



REPUBBLICA ITALIANA

Regione Lombardia

BOLLETTINO UFFICIALE

MILANO - GIOVEDÌ, 20 APRILE 2006

1° SUPPLEMENTO STRAORDINARIO

Sommario

C) GIUNTA REGIONALE E ASSESSORI

DELIBERAZIONE GIUNTA REGIONALE 5 APRILE 2006 - N. 8/2318	(5.1.3)
Norme tecniche regionali in materia di trattamento degli scarichi di acque reflue in attuazione dell'articolo 3, comma 1 del regolamento reg. 2006, n. 3	3

C) GIUNTA REGIONALE E ASSESSORI

(BUR2006031)

D.g.r. 5 aprile 2006 - n. 8/2318

(5.1.3)

Norme tecniche regionali in materia di trattamento degli scarichi di acque reflue in attuazione dell'articolo 3, comma 1 del regolamento reg. 2006, n. 3

LA GIUNTA REGIONALE

Visto il regolamento regionale 24 marzo 2006, n. 3 «Disciplina e regime autorizzatorio degli scarichi di acque reflue domestiche e di reti fognarie, in attuazione dell'articolo 52, comma 1, lettera a) della legge regionale 12 dicembre 2003, n. 26»;

Visto in particolare l'articolo 3, comma 1 del regolamento, ai sensi del quale, entro due mesi dalla data di entrata in vigore del regolamento, la Giunta regionale approva le Norme tecniche regionali per:

- a) l'identificazione, ai sensi dell'articolo 27, comma 4, del d.lgs. 152/99, dell'insieme dei sistemi adottabili per il trattamento delle acque reflue domestiche o assimilate scaricate dagli insediamenti isolati;
- b) l'individuazione, ai sensi dell'articolo 31, comma 2, del decreto stesso, dell'insieme dei trattamenti appropriati cui devono essere sottoposti gli scarichi di acque reflue urbane provenienti da agglomerati con meno di duemila abitanti equivalenti;

Viste le «Norme tecniche regionali per l'identificazione, ai sensi dell'articolo 27, comma 4, del d.lgs. 152/99, dell'insieme dei sistemi adottabili per il trattamento delle acque reflue domestiche o assimilate scaricate dagli insediamenti isolati e per l'individuazione, ai sensi dell'articolo 31, comma 2, del decreto stesso, dell'insieme dei trattamenti appropriati cui devono essere sottoposti gli scarichi di acque reflue urbane provenienti da agglomerati con meno di duemila abitanti equivalenti», allegate quale parte integrante e sostanziale alla presente deliberazione (Allegato A);

Rammentato che, ai sensi dell'articolo 3, comma 2 del richiamato regolamento regionale, i titolari degli scarichi interessati possono proporre l'installazione di sistemi alternativi a quelli di cui alle indicate norme tecniche regionali, che garantiscano prestazioni almeno equivalenti, fermo restando l'obbligo del rispetto dei valori limite di emissione prescritti dal regolamento stesso;

Dato atto che il dirigente dell'Unità organizzativa proponente ritiene le norme tecniche di cui all'Allegato A corrispondenti alle previsioni del citato d.lgs. 152/99 e in linea con gli obiettivi indicati dall'Allegato 5, punto 3 del decreto stesso per l'individuazione dei trattamenti appropriati in precedenza richiamati;

All'unanimità dei voti, espressi nelle forme di legge

DELIBERA

Per i motivi richiamati in premessa e qui integralmente recitati:

1. Di approvare, ai sensi dell'articolo 3, comma 1 del regolamento regionale 24 marzo 2006, n. 3 le «Norme tecniche regionali per l'identificazione, ai sensi dell'articolo 27, comma 4, del d.lgs. 152/99, dell'insieme dei sistemi adottabili per il trattamento delle acque reflue domestiche o assimilate scaricate dagli insediamenti isolati e per l'individuazione, ai sensi dell'articolo 31, comma 2, del decreto stesso, dell'insieme dei trattamenti appropriati cui devono essere sottoposti gli scarichi di acque reflue urbane provenienti da agglomerati con meno di duemila abitanti equivalenti», che costituiscono parte integrante e sostanziale della presente deliberazione (Allegato A).

2. Di disporre la pubblicazione sul Bollettino Ufficiale della Regione Lombardia del presente atto e del relativo Allegato A.

Il segretario: Bonomo

ALLEGATO A

Norme tecniche regionali per l'identificazione, ai sensi dell'articolo 27, comma 4, del d.lgs. 152/99, dell'insieme dei sistemi adottabili per il trattamento delle acque reflue domestiche o assimilate scaricate dagli insediamenti isolati e per l'individuazione, ai sensi dell'articolo 31, comma 2, del decreto stesso, dell'insieme dei trattamenti appropriati cui devono essere sottoposti gli scarichi di acque reflue urbane provenienti da agglomerati con meno di duemila abitanti equivalenti, in attuazione dell'articolo 3, comma 1 del regolamento regionale 24 marzo 2006, n. 3.

INDICE

1. Premessa
2. Considerazioni comparative
 - 2.1 Campi di applicabilità dei trattamenti
3. Caratterizzazione dei trattamenti
 - 3.1 Aerazione estensiva
 - 3.2 Reattori biologici a membrana
 - 3.3 Dischi biologici
 - 3.4 Dispersione per subirrigazione
 - 3.5 Fitodepurazione con macrofite
 - 3.6 Fosse settiche di tipo tradizionale
 - 3.7 Lagunaggio aerato
 - 3.8 Lagunaggio naturale (stagni biologici)
 - 3.9 Letti di infiltrazione a superficie libera
 - 3.10 Processi a biomassa adesa in letto mobile (moving bed)
 - 3.11 Letti percolatori
 - 3.12 Processi a sequenza di fasi
 - 3.13 Vasche Imhoff
 - 3.14 Disinfezione
 - 3.15 Smaltimento fanghi

1. Premessa

Il d.lgs. 152/99 e successive modifiche e integrazioni prevede all'articolo 31, comma 2, che gli scarichi di acque reflue urbane che confluiscono nelle reti fognarie, provenienti da agglomerati con meno di 2.000 abitanti equivalenti e recapitanti in acque dolci siano sottoposti a un trattamento appropriato. Ai sensi dell'articolo 2, comma 1, lettera dd) del decreto, per «trattamento appropriato» si intende il trattamento delle acque reflue urbane mediante un processo ovvero un sistema di smaltimento che dopo lo scarico garantisca la conformità dei corpi idrici ricettori ai relativi obiettivi di qualità ovvero sia conforme alle disposizioni del decreto stesso. In conformità alle indicazioni dell'Allegato 5 al menzionato decreto, il trattamento deve essere individuato con l'obiettivo di rendere semplice la manutenzione e la gestione, di sopportare adeguatamente forti variazioni orarie del carico idraulico e organico e di minimizzare i costi gestionali. In tale contesto è precisato che la tipologia di trattamento può equivalere a un trattamento primario o ad un trattamento secondario a seconda della soluzione tecnica adottata e dei risultati depurativi raggiunti ed è auspicato il ricorso a tecnologie di depurazione naturali, quali il lagunaggio o la fitodepurazione, o a tecnologie come i filtri percolatori o impianti ad ossidazione totale. Le presenti Norme tecniche regionali, in ottemperanza alle disposizioni di cui all'articolo 3, comma 1 del regolamento regionale 24 marzo 2006, n. 3 «Disciplina e regime autorizzatorio degli scarichi di acque reflue domestiche e assimilate e di reti fognarie, in attuazione dell'articolo 52, comma 1, lettera a) della legge regionale 12 dicembre 2003, n. 26»:

- a) identificano, ai sensi dell'articolo 27, comma 4 del d.lgs. 152/99, l'insieme dei sistemi adottabili per il trattamento delle acque reflue domestiche e assimilate scaricate dagli insediamenti isolati;
- b) individuano, ai sensi dell'articolo 31, comma 2 del decreto stesso, l'insieme dei trattamenti appropriati cui devono essere sottoposti gli scarichi di acque reflue urbane provenienti da agglomerati con meno di 2.000 abitanti equivalenti.

Come precisato dall'articolo 3, comma 2 del richiamato regolamento, i titolari degli scarichi possono proporre l'installazione di sistemi alternativi a quelli previsti dalle Norme tecniche, che garantiscano prestazioni almeno equivalenti, fermo restando l'obbligo del rispetto dei valori limite di emissione prescritti dal regolamento stesso.

2. Considerazioni comparative

Di seguito sono sintetizzati i principali elementi di giudizio e confronto sui diversi trattamenti presi in considerazione, allo

scopo di evidenziarne in maniera comparata le caratteristiche e le proprietà più rilevanti in relazione alla situazione o ai vincoli territoriali, ai requisiti allo scarico ed alle modalità gestionali.

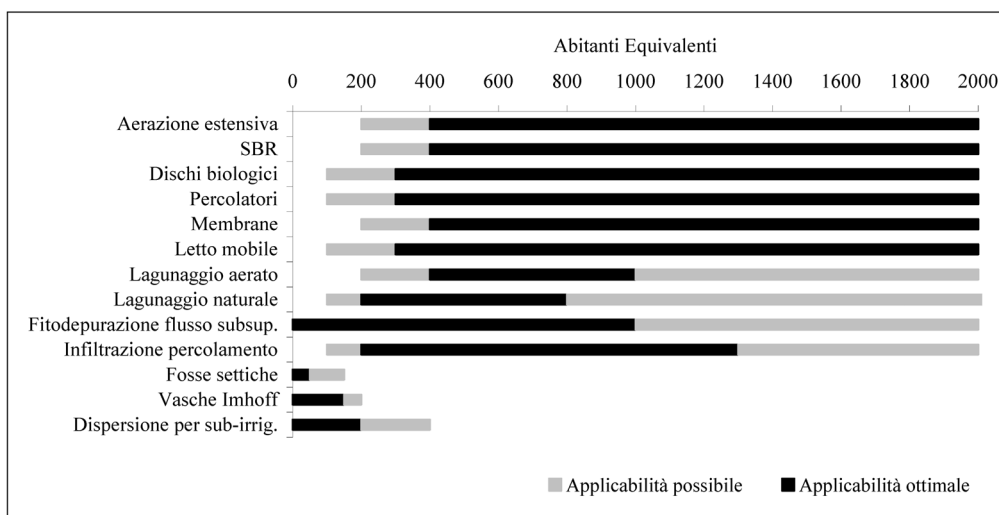
Le valutazioni riportate hanno valore guida e comparativo. Resta ovviamente compito del progettista l'analisi degli elementi e dei vincoli che caratterizzano le specifiche situazioni e la conseguente scelta della soluzione più appropriata dal punto di vista ambientale e tecnico-economico e dei relativi dimensionamenti. Le scelte progettuali potranno differire dalle indicazioni qui considerate, purché siano adeguatamente motivate e garantiscano analoghe prestazioni e caratteristiche. Le tecnologie illustrate nelle successive tabelle sono intese come filiere di trattamento complete, così come descritte nei relativi capitoli. Ciò significa per esempio che le valutazioni riferite alle fosse settiche o alle vasche Imhoff riguardano la loro applicazione come fase di trattamento autonoma, priva di ulteriori stadi a valle, mentre quelle riportate per il lagunaggio naturale sono relative ad una filiera che comprenda la successione di trattamenti considerata nel corrispondente capitolo, ovvero vasca Imhoff e bacini di lagunaggio in serie. Non sono considerati nelle tabelle di confronto i trattamenti di fitodepurazione a macrofite galleggianti e a macrofite radicate a flusso superficiale in quanto ritenuti applicabili solo come stadi di affinamento a valle di altri trattamenti. Le indicazioni riguardo alle caratteristiche, applicabilità e prestazioni di

tali trattamenti, nelle situazioni in cui siano richiesti livelli depurativi più spinti di quelli conseguibili con i trattamenti considerati nelle tabelle di confronto, possono quindi essere trovate nei relativi capitoli.

2.1 Campi di applicabilità dei trattamenti

Nella Figura 1 sono riportati i *campi di concreta applicabilità* dei diversi trattamenti in termini di abitanti equivalenti serviti. La valutazione riportata tiene conto degli aspetti gestionali ed economici, che rendono molti dei trattamenti intensivi non idonei a potenzialità molto limitate e, per contro, degli aspetti legati all'ingente impegno di spazio ed al livello qualitativo raggiungibile, che rendono alcuni trattamenti estensivi inadatti alle potenzialità più elevate. Per ciascun trattamento sono riportati il campo di applicabilità possibile e quello ottimale. Nel primo caso, è da intendersi che esistono realizzazioni a piena scala per tali potenzialità e che non si pongono limitazioni di tipo tecnico od impiantistico, ma che la relativa applicazione è da ritenersi in termini generali non ottimale, sulla base di considerazioni di tipo territoriale, ambientale, economico o gestionale. Sotto i 200 abitanti equivalenti le tecnologie di ottimale applicabilità sono limitate ad impianti di tipo meccanico, come trattamento autonomo (fosse settiche e vasche Imhoff), oppure seguito da dispersione e fitodepurazione

Figura 1 - Campo di concreta applicabilità dei diversi trattamenti



Nella Tabella 1 sono riportati i *livelli depurativi conseguibili in termini di BOD e di solidi sospesi* nell'effluente, sia come concentrazione allo scarico sia come rendimento. Non sono quindi compresi i trattamenti che non prevedono il collettamento e lo scarico del liquame depurato, ovvero i trattamenti di tipo estensivo per i quali è prevista la dispersione e l'infiltrazione nel terreno. Si può assumere che la qualità riportata per i letti di infiltrazione/percolamento e per i sistemi di dispersione nel terreno (da intendersi con presenza di un sistema di contenimento, drenaggio e raccolta dell'effluente) sia mantenuta nel caso in cui il refluo così trattato sia disperso nel suolo. I livelli depurativi indicati sono conseguibili con un adeguato dimensionamento e un'adeguata gestione e sono da intendersi come valori medi su base annuale, prescindendo dalle variazioni non completamente controllabili nell'ambito di queste potenzialità (a meno di non prevedere un'equalizzazione in testa), dovute ad oscillazioni di carico e di portata, andamenti stagionali, interruzioni dell'alimentazione elettrica, sversamenti accidentali in fognatura di sostanze non biodegradabili o inibenti, ecc.

Tabella 1 - Livelli depurativi conseguibili in termini di BOD e solidi sospesi

Valori espressi in concentrazioni allo scarico (mg l^{-1})

Trattamento	BOD	SS
Aerazione estensiva		
SBR		
Dischi biologici		
Percolatori	40-50	60
Letto mobile		
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale		
Letti di infiltrazione percolamento ⁽¹⁾		

Trattamento	BOD	SS
Membrane	10	0
Lagunaggio aerato	50	80
Lagunaggio naturale	COD = 125 ⁽²⁾	150

⁽¹⁾ Con drenaggio

⁽²⁾ Sul filtrato

Valori espressi come percentuale di abbattimento

Trattamento	BOD	SS
Sistemi di dispersione nel terreno ⁽¹⁾	40%	60%
Vasche Imhoff	25%	50%
Fosse settiche	20%	40%

⁽¹⁾ Con drenaggio

Nella Tabella 2 sono evidenziati i *livelli di abbattimento conseguibili in termini di azoto totale, fosforo e carica batterica*. Trascurando i trattamenti meccanici per i quali i livelli di abbattimento non sono significativi, in una prima parte della tabella sono riportati i risultati concernenti i trattamenti intensivi, dimensionati al solo fine di rimuovere la sostanza organica. In questo caso, i rendimenti di depurazione conseguibili per l'azoto totale ed il fosforo sono legati solo ai fabbisogni per sintesi cellulare e quindi complessivamente modesti, anche perché il dimensionamento è per queste potenzialità operato su bassi valori di carico organico e quindi con ridotta produzione di biomassa. Va ricordato che la nitrificazione avviene invece comunque, in conseguenza dei dimensionamenti e delle modalità operative richieste per impianti di piccola potenzialità. In termini di qualità microbiologi-

ca, i trattamenti intensivi conseguono mediamente un abbattimento non superiore ad 1 log, ad eccezione dei bioreattori a membrana, i quali forniscono un effluente con carica batterica nulla o molto modesta, grazie all'effetto barriera operato dalla membrana. Nella seconda parte della tabella sono riportati i dati relativi ai trattamenti estensivi, che conseguono mediamente rendimenti superiori per l'azoto e per la carica microbiologica rispetto ai trattamenti intensivi privi di integrazioni specifiche. Per contro, e a differenza di quanto avviene per molti trattamenti intensivi, non sono tecnicamente ipotizzabili in questo caso integrazioni impiantistiche volte ad incrementare ulteriormente l'abbattimento dell'azoto e del fosforo.

Nell'ultima parte della tabella si riportano gli abbattimenti conseguibili prevedendo per i trattamenti intensivi fasi specifiche di denitrificazione, abbattimento chimico del fosforo e disinfezione. Nel caso dei biodischi e dei letti percolatori, in cui il contatto con l'aria non è evitabile (con le tecnologie di comune impiego), non è possibile prevedere una fase di denitrificazione specifica.

Tabella 2 – Abbattimento del fosforo, dell'azoto e della carica batterica

Trattamento	Abbattim. azoto	Abbattim. fosforo	Abbattim. carica batt.
<i>Trattamenti meccanici</i>	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Trattamenti intensivi biologici senza trattamenti specifici</i>			
Aerazione estensiva	B	B	B
SBR	B	B	B
Dischi biologici	B	B	B
Percolatori	B	B	B
Membrane	B	B	A
Letto mobile	B	B	B
<i>Trattamenti estensivi</i>			
Lagunaggio aerato	B	B	B
Lagunaggio naturale	A	M	M/A ⁽¹⁾
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale	M	B ⁽²⁾	M
Letti di infiltrazione percolamento	M	B ⁽²⁾	M
Sistemi di dispersione nel terreno	B	B	B
<i>Trattamenti intensivi biologici con trattamenti specifici</i>			
Aerazione estensiva	A	A	A ⁽⁴⁾
SBR	A	A	A ⁽⁴⁾
Dischi biologici	M ⁽³⁾	A	A ⁽⁴⁾
Percolatori	M ⁽³⁾	A	A ⁽⁴⁾
Membrane	A	A	A
Letto mobile	A	A	A ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ In funzione della stagione

⁽²⁾ Dipende dalle caratteristiche del terreno/mezzo di riempimento utilizzato, ma in genere basso

⁽³⁾ Solo nitrificazione

⁽⁴⁾ Con le limitazioni applicative di cui si è discusso nel capitolo relativo alla disinfezione

Legenda: A: abbattimento > 50% per l'azoto, > 70% per il fosforo, > 3 unità logaritmiche per la carica batterica
M: abbattimento > 25% per l'azoto e per il fosforo, > 2 unità logaritmiche per la carica batterica
B: abbattimento < 25% per l'azoto e per il fosforo, < 2 unità logaritmiche per la carica batterica
n. s.: non significativo

In Tabella 3 sono riportate indicazioni in merito all'idoneità dei trattamenti riguardo alla permeabilità del terreno.

Nel caso di terreni ad alta o media permeabilità e con bassa soggiacenza della falda, sono da valutare con prudenza i trattamenti che prevedano uno smaltimento dell'effluente nel sottosuolo, in particolare nelle zone vulnerabili ai nitrati o che comunque presentino rischi di contaminazione delle acque sotterranee. Sono inoltre da considerarsi non appropriati i sistemi di lagunaggio naturale, per i quali la necessaria impermeabilizzazione artificiale comporterebbe oneri economici elevati.

Tabella 3 – Idoneità del trattamento in funzione della permeabilità dei terreni

Trattamento	Terreno		
	Permeabile	Poco permeabile	Impermeabile
Aerazione estensiva	A	A	A
SBR	A	A	A
Dischi biologici	A	A	A

Trattamento	Terreno		
	Permeabile	Poco permeabile	Impermeabile
Percolatori	A	A	A
Membrane	A	A	A
Letto mobile	A	A	A
Lagunaggio aerato	B	M	A
Lagunaggio naturale	n. a.	n. a.	A
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale	B	M	A
Letti di infiltrazione percolamento	A ⁽¹⁾	A ⁽²⁾	A ⁽²⁾
Fosse settiche	A	A	A
Vasche Imhoff	A	A	A
Sistemi di dispersione nel terreno	A ⁽¹⁾	A ⁽²⁾	A ⁽²⁾

⁽¹⁾ Salvo rischi di contaminazione della falda

⁽²⁾ Con drenaggio

Legenda: AA: molto alto B: basso
A: alto n.a.: non applicabile
M: medio n.s.: non significativo

In Tabella 4 è considerata l'idoneità del trattamento in relazione all'altitudine, con riferimento ai soli aspetti climatici (basse temperature e rischio di gelo) e non alla morfologia del terreno. A tale riguardo, i trattamenti estensivi, che richiedono ampie superfici pianeggianti, sono spesso non facilmente collocabili dove la conformazione del terreno è mossa o fortemente acclive.

I trattamenti estensivi e alcuni di quelli intensivi (soprattutto letti percolatori), se non protetti da idonee coperture, risentono fortemente delle basse temperature nei livelli depurativi conseguibili (a causa del rallentamento delle cinetiche biologiche) e nella regolarità di funzionamento, per le conseguenze che la formazione di ghiaccio può avere sui sistemi di alimentazione e sugli organi di distribuzione.

L'idoneità indicata per i trattamenti intensivi alle quote superiori agli 800 metri s.l.m. è comunque connessa alla loro realizzazione in strutture chiuse, che assicurino protezione contro la rigidità delle condizioni climatiche invernali. Queste modalità realizzative comportano pesanti implicazioni sui costi di realizzazione delle opere.

Tabella 4 – Idoneità del trattamento in funzione delle condizioni climatiche determinate dall'altitudine⁽¹⁾

Trattamento	Altitudine (m s.l.m.)		
	0 - 300	300 - 800	800 - 1.500
Aerazione estensiva	A	A	A
SBR	A	A	A
Dischi biologici	A	A	A
Percolatori	A	M ⁽¹⁾	B ⁽¹⁾
Membrane	A	A	A
Letto mobile	A	A	A
Lagunaggio aerato	A	M	B
Lagunaggio naturale	A	M	n. a.
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale	A	B ⁽²⁾	B ⁽²⁾
Letti di infiltrazione percolamento	A	M ⁽¹⁾	M ⁽¹⁾
Fosse settiche	A	A	A
Vasche Imhoff	A	A	A
Sistemi di dispersione nel terreno	A	A	A

⁽¹⁾ Si veda la Tabella 3 per la legenda dei simboli

⁽¹⁾ Rischio di formazione di ghiaccio

⁽²⁾ Rischio di formazione di ghiaccio nei sistemi a flusso verticale

Nella Tabella 5 sono sintetizzate le valutazioni inerenti alle implicazioni gestionali, in termini di qualifica del personale richiesto per la manutenzione e la conduzione, della frequenza degli interventi, dei costi energetici e della necessità o meno di controllo a distanza.

Nella valutazione dei consumi energetici si prescinde dalle richieste connesse al sollevamento iniziale, funzione della quota di arrivo della fognatura, delle condizioni piano-altimetriche e di scarico oltre che della tipologia di trattamento.

La completa assenza di consumi energetici può essere conseguita solo nel caso di trattamenti esclusivamente meccanici e di trattamenti biologici estensivi, sempre che l'alimentazione possa avvenire per gravità, ed eventualmente di letti percolatori con vasca Imhoff secondaria, quando la morfologia del terreno renda disponibili rilevanti dislivelli a compenso delle perdite di carico.

Tabella 5 – Implicazioni gestionali^(*)

Trattamento	Richiesta di personale specializzato	Frequenza degli interventi	Consumi energetici ⁽¹⁾	Controllo a distanza
Aerazione estensiva	M	M	M	Auspicabile
SBR	M	M	M	Necessario
Dischi biologici	B	B	B	
Percolatori	B	M	B	
Membrane	A	M	A	Necessario
Letto mobile	M	M	M	Auspicabile
Lagunaggio aerato	B	B	M	
Lagunaggio naturale	n.s.	B	n.s.	
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale	B	M	n.s.	
Letti di infiltrazione percolamento	B	M	B ⁽²⁾	
Fosse settiche	n.s.	n.s.	n.s.	
Vasche Imhoff	n.s.	B	n.s.	
Sistemi di dispersione nel terreno	n.s.	n.s.	n.s.	

^(*) Si veda la Tabella 3 per la legenda dei simboli

⁽¹⁾ Non sono considerati i consumi energetici dovuti al sollevamento preliminare

⁽²⁾ Se si utilizzano sistemi di distribuzione motorizzati

I trattamenti estensivi si caratterizzano rispetto a quelli intensivi per le minori richieste in termini di manutenzione, qualifica del personale addetto e consumi energetici. Nell'ambito dei trattamenti biologici estensivi, i biodischi, i letti percolatori e le lagune aerate sono quelli che si distinguono per le minori implicazioni gestionali.

Nella Tabella 6 sono riportate le valutazioni comparative sulla produzione e sul grado di stabilizzazione dei fanghi. Per tutti i trattamenti che richiedono una fase primaria (in vasca Imhoff o in fossa settica) va tenuto conto degli apporti ricollegabili al materiale presente originariamente in forma sedimentabile, peraltro ridimensionati dalle trasformazioni anaerobiche subite. I processi biologici intensivi aggiungono ulteriori contributi la cui entità ed il cui livello di stabilizzazione dipende soprattutto dal tempo di residenza cellulare nei reattori. Per i processi a biomassa fissa (percolatori, dischi biologici, letti mobili) le indicazioni di Tabella presuppongono, ove necessario, il completamento della stabilizzazione in vasche Imhoff primarie o secondarie. Il contributo di fanghi secondari si riduce di molto (ed in alcuni casi si annulla) per i trattamenti estensivi.

Tabella 6 – Produzione e grado di stabilizzazione dei fanghi^(*)

Trattamento	Produzione fanghi	Stabilizzazione
Aerazione estensiva	M	A
SBR	M	A
Dischi biologici	A ⁽¹⁾	A ⁽²⁾
Percolatori	A ⁽¹⁾	A ⁽²⁾
Membrane	M	AA
Letto mobile	A ⁽¹⁾	A ⁽²⁾
Lagunaggio aerato	B	A
Lagunaggio naturale	M ⁽¹⁾	AA
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale	M ⁽¹⁾	A
Letti di infiltrazione percolamento	M ⁽¹⁾	A
Fosse settiche	B	A
Vasche Imhoff	M	A
Sistemi di dispersione nel terreno	B	A

^(*) Si veda la Tabella 3 per la legenda dei simboli

⁽¹⁾ Compresi i fanghi del trattamento primario

⁽²⁾ Con invio dei fanghi secondari in vasca Imhoff

Nella Tabella 7 sono riportate valutazioni sulla rilevanza degli

impatti ambientali, anche con specifico riferimento alla generazione di odori e rumori ed alla presenza di insetti, riferite alle abituali modalità realizzative e non considerano pertanto interventi di copertura, salvo che per le tipologie di impianto in cui essi sono abituali (processi a membrana, dischi biologici). È stata prevista l'insonorizzazione dei macchinari più rumorosi, ove facilmente realizzabile. Non sono stati considerati interventi di deodorizzazione. Nel caso di trattamenti estensivi, le indicazioni di tabella attengono alla sola fase secondaria: per essi va tenuto conto dell'abituale presenza aggiuntiva di vasche Imhoff (o fosse settiche) e delle relative implicazioni ambientali.

Tabella 7 – Rilevanza degli impatti ambientali^(*)

Trattamento	Aspetti generali	Odori	Rumore ⁽¹⁾	Presenza di insetti
Aerazione estensiva	M	M	B	n.s.
SBR	M	M	B	n.s.
Dischi biologici	B	B	B	n.s.
Percolatori	A	M	B	A
Membrane	B	B	B	n.s.
Letto mobile	M	M	B	n.s.
Lagunaggio aerato	M	B	M	M
Lagunaggio naturale	B	B	n.s.	A
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale	B	B	n.s.	M
Letti di infiltrazione percolamento	B	B	n.s.	M
Fosse settiche	B	M	n.s.	n.s.
Vasche Imhoff	A ⁽²⁾	A	n.s.	M
Sistemi di dispersione nel terreno	B	B	n.s.	n.s.

^(*) Si veda la Tabella 3 per la legenda dei simboli.

⁽¹⁾ Nell'ipotesi che sia operata un'adeguata insonorizzazione.

⁽²⁾ Tranne che per le installazioni di piccola potenzialità che possono essere interrate.

La Tabella 8 considera gli aspetti relativi all'impegno di spazio connesso all'impianto ed all'entità raccomandabile per le fasce di rispetto in funzione degli impatti ambientali negativi sopra valutati.

Tabella 8 – Occupazione di spazio^(*)

Trattamento	Superficie impianto	Fasce di rispetto
Aerazione estensiva	M	M
SBR	M	M
Dischi biologici	M	B
Percolatori	M	M/A
Membrane	B	B
Letto mobile	M	M
Lagunaggio aerato	A	A
Lagunaggio naturale	AA	A
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale	A	M/A
Letti di infiltrazione percolamento	A	A
Fosse settiche	B	B
Vasche Imhoff	B	M ⁽¹⁾
Sistemi di dispersione nel terreno	A	B

^(*) Si veda la Tabella 3 per la legenda dei simboli.

⁽¹⁾ Media per le installazioni maggiori, mentre bassa per le potenzialità inferiori.

Nella Tabella 9 sono, infine, riportate valutazioni inerenti la flessibilità del trattamento riguardo a variazioni del carico e della portata. Esse presuppongono la presenza di una capacità di accumulo a monte dei trattamenti solo nei pochissimi casi in cui tale unità è da considerarsi strettamente necessaria per il corretto funzionamento del processo successivamente adottato.

Tabella 9 – Flessibilità in funzione delle variazioni di carico organico ed idraulico^(*)

Trattamento	Variazioni di carico organico	Variazioni di carico idraulico
Aerazione estensiva	A	M

Trattamento	Variazioni di carico organico	Variazioni di carico idraulico
SBR	A	A
Dischi biologici	M	M
Percolatori	M	M
Membrane	A	B
Letto mobile	A	M
Lagunaggio aerato	A	A
Lagunaggio naturale	A	A
Fitodepurazione a flusso subsuperficiale	A	A
Letti di infiltrazione percolamento	M	B
Fosse settiche	n.s.	M
Vasche Imhoff	n.s.	M
Sistemi di dispersione nel terreno	A	A

(1) Si veda la Tabella 3 per la legenda dei simboli.

3. Caratterizzazione dei trattamenti

Nel presente paragrafo sono illustrati i singoli processi di trattamento considerati, riportandone il campo di applicazione, i criteri di dimensionamento, il livello depurativo conseguibile e i vincoli d'impiego, unitamente a indicazioni in ordine alla disinfezione delle acque reflue e allo smaltimento dei fanghi per trattamenti della potenzialità considerata nel presente allegato.

3.1 Aerazione estensiva

Rientra tra i processi biologici a biomassa sospesa con ricircolo cellulare (fanghi attivi) in cui lo scarico da trattare viene mantenuto in prolungato contatto con una biomassa attiva (precostruita durante la fase di avviamento) ed è successivamente da essa separato in un decantatore finale in un distinto manufatto. Consente di ottenere, oltre che la depurazione dei reflui (rimozione del BOD carbonaceo, nitrificazione ed eventuale denitrificazione), anche la stabilizzazione del fango biologico di supero, che può essere direttamente avviato alla disidratazione senza necessità di ulteriori interventi. Il reattore biologico va preceduto da una fase di grigliatura medio-fine automatizzata. È consigliabile anche una dissabbatura-disoleatura, in particolare nel caso di fognature miste. In sua assenza sono da mettere in conto fenomeni di decantazione di inerti nella vasca di aerazione, con conseguente necessità di periodici interventi di pulizia. In mancanza di disoleatura, va adottata una grigliatura fine (spaziatura dell'ordine di 3 mm) per trattenere le sostanze galleggianti grossolane non altrimenti rimosse. Non va prevista la sedimentazione primaria, soprattutto per evitare la produzione di fanghi primari fortemente putrescibili che richiederebbero una fase di stabilizzazione separata. Le sostanze organiche sedimentabili sono quindi direttamente addotte alla fase biologica. L'interposizione di una vasca Imhoff primaria, che potrebbe risolvere il problema della putrescibilità dei fanghi primari, non è giustificata data la maggiore conseguente articolazione del ciclo depurativo.

Campo di applicazione

Il processo può essere impiegato per qualsiasi dimensione nel campo dei piccoli impianti. In concreto limitazioni derivano dall'impegno gestionale sia nei confronti del processo sia delle apparecchiature elettromeccaniche. In una certa misura il funzionamento è automatizzabile e può essere controllato a distanza. Non è necessaria presenza quotidiana di personale, ma sono comunque richiesti interventi e controlli relativamente frequenti. Può essere convenientemente gestito solo nell'ambito di strutture centralizzate in grado di assicurare regolare vigilanza con frequenti visite di personale specializzato e facilmente adattato al controllo dei nutrienti, mediante l'aggiunta di una fase di predenitrificazione parziale (condotta in simultanea o sulla sola portata di fanghi di ricircolo) e di co-precipitazione dei fosfati. È proponibile per dimensioni al di sopra di 400 abitanti serviti. I risultati conseguibili lo rendono adatto in situazioni in cui si richieda un livello depurativo relativamente elevato, con un limitato impegno di spazio e con problemi di inserimento territoriale agevolmente controllabili con un adeguato livello progettuale, realizzativo e gestionale.

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento dei reattori biologici va condotto con gli abituali criteri in uso per i processi a fanghi attivi. La semplicità

del processo suggerisce l'adozione di metodi di calcolo semplificato, basati sul carico del fango o sul tempo di residenza cellulare. Con le abituali notazioni (essendo C_f e C_v riferiti al carico di BOD giornaliero in alimentazione), valgono i seguenti criteri indicativi:

- Carico del fango (C_f) 0,6-0,8 kg BOD kg SS⁻¹ d⁻¹
- Concentrazione di biomassa (x) 4,0-5,0 kg SS m⁻³
- Carico volumetrico (C_v) ≤ 0,35 kg BOD m⁻³ d⁻¹
- Età del fango (SRT) ≥ 25 giorni
- Tempo di residenza idraulico (HRT) 12-24 ore
- Portata di ricircolo 120-150 % di Q_{24}
- Produzione fango supero (X_s) 0,6-0,8 kg SS kg BOD rimosso⁻¹

Nel caso l'impianto preveda una parziale denitrificazione, limitata alla portata di fanghi di ricircolo, i valori di carico del fango sopra riportati sono ancora validi, con la verifica però che l'età del fango, riferita al solo comparto di nitrificazione, sia pari ad almeno 15 giorni. Al comparto di denitrificazione va assegnato un tempo di permanenza idraulico non inferiore a 6-10 ore. Il sistema di aerazione va dimensionato conteggiando anche la totale nitrificazione dell'azoto, tenuto conto dei fabbisogni orari di punta, da assumere pari ad almeno 2 volte il valore medio giornaliero.

Al riguardo può prudenzialmente essere trascurato il recupero di ossigeno conseguibile per l'eventuale presenza di una fase di predenitrificazione parziale. Per la sedimentazione finale possono assumersi i seguenti parametri di dimensionamento. I valori relativi alle condizioni di punta vanno riferiti alla portata nera diluita alimentata in condizioni di pioggia negli impianti a servizio di fognature miste:

- Flusso solido medio giornaliero (FS)_{md} 2-4 kg SS/ m² ora
- Flusso solido di punta (FS)_{max} 6-7 kg SS/ m² ora
- Carico idraulico medio giornaliero 0,3-0,5 m/ora
- Carico idraulico di punta 1,0-1,2 m/ora

Livello depurativo conseguibile

Il processo è teoricamente in grado di assicurare ottimi livelli di depurazione per quanto riguarda l'inquinamento organico biodegradabile. La qualità dell'effluente risente soprattutto del contenuto di solidi sospesi allo scarico, costituiti da fiocchi di biomassa cui sono associati contributi aggiuntivi di BOD, COD, azoto e fosforo che si aggiungono alle corrispondenti concentrazioni in soluzione. Peraltro la presenza di solidi sospesi risente notevolmente della configurazione della fase biologica, dato che il comportamento della sedimentazione migliora in presenza di una fase di predenitrificazione, soprattutto in condizioni estive. In assenza di fasi specifiche terziarie, la rimozione dei nutrienti è limitata a quanto sintetizzato nella biomassa e quindi rimosso con i fanghi di supero (può indicativamente assumersi che per ogni 100 parti di BOD siano rimosse in tal modo 5 parti di azoto e 1 parte di fosforo). L'azoto viene scaricato prevalentemente in forma ossidata, dato che le condizioni operative comportano comunque la nitrificazione dell'effluente. La predenitrificazione, limitata alla portata di fango biologico ricircolato, consente la rimozione di circa il 50% dell'azoto nitrificato. Il controllo del fosforo può essere ottenuto, ove necessario, mediante precipitazione chimica in simultanea, con immissione dei reagenti nella vasca di aerazione, successiva decantazione dei precipitati in sedimentazione finale e loro allontanamento assieme ai fanghi di supero biologici. Le concentrazioni allo scarico conseguibili con il processo sono riassunte in Tabella 10, con riferimento alle modalità gestionali che è ragionevole attendersi nell'ipotesi di un'attuale conduzione di piccoli impianti.

Tabella 10 – Concentrazioni allo scarico in un processo ad aerazione estensiva (valori in mg l⁻¹)

Parametro	Senza predenitrificazione	Con predenitrificazione	Con predenitrificazione e defosfatazione
BOD	40-50	40	40
COD	160	140	140
SS	60	40	40
NH ₄ -N	5	5	5
NO ₃ -N	40	20	20
P	5	5	2

Vincoli di impiego

L'insufflazione d'aria per ossigenazione comporta consistenti consumi energetici. La fornitura di ossigeno va adeguata alla richiesta, con conseguente necessità di apparecchiature di regolazione e controllo. Il processo dà luogo a produzioni significative di biomasse (30-40 g SS ab⁻¹ giorno⁻¹) che vanno estratte con regolarità dai reattori sotto forma di fango di supero. Per i livelli di siccità conseguibili mediante ispessimento statico, i volumi di fango sono dell'ordine di 1,5-2,0 l ab⁻¹ giorno⁻¹. Solo in condizioni particolari e per installazioni di minori dimensioni la disidratazione può condursi su letti di essiccamento. Di norma è necessario prevedere adeguati stoccaggi di fango liquido con successivo periodico trasporto ad installazioni di disidratazione centralizzata. La presenza di soffianti e di sili per l'accumulo dei fanghi può produrre impatti ambientali peraltro facilmente controllabili con adeguate insonorizzazioni e coperture dei manufatti. Non si pongono vincoli particolari per la permeabilità dei suoli o per condizioni climatiche.

3.2 Reattori biologici a membrana

I reattori biologici a membrana o MBR sono ottenuti dall'abbinamento di un sistema biologico a fanghi attivi con membrane di micro o di ultra-filtrazione (con porosità indicativa 0,420 m) per la separazione dell'effluente dalla biomassa. Ciò consente di operare con concentrazioni di fanghi biologici assai superiori a quelle di un impianto convenzionale ad aerazione estensiva (e quindi con volumi ed ingombri inferiori), venendo a cadere il vincolo derivante dalla necessità di sedimentare la biomassa. In campo civile e per le potenzialità di interesse sono di norma adottate configurazioni impiantistiche che prevedono l'utilizzo di membrane immerse (piane o a fibre cave), all'interno del reattore biologico o in un comparto ad esso esterno.

Questa seconda soluzione richiede un circuito di ricircolo del fango biologico, ma ha il vantaggio di agevolare la manutenzione. Va comunque adottata quando non vi sia spazio per alloggiare le membrane in un reattore biologico esistente. Dispositivi di insufflazione di aria, con diffusori a bolle grossolane al di sotto delle membrane, assicurano un'adeguata turbolenza lungo tutto il loro sviluppo, contrastando così i fenomeni di sporcamento (fouling), che causano una riduzione del flusso nel tempo. La portata d'aria richiesta per tale funzione dipende dal tipo di membrana e di configurazione e varia nel campo 450-750 l m⁻² h⁻¹. Ulteriore fornitura d'aria è necessaria per far fronte al fabbisogno della popolazione batterica.

Nel reattore biologico vengono mantenute concentrazioni di biomassa dell'ordine di 10-15 kg MLSS m⁻³; valori più elevati, pur compatibili con il funzionamento delle membrane, non sono vantaggiosi per la riduzione che comportano del coefficiente di trasferimento di ossigeno (α). Il dimensionamento è condotto con i criteri in uso per i sistemi a biomassa sospesa convenzionali. Di norma, e sempre nel caso di impianti di piccole dimensioni, i carichi del fango sono definiti in modo da assicurare la stabilizzazione del fango di supero, con conseguente nitrificazione spinta dell'azoto organico ed ammoniacale. Le caratteristiche della biomassa differiscono comunque da quelle di un impianto a fanghi attivi tradizionale, perché ogni microrganismo capace di crescere sul substrato alimentato è trattenuto nel sistema, anche se non è in grado di formare fiocchi. La biomassa non è quindi limitata alla sola componente formatrice di fiocchi, selezionata nei sistemi con sedimentazione finale. Quando si richieda la rimozione dell'azoto, va previsto un reattore di pre-denitrificazione, equipaggiato con miscelatori meccanici, ove viene ricircolata la miscela aerata dal reattore di nitrificazione (se le membrane sono in esso immerse) o dal comparto membrane (se sono esterne).

Nel primo caso, la concentrazione di biomassa nel reattore aerato contenente le membrane è superiore a quella del reattore di pre-denitrificazione, in funzione all'entità della portata di ricircolo. Nel caso di membrane immerse esterne, ciò si verifica solo nel comparto membrane, mentre la concentrazione nei due reattori biologici risulta la stessa.

I pretrattamenti devono comprendere una grigliatura fine con spaziatura compresa tra 1 e 3 mm (in dipendenza dal tipo e dalla configurazione delle membrane). È consigliabile anche una disabbattatura-disoleatura, in particolare nel caso di fognature miste, per evitare decantazione di inerti nella vasca di aerazione e possibili danneggiamenti o precoce usura delle membrane. La ridotta flessibilità a fronte di variazioni di portata richiede l'inserimento di una vasca di equalizzazione, per evitare di dover so-

vradimensionare la superficie delle membrane. Non è necessaria, né opportuna, la sedimentazione primaria, per evitare la produzione di fanghi putrescibili che richiederebbero una fase di stabilizzazione separata.

Campo di applicazione

Attualmente il processo trova più diffuso impiego per dimensioni di impianto medio-piccole, ove può essere utilizzato per qualsiasi potenzialità. In concreto limitazioni derivano dall'incidenza del costo delle apparecchiature elettromeccaniche e soprattutto dall'impegno gestionale. Il funzionamento deve essere comunque automatizzato, auspicabilmente anche con sistemi di telecontrollo. Una soglia indicativa di conveniente impiego può situarsi al di sopra dei 200-400 abitanti.

I risultati conseguibili rendono il sistema adatto in situazioni in cui si richieda un livello depurativo molto stringente, con una elevata ed affidabile rimozione della carica microbiologica e di composti organici a lenta biodegradazione, ovvero quando sia richiesto un limitato impegno di spazio o sussistano elevati vincoli di inserimento ambientale. Gli ingombri sono infatti molto contenuti, indicativamente dell'ordine di 0,1 - 0,15 m² A.E.⁻¹. Si presta agevolmente alla completa copertura. Può essere adattato al controllo dei nutrienti.

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento va condotto con gli abituali criteri in uso per i processi a fanghi attivi basati sul carico del fango o sul tempo di residenza cellulare, a preferenza di procedure di maggior apparente precisione, male applicabili per le condizioni di forte variabilità che contraddistinguono queste dimensioni di impianto.

• Carico del fango (C _i)	0,05-0,06	kg BOD kg SS ⁻¹ giorno ⁻¹
• Concentrazione di biomassa (x)	10,0-15,0	kg SS m ⁻³
• Carico volumetrico (C _v)	0,6-0,9	kg BOD m ⁻³ giorno ⁻¹
• Età del fango (SRT)	≥ 30	giorni
• Tempo di residenza idraulico (HRT)	10-12	ore
• Produzione fango supero	0,4-0,6	kg SS kg BOD rimosso ⁻¹

La superficie di membrana richiesta è funzione del valore di flusso specifico consigliato dai diversi produttori, mediamente compreso tra 20 e 30 l m⁻² h⁻¹. Per consentire un regolare e duraturo mantenimento delle prestazioni idrauliche della membrana, è opportuno evitare ampie e frequenti escursioni della portata rispetto al valore di progetto. In caso di fognature miste, è generalmente ammessa durante gli eventi piovosi l'estrazione di una portata non superiore a due volte quella media nera. Nel caso di piccoli impianti, le ampie escursioni di portata influente vanno opportunamente equalizzate. Il sistema di aerazione va dimensionato conteggiando la totale nitrificazione dell'azoto e tenendo conto dei fabbisogni orari di punta. La capacità di ossigenazione in condizioni standard (OC)_{st} deve essere non inferiore a 4,0 kg O₂ per kg di BOD (quest'ultimo espresso in termini medi giornalieri).

Livello depurativo conseguibile

Trattandosi di un processo a fanghi attivi a basso carico del fango, il sistema è in grado di assicurare ottimi livelli di depurazione riguardo all'inquinamento organico e alla nitrificazione. La qualità dell'effluente è ottima, soprattutto per l'assenza di solidi sospesi e microrganismi allo scarico. Non vi è di norma necessità di filtrazione o disinfezione per consentire il riutilizzo, per esempio, in agricoltura. In assenza di fasi specifiche terziarie, la rimozione dei nutrienti è limitata agli effetti della sintesi cellulare, più ridotta rispetto ad altri sistemi biologici dati gli elevati tempi di residenza cellulare, che possono anche superare i 50 giorni. L'inserimento di fasi di denitrificazione e defosfatazione (chimica) può consentire un buon controllo dei nutrienti. Di seguito sono riportate le concentrazioni allo scarico per diverse conformazioni impiantistiche (Tabella 11).

Tabella 11 – Concentrazioni in uscita da impianto con reattori biologici a membrana (valori in mg l⁻¹)

Parametro	Sola nitrificazione	Con predenitrificazione	Con predenitrificazione e defosfatazione
BOD	5-10	5-10	5-10
COD	60-100	60-100	60-100
SS	0-2	0-2	0-2
NH ₄ -N	1-2	1-2	1-2

Parametro	Sola nitrificazione	Con predenitrificazione	Con predenitrificazione e defosfatazione
NO ₃ -N	40	5-10	5-10
P	5	5	1-2

Vincoli di impiego

Si tratta di una tecnologia di introduzione relativamente recente e con applicazioni ancora limitate. Permane qualche incertezza sulla durata delle membrane, la cui sostituzione potrebbe notevolmente incidere sui costi di gestione. Presenta un elevato livello di consumi energetici. Richiede un elevato impegno di controllo ed automazione, per il funzionamento, per il controllo della portata di permeato, della pressione transmembrana e della fornitura di ossigeno. Le prestazioni della membrana possono essere seriamente danneggiate in caso di malfunzionamento del sistema di aerazione deputato al controllo del fouling o da un'errata programmazione dei cicli di funzionamento; è pertanto molto opportuno prevederne il telecontrollo. Sono comunque necessari periodici lavaggi chimici con soluzioni blande di ipoclorito, ad intervalli di 6-12 mesi. Le ricordate limitazioni di flusso idraulico sulle membrane rendono il processo meno conveniente in situazioni di elevata dotazione idrica (o di infiltrazioni in fognatura) e limitano i rapporti di diluizione trattabili in tempo di pioggia.

3.3 Dischi biologici

I dischi biologici operano un trattamento aerobico a biomassa adesa utilizzando supporti costituiti da dischi o bobine di materiale polimerico, rotanti attorno ad un asse orizzontale ed immersi nel reattore per il 40-60% del loro diametro. L'apporto di ossigeno avviene per contatto con l'atmosfera, grazie alla rotazione dei supporti; in alcune soluzioni può anche essere prevista un'insufflazione aggiuntiva d'aria. La rotazione favorisce la miscelazione ed il distacco della pellicola di spoglio che si mantiene in sospensione e viene quindi separata in una fase di decantazione finale. La lunghezza dell'asse di rotazione è limitata dall'esigenza di contenere le sollecitazioni meccaniche. Di conseguenza i supporti vengono raggruppati in distinte unità o stadi di trattamento, disposti in serie, alloggiati in vasche differenti o, specie nel caso di piccoli impianti, in una stessa vasca dotata di setti di separazione. Tale conformazione favorisce lo sviluppo di popolazioni batteriche diversificate sui diversi stadi, con rimozione dell'inquinamento carbonaceo nelle fasi iniziali e con eventuale nitrificazione in quelle successive. Le vasche sono realizzate in acciaio, vetroresina, cemento armato gettato in opera o prefabbricato. È sempre prevista la loro copertura per assicurare protezione dagli agenti atmosferici (vento, ghiaccio, forti piogge, radiazione solare), per evitare sbalzi di temperatura e sviluppo di alghe e per migliorare l'inseribilità ambientale. I pretrattamenti sono analoghi a quelli descritti per i letti percolatori.

La sedimentazione primaria può essere sostituita da una grigliatura fine (con luci da 2-3 mm), fermi restando i problemi di putrescibilità del materiale rimosso.

Le pellicole di spoglio in uscita dalla fase biologica presentano buone caratteristiche di sedimentabilità e possono essere separate mediante decantazione secondaria (con alti valori di carico idraulico, anche doppi di quelli in uso nei sistemi a biomassa sospesa) o eventualmente per filtrazione secondaria (con filtri a tela da 30 µm) e reinvio delle acque di controlavaggio in testa all'impianto. La putrescibilità del materiale sospeso separato a monte ed a valle del reattore biologico suggerisce comunque di disporre di almeno una vasca Imhoff (primaria o secondaria) con uno scomparto di digestione adeguatamente dimensionato per la totalità degli apporti.

Campo di applicazione

Il campo ottimale di applicazione si colloca al di sopra dei 300 abitanti serviti, ma il sistema può essere utilizzato anche per potenzialità minori, indicativamente fino a 100 abitanti. Presenta consumi energetici nettamente più contenuti rispetto ai processi a fanghi attivi.

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento si effettua in base al carico organico superficiale riferito alla superficie di attecchimento della biomassa. Per temperature di funzionamento superiori ai 13 °C, possono essere assunti i seguenti valori indicativi:

Trattamento	Senza nitrificazione	Con nitrificazione
Carico organico superficiale (g BOD m ⁻² d ⁻¹)	15-20	8-12

In assenza di nitrificazione, le superfici unitarie risultano dell'ordine di 3-4 m² per abitante servito. I tempi di ritenzione idraulica nei reattori sono di 1-2 ore. Dimensionamenti più cautelativi vanno adottati nel caso si intenda ottenere un'ossidazione spinta dell'ammoniaca. Le produzioni di fango sono analoghe a quelle dei percolatori.

Livello depurativo conseguibile

Operando la decantazione secondaria con un sedimentatore convenzionale, i livelli depurativi conseguibili, per quanto riguarda BOD, COD e SS, sono analoghi a quelli dei sistemi ad aerazione prolungata, senza pre-denitrificazione. Una netta riduzione di solidi sospesi (fino a valori di 15-20 mg l⁻¹) può essere ottenuta sostituendo il sedimentatore finale con una filtrazione; corrispondenti benefici derivano allora per tutti i parametri che risentono della presenza di materiale organico sospeso.

Operando la nitrificazione (in assenza di filtrazione), i parametri di inquinamento organico si allineano sui valori conseguibili con sistemi ad aerazione prolungata, completi di pre-denitrificazione. L'adozione di vasche Imhoff in sedimentazione finale determina un peggioramento della qualità dello scarico per la fuoriuscita di surnatanti di digestione. Se ne sconsiglia l'uso quando si vogliono ottenere buoni livelli depurativi, ed in particolare quando si preveda la nitrificazione. La rimozione dei nutrienti è limitata a quanto attribuibile alla sintesi cellulare. L'inserimento di una fase di pre-denitrificazione mediante dischi biologici completamente sommersi mantenuti in condizioni anossiche, teoricamente possibile, ha scarsa diffusione. La precipitazione chimica dei fosfati può essere ottenuta mediante dosaggio di reagenti in uscita dai reattori biologici, a monte della fase finale di separazione solido-liquido.

Vincoli di impiego

La copertura dei reattori ed il limitato impegno aereale favoriscono la collocabilità ambientale che può risultare soprattutto condizionata dall'eventuale presenza di vasche Imhoff o da sistemi sostitutivi di trattamento ed accumulo dei fanghi. Come la maggior parte dei sistemi a pellicola adesa, il processo ha limitata flessibilità gestionale per l'impossibilità di ottenere rapide variazioni del contenuto di biomassa e della fornitura di ossigeno. Di conseguenza mal si presta a situazioni che presentino significative variazioni del carico in alimentazione. Salvo non siano previste modalità di aerazione per insufflazione in vasca, la quantità di ossigeno trasferibile è relativamente limitata, rendendo il sistema male applicabile in presenza di scarichi con elevato BOD.

Vanno evitati scarichi ricchi di oli, quali possono aversi in zone turistiche con diffuse attività di ristorazione, per il rischio di depositi che ostacolano la penetrazione dell'ossigeno e dei substrati all'interno delle pellicole. In tali situazioni una decantazione primaria o una fase specifica di disoleazione sono da considerarsi indispensabili.

3.4 Dispersione per subirrigazione

Si utilizza l'azione di depurazione esercitata da biomasse prevalentemente aerobiche che si sviluppano su mezzi filtranti nella zona insatura del terreno. Allo scopo viene realizzato un sistema di dispersione, in genere costituito da trincee di limitata larghezza (circa 1 m) e profondità (un metro o poco più), in cui il liquame è alimentato tramite condotte disperdenti - a giunti aperti o perforate - collocate nella parte superiore di uno spessore di pietrisco disposto per una profondità di 60-90 cm sul fondo della trincea. Lo scavo è quindi colmato, disponendo uno strato di terreno naturale al di sopra del pietrisco, con interposizione di un tessuto che eviti rischi di intasamento. Viene in tal modo ricostituito l'aspetto originario del terreno.

La depurazione avviene per percolazione biologica attraverso il drenaggio di pietrisco ed è completata da fenomeni di depurazione naturale nel suolo in cui il liquame alla fine si disperde. Per potenzialità più consistenti, in luogo delle trincee possono realizzarsi letti di dispersione, con disposizione di più tubazioni in parallelo. La tecnica di dispersione mediante pozzi perdenti non è ammessa per nuove installazioni. La distanza tra il fondo della trincea ed il massimo livello della falda non deve mai essere inferiore ad 1 m. Nel caso di suoli impermeabili, non risultando possibile la dispersione di reflui nel terreno, va disposta una condotta drenante in grado di raccogliere il liquame alla base dello strato di pietrisco, convogliandolo verso un recapito superficiale.

Modalità analoghe potrebbero essere adottate nel caso di terre-

ni permeabili che presentino rischi di inquinamento della falda e per i quali potrebbe quindi procedersi ad un intervento di impermeabilizzazione artificiale dello scavo. Si tratta di soluzioni di problematica realizzabilità, per il maggior impegno e per il rischio di perdite nel lungo periodo. Per ridurre rischi di intasamento nel sistema di dispersione, si richiede comunque l'inserimento di una vasca Imhoff primaria o di una fossa settica, per la rimozione della componente sedimentabile, degli oli e dei grassi. L'alimentazione del liquame deve avvenire con portata istantanea sufficiente ad assicurare una buona dispersione sull'intero sviluppo delle trincee; si richiede pertanto un pozzetto di accumulo munito di sifone di cacciata o di dispositivi equivalenti.

Campo di applicazione

Il sistema è utilizzabile per potenzialità molto ridotte (indicativamente fino a 200 A.E.), a servizio di abitazioni o nuclei isolati o di piccoli centri, in ragione del ridotto impegno gestionale, dell'assenza di consumi energetici e della facilità di inserimento paesistico. Applicazioni per dimensioni maggiori, teoricamente possibili, sono limitate dalle elevate superfici richieste e richiedono comunque una più attenta valutazione delle implicazioni qualitative per la falda.

Criteri di dimensionamento

Per le installazioni di minori dimensioni (al di sotto dei 50 A.E.) valgono i criteri e le indicazioni riportate nella Deliberazione CITAI, Allegato 5, punti 5 e 7. Per maggiori potenzialità (per le quali possono adottarsi letti di dispersione) si suggeriscono criteri più cautelativi, riportati nella Tabella 12 e riferiti ad una dotazione idrica di 150 l A.E.⁻¹giorno⁻¹. Oltre che ai dati relativi alla dispersione secondo le modalità in precedenza descritte, si forniscono anche indicazioni per la dispersione nel sottosuolo di reflui altrimenti trattati con impianti di tipo biologico.

Tabella 12 – Criteri di dimensionamento di impianti al di sopra dei 50 A.E. con sistemi di dispersione per subirrigazione

Natura del terreno	Reflui pretrattati in vasca settica o Imhoff		Reflui trattati biologicamente	
	C _i (m/giorno)	S (m ² A.E. ⁻¹)	C _i (m/giorno)	S (m ² A.E. ⁻¹)
Terrano con permeabilità < 25 m giorno ⁻¹	0,010	15	0,020	7,5
Terrano con permeabilità > 25 m giorno ⁻¹	0,025	6	0,075	2
Sabbie grossolane, ghiaie	0,050	3	0,150	1

Vincoli di impiego

Possono essere utilizzati nell'insaturo e comunque assicurando una distanza minima di 1 m tra il fondo della trincea ed il livello massimo della falda. Soprattutto per installazioni di maggiori dimensioni, vanno valutate le implicazioni per la qualità della falda. Lo sviluppo del sistema dipende molto dalla natura del terreno ed aumenta considerevolmente al diminuire della sua permeabilità. In presenza di suoli argillosi, o con una forte componente argillosa, può essere realizzato solo prevedendo la ripresa del refluo dal fondo della trincea, mediante tubazioni di drenaggio e successivo smaltimento in acque superficiali. Presuppone la separazione delle reti fognarie, evitando l'immissione di acque meteoriche nel sistema di dispersione. Non si presta a localizzazioni su terreni instabili, per i rischi connessi all'infiltrazione di acque nel sottosuolo.

3.5 Fitodepurazione con macrofite

La rimozione degli inquinanti avviene sia per azione diretta di macrofite (assimilazione di sostanza organica e di nutrienti), sia soprattutto per presenza di biomassa batterica aerobica adesa agli apparati radicali e rizomatosi. Intervengono inoltre meccanismi di natura chimico-fisica di sedimentazione, filtrazione, adsorbimento e volatilizzazione. È di seguito preso in considerazione principalmente il caso di letti macrofite emergenti a flusso sub-superficiale utilizzati come trattamento secondario. Sono tuttavia possibili altre configurazioni, con ricorso a diverse specie di piante: stagni biologici con macrofite galleggianti, soprattutto utilizzati come affinamento a valle di sistemi a lagunaggio naturale; letti di macrofite emergenti a flusso superficiale, come trattamento terziario, a valle di impianti tradizionali; stagni con macrofite sommerse, peraltro ancora in fase di studio e con scarse applicazioni su scala reale. Le macrofite emergenti di maggior interesse sono le cannuce o canne di palude (*Phragmites australis*), i giunchi di palude (*Scirpus lacustris*) e le sale di palude (*Typha latifolia*).

lis), i giunchi di palude (*Scirpus lacustris*) e le sale di palude (*Typha latifolia*).

Nel caso di sistemi a flusso sub-superficiale esse vengono radicate in letti di materiale permeabile (ghiaia o sabbia) isolati dal terreno circostante, di norma mediante una geomembrana di impermeabilizzazione, attraverso cui fluiscono i reflui da depurare. Si evita in tal modo l'esposizione dei liquami all'atmosfera esterna, con evidenti vantaggi di natura ambientale. Lo schema più diffuso prevede l'impiego di letti a flusso sub-superficiale orizzontale e verticale in serie. Nei primi, il moto dell'acqua avviene per filtrazione orizzontale, con un livello massimo attorno a 10 cm sotto la superficie del filtro. La rimozione biologica della sostanza organica si produce in parte per via aerobica, ad opera di biomassa adesa alle radici ed ai rizomi delle piante. Intervengono tuttavia anche processi di degradazione anossica ed anaerobica, in quanto l'ossigeno trasferito dalle radici non è sufficiente ad assicurare ovunque condizioni di aerobicità. L'abbattimento dell'azoto ha luogo attraverso processi di volatilizzazione, adsorbimento e assimilazione da parte delle piante e, soprattutto, di nitrificazione-denitrificazione batterica. La nitrificazione tuttavia non è in genere completa, per insufficiente presenza di ossigeno libero. Il fosforo è principalmente rimosso per precipitazione, in misura peraltro limitata e dipendente dal contenuto di ferro ed alluminio dei materiali che costituiscono il letto filtrante.

Nelle successive unità a flusso verticale, il refluo viene distribuito con discontinuità in superficie ed attraversa il letto con un moto verticale, fino ad essere intercettato da tubazioni drenanti situate in corrispondenza del fondo. Si verifica così un alternarsi di fasi di alimentazione – durante le quali l'aria è espulsa dal terreno creando condizioni di anossia che favoriscono la denitrificazione – e di fasi di riposo in cui l'ossigeno atmosferico è abbondantemente richiamato nel suolo consentendo quindi una più completa nitrificazione. La discontinuità di alimentazione richiede di disporre di almeno due unità in parallelo. Soluzioni basate sull'uso di letti a flusso solo orizzontale o solo verticale sono meno diffuse.

La realizzazione del solo sistema a flusso verticale è sconsigliata per rischi di intasamenti. I pretrattamenti comprendono una griglia media, generalmente a pulizia manuale per semplicità di esercizio, seguita da un sistema di sedimentazione. A questo proposito si consiglia l'installazione di una vasca Imhoff o di una vasca settica a più scomparti che ha il vantaggio di produrre la solubilizzazione di parte della sostanza organica colloidale, agevolando la biodegradazione nella successiva fase di fitodepurazione.

Campo di applicazione

Il campo di applicazione comprende tutte le potenzialità di interesse dei piccoli impianti (preferenzialmente al di sotto di 1.000 A.E.). L'impegno di aree è consistente, ma il ridotto impatto ambientale ne rende possibile la collocazione anche in relativa prossimità di abitazioni (purché si evitino unità a flusso superficiale). La semplicità di gestione, i ridotti interventi di manutenzione senza necessità di personale qualificato, l'assenza di apparecchiature elettromeccaniche rendono la fitodepurazione molto adatta in situazioni decentrate e di difficile accessibilità. Il sistema presenta buona flessibilità a fronte di punte di carico sia idraulico che organico e si presta quindi ad applicazioni per centri che presentino variabilità di popolazione, soprattutto con punte estive. I livelli di depurazione sono soddisfacenti per quanto riguarda la rimozione dell'inquinamento organico e la nitrificazione (purché siano previste anche unità a flusso verticale). La rimozione del fosforo è invece modesta.

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento può essere effettuato in base ad equazioni semi-empiriche per le quali si rimanda alla letteratura specialistica. Nella successiva tabella si riportano i criteri di dimensionamento desunti dall'esperienza europea, per i letti a flusso orizzontale e rispettivamente verticale (Tabella 13). Le superfici indicate nella prima colonna possono essere mantenute anche per sistemi che non prevedono una successiva fase a flusso verticale, accettandosi in tal caso un netto peggioramento della rimozione dell'azoto.

Tabella 13 – Criteri di dimensionamento per i letti a flusso orizzontale e verticale

Parametro	Flusso orizzontale	Flusso verticale
Superficie (m ² A.E. ⁻¹)	4,5 – 5 3,5 per uso prevalentemente estivo	2,5 – 3 2,0 per uso prevalentemente estivo

Parametro	Flusso orizzontale	Flusso verticale
Profondità (m)	0,6	> 0,6 (fino ad 1)

Livello depurativo conseguibile

I rendimenti depurativi di una filiera di trattamento comprendente una fase a flusso orizzontale seguita da una fase a flusso verticale sono analoghi a quelli conseguibili con un impianto ad aerazione prolungata per i parametri BOD e COD e possono essere migliori in termini di solidi sospesi. L'abbattimento percentuale dell'azoto è del 30-50%, mentre quello del fosforo dipende dalla natura del materiale utilizzato per il letto, ma rimane comunque assai limitato (10-30%). L'abbattimento della carica batterica è di 2-3 unità logaritmiche.

Vincoli di impiego

Per popolazioni servite superiori a 500 A.E. si consiglia la suddivisione del trattamento in moduli, al fine di facilitare la gestione e garantire una buona circolazione delle acque nei filtri. Tale suddivisione è comunque necessaria per i filtri verticali, in modo da consentire l'alimentazione intermittente di ciascuna unità. Per la realizzazione dei letti, è sconsigliabile il ricorso a materiale comunque reperito, dovendo essere assicurati adeguati livelli di porosità e di conducibilità idraulica: nei letti orizzontali viene di norma usata ghiaia lavata, con una granulometria omogenea, compresa tra 5 e 10 mm. In quelli verticali si realizzano strati di differente granulometria (media in superficie, 5-10 mm, grossolana sul fondo, 16-60 mm). Soprattutto durante i primi due anni di esercizio, e fino a quando le macrofite utili non risultino predominanti, è necessario intervenire per il controllo della vegetazione spontanea esterna (diserbo manuale o periodiche somministrazioni dei letti). Soprattutto sui filtri verticali, occorre procedere in autunno al diradamento della vegetazione perché non sia ostacolata la regolare distribuzione del refluo sull'intera superficie del letto.

FITODEPURAZIONE CON MACROFITE GALLEGGIANTI

Nei climi temperati, l'uso di macrofite galleggianti riguarda sostanzialmente le lenticchie d'acqua (*Lemna sp.*), dotate di un ridotto apparato radicale (1-2 cm), con azione stagionalmente limitata al periodo vegetativo da aprile a novembre. In questi sistemi, l'attività della biomassa aerobica è pressoché trascurabile agli effetti della depurazione.

La rimozione di solidi sospesi, BOD e della carica batterica avviene tramite gli stessi meccanismi che agiscono nei bacini di lagunaggio naturale anaerobico. L'estesa copertura vegetale e la zona aerobica ad essa associata svolge un'efficace azione di controllo dei cattivi odori dovuti ai composti volatili delle sottostanti degradazioni anaerobiche. I nutrienti sono (in misura assai modesta) direttamente assimilati dalle piante. Un'eventuale più spinta rimozione dell'azoto richiede la realizzazione di zone aerobiche (mediante insufflazione localizzata d'aria) ove possa prodursi la nitrificazione.

Il ricorso a questo tipo di macrofite è indicato per trattamenti di affinamento a valle di stagni biologici con microalga (lagunaggio naturale): la densa copertura superficiale impedisce la penetrazione della luce solare, causando la morte delle alghe e la loro successiva degradazione anaerobica sul fondo del bacino. Ne può essere previsto l'impiego come trattamento secondario nel caso di piccoli impianti (poche centinaia di A.E.), soprattutto se con carichi stagionali prevalentemente estivi.

3.6 Fosse settiche di tipo tradizionale

Per fosse settiche di tipo tradizionale si intendono vasche, generalmente a più scomparti in serie, comuni al liquame ed al fango, in cui avviene una parziale chiarificazione del refluo con sedimentazione dei solidi sospesi e flottazione di oli e grassi. Il rilevante tempo di permanenza idraulico determina l'instaurarsi di condizioni anaerobiche, con setticizzazione del liquame allo scarico. I solidi sospesi non sedimentabili possono subire un parziale processo di solubilizzazione per via biologica. I fanghi sedimentati permangono a lungo sul fondo della vasca e subiscono quindi un prolungato processo di digestione anaerobica fredda. La loro estrazione avviene ad intervalli di molti mesi.

Va rilevato che con il termine *fossa settica* sono spesso impropriamente indicati anche manufatti che prevedono compartimenti separati per il liquame e per il fango, al servizio di singoli edifici o di piccolissimi nuclei abitati. A tali manufatti, che si configurano come vere e proprie vasche Imhoff e che saranno trattati in seguito, non si applicano le presenti considerazioni.

Campo di applicazione

Non sono accettabili, come trattamento autonomo, nel caso di nuove installazioni. Possono utilizzarsi, per installazioni esistenti, a servizio di abitazioni isolate con popolazione servita non superiore a 50 abitanti. Nel caso di nuove installazioni, l'utilizzo di fosse settiche tradizionali, in luogo di vasche Imhoff, può essere previsto (per potenzialità fino a 150 abitanti) come trattamento primario a monte di sistemi di subirrigazione, per ridurre il rischio di intasamento del suolo, dati i fenomeni di solubilizzazione dei solidi sospesi non sedimentabili indotti dalle trasformazioni anaerobiche.

Criteri di dimensionamento

Valgono al riguardo i criteri e le indicazioni riportate nella deliberazione CITAI, Allegato 5, punto 3. Tempi di permanenza assai più prolungati (3-6 giorni) vanno tuttavia previsti qualora si intenda conseguire una significativa solubilizzazione dei solidi sospesi.

Livello depurativo conseguibile

Per vasche adeguatamente compartimentate può ottenersi una riduzione modesta dell'inquinamento organico (circa 20%) e più consistente dei solidi sospesi (40%); trascurabili gli effetti sui nutrienti. Tenuto conto delle dimensioni, delle modalità di alimentazione e dalla natura dei processi, il corretto funzionamento del manufatto non può essere condotto con controlli analitici ma può basarsi sulla verifica dei criteri di dimensionamento e delle modalità di esercizio.

Vincoli di impiego

Deve comunque essere esclusa l'immissione di acque meteoriche. Le condizioni climatiche e la permeabilità dei suoli non pongono vincoli particolari.

3.7 Lagunaggio aerato

Si tratta di un processo biologico aerobico a biomassa sospesa che non prevede ricircolo cellulare ed in cui pertanto il tempo di residenza cellulare coincide con quello di residenza idraulica. La concentrazione di biomassa risulta assai inferiore che non nei processi a fanghi attivi. I fenomeni di flocculazione biologica sono ridotti: le colonie batteriche restano disperse nella massa liquida, formando aggregati sedimentabili solo parzialmente e con difficoltà. Il comparto biologico è costituito da un bacino di aerazione con rilevanti tempi di permanenza idraulica. Il processo si differenzia nettamente da quello di lagunaggio naturale, soprattutto per l'assenza di rilevati popolamenti algali.

L'ossigeno necessario al mantenimento delle condizioni aerobiche è fornito artificialmente per insufflazione d'aria o mediante dispositivi di aerazione superficiale, questi ultimi di frequente impiego nei piccoli impianti, per la loro più semplice installazione e gestione e malgrado il maggior impatto ambientale dovuto al rumore ed agli aerosol. Il trattamento generalmente comprende una fase di sedimentazione che ha la sola funzione di migliorare il contenuto in solidi sospesi dello scarico. Allo scopo sono di norma utilizzate lagune di decantazione finale, con lunghi tempi di permanenza, data la scarsa sedimentabilità del materiale sospeso. È opportuno che tale fase sia realizzata su almeno due unità in parallelo, in modo da consentirne la periodica messa fuori esercizio per le necessarie operazioni di rimozione ed allontanamento dei fanghi accumulati sul fondo. Per le lagune di aerazione sono comunque consigliabili interventi di impermeabilizzazione artificiale mediante geomembrane, anche per evitare l'erosione causata dal forte sciabordio delle onde in superficie e dall'agitazione dell'acqua in profondità. Per i bacini di sedimentazione valgono le medesime indicazioni riportate per il lagunaggio naturale. I pretrattamenti comprendono una griglia media, in genere a pulizia automatizzata, seguita da un dissabbiatore-disoleatore aerato. La separazione selettiva delle sabbie è opportuna per evitarne l'accumulo nel reattore biologico. Non risulta necessaria una vasca Imhoff primaria dato che il materiale sospeso sedimentabile (dopo dissabbiatura) può essere trattato senza problemi nel successivo reattore biologico.

Campo di applicazione

L'impegno gestionale è limitato e non dissimile da quello richiesto per il lagunaggio naturale, salvo che per gli interventi connessi alla presenza del sistema di aerazione. L'assenza di una vasca Imhoff primaria (o di depositi di sedimenti non stabilizzati nelle lagune) semplifica la gestione dei fanghi, dato che l'estrazione dei sedimenti dalle lagune di decantazione può avvenire a lunghi intervalli (indicativamente ogni due anni), con modeste produzioni ed ottimi livelli di stabilizzazione.

Pur richiedendo superfici nettamente inferiori a quelle del lagunaggio naturale, il sistema comporta comunque ampia disponibilità di spazio, tenuto anche conto delle zone di rispetto che sono almeno analoghe a quelle del lagunaggio naturale, dovendosi qui tener in conto anche la rumorosità dei macchinari e dello sciabordio delle acque e la produzione di aerosol. Il sistema è quindi proponibile solo in zone di bassa densità abitativa. L'assenza di significative costruzioni in muratura consente un buon inserimento paesistico.

L'intervallo ottimale di applicazione è compreso tra 400 e 1.000 abitanti equivalenti, ma può essere esteso a potenzialità maggiori, per tutto il campo di interesse dei piccoli impianti, quando sussista disponibilità di aree. L'applicazione va evitata, o quantomeno considerata con prudenza, in zone di forte permeabilità dei terreni e di vulnerabilità della falda. Possono essere tollerate alte variazioni di carico idraulico ed organico, anche in presenza di reflui a concentrazione relativamente elevata.

Criteri di dimensionamento

I bacini di aerazione si dimensionano in base ad un carico volumetrico dell'ordine di 20 g BOD m⁻³ giorno⁻¹ cui corrisponde un volume 3 m³ A.E.⁻¹. Il tempo di permanenza idraulico è quindi di 15-20 giorni. La superficie del bacino si ricava in funzione della profondità utile che può essere notevole (anche superiore ai 4 m) nel caso di aerazione per insufflazione, ma che si riduce notevolmente (2,5-3,5 m) nel caso assai più frequente di utilizzo di turbine (Tabella 14).

Tabella 14 – Criteri di dimensionamento del bacino di lagunaggio in relazione al tipo di aerazione

Sistema di aerazione	Profondità del bacino (m)
Turbine da 4 kW	2 – 2,5
Turbine da 5,5 kW	2,5 – 3
Insufflazione	3 – 6

Il fabbisogno di ossigeno è dell'ordine di 2 kg O₂ kg BOD⁻¹ cui corrisponderebbe una potenza specifica di 1-2 W m⁻³. Risultano tuttavia più restrittive le esigenze di miscelazione per limitare la formazione di depositi sul fondo e lo sviluppo di popolamenti algali. Le potenze specifiche adottate sono quindi dell'ordine di 5-6 W m⁻³. I consumi energetici possono comunque essere limitati con un funzionamento intermittente degli aeratori e portando in tal modo i consumi su valori paragonabili a quelli dei fanghi attivi. Le lagune di decantazione sono dimensionate per tempi di permanenza non inferiori ai 4-5 giorni, e con profondità attorno ai 2 m, in modo da assicurare un sufficiente volume per l'accumulo dei sedimenti. La superficie richiesta per l'intero sistema è di 2-3 m² A.E.⁻¹, compresi gli spazi accessori necessari per l'accessibilità e le operazioni di manutenzione.

Livello depurativo conseguibile

I livelli di BOD e COD sono analoghi a quelli conseguibili con i trattamenti ad aerazione prolungata.

I tenori di solidi sospesi sono leggermente superiori (dell'ordine di 60 mg l⁻¹), anche per la possibile presenza di limitate popolazioni algali. La rimozione dei nutrienti, dovuta solamente all'assimilazione batterica, risulta del 25-30%. I brevi tempi di residenza cellulare (attorno a 5 giorni) e l'irregolare disponibilità di ossigeno disciolto non consentono una significativa nitrificazione. Nello scarico non è presente comunque azoto nitrico, data la lunga permanenza nelle lagune di decantazione. Ove necessario, l'abbattimento del fosforo può essere migliorato per via chimica, introducendo agenti precipitanti tra la laguna di aerazione e quelle di decantazione.

I fanghi chimici sedimentano assieme a quelli biologici e vengono rimossi congiuntamente nel corso delle periodiche operazioni di pulizia. La presenza di agenti di precipitazione migliora anche i fenomeni di flocculazione biologica, consentendo un incremento dei livelli di rimozione dei solidi sospesi (40-50 mg l⁻¹). I tempi di ritenzione all'interno delle lagune non sono sufficienti ad assicurare significativi livelli di decadimento della carica batterica. In Tabella 15 si riportano i livelli di depurazione conseguibili (in assenza di defosfatazione chimica).

Tabella 15 – Livelli di depurazione conseguibili in un processo a lagunaggio aerato

Parametro	Concentrazione	Abbattimento
BOD	50	

Parametro	Concentrazione	Abbattimento
COD	160	
SS	60	
N _{tot}		25 – 30%
P _{tot}		25 – 30%

Vincoli di impiego

Il rilevante impegno di spazio, le implicazioni ambientali dovute al rumore, agli aerosol ed allo sviluppo di insetti limitano l'applicabilità a zone di bassa densità abitativa. Le fasce di rispetto dalle abitazioni non devono essere inferiori a 200-300 m. Vanno tenuti in conto possibili rischi di dispersione nel sottosuolo, soprattutto in zone con forte permeabilità dei terreni e di vulnerabilità della falda. L'effluente ha media qualità, soprattutto in termini di solidi sospesi e di contaminazione batteriologica, e la riduzione dei nutrienti è modesta, salvo non si intervenga tramite precipitazione chimica dei fosfati.

3.8 Lagunaggio naturale (stagni biologici)

Si tratta di un processo di tipo estensivo, che utilizza colture batteriche libere, principalmente aerobiche, per la degradazione della sostanza organica. L'ossigeno necessario è fornito, tramite fotosintesi, da micro-alghe che si sviluppano utilizzando l'anidride carbonica prodotta dai batteri ed i nutrienti contenuti nei reflui. Il consumo di CO₂ da parte delle alghe comporta un aumento del pH con conseguenti parziali effetti di precipitazione dei fosfati, di strippaggio dell'ammoniaca, di abbattimento dei cattivi odori. Gli elevati tempi di ritenzione assicurano, oltre alla rimozione della sostanza organica e di parte dei nutrienti, anche la stabilizzazione dei fanghi e la riduzione dei solidi sospesi e della carica batterica. Il sistema comprende sempre un comparto biologico facoltativo, costituito da uno o più bacini in serie con profondità di 1-1,5 m, in cui lo strato superficiale, interessato dalla penetrazione della luce, opera in condizioni aerobiche, mentre lo strato sottostante a contatto con i sedimenti è in condizioni anaerobiche.

I prodotti delle trasformazioni anaerobiche, risalendo verso la superficie, sono degradati per via aerobica. Il successivo comparto aerobico (fortemente raccomandato) ha profondità più ridotte (0,6-1,0 m), tali da consentire una buona penetrazione della luce e il mantenimento di condizioni aerobiche fino al fondo. In esso si sviluppano importanti popolazioni di protozoi e di rotiferi che utilizzano come substrato il materiale cellulare di origine batterica ed algale e riducono di conseguenza la presenza di solidi sospesi allo scarico. I maggiori tempi di permanenza e la miglior esposizione alla radiazione solare comportano anche un miglioramento della qualità batteriologica. I pretrattamenti comprendono una griglia media, generalmente a pulizia manuale per semplicità di esercizio, ed un pozzetto con uscita sotto battente (o soluzione equivalente) in grado di trattenere le sostanze galleggianti grossolane. Almeno per gli impianti di dimensioni maggiori, è raccomandabile l'inserimento di una vasca Imhoff primaria per la rimozione della componente sedimentabile. In sua assenza, nella zona di ingresso dei bacini, si producono fenomeni di decantazione, con formazione di banchi di fanghi in condizioni anaerobiche e conseguenti implicazioni ambientali. Non vengono qui presi in considerazione gli stagni biologici anaerobici, talvolta utilizzati per reflui industriali o zootecnici, in considerazione degli impatti ambientali ad essi connessi.

Campo di applicazione

Il sistema presenta grande semplicità di esercizio, richiedendo, con frequenza settimanale, interventi di personale di non elevata qualificazione per una verifica generale delle condizioni dello specchio d'acqua e degli argini, delle modalità di deflusso delle acque e soprattutto per la manutenzione delle fasi di pretrattamento. Ogni 4-12 mesi occorre inoltre intervenire per la falciatura degli argini e della cintura di vegetazione, per il controllo dei roditori e degli insetti e – qualora non si disponga di una vasca Imhoff primaria – per lo svuotamento sommario, con pompe e tubazioni flessibili, della zona di accumulo dei fanghi in prossimità del punto di immissione della prima laguna. Un completo intervento di pulizia dei bacini, meglio se previo svuotamento, si rende necessario ogni 10-15 anni per il primo bacino ed ogni 20 anni per quelli successivi. Si richiede ampia disponibilità di spazio, sia per l'ingombro delle opere sia per le fasce di rispetto. È proponibile solo in zone di bassa densità abitativa. L'assenza di significative costruzioni in muratura consente un buon inseri-

mento paesistico. Il campo ottimale di applicazione è compreso tra 200 ed 800 abitanti per liquami non eccessivamente carichi dato che le condizioni di esercizio peggiorano notevolmente con concentrazioni di BOD in ingresso superiori a 300 mg/l (situazioni di questo tipo possono ad esempio determinarsi in zone rurali con presenza di attività agro-alimentari). Per tale motivo si presta meglio nel caso di fognature unitarie che non per fognature separate. Ad evitare rilevanti infiltrazioni nel sottosuolo, i bacini devono presentare un elevato livello di impermeabilità, 10^{-7} - 10^{-6} cm sec⁻¹, in funzione dei rischi di contaminazione della falda. Ne va comunque evitata la realizzazione (anche mediante impermeabilizzazioni artificiali) in zone di forte permeabilità dei terreni e di vulnerabilità della falda.

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento è effettuato in base ai carichi superficiali di BOD riportati nella Tabella 16, con le conseguenti superfici unitarie calcolate per un apporto di BOD di 60 g BOD A.E.⁻¹ giorno⁻¹

Tabella 16 – Criteri di dimensionamento per processi di lagunaggio naturale

Tipo di lagunaggio	Carico superficiale di BOD (g · m ² · giorno ⁻¹)	Superficie pro-capite (m ² · A.E. ⁻¹)
Facoltativo	7,5 – 10	8 – 6
Aerobico di finitura	–	6 – 5

I tempi di permanenza, assai prolungati (dell'ordine di parecchie decine di giorni), sono in genere ripartiti su una successione di stagni in serie. Una superficie media pro capite di riferimento di 11-12 m² per abitante può indicativamente essere suddivisa su un primo stadio facoltativo (con superficie pari al 50-60% del totale), in cui soprattutto si ha l'abbattimento dell'inquinamento carbonaceo, e in un successivo stadio aerobico, eventualmente suddiviso su più unità in serie, per il controllo dei nutrienti e la riduzione della presenza algale. Comprendendo anche gli spazi accessori per l'accessibilità e per le operazioni di manutenzione, la superficie complessivamente impegnata è dell'ordine di 15 m² A.E.⁻¹.

Livello depurativo conseguibile

La presenza di micro-alghe, rilevante soprattutto quando non sia prevista una fase terminale aerobica, si traduce in un'elevata concentrazione di solidi sospesi allo scarico (anche dell'ordine di 150 mg l⁻¹). Tale aspetto è stato preso in considerazione dal d.lgs. 152/99, Allegato 5, note a Tabella 1) con l'indicazione di sottoporre a filtrazione preliminare i campioni da analizzare. La misura del BOD non risulta comunque significativa (anche sul campione filtrato, per l'interferenza residua delle micro-alghe). La rimozione percentuale di COD (in termini di massa) è dell'ordine del 75%; va tuttavia tenuto conto che nella stagione estiva possono determinarsi rilevanti fenomeni di riduzione della portata scaricata per effetto dei fenomeni di evo-traspirazione; può considerarsi una concentrazione di COD, sullo scarico filtrato, attorno ai 125 mg l⁻¹. La rimozione dell'azoto risente sensibilmente delle variazioni stagionali: in inverno possono verificarsi concentrazioni di azoto totale di alcune decine di mg l⁻¹. Il rendimento di rimozione medio annuale è compreso tra il 60 e il 70%. La presenza di nitrati nello scarico è trascurabile dati gli effetti di denitrificazione che comunque si producono in siti localmente anossici. Anche l'abbattimento del fosforo è rilevante durante i primi anni di attività dell'impianto, ma tende a diminuire notevolmente nel tempo fino a raggiungere livelli quasi nulli dopo circa 20 anni di esercizio. Ciò in conseguenza del progressivo accumulo di fanghi sul fondo e dei fenomeni di rilascio ad essi associati. Per tale motivo si consigliano più frequenti interventi per la pulizia completa delle lagune nelle zone sensibili all'eutrofizzazione. Si raggiungono buoni livelli di abbattimento della carica batterica (3-5 unità logaritmiche) soprattutto in estate, grazie ai lunghi tempi di ritenzione idraulica ed alla conseguente prolungata esposizione alla radiazione solare

Vincoli di impiego

Il sistema comporta un relevantissimo impegno planimetrico, dovuto anche alla necessità di fasce di rispetto (almeno 200 m dalle abitazioni) a fronte di cattivi odori e di proliferazione di insetti. Va evitato lo sviluppo di vegetazione a ridosso degli argini per i danni che possono produrre le radici e per limitare gli apporti di foglie e di altri detriti vegetali nelle lagune, con conse-

guente aggravio del carico organico. La qualità dello scarico presenta forti variazioni stagionali, soprattutto per quanto riguarda i solidi sospesi, il COD e l'azoto. Risulta comunque elevata la concentrazione di materiale organico per la presenza di micro-alghe. Non è conveniente l'applicazione in caso di scarichi ad elevato inquinamento organico o settici. Il sistema non è applicabile su terreni fortemente permeabili ed in zone di vulnerabilità della falda, neppure prevedendo interventi di impermeabilizzazione artificiale. Questi ultimi, ove necessari ed applicabili, comportano un rilevante aumento dei costi di investimento.

3.9 Letti di infiltrazione a superficie libera

Si tratta di una tecnica di depurazione biologica aerobica in ambiente granulare fine (sabbia), realizzata mediante filtri a superficie libera con spessore di almeno 0,8 m. Sono anche possibili soluzioni con letti interrati per i quali si rimanda alla voce *Dispersione per sub-irrigazione*. Il sistema è costituito da almeno due unità in parallelo, alimentate in superficie in maniera discontinua.

Per ciascuna unità la fase di riposo ha durata almeno pari (meglio se doppia) a quella di alimentazione, per consentire la circolazione d'aria nel filtro e di impedire un'eccessiva crescita di biomassa che produrrebbe fenomeni di intasamento. Il carico di ciascuna unità avviene 2-6 volte al giorno. Il materiale di riempimento è costituito da sabbia lavata, con diametro efficace (d₁₀) 0,2-0,4 mm e coefficiente di uniformità compreso tra 3 e 6. Deve essere assicurata un'uniforme alimentazione dell'effluente sulla superficie del letto, ricorrendo ad adeguati sistemi di distribuzione, che vanno dalla semplice canaletta centrale con sfioratore, ai distributori rotanti analoghi a quelli in uso per i letti percolatori.

Quando sia disponibile un sufficiente spessore di terreno insatturo di adeguata permeabilità, i filtri sono realizzati con fondo perdente per consentire la dispersione del refluo depurato nel sottosuolo. In caso contrario (suoli naturalmente impermeabili o fondo reso impermeabile artificialmente a protezione della falda) è realizzato un sistema di drenaggio, con una rete di tubazioni immerse in uno spessore di 30 cm di ghiaia e con recapito finale in un ricettore superficiale. I reflui da inviare sui letti sono preventivamente pretrattati con grigliatura media, a pulizia manuale, o automatica per le installazioni maggiori, seguita da una vasca Imhoff primaria. L'efficienza del pretrattamento è assai importante per il buon funzionamento dei filtri, molto vulnerabili agli intasamenti data la granulometria del materiale di riempimento.

Campo di applicazione

Si tratta di un sistema non diffuso in Italia, ma con applicazioni in altri Paesi europei. La potenzialità ottimale si ha per popolazioni di 200-1.300 A.E. Il sistema viene anche talvolta utilizzato a valle di un diverso trattamento biologico (letto percolatore a debole carico, lagunaggio e simili) per migliorare le caratteristiche del refluo in termini di inquinamento organico residuo e di nitrificazione.

Adeguati spessori del letto, comunque superiori a 1,5 m, consentono anche un miglioramento della qualità batteriologica. L'assenza di parti elettromeccaniche, la semplicità di gestione, il considerevole impegno di spazio ne suggeriscono l'utilizzazione in zone rurali a scarsa densità abitativa. Va messa in conto la necessità di periodici asporti dello strato superficiale del letto, dato i fenomeni di intasamento prodotti dal materiale sospeso alimentato e dallo sviluppo delle colonie batteriche. Per applicazioni su reflui solamente chiarificati, tali interventi vanno condotti ogni 3-4 anni ed interessano spessori di sabbia dell'ordine dei 10 cm

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento è condotto in base al carico idraulico applicato, riferito alla superficie complessiva dei letti, senza considerare l'intermittenza di alimentazione delle diverse unità. Per un trattamento autonomo, i valori applicati sono dell'ordine di 0,1 m³ m⁻² giorno⁻¹. Ne risultano superfici di 1,5-2,5 m² A.E.⁻¹. Per applicazioni a valle di altro trattamento biologico il carico idraulico può essere notevolmente aumentato, anche fino a 0,4-0,5 m³ m⁻² giorno⁻¹, o a 0,2 m³ m⁻² giorno⁻¹ quando si richiede anche un consistente miglioramento della qualità batteriologica.

Livello depurativo conseguibile

Il livello di rimozione degli inquinanti organici e del materiale sospeso è confrontabile con quello conseguibile in impianti biologici intensivi. Si ottiene una buona nitrificazione ed una limita-

ta denitrificazione (con rimozioni complessive dell'azoto non superiori al 30-40%) connessa alle modalità di alimentazione discontinua del sistema. La presenza di ferro o di alluminio nel materiale filtrante può inizialmente consentire una riduzione anche consistente del fosforo che si attenua tuttavia nel tempo, fino a quasi annullarsi nell'arco di pochi anni.

Vincoli di impiego

L'uso di letti con dispersione dell'effluente depurato può essere consentito solo in assenza di rischi di contaminazione per la falda. Una valutazione idrogeologica preliminare è allora necessaria, anche in considerazione dell'impossibilità di controllare in fase di esercizio la qualità del refluo in uscita dal letto. Il sistema si presta meglio nel caso di reti fognarie separate, risultando sensibile a sovraccarichi idraulici. Non può essere localizzato ove l'infiltrazione di acque nel sottosuolo può produrre rischi di instabilità del terreno.

3.10 Processi a biomassa adesa in letto mobile (moving bed)

I processi a biomassa adesa in letto mobile utilizzano colonie batteriche che si sviluppano, sotto forma di biofilm, su appositi supporti plastici mantenuti in movimento all'interno dei reattori operanti in condizioni aerobiche o anossiche, in funzione del processo previsto (rimozione dell'inquinamento organico-nitrificazione o denitrificazione). I supporti sono caratterizzati da una elevata superficie utile di colonizzazione per unità di volume ($160-550 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$) ed hanno peso specifico prossimo a quello dell'acqua, così da richiedere una modesta turbolenza per la loro movimentazione. Il grado di riempimento delle vasche, realizzate in cemento armato o carpenteria, varia a seconda delle caratteristiche dei supporti tra il 20 e l'85%. Lo scarico dai reattori è configurato per impedire la fuoriuscita dei supporti, consentendo il deflusso del solo refluo trattato e del materiale in sospensione in esso presente; le condizioni idrodinamiche vanno studiate in modo da evitare l'accumulo dei supporti in corrispondenza dello sbocco.

Nei sistemi aerobici, la fornitura d'aria è assicurata mediante sistemi ad insufflazione, analoghi a quelli in uso per i fanghi attivi: non è sempre necessario operare con bolle fini dato che il percorso attraverso i supporti determina comunque un frazionamento del flusso d'aria che deve anche assicurare la necessaria movimentazione.

Nei sistemi anossici tale funzione è assolta da miscelatori meccanici. Il sistema deve disporre di una vasca di sedimentazione finale che, per la configurazione descritta, ha la sola funzione di eliminare dallo scarico i solidi sedimentabili, costituiti da pellicole di spoglio staccatesi dai supporti. Può al riguardo utilizzarsi un decantatore convenzionale o anche una vasca Imhoff, accettando in tal caso il peggioramento di qualità dello scarico prodotto dalla risalita dei surnatanti di digestione. In alternativa può farsi uso di una fase di filtrazione. Il ricorso alla flottazione ad aria disciolta (DAF), proposto a valle della fase biologica per impianti di maggiori dimensioni, è problematico per le potenzialità qui discusse per le implicazioni gestionali. I reattori biologici vanno preceduti da pretrattamenti comprendenti una fase di grigliatura fine (2-3 mm) e da una vasca Imhoff. Negli impianti di maggiori dimensioni (500 A.E.) è anche consigliabile l'inserimento di una fase di disoleatura.

Modalità di funzionamento diverse si hanno nel caso dei cosiddetti sistemi ibridi in cui, accanto alle pellicole adese ai supporti, è mantenuta una biomassa sospesa, in analogia con i processi a fanghi attivi, anche se in concentrazione in genere assai più limitata ($0,5-2 \text{ kg SS m}^{-3}$). La crescita ed il mantenimento di tale biomassa ne richiede il recupero ed il ricircolo al reattore biologico. Deve allora disporsi di un adeguato decantatore finale che opera in condizioni di sedimentazione di massa e che non può essere ovviamente costituito da una vasca Imhoff. I fanghi biologici di supero vengono allora inviati alla vasca Imhoff primaria.

Campo di applicazione

Il campo di applicazione preferenziale si colloca al di sopra dei 300 A.E. serviti, ma sono possibili realizzazioni anche per potenzialità minori (fino a 100 A.E.). Analogamente a quanto avviene per i sistemi ad aerazione prolungata, il processo può essere completato con una fase di predenitrificazione, con adeguato ricircolo dello scarico nitrificato. Può anche essere prevista una fase di precipitazione chimica del fosforo, con separazione dei relativi fanghi nel sedimentatore finale. I buoni risultati conseguibili lo rendono adatto a situazioni che richiedono un livello depurativo relativamente elevato, anche con abbattimento dei

nutrienti. La presenza di apparecchiature elettromeccaniche esige la disponibilità di personale qualificato. La gestione del processo biologico è comunemente semplificata rispetto ai trattamenti a fanghi attivi, data l'assenza del ricircolo dei fanghi e la maggior semplicità del sedimentatore finale. Tali vantaggi si riducono nel caso di sistemi ibridi. Presenta ridotta flessibilità alle variazioni stagionali di carico organico, a meno di non prevedere accanto alla biomassa adesa una componente sospesa, con concentrazione adattabile in funzione delle esigenze. Si presta per contro agevolmente ad un incremento della sua potenzialità originaria, mediante successive aggiunte di supporti all'interno dei medesimi reattori.

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento può essere effettuato in base ai parametri riportati in Tabella 17.

Tabella 17 – Criteri di dimensionamento impianto con processi a biomassa adesa in letto mobile

Parametro	Valore
Carico organico superficiale ($\text{g BOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)*	3-8
Grado di riempimento dei reattori (%)	20-85
Carico volumetrico ($\text{kg BOD}_5 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	1-2
Tempo di residenza idraulico (ore)	> 5

(*) Riferito alla superficie di attecchimento dei supporti

Per i valori più contenuti del carico organico superficiale può aversi anche una buona nitrificazione dello scarico; i valori più elevati possono adottarsi quando si voglia ottenere la sola rimozione dell'inquinamento organico. Per quanto riguarda il contenuto di ossigeno disciolto si raccomanda di operare con almeno 2 mg/l nel caso di rimozione della sola sostanza organica e di almeno 4 mg/l nel caso della nitrificazione (a tal fine è consigliabile una separazione fisica dei due compartimenti, soprattutto per impianti con utenze servite maggiori di 1000 A.E.). La biomassa sospesa, quando prevista mediante sistemi a ricircolo cellulare, viene di norma mantenuta su concentrazioni piuttosto limitate, spesso al di sotto di 1 kg SS m^{-3} . La sua presenza può assicurare ulteriori margini di sicurezza al processo, senza in genere una variazione nei carichi superficiali e volumetrici di dimensionamento. La fase di pre-denitrificazione, se prevista a monte dell'ossidazione è dimensionata sulla base di un carico superficiale di $0,60-0,75 \text{ g NO}_3\text{-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e con rapporti di ricircolo da determinare in funzione dei livelli di rimozione dell'azoto perseguiti. Nei reattori, mancando l'agitazione prodotta dall'aerazione, è necessaria l'installazione di miscelatori meccanici.

Livello depurativo conseguibile

I livelli depurativi sono analoghi a quelli riportati per i processi ad aerazione prolungata. In Tabella 18 sono riportate le concentrazioni allo scarico per le diverse soluzioni, che comprendono la sola ossidazione (con nitrificazione), la pre-denitrificazione e la precipitazione chimica del fosforo. Nel caso siano adottati carichi superficiali non compatibili con la nitrificazione, le concentrazioni di ammoniaca allo scarico corrispondono a quelle di TKN in alimentazione, diminuite del solo effetto della sintesi cellulare. I valori di nitrati, per impianti che prevedono la denitrificazione, sono relativi all'ipotesi di un ricircolo di refluo ossidato dell'ordine del 100%. Rimozioni più spinte possono ottenersi aumentando il rapporto di ricircolo.

Tabella 18 – Concentrazioni in uscita da un impianto con processi a biomassa adesa in letto mobile

Parametro	Sola nitrificazione	Con predenitrificazione	Con predenitrificazione e defosfatizzazione
BOD	50	40	40
COD	160	140	140
SS	50	40	40
NH ₄ -N	5	5	5
NO ₃ -N	40	20	20
P	5	5	2

Vincoli di impiego

Necessita di un corretto controllo delle apparecchiature elettromeccaniche. Utilizzando un processo a biomassa adesa, non presenta elevata flessibilità a variazioni stagionali di carico (salvo

non si adottino sistemi ibridi). Comporta ingombri planimetrici minori rispetto ai sistemi a biomassa sospesa, sia per i più elevati carichi volumetrici applicabili che per la maggior semplicità della sedimentazione finale. Le condizioni climatiche e la natura dei suoli non pongono problemi particolari. Le soffianti e la vasca Imhoff primaria richiedono semplici misure di mitigazione (insonorizzazioni, mascheramenti, fasce di rispetto e simili) per un corretto inserimento ambientale.

3.11 Letti percolatori

Il reflu è alimentato con un sistema di distribuzione che deve assicurare un'irrigazione uniforme della superficie superiore del letto, senza provocarne la sommersione. Il letto è costituito da materiale sfuso o strutturato, che funge da supporto per la biomassa. La circolazione d'aria, prodotta per tiraggio naturale, assicura la prevalente aerobicità del sistema. Come mezzo di supporto viene oggi soprattutto impiegato materiale polimerico, con valori di superficie specifica (100-200 m² m⁻³) e di grado di vuoto (90 - 97%) più elevati di quelli caratterizzanti il materiale lapideo, un tempo diffusamente impiegato. Le pareti di contenimento possono essere gettate in opera, ma negli impianti di piccole dimensioni sono in genere costituite da elementi prefabbricati, talvolta metallici. L'alimentazione è realizzata con un pozzetto di carico ed un successivo sistema di distribuzione a bracci rotanti, mosso per reazione idraulica. La portata necessaria alla rotazione del distributore è ottenuta in modo intermittente dotando il pozzetto di un sifone di cacciata, o mediante ricircolo di liquame. Per letti di piccola superficie (≤ 30 m²) è generalmente preferita la pianta rettangolare con alimentazione mediante un sistema a ribaltamento e successive canalette forate di distribuzione. I pretrattamenti debbono comprendere una grigliatura media e la rimozione del materiale sedimentabile, di norma mediante una vasca Imhoff primaria (nel cui scomparto di digestione possono essere eventualmente anche adottati i fanghi di decantazione secondaria). Quando nel letto sono impiegati supporti in plastica ad elevato grado di vuoto e quindi meno suscettibili di intasamento, la sedimentazione potrebbe essere sostituita da una grigliatura fine, con luci da 2-3 mm; si tratta però di una soluzione da valutare con prudenza, data la forte putrescibilità del materiale rimosso e la mancanza di una fase di stabilizzazione biologica. La separazione delle pellicole di spoglio richiede una sedimentazione secondaria, che può essere realizzata mediante una vasca Imhoff o, in alternativa, mediante un sedimentatore convenzionale non meccanizzato. In questo secondo caso, i fanghi secondari vanno ricircolati alla vasca Imhoff primaria il cui scomparto di digestione va dimensionato in funzione di tale ulteriore apparto.

Campo di applicazione

Il sistema ha un campo di applicazione preferenziale al di sopra dei 300-400 abitanti, ma può essere applicato anche per potenzialità minori (indicativamente fino a 100 abitanti). Il suo impiego è interessante quando la morfologia del terreno ne consente l'alimentazione per gravità, con dislivelli corrispondenti alle forti perdite di carico ($\geq 5-6$ m) proprie del sistema. In tali circostanze, per soluzioni che non prevedono il ricircolo del liquame, i consumi energetici sono ridottissimi e si limitano al funzionamento della grigliatura (se meccanizzata) ed all'eventuale alimentazione dei fanghi secondari alla vasca Imhoff primaria.

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento si effettua in base al carico volumetrico C_v (rapporto tra carico organico alimentato e volume del materiale di supporto) ed al carico idraulico superficiale C_i (rapporto tra portata giornaliera, incluso l'eventuale ricircolo, e superficie del letto). In Tabella 19 si riportano i valori di comune impiego.

Tabella 19 – Valori di comune impiego per il dimensionamento di impianti con letti percolatori

Parametro	Basso carico	Medio carico
Carico volumetrico C_v (kg BOD m ⁻³ · d ⁻¹)	0,2-0,3	0,3-0,5
Carico idraulico superficiale, C_i (m ³ · m ⁻² · d ⁻¹)	2,0-3,5	3,5-5,0
Ricircolo (q_r/q_{24})	0 ⁽¹⁾	0 - 1

⁽¹⁾ Si consiglia almeno il ricircolo notturno

L'altezza del letto va mantenuta superiore a 2,5 m nel caso di riempimento in pietrisco e dell'ordine di 4 m per supporti in plastica. La produzione dei fanghi di spoglio dipende dal carico organico applicato ed è compresa tra 0,2 e 0,6 kg SS kg BOD⁻¹.

Livello depurativo conseguibile

Operando la decantazione secondaria con un sedimentatore convenzionale, i livelli depurativi conseguibili per quanto riguarda BOD, COD e SS sono analoghi a quelli dei sistemi ad aerazione prolungata, senza pre-denitrificazione. Per bassi carichi di dimensionamento può conseguirsi una buona nitrificazione, con valori di NH₄-N in uscita dell'ordine di 5 mg l⁻¹. Il sistema non si presta alla denitrificazione per cui l'azoto totale in uscita coincide con quello alimentato, salvo la frazione rimossa per sintesi cellulare. È possibile la precipitazione chimica dei fosfati mediante dosaggio di reagenti in uscita dal percolatore, a monte della sedimentazione secondaria. L'uso di vasche Imhoff in decantazione secondaria determina un peggioramento della qualità dello scarico, per la fuoriuscita di surnatanti di digestione.

Vincoli di impiego

La collocabilità ambientale deve tener conto di rischi di cattivi odori e di proliferazione di insetti. In condizioni climatiche rigide (zone montane) si pongono problemi soprattutto per i rischi di gelo nei sistemi di alimentazione e di distribuzione. Le produzioni di fango sono significative (30-40 g SS ab⁻¹ giorno⁻¹); la presenza di vasche Imhoff assicura comunque buoni livelli di stabilizzazione e disponibilità di volumi di stoccaggio nel caso di trasporto a distanza dei fanghi liquidi. L'uso di letti di essiccaimento va limitato alle installazioni di minori dimensioni.

3.12 Processi in sequenza di fasi (SBR)

I reattori SBR (Sequency Batch Reactors) sono sistemi a fanghi attivi a flusso discontinuo in cui le diverse fasi del processo biologico si svolgono in successione temporale in un unico reattore. Sono in tal modo evitati trasferimenti di flusso tra diversi manufatti dell'impianto, come avviene nei processi a fanghi attivi tradizionali, in particolare senza necessità di ricircolare la biomassa dalla fase di decantazione secondaria a quella di aerazione. Il ciclo di trattamento si articola nelle seguenti fasi:

- alimentazione del reflu da trattare nel reattore ove è già presente la biomassa residua dal ciclo precedente. Il riempimento può essere statico, miscelato ma non aerato o aerato e termina quando si raggiunge il massimo livello programmato;
- reazione durante la quale si attivano i sistemi di miscelazione e di aerazione del liquame, con possibilità di realizzare in successione fasi aerobiche, anaerobiche ed anossiche;
- sedimentazione statica della biomassa resa possibile dall'arresto dei sistemi di miscelazione e di aerazione, con formazione di una zona chiarificata superiore e di una sottostante zona ove si accumulano i fanghi biologici;
- scarico del liquame chiarificato, con modalità che evitino il trascinamento della biomassa sedimentata nell'effluente;
- stasi, opportuna per garantire flessibilità al sistema. In questa fase si effettua lo spurgo del fango di supero, con cadenza ciclica, giornaliera, settimanale o mensile, al fine di compensare i fenomeni di sintesi cellulare che intervengono durante il trattamento e per assicurare quindi il mantenimento della concentrazione di regime della biomassa.

Con adeguato dimensionamento e regolazione della fase di reazione è possibile realizzare processi biologici più o meno articolati, comprendenti, oltre alla rimozione del BOD carbonaceo, anche il controllo dell'azoto e, eventualmente, la defosfatazione biologica, con fasi in cui si mantengono condizioni anossiche e/o anaerobiche. L'impianto comprende di norma almeno due reattori in parallelo che, con funzionamento opportunamente coordinato, possono assicurare con continuità l'alimentazione del liquame in arrivo. Qualora si preveda un unico reattore, è vivamente consigliata la realizzazione di una vasca di accumulo in cui avviare il liquame in arrivo durante lo svolgimento delle fasi di reazione, sedimentazione e scarico. Il liquame è quindi trasferito al reattore durante la fase di alimentazione. Le vasche possono essere realizzate in cemento armato, anche con strutture prefabbricate, e in acciaio (adeguatamente protetto dalla corrosione) o in plastica. La forma delle vasche è solitamente circolare per gli impianti di dimensioni minori, mentre negli impianti più grandi può risultare conveniente la realizzazione di vasche rettangolari, accorpate in un unico manufatto, che consentono di risparmiare sui costi di costruzione e richiedono una minore occupazione d'area. I pretrattamenti sono costituiti da una grigliatura medio-fine automatizzata, seguita da una sezione di disabbattatura e disoleatura. In mancanza di disoleatura, va adottata

una grigliatura fine (spaziatura dell'ordine di 2-3 mm) per trattare le sostanze galleggianti grossolane non altrimenti rimosse. La grigliatura fine è consigliabile anche nel caso in cui si realizzi una vasca di equalizzazione della portata, al fine di ridurre accumuli di sostanza organica sul fondo della vasca, con conseguenti problemi di cattivi odori.

Campo di applicazione

Per medi e grandi impianti il dimensionamento del processo e la successione delle fasi è ottimizzato attraverso un'adeguata strumentazione (sonde di rH, OD, composti dell'azoto, etc.) non sempre proponibili per impianti di piccola taglia. In tali casi la regolazione del processo può essere più semplicemente ottenuta attraverso una temporizzazione delle fasi realizzata in funzione delle condizioni medie di alimentazione. Tale semplificazione gestionale implica ovviamente un dimensionamento più cautelativo del processo ma ne consente l'applicazione ottimale anche per potenzialità molto ridotte (sopra i 400 abitanti, con possibilità di scendere fino a 200 abitanti). I risultati conseguibili lo rendono adatto in situazioni in cui si richieda un livello depurativo relativamente elevato, con un limitato impegno di spazio e con problemi di inserimento territoriale, agevolmente controllabili con un adeguato livello progettuale, realizzativo e gestionale. La sua buona risposta a punte di carico organico ed idraulico lo rende adatto a situazione che presentino variabilità nelle condizioni di alimentazione.

Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento è condotto in base al tempo di ritenzione idraulica connesso alla durata del ciclo di trattamento, che varia a seconda degli obiettivi di depurazione (per i piccoli impianti solitamente 12 ore). Per le diverse fasi, valgono le seguenti indicazioni di massima:

- **reazione:** 1,5 e 3 ore in funzione dei cicli previsti; i valori più elevati si riferiscono a cicli che includono la denitrificazione;
- **sedimentazione:** 0,5 e 1,5 ore in funzione della concentrazione di biomassa mantenuta nel reattore (dell'ordine di 3-5 kg SS m⁻³). Per i tempi indicati, può essere ottenuto un ispessimento dei fanghi sedimentati fino a concentrazioni dell'ordine di 7,5 - 10 g l⁻¹;
- **scarico:** 1 ora, derivante dall'esigenza di limitare le portate per non produrre trascinamento della biomassa; durate maggiori non sono convenienti per l'economia globale del processo;
- **stasi:** durata da definirsi in funzione della portata e della frequenza di spurgo dei fanghi. Il prolungamento di tale fase conferisce flessibilità all'intero sistema, consentendo di disporre di margini temporali per una diversa organizzazione dei cicli;
- **alimentazione:** la durata dipende dall'eventuale presenza di capacità autonome di accumulo e dal numero di reattori in parallelo. Va rilevato che le caratteristiche di sedimentabilità del fango sono in genere migliori in reattori caratterizzati da fasi di alimentazione brevi. Qualora il processo preveda la rimozione biologica dell'azoto, la tecnica di alimentazione migliore è quella frazionata (step-feed), che consente la ripartizione su più cicli parziali (dei quali solo l'ultimo con scarico), con vantaggi sia per il processo di nitrificazione (migliore azione tampone), sia per la denitrificazione (uso più efficiente del carbonio organico del liquame).

Il carico del fango è inferiore a quello in uso per i sistemi ad aerazione estensiva, in ragione del funzionamento intermittente della fase di aerazione; i valori si situano nell'intervallo 0,025-0,05 kg BOD kg SS⁻¹ giorno⁻¹, riferendosi quelli meno elevati a cicli completi di fasi di denitrificazione e defosfatazione e i più alti a cicli che comprendono solo la rimozione dell'inquinamento organico e la nitrificazione. I corrispondenti carichi volumetrici risultano di 0,125 kg BOD m⁻³ giorno⁻¹. La produzione di fango di supero è contenuta (0,4-0,5 kg SS kg BOD⁻¹), in conseguenza dei bassi valori di carico applicati; lo spurgo è effettuato, con larga intermittenza, quando il volume dei sedimenti, al termine della fase di decantazione, occupa il 40-60% del volume del reattore.

Livello depurativo conseguibile

L'abbattimento della componente organica carbonacea è analoga a quella conseguibile con un trattamento continuo ad aerazione estensiva. La qualità dell'effluente risente comunque della concentrazione di solidi sospesi; è quindi importante limitare

trascinamenti di biomassa durante la fase di scarico. L'inserimento di una fase di denitrificazione nel ciclo esercita al riguardo un effetto assai positivo, soprattutto in condizioni estive, a condizione che la durata della fase aerobica sia di almeno il 55-60% della durata totale del ciclo (periodi di anossia prolungati possono ridurre l'efficienza della biomassa nitrificante). I bassi valori di carico del fango applicati assicurano comunque una buona nitrificazione. Con la denitrificazione può ottenersi una riduzione complessiva dell'azoto dell'ordine del 50%. Al solito le prestazioni indicate non costituiscono i limiti teoricamente conseguibili con il processo, ma tengono conto delle modalità gestionali ragionevolmente conseguibili in impianti di piccole dimensioni. L'eventuale abbattimento del fosforo può meglio ottenersi per via chimica, evitando la complicazione derivante dall'inserimento di una fase di defosfatazione biologica. Le concentrazioni in uscita, analoghe a quelle dei processi ad aerazione estensiva, sono riportate in Tabella 20.

Tabella 20 – Concentrazioni in uscita da un impianto SBR (mg l⁻¹)

Parametro	Sola nitrificazione	Con predenitrificazione	Con predenitrificazione e defosfatazione
BOD	40-50	40	40
COD	160	140	140
SS	60	40	40
NH ₄ -N	5	5	5
NO ₃ -N	40	20	20
P	5	5	2

Vincoli di impiego

Per impianti di piccole dimensioni la successione delle fasi può essere regolata con temporizzatore, evitando la più complessa strumentazione usata in impianti maggiori per ottimizzare i processi. È comunque necessaria una ragionevole attenzione gestionale. Basse concentrazioni di liquami in alimentazione possono costituire una contro-indicazione per le maggiori difficoltà di formazione di fiocchi di buona sedimentabilità e per il conseguente peggioramento della qualità dello scarico e del livello di ispessimento dei fanghi. Il fango di supero è generalmente allontanato liquido con autobotti. Le modalità di gestione e di estrazione consentono di usare come volume di stoccaggio lo stesso reattore biologico, evitando - almeno nelle installazioni minori - la realizzazione di silos di accumulo. La temporizzazione dei cicli è da organizzare tenuto conto degli orari di intervento delle autobotti. Il consumo energetico è elevato (in relazione ad altri processi a fanghi attivi), soprattutto quando la regolazione del ciclo è condotta con temporizzatori che non consentono l'ottimizzazione della fornitura d'aria in funzione delle richieste. Il consumo di ossigeno è elevato, dati i valori del carico di fango applicati. Non si pongono particolari vincoli di natura ambientale, salvo l'esigenza di insonorizzare i compressori e di ridurre la formazione di aerosol. Se il fango è accumulato nei reattori biologici, in assenza quindi di silos di stoccaggio, la sostanziale aerobicità del sistema riduce i rischi di cattivi odori.

3.13 Vasche Imhoff

Le vasche Imhoff consentono la decantazione dei solidi sedimentabili e la digestione anaerobica fredda dei fanghi in due scomparti sovrapposti, fisicamente separati, posti in comunicazione da aperture per il passaggio dei sedimenti allo scomparto inferiore e la risalita dei surnatanti di digestione allo scomparto superiore. Il gas di digestione è convogliato verso sfati, senza interferire con il processo di sedimentazione. La separazione in due scomparti consente di mantenere bassi i tempi di permanenza del liquame, limitando l'instaurarsi di condizioni settiche nell'effluente. La digestione avviene a temperatura naturale, determinata dalle condizioni ambientali. Vanno previsti pretrattamenti di grigliatura ed eventualmente di dissabbiatura. Per le installazioni di minori dimensioni può utilizzarsi una semplice trappola idraulica atta a trattenere le sostanze grossolane.

Campo di applicazione

Le vasche Imhoff possono essere utilizzate sia come trattamento autonomo, laddove le condizioni ambientali consentono la sola chiarificazione dell'effluente, sia come trattamento primario a protezione di successive fasi sensibili a problemi di intasamento da solidi sospesi (subirrigazione, fitodepurazione, letti percolatori) o a rischi di formazione di banchi di fango (lagunaggio naturale). Il loro impiego in sedimentazione secondaria, e-

clusivamente a valle di processi a biomassa adesa, è possibile e talvolta adottato (schema Imhoff-percolatore-Imhoff), ma tende ad essere abbandonato, sia per il notevole impegno dei manufatti, sia per il peggioramento della qualità dello scarico trattato biologicamente a causa della risalita dei surnatanti di digestione. Per piccoli impianti a servizio di abitazioni o di nuclei isolati, le vasche Imhoff, realizzate in strutture prefabbricate, hanno sostituito le fosse settiche. Sono diffusamente impiegate anche per potenzialità maggiori, fino a 100-200 abitanti, come trattamento autonomo e, in tutto il campo di interesse dei piccoli impianti, come fase primaria di un ciclo più articolato in cui risulti necessaria la chiarificazione del refluo.

Criteria di dimensionamento

Per installazioni al di sotto dei 50 abitanti, valgono i criteri e le indicazioni riportate nella deliberazione CITAI, Allegato 5, punto 4. Per installazioni di maggiori dimensioni vanno assunti i criteri di dimensionamento di cui alla seguente Tabella 21, differenziati in funzione della potenzialità. I volumi di digestione si intendono riferiti al solo funzionamento di chiarificazione primaria. Nel caso di adduzione di fanghi secondari essi vanno aumentati a 100-120 l ab⁻¹.

Tabella 21 – Criteri di dimensionamento per installazione di vasche Imhoff al di sopra dei 50 A.E.

Potenzialità	50-250 A.E.	250-2.000 A.E.
<i>Sc comparto di sedimentazione</i>		
Tempo di residenza (su Q ₂₄)	6 ore	4-6 ore
Volume unitario	40 l ab ⁻¹	30-40 l ab ⁻¹
Volume totale	≥ 3.000 l	–
<i>Sc comparto di digestione</i>		
Volume unitario	90 l ab ⁻¹	60-90 l ab ⁻¹

Livello depurativo conseguibile

Può essere rimosso solo materiale decantabile, con abbattimenti di BOD e COD del 30% e di solidi sospesi del 50%. Trascurabile la rimozione di nutrienti. Quanto alle verifiche di funzionamento, per installazioni al di sotto di 50 abitanti valgono le considerazioni già riportate per le fosse settiche.

Vincoli di impiego

Nel caso di abitazioni isolate deve essere esclusa l'immissione di acque meteoriche. Tale esclusione è raccomandabile anche in presenza di fognatura pubblica, soprattutto per le potenzialità più ridotte. Le condizioni climatiche e la permeabilità dei suoli non pongono vincoli particolari. Il considerevole sviluppo verticale dei manufatti ne può vincolare il posizionamento altimetrico in situazioni di falda superficiale.

3.14 Disinfezione

La disinfezione è finalizzata all'abbattimento dei microrganismi (batteri, virus e protozoi), rimossi in misura variabile con i trattamenti primari e secondari in precedenza discussi. Solo i reattori biologici a membrana esercitano al riguardo un'azione assai efficace; alcune delle tecnologie estensive possono conseguire apprezzabili livelli di rimozione, idonei al rispetto del valore di Tabella 3 dell'Allegato 5 al d.lgs.152/99, ma in genere insufficienti se le condizioni locali pongono esigenze più restrittive (livelli di protezione dei ricettori elevati, riuso agricolo). Quando si richieda un trattamento specifico di disinfezione, le alternative possibili vanno valutate in funzione delle esigenze poste dai piccoli impianti, in primo luogo la semplicità d'uso, la sicurezza di stoccaggio/manipolazione dei reagenti, il rischio di formazione di sottoprodotti (DBP's) e di rilascio incontrollato di agenti disinfettanti connesso alle difficoltà di controllo dei processi. Per tali motivi le alternative concretamente proponibili si limitano all'impiego di ipoclorito, di acido peracetico (PAA) e di radiazione UV. In Tabella 22 si riportano i risultati conseguibili con tali processi (oltre che con i reattori biologici a membrana). Per essi sono di seguito riportate alcune specifiche valutazioni.

Tabella 22 – Principali prestazioni dei metodi di disinfezione applicabili nei piccoli impianti

	Ipo clorito	PAA	UV	Membrane
Rimozione batteri	M/A	M/A	M/A	A
Rimozione virus	B	B	B	M/A
Rimozione protozoi	No	B	No	A

	Ipo clorito	PAA	UV	Membrane
Ricrescita batterica	B	B	B	No
Tossicità residua	A	No	No	No
DBPs	A	No?	No?	No

B: bassa; M: media; A: alta

IPOCLORITO DI SODIO (NaClO)

Si tratta del reattivo di più diffuso impiego in ragione del forte potere battericida, del costo modesto e della possibilità di mantenere un residuo attivo persistente e facilmente misurabile, caratteristiche lo hanno reso, fino ad anni recenti, il disinfettante più diffuso nel trattamento delle acque reflue.

Attualmente il suo impiego tende comunque a ridursi in ragione della crescente attenzione rivolta alla formazione di composti organo-alogenati, tossici per gli organismi acquatici e cancerogeni (trialometani e acidi aloacetici). Il suo corretto impiego comporta comunque la necessità di un affidabile controllo del cloro attivo allo scarico, non facilmente perseguibile nel caso di piccoli impianti per l'impegno gestionale che richiederebbero i clororesiduometri. In loro assenza, deve quantomeno essere assicurato un sistema di dosaggio dell'ipoclorito affidabile ed asservito alla portata da trattare. L'adozione di un dosaggio costante predeterminato, o grossolanamente regolato da temporizzatori, si traduce in forti concentrazioni di cloro attivo allo scarico, nei periodi di minor afflusso di portata. Gli stessi inconvenienti si hanno con l'utilizzo di pastiglie a base di cloro. I tempi di permanenza nelle vasche di contatto vanno aumentati, rispetto a quelli in uso per gli impianti di maggiori dimensioni (fino a 30 minuti sulla portata di tempo secco), anche per tener conto della maggior concentrazione di solidi sospesi e della maggior difficoltà di inattivazione dei microrganismi associati alle particelle presenti.

ACIDO PERACETICO (PAA)

L'uso dell'acido peracetico viene oggi spesso preferito a quello dell'ipoclorito, sia per l'assenza di tossicità diretta che per il minor rischio di formazione di DBPs. Tali caratteristiche attenuano anche gli inconvenienti connessi alle difficoltà di un corretto dosaggio, in precedenza discusse. Dal punto di vista realizzativo, le installazioni sono analoghe a quelle in uso per l'ipoclorito. Lo stoccaggio del PAA richiede l'utilizzo di materiali resistenti alla corrosione e deve avvenire al riparo dalla luce solare diretta o in serbatoi raffreddati, per evitare l'eccessivo surriscaldamento della soluzione e quindi un più rapido decadimento del titolo, con formazione di acqua ossigenata e di acido acetico e conseguente ripercussione negativa sui dosaggi. Il titolo diminuisce comunque nel tempo; sono quindi sconsigliabili installazioni con lunghi stoccaggi o per funzionamento non continuativo del processo di disinfezione.

RAGGI UV

L'uso dei raggi UV presenta alcuni vantaggi, alcuni dei quali di particolare interesse per impianti di piccola potenzialità:

- non è richiesto né lo stoccaggio né la manipolazione di reagenti chimici pericolosi;
- non sussiste il rischio di scarico di disinfettante residuo, in conseguenza di sovradosaggi, con possibili effetti tossici sulla flora e la fauna acquatica;
- non sembra verificarsi una significativa interazione con i composti organici, con conseguente trascurabile formazione di sottoprodotti di disinfezione.

Limiti all'applicazione sono tuttavia posti dalla qualità dell'acqua da trattare ed in particolare dal contenuto di solidi sospesi (concentrazione massima 40 mg/L e valori di trasmittanza da 254 nm superiori al 50%). Si tratta di condizioni non facilmente conseguibili con gran parte dei processi in uso nei piccoli impianti (salvo non sia inserita una filtrazione finale). Un ulteriore elemento negativo è la presenza di ferro, che contribuisce al *fouling* delle lampade ed alla riduzione della trasmittanza del refluo. Va quindi evitato l'utilizzo di sali di ferro in eventuali precedenti processi di precipitazione chimica del fosforo. Sono oggi disponibili unità in pressione (per potenzialità a partire da 200 ÷ 250 A.E.) o a pelo libero (al di sopra dei 1.200 ÷ 1.500 A.E.). Essendo le lampade sempre accese, ne va assicurata la continua immersione e la dissipazione del calore prodotto. Soprattutto negli impianti in pressione è opportuno prevedere un ricircolo anche modesto della portata nei periodi di mancata alimentazione, per evitare la stagnazione del refluo nella camera di reazione.

Per l'efficienza del processo va assicurata la regolare pulizia delle lampade, anche con sistemi automatici. I problemi di *fouling* sono infatti aggravati dalle condizioni di alimentazione fortemente discontinue, con acqua stagnante o con velocità insufficienti ad assicurare un'adeguata turbolenza.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

La disinfezione in impianti di piccole dimensioni si presenta comunque problematica e va realizzata solo quando le condizioni di recapito locale la rendano realmente necessaria. Nei processi di tipo chimico i maggiori problemi sono connessi allo stoccaggio ed alla manipolazione dei reagenti e, soprattutto quando si ricorra ad ipoclorito, al corretto dosaggio dei reagenti che richiede la disponibilità di un affidabile sistema di misura delle portate. Ne può essere considerata l'applicazione solo per potenzialità di impianto consistenti, indicativamente dell'ordine di 500 A.E.

Tali esigenze non si pongono nei processi a raggi UV, applicabili per potenzialità a partire da 200 ÷ 250 A.E. La qualità batteriologica del refluo è però largamente influenzata dalle sue caratteristiche in termini di solidi sospesi e di trasmittanza; elevati rendimenti possono richiedere l'inserimento di una fase di filtrazione. In molti casi può quindi risultare opportuno evitare un trattamento specifico di disinfezione, ricorrendo a trattamenti secondari (di natura estensiva) atti ad assicurare autonomamente il miglioramento della qualità batteriologica, sia pur in genere su livelli meno elevati di quelli teoricamente conseguibili con la disinfezione autonoma. Standard batteriologici stringenti sono peraltro conseguibili con i reattori biologici a membrana, che attualmente trovano applicazione preferenziale proprio nel settore dei piccoli impianti.

3.15 Smaltimento fanghi

Gli schemi di trattamento utilizzabili nei piccoli impianti producono fanghi già sufficientemente stabilizzati nella linea acque e non comportano quindi fasi di stabilizzazione autonome. È richiesta la sola disidratazione da condursi *in loco* o, se consentito dalle condizioni locali, in impianti centralizzati in cui i fanghi liquidi sono trasportati con autobotti, previo adeguato ispessimento. In Tabella 23 sono riportate le produzioni di fango su base secca per alcuni processi ed i relativi valori di umidità. A titolo di esempio, per impianti ad aerazione estensiva, la produzione di fanghi liquidi ispessiti è dell'ordine di 1,2-1,5 l A.E.⁻¹ d⁻¹. Per i fanghi terziari, prodotti dalla eventuale precipitazione chimica del fosforo, possono assumersi 8-10 g SS per g di fosforo rimosso.

Tabella 23 – Produzione ed umidità dei fanghi prodotti in alcuni processi

Tipo di impianto	Produzione su base secca		Umidità (%)	
	(g SS A.E. ⁻¹ d ⁻¹)	(g SS g BOD rimosso ⁻¹)	All'origine	Fanghi ispessiti
Aerazione estensiva	-	0,6 – 0,8	98,5 – 99	98
Vasca Imhoff primaria	25-30	-	92 – 94	-
Letti percolatori	-	0,2 – 0,5*	95 – 97	94 – 95**
Dischi biologici	-	0,3 – 0,6*	96,5 – 99	94 – 96**

* I valori meno elevati si riferiscono a fanghi stabilizzati in vasche Imhoff

** Oltre ai fanghi primari

DISIDRATAZIONE CENTRALIZZATA DEI FANGHI

È spesso la soluzione più opportuna, quando le distanze di trasporto non sono eccessive e quando si dispone di un'adeguata struttura organizzativa. Richiede la disponibilità di una vasca di stoccaggio, con funzioni anche di ispessimento e quindi attrezzata per lo scarico dei surnatanti, dimensionata in modo da assicurare il razionale utilizzo dei mezzi di trasporto a distanza. Nel caso di vasche Imhoff autonome, lo stoccaggio è assicurato dallo stesso scomparto di digestione, senza necessità di unità specifiche. Una possibile alternativa al trasporto dei fanghi liquidi può consistere nell'utilizzo di unità di disidratazione meccanica mobili (generalmente centrifughe) montate su automezzi e quindi periodicamente localizzabili per brevi periodi presso diversi depuratori di una medesima struttura gestionale. Anche in questo caso è necessaria una capacità di stoccaggio ove accumulare i fanghi liquidi tra due successivi interventi. Si tratta di una soluzione di maggior impegno tecnico, economico ed organizzativo

che si giustifica soprattutto quando la dispersione degli impianti renda molto oneroso l'allontanamento a distanza dei fanghi liquidi.

ESSICCAMENTO NATURALE

Si tratta del più semplice sistema di disidratazione, in grado peraltro di assicurare (per un dimensionamento adeguato) elevati livelli di siccità, con ottima flessibilità a fronte di punte di carico e senza richiesta di personale specializzato e di consumi energetici. Presenta tuttavia due gravi criticità:

- l'asporto del fango disidratato, oggi proponibile solo con mezzi meccanici mobili, può facilmente comportare danneggiamenti dei letti filtranti e delle sottostanti canalizzazioni di drenaggio e costituisce comunque un'operazione sgradevole;
- le implicazioni ambientali (cattivi odori, proliferazione d'insetti) sono rilevanti in rapporto alla potenzialità degli impianti e ne rendono possibile la collocazione solo a distanza da zone abitate o comunque frequentate.

L'alimentazione del fango liquido dovrebbe avvenire solo su letti sgombri da precedenti accumuli, evitando di sovrapporre i nuovi apporti a fanghi già disidratati, del tutto o in parte, che ostacolerebbero il drenaggio dell'acqua verso i sottostanti spessori di filtrazione. Tale esigenza comporta la suddivisione della superficie di essiccamento su più unità e la disponibilità di un volume di stoccaggio ove accumulare i fanghi tra due successive operazioni di carica dei letti. Le superfici specifiche necessarie per i climi dell'Italia settentrionale sono dell'ordine di 0,12 – 0,15 m² A.E.⁻¹ (5-8 abitanti per m²). Va al riguardo rilevato che, nella pratica consueta, il dimensionamento dei letti è condotto secondo criteri assai meno cautelativi.

DISIDRATATORI A SACCO

I sacchi, realizzati con un tessuto idrorepellente, operano una filtrazione a gravità in funzionamento manuale o possono essere inseriti in sistemi automatizzati. Una volta terminata la fase di disidratazione (che dura 24 ore) i fanghi hanno una siccità del 12-15%. I sacchi sono, quindi, stoccati all'aperto per circa 1-2 mesi, nella attesa del loro allontanamento. Durante questo periodo si ottiene un'ulteriore riduzione del contenuto d'acqua fino a siccità superiori al 30%.

