

INDICE

1. Premessa	pag. 3
2. Le caratteristiche delle acque reflue	4
2.1 I solidi sospesi	8
2.2 Azoto e fosforo	9
2.3 Parametri microbiologici	10
2.4 Altri parametri di inquinamento	11
3. Trattamenti appropriati individuati dal DPGR 46/R 2008	12
3.1. Criteri di comparazione dei trattamenti appropriati	13
4. Fosse settiche e Imhoff	17
4.1 Fosse settiche	17
4.1.1. Campo di applicazione	18
4.1.2. Criteri di dimensionamento	19
4.1.3 Livello depurativo conseguibile	20
4.1.4 Vincoli di impiego	20
4.2 Fosse Imhoff	21
4.2.1 Campo di applicazione	21
4.2.2 Criteri di dimensionamento	22
4.2.3 Livello depurativo conseguibile	23
4.2.4 Vincoli di impiego	23
5. Dispersione sotto la superficie del terreno	23
5.1 Campo di applicazione	25
5.2 Criteri di dimensionamento	25
5.3 Vincoli di impiego	26
6. Lagunaggio naturale (stagni biologici)	27
6.1 Campo di applicazione	29
6.2 Criteri di dimensionamento	29
6.3 Livello depurativo conseguibile	30
6.4 Vincoli di impiego	30
7. Impianti di fitodepurazione	31
7.1 Campo di applicazione	33
7.2 Criteri di dimensionamento	33
7.3 Livello depurativo conseguibile	35
7.4 Vincoli di impiego	36
8. Gli impianti a fanghi attivi	37
8.1 Impianti ad aerazione prolungata	38
8.1.1. Campo di applicazione	39
8.1.2. Criteri di dimensionamento	39
8.1.3 Livello depurativo conseguibile	43
8.1.4 Vincoli di impiego	44
9. Sistemi SBR	44
9.1 Campo di applicazione	48
9.2 Criteri di dimensionamento	48
9.3 Livello depurativo conseguibile	49
9.4 Vincoli di impiego	49
10. Trattamenti biologici a massa adesa	50
10.1 Filtri percolatori	50
10.1.1. Campo di applicazione	51
10.1.2. Criteri di dimensionamento	51

10.1.3 Livello depurativo conseguibile	52
10.1.4 Vincoli di impiego	52
10.2 Dischi biologici	52
10.2.1. Campo di applicazione	53
10.2.2. Criteri di dimensionamento	53
10.2.3 Livello depurativo conseguibile	54
10.2.4 Vincoli di impiego	55
11. Disinfezione	55
11.1 Cloro e Ipocloriti	56
11.2 Acido peracetico (PAA)	57
11.3 Raggi Ultravioletti (UV)	58
11.4 Considerazioni conclusive	58
12. Smaltimento fanghi	59
12.1 Disidratazione centralizzata dei fanghi	60
12.2 Trattamento del fango presso il piccolo impianto	61
12.2.1. Letti di essiccamento	61
12.2.2. Letti di fitoessiccamento	62
12.2.3 Disidratatori a sacco	63
13. Bibliografia	63

1. Premessa

Il DPGR 46/R del 8 settembre 2008 “Regolamento di attuazione della legge regionale 31 maggio 2006 n. 20 “Norme per la tutela delle acque dall’inquinamento” disciplina i “trattamenti appropriati” di cui all’art. 105 comma 2 del D.Lgs 152/2006.

L’art 19 del DPGR 46/R 2008 definisce, rispettivamente ai comma 1, 3 e 4, il campo di applicazione dei trattamenti appropriati, gli obiettivi per i quali devono essere individuati e strutturati, le condizioni che debbono rispettare per la conformità alle disposizioni riportate nell’allegato 5 alla parte terza del D.Lgs 152/2006 ed, in particolare, precisa che debbono essere tali da “non compromettere il raggiungimento o mantenimento degli obiettivi di qualità ambientale o per specifica destinazione”.

L’elenco dei trattamenti appropriati è riportato nelle tabelle 2 e 3 dell’allegato 3 al suddetto Regolamento rispettivamente per le acque superficiali interne e per le acque marino costiere.

Le indicazioni contenute nell’allegato 5 al decreto legislativo per i trattamenti appropriati fanno espresso riferimento all’obiettivo di rendere semplice la manutenzione e la gestione, di sopportare adeguatamente le variazioni di carico e di minimizzare i costi gestionali. Si precisa inoltre che la tipologia di trattamento può equivalere ad un trattamento primario o ad un trattamento secondario a seconda della soluzione tecnica adottata e dei risultati depurativi raggiunti e si auspica il ricorso a tecnologie di depurazione naturale quali il lagunaggio e la fitodepurazione, o tecnologie come i filtri percolatori o impianti ad ossidazione totale.

L’allegato 3 al DPGR 46/R si limita all’individuazione dei trattamenti appropriati ma non fornisce indicazioni sul campo di applicabilità dei diversi tipi di trattamento, sui criteri di dimensionamento, sui livelli depurativi conseguibili, sulla capacità di abbattimento dei singoli inquinanti, sugli aspetti gestionali, sulla produzione del fango, sull’impatto ambientale (odori, rumore, presenza di insetti) e sulla flessibilità dei sistemi di trattamento in funzione delle variazioni di carico organico ed idraulico.

Non vengono forniti inoltre criteri di comparazione tra i vari trattamenti appropriati, molto utili al fine di valutare la bontà della scelta effettuata dal progettista ed in ultimo, ma non per importanza, la normativa regionale non fornisce i fattori di conversione per il calcolo del numero di abitanti equivalenti (AE) delle varie utenze.

Ad integrazione di quanto contenuto nel Regolamento, e valutando le esigenze di chi opera da anni nel settore, ARPAT ritiene opportuno sviluppare “Linee guida” che prendano in considerazione gli aspetti sopra evidenziati. In questo modo si intende supportare adeguatamente gli operatori impegnati nella stesura dei pareri richiesti dagli Enti competenti al rilascio delle autorizzazioni allo scarico, anche in ambito di AIA, garantendo al contempo un’uniformità di comportamento dei vari dipartimenti.

Le linee guida vogliono costituire inoltre un utile riferimento tecnico per gli Enti competenti e per i tecnici progettisti dei sistemi di trattamento ai quali resta, ovviamente, il compito di proporre la

soluzione più appropriata che scaturisce da un'analisi ambientale, tecnico-economica e di dimensionamento.

2. Le caratteristiche delle acque reflue

Le acque di rifiuto domestiche *fresche* sono caratterizzate da colore normalmente grigio, concentrazione di ossigeno disciolto variabile fra 1÷2 mg/l, odore *sui generis* caratteristico pungente, ma non particolarmente fastidioso.

Le acque di rifiuto *settiche*, cioè le acque nelle quali, a causa di un lungo tempo di permanenza in fognatura o per il passaggio attraverso fosse settiche, l'azione dei batteri ha consumato tutto l'ossigeno disciolto, sono caratterizzate da un colore tendente al nero e da un odore caratteristico molto sgradevole, per la presenza di composti organici (indolo, scatolo ecc.) ed in particolare del solfuro d'idrogeno (H₂S) che, solitamente, si trova in concentrazioni di 1÷2 mg/l, con picchi di 5÷10 mg/l.

Liquami domestici veri e propri, cioè derivanti esclusivamente da rifiuti organici umani, ormai non esistono più, almeno nei Paesi industrializzati, sia per il fatto che nella pratica domestica è entrato l'uso corrente di prodotti chimici quali detersivi, solventi, oli, cere, acidi, che si ritrovano poi nelle acque di rifiuto, sia perché anche nei piccoli centri abitati esistono utenze del sistema fognario di carattere *industriale*, come lavanderie, stazioni di servizio, autofficine, laboratori fotografici. I liquami pertanto hanno caratteristiche di tipo domestico-industriale (urbano) ma normalmente, almeno per le piccole comunità, l'apporto è prevalentemente *domestico*.

Nel testo che segue vengono analizzate le caratteristiche principali e i parametri più importanti delle acque reflue urbane (intese nei termini appena precisati), dando la priorità a quelle che incidono in maniera preponderante sul **dimensionamento** degli impianti.

I due parametri principali sui quali si basa il dimensionamento di un qualsiasi sistema di depurazione sono: Il **carico idraulico** ed il **carico organico**

Il *carico idraulico*, ossia la portata volumetrica di acque di rifiuto da trattare (anche chiamato *portata idraulica*, normalmente espressa in m³/d, l/s, l/min), determina, in maniera prevalente, il dimensionamento di tutta la parte *idraulica* dell'impianto: dimensioni delle tubazioni e degli stramazzi, dimensioni della sezione verticale o frontale dei sistemi di filtrazione lenta o rapida, ovvero di fitodepurazione, dimensioni delle vasche di sedimentazione, di accumulo, di contatto per la disinfezione ecc.

Il *carico organico*, cioè la portata in massa delle sostanze organiche da trattare (espressa globalmente come g BOD₅/d o kg BOD₅/d), determina, in maniera prevalente, il dimensionamento del trattamento biologico dei liquami, e della linea fanghi. Le sostanze organiche sono espresse di solito come BOD o COD, e costituiscono il parametro principale di inquinamento delle acque reflue.

Noti il carico organico e il carico idraulico, facendone il rapporto, si determina la *concentrazione di sostanze organiche* (per esempio come mg/l o g/m³ di BOD₅) nella corrente in esame. Nei liquami civili, le concentrazioni medie di BOD₅ variano fra 150 e 450 mg/l, a seconda della diluizione.

I processi di depurazione, a livello di trattamento secondario, devono garantire il raggiungimento nell'effluente finale di concentrazioni massime dell'ordine di 20÷30 mg/l di BOD₅ e di 100÷125 mg/l di COD.

Anche per piccoli impianti, quando la potenzialità supera per esempio qualche centinaio di abitanti, vale sempre la pena condurre *indagini dirette* mirate a stimare questi due parametri. In effetti, gli andamenti temporali dei carichi da trattare in un impianto, frequentemente presentano variazioni significative, da luogo a luogo, con massimi e minimi nel corso della giornata, del mese e dell'anno, a seconda delle caratteristiche della popolazione servita (centro residenziale, centro turistico, balneare, termale ecc.), del tipo di fognatura (unitaria o separata), di eventuali situazioni locali del tutto particolari.

Prima di tutto, è importante informarsi sui consumi di acqua potabile prelevata dall'acquedotto, con i quali si possono già effettuare delle stime sul carico idraulico, tenendo conto di un opportuno *coefficiente di afflusso alla fognatura* (normalmente 0,80).

Poi, indagini dirette possono portare a evidenziare situazioni locali particolari. Per esempio, se la comunità in esame è dotata di un sistema fognario:

- la presenza sistematica su tutto il sistema fognario di fosse settiche, che abbassano notevolmente il carico organico;
- la presenza, continua o saltuaria, di *acque parassite* estranee al sistema fognario (troppopieno di canali di irrigazione e di serbatoi dell'acqua potabile, allacciamento alla fognatura di sorgenti, di fossi di campi, di pozzi privati);
- la presenza di acque di infiltrazione sul sistema fognario (drenaggio della falda idrica da parte di tubi a tenuta non adeguata);
- la presenza di industrie e attività artigianali, collegate al sistema fognario, e dotate di pozzi di approvvigionamento autonomo.

È comunque sempre opportuno effettuare indagini specifiche atte a individuare la presenza e l'entità di uffici, fabbriche, case di riposo, campeggi, villaggi turistici e aziende agrituristiche, ristoranti ecc. così da poter valutare il più realistico apporto da parte delle diverse utenze.

È anche opportuno prevedere un dimensionamento che consideri le esigenze future, dovute a prevedibili sviluppi della popolazione allacciata, in modo che l'impianto possa fronteggiarle durante la sua vita utile.

La legge regionale 20/2006 definisce per l'*abitante equivalente*, in termini di carico organico biodegradabile, una richiesta biochimica di ossigeno a cinque giorni pari a 60 g BOD₅/(ab d).

Secondo la letteratura di settore l'*apporto organico unitario* (apporto pro capite), per i reflui domestici dei centri urbani è spesso assunto pari a 54 g BOD₅/(ab d). (vedasi anche Imhoff, 1970). Valori superiori sono comunque attualmente consigliati per i centri abitati più industrializzati, ove si abbia un elevato livello di vita. Si adottano normalmente carichi compresi fra 60 e 75 g BOD₅/(ab d), con i valori più bassi per fognature di tipo separato, e i valori più alti per fognature di tipo unitario, per l'evidente maggiore carico che incide su questo tipo di fognature derivante dall'apporto di sostanze inquinanti di strade, tetti, piazzali dilavati dalle acque piovane.

Pertanto per centri urbani e comunità sufficientemente industrializzate bisogna assumere questi valori più prudenziali, mentre per piccoli centri rurali, valori di 30+40 g BOD₅/(ab d) per ogni abitante possono risultare sufficienti.

Gli stessi dati vanno assunti anche in centri urbani nei quali sia sistematica l'applicazione di fosse settiche ed Imhoff prima dell'immissione nel sistema fognario.

Possono essere presi a riferimento i dati della tabella 1, che riporta, per vari tipi di comunità, gli *apporti idraulici unitari*, espressi in l/(ab d) nel giorno medio dell'anno e gli *apporti organici unitari*, espressi in g BOD₅/(ab d), dove per abitante si intende un individuo appartenente alla categoria indicata in corsivo nella prima colonna.

La terza e la quinta colonna riportano per ciascuna delle comunità di cui alla prima colonna, i corrispondenti *abitanti equivalenti* (AE), avendo assunto per *l'abitante* l'apporto idraulico unitario di 200 l/d e l'apporto organico unitario di 60 g di BOD₅/d.

Per esempio, per un cinema con 300 posti si può supporre che ogni posto equivalga a 0,08 AE come carico idraulico e 0,15 come carico organico e pertanto la portata diventa:

$$Q = 300 \times 0,08 \times 200/1000 = 4,8 \text{ m}^3/\text{d}$$

e un carico di BOD₅:

$$Q_{\text{BOD}} = 300 \times 0,15 \times 60/1000 = 2,7 \text{ kg}/\text{d}$$

che equivalgono ai reflui prodotti da una comunità di $300 \times 0,08 = 24$ AE per quanto riguarda il carico idraulico e di $300 \times 0,15 = 45$ AE per quanto riguarda il carico organico.

I dati della tabella 1 si devono intendere come:

- valori medi giornalieri (nel giorno medio dell'anno), quando è presumibile che lo scarico si estenda per tutto l'arco della giornata, come per scarichi domestici, collegi, convitti ecc.;
- valori medi riferiti ad un particolare periodo, quando lo scarico è limitato solo a particolari periodi (scuole, fabbriche ecc.). Ad esempio, in una fabbrica il carico può concentrarsi in 8÷10 ore giornaliere, in una scuola per 5÷6 ore al giorno, o anche oltre nel caso siano previsti rientri pomeridiani o turni serali.

I dati riportati sono comunque del tutto indicativi.

Tabella 1 Apporti idraulici e organici unitari e numero di abitanti equivalenti (AE) per diverse utenze

Natura della comunità	Apporto idraul. unitario [l/d]	n. AE come carico idraulico	Apporto org. unitario [g BOD ₅ /d]	n. AE come carico organico
<i>Scarichi domestici per abitante, senza contributi industriali</i>				
Abitazioni di lusso	300÷400	1,5÷2	75÷90	1,25÷1,5
Quartieri ad alto livello	250÷350	1,25÷1,75	75÷90	1,25÷1,5
Quartieri a medio livello	200÷300	1÷1,5	55÷75	0,92÷1,25
Quartieri popolari, comunità rurali	150÷250	0,75÷1,25	30÷60	0,5÷1
Villette estive	150÷200	0,75÷1	55÷70	0,92÷1,16
<i>Centri turistici marini e montani per ospiti stabili</i>	150÷200	0,75÷1	60÷70	1÷1,16
<i>per ospiti giornalieri di passaggio</i>	15÷40	0,07÷0,2	7,5÷25	0,12÷0,67
<i>Scuole (per alunno, personale docente e non)</i>				
Scuole elementari	35÷45	0,17÷0,22	11÷18	0,184-0,3
Scuole medie	35÷65	0,17÷0,32	15÷20	0,25÷0,33
per docce per ogni tipo di scuola	+ 20 l		+ 5 g	
per cucine per ogni tipo di scuola	+ 20 l		+ 10 g	
<i>Collegi, convitti, istituzioni a carattere continuativo per ospite, personale docente e non</i>	180÷380	0,9÷1,9	55÷75	0,9÷1,25
<i>Prigioni</i>				
per impiegato	20÷60	0,1÷0,3	204-35	0,33÷0,6
per recluso	300÷-600	1,5÷3	75÷90	1,25÷1,5
<i>Uffici</i>				
per impiegato	50÷75	0,25÷0,37	15÷25	0,25÷0,40
<i>Fabbriche</i>				
per impiegato ed operaio e per turno, con esclusione degli scarichi industriali	50÷130	0,25÷0,65	20÷35	0,3÷0,6
per docce	+ 20 l		+ 5 g	
per cucine	+ 20 l		+ 9 g	
<i>Mense aziendali</i>				
per pasto	15÷30	0,07÷0,15	8÷15	0,13÷0,25
<i>Ospedali (per letto)</i>	500÷1100	2,5÷5,5	100÷160	1,7÷2,7
<i>Hotel, motel, pensioni</i>				
per ospite, personale di servizio, esclusi ristorante e bar	150÷400	0,75÷2	55÷75	0,9÷1,25
<i>Ospizi, case di riposo</i>				
per letto	200÷350	1÷1,75	60÷90	1÷1,5
<i>Campeggi e villaggi turistici</i>				
<i>Per ospite</i>	100÷200	0,5÷1	40÷70	0,66÷1,17
<i>Ristoranti</i>				
per impiegato	35÷60	0,60÷1	20÷25	0,33÷0,42
<i>Ristoranti</i>				
per posto servito	10÷12	0,05÷0,06	10÷15	0,05÷0,08
<i>Caffè, bar</i>				
per impiegato	50÷60	0,83÷1	20÷25	0,33÷0,42
per cliente	4÷20	0,02÷0,10	3÷5	0,05÷0,08

Natura della comunità	Apporto idraul. unitario (l/d)	n. AE come carico idraulico	Apporto org. unitario [g BOD5/d]	n. AE come carico organico
<i>Cinema e teatri</i> per posto a sedere	15÷20	0,07÷0,10	8÷10	0,13÷0,17
<i>Piscine</i> per nuotatore/ospite	• 20÷40	0,10÷0,20	10÷15	0,17÷0,25
<i>Aeroporti</i> per impiegato per passeggero	50÷60 154-20	0,83÷1 0,06÷0,10	22÷25 8÷12	0,37÷0,42 0,13÷0,2
<i>Cantieri operai</i> per lavoratore	100÷200	0,5÷1	55÷75	0,9÷1,25
<i>Sale da ballo</i> per utente	7÷15	0,03-0,07	104-20	0,17÷0,33
<i>Negozi</i> per impiegato	304-45	0 15÷0 22	20÷40	
<i>Centri commerciali</i> per m ² coperto	3÷101/m2		1÷2 g/m2	
<i>Stazioni di servizio</i> per veicolo servito per impiegato	20÷50 35÷55	0,10÷0,25 0,17÷0,27	5÷10 20÷40	0,084-0,17 0,334-0,66
<i>Campeggi</i> per roulotte	380÷570	1,94-2,8	140÷180	2,33÷3
per tenda	300÷400	1,5÷2	120÷160	2÷2,7

2.1. I solidi sospesi

I solidi sospesi rappresentano quella porzione dei *solidi totali* presenti nelle acque reflue, trattenuta da un filtro di porosità di 0,45 µm. Insieme alle sostanze colloidali, sono i principali responsabili della torbidità dell'acqua; qualsiasi trattamento di depurazione, a livello di trattamento secondario, deve garantirne un abbattimento tale che nell'effluente finale siano presenti in concentrazioni normalmente non superiori a 20÷30 mg/l,

La tabella 2 riporta "i valori pratici" dell'apporto unitario di solidi sospesi (per abitante), dei corrispondenti apporti unitari di sostanze organiche e infine dell'apporto dei solidi filtrabili (disciolti). Le sostanze organiche sono espresse come BOD₅, avendo assunto un apporto complessivo unitario di 70 g BOD₅/(ab d). Fra parentesi sono riportate le percentuali di BOD di ogni categoria di solidi, sul totale del BOD.

Tabella 2 Apporto unitario di solidi, sospesi e apporto unitario di carico organico in un liquame civile

Parametro	Apporto unitario di solidi [g/(ab d)]	Apporto organico unitario [g BOD/(ab d)]
Solidi sospesi totali di cui:	90	41 (59%)
sedimentabili	60	27 (39%)
non sedimentabili	30	14 (20%)
Solidi filtrabili (disciolti)	100	29 (41%)
Totali	190	70 (100%)

Dall'esame della tabella si evidenzia che:

i solidi sospesi sedimentabili contribuiscono per una percentuale del 39% sul totale delle sostanze

organiche, ma in realtà variabile fra il 30 e 40%, pertanto di questo ordine di grandezza è la quota massima del BOD che può essere abbattuta con semplici processi di sedimentazione, i solidi sospesi totali contribuiscono con una percentuale del 59%, variabile in realtà fra il 55 e il 65%: di quest'ordine di grandezza sono i rendimenti di rimozione delle sostanze organiche di quei processi che agiscono sostanzialmente sui solidi sospesi

Una conoscenza puntuale del carico dei solidi sospesi presenti nelle acque grezze non è così importante come quella del carico organico e idraulico, è molto importante invece conoscere il carico dei solidi sospesi a valle di pretrattamenti, quali trattamenti con fosse settiche o fosse Imhoff oppure a valle di impianti a fanghi attivi o a filtri percolatori, quando siano previsti processi tipo la filtrazione intermittente, la subdispersione, la fitodepurazione che, in presenza di elevate concentrazioni di solidi sospesi, possono dare luogo a un rapido intasamento.

2.2. Azoto e Fosforo

Particolare attenzione in tempi recenti si è riversata su questi due parametri, in quanto tramite la limitazione delle loro concentrazioni nell'ambiente si possono controllare i fenomeni di eutrofizzazione (che stanno alla base di pesanti fenomeni di deterioramento nei fiumi, nei laghi e nel mare).

Questi fenomeni sono oggetto di particolare attenzione nelle aree sensibili, per le quali si richiede il rispetto di limiti di concentrazione particolarmente bassi per l'uno e l'altro di questi elementi, o per entrambi. Nei liquami grezzi, l'azoto si trova prevalentemente sotto forma ridotta, azoto ammoniacale NH_3 , che in acqua è in equilibrio con la forma ionica NH_4^+ (ione ammonio), e azoto organico Norg (dovuto alla presenza di proteine e di urea) e viene misurato come TKN (Total Kjeldhal Nitrogen).

Nel campo della depurazione delle acque reflue, le concentrazioni dei composti azotati sono spesso espresse in termini di concentrazione di azoto (N) contenuto sotto forma di ammoniaca, nitriti, nitrati e si esprimono rispettivamente come mg/l di N- NH_4^+ , mg/l di N- NO_2^- , mg/l di N- NO_3^- .

L'apporto unitario di composti azotati è compreso fra 10 e 14 g N/(AE d). Le conseguenti concentrazioni sono variabili fra 30 e 70 mg/l di azoto (N), a seconda dell'apporto individuale di azoto e del carico idraulico.

Il fosforo come fosforo organico è presente nei liquami grezzi in modeste percentuali (10% del fosforo totale). In percentuale superiore (circa il 50%) è reperibile come fosforo inorganico, ossia sotto forma di ortofosfati e polifosfati; questi ultimi derivano principalmente dai detersivi sintetici.

L'apporto unitario di fosforo un tempo era assai elevato [3÷6 g/(AE d)] in quanto componente fondamentale dei detersivi usati ampiamente a livello domestico e industriale. In tempi recenti in tutti i paesi industrializzati ha subito una notevole riduzione, in conseguenza delle legislazioni che hanno imposto l'uso di detersivi a basso tenore di fosforo: attualmente l'apporto unitario si attesta su valori dell'ordine di 1,1÷2,5 g/(AE d).

Le conseguenti concentrazioni sono variabili fra 3 e 12 mg/l di fosforo come P, a seconda dell'apporto individuale e del carico idraulico unitario.

2.3. Parametri microbiologici

Le acque reflue civili contengono popolazioni ben diversificate di microrganismi (batteri, funghi, protozoi, alghe ecc.) che stanno alla base dei molti processi biologici aerobici e anaerobici di depurazione. Si tratta di microrganismi molto diffusi anche nel terreno dove contribuiscono ai processi di depurazione naturale.

Nelle acque reflue poi sono presenti moltissimi microrganismi patogeni, cioè all'origine di malattie per l'uomo e gli animali, con prevalenza e frequenza di quelli legati alle più diffuse malattie endemiche locali, le cui concentrazioni possono essere molto elevate in determinate località e in particolari periodi.

Tra i microrganismi patogeni rientrano: batteri, virus, protozoi ed elminti.

Data la difficoltà di isolamento dei singoli microrganismi patogeni presenti nei liquami, normalmente si fa riferimento agli *indicatori di inquinamento fecale*, cioè a particolari batteri del ceppo *Coli*, *coliformi totali*, *coliformi fecali*, *streptococchi fecali*, *Escherichia coli*, presenti in elevatissime concentrazioni nei rifiuti umani e degli animali superiori, e quindi in altrettanto elevatissime concentrazioni nei liquami.

Le concentrazioni dei batteri indicatori nei liquami grezzi sono assai variabili: normalmente si riscontrano concentrazioni di *coliformi totali* dell'ordine di $1 \div 5 \cdot 10^8$ MPN/100 ml, a seconda della concentrazione dei liquami, talora anche 10^9 MPN/100 ml, con un apporto individuale di $10^{10} \div 10^{12}$ unità/(AE d); la concentrazione dei *coliformi fecali* è inferiore di $1,5 \div 10$ volte rispetto a quella dei coliformi totali e lo stesso dicasi per gli streptococchi fecali.

Il rapporto tra *Escherichia coli* e coliformi fecali può arrivare fino a 1:10 e quello tra *Escherichia coli* e coliformi totali fino a $1:40 \div 1:100$.

Il rapporto indicatori di inquinamento/batteri patogeni e indicatori d'inquinamento/virus patogeni nei liquami è notevolmente alto. Per esempio, il rapporto *colifecali/Salmonella typhi* è dell'ordine di $24500 \div 100\ 000$, il rapporto colifecali/virus enterici dell'ordine di 100 000.

I trattamenti preliminari, primari e secondari non sono in grado di ridurre le concentrazioni dei microrganismi presenti entro valori di concentrazioni tali che lo sversamento dell'effluente in un corpo idrico superficiale non pregiudichi la sua destinazione d'uso (irriguo, ricreativo, balneare, idropotabile ecc.). La tabella 3 riporta l'intervallo di concentrazioni tipiche dell'effluente dai diversi stadi di trattamento, mostra come in molti casi la *disinfezione*, ossia un trattamento specificatamente dedicato all'abbattimento dei microrganismi, diventi necessaria. Come è indicato nel paragrafo relativo al lagunaggio, anche lo stazionamento prolungato negli stagni di accumulo risulta particolarmente efficace

Tabella 3. Concentrazione dei microrganismi nelle acque grezze e in diversi effluenti

Qualità acqua	Coli totali MPN/100 ml	Coli fecali MPN/100 ml
Acqua reflua	$10^7 \div 10^8$	$10^6 \div 10^7$
Effluente primario	$10^7 \div 10^8$	$10^6 \div 10^7$
Secondario	$10^5 \div 10^6$	$10^4 \div 10^5$
Secondario filtrato	$10^4 \div 10^5$	$10^3 \div 10^4$
Nitrificato	$10^4 \div 10^5$	$10^3 \div 10^4$
Nitrificato filtrato	$10^4 \div 10^5$	$10^3 \div 10^4$

2.4. Altri parametri d'inquinamento

Tra gli inquinanti che possono essere presenti nelle acque di tipo domestico vi sono:

- i *tensioattivi*, che sono ampiamente utilizzati a livello domestico; l'apporto unitario può essere stimato pari a $2 \div 4$ g/(AE d), con conseguenti concentrazioni di $9 \div 18$ mg/l;
- *grassi e oli* (minerali e vegetali) presenti in concentrazioni mediamente comprese fra 70 e 110 mg/l, con apporto unitario di $12 \div 18$ g/(AE d); nel caso di particolari utenze (per esempio ristoranti, grandi cucine ecc.) le concentrazioni possono salire notevolmente.

A conclusione del paragrafo sulle principali caratteristiche delle acque reflue, si riportano (tabella 4) le concentrazioni medie dei principali inquinanti in un refluo civile classificato come *forte*, *medio* e *debole*.

Tabella 4. Caratteristiche delle acque reflue

Parametro	Liquame forte	Liquame medio	Liquame debole
BOD, mg/l	450	300	170
COD, mg/l	1000	500	250
Solidi totali, mg/l	1200	700	350
Solidi disciolti totali, mg/l	850	500	250
minerali, mg/l	525	300	145
organici, mg/l	325	200	105
Solidi sospesi totali, mg/l	350	220	100
minerali, mg/l	75	55	20
organici, mg/l	275	165	80
Solidi sedimentabili, ml/l	20	10	5
Azoto totale, mg N/l	70	50	30
Fosforo totale, mg P/l	12	7	3
Oli e grassi, mg/l	150	100	50

3. Trattamenti appropriati individuati dal DPGR 46/R

Le tabelle 2 e 3 dell'allegato 2 al DPGR 46/R – 2008, riportano l'elenco dei trattamenti appropriati adottabili nella Regione Toscana, rispettivamente per le acque superficiali interne e per le acque marino costiere.

Nella maggior parte dei casi i trattamenti appropriati sono sistemi composti che prevedono una filiera di trattamenti di varie tipologie: solitamente si prevede un *trattamento preliminare*, seguito da un *trattamento impiantistico* e/o da un *trattamento di depurazione naturale*. Sono individuati

Tra i **trattamenti preliminari**:

- Fosse bicamerali o tricamerali
- Fosse Imhoff

Tra i trattamenti **di depurazione naturale**:

- Dispersione sotto la superficie del terreno Sub-irrigazione
Trincee drenanti
- Lagunaggio Stagni aerobici
Stagni facoltativi
Stagni anaerobici
- Fitodepurazione Flusso sub superficiale orizzontale HF
Flusso sub superficiale verticale VF
Flusso superficiale FWS

Tra i **trattamenti impiantistici**:

- Sistemi a biomassa sospesa Fanghi attivi
Sistemi SBR
Sistemi a ciclo alternato spaziale temporale
- Sistemi a biomassa adesa Filtri percolatori
Biodischi

Nel successivo paragrafo 3.1 sono riportati alcuni criteri comparativi tra le varie tecniche proposte mentre ai capitoli successivi saranno illustrati i singoli processi di trattamento considerati riportando, oltre ai principi generali, il campo di applicazione, i criteri di dimensionamento, il livello depurativo conseguibile ed i vincoli di impiego.

Tra i criteri comparativi è stata inserita anche la tecnica dei *Reattori a membrana* anche se il regolamento regionale non ne prevede l'utilizzo. Il sistema trova ormai diffuso impiego per impianti di dimensioni 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, comunque una soglia indicativa di conveniente impiego può situarsi al di sopra dei 200-400 abitanti.

I risultati conseguibili rendono il trattamento a membrane 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 $0,1 \pm 0,15 \text{ m}^2 \text{ A.E.}^{-1}$. Si presta agevolmente alla completa copertura.

3.1 Criteri di comparazione dei trattamenti appropriati

Riteniamo opportuno sintetizzare alcuni elementi di giudizio e comparazione tra i vari trattamenti confrontando le caratteristiche in relazione ai livelli depurativi conseguibili, agli aspetti gestionali, ai vincoli ambientali, alla produzione del fango ed alla flessibilità alle variazioni di carico organico ed idraulico.

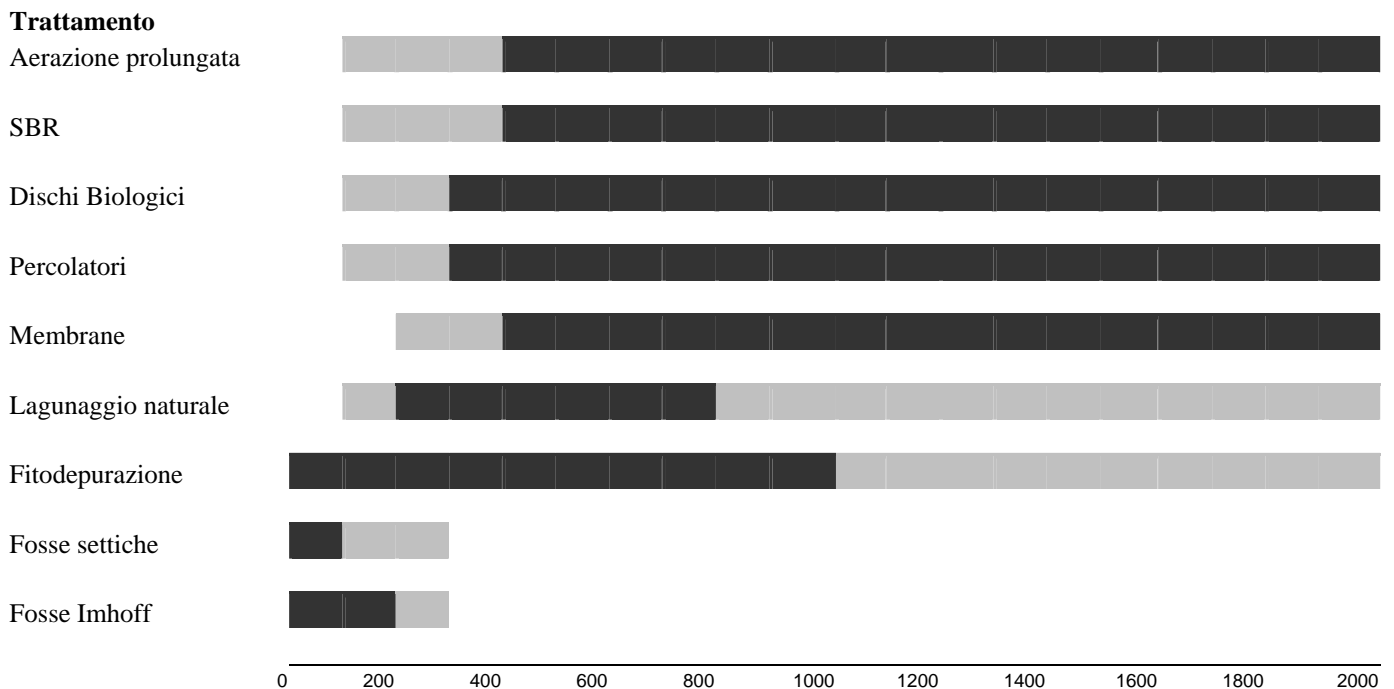
Nella figura 1 si riporta il campo di applicabilità dei diversi trattamenti appropriati previsti dal regolamento regionale.

Sono stati valutati aspetti gestionali ed economici che rendono la maggior parte dei trattamenti intensivi poco adatti per potenzialità limitate e, al contrario, aspetti legati all'ingente disponibilità di superfici che rendono i trattamenti estensivi inopportuni per potenzialità elevate.

In figura 1 sono riportati, per ciascun trattamento, il campo di applicabilità possibile (grigio) e ottimale (nero).

Sotto i 200 Ab.Eq. i trattamenti appropriati ottimali sono quelli di tipo meccanico, (fosse bicamerali, tricamerale o Imhoff), sia come trattamento autonomo che associato a dispersione o fitodepurazione.

Figura 1 – Campo di applicabilità dei diversi trattamenti appropriati



Nella tabella 5 sono riportati i livelli depurativi conseguibili in termini di BOD e di solidi sospesi nell'effluente. I livelli depurativi indicati sono conseguibili con un adeguato dimensionamento ed una corretta gestione e sono da intendersi come valori medi annui a prescindere da situazioni particolari che possono, incidentalmente, influire sul sistema di trattamento.

Tabella 5: Livelli depurativi conseguibili in termini di BOD e solidi sospesi Valori espressi in concentrazione allo scarico (mg/l)

Trattamento	BOD	Solidi Sospesi
Areazione prolungata	40 - 50	60
SBR	40 - 50	60
Dischi biologici	40 - 50	60
Percolatori	40 - 50	60
Fitodepurazione	40 - 50	60
Membrane	10	0
Lagunaggio aerato	50	80
Lagunaggio naturale	125	150

Nella tabella 6 sono riportati i livelli di abbattimento conseguibili in termini di azoto totale, fosforo e carica batterica. Trascurando i trattamenti meccanici che hanno livelli di abbattimento dei nutrienti non significativi, la tabella si divide in 3 parti: la prima riporta i trattamenti intensivi dimensionati solo al fine di rimuovere la sostanza organica, la seconda parte riporta i dati relativi ai trattamenti estensivi che mediamente conseguono rendimenti superiori, per l'azoto e la carica batterica, rispetto ai trattamenti intensivi semplici, la terza prende in esame gli abbattimenti conseguibili implementando i trattamenti intensivi con comparti specifici di denitrificazione, defosfatazione e disinfezione.

Tabella 6: Abbattimento del fosforo dell'azoto e della carica batterica

Trattamento	Azoto	Fosforo	Carica Batterica
Trattamenti intensivi biologici senza trattamenti specifici			
Aerazione Prolungata	B	B	B
SBR	B	B	B
Dischi biologici	B	B	B
Percolatori	B	B	B
Membrane	B	B	A
Trattamenti estensivi			
Lagunaggio aerato	B	B	B
Lagunaggio naturale	A	M	M/A ¹
Fitodepurazione subsuperficiale	M	B	M/A
Sistemi a dispersione sul suolo	B	B	B
Trattamenti intensivi biologici con trattamenti specifici			
Aerazione Prolungata	A	A	A
SBR	A	A	A
Dischi biologici	M ²	A	A
Percolatori	M ²	A	A
Membrane	A	A	A

(1) In funzione della stagione

(2) Solo nitrificazione

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

Nella Tabella 7 si riportano le valutazioni connesse con aspetti 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.

I trattamenti meccanici ed i trattamenti biologici estensivi si caratterizzano per una pressoché completa assenza di consumi energetici ed anche in termini di manutenzione e qualifica del personale addetto hanno richieste inferiori rispetto a quelli intensivi.

Tabella 7: Implicazioni gestionali

Trattamento	Richiesta di personale specializzato	Frequenza degli interventi	Consumi energetici ¹	Controllo a distanza
Aerazione Prolungata	M	M	M	Auspicabile
SBR	M	M	M	Necessario
Dischi biologici	B	B	B	
Percolatori	B	M	B	
Membrane	A	M	A	Necessario
Lagunaggio aerato	B	B	M	
Lagunaggio naturale	n.s.	B	n.s.	
Fitodepurazione subsuperficiale	B	M	n.s.	
Fosse settiche	n.s.	n.s.	n.s.	
Fosse Imhoff	n.s.	B	n.s.	
Sistemi a dispersione sul suolo	n.s.	n.s.	n.s.	

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

Legenda A: alto M: medio
 B: basso n.s.: non significativo

Riteniamo utili anche alcune valutazioni comparative sulla produzione e sul grado di stabilizzazione dei fanghi, vedi tabella 8. Per tutti i trattamenti che richiedono una fase di sedimentazione primaria (fossa Imhoff o fossa settica) si deve tenere conto del materiale sedimentabile presente originariamente nel refluo, peraltro ridimensionato dal processo anaerobico subito. I processi biologici intensivi aggiungono ulteriori contributi alla produzione di fango la cui entità e stabilizzazione dipendono soprattutto dal tempo di residenza nei reattori. Per i processi a biomassa fissa (percolatori, dischi biologici) le

indicazioni di tabella presuppongono il completamento della stabilizzazione. Nei trattamenti estensivi il contributo dei fanghi secondari è molto basso o addirittura nullo.

Tabella 8: Produzione e grado di stabilizzazione dei fanghi

Trattamento	Produzione fanghi	Stabilizzazione
Aerazione Prolungata	M	A
SBR	M	A
Dischi biologici	A ¹	A ²
Percolatori	A	A
Membrane	M	AA
Lagunaggio aerato	B	A
Lagunaggio naturale	M ¹	AA
Fitodepurazione subsuperficiale	M ¹	A
Fosse settiche	B	A
Fosse Imhoff	M	A
Sistemi a dispersione sul suolo	B	A

(1) Compresi i fanghi del trattamento primario

(2) Con invio dei fanghi secondari in vasca Imhoff

Legenda AA: Molto alta A: alta M: media B: bassa

Tabella 9: Rilevanza degli impatti ambientali

Trattamento	Aspetti generali	Odori	Rumore	Presenza di insetti
Aerazione Prolungata	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.
Lagunaggio aerato	M	B	M	M
Lagunaggio naturale	B	B	n.s.	A
Fitodepurazione subsuperficiale	B	B	n.s.	M
Fosse settiche	B	M	n.s.	n.s.
Fosse Imhoff	A	A	n.s.	M
Sistemi a dispersione sul suolo	B	B	n.s.	n.s.

Legenda A: alto M: medio
 B: basso n.s.: non significativo

In sede di stesura dei pareri è molto importante poter valutare la rilevanza degli impatti ambientali, con particolare riferimento alla generazione di odori e rumori ed alla presenza di insetti. In tabella 9 si riportano alcune valutazioni che si riferiscono alle abituali modalità realizzative dei sistemi di trattamento

e non considerano interventi di copertura salvo i casi in cui essi sono abituali (processi a membrana, dischi biologici). Per i trattamenti estensivi le indicazioni di tabella si riferiscono alla fase secondaria: per essi va tenuto conto della presenza di fosse Imhoff o fosse settiche. Non sono stati considerati interventi di deodorizzazione.

Nella tabella 10 si riportano infine valutazioni sulla flessibilità di trattamento riguardo a variazioni del carico e della portata.

Tabella 10 Flessibilità in funzione delle variazioni di carico organico ed idraulico

Trattamento	Variazioni di carico organico	Variazioni di carico idraulico
Aerazione Prolungata	A	M
SBR	A	A
Dischi biologici	M	M
Percolatori	M	M
Membrane	A	B
Lagunaggio aerato	A	A
Lagunaggio naturale	A	A
Fitodepurazione subsuperficiale	A	A
Fosse settiche	n.s.	M
Fosse Imhoff	n.s.	M
Sistemi a dispersione sul suolo	A	A

Legenda A: alto M: medio
 B: basso n.s.: non significativo

4. Fosse Settiche e Imhoff

Le fosse settiche e le fosse Imhoff costituiscono semplici e affidabili dispositivi per il trattamento primario dei reflui. Si tratta di sistemi di depurazione “passivi”, molto stabili. Un tempo venivano utilizzate anche per il trattamento dei reflui di grandi comunità; attualmente vengono adottate soprattutto nel settore delle piccole comunità, sebbene non manchino applicazioni per medie potenzialità.

4.1 Fosse settiche

La fossa settica o biologica è un sistema di trattamento dei reflui civili utilizzato per molto tempo come unico trattamento dei liquami; oggi viene utilizzata prevalentemente come pretrattamento, secondo un'impostazione più razionale.

Nella sua configurazione più semplice, la fossa settica, è costituita da una vasca a una sola camera. La particolare conformazione della vasca obbliga i liquami ad attraversare la massa liquida in essa contenuta, dove subiscono una fermentazione anaerobica, con conseguente solubilizzazione di una parte dei solidi sospesi e sedimentazione dei restanti. In questo modo dalla vasca esce un liquido

condizionato, cioè con una limitata concentrazione di solidi sospesi, trasformati prevalentemente in solidi disciolti e colloidali.

I fenomeni biologici e fisico-chimici che avvengono in una fossa settica sono molto complessi; le fermentazioni anaerobiche sono generalmente di tipo acido o appunto settico.

Mentre sul fondo si raccolgono le sostanze sedimentabili sotto forma di fango [mediamente si può assumere una produzione unitaria giornaliera di $0,3 \div 0,6 \text{ l}/(\text{AE d})$], in superficie si viene a formare una crosta, cioè uno strato di schiuma consolidata, che galleggia per la presenza di sostanze a basso peso molecolare e per l'effetto di flottazione dei gas che si liberano a seguito dei processi anaerobici. Come verrà indicato nel seguito, è necessario prevedere opportuni accorgimenti per evitare che sia il fango sia la schiuma possano uscire con l'effluente dalla vasca.

Con le fosse settiche si riescono a raggiungere diversi obiettivi:

- la separazione dei solidi sedimentabili, dei materiali grossolani, delle sabbie, degli oli e dei grassi presenti nelle acque reflue
- la riduzione per decomposizione di una frazione consistente delle sostanze organiche
- l'accumulo e lo stoccaggio prolungato dei materiali separati

La compartimentazione, cioè la suddivisione in più camere, influisce in modo significativo sull'efficienza di abbattimento. Con questa configurazione infatti gran parte dei solidi sedimentabili si accumula nel primo comparto e non riesce a passare nelle camere successive.

La compartimentazione si dimostra particolarmente opportuna quando si vogliono raggiungere elevati livelli di depurazione, particolarmente nell'abbattimento dei solidi sospesi.

Sono molto comuni fosse bicamerali, con il primo comparto di volume pari a $2/3$ del volume totale, o tricamerali caratterizzate da un rapporto fra i volumi delle tre camere di $2:1:1$. In questo caso il passaggio del liquame da una camera all'altra avviene tramite un'apertura posta nella parete separatoria a un'altezza tale da evitare il passaggio del fango o della crosta. La compartimentazione può essere realizzata anche disponendo due o tre fosse settiche monocamerali in serie, in genere di tipo prefabbricato.

4.1.1 Campo di applicazione

Le fosse settiche venivano un tempo utilizzate come unico trattamento delle acque reflue prima dello smaltimento finale in un corpo idrico ricettore ed erano al servizio anche di comunità piuttosto numerose, fino a qualche decina di migliaia di abitanti.

Attualmente, esse sono utilizzate normalmente per comunità che non superano i $500 \div 1000$ abitanti e solo raramente per comunità di dimensioni maggiori. Il campo di applicazione in pratica si restringe però a piccoli agglomerati con un massimo di 200 abitanti con range ottimale di $0 \div 50 \text{ Ab.Eq.}$

Le fosse settiche trovano tuttora frequente utilizzazione nei centri abitati, come trattamento

individuale degli scarichi di abitazioni e condomini, prima dell'immissione nel sistema fognario.

Attualmente, le fosse settiche sono frequentemente impiegate come pretrattamento a monte di trattamenti secondari in sistemi di tipo naturale, quali sistemi di subdispersione o di fitodepurazione a flusso subsuperficiale.

In tali casi, si tende a utilizzare vasche di tipo pluricompartimentato, in grado di garantire un'elevata qualità all'effluente finale, con un minimo trascinarsi di solidi sospesi, che notoriamente tendono a intasare il mezzo filtrante dello stadio successivo.

Le fosse settiche vengono utilizzate anche come pretrattamento meccanico a monte di piccoli impianti di depurazione per il trattamento secondario (fanghi attivi o filtri percolatori), con l'esclusivo scopo di eliminare efficacemente solo i materiali grossolani, gli oli e i grassi. Le fosse settiche sostituiscono di fatto gli stadi di grigliatura e disoleatura.

Per assolvere questa funzione la configurazione delle fosse settiche è molto semplice: nel caso in cui a valle ci sia un impianto a fanghi attivi, ci si può limitare a una fossa a una sola camera, in quanto non interessa una vera e propria funzione di depurazione. Nel caso in cui a valle ci sia un impianto a filtri percolatori, o comunque a massa adesa, più sensibile ai rischi di intasamenti per effetto di materiale che sfugge dalla fossa, è consigliata una fossa bicamerale.

Il fatto che dalla fossa settica esca un liquame privo di ossigeno e ricco di composti riducenti, in particolare di idrogeno solforato, può creare problemi nei trattamenti aerobici a valle. A questi si fa fronte con dimensionamenti abbondanti degli impianti di trattamento aerobico, o inserendo una fase di aerazione prima dei trattamenti aerobici, assicurandosi che poi sia effettuato un efficace abbattimento degli odori dovuti al conseguente stripping.

4.1.2 Criteri di dimensionamento

Nel progettare le fosse settiche è sempre opportuno sovradimensionare i volumi specie nel caso di utilizzo come pretrattamento di un sistema secondario. Per avere rendimenti maggiori è opportuno suddividere la vasca in tre camere, con la prima di volume doppio rispetto alle altre due.

Nel dimensionare le fosse settiche, i volumi unitari (m^3/AE) si differenziano in relazione alla presenza ed al tipo di trattamento successivo come riportato in tabella 11:

Tabella 11 Volume unitario della fossa in relazione al tipo di post-trattamento

Volume unitario m^3/AE	Trattamento Successivo
0.3÷0.6	Filtri percolatori, dischi biologici, fanghi attivi
1.0÷2.2	Dispersione sub-superficiale
3.5	Nessun trattamento

Da ricordare che per installazioni al di sotto di 50 abitanti valgono i criteri e le indicazioni riportate nella deliberazione CITAI (Allegato 5 punto 3) che, tra l'altro, precisa che le fosse settiche non sono accettabili per nuove installazioni.

4.1.3 Livello depurativo conseguibile

I rendimenti depurativi conseguiti possono essere anche assai elevati, tuttavia non sempre sono garantiti e costanti nel tempo, per gli inevitabili scambi fra fango di fondo e liquido che esce dalla vasca, che comportano un arricchimento nell'effluente delle sostanze che si liberano dal fondo.

I rendimenti sono tanto più elevati quanto maggiore è il volume delle vasche, e maggiore il grado di compartimentazione.

Nella tabella 12 sono riportate le percentuali di rimozione dei principali inquinanti sulla base di dati di letteratura.

Tabella 12: Rendimenti di abbattimento per i principali parametri.

Parametro	Rimozione %
COD	28÷56
BOD ₅	18÷54
TKN	0÷22
P _{tot}	0÷40
Solidi sospesi	48÷98
Solidi sedimentabili	92÷100

L'abbattimento della carica microbica si attesta intorno al 30%, nell'effluente sono comunque presenti virus ed organismi patogeni.

Per quanto sia stata largamente dimensionata, il passaggio attraverso la fossa settica di solito non può costituire l'unico trattamento prima dell'immissione in un corpo idrico superficiale.

4.1.4 Vincoli di impiego

Nel caso di impiego per abitazioni isolate deve essere esclusa l'immissione di acque meteoriche.

Devono essere rispettate le distanze tra le fosse ed eventuali pozzi di approvvigionamento.

La necessità di una periodica pulizia delle fosse con autobotti, deve prevedere un adeguato accesso dei mezzi di espurgo.

Gli eventuali problemi di esalazione di cattivi odori, si possono controllare o portando la tubazione di aerazione delle fosse ad un'altezza tale da ottenere una opportuna diluizione, oppure adottando filtri a carboni attivi.

Le vasche devono essere perfettamente a tenuta, sia per i rischi di inquinamento verso l'ambiente esterno, sia soprattutto per i rischi di drenaggio di acque parassite all'interno delle stesse, con sovraccarico del sistema.

4.2 Fosse Imhoff

Le fosse Imhoff, o vasche a due piani, costituiscono il primo esempio di impianto compatto di tipo combinato nella depurazione delle acque. Nel passato hanno trovato vaste applicazioni anche per le grandi comunità, attualmente sono applicate soprattutto per le piccole comunità, anche se non mancano applicazioni per comunità di parecchie migliaia di abitanti.

Lo schema di una fossa Imhoff prevede due comparti: uno superiore di sedimentazione e uno inferiore di accumulo e di digestione anaerobica dei fanghi sedimentati. I solidi sospesi sedimentabili presenti nei liquami, catturati nel comparto di sedimentazione superiore, scendono attraverso apposite fessure di comunicazione nel comparto inferiore. Qui le sostanze organiche subiscono una fermentazione anaerobica, con conseguente stabilizzazione, che consente ai fanghi di essere sottoposti agevolmente e senza inconvenienti ai successivi trattamenti e manipolazioni.

Il passaggio fra il comparto superiore e quello inferiore viene realizzato in modo che i gas che si liberano dalla fermentazione anaerobica nel comparto inferiore (principalmente CO_2 e CH_4), possano allontanarsi senza interferire con il processo di sedimentazione che avviene nel comparto superiore.

Le fosse Imhoff si distinguono dalle settiche per il fatto che la separazione fisica fra il comparto superiore di sedimentazione e il comparto inferiore di digestione anaerobica consente, da un lato, di ottenere un effluente finale in condizioni *fresche* (dato il basso tempo di ritenzione, nel comparto di sedimentazione), dall'altro, di realizzare la digestione del fango nel comparto inferiore in condizioni più uniformi e controllate.

4.2.1 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).

Le fosse Imhoff si prestano, meglio delle fosse settiche, ad un trattamento autonomo in quanto i liquami depurati escono chiarificati e allo stato fresco, dopo poche ore di permanenza nel comparto di sedimentazione. Nel caso comunque che le fosse settiche siano dimensionate con adeguata abbondanza (almeno 2000 l/AE), possono essere del tutto competitive quanto a qualità dell'effluente.

Nella loro configurazione classica, a monte delle fosse Imhoff è indispensabile un trattamento preliminare di grigliatura o triturazione, in modo da evitare che le fessure di comunicazione fra i due comparti s'intasino per il passaggio dei corpi grossolani presenti nei liquami, specie quando le fessure sono di dimensioni molto ridotte. Risulta opportuno anche un trattamento di disoleatura autonomo.

Proprio per queste specifiche esigenze gestionali (pulizia relativamente frequente delle fessure di collegamento fra i due comparti, gestione di sistemi di pretrattamento) le fosse Imhoff, si prestano bene per applicazioni in un campo che deve essere al minimo di 100÷200 abitanti, fino a un massimo che attualmente tende a non superare i 5000 abitanti.

Per configurazioni che non richiedono trattamenti preliminari le fosse Imhoff si prestano al trattamento dei reflui di piccole utenze anche se sono sconsigliate per un numero di abitanti inferiore a 30÷50 in quanto le punte di portata di utenze più piccole potrebbero creare problemi nella fase di sedimentazione. In questo caso sono preferibili le fosse settiche.

Nel caso di utilizzo a monte di trattamenti nei quali il liquame in uscita deve essere assorbito dal terreno (subdispersione o fitodepurazione con sistema subsuperficiale), l'effluente delle fosse settiche appare più facilmente assorbibile di quello delle fosse Imhoff pertanto, nonostante la normativa italiana pare propenda per l'utilizzazione generalizzata delle fosse Imhoff, in questi casi appare preferibile l'utilizzazione delle fosse settiche. Tanto più che queste non richiedono alcun pretrattamento, necessitano di profondità di scavo assai inferiori, e quindi, a parità di volume, sono meno costose e di più semplice gestione.

Dall'analisi comparativa effettuata relativamente alla situazione straniera appare generalizzato l'impiego, quale pretrattamento prima di sistemi di dispersione sotto la superficie del terreno e di fitodepurazione, delle fosse settiche e non delle fosse Imhoff.

4.2.2 Criteri di dimensionamento

Per installazioni al di sotto di 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 13, 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/AE

Tabella 13: Criteri di dimensionamento per vasche Imhoff al di sopra di 50 AE

Potenzialità	50 – 250 AE	250 – 2000 AE
<u>Comparto di sedimentazione</u>		
Tempo di residenza	6 ore	4÷6 ore
Volume unitario	40 l/AE	30÷40 l/AE
Volume totale	≥ 3000 l	-
<u>Comparto di digestione</u>		
Volume unitario	90 l/AE	60÷90 l/AE

Per il comparto superiore di sedimentazione si adottano volumi unitari di $30\div 60$ l/AE, con un apporto idraulico unitario di 200 l/(AE d), corrispondente a tempi di ritenzione della portata media dell'ordine di $3.5\div 7$ h, con volume adeguatamente ampio per tenere conto delle punte di portata, particolarmente elevate nelle piccole comunità.

Per quanto riguarda il comparto inferiore di digestione, i volumi dovrebbero essere teoricamente inferiori a quelli delle fosse settiche, se il parametro di riferimento fosse il grado di stabilizzazione del fango, in quanto nel comparto inferiore delle fosse Imhoff il processo di digestione avviene in condizioni più tranquille e controllate. In pratica i criteri di dimensionamento diventano simili in quanto si deve disporre di un volume di vasca che garantisca un certo intervallo di tempo tra due successivi prelievi di fango di supero.

4.2.3 Livello depurativo conseguibile

I rendimenti depurativi conseguiti con le fosse Imhoff sono quelli tipici delle vasche di sedimentazione primaria:

Tabella 14: Rendimenti di abbattimento per i principali parametri.

Parametro	Rimozione %
COD	$25\div 35$
BOD ₅	$25\div 35$
Solidi sospesi	$55\div 65$
Solidi sedimentabili	$85\div 90$

La riduzione della carica microbica e dei virus è piuttosto modesta (rispettivamente in media $25\div 50\%$ e $10\div 20\%$) e comunque inferiore a quella delle fosse settiche.

4.2.4 Vincoli di impiego

I vincoli di impiego sopra descritti per le fosse settiche valgono anche per le fosse Imhoff ad esclusione dei problemi legati a maleodoranze, in questo caso, molto più contenute.

Per le fosse Imhoff il considerevole sviluppo verticale dei manufatti ne può vincolare il posizionamento altimetrico in situazioni di falda superficiale.

5. Dispersione sotto la superficie del terreno

Per comunità isolate di piccola entità, da tempo vengono adottati sistemi di depurazione che prevedono, previa opportuni pretrattamenti (fossa settica, fossa Imhoff o trattamenti aerobici) il trattamento finale e/o lo smaltimento dei liquami al di sotto della superficie del terreno.

L'allegato 2 al DPGR 46/R riporta al capo 2 le "Disposizioni per lo scarico sul suolo di acque reflue domestiche da impianti con carico minore o uguale a 100 AE". Vengono presi in considerazione la sub-irrigazione e la percolazione nel terreno mediante sub-irrigazione con drenaggio.

Queste tipologie di trattamento vengono adottate anche per lo scarico in acque superficiali interne (vedi allegato 3 al DPGR 46/R capo 1, tabella 2 punti 1, 2); in questo caso la sub-irrigazione "costituisce parte dell'affinamento del refluo per mezzo dell'ossidazione e digestione garantita dal suolo stesso, e non si configura come organo di scarico sul suolo".

Nel terreno può avvenire: il trattamento depurativo, più o meno spinto a seconda del pretrattamento che ha subito il liquame, oppure solo il trattamento del liquame. In quest'ultimo caso il liquame non viene assorbito dal terreno ma, dopo essere stato depurato sotto la superficie, emerge per essere immesso in un corpo idrico recettore. Tali sistemi sono ovviamente dotati di opere di drenaggio che raccolgono e allontanano il liquame.

La dispersione del liquame si effettua tramite apposite tubazioni, direttamente sotto la superficie del terreno, dove esso viene assorbito e gradualmente degradato biologicamente. Tali sistemi sfruttano la capacità del terreno di:

- trasformare le sostanze organiche biodegradabili, tramite l'azione biologica, in composti minerali stabili;
- ridurre fino quasi ad annullare la carica di microrganismi presenti nelle acque reflue
- ridurre la concentrazione di una serie di composti chimici per effetti di adsorbimento, scambio ionico ecc.
- trasformare l'azoto organico (proteine e urea) ad ammoniaca che viene poi sottoposta ad un processo di nitrificazione ed in alcuni casi anche di parziale denitrificazione.

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 (1 m 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 terreni permeabili che presentino rischi di inquinamento della falda e per i quali è opportuno procedere ad un intervento di impermeabilizzazione artificiale dello scavo.

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.

5.1. 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.

I sistemi che prevedono lo smaltimento in falda sono adatti solo per piccole comunità di carattere esclusivamente domestico e sono da escludere per insediamenti commerciali o artigianali.

Le reazioni biologiche avvengono senza un contatto diretto con l'atmosfera e pertanto viene evitato il rischio di esalazioni di cattivi odori come nel caso di applicazioni superficiali dei reflui.

L'EPA considera da tempo (1980) la dispersione nel terreno il sistema più affidabile di trattamento e smaltimento del liquame per comunità isolate.

5.2 Criteri di dimensionamento

Per le installazioni di minori dimensioni (al di sotto dei 100 A.E.) valgono i criteri e le indicazioni riportate nella Deliberazione CITAI, Allegato 5, punti 5 e 7 e ripresi nell'allegato 2 al DPGR 46/R capo 2, paragrafo 2.4 e 2.5.

Si riportano inoltre in tabella 15 ulteriori indicazioni sul dimensionamento delle trincee e dei letti di dispersione in funzione delle caratteristiche del terreno e del livello della falda idrica. I dati di tabella relativi alle trincee si riferiscono ad una larghezza di 0.60 m. La superficie di infiltrazione presa in considerazione è quella del fondo.

Il dimensionamento dei sistemi di dispersione viene effettuato in funzione della permeabilità del terreno e della profondità della falda.

Tabella 15 – Criteri di dimensionamento di sistemi a dispersione

Conducibilità idraulica K_f (m/d)	12÷1.2	1.2÷0.48	0.48÷0.24	0.24÷0.14
Caratteristiche del terreno	Suoli sabbiosi, suoli molto permeabili	Suoli sabbiosi-limosi, suoli permeabili	Suoli limosi, suoli poco permeabili	Suoli argillosi, marnosi, suoli quasi impermeabili
Suolo ben drenato (falda depressa, profondità dal suolo > 1.5 m)				
Trincea di dispersione per abitazione di 3÷4 persone (A in m ² e L in m)	15m ²	25 m ²	40 m ²	60 m ²
	25m	42m	70m	100m
Incremento per ogni abitante in più (m ² e m)	5 m ²	8 m ²	13 m ²	
	8m	14m	23m	
Letto di dispersione per abitazione di 3÷4 persone (A in m ²)	25 m ²	45 m ²		
Incremento per ogni abitante in più (m ²)	8 m ²	15		
Suolo mediamente drenato (profondità della falda dal suolo 1÷1.5 m)				
Trincea di dispersione per abitazione di 3÷4 persone (A in m ² e L in m)	20 m ²	30 m ²	50 m ²	
	35m	50m	85m	
Incremento per ogni abitante in più (m ² e m)	6 m ²	10 m ²		
	12m	17m		
Letto di dispersione per abitazione di 3÷4 persone (A in m ²)	35 m ²			
Incremento per ogni abitante in più (m ²)	12 m ²			
Suolo mal drenato (profondità della falda dal suolo 0.5÷1 m)				
	non applicabile	non applicabile	non applicabile	non applicabile

5.3 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.

Come indicazioni di massima, si riportano nella tabella 16 le caratteristiche dei suoli e la loro attitudine alla realizzazione di un sistema di sub dispersione. Se uno dei requisiti minimi non viene rispettato dal sito in esame si consiglia di evitare lo smaltimento per sub dispersione

Tabella 16: Caratteristiche dei terreni e attitudine alla realizzazione dei sistemi di sub dispersione.

Caratteristiche	Molto favorevoli	Favorevoli	Poco favorevoli	Escluso
Pendenza terreno (%)	<2	2÷8	8÷15	>15
Profondità strato permeabile a elevata vulnerabilità (m)	>2	1.5÷2	1÷1.5	<1
Profondità substrato impermeabile (m)	>2.5	1.5÷2.5	1÷1.5	<1
Livello della falda (m)	>3	3÷1	1÷0.5	<0.5

6. Lagunaggio naturale (stagni biologici)

Nella tabella 2 dell'allegato 3 al DPGR 46/R – 2008, sono riportati alcuni trattamenti che fanno riferimento espresso all'adozione di “stagni” di vario tipo. Gli stagni rientrano a pieno titolo in una tecnica di trattamento naturale nota come “Lagunaggio” o meglio come “Lagunaggio naturale” per distinguerlo dal “Lagunaggio areato” nel quale l'ossigeno necessario al mantenimento delle condizioni aerobiche viene fornito artificialmente.

I bacini di lagunaggio costituiscono un valido sistema di depurazione, caratterizzato da costi di costruzione relativamente bassi e da una gestione particolarmente semplice. Si tratta di bacini scavati nel terreno, nei quali il liquame soggiorna per tempi prolungati ed è soggetto ad un processo di depurazione naturale, prevalentemente di tipo biologico.

I bacini di lagunaggio sono stati ampiamente utilizzati negli USA fino dall'inizio del secolo scorso, ma anche in vari paesi europei (Francia , Germania ed Europa dell'est) sono operativi moltissimi impianti. La recente normativa ha favorito lo sviluppo anche in Italia.

Nel lagunaggio sono comunque richiesti dei pretrattamenti come grigliatura e disoleatura ed anche il dissabbiamento o, per piccoli impianti, la fossa settica o la fossa Imhoff.

Oltre alla funzione di trattamento contemporaneamente primario e secondario, gli stagni di ossidazione possono avere anche funzione di trattamento terziario, a valle di trattamenti secondari.

I diversi tipi di stagni biologici differiscono tra loro da un punto di vista costruttivo per la profondità e quindi per l'altezza d'acqua, per il carico organico e per il tipo di trattamento che debbono assolvere (trattamento secondario o di affinamento).

Si distinguono tre tipi di stagni biologici:

- *Stagni aerobici - anaerobici (facoltativi)* caratterizzati da profondità compresa tra 1 e 2 m e da un limitato fattore di carico organico superficiale [Kg BOD₅/(ha d)], in relazione prevalentemente alla temperatura media. Sulla loro superficie si instaurano condizioni aerobiche, mentre sul fondo condizioni anaerobiche. Solitamente vengono usati come

trattamento secondario ma possono assolvere anche ad una funzione di affinamento a valle di un impianto convenzionale.

- *Stagni aerobici* dove la modesta profondità (0.4 – 0.6 m) fa sì che la luce possa raggiungere tutti gli strati e la fotosintesi algale possa svilupparsi su tutta la massa d'acqua. Il fattore di carico organico superficiale applicabile è molto basso e quindi sono richieste grandi superfici. Sono usati prevalentemente con funzione di affinamento. Data la modesta altezza d'acqua, se non sono stati precedentemente impermeabilizzati, nei bacini possono crescere piante acquatiche rendendo il sistema assimilabile ad un sistema di fitodepurazione a flusso superficiale.
- *Stagni anaerobici* profondi 4 – 6 m caratterizzati da un elevato fattore di carico organico. Le sostanze organiche sono degradate esclusivamente per via anaerobica con possibilità di esalazioni moleste, specialmente se le acque in ingresso sono ricche di solfati da cui può svilupparsi idrogeno solforato. L'adozione di questi stagni può risultare adatta alle piccole comunità, solo se l'applicazione avviene con particolari criteri. Questi bacini vengono spesso usati per il pretrattamento a monte di bacini di tipo aerobico – anaerobico.

Si tratta in ogni caso di un processo di tipo estensivo, che utilizza condizioni aerobiche o anaerobiche o entrambe, a fini depurativi. Quando si instaurano *condizioni aerobiche* la degradazione della sostanza organica avviene per effetto di colture batteriche libere. 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.

Quando per effetto della profondità si instaurano *condizioni anaerobiche* i solidi sedimentabili che si depositano vengono idrolizzati da microrganismi, con trasformazione delle sostanze organiche in metano, ammoniaca, anidride carbonica ed idrogeno solforato.

Negli stagni facoltativi, i più diffusamente realizzati, si inducono condizioni aerobiche in superficie ed anaerobiche sul fondo sfruttando entrambi gli effetti oltre alla "simbiosi" che si induce tra batteri ed alghe, con mutuo vantaggio: le alghe rendono disponibile l'ossigeno ai batteri aerobi, mentre l'anidride carbonica prodotta nei processi fermentativi viene utilizzata dalle alghe, per la fotosintesi clorofilliana.

In tempi recenti si tende a creare sistemi depurativi che sfruttano le diverse caratteristiche dei vari tipi di stagno sopra descritti e che prevedono la disposizione in serie di sistemi adatti ad un trattamento di

sgrossatura (stagno anaerobico), ad un trattamento secondario (stagno facoltativo) e ad un finissaggio (stagno aerobico o fitodepurazione a flusso superficiale FWS)

In alcuni casi sono necessari dei pretrattamenti che possono prevedere 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.

6.1. 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. E' proponibile solo in zone di bassa densità abitativa. L'assenza di significative costruzioni in muratura consente un buon inserimento 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.

6.2. Criteri di dimensionamento

Il dimensionamento è effettuato in base ai carichi superficiali di BOD riportati nella Tabella 17, con le conseguenti superfici unitarie calcolate per un apporto di BOD di 60 g BOD/(A.E d)

Tabella 17: Criteri di dimensionamento per processi di lagunaggio naturale

Tipo di lagunaggio	Carico superficiale di BOD ($\text{gm}^{-2}\text{giorno}^{-1}$)	Superficie pro capite m^2AE^{-1}
Facoltativo	7.5 - 10	8 - 6
Aerobico di finitura	B	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 m^2 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 m^2/AE .

6.3. 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). 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 . 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

6.4. 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 conseguente 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 microalghe. 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.

7. Gli impianti di fitodepurazione

La Fitodepurazione rientra tra i “Sistemi di depurazione naturale” insieme al lagunaggio ed agli impianti a Lemna :

Fitodepurazione (zone umide artificiali): con il termine fitodepurazione si identifica un trattamento naturale, le cui componenti sono costituite da suolo, batteri e piante, della famiglia delle macrofite. I sistemi di fitodepurazione, sperimentati e lungamente studiati a livello internazionale, sono classificati in base al tipo di macrofite utilizzate (galleggianti, radicate sommerse, radicate emergenti) ed alle caratteristiche del cammino idraulico delle acque reflue in:

- **FWS**: i sistemi a flusso libero riproducono, quanto più fedelmente, una zona palustre naturale, dove l'acqua è a diretto contatto con l'atmosfera e generalmente poco profonda, e le essenze vegetali che vi vengono inserite appartengono ai gruppi delle elofite e delle rizofite
- **SFS-h** o **HF**: i sistemi a flusso sommerso orizzontale sono vassoi riempiti con materiale inerte, dove i reflui scorrono in senso orizzontale in condizioni di saturazione continua (reattori “plug-flow”) e le essenze utilizzate appartengono alle macrofite radicate emergenti;
- **SFS-v** o **VF**: i sistemi a flusso sommerso verticale sono vassoi riempiti con materiale inerte, dove i reflui scorrono in senso verticale in condizioni di saturazione alternata (reattori “batch”) e le essenze utilizzate appartengono alle macrofite radicate emergenti.

I sistemi a flusso sommerso orizzontale HF sono costituiti da vasche opportunamente impermeabilizzate, che vengono riempite di materiale inerte con granulometria prescelta (es. ghiaie), in cui si fanno sviluppare le radici delle macrofite emergenti (comunemente utilizzata la *Phragmites australis*).

Il flusso di acqua è mantenuto costantemente al di sotto della superficie da uno speciale dispositivo, venendo così a creare un ambiente prevalentemente anossico, ricco tuttavia di micrositì aerobici sulle radici delle piante. Questa varietà delle condizioni redox rende il sistema estremamente elastico, versatile ed efficiente a fronte di diverse tipologie di reflui da trattare e di variazioni del contenuto inquinante.

Durante il passaggio dei reflui, attraverso il materiale di riempimento e la rizosfera delle macrofite (che costituiscono un sistema a biomassa adesa), la materia organica viene decomposta dall'azione microbica e l'azoto viene denitrificato. Il fosforo ed i metalli pesanti vengono fissati per adsorbimento sul materiale di riempimento. I contributi della vegetazione al processo depurativo possono essere ricondotti sia allo sviluppo di una efficiente popolazione microbica aerobica nella rizosfera sia all'azione di pompaggio di ossigeno atmosferico dalla parte emersa all'apparato radicale e quindi alla porzione di suolo circostante, con conseguente migliore ossidazione del refluo e creazione di una alternanza di zone aerobiche, anossiche ed anaerobiche, con conseguente sviluppo di diverse famiglie di microrganismi specializzati e scomparsa pressoché totale dei patogeni, particolarmente sensibili ai rapidi cambiamenti nel tenore di ossigeno disciolto. I sistemi a flusso sommerso orizzontale assicurano una maggiore protezione termica dei liquami nella stagione invernale, specie nel caso che si possano prevedere frequenti periodi di copertura nevosa.

Nei sistemi a flusso sommerso verticale VF la configurazione è del tutto simile a quelli appena descritti. La differenza consiste nel fatto che il refluo da trattare scorre verticalmente nel *medium* di riempimento (percolazione) e viene immesso nelle vasche con carico alternato discontinuo, mentre nei sistemi HF si ha un flusso a pistone, con alimentazione continua (approssimabile a un reattore "plug-flow").

Questa metodologia con flusso intermittente (reattori "batch") viene spesso configurata su più vasche in parallelo, che funzionano a flusso alternato, in modo da poter regolare i tempi di riossigenazione del letto variando frequenza e quantità del carico idraulico in ingresso, mediante l'adozione di pompe o di dispositivi a sifone autoadescante, opportunamente dimensionati.

Le essenze impiegate sono le stesse dei sistemi a flusso orizzontale (macrofite radicate emergenti). Il *medium* di riempimento si differenzia, invece, dai sistemi a flusso orizzontale in quanto si devono utilizzare granulometrie più fini, che permettono una lenta percolazione delle acque e quindi una distribuzione quanto più omogeneamente possibile su tutta la superficie del letto. Le sabbie grossolane hanno una adeguata conducibilità idraulica per una lenta filtrazione verticale e offrono, inoltre, un più vantaggioso rapporto tra volume occupato e superficie totale disponibile per la biomassa adesa in confronto ai sistemi HF.

I tempi di ritenzione idraulici nei sistemi a flusso verticale sono abbastanza brevi: la sabbia diminuisce la velocità del flusso, ciò favorisce sia una parziale denitrificazione che l'adsorbimento del fosforo da parte della massa filtrante.

I sistemi a flusso libero FWS consistono in vasche o canali dove la superficie dell'acqua è esposta all'atmosfera ed il suolo, costantemente sommerso, costituisce il supporto per le radici delle piante emergenti; anche in questi sistemi il flusso è orizzontale e l'altezza delle vasche generalmente è limitata a poche decine di centimetri. In questi sistemi i meccanismi di abbattimento riproducono esattamente tutti i fattori in gioco nel potere autodepurativo delle zone umide.

7.1 Campo di applicazione

In genere il campo di applicazione della fitodepurazione è riferibile a liquami di natura civile (o ad essi assimilabili) e, in special modo, a sistemi di trattamento secondario; ma i sistemi di depurazione naturali delle acque reflue possono essere applicati a tipologie di reflui molto differenziati tra loro, sia come trattamenti secondari che trattamenti terziari (post trattamenti).

I trattamenti terziari sono generalmente applicati a reflui, precedentemente depurati con impianti di tipo chimico-fisico e/o impianti ad ossidazione (impianti a fanghi attivi, impianti a biodischi, etc.), le cui caratteristiche non soddisfano i limiti imposti dalla normativa italiana ed europea.

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.

7.2 Criteri di dimensionamento

Generalmente gli impianti di fitodepurazione prevedono, per utenze medio grandi, uno stadio di trattamento preliminare. La complessità dei sistemi di pretrattamento dipende essenzialmente dalla natura del refluo che si deve trattare ed ha la funzione di eliminare le parti grossolane, che potrebbero causare indesiderati fenomeni di intasamento. Lo stadio successivo, di sedimentazione primaria, che per piccole utenze diventa il primo stadio, ha invece la funzione di rimuovere buona parte dei solidi sedimentabili e può essere costituito da una vasca Imhoff, da una vasca tricamerale o da una classica vasca di sedimentazione.

Il trattamento secondario di fitodepurazione può essere invece costituito da una o più vasche di uguale o diversa tipologia (in quest'ultimo caso si parla di sistemi di fitodepurazione "ibridi" o multistadio), disposte in serie e/o in parallelo: la configurazione impiantistica dipende da numerosi fattori quali obiettivi depurativi, morfologia dell'area di intervento, natura del refluo, etc.

Le soluzioni possibili sono, quindi, molteplici, alcune di queste sono di seguito descritte:

1. *Sistema di fitodepurazione a flusso sommerso orizzontale*: le vasche sono disposte su due linee in parallelo per facilitare le operazioni di manutenzione. È ottimale per utenze medie, quando si vuole ottenere alti abbattimenti di carico organico, solidi sospesi e carica batterica, ma non è richiesto un abbattimento spinto delle sostanze azotate.
2. *Sistema di fitodepurazione a flusso sommerso verticale* (provvisto di vasca di equalizzazione): ottimale per interventi su piccole utenze turistiche con presenze oscillanti, quando è richiesto un efficace abbattimento dell'azoto ammoniacale, oltre che del carico organico e dei solidi sospesi; oppure per i climi rigidi, quando i processi biologici tipici dei sistemi a flusso orizzontale sono fortemente rallentati.
3. *Sistema di fitodepurazione ibrido di tipo A*: costituito da un sistema a flusso sommerso verticale articolato su due vasche alimentate in modo alternato discontinuo, seguito da un sistema a flusso sommerso orizzontale; l'introduzione del sistema a flusso orizzontale ha lo scopo di ottenere una più efficiente denitrificazione dell'effluente in uscita dal sistema verticale.
4. *Sistema di fitodepurazione ibrido di Tipo B*: costituito da un sistema a flusso sommerso orizzontale, seguito da un sistema a flusso sommerso verticale articolato su due vasche alimentate in modo alternato discontinuo; lo stadio a flusso sommerso orizzontale ha il compito di rimuovere gran parte del carico organico e dei solidi sospesi rimasti dopo la fase di sedimentazione; lo stadio a flusso sommerso verticale consente, invece, di ottenere una forte ossidazione e una efficace nitrificazione senza incorrere in fenomeni di intasamento del filtro a sabbia. Tale schema può prevedere l'introduzione di un sistema di ricircolo dell'effluente in testa all'impianto, con lo scopo di ottenere una più efficiente denitrificazione dell'effluente.
5. *Sistema di fitodepurazione ibrido di tipo C*: costituito da un sistema a flusso sommerso orizzontale, seguito da un sistema a flusso sommerso verticale, da un altro sistema a flusso sommerso orizzontale e da un sistema a flusso libero: l'ulteriore stadio a flusso sommerso orizzontale svolge la denitrificazione del refluo, mentre lo stadio a flusso libero finale, oltre a completare la rimozione delle sostanze azotate, affina ulteriormente l'abbattimento della carica microbiologica.

6. *Sistema di fitodepurazione con obiettivi di riutilizzo dell'acqua depurata*: le acque nere e grigie vengono trattate separatamente; le acque grigie, caratterizzate da una maggiore biodegradabilità e da un minore contenuto di carica microbiologica, possono essere riutilizzate per diversi usi “meno nobili”, come per le cassette di risciacquo dei WC, l'irrigazione di giardini e aree a verde, il lavaggio dell'auto o di pavimenti.

Il dimensionamento di un impianto di fitodepurazione dipende da una serie di parametri da determinare durante la fase di indagine preliminare. Dopo aver fissato gli obiettivi depurativi in funzione del recapito finale del reflu ed aver scelto la tipologia depurativa e lo schema di impianto più adeguati, si può procedere ad un dimensionamento utilizzando i modelli accettati dalla comunità scientifica internazionale.

Nella successiva tabella 18 si riportano i criteri di dimensionamento per il trattamento secondario di liquami civili, basate sulle metodiche di dimensionamento ritenute più adeguate a livello scientifico internazionale e precedentemente descritte, in funzione degli obiettivi depurativi più comuni previsti dal quadro normativo italiano.

Tabella 18: Superfici utili richieste per il trattamento secondario dei reflui urbani e domestici al variare della tipologia utilizzata e degli obiettivi depurativi fissati dalla normativa italiana

		HF	VF	Sistema ibrido
a.e. > 2000 scarico in acque superficiali	Tab.1-3 – All.5 D.Lgs 152/2006	>10 m ² /a.e.	4-6 m ² / a.e.	2-5 m ² / a.e.
a.e. > 2000 scarico in acque superficiali, area sensibile	Tab.1-3 – All.5 D.L.152/2006 Trattamento	sconsigliato	4-6 m ² / a.e.	3-6 m ² / a.e.
a.e. > 2000 scarico sul suolo	Tab.4 – All.5 D.L.152/99	sconsigliato	5-7 m ² / a.e.	4-7 m ² / a.e.
a.e. < 2000: scarico in acque superficiali	Trattamento appropriato	2-4 m ² / a.e.	2-5 m ² / a.e.	2-4 m ² / a.e.
a.e. < 2000: scarico in acque superficiali, area sensibile	Trattamento appropriato	4-6 m ² / a.e.	4-6 m ² / a.e.	3-5 m ² / a.e.
a.e. < 2000: scarico sul suolo	Tab.4 – All.5 D.L.152/99 Trattamento appropriato alla risorsa idrica sotterranea	4-6 m ² / a.e.	4-6 m ² / a.e.	3-5 m ² / a.e.
riutilizzo irriguo (*)	D.M.185/03	4-6 m ² / a.e.	4-6 m ² / a.e.	3-5 m ² / a.e.
riutilizzo nei WC (*)	D.M.185/03	4-6 m ² / a.e.	4-6 m ² / a.e.	3-5 m ² / a.e.

(*) Può essere richiesto uno stadio finale di disinfezione (U.V., acido peracetico, sistema FWS).

7.3 Livello depurativo conseguibile

Il DPGR 46/R individua, come trattamenti appropriati, vari sistemi impiantistici che comprendono uno o più stadi di fitodepurazione. Sono compresi infatti sistemi che, previo pretrattamento di sedimentazione in fossa bicamerale, tricamerale o Imhoff, prevedono uno stadio subsuperficiale a flusso

orizzontale HF, o uno stadio a flusso subsuperficiale verticale VF, o una fitodepurazione combinata.(HF+VF+FWS).

I rendimenti depurativi conseguibili sono ovviamente diversi a seconda del sistema adottato. Come osservazione di carattere generale, i sistemi di fitodepurazione sono soggetti, specialmente nel periodo estivo, a fenomeni di evapotraspirazione, per cui la portata in uscita è inferiore a quella in ingresso, salvo che nei periodi di pioggia. Nel confrontare i rendimenti depurativi non è sufficiente quindi valutare le concentrazioni in ingresso ed in uscita dei singoli parametri, ma occorre una valutazione del bilancio di massa.

Nel caso di trattamento secondario i trattamenti sono molto elevati per l'abbattimento delle sostanze organiche (misurate come BOD₅ e come solidi sospesi, e possono arrivare a valori dell'80-90%. Più contenuti e difficilmente prevedibili sono invece i rendimenti nell'abbattimento dell'azoto e del fosforo. I sistemi a flusso orizzontale mediamente evidenziano abbattimenti del 25-35% per l'azoto e 15-25% per il fosforo.

La rimozione dei microrganismi riesce ad arrivare al 99.9-99.99% (pari a 3-4 unità logaritmiche)

I rendimenti depurativi di una filiera di trattamento comprendente una fase a flusso orizzontale seguita da una a flusso verticale sono analoghi a quelli conseguibili con un impianto ad aerazione prolungata per i parametri BOD e COD e addirittura migliori in termini di solidi sospesi. L'abbattimento dell'azoto arriva in questi casi al 50% mentre per il fosforo rimane assai limitato (15-30%).

7.4 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 sommersioni 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.

8. Gli impianti a fanghi attivi

Con il termine di “Processo a Fanghi Attivi” si definisce un trattamento di tipo aerobico condotto mediante una più o meno prolungata aerazione dello scarico in contatto con una numerosa popolazione batterica precostituita.

Negli impianti a fanghi attivi, che sono processi a biomassa sospesa, le popolazioni batteriche responsabili del trattamento depurativo sono presenti sotto forma di fiocchi tenuti in sospensione attraverso l'insufflazione d'aria (se reattori aerati) o mediante mixer (se reattori anossici o anaerobici).

La biomassa attiva è costituita da numerosi microrganismi (batteri, protozoi, metazoi, rotiferi, larve di insetti, vermi) ed è prodotta continuamente all'interno del reattore in seguito alle reazioni biochimiche di degradazione del carbonio organico e di utilizzazione dei nutrienti, con conseguente sintesi di nuovo materiale cellulare.

Schematicamente, un impianto a fanghi attivi è rappresentato da una vasca di aerazione dove avviene il contatto tra la popolazione batterica e lo scarico da depurare introdotto in continuità; la miscela aerata in uscita dalla vasca viene inviata alla sedimentazione ove i fiocchi di fango attivo vengono separati dall'effluente che può quindi essere scaricato, mentre il fango viene reintrodotta parzialmente nel sistema, a mezzo di un circuito di ricircolo, e in parte viene estratto periodicamente come fango di supero.

Contemporaneamente avvengono dei processi di assorbimento e bioflocculazione per cui anche le sostanze colloidali e sospese del liquame unitamente alla biomassa formatasi determinano la formazione di fiocchi e la separazione dalla fase liquida del materiale non solubile in un processo di coagulazione favorito anche dalla presenza di particolari specie batteriche. Si ha in tal modo la formazione di fanghi, di composizione chimica variabile e complessa, che sedimenta quando la massa liquida viene immessa in una vasca di decantazione.

In definitiva il risultato che si ottiene con un impianto a fanghi attivi è l'eliminazione della sostanza organica biodegradabile mediante trasformazione in materiale inerte e in una soluzione fangosa concentrata di sostanza organica che deve essere sottoposta ad ulteriori trattamenti prima dello smaltimento finale.

Il ciclo depurativo completo di un impianto a fanghi attivi classico che generalmente viene adottato in grandi impianti urbani, con potenzialità maggiori di 50.000 AE prevede un trattamento preliminare dei liquami di grigliatura grossolana e fine con eventuale dissabbiatura e disoleatura.

I reflui sono quindi inviati al comparto di sedimentazione primaria dove si depositano gran parte dei solidi sedimentabili. Con la Sedimentazione primaria si completa il trattamento primario e con i trattamenti successivi inizia la fase di trattamento biologico dei liquami i quali, privi della maggior parte delle sostanze sedimentabili ma carichi ancora di sostanze organiche disciolte e colloidali, sono inviati alla fase ossidativa ove avvengono trattamenti di aerazione intensa artificiale che può variare dalle 1,5

ore alle 6 ore, a seconda del tipo di liquame e dei criteri di dimensionamento. In tale vasca si instaurano fenomeni di tipo fisico-chimico e biologico che provocano l'ossidazione chimica di composti riducenti. Durante il tempo in cui il liquame soggiorna nelle vasche di aerazione i microrganismi utilizzano per il loro sviluppo parte delle sostanze organiche solubili presenti nei liquami rendendoli così sedimentabili e colloidali inglobati nella massa fioccosa previa solubilizzazione con particolari enzimi.

Quando il liquame passa alla successiva fase di sedimentazione secondaria tali fiocchi tendono a depositarsi sul fondo della vasca, mentre il liquame purificato sfiora dai canali di raccolta delle vasche di sedimentazione.

Possono quindi seguire ulteriori trattamenti quali disinfezione o trattamenti terziari prima dell'immissione dell'effluente nel recapito finale.

L'ossigeno è immesso nella massa liquida con adatti macchinari ed è utilizzato dai microrganismi per lo sviluppo dei processi di assimilazione e di degradazione della sostanza organica.

I fanghi, continuamente ricircolati dal comparto di sedimentazione a quello ossidativo sono soggetti a tempi di aerazione prolungata e ciò garantisce elevati rendimenti depurativi.

Per mantenere costante la concentrazione del fango nella fase ossidativa, parte del fango viene allontanato (fango di supero).

Normalmente i fanghi di supero sono sollevati a monte della sedimentazione primaria in modo che mescolandosi con i fanghi primari subiscono un processo d'ispessimento e la miscela di fanghi misti può essere meglio trattata nelle fasi successive.

L'esercizio di un impianto impostato secondo lo schema precedente è particolarmente complesso ed oneroso pertanto, quando gli impianti sono di piccole o medie capacità, si realizzano impianti con schema semplificato in cui viene eliminata la sedimentazione primaria.

In questo tipo d'impianto i fanghi secondari vengono stabilizzati in vasche aerobiche, del tutto simili a quelle di ossidazione

8.1. Impianti ad aerazione prolungata

Per piccole comunità, da unità unifamiliari a popolazioni dell'ordine di 2000÷5000 abitanti; si è imposto uno schema "semplificato" di impianto a fanghi attivi di grande semplicità operativa e caratterizzato da stabilità di funzionamento. Si tratta di uno schema cosiddetto ad *aerazione prolungata* (talora indicato anche a *ossidazione totale* o in termini anglosassoni *extended aeration*), che si distingue per le seguenti particolarità:

- di norma non è prevista la sedimentazione primaria;
- la fase di aerazione a fanghi attivi è dimensionata con tempi di ritenzione molto lunghi (da cui la denominazione) in modo da garantire un prolungato stazionamento della

miscela aerata in vasca, così da permetterne anche la stabilizzazione del fango di cui è costituita la miscela aerata; i tempi di ritenzione idraulica sono dell'ordine di $18 \div 36$ h, sulla portata media

- La linea fango può essere assente (come nel caso di piccoli impianti unifamiliari e per poche decine di abitanti, nei quali la stessa vasca di areazione consente l'accumulo del fango) o più semplicemente si riduce ad una semplice fase di accumulo di fango preventivamente stabilizzato sulla linea liquami, con eventuale ulteriore stabilizzazione, di solito aerobica, qualora risulti necessaria. Il fango viene poi normalmente trasferito ad un altro impianto centralizzato per ulteriori trattamenti.

I lunghi tempi di aerazione e quindi i bassi carichi del fango che caratterizzano questi impianti, favoriscono la nitrificazione dell'azoto ammoniacale anche a basse temperature. Risulta quindi opportuno prevedere anche una fase di denitrificazione che permette, oltre all'abbattimento dell'azoto, anche sensibili risparmi energetici ed un miglior funzionamento della sedimentazione finale, nella quale non si verificano fenomeni di denitrificazione con conseguente risalita di fango attivo.

8.1.1. Campo di applicazione

Il processo può esser 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 esser controllato a distanza. Non è necessaria la 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.

8.1.2 Criteri di dimensionamento

Un parametro che caratterizza bene il grado di sviluppo dei microrganismi e quindi il grado di elaborazione delle sostanze nutritive che arrivano con i liquami è il *fattore di carico organico* indicato con F_c inteso come rapporto tra la quantità di cibo (f) inviata in un tempo t nel comparto biologico e la massa (m) di microrganismi presenti in tale comparto.

Pertanto si può esprimere tale fattore con la formula:

$$F_c = \frac{f}{m \cdot t} \quad (1)$$

dove:

f: quantità di sostanza organica biodegradabile che perviene nella vasca aerata nel tempo t

m: quantità di flora batterica attiva presente nella vasca di aerazione

t: tempo

Questo parametro è chiamato anche *Fattore di carico* o *Load Factor*.

A diversi valori del carico organico corrispondono diversi tipi d'impianto a fanghi attivi e tanto più basso è questo fattore, tanto più elevata è la mineralizzazione della sostanza organica nella fase aerobica.

Per valutare la quantità di cibo biodegradabile presente nel liquame in ingresso alla fase aerobica si ricorre al parametro BOD₅. Più complessa appare invece la misura della concentrazione di microrganismi presenti nella fase aerata.

Una misura semplice, ma non accurata, dei microrganismi è la determinazione dei Solidi Sospesi Volatili (SSV), cioè i solidi che sono combustibili alla temperatura di 600°C, la cui natura è quindi organica.

In realtà questa misura generalmente sovrastima tale parametro in quanto valuta, oltre il quantitativo di microrganismi vivi, anche quelli inattivi e l'eventuale sostanza organica non solubile in acqua.

Data comunque la semplicità di analisi, convenzionalmente si accetta che tutta la massa microbica attiva sia misurata dal parametro SSV (solidi sospesi volatili) spesso indicata anche con la sigla SSVMA (Solidi Sospesi Volatili Miscela Aerata).

Pertanto la (1) può essere anche scritta nel modo seguente:

$$F_c = \frac{KgBOD_5}{KgSSV \cdot d} \quad (2)$$

dove:

la quantità di sostanza organica biodegradabile è misurata come Kg BOD₅

la massa microbica attiva in vasca di aerazione è misurata come Kg SSV

il tempo è misurato in giorni

Considerato che negli impianti che trattano reflui urbani, vi è un rapporto costante tra i Solidi Sospesi Totali nella miscela aerata (SSMA) e i Solidi Sospesi Volatili (SSV), può essere introdotta un'ulteriore semplificazione per il calcolo del Fattore di Carico Organico e misurare i solidi sospesi totali presenti nei liquami.

$$F_c = \frac{KgBOD_5}{KgSSMA \cdot d} \quad (3)$$

Questa espressione è quella che viene utilizzata per caratterizzare il tipo d'impianto e, per reflui civili, il valore risulta inferiore a quello determinato con la misura dei SSV di circa il 70%.

Prendendo in esame tale parametro gli impianti possono essere suddivisi come riportato in tabella 19

Tabella 19: Fattore di carico organico e tipi di impianti a fanghi attivi

Tipo Impianto	Fattore Carico Organico F_c KgBOD ₅ /(KgSSMA d)
Aerazione prolungata	da 0,02 – 0,05 a 0.10 – 0.15
A basso carico	0,15 – 0,3
A medio carico	0.3 – 0.5
Ad alto carico	Oltre 0,5

Un parametro derivato dal carico del fango è il *fattore di carico (organico) volumetrico* F_{cv} . Questo parametro è definito come:

$$F_{cv} = \frac{f}{V \cdot t} \quad (4)$$

dove:

f: quantità di sostanza organica biodegradabile che perviene nella vasca aerata nel tempo t

V: volume della vasca di aerazione

t: tempo

Misurando f come Kg BOD₅, il volume della vasca in m³ e il tempo in giorni si ottiene:

$$F_{cv} = \frac{\text{KgBOD}_5}{\text{m}^3 \cdot \text{d}} \quad (5)$$

Il fattore di carico volumetrico può essere definito come il carico di sostanze organiche biodegradabili che perviene al giorno per ogni m³ di volume della vasca di aerazione dell'impianto.

Questo parametro è strettamente collegato al Fattore di Carico Organico dalla relazione:

$$F_{cv} = F_c \cdot C_a \quad (6)$$

dove :

C_a : concentrazione dei solidi sospesi nella vasca di ossidazione espressa in KgSS/m³.

I valori di C_a sono nel range 3,5 – 5 Kg SS / m³

I valori di carico Volumetrico adottati sono riportati nella seguente Tabella 20:

Tabella 20: Fattore di carico organico e tipi di impianti a fanghi attivi

Tipo Impianto	Fattore Carico Volumetrico F_{cv} Kg BOD ₅ /m ³ d
A basso carico	< 1,5
Ad alto carico	1,5 – 2,5

Questi valori corrispondono a quelli indicati nella Tabella 1 quando la concentrazione del liquame è C_a di 2,5 – 3,5 Kg SS / m³.

Un altro parametro derivato dal carico del fango è il *tempo di ritenzione* t_{rit} del liquame nel comparto di aerazione. Questo parametro dipende strettamente dal Fattore di Carico Organico (F_c) e dalla Concentrazione del liquame in ingresso C_a .

$$t = \frac{C_i 10^3}{C_a F_c} 24 \quad t \text{ espresso in ore (7)}$$

dove:

C_i : concentrazione del liquame in arrivo espressa come Kg BOD₅/m³

C_a : concentrazione del fango nella miscela aerata espresso come Kg BOD₅/m³

F_c : fattore di carico Organico espresso come KgBOD₅/KgSS d.

Come è intuitivo i tempi di detenzione richiesti risultano tanto più elevati quanto maggiore è la concentrazione in BOD₅ del liquame in arrivo e quanto minore è la concentrazione del fango nella miscela e il fattore di carico organico.

Dalla (8) è possibile ricavarci il dimensionamento della vasca di aerazione.

Infatti, conoscendo la concentrazione del liquame in ingresso, una volta fissata la concentrazione di fango che si vuole mantenere nella miscela aerata ed il Fattore di Carico Organico con cui s'intende operare, è possibile calcolare il tempo di permanenza del liquame nella vasca aerata.

Conoscendo la portata in ingresso dei liquami, espressa in m³/h è possibile pertanto ricavare il volume della vasca aerata

$$Q = \frac{V}{t} \quad (8)$$

dove

Q : portata in ingresso dei liquami in m³/h

t : tempo di detenzione dei liquami in ingresso in ore

V : volume della vasca di aerazione (m³)

I parametri pertanto che in sede di progetto devono essere definiti sono:

C_a : concentrazione del fango nella miscela aerata

F_c : Fattore di carico organico

Con le abituali notazioni (essendo C_f e C_p riferiti al carico di BOD giornaliero in alimentazione), valgono i seguenti criteri indicativi:

- Carico del fango (C_f) 0,6-0,08 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
- Eta` del fango (SRT) ≥ 25 giorni
- Tempo di residenza idraulico (HRT) 12-24 ore
- Portata di ricircolo 120-150 % di Q24
- 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/ m ² ora |
| • Flusso solido di punta (FS) _{max} | 6-7 | kg SS/ m ² ora |
| • Carico idraulico medio giornaliero | 0,3-0,5 | m/ora |
| • Carico idraulico di punta | 1,0-1,2 | m/ora |

8.1.3. 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 21, con riferimento alle modalità gestionali che è ragionevole attendersi nell'ipotesi di un'attenta conduzione di piccoli impianti.

Tabella 21 – Concentrazioni allo scarico in un processo ad aerazione estensiva (valori in mg l^{-1})

<i>Parametro</i>	Senza predenitrificazione	Con predenitrificazione	Con predenitrificazione e defosfatazione
BOD	40-50	40	40
COD	160	140	140
SS	60	40	40
$\text{NH}_4\text{-N}$	5	5	5
$\text{NO}_3\text{-N}$	40	20	20
P	5	5	2

8.1.4 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/(AE d)) che vanno estratte con regolarità dai reattori sotto forma di fango di supero. Per i livelli di secco conseguibili mediante ispessimento statico, i volumi di fango sono dell'ordine di 1,5-2,0 l/(AE d)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

9. Sistemi SBR

Gli SBR (Sequencing Batch Reactors) rappresentano dei sistemi di trattamento biologici a flusso discontinuo, costituiti da un bacino in cui si sviluppano i processi di ossidazione biologica e di sedimentazione e dal quale si provvede altresì alla estrazione sia dell'effluente depurato che dei fanghi di supero. Tali processi vengono condotti in tempi diversi, variando ciclicamente le condizioni di funzionamento dell'impianto; operando opportunamente sui tempi delle varie fasi si ripropone, di fatto, un processo a fanghi attivi, nel quale però, le diverse fasi di processo si susseguono in sequenza temporale piuttosto che spaziale come negli impianti tradizionali.

Sono pertanto evitati trasferimenti di flusso fra i diversi manufatti dell'impianto, come invece avviene nel processo a fanghi attivi ed in particolare non c'è necessità di ricircolare la biomassa dalla fase di decantazione secondaria a quella di aerazione.

In un impianto SBR si possono distinguere cinque diverse fasi di processo, che si svolgono in sequenza temporale: alimentazione, reazione, sedimentazione, scarico e stasi.

Il ciclo di trattamento è pertanto così schematizzabile:

- *Alimentazione* del refluo 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 livello massimo programmato;
- *Reazione* durante la quale si attivano i sistemi di miscelazione ed aerazione del liquame, con possibilità di realizzare in successione la fasi aerobiche, anaerobiche ed anossiche
- *Sedimentazione* statica della biomassa resa possibile dall'arresto dei sistemi di miscelazione ed aerazione, con formazione di una zona chiarificata superiore e di una sottostante zona dove si accumulano i fanghi biologici
- *Scarico* del liquame chiarificato, con modalità che evitino il trascinarsi della biomassa sedimentata nell'effluente;
- *Stasi* opportuna per garantire la flessibilità del 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.

Per la rimozione combinata di sostanza organica e azoto, la fase di reazione è suddivisa in due periodi: durante il primo avviene il processo di denitrificazione, con i miscelatori in funzione e gli aeratori spenti; durante il secondo periodo hanno luogo i processi di ossidazione/nitrificazione con aeratori in funzione e miscelatori spenti.

Con adeguato dimensionamento e regolazione della fase di reazione è possibile realizzare processi biologici più o meno articolati, comprendenti, oltre alla fase di eliminazione del BOD carbonaceo anche il controllo dell'azoto e eventualmente la defosfatazione biologica con fasi in cui si mantengono condizioni anossiche e/o anaerobiche.

Il controllo dell'intero sistema è realizzato mediante sensori di livello ed attuatori collegati ad un microprocessore che gestisce anche le pompe di alimentazione, di spurgo dei fanghi e l'eventuale pompa di svuotamento.

Ovviamente la schematizzazione tra le diverse fasi non va interpretata in maniera rigida potendosi talvolta verificare che due o più fasi si svolgano contemporaneamente oppure si segua una sequenza un po' differente da quella sopra indicata. Ad esempio l'allontanamento dei fanghi di supero può avvenire nella fase terminale del periodo di reazione oppure durante la fase di sedimentazione o di svuotamento o di attesa; le fasi di alimentazione e reazione possono essere diversamente gestite, alternando fasi di stasi a fasi di miscelazione e/o aerazione.

Il tempo necessario per il completamento di tutte le fasi costituisce il tempo totale di processo e rappresenta il parametro fondamentale ai fini del dimensionamento degli SBR.

A sua volta la durata di ciascuna fase rappresenta il parametro equivalente al volume della fase stessa nel caso degli impianti convenzionali.

La peculiarità degli SBR consiste nella possibilità che essi offrono di poter variare di volta in volta la durata dei tempi, a seconda delle reali esigenze di trattamento del refluo, quasi come se, continuando nel raffronto con gli impianti convenzionali, in questi ultimi si potesse modificare la configurazione geometrica e la proporzione tra i volumi dei singoli comparti.

In definitiva i sistemi SBR consentono di regolare l'andamento del processo in funzione delle caratteristiche quantitative e qualitative del liquame influente, per cui possono considerarsi come impianti che funzionano “ in stato non stazionario controllato”; ciò a differenza di quanto si verifica, di solito, per gli impianti convenzionali, progettati considerando situazioni stazionarie, riferite al valore medio della portata influente ed alle sue caratteristiche qualitative medie. Seguendo tale criterio, in questi ultimi impianti, si verifica che le esigenze dettate dalle punte di portata e di carico impongono necessariamente, un incremento dei volumi, con ovvie conseguenze sui costi di investimento; per di più accade che l'impianto risulta, per buona parte del tempo, sottoalimentato, con ulteriori aggravii sui costi, dovuti agli sprechi energetici ed alla possibilità di malfunzionamento quali lo sviluppo di fenomeni di bulking filamentoso e le disfunzioni nel processo di rimozione biologica del fosforo in condizioni di basso carico organico.

Gli SBR inoltre lavorano in presenza di concentrazioni di substrato sempre maggiori (al massimo uguali) di quelle degli impianti tradizionali, per cui sono caratterizzati da volumi complessivamente più ridotti.

I sistemi SBR hanno trovato vasta applicazione, soprattutto all'estero, per il trattamento delle acque reflue di piccole comunità (soprattutto costiere per le quali la rimozione dei nutrienti assume importanza rilevante per il controllo della eutrofizzazione) ed anche per il trattamento dei reflui industriali.

In molti casi tali sistemi sono stati realizzati operando una semplice riconversione degli impianti tradizionali a fanghi attivi o di fosse settiche già esistenti.

Tale applicazione è stata senz'altro favorita dalla semplicità impiantistica e dalla flessibilità di tali sistemi, che consentono un loro rapido ed efficace adattamento alle più svariate condizioni.

In sintesi le caratteristiche peculiari dei reattori SBR possono riassumersi come di seguito:

- ***Elevata resistenza ad eventuali shock*** dovuti ad improvvisi innalzamenti del carico organico, in virtù della natura stessa di tali reattori e della presenza, a monte di essi, di una vasca di equalizzazione;

- **Semplificazione dal punto di vista impiantistico**, essendo riunite in un unico bacino tutte le diverse fasi che compongono un tradizionale impianto a fanghi attivi, compresa la sedimentazione;
- **Semplicità gestionale ed affidabilità del processo**, grazie alla possibilità di un controllo automatico di tutte le pompe (di alimentazione, di spurgo dei fanghi, e di scarico fanghi/effluente) mediante un sistema a microprocessore e timer, collegato ad una serie di sensori di livello e/o anche di parametri fisico-caratteristici:
- **Flessibilità del processo**, grazie alla possibilità di modificare con facilità la durata delle diverse fasi e di ottenere una buona efficacia depurativa anche in condizioni non stazionarie. Tale aspetto è particolarmente rilevante nel caso di reflui industriali, caratterizzati da una continua variabilità delle loro composizione.

Particolarmente importante ai fini del rendimento depurativo ottenibile, risulta la possibilità di variare la durata della fase di sedimentazione in funzione delle caratteristiche di sedimentabilità del fango.

L'impianto comprende, di norma, almeno due reattori in parallelo che, con funzionamento opportunamente coordinato da microprocessore, possono assicurare con continuità l'alimentazione del liquame in arrivo.

Qualora si preveda un unico reattore, è 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, ed in acciaio (adeguatamente protetto dalla corrosione) o in plastica.

La forma delle vasche è solitamente circolare per gli impianti di dimensione minore, 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 dell'area.

I pretrattamenti sono costituiti da una grigliatura medio-fine automatizzata, seguita da una sezione di dissabbiatura e disoleatura.

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

9.1 Campo di applicazione

Nel caso di impianti di medie o grandi il dimensionamento del processo e la successione delle fasi sono ottimizzati attraverso un'adeguata strumentazione (sonde per la misura di rH, OD, Composti dell'azoto ecc) non sempre proponibili per impianti di piccola taglia. In tali casi la regolazione del processo può essere 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 a 400 Ab. Eq. con possibilità di scendere fino a 200 AE).

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.

9.2 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
- **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 nel 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 in un intervallo 0,0025-0,05 kg BOD/ kgSS d, 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/ m³d.

La produzione di fango di supero è contenuta (0,4-0,5 Kg SS/Kg BOD), 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.

9.3 Livello depurativo conseguibile

L'abbattimento della componente organica carboniosa è analogo a quello conseguibile con un trattamento continuo ad aerazione estensiva. La qualità dell'effluente risente comunque della concentrazione dei solidi sospesi; è quindi importante limitare trascinalenti 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% delle durata totale del ciclo (periodi di anossia prolungati possono ridurre l'efficienza delle 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%

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 essere ottenuto anche per via chimica, evitando la complicazione derivante dall'inserimento di una fase di defosfatazione biologica. Le concentrazioni in uscita sono riportate nella tabella 22

Tabella 22 Concentrazioni in uscita da un impianto SBR (mg l⁻¹)

Parametro	Sola nitrificazione	Con predenitro	Con predenitro e defosf
BOD	40-50	40	40
COD	160	140	140
Solidi sospesi	60	40	40
N-ammoniacale	5	5	5
N-nitrico	40	20	20
P	5	5	2

9.4 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. E' comunque necessaria una ragionevole attenzione gestionale. Basse concentrazioni di liquami in alimentazione possono costituire una controindicazione per le maggiori difficoltà di formazione dei 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.

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 di carico del fango applicati.

Non si pongono particolari vincoli di natura ambientale, salvo l'esigenza di insonorizzare i compressori e ridurre la formazione di aerosol. Se il fango è accumulato nei reattori biologici, in assenza quindi dei silos di stoccaggio, le condizioni aerobiche del sistema riducono i rischi di cattivi odori.

10. Trattamenti biologici a biomassa adesa

I capostipiti della depurazione biologica a biomassa adesa sono i sistemi a filtri percolatori, mentre negli ultimi anni hanno avuto ampio sviluppo i dischi biologici o biodischi o RBC (Rotating Biological Contactor)

10.1 Filtri Percolatori

I filtri percolatori rientrano tra i primi sistemi ideati per una depurazione piuttosto spinta delle acque. Nella versione classica il filtro percolatore è costituito da un materiale di riempimento (pietrisco, carbon coke, pezzi di mattone, di lava vulcanica, scorie di altoforno o, nei sistemi più recenti, materiale plastico) attraverso il quale il liquame, precedentemente chiarificato con una fase di sedimentazione primaria ed uniformemente distribuito sulla superficie attraverso particolari organi, percola, cioè scorre sulla superficie dei vari elementi del mezzo filtrante. Dopo un periodo di applicazione del liquame, generalmente alcune settimane, sulla superficie del materiale di riempimento gradualmente si forma una pellicola o membrana biologica, cioè uno stato mucillaginoso dello spessore di 2-3 mm, costituito da un insieme di batteri, funghi, protozoi ed alghe. Gli organismi costituenti la membrana adsorbono e degradano, con processi biologici essenzialmente aerobi, le sostanze organiche nutritive disciolte e colloidali presenti nei liquami.

Come mezzo di supporto viene oggi soprattutto impiegato materiale polimerico, con valori di superficie specifica ($100-200 \text{ m}^2\text{m}^{-3}$) e di grado di vuoto ($90 - 97\%$) più elevati di quelli caratterizzanti il materiale lapideo. 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 ($\leq 30 \text{ m}^2$) 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).. 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 apporto.

10.1.1. 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).

Con i filtri percolatori si possono ottenere rendimenti depurativi piuttosto buoni se gli impianti sono correttamente gestiti; lavorando con carichi sufficientemente bassi, si può ottenere anche un'elevata nitrificazione. Inoltre, se le quote del terreno su cui viene costruito l'impianto sono favorevoli, con dislivelli corrispondenti alle forti perdite di carico ($\geq 5-6$ m) proprie del sistema, si possono adottare schemi particolarmente semplificati che assicurano una completa automaticità di funzionamento e l'assenza di attrezzature meccaniche.

Rispetto agli impianti a fanghi attivi, i filtri percolatori hanno il grande vantaggio di avere ridotti consumi di energia, in quanto l'aerazione avviene per effetto del tiraggio naturale, e addirittura nulli, nel caso in cui l'impianto funzioni per caduta naturale. Normalmente non superano i 4-12 KWh/(AE y), contro i 20-40 KWh/(AE y) degli impianti a fanghi attivi.

Altro vantaggio, caratteristico di tutti i sistemi a massa adesa, consiste nel fatto che essendo i microrganismi addetti alla depurazione saldamente ancorati al materiale di supporto, sono praticamente nulli i rischi di dilavamento della biomassa a seguito di eccessivi carichi idraulici.

Tra gli svantaggi va invece annoverata la possibilità di intasamento del mezzo filtrante.

10.1.2 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 23 si riportano i valori di comune impiego.

Tabella 23 – Valori di comune impiego per il dimensionamento di impianti con letti percolatori

<i>Parametro</i>	<i>Basso carico</i>	<i>Medio carico</i>
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 (qr/q_{24})	0(*)	0-1

*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.

10.1.3 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 si può ottenere 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. E' 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.

10.1.4 Vincoli di impiego

Da un punto di vista ambientale deve tener conto di rischi di cattivi odori e dell'instaurarsi di condizioni favorevoli alla 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 essiccamento va limitato alle installazioni di minori dimensioni.

10.2 Dischi biologici

I dischi biologici operano un trattamento di tipo aerobico a biomassa adesa. I liquami, dopo i trattamenti preliminari e previa una normale sedimentazione primaria per evitare rischi di intasamento, sono inviati in un bacino, opportunamente configurato, ove si immergono parzialmente (circa il 40% della loro superficie) i dischi biologici. Si tratta di dischi normalmente in materiale plastico (polistirolo espanso, polietilene, PVC ecc.) disposti parallelamente, imperniati su un asse orizzontale di sostegno, posto in rotazione da un piccolo motore elettrico, o da un getto asimmetrico di aria compressa insufflata nel liquame. La velocità periferica è di circa 30 cm/s, con conseguente velocità di rotazione pari a 0,7 – 2 giri/min. I dischi hanno diametro variabile fra 1 e 3 metri e sono distanziati tra loro di 2-3 cm.

Dopo un certo periodo di esercizio, sulla superficie dei dischi si forma una membrana biologica, dello spessore di 0,5-3 mm che, alternativamente assorbe ossigeno nella fase di emersione ed assorbe e metabolizza sostanze organiche disciolte e colloidali nella fase di immersione.

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

La pellicola biologica continua a svilupparsi fino a raggiungere uno spessore massimo di 2-5 mm, dopodichè si distacca dalla superficie del filtro. Le pellicole di spoglio presentano buone caratteristiche di sedimentabilità e possono essere separate mediante decantazione secondaria o, eventualmente per filtrazione secondaria.

La miscela liquida in cui si immergono i dischi viene mantenuta in agitazione dal movimento dei dischi stessi evitando la sedimentazione dei solidi sospesi, tranne che per la frazione più pesante.

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.

10.2.1 Campo di applicazione

Gli impianti a dischi biologici hanno avuto una notevole diffusione per tutta una serie di vantaggi rispetto ai filtri percolatori con consumi energetici comparabili e quindi nettamente inferiori rispetto agli impianti a fanghi attivi.

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.

Rispetto ai filtri percolatori si richiedono dislivelli minimi, dell'ordine di 30 cm, per il trattamento dei liquami nella fase ossidativa. I problemi di maleodoranze e di presenza di insetti sono ridotti al minimo in quanto la fase ossidativa è mantenuta in un ambiente chiuso. Non si ha inoltre produzione di aerosol. Gli impianti sono più facilmente gestibili e meno influenzabili dalle variazioni di temperatura.

10.2.2 Criteri di dimensionamento

La tabella 24 (Metcalf & Eddy) fornisce dati indicativi di dimensionamento, nel caso di trattamento normale e nel caso in cui si voglia ottenere, contemporaneamente, anche un elevato livello di nitrificazione. Come mostrato in tabella, viene fissato anche un valore massimo del carico organico specifico sul primo stadio, per evitare eccessive proliferazioni di biomassa sui biodischi, che potrebbero facilitare la formazione di zone di fermentazione e conseguenti maleodoranze. Il carico organico specifico massimo è di 60 g BOD₅/m²d che viene ridotto a 40 BOD₅/m²d nel caso di temperature ambiente elevate (25-30°C) data la minore solubilità dell'ossigeno a queste temperature.

Per evitare elevate produzioni di biomassa nei primi stadi si possono adottare, in questa parte

dell'impianto, biodischi con elevata capacità di rotazione, in grado di indurre turbolenze nel liquame e favorire il distacco della abbondante biomassa che si forma.

Tabella 24 Parametri di dimensionamento dei dischi biologici

Parametro	Trattamento secondario	Trattamento secondario e nitrificazione
Carico idraulico specifico superficiale (l/m ² d)	80 - 160	30 - 80
Carico organico specifico superficiale (gBOD ₅ /m ² d)	10 - 20	7.5 - 15
Massimo carico organico specifico I stadio (gBOD ₅ /m ² d)	40 - 60	40 - 60
Carico di azoto come NH ₃ (g/m ² d)		0.7 - 1.4
Tempo di ritenzione idraulica (h)	0.7 - 1.5	1.5 - 4
Concentrazione di BOD ₅ nell'effluente (mg/l)	15 - 30	7 - 15
Concentrazione di NH ₃ nell'effluente (mg/l)		< 2

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.

10.2.3 Livello depurativo conseguibile

I dati relativi ai livelli depurativi conseguiti sono riportati in tabella 25.

Tabella 25: dati di rendimento depurativo dei biodischi

Area unitaria coperta dalla pellicola biologica (m ² /AE)	Numero di stadi	Riduzione del BOD ₅ (%)
2	3 - 4	90
1	2 - 3	80
0.5	1 - 2	70

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) 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.

La rimozione dei nutrienti è limitata a quanto attribuibile alla sintesi cellulare. 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.

10.2.4 Vincoli di impiego

La copertura dei reattori ed il limitato impegno aerea 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 adesiva, 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 è indispensabile una decantazione primaria o una fase specifica di disoleazione.

11 Disinfezione

La disinfezione è finalizzata all'abbattimento dei microrganismi (batteri, virus e protozoi) presenti nei reflui in modo che la destinazione d'uso del corpo recettore non venga compromessa.

A meno che i liquami non provengano da utenze a particolare rischio igienico (sanatori, ospedali, case di cura), la disinfezione dei reflui non è sempre necessaria ed in molti paesi la disinfezione continua dell'effluente è considerata uno scarico eccezionale. L'impianto deve comunque essere sempre dotato di un comparto che permetta di effettuare una disinfezione di emergenza.

La tabella 26 riporta le rimozioni percentuali tipiche dei vari trattamenti primari e secondari ed, in ultimo, del trattamento di disinfezione:

Tabella 26. Rimozioni della carica batterica nei vari processi

Qualità acqua	Rimozione % della carica batterica
Grigliatura grossolana	0÷5
Grigliatura fine	10÷20
Sedimentazione semplice	25÷50
Filtri percolatori a basso carico	90÷95
Filtri percolatori ad alto carico	70÷90
Fanghi attivi a basso carico	90÷99
Fanghi attivi ad alto carico	70÷90
Tattamento chimico	40÷80
Disinfezione effluente secondario	95÷99.9999

Alcune delle tecnologie estensive possono conseguire apprezzabili livelli di rimozione, idonei al rispetto del valore di Tabella 3 dell'Allegato 5 alla parte terza del D.Lgs. 152/2006, 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 27 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 27: Principali prestazioni dei metodi di disinfezione applicabili nei singoli impianti

Trattamento	Ipoclorito	PAA	UV
Rimozione batteri	M/A	M/A	M/A
Rimozione virus	B	B	B
Rimozione protozoi	No	B	No
Ricrescita batterica	B	B	B
Tossicità residua	A	No	No
DBP's	A	No?	No?

B: bassa; M: media; A: alta

11.1 Cloro e Ipocloriti

Inizialmente il cloro veniva utilizzato come disinfettante nel settore della potabilizzazione delle acque ma da oltre un secolo trova applicazione anche sulle acque reflue in relazione all'efficacia comprovata nei confronti di virus e batteri oltre che per i contenuti costo di costruzione e di gestione rispetto ad altri sistemi.

Il cloro possiede un'elevata reattività e capacità ossidante e si combina facilmente con le sostanze organiche ed inorganiche ossidabili presenti nell'acqua. Una volta aggiunto al refluo in quantità adeguate, presenta un *cloro residuo* persistente nel tempo, utile in caso di riuso dell'acqua reflua, per il mantenimento dell'attività disinfettante.

Attualmente l'utilizzo tende comunque a ridursi, per l'impatto ambientale legato:

- Alla presenza di cloro residuo dopo la reazione: nel caso di immissione in un corpo idrico recettore il *cloro residuo* può risultare tossico per la fauna ittica e per altri organismi presenti nelle acque.

- Alla formazione di composti organo-alogenati, tossici per gli organismi acquatici e cancerogeni (trialometani ed acidi aloacetici)

I bassi costi e l'efficacia del prodotto ne giustificano tuttora l'utilizzo, almeno come sistema di emergenza.

Il cloro può essere utilizzato direttamente come cloro-gas, Cl_2 , oppure sottoforma di ipoclorito di sodio ($NaClO$) e ipoclorito di calcio [$Ca (ClO)_2$]. Solitamente nei piccoli impianti vengono usati gli ipocloriti di sodio e di calcio, per la semplicità e la sicurezza di gestione.

In caso di utilizzo di ipoclorito, deve quantomeno essere assicurato un sistema di dosaggio 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

11.2 Acido peracetico (PAA)

L'acido peracetico (CH_3COOOH), spesso indicato con l'acronimo PAA dal nome inglese *Peracetic Acid*, ha trovato applicazione in tempi recenti nel trattamento delle acque reflue, distinguendosi per l'assenza di sottoprodotti (DBP's) persistenti e tossici per la vita acquatica.

Ha un ampio spettro di azione sui batteri, mentre meno soddisfacenti sono risultate le rimozioni dei virus.

Durante l'impiego si decompone dando luogo alla formazione di acido acetico ed ossigeno, al quale è dovuta la sua capacità disinfettante. L'uso di PAA comporta un modesto aumento del BOD e del COD sull'effluente finale; dosaggi, quali sono quelli normalmente applicati, dell'ordine di 2÷6 mg/l comportano comunque aumenti accettabili.

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

11.3 Raggi ultravioletti (UV)

Con la denominazione raggi ultravioletti (UV) si intendono quelle radiazioni elettromagnetiche comprese tra i raggi X e la luce visibile, che coprono l'intervallo di lunghezza d'onda λ da 100 a 400 nm. All'intervallo tra 200 e 280 nm corrisponde la più efficace azione battericida e virulicida.

Questi sistemi stanno avendo un forte successo nella disinfezione delle acque reflue:

- Per la buona efficienza che garantiscono
- Per l'assenza di prodotti di reazione nocivi
- Per i tempi di contatto ridotti, per l'assenza di residui anche nel caso di sovradosaggi
- Per la semplice gestione, senza sostanziali pericoli per il personale addetto

La presenza di solidi nelle acque da trattare costituisce il limite dell'applicazione dei raggi UV, dal momento che all'interno dei *solidi sospesi* possono annidarsi colonie batteriche e ripararsi dalla radiazione e i *solidi disciolti* riducono la trasmittanza dell'acqua e quindi l'intensità della radiazione. E' bene che i solidi sospesi non superino i 30 mg/l per poter raggiungere, con opportune dosi, valori della carica di *E.coli* < 5000 UFC/100ml.

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 reflu. 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 reflu 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

11.3 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 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 ormai trovano applicazione preferenziale proprio nel settore dei piccoli impianti.

12. Smaltimento fanghi

Molti tipi di trattamento richiedono l'allontanamento periodico dalla "linea liquami" del fango di supero. Nonostante l'obiettivo principale di tutti i trattamenti sia quello di ottenere un effluente finale di elevata qualità, il trattamento e lo smaltimento del fango assumono particolare importanza e rilevanza tecnica ed economica in quanto:

- Nel fango di supero si trovano concentrati i batteri patogeni, i virus, i parassiti rimossi dai liquami trattati.
- Il fango viene prodotto in quantità significativa (vedi tabella 28) per cui il trattamento-smaltimento incide notevolmente sui costi di gestione

Nei piccoli impianti, per contenere al massimo i costi, si tende a ridurre i trattamenti in loco. Normalmente si provvede ad estrarre il fango periodicamente e ad accumularlo in apposite vasche, effettuando un *ispessimento* ed una *stabilizzazione*, e successivamente a trasportarlo ad un impianto centralizzato per le ulteriori fasi di *trattamento* e *smaltimento* finale.

La tabella 28 riporta stime orientative sulla produzione e sulle caratteristiche del fango dei vari processi depurativi esaminati. Si tratta di dati medi, da ritenersi ampiamente indicativi. I valori reali dipendono infatti dalle caratteristiche locali dei liquami, dalla temperatura ambientale, dal carico con cui opera l'impianto, dai rendimenti delle singole fasi depurative, dal grado di ispessimento e di stabilizzazione ecc. La produzione percentuale di fango rispetto al volume di liquame trattato dipende dall'apporto idraulico unitario che si assume pari a 200l/(AE d)

Tabella 28: Produzione e caratteristiche medie del fango dei vari processi depurativi

Tipo di fango	Produzione unitaria in peso di solidi [g/(ab d)]	Tenore di acqua (%)	Contenuto di solidi (%)	Produzione unitaria in volume [l/(ab d)]	Produzione percentuale in volume (l/ 100l di refluo)
Sedimentazione primaria e fosse Imhoff					
a) Fango fresco	55	96	4	1.4	0.7
b) Fango fresco ispessito	55	93	7	0.8	0.4
c) Fango fresco digerito anaerobicamente e ispessito	30	92	8	0.37	0.19
Fosse settiche					
Fango tipico	30	92	8	0.37	0.19
Lagunaggio					
Fango tipico (lagunaggio aerobico-anaerobico)	25	94	6	0.42	0.21
Filtri percolatori					
a) fango fresco secondario	18	93	7	0.26	0.13
b) fango digerito secondario ed ispessito	15	92	8	0.20	0.10
c) fango digerito primario e secondario	45	90	10	0.45	0.23
Fanghi attivi					
a) fango fresco proveniente da impianto fanghi attivi ad aerazione prolungata	55	98.8	1.2	4.5	2.25
b) fango ispessito proveniente da impianto fanghi attivi ad aerazione prolungata	55	97.5	2.5	2.2	1.1
Trattamento chimico					
a) fango non ispessito	100	98.5	1.5	6.5	3.25
b) fango ispessito	100	97.5	2.5	4	2

12.1 Disidratazione centralizzata dei fanghi

Come sopra riportato la soluzione più opportuna, quando le distanze di trasporto non sono eccessive e quando si dispone di un'adeguata struttura organizzativa, la disidratazione centralizzata dei fanghi rappresenta la soluzione più opportuna. 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 comparto di digestione, senza necessità di unità specifiche.

Normalmente il trasporto del fango dal piccolo impianto periferico a quello centralizzato avviene su gomma. In alcuni casi lo scarico avviene direttamente in un collettore fognario di adduzione all'impianto centralizzato terminale. Un'altra soluzione possibile è quella dell'utilizzo di un apposito fangodotto.

In alternativa al trasporto dei fanghi liquidi si può optare per l'utilizzo di unità di disidratazione meccanica mobili (generalmente centrifughe) montate su automezzi e quindi periodicamente localizzabili per brevi periodi presso diversi depuratori.

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.

12.2 Trattamento del fango presso il piccolo impianto

Il trattamento presso il piccolo impianto si rende necessario solo nei casi in cui risulta problematico il trattamento centralizzato e, conseguentemente, conviene che il trattamento e lo smaltimento siano realizzati localmente.

In tali casi per la disidratazione si ricorre a sistemi di trattamento locale, caratterizzati dalla massima semplificazione operativa, come:

- Letti di essiccamento
- Letti di fitoessiccamento
- Sacchi drenanti

12.2.1 Letti di essiccamento

Si tratta del più semplice sistema di disidratazione, in grado peraltro di assicurare (per un dimensionamento adeguato) elevati livelli di secco, 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, non gradita al personale addetto alla gestione.
- 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.

La determinazione dei carichi applicabili viene effettuata sulla base degli abitanti equivalenti o in termini di carico unitario, espresso come peso di solidi secchi per unità di superficie per anno.

Le superfici specifiche necessarie per un fango primario e secondario digeriti sono dell'ordine di 0,12 – 0,15 m² A.E.⁻¹ (5–8 abitanti per m²). Va rilevato che, nella pratica consueta, il dimensionamento dei letti

è condotto secondo criteri assai meno cautelativi.

12.2.2 Letti di fitoessiccamento

Sono sistemi simili ad unità di fitodepurazione a flusso subsuperficiale e sono costituiti da canali o trincee riempiti di sabbia o roccia che rappresentano il supporto per la vegetazione. La principale differenza tra i letti di fitoessiccamento e le unità di fitodepurazione a flusso subsuperficiale consiste nel fatto che nei primi i fanghi in forma liquida vengono applicati sulla superficie dei letti ed il filtrato migra attraverso la sabbia fino al sistema di drenaggio.

In genere per la realizzazione di questi sistemi vengono impiegati materiali provenienti dal dragaggio dei corsi d'acqua, posti in opera a partire dal fondo, come segue:

- 1) strato drenante di altezza pari a 250 mm costituito da ghiaia lavata di dimensioni pari a 20 mm
- 2) strato di altezza pari a 250 mm costituito da ghiaia lavata di dimensioni comprese tra 4 e 6 mm
- 3) strato di sabbia (0.4÷1.6 mm) di altezza compresa tra 100 e 150 mm.

Sulla sommità della sabbia viene lasciato uno spessore pari almeno ad 1 m al fine di permettere l'accumulo del fango per un periodo di almeno 10 anni. La piantumazione delle canne (*Phragmites*) viene effettuata al di sotto dello strato di sabbia in corrispondenza della metà dell'altezza dello strato di ghiaia.

Il trasferimento dell'ossigeno verso l'apparato radicale favorisce la stabilizzazione e la mineralizzazione del fango. I letti piantumati rappresentano di fatto una forma di compostaggio passivo

I carichi di progetto risultano compresi tra 30 e 60 Kg/m². Il fango liquido viene applicato a intervalli di 7÷10 giorni. Il letto di fango ha uno spessore di 75÷100 mm

12.2.3 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%

13 Bibliografia

- 1) Masotti L, *Depurazione delle acque*, Calderini, Bologna, 2002
- 2) Masotti L, Verlicchi P., *Depurazione delle acque di piccole comunità*, Hoepli, Milano, 2005
- 3) Metcalf & Eddy *Ingegneria delle acque reflue*, Mc Graw-Hill, 2005
- 4) APAT-ARPAT *Linee Guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili*, Firenze, 2005
- 5) DGR n. 8/2318 del 5 aprile 2006 Regione Lombardia: *Norme tecniche regionali in materia di trattamento degli scarichi di acque reflue in attuazione dell'art. 3 comma 1 del regolamento reg. 2006 n.3*
- 6) Deliberazione C.I.T.A.I. 4 Febbraio 1977 *Criteri, metodologie e norme tecniche generali di cui all'art. 2 lettere b), d) ed e) della L. 10 maggio 1976 n. 319, recante norme per la tutela delle acque dall'inquinamento.*