti ioni o molecole di soluto disperse in un solvente libere di muoversi le une rispetto alle altre; esse risultano inoltre limpide. I sistemi colloidali, invece, sono sistemi eterogenei, che si presentano torbidi.

CAPITOLO 3

Trattamenti meccanici

I trattamenti meccanici hanno lo scopo di allontanare dalle acque residue le sostanze sospese, attraverso operazioni che sfruttano le caratteristiche fisiche dell'acqua e dei componenti.

L'acqua viene spesso sottoposta a trattamenti molto semplici, quali la separazione da materiali galleggianti attraverso griglie o per mezzo di apparecchi setaccianti.

3.1 Grigliatura

La grigliatura serve a eliminare le sostanze sospese di dimensioni rilevanti. È normalmente la prima operazione che si incontra in un impianto di depurazione. Essa può essere effettuata mediante griglie grossolane (distanza tra le sbarre 4-15 cm), medie (0,5-4 cm), e fini (meno di 0,5 cm).

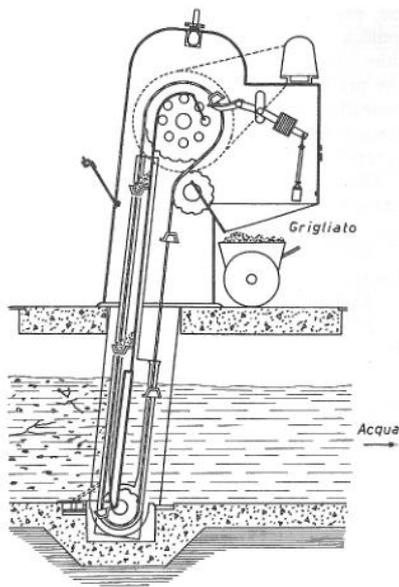


Figura 2 – Griglia automatica

Le griglie poste all'inizio degli impianti di depurazione, a monte delle pompe, sono generalmente del tipo a barre di sezione rettangolare o, più raramente, circolare o trapezoidale. La luce libera è funzione delle dimensioni dei solidi che devono essere rimossi dallo scarico e la pulizia può essere effettuata sia manualmente che automaticamente per mezzo di rastrelli.

Le griglie a pulizia manuale vengono impiegate da sole in impianti di piccole dimensioni, mentre negli impianti più grandi vengono installate in by-pass o a monte di griglie automatiche. L'inclinazione rispetto al piano orizzontale, in genere intorno ai 45°, è minore che nelle griglie automatiche, allo scopo di facilitare le operazioni di pulizia; alla sommità della griglia è

sistemato un piano forato orizzontale o leggermente inclinato, sul quale si raccoglie, per mezzo di rastrelli, il materiale grigliato.

Nelle griglie a pulizia meccanica il rastrello che rimuove i solidi è comandato da un temporizzatore che lo mette in funzione ad intervalli prefissati. Talvolta il funzionamento del rastrello può essere comandato da un misuratore di perdita di carico che aziona il meccanismo di pulizia quando la quantità di solidi accumulati è tale da produrre una differenza di livello tra monte e valle della griglia superiore a un valore prefissato.



Le griglie sono provviste di paratoie di esclusione, di un canale di by-pass, che viene messo in funzione nei periodi di pulizia e manutenzione. Le griglie fini, ove utilizzate, vengono installate a valle di quelle grossolane, allo scopo di realizzare una più spinta rimozione dei solidi presenti nello scarico. Tali griglie possono essere a schermo fisso, a schermo mobile e a tamburo ruotante.

Figura 3 – Griglia a pulizia meccanica

Le prime sono simili alle griglie grossolane precedentemente descritte, ma hanno luci libere di passaggio molto più ridotte; le seconde sono costituite da una serie di schermi griglianti montati su un meccanismo di trasporto, per mezzo del quale essi vengono spostati in continuazione dalla zona di grigliatura a quella di pulizia, effettuata con rastrelli, raschiatori e getti d'acqua.

Nelle griglie a tamburo la superficie grigliante è realizzata sulla parete cilindrica di un tamburo ruotante, parzialmente immerso nella corrente liquida. Lo scarico da sottoporre a grigliatura entra all'interno del tamburo e fuoriesce attraverso la parete filtrante; i solidi trattenuti vengono asportati tramite raschiatori e getti d'acqua.

Nelle griglie fini la superficie grigliante viene realizzata tramite una serie di barre sottili o con piatti forati oppure con una rete di fili metallici o di materiali sintetico. Le dimensioni delle aperture attraverso le quali passa la corrente liquida sono inferiori a $10 \div 15$ mm.

Il sistema di smaltimento dipende dalla quantità di materiale rimosso e dalle caratteristiche dell'impianto di depurazione. Talvolta, specialmente quando lo smaltimento dei solidi rimossi può creare difficoltà, il materiale separato può essere sminuzzato.

3.2 Egualizzazione e omogeneizzazione

Le acque da trattare presentano spesso una notevole variabilità di portata e di concentrazione delle diverse sostanze inquinanti. La correzione di tale variabilità è detta egualizzazione nel caso della portata, e omogeneizzazione nel caso delle concentrazioni.

Consiste nel raccogliere l'acqua di scarico in vasche di accumulo, normalmente agitate per impedire la sedimentazione, di dimensioni tali da assicurare un tempo di residenza che consenta di smorzare le fluttuazioni di portata e di qualità dell'alimentazione dell'impianto. Il livello del liquido nelle vasche di egualizzazione è variabile e perciò l'agitazione viene realizzata per mezzo di insufflazione di aria o con turbine superficiali di tipo galleggiante.

3.3 Dissabbiatura

La dissabbiatura segue la grigliatura, quando nell'acqua da trattare siano presenti materiali solidi, di densità molto superiore a quella dell'acqua e delle sostanze organiche putrescibili, aventi dimensioni comprese generalmente tra 0,15 e 3 mm. La rimozione di questi materiali, tra i quali troviamo sabbie, polveri, inerti residuati di attività industriali e domestiche, come semi, gusci d'uovo, caffè macinato, ecc., è necessaria per prevenire nelle apparecchiature a valle abrasioni, formazioni di depositi e interferenze con i processi di trattamento.

Le sabbie debbono essere rimosse in testa all'impianto e non inviate alle unità operatrici successive, in quanto esse possono provocare un'azione abrasiva su tutte le parti meccaniche in movimento, in particolare sulla girante delle pompe, sulle lame dei raschiafanghi, riducendo le prestazioni e la durata; esse, inoltre, possono ostruire le tubazioni, creare depositi in aree morte e causare problemi nel trattamento dei fanghi.

Le unità dissabbiatrici sono di due tipi: a gravità e centrifughe.

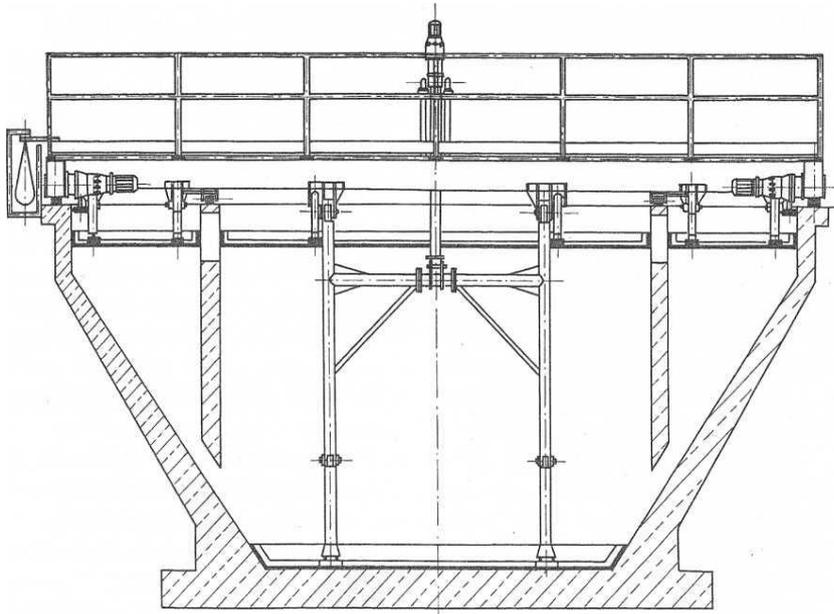


Figura 4 – Dissabbiatore a gravità

Il principio sul quale è basato il funzionamento delle prime è quello di mantenere nella corrente

liquida una velocità tale che consenta la sedimentazione della sabbia ($0,3\div 0,4$ m/s), ma non delle sostanze organiche sospese, più leggere, che restano nella corrente liquida e vengono inviate alle unità successive. Esse sono generalmente costituite da un canale nel quale la velocità viene mantenuta costante per mezzo di una opportuna sagomatura della sezione e di uno stramazzo finale. Sul fondo del canale si raccolgono le sabbie che nei piccoli impianti vengono rimosse manualmente; negli impianti di dimensioni maggiori vengono utilizzati sistemi di rimozione meccanica, mediante pompe a vite o ad aria.

Molte volte, specialmente negli impianti medio-grandi, vengono impiegati canali dissabbiatori del tipo aerato. In questo caso su un lato del fondo del canale viene immessa aria tramite una serie di diffusori i quali imprimono all'aria un moto a spirale. Il grado di agitazione è tale da produrre la separazione della sabbia dalle particelle organiche più leggere.

I dissabbiatori centrifughi funzionano praticamente sullo stesso principio dei cicloni. Essi sono costituiti da una camera cilindrica a fondo conico, nella quale la corrente liquida viene immessa tangenzialmente alla sommità della zona cilindrica.

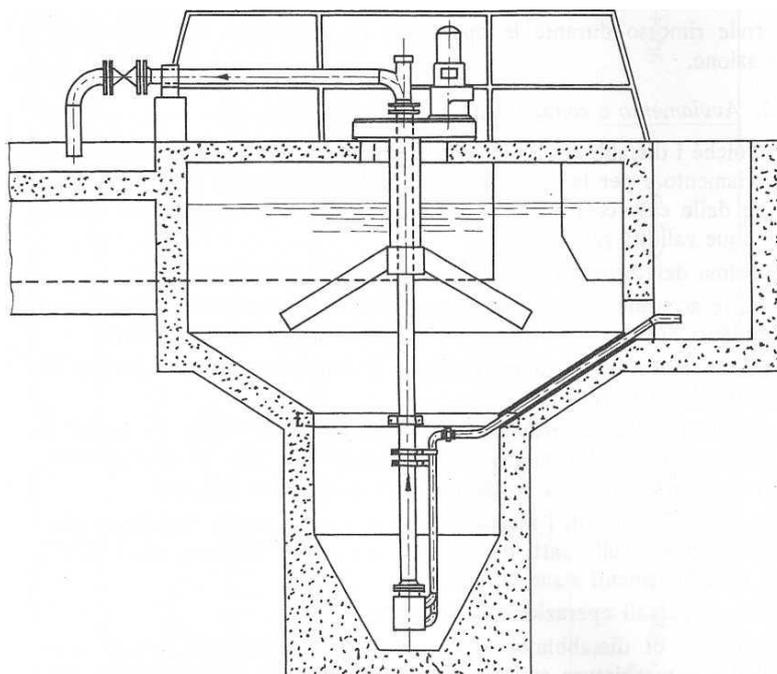


Figura 5 – Dissabbiatore centrifugo

Si genera così un moto circolare e, per effetto della forza centrifuga, i materiali più pesanti vengono sospinti verso la parete dell'apparecchiatura e scendono verso il fondo, da dove vengono estratti. La corrente liquida contenente i solidi più leggeri fuoriesce attraverso un collettore

centrale posto nella parte alta dell'apparecchiatura. Generalmente viene installato lungo l'asse dell'apparecchiatura un agitatore che imprime alla fase liquida un moto rotatorio con velocità costante.

3.4 Deoleazione

Tramite l'operazione di deoleazione vengono separati per decantazione e rimossi tutta una serie di materiali più leggeri dell'acqua e sostanze quali oli, grassi, ma anche altre sostanze come saponi, pezzi di sughero e legno, frantumi di vegetali. Questi materiali vengono in superficie formando una poltiglia stabile che normalmente contiene non più del 25 ÷ 50 % di oli e grassi.

La poltiglia viene rimossa sfiorandola dalla superficie mentre il liquido defluisce da aperture sommerse collocate a idonea profondità. Le vasche di deoleazione possono essere rettangolari o circolari, con il condotto di uscita generalmente sommerso e protetto da diaframmi per evitare il trascinarsi di materiale separato. Il materiale separato può essere rimosso manualmente in impianti di piccole dimensioni, ma generalmente, soprattutto negli impianti più grandi, la rimozione viene effettuata meccanicamente, tramite lame mobili che convogliano il materiale nella zona di raccolta, dalle quali esso viene inviato allo smaltimento, effettuato per combustione.

In alcuni casi la separazione tra le fasi viene favorita tramite insufflazione di aria, realizzando così una vera e propria flottazione, oppure installando nella vasca una serie di piatti paralleli inclinati che favoriscono la separazione degli olii. Nelle vasche di deoleazione generalmente ha luogo anche una sedimentazione di particelle più pesanti, di cui deve essere prevista la rimozione dal fondo.

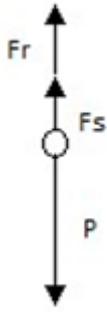
3.5 Sedimentazione

La sedimentazione è il processo secondo il quale i corpi solidi sospesi nel liquido, ed aventi peso specifico superiore a quello dell'acqua, tendono a depositarsi per effetto della forza di gravità sul fondo del recipiente. Vengono così separati dalla corrente liquida gran parte dei solidi sospesi mantenuti in sospensione dalla turbolenza. In tale operazione i materiali più leggeri si raccolgono in superficie, mentre quelli più pesanti sedimentano e si depositano sul fondo.

L'operazione di sedimentazione può intervenire in diverse fasi del trattamento; nella maggioranza dei casi le unità di sedimentazione vengono installate all'inizio del processo di depurazione per rimuovere i solidi sedimentabili non trattiene nelle operazioni precedenti di grigliatura e dissabbiatura (sedimentazione primaria) o dopo i processi biologici per separare il fango attivato (sedimentazione secondaria). Nella sedimentazione oltre ai solidi sedimentabili vengono rimossi, parzialmente, anche i solidi colloidali, per adsorbimento su particelle di dimensioni maggiori. Talvolta, per incrementare la rimozione delle particelle di dimensioni più piccole o in forma colloidale, vengono aggiunti nella vasca di sedimentazione opportuni reattivi chimici.

Aspetti teorici. Una particella immersa in un fluido in quiete, nel nostro caso in acqua, è sottoposta alla forza peso P , alla spinta di Archimede F_s ed alla forza dovuta alla resistenza del mezzo F_R , legato all'attrito fluido-particella.

La P rappresenta la forza agente e $F_s + F_R$ la forza resistente che agisce in senso contrario.



Rappresentazione delle forze che agiscono su una particella immersa in un liquido

Perciò la forza risultante F , alla quale è sottoposta la particella e che ne determinerà la caduta, è data da:

$$F = P - F_s - F_R \quad [1]$$

Chiamati :

m = massa della particella

g = accelerazione di gravità

V = volume della particella

ρ_s = densità della particella ρ

ρ_l = densità del liquid

si ha

$$P = mg = V \rho_s g \quad F_s = V \rho_l g$$

la [1] risulta quindi:

$$F = V \rho_s g - \rho_s g - F_R \quad [2]$$

Il valore di F_R dipenderà dal tipo di moto che ha la particella in seno al liquido.

Si può avere un moto laminare quando il liquido ha una viscosità abbastanza alta e le particelle sono in una sospensione piuttosto diluita in modo che non si influenzino tra loro.

Si viene invece ad avere un moto turbolento, cioè si vengono a creare dei vortici, quando le azioni di questi prevalgono sulle resistenze viscosse del mezzo.

Il numero di Reynolds stabilisce se il moto è laminare o turbolento, in caso di moto laminare ($Re < 300$), secondo la legge di Stokes la resistenza del mezzo è proporzionale alla velocità e cioè:

$$F_R = 3 \pi d v \eta \quad [3]$$

dove:

v = velocità di caduta della particella

η = viscosità dinamica del liquido

d = diametro della particella

supponendo che la particella sia sferica.

In caso di moto turbolento vale la formula di Newton:

$$F_R = f [(\rho_l v^2)/2] A \quad [4]$$

dove A è la sezione della particella ammettendo anche in questo caso che sia sferica.

Dal punto di vista pratico. I sedimentatori sono costituiti da vasche circolari o rettangolari in cemento o in ferro, aventi il fondo leggermente inclinato verso una zona dove il fango sedimentato viene convogliato mediante opportuni meccanismi raschiafanghi. In impianti di dimensioni modeste talvolta vengono impiegati sedimentatori a sezione circolare o quadrata senza meccanismo raschiafanghi con fondo molto inclinato, in modo tale che i fanghi vengano convogliati per gravità nelle zone di raccolta, realizzate, in genere, al centro della apparecchiatura. A causa di tale conformazione vasche di grandi dimensioni risulterebbero molto profonde con le conseguenti difficoltà di realizzazione; per questo l'uso di tali sedimentatori è limitato ai piccoli impianti.

Nelle vasche circolari di solito l'influente viene immesso in un distributore installato al centro della vasca e l'effluente viene raccolto mediante stramazzi disposti lungo la periferia. La portata di sfioro non supera i $10\div 15 \text{ m}^3/\text{h}$ e per mantenere una velocità costante al variare della portata, gli stramazzi di uscita sono generalmente dentellati.

Le sostanze galleggianti che si separano sono raccolte tramite lame superficiali, montate sullo stesso meccanismo raschiafanghi; il materiale raccolto è avviato ad una zona di sfioro dove viene scaricato in un pozzetto e avviato allo smaltimento.

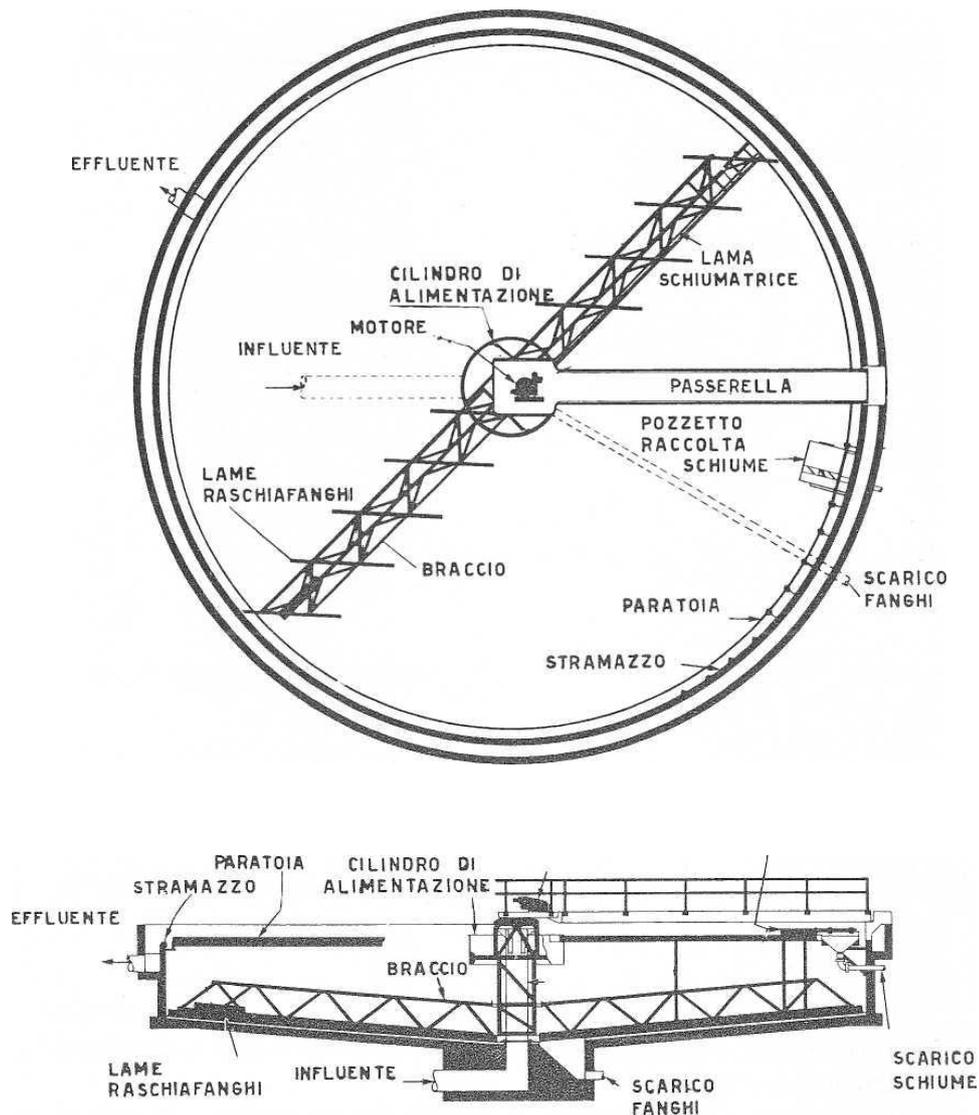


Figura 6 - Sedimentatore circolare con meccanismo raschiasfoghi a due bracci

Il pozzetto di raccolta del fango è situato sulla stessa verticale del distributore di ingresso del liquido, quindi si trova, per le vasche circolari, nella zona centrale e verso il lato d'ingresso per le vasche rettangolari. Nelle vasche circolari con colonna di sostegno centrale il pozzetto può essere realizzato intorno o a lato della colonna. Nel primo caso il braccio raschiasfoghi possiede un'appendice che penetra all'interno del pozzetto e nella sua rotazione avvia il fango verso la bocca della tubazione di estrazione.

Nei sedimentatori rettangolari, in dipendenza della larghezza della vasca e della profondità massima che si intende raggiungere, possono essere realizzati più pozzetti di raccolta. Nel caso di sedimentatori circolari il meccanismo di raccolta dei fanghi è costituito da un traliccio portante al quale sono collegate le lame raschiasfoghi e quella di raccolta delle sostanze

galleggianti. Il traliccio è incernierato sulla colonna di sostegno centrale e poggia su ruote che corrono lungo il bordo periferico della vasca. Al traliccio è impresso un moto di rotazione tramite un motore accoppiato ad un riduttore. Alla base dei bracci sono montate una serie di lame disposte a circa 30° rispetto alla direzione del braccio. Ogni lama spazza una corona circolare e spinge il fango verso il punto di raccolta; la lunghezza delle lame è tale che ci sia una leggera sovrapposizione tra le corone circolari spazzate. Talvolta può essere installata una sola lama che va dal centro alla periferia della vasca, seguendo una opportuna curvatura.

Nei sedimentatori rettangolari il meccanismo di raccolta è realizzato mediante due catene senza fine, che corrono sui lati lunghi della vasca e che sorreggono ad intervalli di 2÷3 m le lame raschiafanghi poste parallelamente ai lati corti della vasca. Le catene sono installate su ruote dentate ad una delle quali è collegato il gruppo motore. La raccolta del materiale galleggiante viene generalmente effettuata, durante la corsa di ritorno, dalle stesse lame raschiafanghi nel caso dei meccanismi a catena, da lame ausiliarie, che si immergono durante il percorso di ritorno, nel caso dei meccanismi a ponte. Alcune volte l'allontanamento del fango viene effettuato, nel caso di sedimentatori sia circolari che rettangolari, attraverso estrazione diretta del fango sedimentato realizzata per mezzo di una serie di tubazioni aspiranti installate su tutta la lunghezza del ponte raschiafanghi. In tal modo viene diminuito notevolmente il tempo di residenza dei fanghi nel sedimentatore.

3.6 Coagulazione flocculazione

Se i materiali in sospensione sono di tipo colloidale, la diminuzione della turbolenza dell'acqua non è sufficiente a farli sedimentare, a causa delle piccole dimensioni delle particelle e della agitazione spontanea delle stesse, connessa con la repulsione reciproca sotto l'influenza delle cariche elettriche delle superfici. La sedimentazione può avvenire soltanto a seguito della destabilizzazione dei colloidali, cioè attraverso l'annullamento delle cariche superficiali che determinano la repulsione, impedendo la aggregazione. Questo effetto è ottenibile attraverso l'aggiunta all'acqua di elettroliti, di composti chimici, come solfato di alluminio, solfato di ferro, cloruro di ferro, che formino ioni metallici idrolizzabili, o di polimeri organici ionizzabili, che perciò sono detti polielettroliti. I polielettroliti possono essere di origine naturale, come alcuni derivati dell'amido e della cellulosa e gli alginati, o sintetici, come i poliacrilammidici e i poliamminici.

La destabilizzazione delle cariche è nota con il nome coagulazione. Poiché normalmente i colloidali sono caricati negativamente, per questo fine vengono usati coagulanti inorganici o organici di tipo cationico, cioè quelli che in acqua si caricano positivamente. Gli idrossidi

metallici e i polimeri organici, oltre a funzionare come coagulanti, favoriscono anche l'aggregazione delle particelle, che vengono adsorbite superficialmente e collegate a ponte a formare particelle di dimensioni e peso maggiori che decantano facilmente. Tali aggregati, che possono raggiungere la dimensione di qualche millimetro, sono detti fiocchi e il meccanismo

della loro formazione è detto flocculazione.

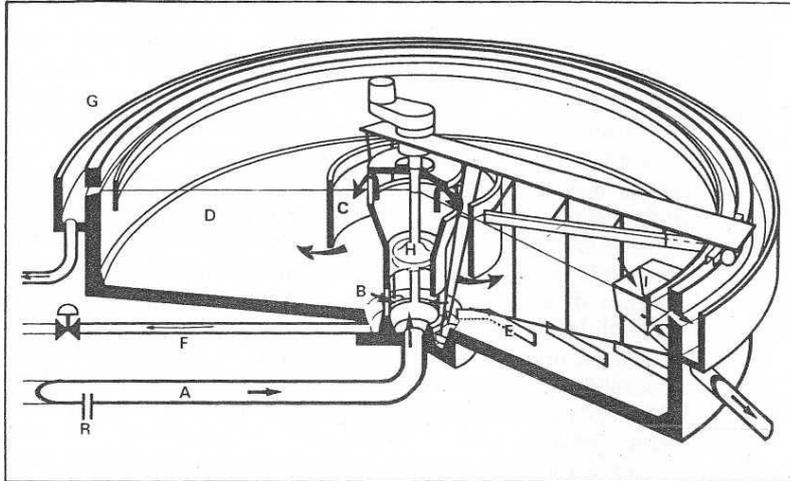


Figura 7 – Chiariflocculatore

La coagulazione e la flocculazione hanno esigenze contrastanti, poiché la prima richiede una forte agitazione che favorisca la dispersione del coagulante, la seconda richiede invece una agitazione lenta, tale comunque da favorire l'incontro tra le particelle per la formazione del fiocco, ma non tanta da produrre la rottura dello stesso. Perciò le due operazioni avvengono in apparecchiature separate o in compartimenti diversi di una medesima apparecchiatura. In una fase successiva i fiocchi devono essere sedimentati. Un chiariflocculatore si compone perciò di tre compartimenti distinti, nei quali avvengono rispettivamente la coagulazione, la flocculazione, la sedimentazione.

Alla flocculazione si ricorre anche per favorire la sedimentazione dei precipitati ottenuti per reazione chimica, come ad esempio gli idrossidi metallici a seguito di aggiunta di soda o calce. Tali precipitati sono formati da particelle minute di scarsa sedimentabilità, che, idoneamente flocculate, vengono facilmente separate per gravità.

3.7 Flottazione

Nell'operazione di flottazione i materiali sospesi contenuti nella fase liquida aventi densità prossima a quella dell'acqua vengono portati in superficie, dove si raccolgono sotto forma di un denso strato, e poi rimossi. Questa operazione può aver luogo anche su materiali a densità maggiore di quella della fase liquida e ciò è dovuto al fatto che la densità apparente di tali materiali viene diminuita facendo in modo che ad essi aderiscano bolle d'aria. Così possono essere rimosse particelle che non verrebbero rimosse tramite sedimentazione o che richiederebbero apparecchiature di grandi dimensioni ed alti tempi di residenza. L'immissione dell'aria nella fase liquida viene realizzata in due modi: o immettendo l'aria nel liquido attraverso opportuni diffusori che producono bolle finemente suddivise, oppure saturando il liquido di aria in un serbatoio sotto pressione separato dalla vasca di flottazione; in questo caso una volta che il liquido passa dal serbatoio di saturazione alla vasca si realizza un brusco abbassamento di pressione. La diminuzione di pressione provoca lo sviluppo di bolle microscopiche che aderiscono alle particelle in sospensione accelerandone la risalita. Un effetto analogo si può ottenere facendo avvenire la saturazione a pressione atmosferica e la fase di flottazione vera e propria sotto vuoto. Il materiale flottato può essere rimosso automaticamente tramite una lama che lo raccoglie e lo invia verso uno scarico, oppure manualmente.

Nella parte inferiore della vasca di flottazione si depositano, qualora siano presenti, i solidi sedimentabili che vengono rimossi, specialmente nelle apparecchiature di grandi dimensioni, tramite un braccio raschiafanghi collegato alla stessa struttura che sostiene la lama di raccolta del materiale flottato. La fase liquida depurata viene estratta dalla zona centrale della vasca o da una zona laterale protetta da un diaframma che impedisce la fuoriuscita del materiale flottato.

Le unità di flottazione possono essere sia di forma sia circolare che rettangolare.

Per favorire la flottazione si impiegano spesso additivi chimici, di tipo inorganico, come sali di ferro o di alluminio o silice attivata o flocculanti organici, i quali, producendo la agglomerazione delle particelle, determinano una struttura che intrappola più facilmente le bollicine di aria. Allo stesso scopo si usano additivi organici che modificano le condizioni dell'interfaccia solido-liquido e solido-gas, rendendo più facile l'adesione delle bollicine di aria alle particelle solide.

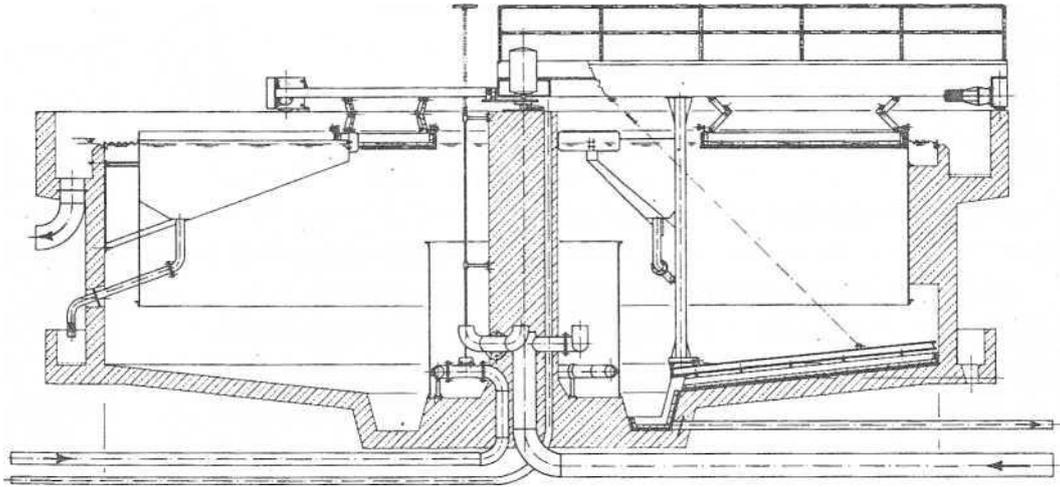


Figura 8 – Flottatore circolare

3.8 Filtrazione

Quando non è possibile separare le sostanze in sospensione attraverso la sedimentazione e non è necessario ricorrere ai trattamenti di coagulazione e flocculazione, si attua la filtrazione su strati di sabbia o su filtri di altri materiali, quali antracite, pomice, materie plastiche o su filtri speciali in rete metallica o in tessuto.

L'energia per l'attraversamento del mezzo filtrante è fornita dalla gravità o da una differenza di pressione, ottenuta pressurizzando l'acqua da filtrare o facendo il vuoto dal lato del filtrate.

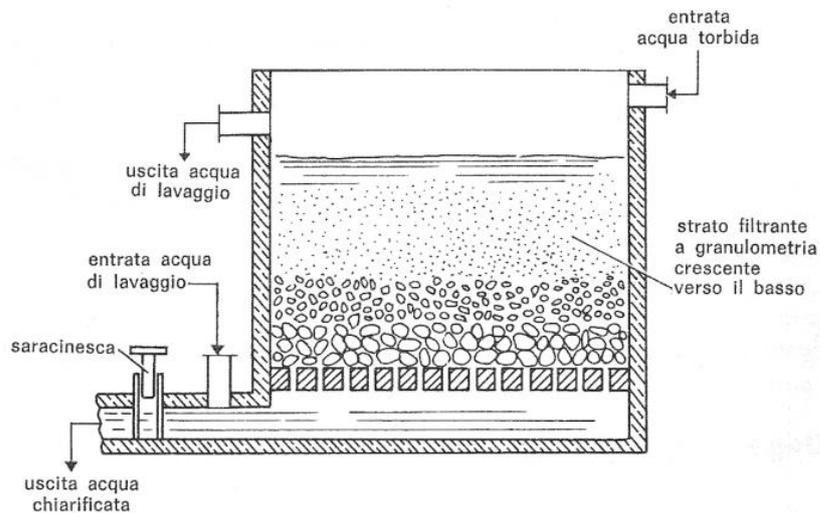


Figura 9 - Disegno schematico di un filtro a sabbia

Il sistema di filtrazione su strati di sabbia è stato uno dei primi ad essere usato e può avvenire sia per gravità che per pressione.

I filtri a gravità sono costituiti essenzialmente da una vasca a cielo aperto realizzata in cemento o in altro materiale, sul fondo della quale è installato un sistema di drenaggio; nella vasca viene sistemato il mezzo filtrante generalmente in strati successivi a granulometria e peso specifico diversi.

Il liquido che deve essere filtrato viene immesso al di sopra del letto, passa attraverso questo e fuoriesce dal sistema di drenaggio. Dopo un periodo di operazione il filtro deve essere lavato per rimuovere i solidi in esso trattenuti; ciò viene realizzato per mezzo di un controlavaggio, immettendo l'acqua di lavaggio al di sotto dello strato filtrante attraverso il sistema di drenaggio. L'estrazione dell'acqua di lavaggio avviene per mezzo di canalette sistemate al di sopra del letto filtrante.

I filtri in pressione sono del tutto simili a quelli a gravità, ma vengono realizzati all'interno di un serbatoio chiuso in modo che la fase liquida al di sopra del letto possa essere mantenuta sotto pressione ottenendo, così, velocità di filtrazione più elevate. L'azione filtrante è dovuta alla cattura delle particelle sospese da parte dei granuli dello strato filtrante, per mezzo delle forze molecolari di attrazione, la forza di Van der Waals, e delle forze di doppio strato elettrico che portano all'adesione della particella al granulo filtrante. L'impiego di particolari materiali al posto o in unione alla sabbia, come l'aggiunta all'acqua di prodotti coagulanti e flocculanti, migliora l'efficienza dei filtri poiché accrescono l'adesione delle particelle al mezzo filtrante.

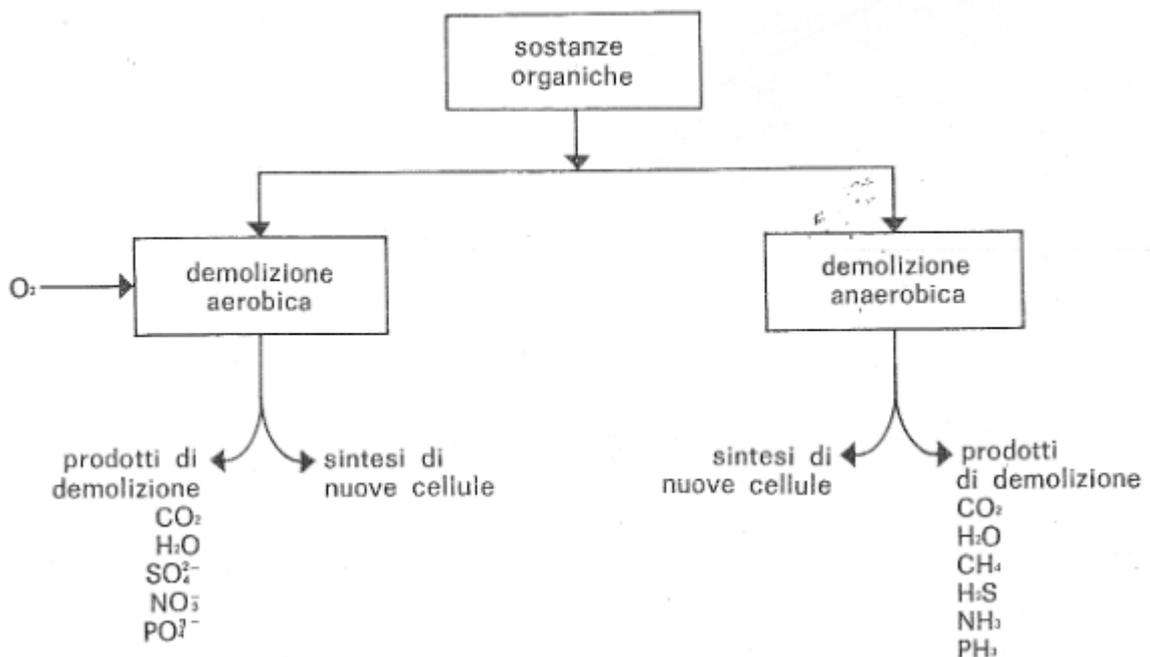
3.9 Degasaggio

Talvolta occorre eliminare dall'acqua gas disciolti e sostanze volatili. In questo caso l'acqua viene sottoposta a trattamenti che permettono di allontanare i gas disciolti. Nell'acqua viene insufflata aria che riducendo la pressione parziale dei gas disciolti (per es. CO₂) e delle sostanze volatili (per es. idrocarburi liquidi a basso punto di ebollizione), li allontana dall'acqua. Alcune volte si effettua uno strippaggio con azoto, con recupero per adsorbimento su carbone attivo delle sostanze strippate (per es. solventi). Più raramente si effettua con vapore lo strippaggio dell'acqua contenente gas e sostanze volatili.

CAPITOLO 4

Trattamenti biologici

I processi considerati nei paragrafi precedenti determinano tutte separazioni meccaniche tra materiali eterogenei mentre le sostanze inquinanti presenti in un'acqua allo stato disciolto non subiscono alcuna rimozione. I processi biologici distruggono la sostanza organica secondo meccanismi analoghi a quelli di autodepurazione di un corpo d'acqua. La differenza consiste nel fatto che il trattamento avviene in apparecchiature costruite appositamente e con concentrazioni molto più elevate, per cui le trasformazioni avvengono con velocità e rendimenti molto maggiori. Le condizioni nei quali i processi si svolgono possono essere aerobiche o anaerobiche; nel primo caso i microrganismi eterotrofi utilizzano il carbonio della sostanza organica come fonte di energia, formando anidride carbonica con l'ossigeno, e come materia prima per la sintesi cellulare; nel secondo caso, in assenza di ossigeno, i microrganismi eterotrofi traggono energia direttamente dalla demolizione dei composti organici.



La caratteristica principale dei processi aerobici consiste nell' utilizzazione dell'ossigeno, disciolto naturalmente o fornito artificialmente, in condizioni favorevoli a mantenere l'attività dei microrganismi. Ne risulta la produzione di materiale biologico flocculento che rimane attaccato alle superfici delle apparecchiature di trattamento (filtri percolatori) o disperso nella massa del liquido (fanghi attivati, lagune aerate). Questi fiocchi di materiale biologico aggregano le particelle colloidali fini e adsorbono altre sostanze disciolte.

Perché questa massa biologica si mantenga attiva, occorre che la concentrazione di ossigeno in soluzione non sia mai inferiore ad un certo livello; perciò, quando il consumo di ossigeno è elevato, occorre rifornirlo continuamente con dispositivi adeguati.

I diversi sistemi di depurazione biologica utilizzano l'azione di degradazione delle sostanze organiche (catabolismo) e l'azione di sintesi che porta alla crescita di nuove cellule batteriche (anabolismo), per cui l'acqua si separerà da una massa fangosa costituita dai microrganismi e sostanze insolubili. I processi che vengono impiegati nel trattamento di acque reflue sono principalmente del tipo aerobico. In questi ultimi anni processi di trattamento anaerobico, in genere utilizzati per piccoli impianti, sono stati adottati anche in impianti di dimensioni discrete data la possibilità di utilizzare il metano (il biogas) che si ottiene dai composti organici contenenti carbonio ed idrogeno: i metodi anaerobici sono più lenti, ma richiedono meno energia.

4.1 Ossidazione su filtri percolatori e su biodischi

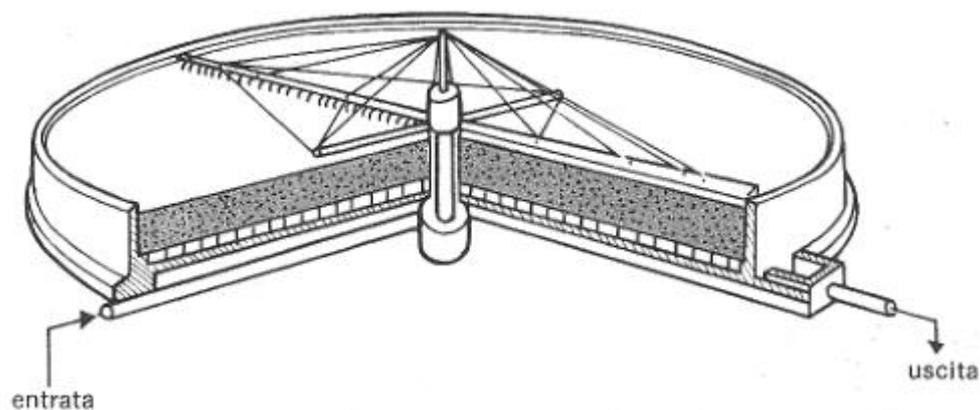


Figura 10- Schema di filtro percolatore

Un filtro percolatore consiste in una struttura contenente: il materiale di riempimento del letto filtrante, il sistema di distribuzione dell'acqua da depurare, il sistema di drenaggio e di sostegno del riempimento. Importante è anche la realizzazione del sistema di ventilazione. La struttura esterna dei filtri con riempimenti tradizionali è realizzata in muratura (di pietra o di mattoni) o in cemento armato; nel caso di filtri con riempimento in materiale plastico preformato la struttura perimetrale risulta costituita da un telaio metallico protetto dalla corrosione tramite verniciatura, con pareti realizzate mediante lastre ondulate in plastica. Alla base della struttura perimetrale la comunicazione con l'ambiente esterno è assicurata da canali di aerazione cui compete una apertura complessiva pari a circa il 5 % dell'area trasversale del letto.

Il materiale di riempimento deve presentare i requisiti seguenti: grande superficie per unità di volume, elevata frazione di vuoti esterni, basso costo, lunga durata e scabrezza per favorire

l'aderenza del film biologico. Il materiale di riempimento dei filtri tradizionali può essere scelto tra vari tipi di pietrisco proveniente dalla frantumazione di rocce non sfaldabili. Molto importante è la pezzatura del materiale: essa non deve essere troppo grossa in quanto offrirebbe una bassa superficie per unità di volume né troppo fine in quanto più soggetta a intasamento.

Per ovviare a questo si impiegano materiali plastici perforati come materiale di riempimento. Il sistema di distribuzione del liquame deve ottemperare al duplice requisito che il liquame venga irrorato uniformemente su tutta la sezione trasversale del filtro e che la portata specifica dell'alimentazione (cioè riferita all'unità di volume del letto) sia tale da consentire la bagnatura completa del riempimento. Gli organi di distribuzione possono essere mobili o fissi. Il sistema di drenaggio e di sostegno del riempimento è costituito da mattoni forati o da elementi prefabbricati (in cemento o materiale plastico) che assicurano sia il passaggio dell'aria verso la massa filtrante sia il drenaggio del liquame verso il sistema di raccolta costituito da canalette e da collettori (si possono avere canalette radiali che confluiscono in un collettore perimetrale o due serie di canalette parallele che scaricano il liquame in un collettore diametrale). La ventilazione del film liquido è assicurata dalla differenza di temperatura esistente tra interno ed esterno del filtro. Generalmente la ventilazione naturale è sufficiente.

Un sistema a biodischi è costituito da una vasca semicilindrica orizzontale nella quale sono alloggiati una serie di dischi sorretti da un albero centrale. L'albero viene fatto ruotare lentamente e i dischi vengono ad avere le superfici alternativamente esposte all'atmosfera e immerse nel liquame che riempie la vasca. I dischi hanno un diametro anche di 2-3 m e sono in materiale plastico (polistirene espanso e analoghi).

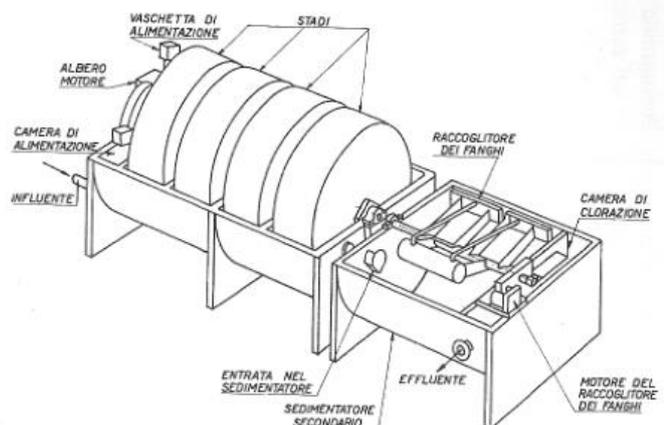
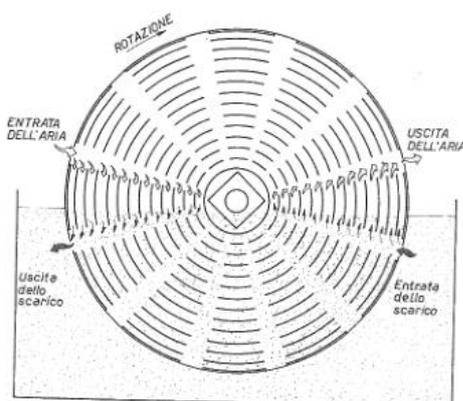


Figura 11 – Impianto di ossidazione su biodischi. Vista generale e vista frontale.

Talvolta al posto dei dischi propriamente detti si adottano involucri cilindrici in rete metallica contenenti elementi di riempimento tradizionali e non oppure si impiegano corpi cilindrici costituiti da fogli di polietilene, alternativamente piani e corrugati, collegati fra loro in modo da dar luogo a una struttura a nido d'ape ad elevata superficie specifica.

4.1.1. Caratteristiche di funzionamento

I filtri percolatori si possono suddividere in due categorie: filtri a basso carico e filtri ad alto carico. L'impiego del riciclo dell'effluente trattato nei filtri percolatori ad alto carico consente sia di ottenere soddisfacenti efficienze di rimozione anche in corrispondenza a concentrazioni di BOD_5 nel liquame influente $> 500 \text{ mg/l}$, sia di realizzare, per effetto dell'elevato carico idraulico, il distacco continuo del film evitando così intasamenti dovuti ad eccessiva crescita di biomassa. L'entità del riciclo è caratterizzata dal cosiddetto rapporto di riciclo, R , pari al rapporto fra la portata dell'effluente ricircolato, Q_r , e la portata del liquame influente Q ; il filtro è attraversato da un liquame avente portata totale $Q + Q_r$ e, pertanto, il fattore di riciclo, F , definito come il numero teorico medio di passaggi del liquame influente attraverso il filtro, è pari a $(Q + Q_r)/Q$, cioè a $1 + R$.

I filtri a basso carico, utilizzati normalmente per effluenti urbani, consentono di ottenere efficienze di rimozione del BOD_5 anche fino al 95 %. I filtri ad alto carico sono particolarmente adatti per il trattamento di scarichi industriali o misti (urbani + industriali) ad elevata concentrazione e consentono di ottenere efficienze di rimozione del BOD_5 intorno al 60-70 %; essi devono essere seguiti da altri stadi depurativi.

4.2 Ossidazione con sistema a fanghi attivati

Il sistema a fanghi attivi si differenzia dal sistema a percolazione, non per il processo biochimico che vi si compie, ma per il tipo di apparecchiatura e per il fatto che, anziché l'acqua, si ricircolano i fanghi.

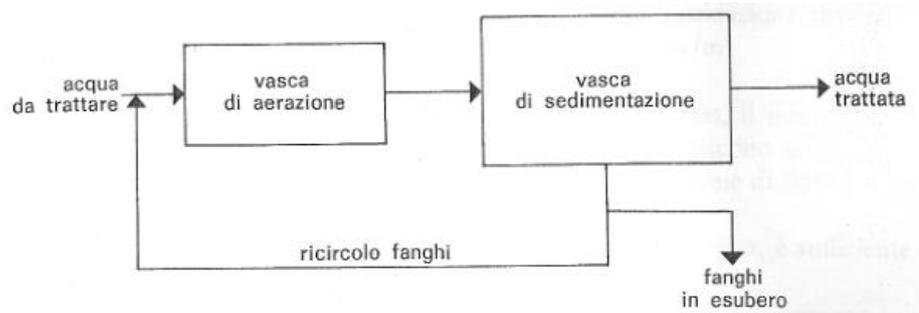


Figura 12 – Schema di trattamento biologico a fanghi attivati

Il trattamento avviene anziché in un filtro, in una vasca di aerazione, dove avviene una ossidazione spinta, dovuta al contatto che si crea fra i microrganismi che costituiscono i fanghi attivi, l'ossigeno e le sostanze organiche che si trovano disciolte o in sospensione nell'acqua. Poiché si ha una sovrapproduzione di fanghi, che risultano in eccesso rispetto al fabbisogno del processo, una parte di fanghi anziché ricircolare nella vasca di ossidazione, viene eliminata o inviata alla sedimentazione primaria che precede il trattamento biologico, in quanto i fanghi, data la loro caratteristica di essere fioccosi, facilitano i processi di sedimentazione.

Affinché il procedimento avvenga regolarmente occorre assicurarsi che non vi siano nell'acqua da trattare veleni che possono far morire i microrganismi, inoltre occorre che vi sia una sufficiente quantità di ossigeno disciolto, senza eccedere però nel dosaggio, perché un forte eccesso porta ad alterare le caratteristiche del fango attivo e rappresenta un inutile consumo di energia. E' pertanto necessario che i fiocchi vengano mantenuti in sospensione tramite un appropriato grado di agitazione. Allo scopo si usano apparecchiature di due tipi: a diffusione d'aria o ad agitazione meccanica.

I sistemi d'aerazione a diffusione d'aria consistono in diffusori sommersi e compressori per l'alimentazione. I sistemi differiscono tra loro per la grossezza delle bolle e per la profondità di immissione dell'aria nella vasca. I diffusori sono disposti sul fondo delle vasche così da dar luogo nella miscela aerata a uno stato di turbolenza assimilabile a un lusso a spirale.

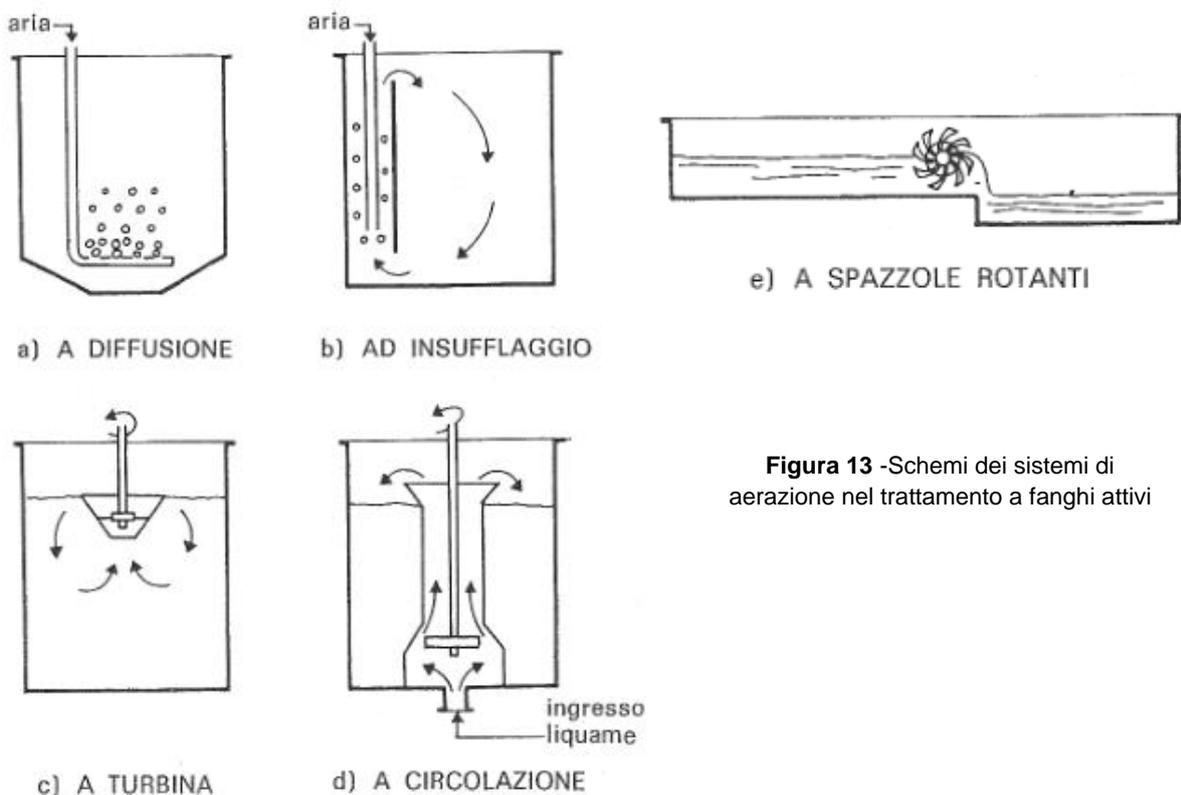


Figura 13 -Schemi dei sistemi di aerazione nel trattamento a fanghi attivi

I sistemi d'aerazione ad agitazione meccanica utilizzano aeratori superficiali atti a provocare il contatto fra l'aria atmosferica e la massa liquida contenuta dentro il bacino d'aerazione.

Essenzialmente gli aeratori possono essere di due tipi: A) turbine ad asse verticale, costituite da un rotore verticale munito di palette immerse parzialmente nel liquame (velocità periferica 4÷6 m/s); si genera così un'intensa circolazione di liquido attraverso la turbina con formazione di un getto liquido a ombrello che realizza una grande superficie di contatto fra l'aria e il liquido. B) rotor o spazzole ad asse orizzontale, costituiti da un tamburo rotante nel quale sono inserite numerose lamelle che favoriscono la ricircolazione della massa liquida e producono uno spruzzo di minute goccioline. Gli aeratori superficiali sono sostenuti da apposite incastellature. Queste strutture devono essere sufficientemente robuste per resistere alle vibrazioni ed ai momenti torcenti in atto. Nel caso in cui sia necessario o preferibile evitare queste strutture si può ricorrere a turbine galleggianti.

Le vasche d'aerazione sono generalmente costruite in cemento o anche in ferro opportunamente protetto. Il fondo della vasca può avere una leggera pendenza verso uno o più pozzetti di scolo dove vengono collocate le pompe sommerse quando si procede allo svuotamento periodico della vasca per pulizia e manutenzione. Il sistema biologico a fanghi attivi viene impiegato sia per la depurazione di liquami cittadini, sia per la depurazione di acque reflue industriali, perciò contenenti sostanze ossidabili di tipo diverso. La quantità di ossigeno necessaria è funzione della portata dell'acqua da trattare e della domanda di ossigeno per l'ossidazione biologica, cioè del BOD.

Nei processi di bioossidazione l'ossigeno è richiesto per l'eliminazione biologica delle sostanze organiche, l'autossidazione delle sostanze volatili presenti nei fanghi e per l'ossidazione chimica delle sostanze facilmente ossidabili, qualora presenti.

Il consumo di ossigeno può essere così espresso:

$$R_r V = a' S_r Q + b' X_a V + k Q$$

in cui:

R_r = ossigeno consumato [kg die]

V = volume della vasca di aerazione [m^3]

a' = (kg di O_2 utilizzato per ossidare le sostanze presenti / BOD (o COD) rimosso [kg O_2])

S_r = sostanze ossidabili rimosse (BOD o COD) [kgO₂]

Q = portata [m³ die]

b' = frazione di sostanze volatili, presente nei fanghi, che viene ossidata [kgO₂ die]

X_a = concentrazione media dei solidi sospesi nella vasca di aerazione

k = domanda di O₂ per l'ossidazione chimica di sostanze facilmente ossidabili [kgO₂/m³].

Infine nel trattamento a fanghi attivi occorre considerare l'età del fango: essa è data dal tempo in cui il fango permane nell'impianto. (3÷4 giorni età considerata buona)

L'età del fango viene espressa con la seguente formula:

$$E = (V S_m) / (Q S_e)$$

in cui:

E = età del fango [giorni]

V = volume della vasca di sedimentazione [m³]

S_m = concentrazione media del fango nella vasca [ppm]

S_e = concentrazione delle sostanze in sospensione nella miscela acqua + riciclo [ppm]

Q = portata dell'acqua da trattare che entra nella vasca di aerazione [m³ die]

4.3 Ossidazione in lagune aerate e non

L'ossidazione in lagune aerate differisce dal processo a fanghi attivati in quanto non si adotta il riciclo dei fanghi per mantenere una determinata concentrazione di microrganismi nel bacino di ossidazione e, generalmente, non è prevista nemmeno la sedimentazione finale. I fanghi biologici contenuti nel bacino sono prodotti dalla degradazione del substrato entrante. I bacini di aerazione sono realizzati generalmente in terra, impermeabilizzata o no in funzione del tipo di terreno; la fornitura di ossigeno e di energia di miscelazione viene effettuata tramite turbine galleggianti che non richiedono strutture di sostegno o mediante aerazione diffusa.

Nelle lagune non aerate la biodegradazione delle sostanze organiche può avvenire sia aerobicamente tramite l'ossigeno atmosferico trasferito attraverso l'interfaccia acqua-aria e/o tramite l'ossigeno reso disponibile da uno sviluppo algale, sia attraverso processi anaerobici.

In funzione delle condizioni che si instaurano, le lagune non aerate si possono suddividere in tre categorie: aerobiche, aerobiche-anaerobiche o facoltative, anaerobiche.

Le lagune aerobiche hanno una profondità abbastanza modesta (1÷1,5 m) così da permettere presenza di ossigeno disciolto in ogni punto del bacino. Nelle lagune aerobiche-anaerobiche si possono distinguere tre zone: una zona superficiale aerobica dove si sviluppano batteri ed alghe; una zona di fondo anaerobica dove si depositano i solidi sedimentabili che vengono decomposti da batteri anaerobici; una zona intermedia dove la decomposizione della materia organica è causata da batteri facoltativi.

Le lagune anaerobiche sono molto più profonde delle prime due, in modo che gli strati inferiori non siano ossigenati. I punti di scarico dell'effluente trattato sono generalmente a sfioro superficiale o immediatamente al di sotto della superficie in modo di poter funzionare liberamente anche se d'inverno la superficie è gelata.

4.4 Campi di applicazione

I trattamenti biologici aerobici sono largamente applicati in tutti i casi nei quali vi siano sostanze organiche ossidabili: il trattamento a fanghi attivati ha la preferenza sugli altri. Uno dei primi impieghi è stato quello del trattamento dei liquami urbani prima di immetterli in fiumi, laghi ed in mare; in secondo tempo sono stati applicati anche agli effluenti industriali, specie dove vi siano idrocarburi, acidi organici. Anche nelle raffinerie di petrolio si sono applicati i processi biologici, per ridurre al minimo il carico di sostanze organiche negli effluenti, un tempo semplicemente depurati per deoleazione e neutralizzazione. Vi sono applicazioni dei processi biologici anche nel trattamento di effluenti contenenti sia sostanze organiche che ammoniaca e sali ammoniacali: in questo caso i microrganismi ossidano l'ammoniaca a nitriti e poi a nitrati. Spesso l'impianto di trattamento biologico opera su effluenti misti derivanti da agglomerati urbani e da impianti industriali; si hanno vantaggi economici sia nei costi di installazione degli impianti di trattamento che nei costi di esercizio, in quanto si può avere una diluizione e conseguente diminuzione della concentrazione delle sostanze inquinanti. I fanghi provenienti dal trattamento di acque reflue urbane (liquami) vengono talvolta utilizzati per il trattamento successivo di effluenti industriali. In questo caso si hanno due impianti distinti di trattamento ed i fanghi del trattamento dei liquami passano ad un'ossidazione per aerazione, dopo la

sedimentazione, che ha lo scopo di stabilizzare l'attività del fango. Si ha così il vantaggio di ottenere fanghi particolarmente attivi che permettono carichi specifici notevolmente elevati.

4.5 Digestione anaerobica

Per taluni scarichi liquidi industriali a elevato BOD₅ (> **2000** mg/l) può essere conveniente adottare il processo di biodepurazione anaerobica che presenta i vantaggi seguenti rispetto a un tradizionale trattamento aerobico:

- minor costo d'esercizio (manca, infatti, il consumo energetico dovuto all'aerazione);
- limitata produzione di fanghi;
- elevato grado di stabilizzazione dei fanghi prodotti;
- produzione di un gas, ricco in metano, di utile impiego;
- capacità di trattamento anche in corrispondenza a quantità di nutrienti nei liquami da trattare minori di quelle richieste dai processi aerobici;
- possibilità di trattamento anche nel caso di alimentazione discontinua dei liquami.

4.5.1 Trattamento nelle vasche

Una delle prime applicazioni della demolizione anaerobica è quella delle fosse settiche per uso domestico, ancora oggi largamente impiegate. Le fosse settiche sono vasche di dimensioni piuttosto ridotte nelle quali pervengono i liquami che depositano le sostanze direttamente sedimentabili e che fermentano in presenza dei batteri anaerobici abbondantemente presenti. Si forma un abbondante strato di schiuma superficiale che isola il liquame dall'eventuale presenza di aria nello spazio vuoto della vasca; si sviluppano, dalla demolizione delle sostanze organiche, prodotti volatili e prodotti solubili oltre a CO₂ e CH₄ e si forma una certa quantità di fango che si deposita sul fondo e deve essere rimosso a intervalli di tempo regolari. L'effluente delle fosse settiche è maleodorante e contiene germi patogeni, per cui è pericoloso il suo spandimento nel terreno.

4.5.2 Biodenitrificazione

Un caso particolare di applicazione del sistema di depurazione anaerobica è quello della biodenitrificazione, cioè una riduzione enzimatica dei nitrati a nitriti e questi, attraverso l'azione di particolari batteri, vengono ridotti ad azoto gas. Come nutrimento dei microrganismi bisogna aggiungere all'effluente, se non già presente, una sostanza organica: di solito si aggiunge metanolo. Il processo avviene in autoclavi agitate nei quali si semina inizialmente colture di microrganismi coltivati in laboratorio. Una particolare applicazione della biodenitrificazione è quella del trattamento degli effluenti provenienti da un impianto di purificazione dell'uranio che contengono circa il 35% di nitrati.

CAPITOLO 5

Trattamenti chimico-fisici

I processi chimico-fisici provocano la rimozione di sostanze inquinanti attraverso modificazioni del loro stato chimico o fisico, che ne facilitano la separazione. Il trattamento chimico si è inserito come trattamento terziario nella depurazione di effluenti urbani ed industriali in quanto i trattamenti fisici e biologici non sempre erano sufficienti a portare gli effluenti alle caratteristiche volute. Per trattamento chimico si intende l'impiego di prodotti chimici per ottenere in acque grezze o reflue, le caratteristiche desiderate, ma che non sempre portano a reazioni chimiche. A questa categoria di processi appartengono la neutralizzazione, la ossidoriduzione, la precipitazione chimica, lo strippaggio, l'adsorbimento su carbone attivato, lo scambio ionico, l'elettrodialisi, l'osmosi inversa e l'ultrafiltrazione, la disinfezione.

5.1 Neutralizzazione

Sia per le acque di primo impiego, sia per il riciclo o lo scarico delle acque reflue, si richiede un valore di pH non lontano da 7. La neutralizzazione agisce in modo da correggere, soprattutto nel caso di scarichi industriali, il pH dell'acqua, di acidi o basi, per portarne il valore entro intervalli compatibili con la protezione delle acque o con la fattibilità dei processi di depurazione prescelti. Le acque reflue hanno spesso un forte contenuto di alcali o di acidi e perciò richiedono grandi quantità di neutralizzanti.

I processi di neutralizzazione possono essere suddivisi in:

- processi nei quali le acque da trattare non contengono solidi sospesi o disciolti alla concentrazione di saturazione;
- processi nei quali nelle acque da trattare sono presenti solidi disciolti alla concentrazione di saturazione che, in seguito alla modifica del pH, danno luogo a precipitati;
- processi nei quali si formano, a seguito dell'aggiunta dell'agente neutralizzante, precipitati consistenti che impongono una fase successiva di separazione e trattamento dei solidi;
- processi nei quali vengono combinati i processi di neutralizzazione e precipitazione chimica per la rimozione di contaminanti quali gli ioni metallici.

In base al prodotto utilizzato si possono distinguere:

- Neutralizzazione con calce. La calce è il reagente alcalino più economico. Sotto tale nome si indicano in genere prodotti chimici diversi:
 - carbonato di calcio CaCO_3 ;
 - calce viva CaO ;
 - calce idrata Ca(OH)_2 ;

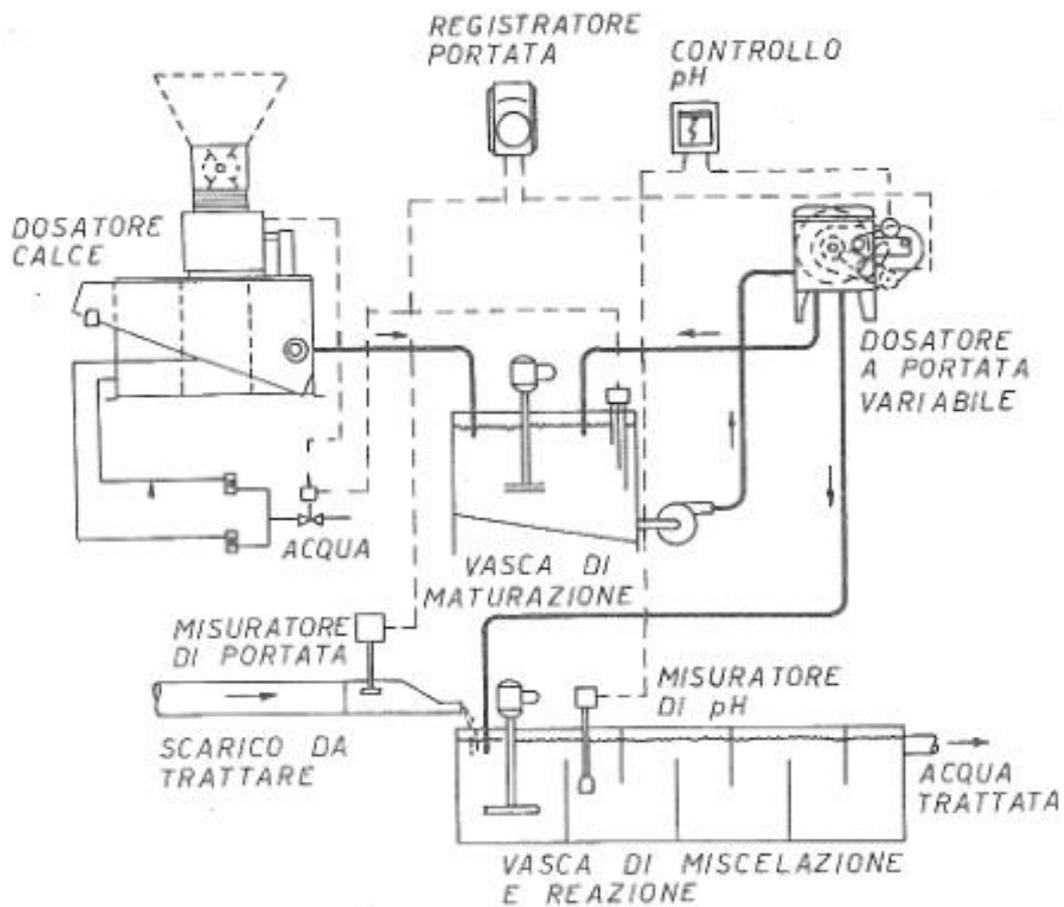


Figura 14- Sistema di neutralizzazione con calce

Nei trattamenti di potabilizzazione per neutralizzare l'acidità si impiega generalmente latte di calce. Nei trattamenti di deacidificazione degli effluenti si impiega, oltre al latte di calce, calce idrata in polvere e talvolta si fa passare il liquido su pezzi di calcare.

- Neutralizzazione con calcare. La neutralizzazione mediante percolazione su letti di calcare viene condotta in più vasche in serie. La soluzione acida si mescola nella prima vasca con la corrente di riciclo, attraversa il letto di calcare dal basso in alto e passa nelle due vasche successive, dove sedimenta sia il materiale trascinato che eventuali prodotti di reazione insolubili.
- Neutralizzazione con soda e neutralizzazione con acidi. Per neutralizzare scarichi alcalini si utilizzano generalmente acido solforico H_2SO_4 , acido cloridrico HCl o anidride carbonica CO_2 ; la reazione è praticamente istantanea. Il sistema di dosaggio prevede serbatoi di stoccaggio e pompe dosatrici volumetriche.

5.2 Ossidazione e riduzione

L'ossidazione ha lo scopo di allontanare sostanze presenti nell'acqua grezza o nelle acque reflue, trasformandole in altre che non sono dannose o provocandone l'allontanamento.

Gli ossidanti e i riducenti più usati nel trattamento delle acque sono:

- ossigeno atmosferico;
- cloro e i suoi composti;
- ozono;
- nitrati;
- acqua ossigenata;
- solfato ferroso;
- anidride solforosa e derivati.

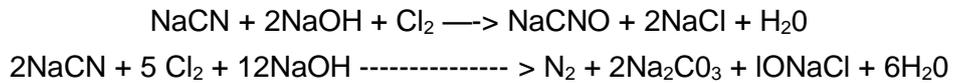
Il cloro ed i cloroderivati sono preferiti come ossidanti, sia per ragioni chimiche, sia per la facilità di impiego. Il trattamento di ossidazione è destinato alla depurazione delle acque contenenti sostanze sia inorganiche che organiche. Per l'efficace azione biocida posseduta, cloro e cloroderivati vengono impiegati largamente nel trattamento degli effluenti urbani e nella potabilizzazione delle acque superficiali.

5.2.1. Ossidazione dei cianuri

Il processo più diffuso per il trattamento di acque di scarico contenenti cianuri è costituito da una ossidazione con cloro. L'ossidazione può essere incompleta, nel qual caso il prodotto

finale di reazione è rappresentato da cianati (CNO-) composti considerevolmente meno tossici dei cianuri, o completa, fino alla formazione di azoto molecolare e carbonati.

Le reazioni relative sono:



Il pH deve essere mantenuto intorno a valori di 10 ÷ 11; poiché la reazione procede con consumo di soda occorre prevedere un controllo della sua concentrazione ed un reintegro continuo.

5.2.2. Ossidazione dei fenoli

Per l'ossidazione chimica dei fenoli possono essere utilizzati diversi agenti ossidanti, quali sali di ferro, permanganato, cloro e suoi composti, ozono. Rimozioni quantitative possono essere ottenute per clorazione, a dosaggi estremamente elevati, bisogna essere in eccesso di cloro, al fine di assicurare la completa distruzione, e a pH inferiori di 7, al fine di evitare la formazione di composti tossici. Possono essere utilizzati anche ozono e biossido di cloro come agenti ossidanti.

5.2.3 Ossidazione del ferro

Il ferro è presente nelle acque di scarico prevalentemente allo stato bivalente positivo; il processo di trattamento più utilizzato per la sua rimozione consiste in una conversione allo stato trivalente positivo e nella successiva precipitazione sotto forma di idrossido.

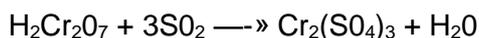
L'ossidazione avviene facilmente per semplice aerazione; la velocità di conversione dipende dal pH (massima intorno a pH 7 ÷ 7,5), dal potere tampone dei bicarbonati e dalla presenza di sostanze organiche disciolte in grado di complessare, con carbonili o ossidrili, il ferro.

5.2.4 Riduzione dei cromati

Per la rimozione dei cromati si fa in genere ricorso ad un processo comprendente due fasi:

- riduzione del cromo esavalente a cromo trivalente;
- precipitazione del cromo trivalente come idrossido.

La conversione del cromo esavalente a cromo trivalente viene fatta avvenire a pH controllato in presenza di un opportuno agente riducente. La riduzione del cromo esavalente, che può essere espressa dalla reazione seguente:

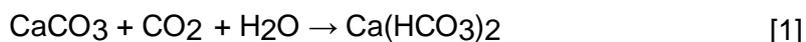


non raggiunge mai il 100 % e il grado di conversione è influenzato da vari fattori quali il pH, il tempo di reazione, la natura e la concentrazione dell'agente riducente.

5.3 Precipitazione chimica

Si ricorre alla precipitazione sotto forma di composti insolubili per la rimozione dalle acque di elementi indesiderati quali metalli e fosforo. La precipitazione avviene mediante l'aggiunta di un composto chimico che rilasci in soluzione ioni con i quali l'elemento da rimuovere dia composti insolubili.

Un'acqua è chiamata dolce quando la sua durezza non supera i 15 gradi francesi e la durezza è dovuta al contenuto di ioni Ca^{2+} e Mg^{2+} . Per addolcire le acque si impiegano prodotti che permettono l'allontanamento di buona parte dei sali di Ca e Mg. La solubilità del CaCO_3 in acqua è molto bassa mentre quella del $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ è relativamente alta: in presenza di CO_2 si viene ad avere la seguente reazione di equilibrio:



L'acqua, perdendo CO_2 disciolta, fa precipitare CaCO_3 che si deposita nelle tubazioni: la perdita di CO_2 può avvenire per aerazione, riscaldamento, abbassamento della pressione.

Alle alte temperature inoltre la reazione [1] ha l'equilibrio spostato verso sinistra ed il $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ si decompone rapidamente, per cui un'acqua contenente $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ non si presta per essere impiegata a temperature superiori a 60°C .

L'allontanamento dei carbonati è stato uno dei primi processi di trattamento chimico delle acque e viene attuato con idrossido di calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) secondo le reazioni:



Si impiega Na_2CO_3 insieme alla $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (metodo a calce-soda) per abbattere oltre alla durezza temporanea (durezza da bicarbonati) anche la durezza permanente, dovuta agli altri sali di Ca e Mg. Gli altri sali di Ca e Mg, fra i quali frequentemente prevale il CaSO_4 , reagiscono secondo:



Attraverso i trattamenti di addolcimento si viene ad allontanare sotto forma di precipitati, buona parte della durezza arrivando a valori di circa 2÷4 gradi francesi.

5.4 Chiariflocculazione

La coagulazione è il processo di destabilizzazione di una sospensione colloidale che si realizza mediante il dosaggio e la dispersione di adatti reattivi chimici (coagulanti).

Parametri fondamentali nella coagulazione sono il gradiente di velocità e il tempo di contatto.

Il gradiente di velocità può essere calcolato mediante la relazione

$$G=(P/V\mu)^{1/2}$$

In cui :

- G= gradiente di velocità [s⁻¹]
- P=potenza di agitazione applicata [kg·m/s]
- V=volume del reattore [m³]
- μ= viscosità del liquido [kg·s/m²]

La necessaria turbolenza nel coagulatore può essere realizzata con vari metodi (mediante ricircolazione ad alta velocità, agitazione meccanica o per insufflazione d'aria). La miscelazione nella fase di coagulazione deve essere attentamente controllata in quanto una miscelazione eccessivamente violenta disgrega i fiocchi appena formati ed anche quelli già esistenti nel liquame in ingresso, mentre una miscelazione inadeguata non realizza la dispersione del coagulante e porta sia ad una minore efficienza di separazione che ad un eccessivo consumo di coagulante. Nel caso di agitazione con aria occorre assicurarsi che il flusso d'aria non provochi fenomeni di flottazione.

La flocculazione è il processo di aggregazione in fiocchi delle particelle destabilizzate nella precedente fase di coagulazione. Una buona flocculazione deve coinvolgere tutte le particelle in maniera che la successiva fase di separazione liquido-solido dia luogo ad un liquido privo di solidi sospesi.

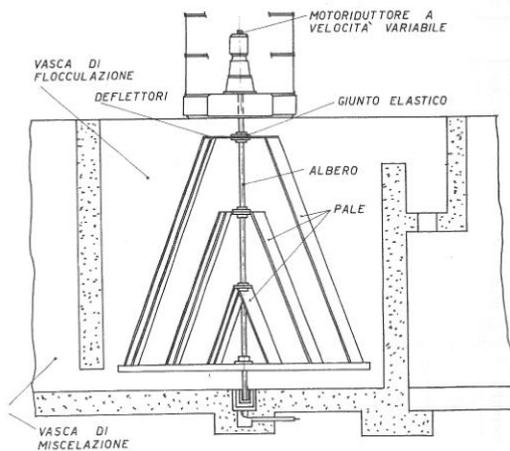


Figura 15- Flocculatore con agitatore verticale

Le tre operazioni di miscelazione, flocculazione e sedimentazione possono essere realizzate in una unità unica detta chiariflocculatore.

Sia la coagulazione che la flocculazione sono favorite se nei rispettivi comparti si mantiene una elevata concentrazione di solidi in sospensione.

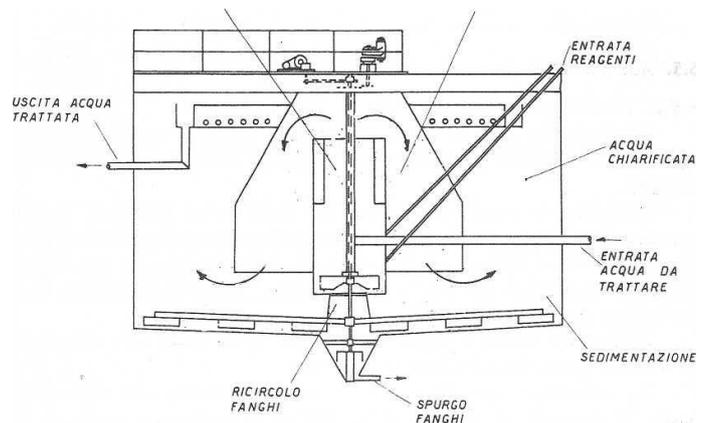


Figura 16- Chiariflocculatore

5.4.1 Prodotti impiegati come agenti coagulanti

Sali di ferro e di alluminio sono stati i primi prodotti impiegati come agenti coagulanti; anche attualmente trovano largo impiego sia nella coagulazione di acque grezze destinate ad uso industriale e potabile, sia nel trattamento di acque reflue industriali ed urbane. I più utilizzati sono:

- solfato di alluminio: ha una buona azione coagulante a pH da 5 a 7, si trova sotto forma di pezzi, granuli e di polvere;
- cloruro basico di alluminio chiamato anche policloruro di alluminio: rispetto al solfato di alluminio ha un potere coagulante superiore in quasi tutti i casi e può essere usato in campi di pH che vanno da 5 a 10. Viene impiegato nel trattamento delle acque di fiume destinate ad uso potabile, in quanto ha un buon potere coagulante sia verso le argille che le sostanze organiche;
- alluminato di sodio: viene spesso usato in unione con il solfato di alluminio,

- cloruro ferrico: agisce in un campo di pH che va da 4 a 10, ha lo svantaggio di essere molto corrosivo e di portare a colorazioni;
- solfato ferroso: viene impiegato in un campo di pH che va da 8 a 11;
- clorosolfato ferrico: viene impiegato principalmente per il trattamento dei liquami urbani e di effluenti industriali.

Accanto agli agenti coagulanti, si hanno gli ausiliari di coagulazione; si tratta di prodotti che permettono un aumento della velocità di flocculazione, una diminuzione delle quantità di agente coagulante, oltre ad un aumento del campo di pH.

5.4.2 Campi e tecniche di applicazione

La coagulazione viene impiegata sia nel trattamento delle acque grezze che nella depurazione delle acque reflue industriali e dei liquami urbani. La coagulazione con agenti chimici viene talvolta impiegata contemporaneamente al trattamento biologico; in questo caso occorre una scelta accurata dell'agente coagulante per non avere controindicazioni nei riguardi dell'azione dei microrganismi. Il trattamento di coagulazione unito al trattamento biologico permette una rimozione dei fosfati presenti che supera il 90%. Gli impianti di coagulazione sono costituiti da un apparecchio di miscelazione dell'agente coagulante e degli ausiliari con l'acqua da trattare, dall'apparecchio di coagulazione e dal chiarificatore. La miscelazione deve avvenire in modo che nel tempo più breve si abbia una soluzione omogenea dei coagulanti e perciò si usa un agitatore veloce. La coagulazione con conseguente formazione dei fiocchi deve avvenire con agitazione molto lenta in modo che i fiocchi possano aggregarsi fra loro senza depositarsi sul fondo dell'apparecchio. La sedimentazione, che è la fase più lunga del processo, deve avvenire in apparecchi che permettano ai fanghi di depositarsi e di spillare in superficie un'acqua chiarificata, cioè priva di sostanze in sospensione; la sedimentazione può avvenire in bacini statici o in chiarificatori muniti di un lento agitatore, che porta i fanghi ad addensarsi sul fondo.

5.5 Adsorbimento su carboni attivati

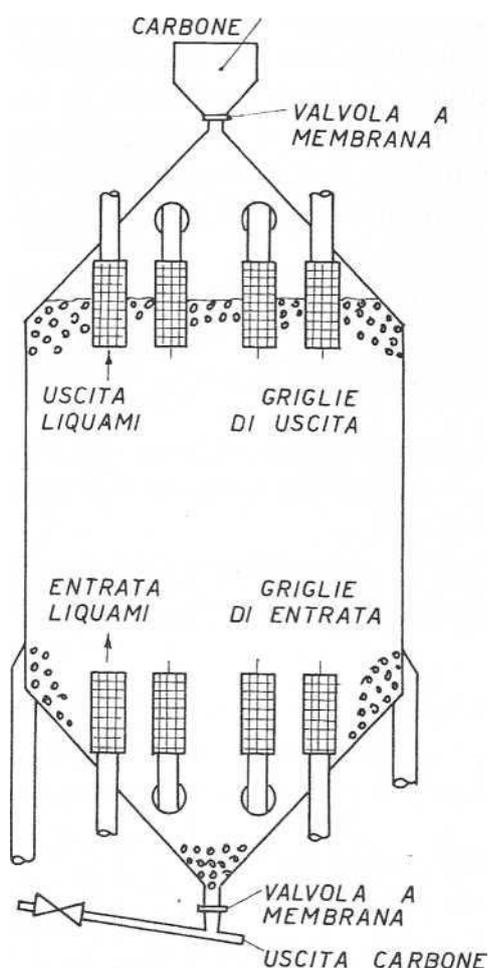
La rimozione dalle acque di scarico della sostanza organica solubile può essere effettuata sfruttando le proprietà adsorbenti del carbone attivato, quando le sostanze presenti siano resistenti alla degradazione biologica. Il carbone attivato, disponibile sia sotto forma granulare che di polvere, è caratterizzato da una elevata area superficiale per unità di peso (dell'ordine dei 1.000 m²/g); da ciò la sua notevole capacità di adsorbimento,

in particolare nei confronti di sostanze organiche ad elevato peso molecolare e di natura non polare. Come prodotti adsorbenti si usano oltre ai carboni silicoalluminati, SiO_2 , e polimeri. La velocità di adsorbimento è strettamente legata alle dimensioni medie dei granuli di carbone ed al pH; in generale essa cresce al diminuire della concentrazione idrogenionica e, nel caso di liquami urbani, diventa praticamente nulla a pH superiori a 9.

La presenza di torbidità o di solidi in sospensione nelle acque da trattare riduce la capacità di adsorbimento del carbone, in quanto provocando una parziale occlusione della struttura porosa diminuisce la superficie disponibile per l'adsorbimento. È pratica comune inviare al trattamento su carbone un'acqua di scarico preventivamente chiarificata e se necessario filtrata.

Il carbone esaurito può essere rigenerato secondo quattro diverse tecniche:

- lavaggio con solvente;
- lavaggio acido o alcalino;
- rigenerazione a vapore;
- rigenerazione termica.



La tecnica quasi universalmente adottata al momento è quella della rigenerazione termica, condotta ad una temperatura di $900-930^{\circ}\text{C}$, in atmosfera a basso contenuto di ossigeno. In tali condizioni si ha la completa combustione o vaporizzazione delle sostanze organiche, con una minima combustione del carbone. Il carbone in polvere viene direttamente dosato nella corrente liquida e, dopo un opportuno tempo di contatto, separato per via meccanica in apparecchiature aventi caratteristiche analoghe a quelle adottate per il processo di chiariflocculazione. Il tempo di contatto varia in funzione del tipo di sostanze organiche da adsorbire e delle condizioni operative. Il carbone esaurito viene spurgato dal fondo della colonna, periodicamente o in continuo, ed inviato alla rigenerazione.

Figura 17- Schema di colonna a carboni attivi

L'adsorbimento di un liquido da parte di un solido è un fenomeno che avviene all'interfaccia. Per studiare l'adsorbimento reversibile si utilizzano le isoterme di Langmuir e di Freundlich che danno la quantità di sostanza adsorbita, in funzione della sua concentrazione in fase liquida, a temperatura costante.

A basse concentrazioni, la quantità in grammi (x) di componente che viene adsorbito (chiamato adsorbato) divisa per la massa (m) dell'adsorbente, è spesso proporzionale alla concentrazione dell'adsorbato nel solvente in cui è disciolto; perciò si può scrivere:

$$x / m = k c \quad [1]$$

Freundlich, indicando con k e n delle costanti, scrive l'isoterma come segue:

$$x / m = k c^n \quad [2]$$

L'isoterma di Langmuir

$$x / m = (k_1 k_2 c) / (1 + k_1 c) \quad [3]$$

ha applicazione in un campo più vasto di concentrazioni e le costanti rappresentano:

- k_1 una costante correlata alla capillarità dell'adsorbente;
- k_2 una costante correlata alla quantità di adsorbato che satura l'unità di superficie dell'adsorbente.

Alle basse concentrazioni la [3] si riduce a

$$x / m = k_1 k_2 c \quad [4]$$

ed alle alte temperature si approssima alla

$$x / m = k_2 \quad [5]$$

Cioè alle basse concentrazioni la quantità adsorbita, a parità di altre condizioni, è proporzionale alla concentrazione mentre alle alte concentrazioni ne è indipendente ed è proporzionale a k_2 , cioè dipende dalle caratteristiche dell'adsorbato.

5.6 Strippaggio dell'ammoniaca

Per la rimozione dell'ammoniaca mediante strippaggio si agisce sull'equilibrio dello ione ammonio in acqua



Al valore di pH 12 l'ammoniaca è praticamente presente solo in forma gassosa e può essere liberata pressoché quantitativamente facendo attraversare da una corrente d'aria, in opportune torri di contatto le acque alcalinizzate.

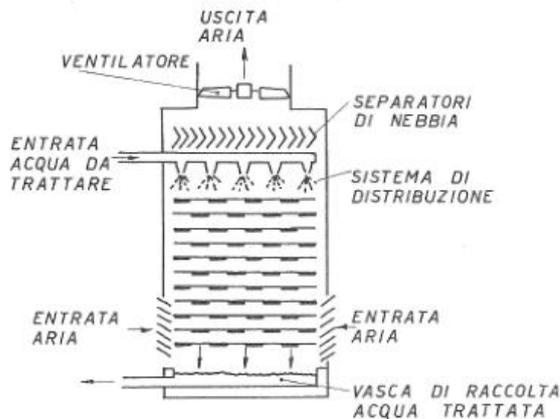


Figura 18- torre di strippaggio dell'ammoniaca

La distribuzione del liquido entrante sull'intera superficie del riempimento è assicurata da una serie di tubi forati; lungo la colonna sono disposti una serie di setti periferici che raccolgono il liquido che scorre lungo il perimetro esterno e lo convogliano di nuovo al centro.

Le apparecchiature che compongono una unità di strippaggio dell'ammoniaca sono:

- la stazione iniziale di correzione del pH. Come agente alcalinizzante viene in genere utilizzata la calce e meno frequentemente la soda;
- il sistema di sollevamento (pompe, tubazioni) delle acque da trattare alla sommità della torre;
- le macchine per l'alimentazione dell'aria, installate superiormente o inferiormente nel caso di torri a controcorrente, solo superiormente per torri a flusso incrociato;
- la stazione di correzione finale del pH che può essere sostituita da un bacino di ricarbonatazione.

5.7 Scambio ionico

I processi a scambio ionico vengono utilizzati nel trattamento delle acque di scarico per la rimozione di cationi quali il mercurio, il rame, il nichel, il cromo trivalente, il ferro, o anioni quali

i cromati e i fosfati. Con il nome di scambiatori di ioni si definiscono sostanze naturali e sintetiche, che hanno la proprietà di scambiare i propri ioni con quelli contenuti nell'acqua.

Gli scambiatori di ioni sono nati a seguito della necessità di disporre di acqua di alimentazione delle caldaie a vapore sempre più pura. L'addolcimento di un'acqua attraverso lo scambio di ioni Ca^{2+} e Mg^{2+} con ioni Na^{+} per mezzo di alcuni materiali naturali, come le zeoliti, costituiti da alluminio-silicati, è stata una delle prime applicazioni dello scambio ionico. Lo scambio ionico oggi è basato sull'impiego di resine scambiatrici di ioni, sulle quali si fissano i cationi o gli anioni di cui si desidera la rimozione. L'alto costo della rigenerazione e i problemi connessi con lo smaltimento delle soluzioni rigeneranti esauste confinano praticamente l'impiego di questo processo ai casi in cui i cationi e gli anioni fissati possono essere convenientemente recuperati e riutilizzati. Tipico a questo riguardo è il caso delle soluzioni di metalli pregiati.

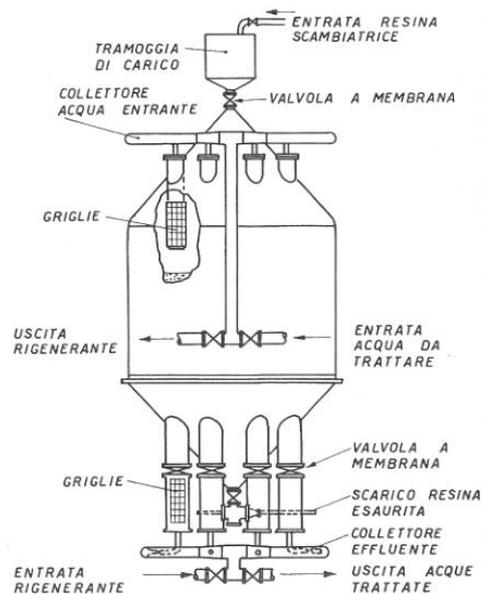
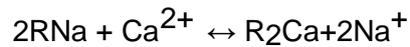


Figura 19-Schema di unità a scambio ionico

5.7.1 Aspetti teorici

Una resina cationica possiede un reticolo con cariche negative e ioni mobili con carica positiva capaci di scambiarsi con altri ioni della stessa polarità. Le resine anioniche possiedono un reticolo con cariche positive e ioni mobili con cariche negative. Le resine cationiche in forma acida e le resine anioniche in forma basica si comportano come acidi e basi rispettivamente: come si hanno acidi e basi forti e deboli, analogamente si hanno resine cationiche ed anioniche forti e deboli in funzione delle caratteristiche dei gruppi attivi presenti.

Le reazioni di scambio ionico sono reversibili; per esempio nel caso dello scambio di ioni Na⁺ con ioni Ca²⁺ si ha



Cioè la resina con ioni Na⁺ messa in contatto con una soluzione contenente ioni Ca²⁺, passerà da resina sodica a resina calcica; però se successivamente viene messa in contatto con soluzioni concentrate di ioni Na⁺, si ripristinerà la resina sodica. Mentre le reazioni ioniche avvengono rapidamente, le reazioni di scambio ionico avvengono con basse velocità. Cioè la reazione trova il suo stadio limitante nella diffusione degli ioni in soluzione entro la struttura della resina e di qui necessità che le resine a scambio ionico siano preparate in maniera tale da conferire loro un'elevata porosità e quindi una grande superficie specifica. La temperatura gioca un effetto favorevole allo scambio ionico, sia nell'accelerare la reazione, sia nel rendere la struttura della resina più permeabile, dilatando i pori.

Nella pratica lo scambio ionico avviene facendo passare la soluzione su un letto di resina posto in una colonna: si opera cioè in condizioni nettamente differenti da quelle statiche. Operando in colonna con una soluzione di determinata concentrazione e con un letto di resina che gradualmente si esaurisce, intervengono molti altri fattori che influenzano lo scambio.

5.7.2 Caratteristiche delle resine scambiatrici di ioni

Le resine scambiatrici di ioni sono polimeri, ottenuti attraverso la copolimerizzazione di stirene, monomeri acrilici, fenoli, divinilbenzene, formaldeide nei quali si introducono gruppi attivi per lo scambio di ioni. Nella copolimerizzazione attraverso l'opportuno dosaggio e scelta dei monomeri, si ottiene una struttura tridimensionale tale da conferire alla resina un'insolubilità nei principali solventi ed una buona resistenza meccanica. La polimerizzazione avviene in sospensione acquosa, ottenendo così delle sferette di polimero, al quale, attraverso l'aggiunta di particolari solventi rigonfianti, che vengono poi eliminati, si conferisce una struttura porosa. Fra i monomeri più usati figurano lo stirene e il divinilbenzene: il copolimero tridimensionale ottenuto dai due monomeri viene poi fatto reagire con composti che attaccano alla catena polimerica gruppi attivi di diverso carattere. Nella catena polimerica si possono introdurre gruppi come COOH, NH₂, NHR, ottenendo così resine scambiatrici di cationi o resine scambiatrici di anioni. La struttura porosa, ha il preciso compito di favorire lo scambio, sia facilitando la diffusione degli ioni, sia conferendo una grande superficie specifica. La porosità permette anche un adsorbimento delle sostanze non ioniche in soluzione, facilitando così il loro allontanamento dall'acqua.

Le dimensioni dei pori devono permettere non solo un facile adsorbimento delle sostanze non ioniche ma anche un altrettanto loro facile allontanamento nella fase di rigenerazione e lavaggio.

A seconda dei gruppi attivi posseduti, generalmente le resine a scambio ionico vengono chiamate:

- resine solfoniche: caratterizzate da gruppi SO_3H che possono esistere come tali o salificati (SO_3Na);
- resine carbossiliche: caratterizzate da gruppi COOH che possono esistere in forma acida o salificata;
- resine con gruppi amminici: contengono gruppi amminici NH_2 e NHR ;

Una resina possiede una determinata capacità di scambio: si definisce capacità totale di scambio la quantità totale di ioni che la resina è capace di scambiare.

Nella pratica ci si riferisce alla capacità pratica di scambio, cioè alla quantità di ioni che possono essere scambiati prima che nella soluzione trattata appaia in quantità apprezzabile lo ione indesiderato. Cioè la capacità pratica viene ad essere inferiore alla capacità totale, perchè non si opera nelle condizioni ottimali di scambio per molti fattori legati alle variabili operative e perchè si vuole stare lontani dal totale esaurimento della resina.

5.7.3 Trattamento con resine

Il trattamento con resine avviene facendo passare l'acqua in una colonna contenente un letto di resina: il letto generalmente è fisso e l'acqua passa attraverso lo strato di resina; talvolta si usa un letto flottante, cioè le sfere sono in sospensione nella colonna, impedito ad uscirne da appositi setti con fori di dimensioni inferiori al diametro delle sfere stesse e l'acqua entrando in colonna fluidifica il letto di resina.

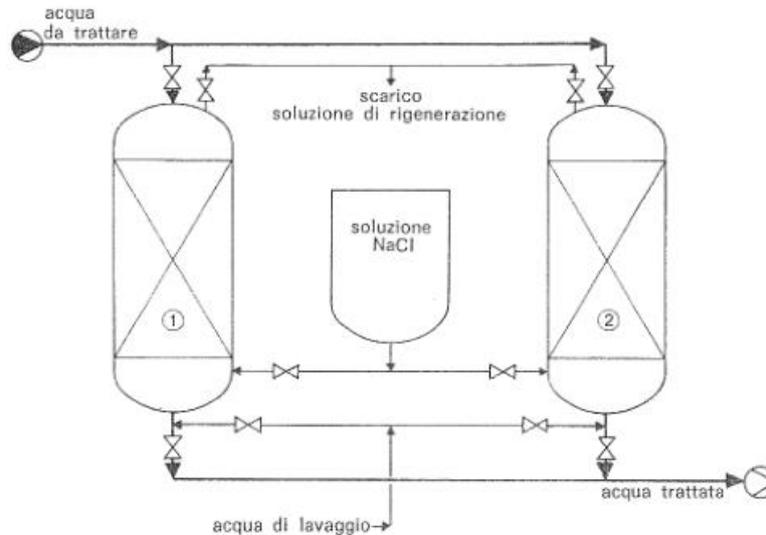


Figura 20- Schema di impianto di trattamento con resina cationica in forma sodica

La resina dopo che ha scambiato un dato quantitativo di ioni viene rigenerata; le operazioni di rigenerazione avvengono generalmente con questa sequenza:

- lavaggio in controcorrente con acqua, per allontanare le eventuali sostanze estranee che possono essere state trattenute dal letto e per ridistribuire il letto, che con il passaggio dell'acqua da trattare subisce delle stratificazioni;
- immissione della soluzione rigenerante alla temperatura e con la concentrazione e portata prescritte per il tipo di resina;
- lavaggio in equicorrente con acqua deionizzata per eliminare il rigenerante in eccesso.

La soluzione rigenerante ripristina la resina allo stato primitivo; a lungo andare si ha un decadimento nella capacità di scambio che porta a dover rinnovare la resina. La diminuzione della capacità di scambio avviene gradualmente a causa di sostanze estranee che si depositano nei pori, alla frantumazione delle sferette e ad altre cause. Negli impianti più complessi si hanno più colonne, o in parallelo o in serie. Si impiegano anche colonne in serie con resine cationiche ed anioniche rispettivamente o con resine dello stesso tipo ma con gruppi attivi di tipo forte (per es. SO_3H) e di tipo debole (COOH). Si hanno per certe applicazioni particolari colonne a letto misto: nella stessa colonna si mette una resina anionica ed una cationica. La resina anionica più leggera si porta nella parte alta e la resina cationica nella parte bassa.

La rigenerazione nelle colonne a letto misto viene effettuata inviando la soluzione sulla cationica, dal basso e facendola uscire nel punto di separazione dei due strati; si effettua poi la rigenerazione dell'anionica con soluzione di NaOH , inviandola dall'alto ed estraendola

sempre nella zona centrale. Si effettua infine un lavaggio con acqua e successivamente per insufflaggio di aria si mescolano le due resine.

Il sistema a letto misto è particolarmente adatto per piccoli impianti. Le variazioni di concentrazione ionica che si vengono ad avere durante i trattamenti di rigenerazione ed i successivi lavaggi, provocano forti variazioni nella pressione che generano contrazioni o rigonfiamenti della resina, con conseguenti variazioni nella sua resistenza meccanica e nella porosità. L'aumento di temperatura può provocare uno shock termico che porta ad alterazioni nella struttura e a rottura delle sferette. Si possono avere anche danneggiamenti di origine chimica, quando si trattano acque reflue per la presenza di sostanze ossidanti che provocano una diminuzione della resistenza meccanica.

I principali campi di applicazione delle resine a scambio di ioni sono qui di seguito riportati.

- Addolcimento delle acque. Si impiegano resine cationiche in forma sodica; viene eliminata sia la durezza da carbonati (durezza temporanea) sia la durezza permanente dovuta agli altri sali di calcio e magnesio presenti, principalmente cloruri e solfati.
- Decationizzazione. Talvolta è necessario l'allontanamento di tutti i cationi: si impiegano allo scopo resine cationiche in forma idrogeno.
- Demineralizzazione. Viene così definito il trattamento di completa eliminazione dei sali in soluzione, un tempo possibile solo attraverso la distillazione.

5.8 Processi a membrane

I processi a membrane utilizzati nel trattamento delle acque sono prevalentemente l'osmosi inversa e l'ultrafiltrazione.

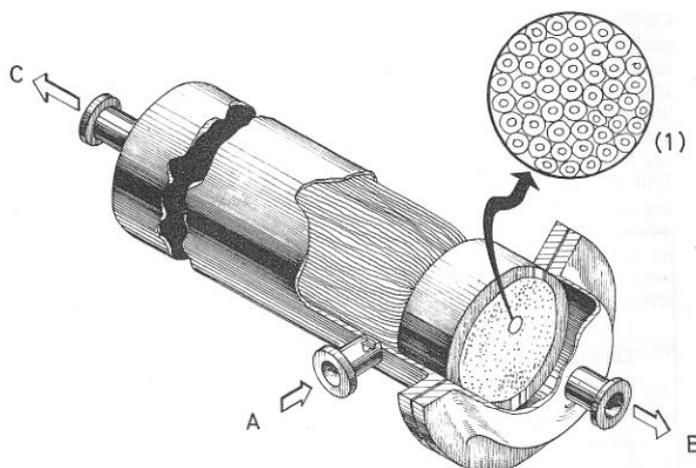


Figura 21- Modulo per osmosi inversa

Caratteristica principale di una membrana per osmosi inversa è quella di garantire un flusso relativamente alto di acqua prodotta con scarso o nullo trasporto di soluto. L'acqua contenente le sostanze disciolte viene messa a contatto con una membrana permeabile all'acqua e impermeabile ai soluti ad una pressione superiore a quella osmotica, in modo da determinare il passaggio dell'acqua da una parte all'altra e da concentrare le sostanze disciolte nella soluzione di partenza.

L'ultrafiltrazione è un processo analogo a quello dell'osmosi inversa ma la permeabilità selettiva in questo caso è determinata invece che dalla diversa velocità di trasporto attraverso la membrana da un meccanismo analogo a quello della filtrazione che esclude le molecole di soluto aventi dimensioni maggiori.

5.9 Disinfezione

La disinfezione è un'operazione mediante la quale vengono rimossi i microrganismi patogeni, ossia batteri e virus che causano le malattie di origine idrica. In campo industriale la disinfezione viene utilizzata per inibire la crescita dei microrganismi, per evitare il bloccaggio degli apparecchi e delle tubazioni e per bloccare fenomeni corrosivi.

I metodi più impiegati sono i seguenti:

- Irraggiamento con luce ultravioletta mediante lampade di quarzo a vapori di mercurio;
- Pastorizzazione;
- Clorazione, mediante cloro sia liquido che gassoso o suoi composti quali l'ipoclorito di calcio, di sodio e il biossido di cloro;
- Ozonizzazione, ottenuta mediante passaggio dell'aria entro tubi collegati a una bobina di induzione, che produce scariche elettriche ad alto potenziale. L'ossigeno si trasforma così in ozono;
- Trattamento con metalli tossici, che impiegati a piccole dosi risultano letali per particolari tipi di microrganismi;
- Trattamento con tensioattivi cationici.

CAPITOLO 6

Trattamento dei fanghi

Durante i processi di depurazione meccanica, biologica e chimico-fisica si separano notevoli quantità di sostanze sospese preesistenti nei liquami, formate nel corso di reazioni di precipitazione e coagulazione o di reazioni biochimiche, che danno luogo alla formazione di fanghi.

I fanghi di natura organica sono generalmente putrescibili e ciò costituisce un inconveniente assai grave; quelli inorganici sono invece spesso tossici. Una caratteristica sfavorevole che tutti i fanghi, quale che sia la loro origine, possiedono in maggiore o minor misura, consiste nella difficile disidratabilità. Il trattamento dei fanghi tende innanzi tutto a togliere loro, per quanto possibile, il contenuto d'acqua e, in secondo luogo, a renderli inoffensivi, per renderli facilmente trasportabili e renderli biologicamente disattivati.

I fanghi in uscita dagli impianti di depurazione subiscono i seguenti processi:

- pretrattamento di ispessimento;
- trattamento di disattivazione;
- essiccamento;
- smaltimento.

6.1 Ispessimento a gravità

I fanghi hanno generalmente un elevato contenuto d'acqua, che può andare dal 94 al 98% a seconda dei casi; pertanto quando possibile si cerca di concentrarli, per rendere più agevole ed economico il loro successivo trattamento.

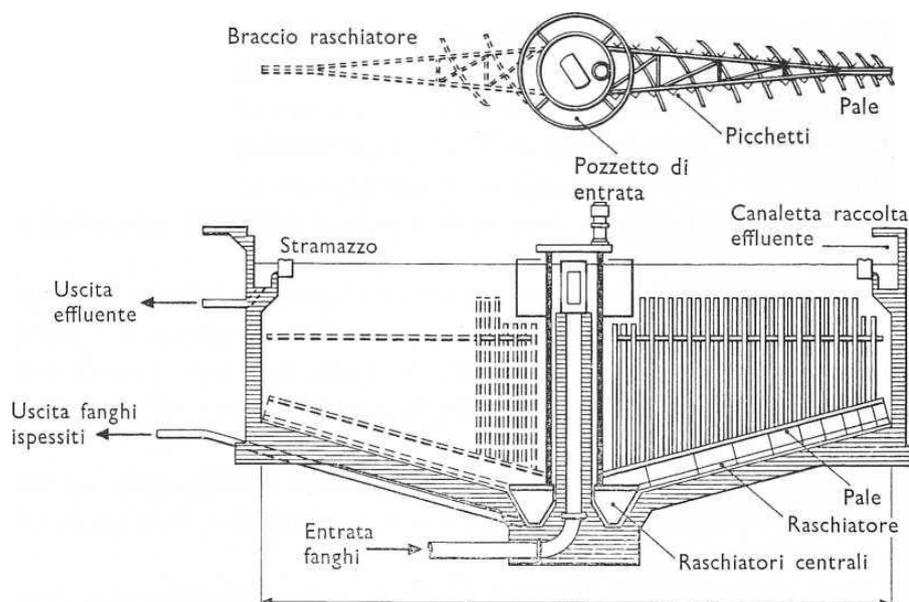


Figura 22- Ispessitore

Negli ispessitori a gravità il processo avviene per sedimentazione, ma, a differenza di quanto accade nei sedimentatori primari nei quali la concentrazione dei solidi sospesi è sufficientemente bassa per permettere ad ogni particella di sedimentare liberamente ed indipendentemente dalle altre nella zona superiore della vasca, in questo caso l'elevata concentrazione dei solidi fa avvenire una sedimentazione di massa, ossia i solidi sospesi sedimentano alla stessa velocità. Gli ispessitori a gravità sono simili ai sedimentatori, ma generalmente più profondi e con maggiore inclinazione del fondo, realizzati in cemento armato o ferro e dotati di meccanismi raschiafanghi e di picchetti verticali; questi ultimi hanno il compito di favorire la liberazione di bolle di gas e l'aggregazione dei fiocchi di fango, nonché quello di creare canali di passaggio per l'acqua che si separa. Negli ispessitori di dimensioni minori il meccanismo raschiafanghi può mancare, ed in tal caso l' inclinazione del fondo deve essere sufficiente per permettere lo scorrimento del fango.

6.2 Ispessimento per flottazione

La flottazione è usata nel caso di fanghi gelatinosi, quindi per l'ispessimento di fanghi attivati di spurgo, di fanghi stabilizzati aerobicamente, di alcuni fanghi industriali contenenti oli e grassi mentre più raramente per miscele di fanghi primari e di fanghi attivati. Il processo e le apparecchiature impiegate sono del tutto simili a quelle usate per l'acqua. La flottazione è ottenuta per insufflaggio d'aria, che permette la rottura dei fiocchi ed un ispessimento del fango. Per facilitare la flottazione sono generalmente usati additivi chimici, come il cloridrato di alluminio, che provoca un ispessimento del fango rendendolo meno voluminoso e facilmente filtrabile.

6.3 Disidratazione su letti di essiccamento

L'essiccazione dei fanghi viene eseguita spesso mediante spandimento su appositi letti provvisti di un pavimento drenante, sul quale sono distesi uno strato di ghiaia alto 20-25 cm ed uno di sabbia di 10-15 cm. L'altezza dello strato di fango generalmente non supera i 30 cm. Questi letti permettono l'allontanamento del liquido che si separa per gravità dal fango e sono esposti all'atmosfera in modo che il fango si essicchi per evaporazione naturale. Le dimensioni normalmente adottate per un letto variano dai 5 ai 10 m in larghezza e dai 20 ai 50 m in lunghezza. La rimozione del fango essiccato, avviene quando il contenuto d'acqua scende al 60-75%, ed è generalmente di tipo manuale o realizzata con piccole macchine simili a quelle usate per la movimentazione della terra. In qualche caso il sistema di raccolta è meccanizzato con raccoglitori simili ai raschiafanghi delle vasche di sedimentazione.

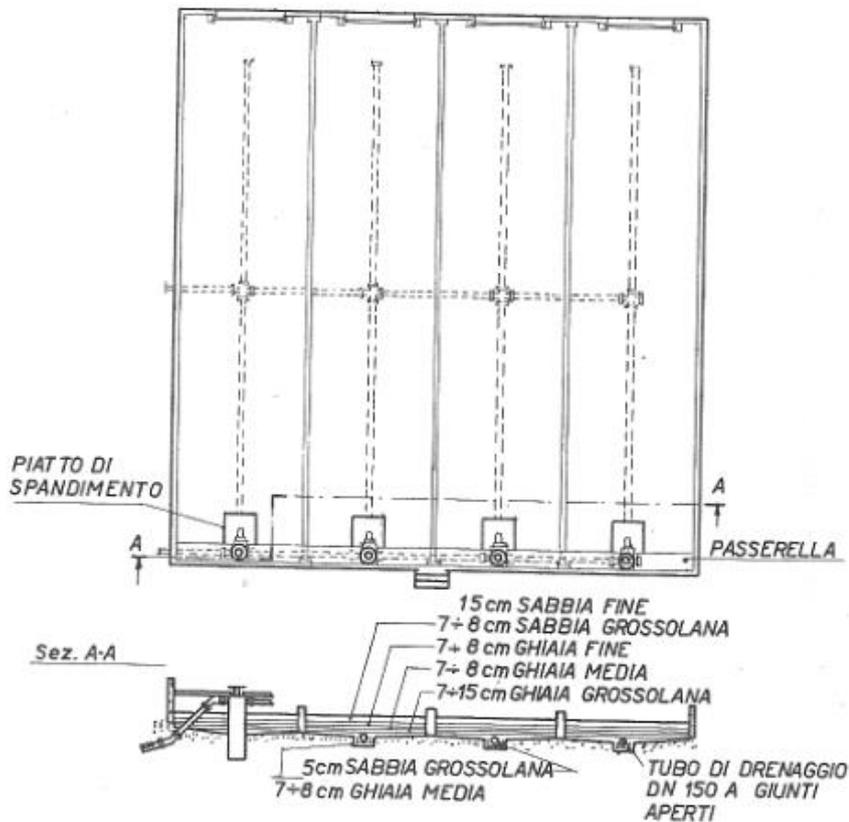


Figura 23- Pianta e sezione di un letto di essiccamento

L'essiccamento su letti è conveniente quando le portate di fango in gioco sono modeste, poiché le spese relative alla raccolta dei fanghi essiccati ed alla sostituzione dello strato superficiale di sabbia rendono il processo non economico in confronto alla disidratazione meccanica nel caso di grandi portate

6.4 Disidratazione per centrifugazione

Le centrifughe sono macchine che utilizzano la forza centrifuga per ottenere la separazione tra solido e liquido: in funzione della velocità di rotazione la forza applicata è maggiore di quella di gravità e la velocità di separazione corrispondente è almeno cinquanta volte più grande di quella per sedimentazione naturale. Le centrifughe hanno un corpo cilindrico o a cestello che ruota intorno ad un asse per sviluppare la forza centrifuga. Quando il fango viene introdotto nella macchina in movimento, esso aderisce alle pareti, formando uno strato nel quale si ha una separazione fra solido e liquido a causa della differente densità: le particelle più pesanti si concentrano nell'esterno dell'anello ed il liquido chiarificato forma lo strato interno.

Tutte le centrifughe si basano su questo principio: i vari tipi si differenziano per i sistemi di alimentazione dei fanghi, di estrazione del liquido e di scarico del solido.

Esse hanno il pregio di avere un funzionamento semplice e pulito e di poter essere usate in fasi diverse del ciclo di trattamento dei fanghi.

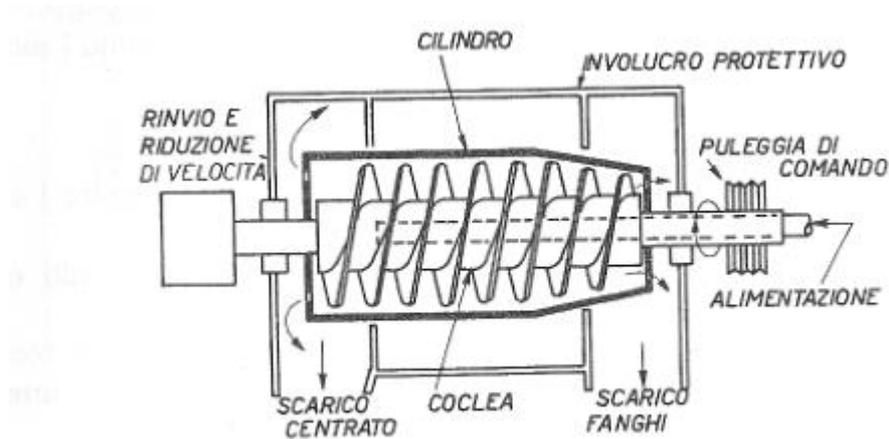


Figura 24- Schema di centrifuga a tamburo

6.5 Disidratazione per filtrazione sotto vuoto

La filtrazione continua sotto vuoto è un processo nel corso del quale si svolgono varie fasi interagenti. Le fasi principali sono la formazione del pannello e la disidratazione dello stesso. La formazione del pannello avviene in seguito al progressivo intasamento del mezzo filtrante, dapprima per il deposito dei fiocchi di maggior diametro e quindi per la chiusura dei fori con le particelle più fini. Il pannello si forma pertanto su questo strato di base e viene staccato con un coltello raschiatore. Per aumentare la velocità di filtrazione si può ricorrere a due metodi:

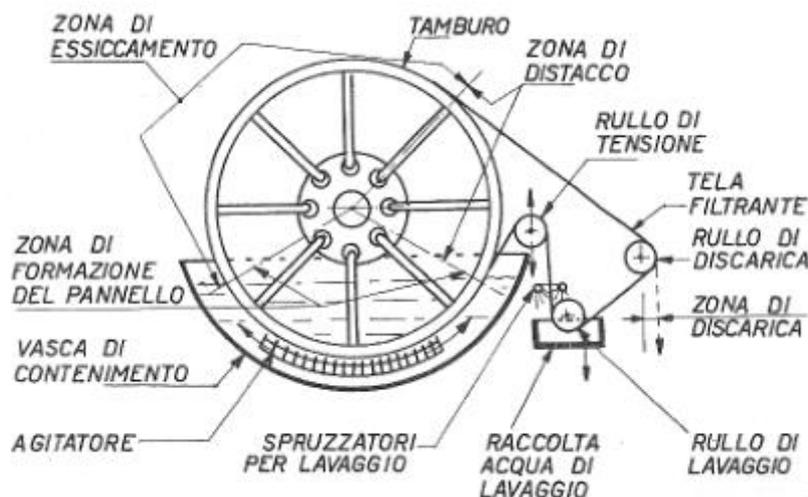


Figura 25- Schema di funzionamento di un filtro a vuoto

usare un mezzo filtrante con maglie più larghe ed avere un filtrato più ricco in solidi sospesi o ricorrere al condizionamento chimico con una scelta molto accurata del condizionante.

Un filtro a vuoto è costituito essenzialmente da un tamburo rotante ricoperto del mezzo filtrante, parzialmente immerso nel fango da disidratare e diviso internamente in vari settori. Questi sono connessi per mezzo di tubi ad una scatola rotante solidalmente col tamburo e scorrente su un disco avente aperture opportunamente disposte in modo che i vari settori del tamburo, a seconda della posizione occupata, possano essere collegati col vuoto o con la pressione. Attraverso queste aperture viene appunto applicato il vuoto necessario per creare la forza motrice che trasferisce l'acqua o l'aria compressa che distacca il pannello formatosi. Il tamburo e la vasca di contenimento sono realizzati in acciaio al carbonio o inossidabile a seconda del tipo di fanghi da trattare. Il mezzo filtrante è normalmente costituito da una tela in fibra sintetica; la tela è avvolta sul cilindro tranne che nelle zone dove avviene il distacco del pannello ed il lavaggio. Il distacco del pannello dalla tela avviene o per mezzo di un coltello raschiatore, o facendo subire particolari angolature alla tela filtrante. Il lavaggio della tela avviene subito dopo la fase di distacco.

6.6 Disidratazione per filtrazione sotto pressione

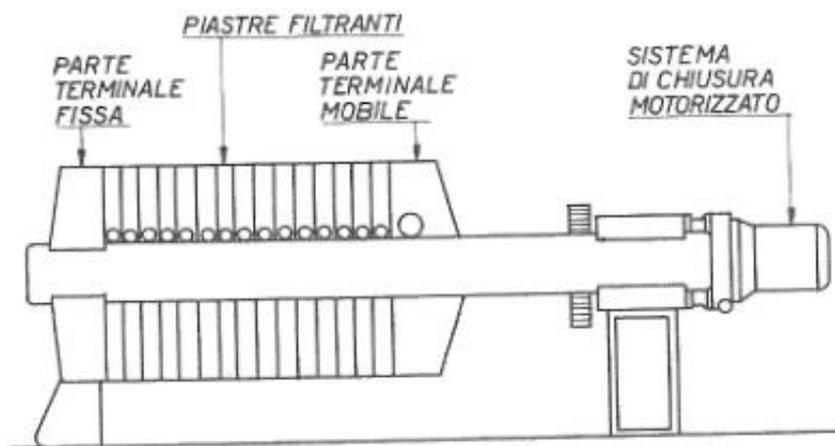


Figura 26- Schema di funzionamento di una filtropressa

I filtri sotto pressione differiscono da quelli a vuoto in quanto la forza applicata è positiva. La forma costruttiva più diffusa è quella a filtropressa che consiste in una serie di piastre verticali mantenute rigidamente da un'incastellatura metallica molto robusta e pressate l'una contro l'altra tra una parte terminale fissa e una parte terminale mobile. Sulle superfici delle piastre sono montate le tele filtranti. Il fango è alimentato da un canale centrale e riempie le camere ricavate tra le piastre: il liquido passa attraverso le tele e si raccoglie in apposite condutture

esterne mentre il fango viene trattenuto e riempie tutta la camera. La pressurizzazione viene fatta con pompe a pistoncini dotate di smorzatori di pulsazioni e polmoni. Nelle filtropresse di maggiori capacità il riempimento viene fatto con pompe centrifughe e le pompe alternative intervengono in un secondo tempo esclusivamente per la pressurizzazione: si ottiene così un risparmio sia economico che di tempo di operazione.

Il funzionamento della filtropressa è discontinuo in quanto, dopo la disidratazione, si passa all'apertura del filtro, allo scarico del pannello ed infine al lavaggio delle tele filtranti.

6.7 Digestione aerobica e anaerobica

I fanghi di natura organica sono facilmente putrescibili e pertanto devono essere resi inoffensivi prima di sottoporli alle operazioni di essiccazione. Per questo i fanghi vengono stabilizzati.

La digestione aerobica viene impiegata in impianti di limitata potenzialità e prevede l'ossidazione mediante aerazione del materiale cellulare. Questo processo avviene in vasche aperte, ma l'elevato costo di esercizio dovuto all'aerazione collegato al consumo di energia elettrica lo rende un procedimento poco vantaggioso.

La digestione anaerobica avviene invece in grossi serbatoi chiusi agitati meccanicamente o mediante circolazione di gas, mantenuti ad una prefissata temperatura. È un complesso processo biochimico nel quale numerosi gruppi di microrganismi assimilano e degradano la materia organica. Esso può essere rappresentato come un processo a due fasi: nella prima si ha la conversione dei composti organici complessi ad acidi organici semplici, nella seconda si ha la conversione degli acidi organici a metano ed anidride carbonica. I digestori sono costituiti da grossi serbatoi cilindrici realizzati in cemento armato o in muratura, con fondo a forma conica e sommità a cupola o anche a forma conica. I massimi diametri e le massime altezze non superano rispettivamente i 50 ed i 20 m. Il mescolamento dei fanghi in digestione può essere realizzato con mescolatori interni ad elica, o con immissioni in punti opportunamente scelti di gas, o per circolazione forzata dei fanghi stessi tramite pompe esterne.

Un parametro molto importante è la temperatura alla quale avviene il processo: al crescere della temperatura cresce la velocità del processo. Il riscaldamento alla temperatura ottimale avviene utilizzando il gas biologico prodotto. L'utilizzazione può essere diretta, ossia bruciando il gas biologico per produrre acqua calda o vapore, o indiretta, utilizzando il gas biologico in motori diesel per la produzione di energia elettrica.

6.8 Condizionamento

Il condizionamento ha lo scopo di rendere i fanghi più idonei ad essere disidratati. I metodi più correnti sono l'elutriazione, il condizionamento chimico e il condizionamento termico.

L'elutriazione consente di diminuire, per effetto di lavaggio, l'alcalinità presente nella fase liquida dei fanghi: in tal modo diventa minore il consumo di reattivi richiesti nel successivo trattamento di condizionamento chimico.

L'unità operatrice risulta costituita da uno o più stadi in serie; in ogni stadio avviene il mescolamento dei fanghi con acqua e la sedimentazione della sospensione così ottenuta.

Il condizionamento chimico consiste nell'aggiunta di sostanze atte a destabilizzare e agglomerare i fanghi. Questi costituiscono una sospensione colloidale molto stabile in cui le particelle solide sono piccole e dotate di una carica elettrostatica superficiale che dà luogo a una azione repulsiva. Le sostanze condizionanti agiscono secondo un duplice meccanismo: durante la fase di coagulazione neutralizzano o, comunque, riducono la carica elettrostatica delle particelle destabilizzando così la sospensione e provocando così la successiva espulsione dell'acqua della singola particella; durante la fase di flocculazione provocano l'agglomerazione delle particelle destabilizzate in fiocchi facilmente sedimentabili. Pertanto il condizionamento chimico modifica la struttura dei fanghi in modo che essi presentino una fase solida aggregata in grossi fiocchi. Nel caso di disidratazione tramite filtrazione sotto vuoto o sotto pressione le sostanze condizionanti di impiego più comune sono il cloruro ferrico e il solfato ferroso, quasi sempre utilizzati insieme alla calce idrata. Nel caso di disidratazione per centrifugazione si impiegano sostanze coagulanti-flocculanti organiche.

Il condizionamento termico può avvenire sia per riscaldamento sotto pressione sia per congelamento. Per effetto del riscaldamento l'agitazione spontanea delle particelle colloidali aumenta fino a vincere la repulsione elettrostatica: la conseguente collisione porta all'espulsione dell'acqua inglobata nelle particelle, e tali si agglomerano in aggregati più grandi dando luogo a una struttura che più agevolmente può essere sottoposta a disidratazione meccanica.

6.9 Essiccamento

Il contenuto in solidi dei fanghi disidratati meccanicamente, essendo compreso fra il 20 e il 50%, non è sufficientemente elevato per consentire lo stoccaggio o l'insaccaggio ai fini di una destinazione agricola come fertilizzante. Tale utilizzazione richiede, pertanto, che venga effettuato una disidratazione ulteriore così da ottenere un prodotto di facile manipolazione e stoccaggio. A tal fine, l'essiccamento termico consente di ridurre l'umidità dei fanghi

precedentemente disidratati ed esercita un'azione sterilizzante sui fanghi, pur conservandone le proprietà fertilizzanti. L'essiccamento termico avviene generalmente con gas di combustione, ma deve condursi in modo tale da evitare che i fanghi raggiungano la temperatura di ignizione. (che in certi casi può essere anche relativamente bassa, dell'ordine dei 200°C). Esistono vari sistemi di essiccamento:

Nell'essiccamento flash i fanghi sono mescolati con fanghi già essiccati così da far assumere alla miscela un grado di umidità ottimale sia per il trasporto pneumatico sia per ottenere il prefissato valore dell'umidità residua del materiale essiccato; i fanghi attraversano poi un polverizzatore dove vengono frantumati in particelle di dimensioni molto piccole sia per la disintegrazione prodotta da organi meccanici sia per l'attrito fra le particelle stesse originato dall'intensa turbolenza di una corrente di gas caldi con cui i fanghi vengono in contatto. A causa dell'elevatissima superficie di scambio l'evaporazione dell'acqua è praticamente istantanea.

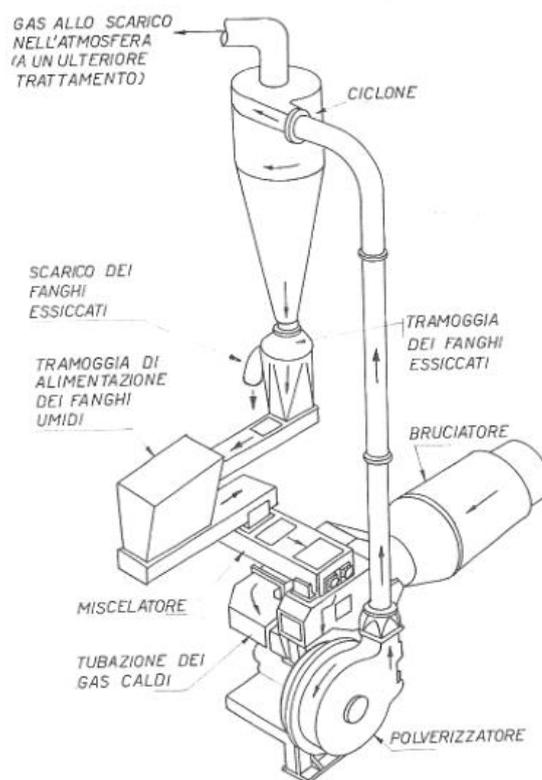


Figura 27- Schema di impianto di essiccamento flash

Nell'essiccamento in forno rotativo i fanghi da essiccare sono immessi a una estremità di un tamburo rotante (4 ÷ 8 giri/min) con fanghi già essiccati e leggermente inclinato rispetto all'orizzontale così da consentire il moto per gravità del materiale da un'estremità all'altra del tamburo; i fanghi si muovono generalmente in equicorrente con gas caldi di combustione (650-750 °C); un separatore consente di rimuovere le particelle fini di fango essiccato trascinate dalla corrente di gas.

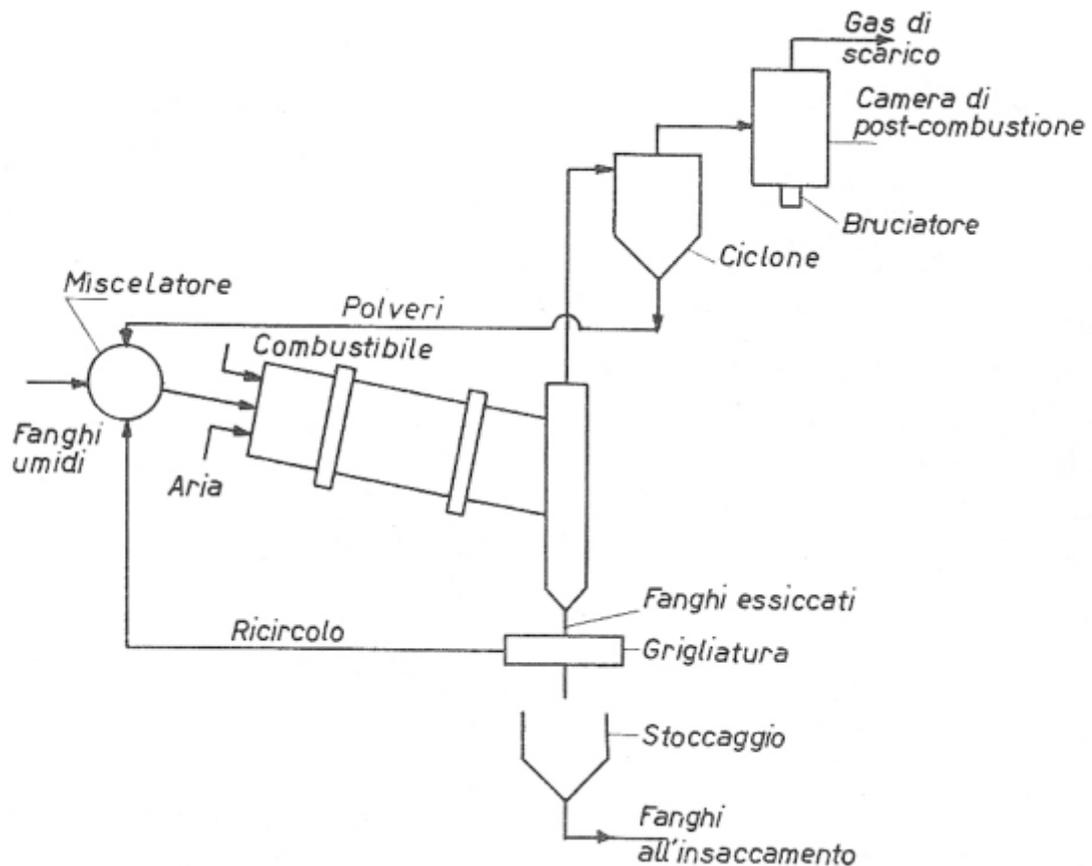


Figura 28- Schema di essiccamento in forni rotativi

Esistono anche sistemi indiretti di essiccamento, in cui, cioè, non c'è contatto diretto fra i fanghi e i fluidi riscaldanti. Nell'essiccatore a strato sottile Luwa i fanghi sono alimentati sulla parete interna di un recipiente cilindrico riscaldato esternamente e munito internamente di un rotore che ha lo scopo di rendere piccolo e uniforme lo spessore dello strato di fango durante l'essiccamento.

Il sistema di essiccamento Carver-Greenfield a multipli effetti consente di ridurre notevolmente il consumo energetico rispetto ai sistemi termici convenzionali, ma ha costi di impianto molto più elevati e richiede che prima dell'evaporazione i fanghi umidi siano fluidificati con olio così da evitare incrostazioni sulle superfici metalliche durante il processo.

6.10 Combustione o incenerimento

I fanghi disidratati possono essere sparsi sul suolo agricolo, interrati o confinati in discariche controllate. Un altro modo per smaltire il fango consiste nell'inviarlo all'incenerimento. Esistono vari tipi di inceneritori impiegati per la combustione dei fanghi. L'inceneritore a piani multipli è costituito da un forno cilindrico contenente numerosi piani orizzontali (da 4 fino a 12); i fanghi vengono alimentati dall'alto e scendono da piano a piano in controcorrente con i gas caldi; su ciascun piano il movimento dei fanghi è provocato da un sistema di bracci mescolatori e solidali a un albero centrale rotante. Alberi e bracci sono raffreddati internamente da aria che viene in parte reimpressa nella parte bassa del forno e utilizzata per la combustione dei fanghi insieme con l'aria aspirata dentro al forno tramite aperture regolabili.

All'interno dell'inceneritore si possono distinguere tre zone: una zona superiore ove avviene l'essiccamento dei fanghi a spese del calore sensibile dei gas combusti, una zona intermedia ove avviene la combustione, una zona inferiore ove avviene il raffreddamento delle ceneri. Nella zona di combustione, si raggiungono temperature di oltre 800°C.

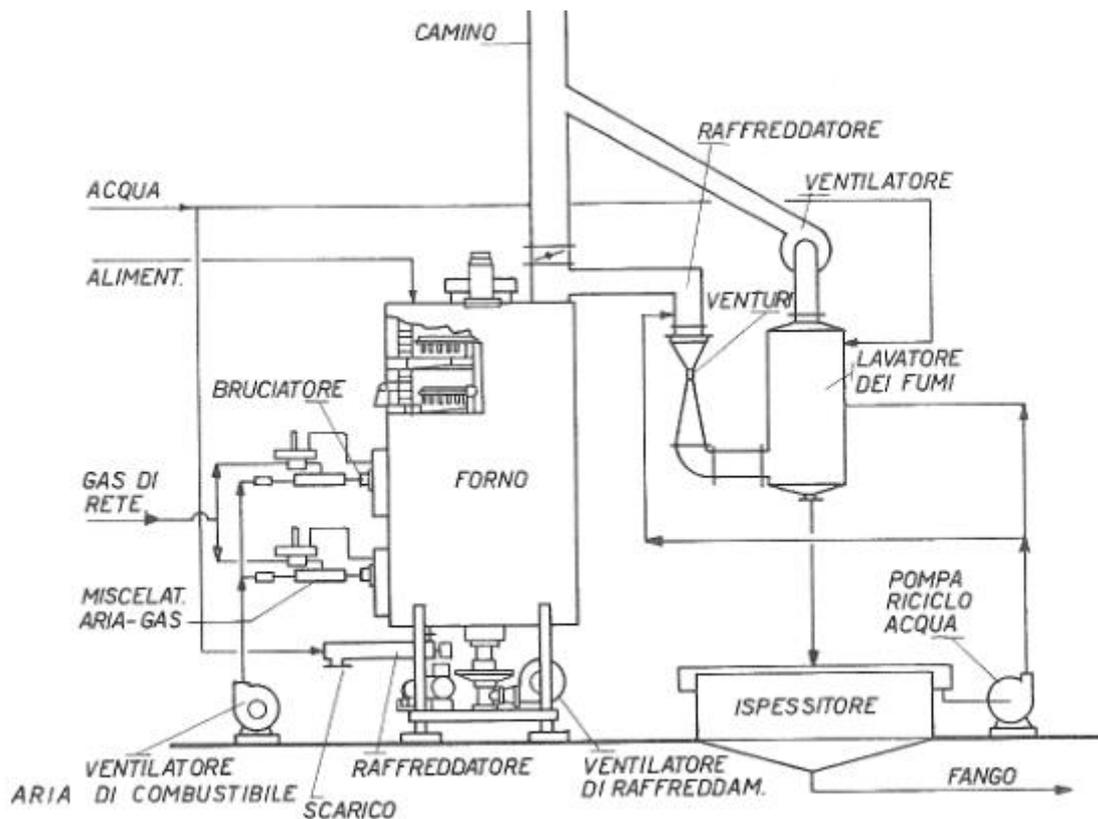


Figura 29- Schema di inceneritore a piani multipli

L'inceneritore a letto fluidizzato, detto anche a letto fluido, è costituito da una camera di combustione in cui un letto di sabbia è attraversato da una corrente ascendente di aria di portata tale da mantenere il letto in stato fluidizzato senza, però, che le particelle di sabbia vengano trascinate via. Durante l'avviamento i bruciatori installati nella camera riscaldano il letto di sabbia fino a 750- 820°C, raggiunta questa temperatura, inizia l'esercizio stazionario del forno: i fanghi da incenerire sono immessi dentro il letto, si essiccano e bruciano. Le ceneri inerti così prodotte sono trascinate via dalla corrente dei gas di combustione che, all'uscita dall'inceneritore, attraversano colonne di lavaggio ove il liquido impiegato è usualmente lo stesso effluente dell'impianto di trattamento dei liquami.

I vantaggi principali offerti da questo tipo di inceneritore sono:

- l'intenso rimescolamento fra gas e solidi consente uniformi condizioni di temperatura e di composizione in ogni punto del letto e dà luogo a una elevata
- superficie di contatto fra le fasi presenti rendendo così più attivi sia il trasferimento del calore sia il trasporto del comburente sulla superficie dei fanghi;
- l'essiccamento e la combustione dei fanghi avvengono contemporaneamente

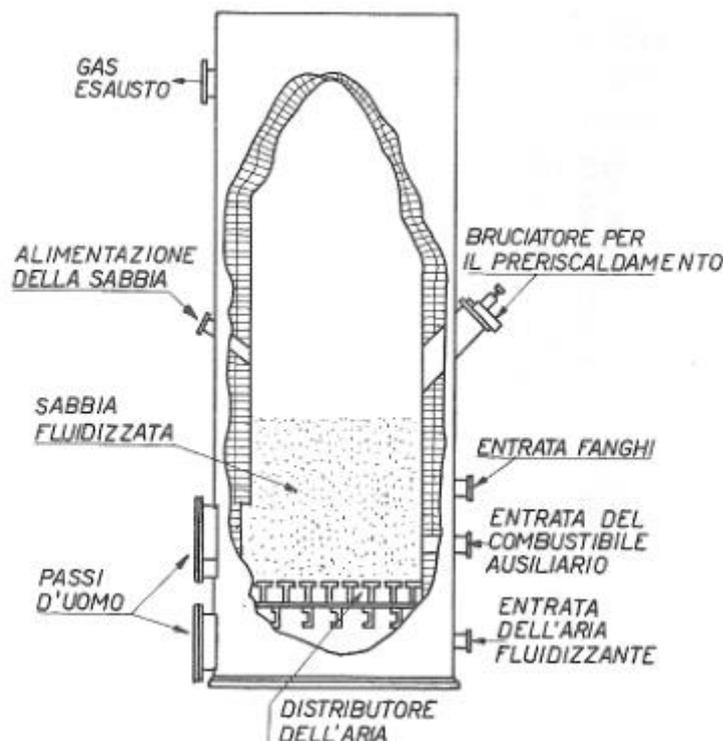


Figura 30- Schema del reattore di un impianto di incenerimento a letto fluidizzato.

Per l'incenerimento si possono usare anche forni rotativi del tutto simili a quelli utilizzati per l'essiccamento termico: in alcune applicazioni si usano due forni rotativi in serie, nel primo avviene l'essiccamento, nel secondo la combustione.

CAPITOLO 7

Trattamento delle acque di primo impiego e degli effluenti

7.1 Depurazione delle acque per alimentazione delle caldaie

L'acqua di alimentazione delle caldaie destinate alla produzione di vapore deve avere un basso contenuto salino e deve essere priva di sostanze in sospensione ed in dispersione e di gas disciolti. L'acqua disponibile in natura non è adatta all'alimentazione degli impianti di produzione del vapore. I processi di trattamento variano a seconda delle caratteristiche dell'acqua grezza e delle esigenze d'impiego: i moderni impianti di depurazione si basano quasi sempre su un trattamento di precipitazione per abbattere la durezza e per eliminare con coagulanti le sostanze in dispersione e su un successivo trattamento di demineralizzazione per scambio ionico. Possono essere di completamento a questi processi, trattamenti preliminari (grigliatura, desabbiatura, ecc.) e trattamenti particolari quali degassaggio, ossidazione, clorazione.

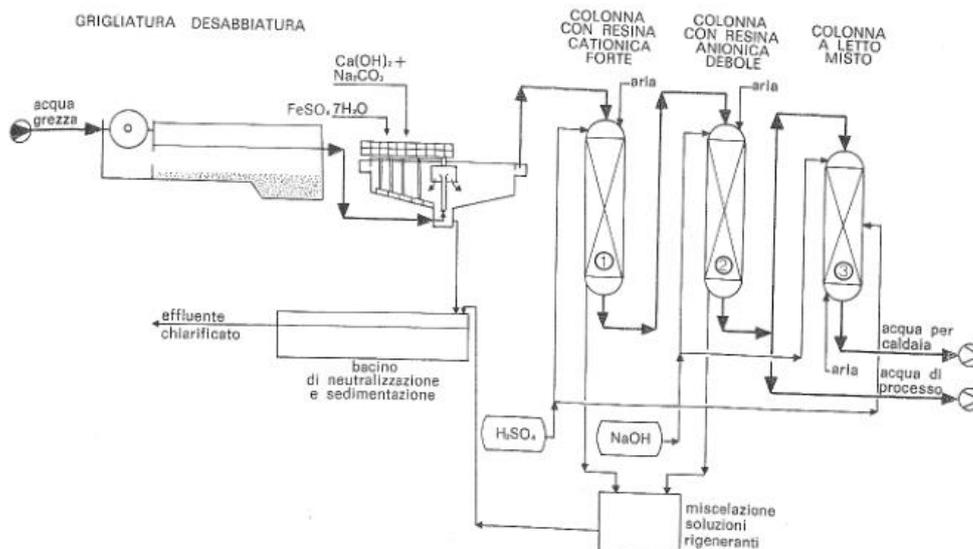


Figura 31- Impianto per la demineralizzazione di acqua destinata ad alimentazione di caldaie

7.2 Trattamento degli scarichi industriali

Gli impianti di trattamento degli scarichi industriali adottano processi diversi in dipendenza dei composti e delle portate e delle concentrazioni. In uno stabilimento industriale si possono impiegare processi di trattamento per ogni singolo impianto o trattare insieme i diversi effluenti, che sono stati prima miscelati ed omogeneizzati in vasche di equalizzazione, che permettono di avere una composizione e portata media fra tutti gli effluenti. Talvolta è necessario prima della vasca di equalizzazione, effettuare trattamenti preliminari sugli effluenti dei singoli

impianti per eliminare componenti che possono essere più facilmente allontanati prima della diluizione con i flussi provenienti dai altri impianti, effettuando quindi la decantazione, lo stripping , ecc.

7.2.1 Acque di raffreddamento

In molte industrie la maggior parte degli effluenti è costituito da acqua di raffreddamento, che spesso dopo l'impiego non ha alcun componente inquinante e perciò può essere restituita ad un corpo idrico senza alcun trattamento, se la temperatura dell'acqua di scarico è a valori tali da provocare solo un trascurabile innalzamento della temperatura. In caso contrario, per impedire quello che viene chiamato inquinamento termico, l'acqua prima dello scarico deve essere raffreddata. Negli stabilimenti di una certa dimensione, per le acque di raffreddamento si impone però il loro riciclo. Il riciclo può essere attuato attraverso il raffreddamento dell'acqua impiegata, ottenuta per mezzo di torri evaporative; l'acqua viene fatta cadere dall'alto di una torre e viene investita da una corrente di aria, insufflata da un ventilatore posto nella parte inferiore della torre, o aspirata da un ventilatore posto alla sommità; l'acqua si raffredda a causa dell'evaporazione di una parte di questa e solo in quantità trascurabile per la miscelazione con l'aria stessa.

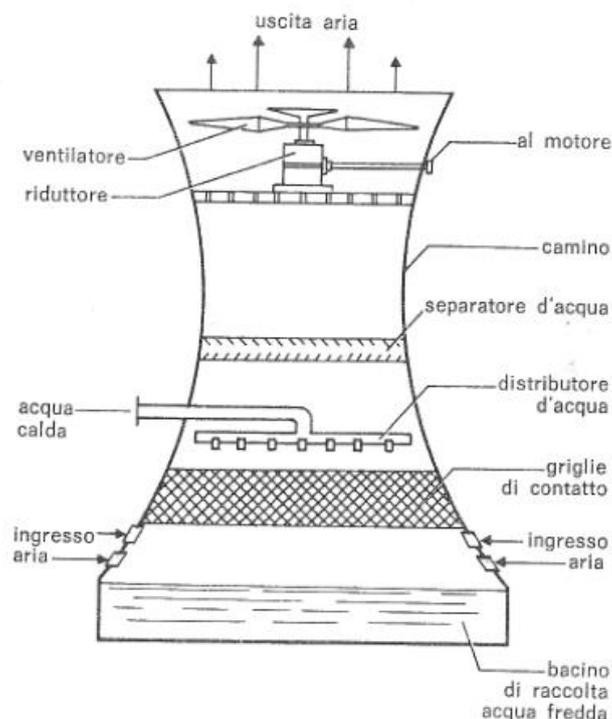


Figura 32- Schema di torre per il raffreddamento dell'acqua

7.2.2 Effluenti di industrie alimentari

Le acque residue prodotte dalle industrie alimentari benché molto diverse tra loro, e talvolta anche da uno stabilimento a un altro dello stesso tipo, presentano caratteristiche comuni tali da consentire di classificarle sotto lo stesso titolo. Anzitutto, i liquami provenienti dalle industrie alimentari e delle fermentazioni sono caratterizzati da un elevato contenuto di sostanze organiche biodegradabili e, di conseguenza, da un'alta domanda di ossigeno. Essi pertanto si prestano di solito agevolmente a un trattamento biologico, preferibilmente aerobio. Un'altra caratteristica comune a molti scarichi delle industrie alimentari consiste nell'elevato tenore di sostanze solide sospese, che pone il problema della loro separazione e dello smaltimento dei fanghi così prodotti. Sono invece generalmente assenti sostanze tossiche. Negli effluenti si trovano sostanze organiche sia in soluzione che in dispersione colloidale, accanto a composti inorganici quali nitrati, cloruri, acido solforico che vengono impiegati in alcune fasi del ciclo produttivo; provengono sia dalle acque usate direttamente nel processo, sia da quelle che vengono impiegate per il lavaggio dei macchinari e dei contenitori.

I sistemi di trattamento degli effluenti delle industrie del settore alimentare sono:

- trattamenti chimico-fisici: neutralizzazione, coagulazione e sedimentazione delle sostanze in sospensione e dispersione;
- trattamenti biologici: per allontanare le sostanze organiche attraverso la demolizione aerobica, a fanghi, a percolatori rotanti, la fermentazione anaerobica e con stagni in condizioni ossidative.

7.2.3 Effluenti di stabilimento chimico

In uno stabilimento chimico la natura degli effluenti è diversa a seconda dei cicli lavorativi. Vi sono però alcune caratteristiche in comune in questi tipi di industrie: sono grandi consumatrici d'acqua, producono effluenti particolarmente nocivi e richiedono quasi sempre metodi di depurazione molto complessi. In questi casi il trattamento degli effluenti non può essere ricondotto a schemi generali ma va effettuato secondo processi particolari, volti sia ad impedire che gli effluenti riversati in un corpo idrico lo inquinino, sia a recuperare i prodotti contenuti come è il caso degli effluenti di un impianto per la produzione di cloro-soda. E' però sempre più difficile trovare stabilimenti industriali che si limitino ad un solo ciclo produttivo o a cicli produttivi strettamente legati, per cui gli effluenti proverranno da più impianti che hanno caratteristiche diverse e che portano negli effluenti inquinanti diversi. Per esempio, ad una produzione di cloro-soda si affiancano generalmente produzione di cloroderivati organici; si vengono cioè ad avere impianti i cui effluenti hanno componenti, e quindi problemi, ben differenti da quello dell'impianto cloro-soda.

Il forte consumo di acqua di raffreddamento porta quest'acqua a dover essere riciclata attraverso torri di raffreddamento o inviata ai processi come acqua di lavaggio o, se inquinata avviata con gli altri effluenti ai processi di depurazione. Considerando uno stabilimento chimico nel quale si ha abbiano produzioni organiche ed inorganiche, i processi di trattamento degli effluenti sono generalmente basati su neutralizzazione e coagulazione con una sedimentazione primaria e su un trattamento biologico per la demolizione delle sostanze organiche, seguito da una sedimentazione secondaria.

Nelle lavorazioni chimiche accanto agli effluenti liquidi vi sono generalmente i fanghi: questi costituiscono un grosso problema, sia perchè vanno lavati sino ad estrarne i composti solubili che vanno ad accrescere il contenuto inquinante degli effluenti liquidi, sia per il loro smaltimento. Generalmente i fanghi dopo lavaggio vengono ammucchiati sul terreno o interrati in miniere e cave abbandonate. E' sempre più diffuso l'indirizzo di trasformare questi fanghi in materiali utilizzabili: per esempio, i fanghi provenienti da alcuni minerali vengono utilizzati in pavimentazioni stradali

7.2.4 Effluenti di uno stabilimento siderurgico

Uno stabilimento siderurgico a ciclo completo e cioè con altiforni, produzione di coke, raffinazione ghisa, laminatoi, decappaggio e altre lavorazioni, presenta numerosi problemi di effluenti, sia per la diversità degli impianti, sia per le grandi quantità in gioco. Molti dei problemi degli effluenti gassosi si riportano agli effluenti liquidi, in quanto le emissioni gassose, prima dello scarico all'atmosfera, subiscono un lavaggio con acqua o con soluzioni, per abbattere polveri e gas nocivi. Date le enormi quantità di acqua in gioco occorre un riciclo delle acque reflue, per avere consumi che non superino i valori massimi imposti. A seconda degli impianti, le acque di scarico hanno composizione diversa e richiedono per la depurazione sistemi diversi.

Generalmente presso ogni impianto si effettuano trattamenti primari, sia per attuare, quando possibile, un riciclo diretto, sia per allontanare specifici componenti. Particolarmente gravoso è il trattamento degli effluenti degli impianti di produzione del coke: l'acqua di raffreddamento del coke contiene polverino (che viene allontanato per sedimentazione o filtrazione) e viene direttamente riciclata, mentre per le altre acque occorrono particolari trattamenti. Le acque di lavaggio dei gas d'altoforno vengono inviate ad una sedimentazione, eventualmente accelerata con coagulanti chimici o polielettroliti, dove si separa un fango ricco in ossidi di ferro che viene essiccato su filtri sotto vuoto, sinterizzato e riciclato all'altoforno, miscelato con il minerale di ferro.

Altri effluenti con polveri ed ossidi di ferro derivano dai forni di affinamento del ferro fuso con ossigeno e dai laminatoi a caldo: anche per questi si ricorre alla sedimentazione. Dai laminatoi a freddo si ha invece un effluente ricco in oli; l'acqua usata per raffreddare i cilindri dei laminatoi asporta parte dell'olio lubrificante, per cui deve passare ad un impianto di deoleazione ed in gran parte può essere riciclata.

7.2.5 Effluenti di industrie metallurgiche

L'industria metalmeccanica trae le materie prime per le loro lavorazioni principalmente dal settore delle sostanze inorganiche. Le conseguenze di questo fatto si ripercuotono inevitabilmente sulle caratteristiche chimico-fisiche e biologiche degli effluenti e, in definitiva, sui metodi di trattamento e smaltimento di questi ultimi. Anche gli effluenti di questo tipo di industrie possono presentare un'elevata domanda di ossigeno; ma in ogni caso si tratterà di una domanda di ossigeno chimico, non di un vero e proprio BOD, salvo casi particolari. Le acque residue saranno invece ricche di sostanze inorganiche, disciolte o sospese, le quali il più delle volte risulteranno gravemente tossiche, o in altro modo nocive, se riversate tal quali in un corpo d'acqua naturale. Infatti l'industria metalmeccanica compie operazioni di decapaggio di lamiera, fosfatizzazione, lavaggio e sgrassaggio, verniciatura, cromatura, nichelatura, ecc. In certi casi, questi stabilimenti impiegano grandi volumi di acqua di raffreddamento, e possono quindi provocare nel corpo d'acqua ricevente dei fenomeni di inquinamento termico.

Da quanto sopra detto, deriva che i metodi di trattamento biologici non vengono applicati molto frequentemente alla depurazione di queste acque residue. Si impiegano invece solitamente i metodi meccanici, e soprattutto quelli chimico-fisici; ciò spiega perchè la depurazione delle acque di scarico delle industrie metallurgiche è in generale più costosa rispetto alle industrie i cui effluenti contengono principalmente sostanze organiche. Infatti i fanghi che si originano durante questi trattamenti sono di solito più difficili da disidratare e da smaltire di quelli di natura organica. Inoltre la depurazione chimica esige l'impiego continuo di forti quantità di reagenti. I processi che vengono impiegati per la rimozione dei metalli dagli effluenti di queste industrie si basano sulla precipitazione come idrossidi, sullo scambio ionico, o su metodi elettrochimici.

Bibliografia

Berti L., Calatuzzolo M., di Bartolo R., 1980, Acque: Processi per il loro trattamento, editrice G. D'Anna

Bianucci G., Ribaldone Bianucci E., 1992, Il trattamento delle acque residue industriali e agricole, editore Hoepli

Passino R., 1980, La conduzione degli impianti di depurazione delle acque di scarico, Edizioni scientifiche Cremonese