

POLITECNICO DI TORINO

Collegio di Ingegneria Chimica e dei Materiali

Corso di Laurea Magistrale

in Ingegneria Chimica e dei Processi Sostenibili

Tesi di Laurea Magistrale

Ottimizzazione di un impianto di trattamento del digestato proveniente dalla biodigestione di rifiuti organici



Relatori

Prof. Raffaele Pirone

Correlatore

Prof. Bernardo Ruggeri

Candidato
Florence Merlo

Dicembre 2022

Indice

INDICE DELLE FIGURE	5
INDICE DELLE TABELLE	6
Introduzione	7
1. Quadro normativo	9
2. Rifiuti organici	11
2.1 <i>Produzione e gestione dei rifiuti organici in Italia</i>	11
2.2 <i>Trattamento biologico della frazione organica dei rifiuti</i>	13
2.2.1 <i>Compostaggio</i>	14
2.2.2 <i>Digestione anaerobica</i>	15
3. Il digestato	17
3.1 <i>Trattamento del digestato</i>	18
3.1.1 <i>Trattamenti di separazione solido/liquido</i>	19
3.1.2 <i>Trattamenti della frazione liquida del digestato</i>	21
3.1.3 <i>Trattamenti della frazione solida del digestato</i>	25
4. Attività svolta dall'azienda e regime autorizzativo	27
5. Impianto di trattamento del digestato dell'azienda	31
5.1 <i>Scarichi</i>	31
5.2 <i>Descrizione dell'impianto a monte delle modifiche</i>	32
6. Individuazione delle problematiche del trattamento esistente	37
6.1 <i>Caratterizzazione del refluo</i>	37
6.2 <i>Analisi relative alla caratterizzazione del refluo</i>	41
6.3 <i>Strategia adottata per l'ottimizzazione del processo</i>	44
7. Trattamento chimico-fisico dell'impianto di trattamento del digestato	47
7.1 <i>Coagulazione – flocculazione</i>	47
7.1.1 <i>Sistemi colloidali: principali proprietà</i>	47
7.1.2 <i>Sistemi colloidali: teoria del doppio strato e potenziale zeta</i>	48
7.1.3 <i>Meccanismo di coagulazione</i>	50
7.1.4 <i>Principali coagulanti e relative proprietà</i>	51
7.1.5 <i>Coadiuvanti di coagulazione: polielettroliti</i>	52
7.2 <i>Rimozione dei metalli</i>	53
7.3 <i>Determinazione del trattamento da impiegare in base alle caratteristiche del refluo</i>	56
7.3.1 <i>Pianificazione delle prove di laboratorio per determinare la specifica di trattamento</i> ..	56
7.3.2 <i>Procedura sperimentale</i>	58
7.3.3 <i>Risultati delle prove di laboratorio</i>	60

7.3.4 Prove effettuate su impianto pilota.....	68
8. Progetto della nuova sezione dell'impianto	73
8.1 Sezione di trattamento chimico - fisico	73
8.2 Sezione di preparazione e dosaggio dei reagenti.....	75
8.2.1 Dosaggio del solfato ferroso	75
8.2.2 Dosaggio del latte di calce	77
8.2.3 Dosaggio della soda caustica e dell'antischiuma	79
8.2.4 Dosaggio del polielettrolita	79
8.3 Sistema di controllo.....	81
8.4 Funzionamento della nuova sezione di trattamento.....	83
8.5 Valutazione della richiesta energetica della nuova sezione di trattamento.....	84
9. Analisi dei dati provenienti dall'impianto a regime.....	87
10. Conclusioni e previsioni	91
BIBLIOGRAFIA.....	92
ALLEGATI.....	94

INDICE DELLE FIGURE

Figura 2.1 Andamento della raccolta differenziata della frazione organica, anni 2010-2020 (Letteria et al., 2021).	11
Figura 2.2 Origine raccolta differenziata nazionale della frazione organica, anno 2020 (Letteria et al., 2021).	12
Figura 2.3 Trattamento biologico della frazione organica da raccolta differenziata, per tipologia di gestione, anni 2016-2020 (Letteria et al., 2021).	14
Figura 3.1 Combinazioni di trattamenti del digestato (Drosg B., 2013).	18
Figura 3.2 Caratteristiche della frazione solido e liquida del digestato (Drosg B., 2013).	21
Figura 5.1 Sistema di compressione elicoidale a vite (Giussani A., 2016).	32
Figura 5.2 Schema della centrifuga.	33
Figura 5.3 Schema a blocchi di trattamento del digestato antecedente le modifiche	36
Figura 6.1 Frazionamento COD.	39
Figura 7.1 Modelli della teoria del doppio strato	49
Figura 7.2 Diverse azioni dei polielettroliti (Metcalf E. et al., 2013).	53
Figura 7.3 Solubilità degli idrossidi metallici al variare del pH (Metcalf E. et al., 2013).	54
Figura 7.4 Solubilità dei solfuri metallici al variare del pH (Metcalf E. et al., 2013).	54
Figura 7.5 Campioni derivanti dal primo set di prove (in ordine campione a, b, c, d, e, f, g, h). .	61
Figura 7.6 Campioni derivanti dal secondo set di prove (disposti in ordine alfabetico).	63
Figura 7.7 Campioni derivanti dal terzo set di prove (disposti in ordine alfabetico).	65
Figura 7.8 Campioni derivanti dall'ultimo set di prove (disposti in ordine alfabetico).	66
Figura 7.9 Schema dell'impianto pilota.	68
Figura 8.1 Schema esemplificativo dei serbatoi	74
Figura 8.2 Fotografia della sezione di dosaggio del solfato ferroso.	76
Figura 8.3 Schema della nuova sezione	84

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1.1 Struttura del D.Lgs. 152/06	10
Tabella 3.1 Tipologie di filtrazione a membrana (CRPA, 2017).....	22
Tabella 4.1 Tipologie e quantitativi di rifiuti urbani.....	29
Tabella 6.1 Range dei valori medi rappresentativi del refluo in ingresso ed in uscita dalla centrifuga e la relativa percentuale di abbattimento.....	43
Tabella 7.1 Stabilità del colloide al variare del potenziale zeta (Metcalf E. et al., 2013).....	50
Tabella 7.2 Selezione dei reagenti per la prova.....	57
Tabella 7.3 Metodo di prova per la determinazione dei parametri.	59
Tabella 7.4 Caratteristiche delle prove effettuate nel primo set.....	60
Tabella 7.5 Analisi sul chiarificato F.	61
Tabella 7.6 Caratteristiche delle prove effettuate nel secondo set.	62
Tabella 7.7 Caratteristiche delle prove effettuate nel terzo set.	64
Tabella 7.8 Caratteristiche delle prove effettuate nell'ultimo set.....	65
Tabella 7.9 Analisi sul chiarificato E.	66
Tabella 7.10 Calcolo di prima stima dei dosaggi giornalieri.	67
Tabella 7.11 Condizioni operative delle prove su impianto pilota.	69
Tabella 7.12 Risultati delle analisi effettuate su surnatante.....	70
Tabella 7.13 Calcolo effettivo dei dosaggi giornalieri.....	71
Tabella 8.1 Caratteristiche tecniche dei serbatoi.....	74
Tabella 8.2 Caratteristiche tecniche dei silos per il solfato ferroso.....	76
Tabella 8.3 Caratteristiche tecniche delle pompe per il dosaggio del solfato ferroso.....	77
Tabella 8.4 Caratteristiche tecniche delle apparecchiature per il dosaggio della calce.	78
Tabella 8.5 Caratteristiche tecniche delle pompe per il dosaggio della calce.....	78
Tabella 8.6 Caratteristiche tecniche della pompa 9-6 per il dosaggio della soda caustica.....	79
Tabella 8.7 Caratteristiche tecniche della pompa per il dosaggio della soda caustica.....	80
Tabella 8.8 Caratteristiche tecniche delle pompe polielettrolita.....	81
Tabella 8.9 Caratteristiche tecniche della pompa della vasca di accumulo della centrifuga.....	81
Tabella 8.10 : valutazione della richiesta energetica della nuova sezione di trattamento.....	85
Tabella 9.1 Valori medi dei parametri rilevati in uscita dalla centrifuga dopo l'introduzione del chimico-fisico.....	87
Tabella 9.2 Aumento della percentuale di abbattimento dopo l'introduzione del chimico-fisico.....	88

Introduzione

La produzione e la conseguente gestione dei rifiuti accompagnano l'uomo dagli albori della civiltà, o meglio, dal momento in cui l'umanità è diventata sedentaria (Neolitico, 10 000 – 5 000 a.C.).

La prima discarica risale al 3000 a.C. ed è situata a Cnosso, Creta. Duemila anni dopo, intorno al 1000 a.C., i Babilonesi svilupparono il primo sistema fognario, che permetteva il convogliamento di tali acque verso l'esterno della città. Proprio la mancanza di tale sistema ha contribuito alla diffusione dell'epidemia di peste che colpì la capitale greca nel 432 a.C.

A partire dal XV secolo, con l'inizio dell'età moderna, si assiste alla nascita vera e propria della gestione *organizzata* dei rifiuti, il cui sviluppo va di pari passo con l'aumento esponenziale delle tipologie e varietà di rifiuti, della loro diffusione in ogni settore produttivo.

Il fenomeno progressivo al quale si assiste è una dissociazione completa della problematica dei rifiuti solidi, dalla contaminazione (spesso correlata) della matrice acqua, nonostante i primi casi di contaminazione idrica fossero stati oggetto di denuncia nell'antica Grecia. È necessario attendere gli anni '60 del ventesimo secolo perché l'inquinamento dell'idrosfera faccia nuovamente l'oggetto di denunce e di indignazione pubblica.

La ragione principale per la quale si sia generata una tale dicotomia di fronte a due forme di inquinamento è abbastanza scontata: l'accumulo di rifiuti solidi è qualcosa di evidente, di sgradevole allo sguardo, di "ingombrante". Si cerca sempre di celare i rifiuti, sotterrandoli, costruendo discariche lontano dalle città, in aree isolate. La contaminazione che può essere subita dai corsi d'acqua, dalle falde acquifere è meno evidente visivamente: un'acqua contaminata può non cambiare odore, colore, aspetto. Le conseguenze possono essere altrettanto devastanti su un intero ecosistema acquatico sviluppatosi in una determinata zona.

Ciò su cui è ancora più interessante porre l'attenzione, è la strettissima correlazione che sussiste fra la generazione e la conseguente gestione dei rifiuti, e la matrice idrica: non esiste nessuna forma di trattamento dei rifiuti che non implichi un impatto idrico. Dalla contaminazione delle falde acquifere derivante dalla percolazione nel suolo di fluidi da discarica, alla ricaduta di contaminanti atmosferici generati dalla termovalorizzazione, fino ad arrivare agli effluenti prodotti dalla digestione anaerobica di rifiuti organici.

Le due tematiche sopracitate, il trattamento (di una tipologia) di rifiuti e la depurazione degli effluenti che ne derivano, sono protagoniste di questo elaborato di tesi. Quest'ultimo è stato sviluppato nell'ambito dell'attività svolta, da dicembre 2021 ad oggi, presso la società di consulenza Sicurtech S.r.l. Tale società si occupa principalmente di tematiche legate alla sicurezza ed all'ambiente, ambiti nei quali rientrano quindi sia la gestione dei rifiuti che il trattamento di acque reflue.

Negli ultimi dieci mesi, Sicurtech ha accompagnato un cliente nel processo di ottimizzazione dell'impianto di trattamento del digestato proveniente dal processo di recupero e rivalorizzazione della frazione organica di rifiuti solidi urbani (F.O.R.S.U.),

scarti alimentari e fanghi. La filiera di trattamento dei rifiuti dell'azienda, descritta brevemente nel Capitolo 4 del presente elaborato, è costituita da una sezione integrata di gestione aerobica/anaerobica che permette la produzione di biogas e compost.

In particolare, la consulenza fornita ha permesso di **ottimizzare l'impianto di trattamento del digestato**, introducendo una nuova fase di trattamento. Il processo di ottimizzazione che è stato sviluppato è descritto in maniera dettagliata nell'elaborato, essendone l'obiettivo principale. A partire da una panoramica sui rifiuti organici, la normativa vigente in materia, e i possibili trattamenti a cui può essere sottoposto il digestato si è cercato di fornire un quadro indispensabile alla comprensione dell'attività svolta dall'azienda. In seguito, l'impianto di trattamento del digestato è l'oggetto di un'attenta analisi che permette di evidenziarne le problematiche preesistenti e le soluzioni pensate per l'ottimizzazione del processo. Successivamente vengono dettagliate le fasi che hanno portato alla progettazione della nuova sezione di trattamento e i risultati provenienti dall'impianto a regime.

Le conclusioni di questo elaborato permettono infine di mettere in luce l'efficacia del processo di ottimizzazione adottato e le future migliorie che potranno essere apportate all'impianto.

1. Quadro normativo

Ai fini della comprensione del seguente elaborato, risulta fondamentale una breve panoramica sul quadro normativo che vige in materia ambientale con particolare riferimento ai rifiuti ed agli scarichi idrici.

La legislazione europea in materia ambientale risale all'inizio degli anni '70, anni in cui si fa chiara la necessità di una politica comunitaria che potesse accompagnare l'espansione economica caratteristica di quel periodo. In quegli anni vengono dunque redatti il primo ed il secondo *Programma di Azione della Comunità Europea*, e vengono introdotti i principi fondamentali di **precauzione**, **prevenzione** e **correzione** dell'inquinamento alla fonte. Negli anni a venire vengono emanate diverse direttive in materia ambientale, recepite successivamente dai singoli membri della comunità europea.

➤ Rifiuti – Decreto Ronchi

In Italia è stata molto importante l'emanazione del “Decreto Ronchi”, il 5 febbraio 1997, frutto della ricezione di tre direttive europee sui rifiuti (91/56/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi, 94/62/CEE sugli imballaggi). Tale decreto prende nome dall'allora Ministro dell'Ambiente Edoardo Ronchi, il quale fu il primo a dare forma ad un quadro legislativo nazionale per quanto concerne l'ambiente, con particolare riferimento ai rifiuti.

Il sopra citato decreto introdusse infatti in Italia due concetti fondamentali:

- **La gestione integrata dei rifiuti** ovvero l'insieme di politiche e strategie volte alla gestione completa del rifiuto, dalla sua produzione alla destinazione finale, minimizzandone l'impatto;
- **L'approccio gerarchico** alla gestione dei rifiuti basato su *prevenzione, recupero* ed infine *smaltimento*.

➤ Acque – Decreto legislativo del '99

Per quanto riguarda la normativa in materia acque si ha una prima spinta nel '94 quando viene posta l'attenzione sul ciclo dell'acqua e viene definito per la prima volta il “*sistema idrico integrato*” come l'insieme dei servizi pubblici di:

- | | | |
|-----------------|---|------------------------|
| - captazione | } | di acque ad uso civile |
| - adduzione | | |
| - distribuzione | | |
| - fognatura | } | delle acque reflue |
| - depurazione | | |

In seguito, a partire dal '99 si è cominciato a parlare di *protezione e risanamento* dei corpi idrici e di regolamentazione delle reti fognarie e dei sistemi depurativi. In particolare, per la protezione dei corpi idrici furono definiti **i limiti degli scarichi** atti a garantire la qualità del corpo idrico recettore.

➤ **Testo Unico Ambientale**

Sia il “Decreto Ronchi” che il Decreto Legislativo del '99 sulle acque confluirono nel 2006 nel Decreto Legislativo n. 152, noto anche come Testo Unico Ambientale. Quest'ultimo costituisce ad oggi il punto di riferimento della normativa italiana in materia ambientale. Il Testo Unico Ambientale unisce all'interno di un unico testo i principali aspetti ambientali definendo il quadro normativo per la loro tutela e gestione. Esso è articolato in sei parti, come riportato in Tabella 1.1.

Tabella 1.1 Struttura del D.lgs. 152/06

Struttura del D. lgs. 152/06	
Parte I	Disposizioni comuni e principi generali
Parte II	Procedure per la VAS, VIA e IPPC
Parte III	Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche
Parte IV	Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati
Parte V	Norme in materia di tutela dell'aria e riduzione delle emissioni in atmosfera
Parte VI	Norme in materia risarcitoria contro i danni all'ambiente
Allegati	-

Nella seguente tesi si farà riferimento in particolar modo alla parte IV, per quanto riguarda la gestione dei rifiuti organici ed alla parte III, per quanto riguarda gli scarichi idrici.

Con la crescente attenzione dell'opinione pubblica sulle tematiche ambientali, gli anni successivi all'emanazione del D.lgs. 152/2006 sono stati caratterizzati da numerosi nuovi decreti europei, recepiti successivamente a livello nazionale. Quest'ultimi si sono concentrati in particolare sul **riciclo e recupero** dei rifiuti, fondamentali in un'ottica di economia circolare, ponendo importanti obiettivi da raggiungere non solo a livello di singola nazione, ma anche a livello comunitario.

2. Rifiuti organici

2.1 Produzione e gestione dei rifiuti organici in Italia

Ai sensi dell'art. 183 del D. Lgs. 152/06 i rifiuti organici sono definiti come:

“Rifiuti biodegradabili di giardini e parchi, rifiuti alimentati e di cucina prodotti da nuclei domestici, ristoranti, uffici, attività all'ingrosso, mense, servizi di ristorazione, e punti vendita al dettaglio e rifiuti equiparabili prodotti dagli impianti dell'industria alimentare”.

Inoltre, in base alla nuova classificazione i rifiuti organici se provenienti da attività economiche quali “Supermercato, pane e pasta, macelleria, salumi e formaggi e generi alimentari”o “Ipermercati di generi misti”, non saranno più rifiuti speciali assimilabili, la cui assimilabilità spettava al Comune, ma rifiuti urbani.

In base all'ultimo rapporto sui rifiuti urbani dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (Letteria *et al.*, 2021) del 2021, riferito agli anni precedenti, si registra a livello nazionale una raccolta della frazione organica pari a 7,2 milioni di tonnellate. Il dato riportato in Figura 2.1 è in linea con quello dell'anno precedente anche se lievemente inferiore. Tale calo si spiega considerando l'emergenza Covid – 19, che ha, da un lato ha determinato l'aumento di rifiuti organici a livello domestico, ma dall'altro determinato la diminuzione di quelli provenienti da hotel, ristorazione etc. Si conferma invece la tendenza positiva di aumento della raccolta della frazione organica nel 2020 rispetto agli anni precedenti dal 2010 al 2018, segno di una sempre maggiore consapevolezza da parte del singolo cittadino e di una più efficace gestione dei rifiuti.

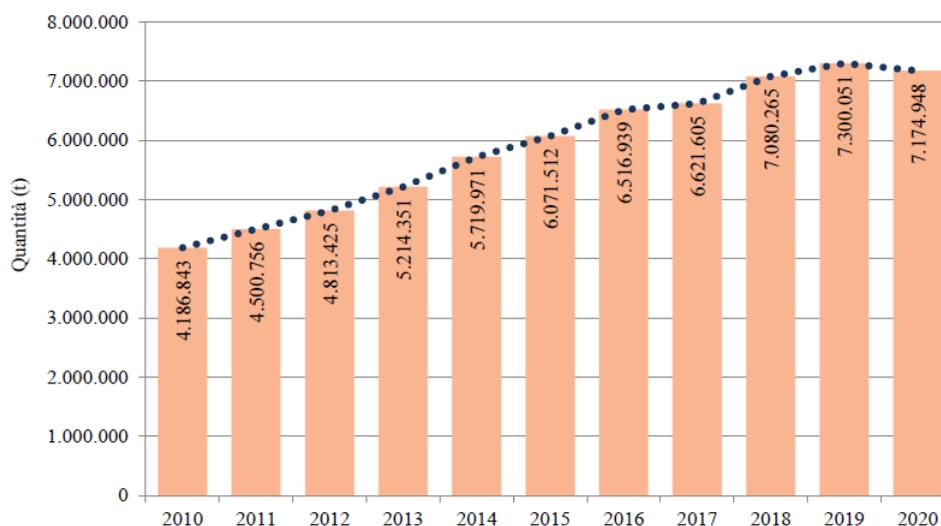


Figura 2.1 Andamento della raccolta differenziata della frazione organica, anni 2010-2020 (Letteria *et al.*, 2021).

Da Figura 2.2 inoltre, è possibile osservare che la maggior parte della frazione organica è data dalla frazione umida proveniente da cucine e mense (68,4%), seguita dai rifiuti biodegradabili provenienti dalla manutenzione di giardini e parchi (27,1%), rifiuti avviati al compostaggio domestico (3,8%) e infine una piccolissima parte (0,7%) è data dai rifiuti provenienti dai mercati.

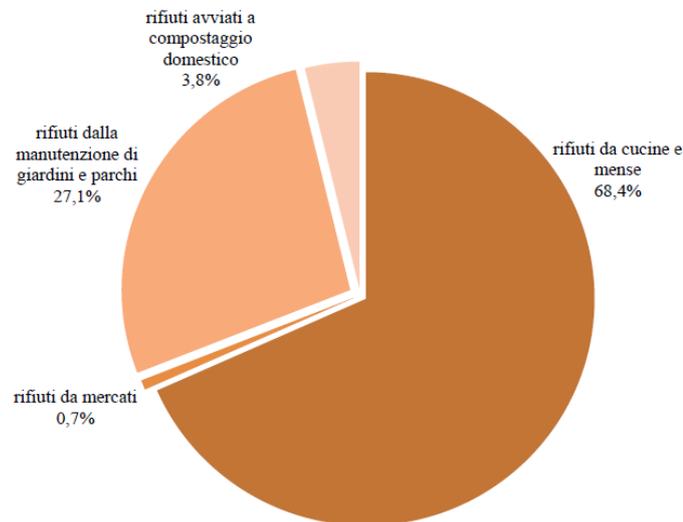


Figura 2.2 Origine raccolta differenziata nazionale della frazione organica, anno 2020 (Letteria *et al.*, 2021).

In definitiva si ha che la frazione organica e quella cellulosa (carta e cartone) rappresentano circa il 60% della raccolta differenziata del 2020. Si tratta di un dato che, per quanto riguarda la sola frazione organica, in base all'ultima direttiva europea, la 2018/851/CE, andrebbe ulteriormente incrementato fino al raggiungimento del 65% entro il 2035.

Il rapporto “Bio – waste in Europe – turning challenges into opportunities” redatto dall’Agenzia Europea per l’Ambiente (AEA) nel 2020 analizza lo stato di fatto e il potenziale di circolarità del flusso di rifiuti organici e mette in evidenza proprio come una corretta gestione di questi costituisca il punto fondamentale per il raggiungimento dell’obiettivo di riciclaggio della frazione organica del 65% entro il 2035.

Tale rapporto mette inoltre in evidenza un altro aspetto fondamentale, ovvero come la prevenzione in materia di sprechi alimentari, che costituiscono gran parte della frazione organica (circa 60%), sia determinante per la riduzione degli impatti ambientali dovuti alla produzione, trasformazione e trasporto degli alimenti. La prevenzione, infatti, in questo caso risulterebbe più efficace del recupero, che resta comunque una tecnica importante e necessaria da prediligere allo smaltimento (Van der Linden *et al.*, 2020).

I rifiuti organici rappresentano dunque una risorsa con elevata potenzialità. Se gestiti correttamente, questi possono essere valorizzati ottenendo due prodotti di valore: il compost e il biogas. In particolare, il biogas rappresenta un’alternativa sempre più interessante per la produzione di energia rinnovabile. Nell’ottica della lotta ai cambiamenti climatici, al

centro dell'Accordo di Parigi, e dell'attuale crisi energetica che l'Europa vive, il biogas potrebbe ricoprire un ruolo molto importante.

2.2 *Trattamento biologico della frazione organica dei rifiuti*

La frazione organica dei rifiuti una volta raccolta viene generalmente sottoposta a trattamenti di tipo biologico. Questi consistono in trattamenti di tipo aerobico (compostaggio), anaerobico (digestione anaerobica) e sempre di più, in sistemi integrati di tipo aerobico/anaerobico.

In piccolissime percentuali la frazione organica, specie se non separata dagli altri rifiuti, può essere avviata ad incenerimento o discarica. Per quanto riguarda l'incenerimento, dato l'elevato contenuto di acqua della frazione organica, questo non risulta adatto e va comunque utilizzato in co-combustione con altre tipologie di rifiuti. In alternativa si può procedere dapprima ad un trattamento di bioessiccazione e poi incenerimento, in questo caso però i costi derivanti dalla vendita dell'energia non compensano i costi di processo. Oltre ad avere un elevato costo, l'incenerimento comporta anche la produzione di gas tossici ad elevato impatto ambientale che vanno adeguatamente trattati prima di essere immessi in atmosfera. Per quanto riguarda la discarica, la frazione organica contenuta nei rifiuti ad essa avviati deve essere prima trattata tramite un processo di biostabilizzazione in modo da evitare la formazione di biogas e percolato all'interno di questa. Si tratta dunque, in entrambi i casi, di trattamenti che sono sempre meno contemplati per quanto riguarda lo smaltimento della frazione organica dei rifiuti e non solo, come dimostrano anche i dati forniti dall'ultimo rapporto sui rifiuti urbani dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) del 2021. Per evitare l'avviamento della frazione organica a incenerimento o discarica rimane fondamentale il concetto di raccolta differenziata che permette di separare i rifiuti in base alle proprie caratteristiche e il loro avviamento al trattamento più adeguato.

Il trattamento biologico della frazione organica dei rifiuti rappresenta oggi il sistema più adeguato per una corretta gestione di questa tipologia di rifiuti. I trattamenti biologici sono stati infatti oggetto negli ultimi anni di un crescente interesse da parte della comunità europea. Questo ha portato ad un utilizzo sempre maggiore di questa tipologia di trattamento e ad una notevole evoluzione delle tecnologie esistenti.

In base all'ultimo rapporto ISPRA sui rifiuti urbani, riferito agli anni precedenti, si rileva che tra il 2011 e il 2020 si ha un incremento di +58,7% delle quantità di rifiuti destinate a trattamento di tipo biologico (Letteria *et al.*, 2021).

Inoltre, come riportato dal grafico in Figura 2.3 si evince che, i processi di digestione anaerobica, soprattutto in combinazione con il trattamento aerobico sono quelli che hanno avuto un maggiore sviluppo negli anni per quanto riguarda la gestione dei rifiuti organici. Si osserva infatti che nel 2020 la quota di rifiuti organici destinata a trattamento integrato anaerobico/aerobico ha quasi raggiunto l'ormai consolidata pratica del compostaggio, rispettivamente 46,8% e 48,1%. I processi integrati di trattamento aerobico/anaerobico

consentono infatti non solo il recupero di materia ma anche quello di energia e questo li rende molto interessanti in un'ottica di autosufficienza energetica ed economia circolare.

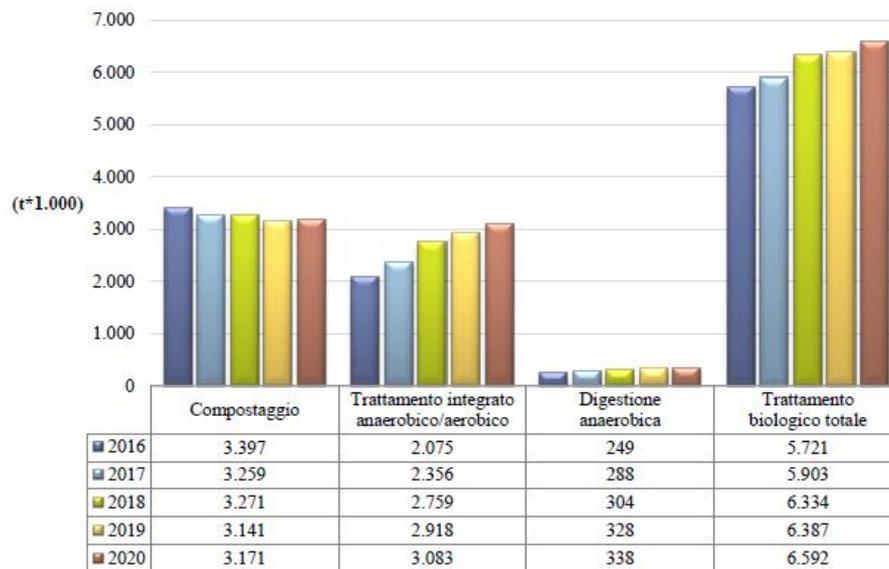


Figura 2.3 Trattamento biologico della frazione organica da raccolta differenziata, per tipologia di gestione, anni 2016-2020 (Letteria *et al.*, 2021).

2.2.1 Compostaggio

Il compostaggio è un processo di decomposizione e stabilizzazione biologica che avviene ad opera di microrganismi (batteri, attinomiceti e funghi) in ambiente aerobico. Attraverso questo processo la sostanza organica contenuta nel prodotto da inviare a compostaggio viene trasformata in un prodotto stabile, esente da microrganismi, patogeni e semi di infestanti, e contenente composti umici che lo rendono un ottimo ammendante per il suolo.

Tale processo, che avviene naturalmente, può essere controllato a livello di rapporto C/N, grado di ossigenazione della massa, porosità del materiale, umidità, temperatura e pH in modo tale da ottenere, in tempi più brevi, un prodotto finale con le caratteristiche di cui sopra.

Il processo di compostaggio è caratterizzato da due fasi principali (Zicari G., 2009):

- **Bioossidazione:** nella prima fase i microrganismi aerobi termofili degradano la frazione organica immediatamente assimilabile (zuccheri, amminoacidi, etc..) in composti semplici quali CO₂, H₂O e Sali minerali. Le reazioni chimiche di degradazione ad opera dei microrganismi portano ad un incremento della temperatura fino al raggiungimento di 60-65°C, temperatura alla quale si ha l'inattivazione di patogeni e semi di infestanti presenti. Raggiunto il picco di temperatura l'attività biologica comincia a rallentare e la temperatura gradualmente a scendere.

- **Maturazione o umificazione:** nella seconda fase si ha la polimerizzazione ossidativa di acidi fenolici e fenoli (cataboliti della lignina), tannini e polifenoli ad opera di popolazione microbiche mesofile e psicofile. La degradazione delle molecole più complesse in sostanze umiche avviene a temperature minori rispetto alla fase precedente, in questa si raggiunge infatti la temperatura ambiente, e può durare anche alcuni mesi a seconda delle caratteristiche del materiale di partenza.

Da un punto di vista tecnologico gli impianti di compostaggio si differenziano per le modalità di aereazione della massa. Nel caso di trattamento di frazioni solide le tipologie impiantistiche prevedono:

- *Aereazione passiva:* richiede cumuli con un'elevata superficie esposta;
- *Rivoltamento meccanico:* i cumuli vengono periodicamente rivoltati in modo da permettere una migliore aereazione;
- *Aereazione forzata:* l'aria viene insufflata all'interno dei cumuli statici;
- *Reattori di compostaggio:* si tratta di apparecchiature chiuse dove si può avere sia l'insufflazione di aria che il rivoltamento della massa.

Nel caso di compostaggio di liquami o digestati tal quali si ha lo spargimento di questi su di un letto di materiale lignocellulosico e il rimescolamento per garantire l'adeguata aereazione della massa da trattare.

Il prodotto finale che si ottiene prende il nome di compost e può essere impiegato come ammendante per usi agronomici o per florovivaismo.

2.2.2 Digestione anaerobica

Il processo di digestione anaerobica consiste nella degradazione di macromolecole in molecole più semplici ad opera di diverse popolazioni microbiche in ambiente anaerobico con produzione finale di biogas, una miscela gassosa costituita per il 50 – 70 % da metano e per il resto da CO₂ e altri componenti in piccole percentuali.

Il processo di digestione anaerobica può essere suddiviso in quattro stadi (Cecchi F. *et al.*, 2005):

1. **Idrolisi:** nel primo stadio di digestione anaerobica i substrati organici complessi quali carboidrati, proteine e grassi contenuti nella matrice da trattare vengono trasformati nei corrispondenti composti solubili più semplici quali zuccheri, amminoacidi e acidi grassi a catena lunga.
2. **Acidogenesi:** nel secondo stadio gli intermedi solubili prodotti nel primo stadio vengono usati come fonte di carbonio ed energia dai batteri acidogenici con conseguente produzione, in seguito a fermentazione, di acidi grassi volatili a catena corta quali l'acido lattico, l'acido acetico, l'acido propionico, l'acido butirrico e l'etanolo che vengono poi utilizzati nello stadio successivo.
3. **Acetogenesi:** nel terzo stadio i batteri acetogeni consumano gli acidi grassi volatili, l'acido lattico e gli alcoli formati nella fase precedente, producendo acido acetico,

anidride carbonica e idrogeno. Sono coinvolti in questo stadio del processo anche i batteri omoacetogeni, un gruppo di microrganismi strettamente anaerobi capaci di passare da un metabolismo eterotrofo acetogenico, con consumo di acetato e produzione di H₂/CO₂, ad un metabolismo autotrofo omoacetogeno, con consumo di H₂ e CO₂ e produzione di acetato. L'acetogenesi riveste un ruolo chiave nell'efficienza del processo di produzione del biogas, in quanto circa il 70 % della produzione di metano si stima che derivi proprio da questa fase del processo

4. **Metanizzazione:** nel quarto stadio si ha la formazione del biogas. Il metano, costituente principale del biogas, viene prodotto in questo stadio del processo attraverso due pathway metabolici (Cecchi F. *et al.*, 2005):

- *Via acetoclastica* operata da metanogeni acetotrofi consistente nella dismutazione dell'acetato con formazione di metano e anidride carbonica (2.1).



Questa via metabolica prevale generalmente in condizioni di mesofilia (batteri che lavorano a temperature comprese tra 20 – 45 ° C, con un intervallo ottimale di 37-41 ° C) ed è attuata da microrganismi dei generi *Methanosarcina* e *Methanosaeta*.

- *Via idrogenotrofa* operata da metanogeni idrogenotrofi in cui l'anidride carbonica viene ridotta a metano mediante l'ossidazione dell'idrogeno (2.2)



Questa via metabolica prevale in condizioni di termofilia (batteri che lavorano a temperature comprese tra i 50-52 °C fino ai 70° C e oltre) ed è attuata da *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales*, *Methanococcales*,

Una terza via è costituita dall'utilizzo dei composti metilici (e.g. acido formico).

Il processo di digestione anaerobica avviene spontaneamente in natura, tuttavia il controllo di diversi parametri del processo quali omogeneizzazione, carico, temperatura, umidità, tempo di ritenzione dei solidi, disponibilità di elementi nutritivi e capacità tamponante permettono di incrementarne l'efficienza su scala industriale e ottenere i prodotti desiderati.

Il processo di digestione anaerobica a livello industriale può essere condotto:

- A secco quando il substrato avviato a digestione ha un contenuto di solidi totali > 20%;
- Semi secco quando il substrato avviato a digestione ha un contenuto di solidi totali compreso tra 10% e 20%;
- A umido quando il substrato ha un contenuto di solidi totali <10%.

3. Il digestato

Dal processo di digestione anaerobica oltre la produzione di biogas si ha anche la produzione del digestato, un materiale semitrasformato palabile o pompabile le cui caratteristiche chimico – fisiche dipendono strettamente dalla tipologia delle matrici in ingresso al trattamento di digestione anaerobica. Data la grande variabilità del digestato, è sempre stato molto difficile classificarlo. A seconda dei casi il digestato può infatti essere considerato: un prodotto, un sottoprodotto, ed un rifiuto. La classificazione del digestato è di fondamentale importanza per la determinazione del trattamento a cui deve essere sottoposto e per il suo successivo utilizzo o smaltimento.

Ai sensi della legislazione vigente il digestato è disciplinato da:

- Il decreto interministeriale n. 5046 del 25 febbraio 2016: Effluenti e digestato. Questo consiste in una serie di criteri e norme tecniche per la disciplina regionale riguardo l'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento e delle acque reflue, nonché per la produzione e l'utilizzazione agronomica del digestato. In base a quest'ultimo il digestato proveniente da digestione anaerobica di effluenti, biomasse agricole e sottoprodotti agroindustriali viene riconosciuto come sottoprodotto agricolo a destinazione agronomica (principio di equiparabilità ai concimi chimici). Inoltre, fornisce una classificazione del digestato agrozootecnico e del digestato agroindustriale attraverso la definizione dei parametri qualitativi da considerare ai fini di quest'ultima e fornisce gli adempimenti e i divieti circa l'utilizzo agronomico del digestato.
- Il decreto ministeriale n. 75 del 2010 che regola l'utilizzo del digestato come fertilizzante commerciale.
- La parte IV del Decreto legislativo n.152 del 2006 e s.m.i. nel caso in cui il digestato provenga da rifiuti e/o sottoprodotti di biomasse. In particolare, ai sensi dell'art.183 alla parte IV del suddetto decreto si definisce digestato da rifiuti il "*prodotto ottenuto dalla digestione anaerobica di rifiuti organici raccolti separatamente, che rispetti i requisiti contenuti in norme tecniche da emanarsi con decreto del Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali*". Il digestato viene dunque inteso come un prodotto della digestione anaerobica di rifiuti organici nel caso in cui rispetti particolari requisiti mentre negli altri casi esso è un rifiuto e in quanto tale deve sottostare alla parte IV del suddetto decreto.

3.1 Trattamento del digestato

Il processo di trattamento del digestato proveniente dalla digestione anaerobica può essere effettuato in diversi modi a seconda delle sue caratteristiche e della sua classificazione come prodotto, sottoprodotto e rifiuto. Essi possono essere suddivisi in (Drosg B., 2013):

- Trattamenti parziali che hanno come scopo la separazione del digestato in due frazioni: una solida e una liquida che vengono successivamente trattate in maniera separata;
- Trattamenti completi che prevedono il trattamento del digestato tal quale senza separarlo in due frazioni distinte.

I trattamenti completi sono molto meno usati rispetto ai trattamenti parziali e consistono generalmente nell'**essiccazione** del digestato, come riportato nel diagramma di flusso in Figura 3.1. L'essiccazione viene effettuata all'interno di tunnel di essiccazione dove, mediante processi convettivi per mezzo di aria riscaldata con l'energia termica recuperata dal motore e dai fumi del cogeneratore, si ha l'evaporazione dell'acqua contenuta nel digestato (Drosg B., 2013). Al termine del processo si ottiene un digestato essiccato caratterizzato da un basso contenuto di umidità e volume e da un elevato tenore di "nutrienti" che lo rendono adeguato all'utilizzo agronomico come ammendante. I vapori generati dal processo di essiccazione vengono fatti condensare all'interno di una colonna di stripping ad acido solforico, in questo modo si ottiene il recupero dell'ammoniaca volatilizzata sottoforma di solfato di ammonio, che può essere utilizzato come fertilizzante.

Nella maggior parte dei casi vengono impiegati trattamenti parziali che consistono nella separazione del digestato in una frazione solida ed in una frazione liquida, che vengono poi a loro volta trattate. Non esiste un processo standardizzato per il trattamento parziale del digestato, sono infatti possibili diverse combinazioni a seconda delle caratteristiche del digestato e delle sue frazioni, come riportato in Figura 3.1.

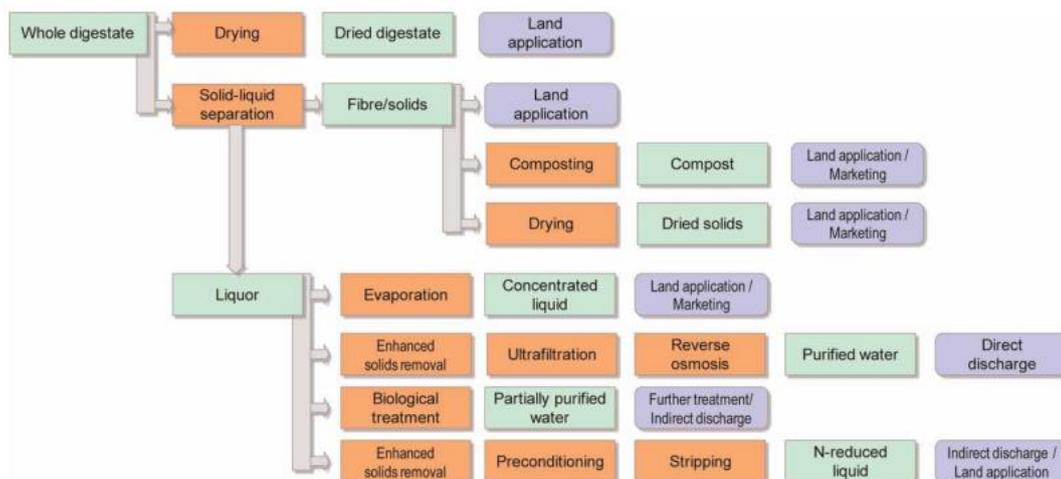


Figura 3.1 Combinazioni di trattamenti del digestato (Drosg B., 2013).

3.1.1 Trattamenti di separazione solido/liquido

Il primo step del trattamento parziale del digestato consiste nella separazione solido/liquido di questo. La separazione può essere effettuata mediante diverse tecnologie caratterizzate da diverse efficienze. Le tecnologie maggiormente impiegate sono:

- **Vagli:** I vagli costituiscono la tecnologia più semplice che può essere utilizzata per la separazione solido/liquido del digestato. Esistono diverse tipologie di vaglio: statici, rotativi e i vibrovagli. Il principio è il medesimo per le diverse tipologie, il digestato viene immesso dall'alto mediante una tramoggia di carico e viene fatto passare attraverso il vaglio che può essere fermo, ruotare o vibrare a seconda dei casi (Mantovi P. *et al.*, 2012). La frazione liquida passa attraverso il vaglio e fuoriesce dalla parte bassa dell'apparecchiatura mentre la frazione solida viene, nel caso del vaglio rotante, trascinata dal vaglio e scaricata nella parte finale mediante l'ausilio di un dispositivo raschiatore e nel caso del vibrovaglio, viene rimossa grazie alle vibrazioni dello scuotitore meccanico sul quale è appoggiato il vaglio.
- **Separatore a rulli contrapposti:** è costituito da un vaglio cilindrico rotante in metallo con all'esterno due rulli compressori e all'interno due controrulli ed una spazzola. Il refluo da trattare viene immesso dall'alto tramite una tramoggia di carico e passa attraverso le fessure nel vaglio dove viene filtrato. I solidi grossolani che non passano attraverso le fessure del vaglio vengono dapprima schiacciati dai rulli compressori posti sulla superficie esterna del vaglio e poi vengono raschiati via da una lama. La frazione solida così rimossa cade su uno scivolo ed esce all'esterno dell'apparecchiatura (Mantovi P. *et al.*, 2012). La frazione liquida passa invece attraverso il vaglio ed esce dal fondo dell'apparecchiatura mediante apposita tubazione. Per una migliore efficacia è possibile regolare la pressione esercitata dai rulli compressori esterni e si possono adottare dei filtri con diverse dimensioni delle fessure.
- **Separatore a compressione elicoidale:** è costituito da un filtro cilindrico all'interno del quale ruota una vite senza fine azionata da un motore elettrico. Il refluo viene alimentato dall'alto e viene compresso dalla vite rotante. La frazione liquida fuoriesce dalle fessure del filtro e scaricata mentre la parte solida compressa viene trasportata dalla vite al fondo dell'apparecchiatura dalla quale poi fuoriesce. Il separatore elicoidale verrà successivamente descritto in maniera più dettagliata all'interno dell'elaborato.
- **Nastropressa:** è costituito da due nastri rotanti e rulli compressori. In particolare, il digestato viene fatto passare nello spazio che intercorre tra i due nastri. Il nastro inferiore è filtrante mentre quello superiore serve a comprimere il digestato verso quello inferiore. La frazione liquida passa attraverso il nastro filtrante e viene raccolta in appositi bacini, mentre la frazione solida rimasta sul nastro viene rimossa mediante un dispositivo raschiatore.

- **Centrifuga:** è costituita da un tamburo rotante di forma conico – cilindrica ed una vite senza fine rotante al suo interno. Il tamburo e la vite ruotano ad una diversa velocità e la separazione avviene per effetto della forza centrifuga (Mantovi P. *et al.*, 2012). La frazione solida separata viene trascinata verso la sezione conica del tamburo dalla quale esce per mezzo di fori disposti sulla parte terminale mentre la frazione liquida esce dalla parte opposta del tamburo mediante un dispositivo regolabile di tipo “troppo pieno”. Anche la centrifuga verrà dettagliata in seguito.

- **Flottatore:** è costituito da una vasca all’interno della quale viene insufflata aria dal fondo e in cui vengono aggiunti additivi chimici (flocculanti). I composti aerofili, capaci di legarsi con i gas disciolti, risalgono verso l’alto, mentre le sostanze idrofile precipitano verso il basso, determinando così la separazione tra le due frazioni. L’aggiunta di flocculanti permette l’aggregazione delle particelle sospese più fini in modo tale che anche queste vengano separate dalla frazione liquida. La frazione solida in superficie viene rimossa periodicamente mediante un ponte raschiafanghi. La flottazione viene generalmente impiegata nel caso in cui la frazione liquida deve poi essere sottoposta ad un processo depurativo.

- **Sedimentatore:** la sedimentazione può essere impiegata sia come trattamento primario di separazione solido/liquido del digestato che come trattamento finale del processo di depurazione della frazione liquida del digestato, in genere a valle del trattamento biologico. La sedimentazione viene effettuata all’interno di una vasca in cui i solidi sedimentabili per effetto della gravità si depositano lentamente sul fondo e vengono poi rimossi mediante un braccio meccanico raschiatore che rimuove sia i residui solidi presenti in superficie che quelli depositati sul fondo. La frazione liquida fluisce nelle canalette di sfioro o sulla circonferenza esterna a seconda della tipologia di vasca.

Per le tecnologie di separazione solido/liquido si può definire un’efficienza di separazione, intesa come la quantità di uno specifico componente (sostanza secca o solidi totali, sostanza organica o solidi volatili, azoto totale, azoto ammoniacale, etc..) segregato nella frazione solida al termine del processo di separazione (Mantovi P. *et al.*, 2012). L’efficienza di separazione di una stessa apparecchiatura può differire a seconda delle proprietà chimico – fisiche del digestato da trattare, ma risulta comunque fortemente legata al contenuto di solidi totali ed alla tipologia di frazione particellare contenuti in quest’ultimo (Mantovi P. *et al.*, 2012). Sulla base dell’efficienza di separazione è possibile dividere i trattamenti di cui sopra in trattamenti a **bassa efficienza** ed **alta efficienza**. In genere vagli e separatori a compressione (tamburo rotante ed elicoidale) sono considerati trattamenti a bassa efficienza mentre nastropressa, centrifuga, flottazione e sedimentazione sono considerati trattamenti ad alta efficienza.

In definitiva dalla separazione solido/liquido del digestato si ottengono due frazioni distinte caratterizzate da un diverso tenore in termini di nutrienti. La ripartizione dei nutrienti nella frazione solida ed in quella liquida dipende fortemente dalle caratteristiche del digestato da

trattare e dall'efficienza di separazione delle apparecchiature impiegate. In genere, come riportato dalla Figura 3.2 la frazione liquida è caratterizzata da un elevato contenuto di azoto ed un basso contenuto di solidi totali, mentre la frazione solida è caratterizzata da un elevato contenuto di solidi totali ed un minor contenuto di azoto.

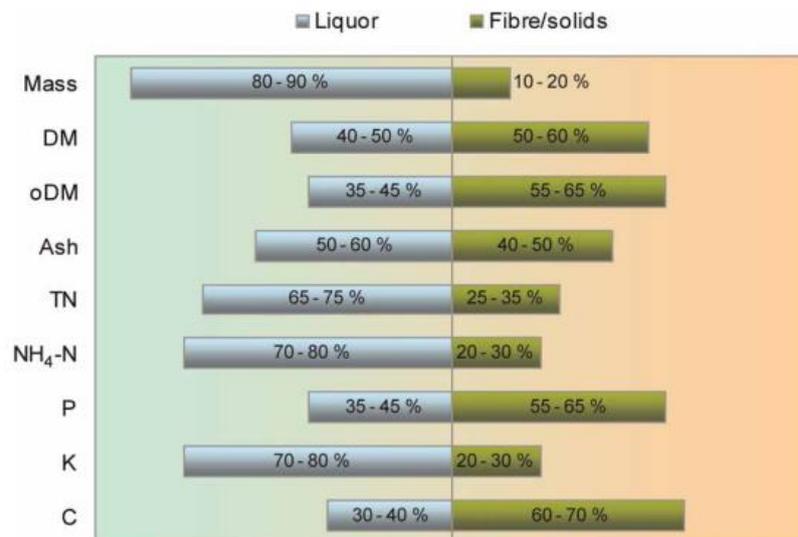


Figura 3.2 Caratteristiche della frazione solido e liquida del digestato (Drosg B., 2013).

3.1.2 Trattamenti della frazione liquida del digestato

La frazione liquida del digestato può essere sottoposta a trattamenti conservativi e trattamenti riduttivi. I primi non eliminano i nutrienti come l'azoto e il fosforo mentre i secondi riducono l'azoto presente in azoto gassoso inerte che si libera in atmosfera.

Tra i trattamenti conservativi vi sono:

- **Evaporazione sottovuoto:** il processo di evaporazione sottovuoto avviene all'interno di evaporatori che operano ad una pressione inferiore alla pressione atmosferica in modo da consentire l'ebollizione della frazione liquida del digestato ad una temperatura di circa 40 – 60 °C. La frazione evaporata viene fatta condensare in modo da ottenere il "distillato". La frazione liquida che rimane all'interno del reattore viene definita "concentrato" e viene periodicamente rimossa per mezzo di pompe o coclee. Al fine di impedire l'evaporazione dell'azoto ammoniacale presente si abbassa il pH delle matrici da trattare, l'acidificazione può essere effettuata anche sul distillato anche se in questo caso bisogna poi provvedere ad un sistema di osmosi inversa. Infatti, quando si effettua l'acidificazione sul distillato il sale derivante ovvero il solfato o fosfato di ammonio rimane in soluzione e deve essere pertanto rimosso da questo tramite un processo di osmosi inversa da cui si ottiene il "ritentato" contenente il sale che può essere poi miscelato con il concentrato oppure può essere immesso sul mercato. Tale processo può

essere effettuato tramite apparecchiature monostadio oppure pluristadio. Si tratta di una tecnologia energivora.

- **Strippaggio:** il processo di strippaggio è un processo bistadio che viene effettuato nel seguente modo: la frazione liquida del digestato, previo trattamento che permetta un'elevata rimozione dei solidi viene immessa nella colonna di strippaggio dove viene insufflata aria calda, a temperature di circa 45 – 55 °C, in controcorrente rispetto all'alimentazione (CRPA, 2017). Questo permette il passaggio dell'azoto, presente nel digestato in forma liquida, all'aria in forma gassosa. Il flusso gassoso prodotto passa poi all'interno di uno scrubber dove reagisce con un acido forte, in genere acido solforico, con conseguente produzione di solfato di ammonio in soluzione liquida che può essere commercializzato come fertilizzante. Anche questo è un processo energivoro, va dunque considerata la possibilità di una fonte energetica prossima che può essere rappresentata in questo dalla digestione anaerobica stessa.
- **Filtrazione a membrane:** i sistemi di filtrazione a membrane sono in grado di rimuovere la sostanza organica e i nutrienti (N, P, K, etc..) dalla frazione liquida del digestato con formazione di un permeato che può essere scaricato, nel rispetto dei limiti agli scarichi, ed un concentrato ricco di sostanza organica e nutrienti che può essere valorizzato come fertilizzante. I processi di filtrazione a membrana si suddividono in: microfiltrazione, ultrafiltrazione, nanofiltrazione e osmosi inversa. Per ognuno di questi vengono impiegate delle membrane con una diversa dimensione dei pori, a cui va applicata una pressione crescente passando dalla microfiltrazione all'osmosi inversa, come riportato in Tab. 3.1.

Tabella 3.1 Tipologie di filtrazione a membrana (CRPA, 2017).

Tipologia	Dimensione dei pori	Pressione
Microfiltrazione	0,03 – 10 µm	0,1 – 0,2 bar
Ultrafiltrazione	0,002 – 0,1 µm	1 – 5 bar
Nanofiltrazione	0,001 – 0,1 µm	5 – 20 bar
Osmosi inversa	0,0001 µm	10 – 100 bar

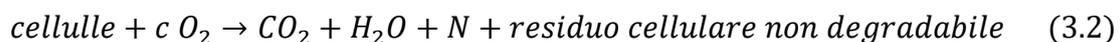
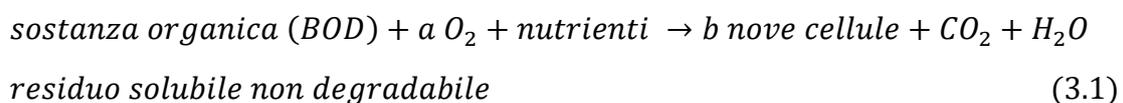
Le membrane possono essere di diverso materiale a seconda dell'applicazione e possono trovarsi in una varietà di moduli: a spirale, tubolari, a fibra cava, piane. I moduli a spirale sono quelli di uso più comune per l'ingombro ridotto e per l'economicità ma sono facilmente soggetti a incrostazioni dovute alle particelle colloidali presenti nel refluo da trattare. I moduli tubolari sono costituiti da tubi di membrane disposti in parallelo che sono in grado di rimuovere in maniera efficiente i solidi sospesi nel refluo da trattare, ma sono ingombranti e costosi. I moduli a fibra cava sono molto simili ai precedenti ma i tubi hanno un diametro inferiore e per questo è più facile che siano soggetti al fenomeno di intasamento. Infine, le membrane piane sono costituite da una serie di fogli

piani di membrana disposti l'uno sopra l'altro a formare una struttura compatta (CRPA, 2017).

I processi di filtrazione a membrane sono dei sistemi molto efficienti in termini di rimozione dei nutrienti dalla frazione liquida del digestato e possono essere utilizzati anche per la rimozione di agenti patogeni come virus e batteri (processi di disinfezione); tuttavia, necessitano a monte di un trattamento di separazione spinto in modo da ridurre il problema dell'intasamento delle membrane, di energia per la pressurizzazione e di reagenti chimici per il lavaggio delle membrane.

Tra i trattamenti riduttivi il più utilizzato è il **trattamento biologico** che può essere impiegato sia per la rimozione delle sostanze organiche biodegradabili sia dell'azoto dalla frazione liquida del digestato. Il trattamento biologico è realizzato da diverse specie di microrganismi, per lo più batteri, che sono in grado di ossidare le sostanze biodegradabili presenti nella frazione liquida del digestato, trasformandole in composti non dannosi per l'ambiente. Alcune specie di microrganismi sono inoltre in grado di provvedere alla rimozione di nutrienti come l'azoto e il fosforo. I microrganismi responsabili del processo di ossidazione biologica sono diversi: principalmente si tratta di batteri eterotrofi aerobi ma si possono trovare anche altre specie microbiche quali i protozoi (Bonomo L., 2008). I batteri eterotrofi aerobi si servono del materiale organico e dell'ossigeno disciolto nel refluo da trattare per ottenere l'energia necessaria alla propria crescita e mantenimento. In particolare, il materiale organico presente nel refluo funge da substrato per i microrganismi, i quali attraverso le reazioni che costituiscono il catabolismo cellulare, ottengono prodotti stabili ed energia, mentre attraverso le reazioni dell'anabolismo cellulare, sintetizzano i componenti principali della cellula oltre ai prodotti metabolici di respirazione quali CO_2 , H_2O , NH_4^+ . I processi catabolici e anabolici sono complementari tra loro e si sviluppano attraverso una serie di reazioni di ossido – riduzione.

Le reazioni biochimiche alla base della rimozione della sostanza organica da parte dei microrganismi sono (Eckenfelder *et al.*, 2008):

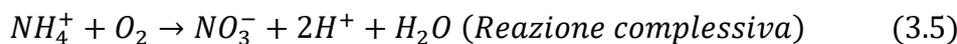
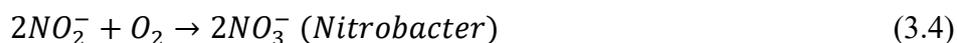
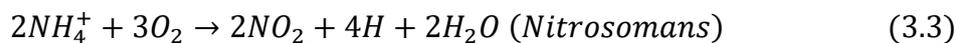


La reazione (3.2) tiene conto del fenomeno di autossidazione della biomassa. Tale fenomeno ha luogo quando il materiale biodegradabile disponibile all'interno del refluo si esaurisce e i microrganismi, dopo aver terminato anche le riserve intracellulari a loro disposizione, muoiono rendendo disponibile il loro protoplasma come materiale organico per la respirazione degli altri microrganismi.

La rimozione delle sostanze organiche presenti nel refluo ad opera dei microrganismi avviene a seguito di diversi meccanismi che si innestano non appena il refluo viene a

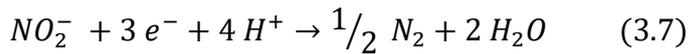
contatto con il fango batterico (Eckenfelder *et al.*, 2008). In particolare, le sostanze biodegradabili disciolte vengono immediatamente rimosse dai microrganismi che le utilizzano come fonte di energia e per la biosintesi di nuovo materiale cellulare, mentre le sostanze biodegradabili sospese vengono dapprima adsorbite sulla superficie dei fiocchi di fango e successivamente trasformate in sostanze solubili facilmente degradabili mediante esoenzimi quali proteasi, lipasi, etc... Anche il materiale organico poco biodegradabile e i metalli possono essere rimossi dai microrganismi mediante intrappolamento fisico nel fiocco fangoso e successivo adsorbimento, tuttavia elevate concentrazioni di queste sostanze possono inibire il processo.

La rimozione dell'azoto avviene mediante il processo di nitrificazione e quello di denitrificazione. Il processo di nitrificazione viene svolto da microrganismi chemioautotrofi aerobi, ovvero microrganismi che utilizzano CO₂ come fonte di carbonio e ossidano, in presenza di ossigeno disciolto, i composti inorganici (NH₄ – N o NO₂ – N) per ottenere l'energia necessaria al proprio metabolismo cellulare. In particolare, le specie microbiche coinvolte sono i batteri *Nitrosomans* e *Nitrobacter*. I primi sono responsabili dell'ossidazione dell'ammoniaca a nitrati, mentre i secondi dell'ossidazione dei nitriti a nitrati. Le reazioni chimiche che avvengono nel processo di nitrificazione sono (Eckenfelder *et al.*, 2008):



I microrganismi responsabili del processo di denitrificazione sono sia eterotrofi che autotrofi. Vi sono diverse specie di microrganismi che possono denitrificare (e.g. *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, etc.), la maggior parte delle quali costituite da microrganismi aerobi facoltativi (Metcalf E. *et al.*, 2013). Questi sono in grado di utilizzare sia l'ossigeno che lo ione nitrato come accettori finali di elettroni. Affinché venga utilizzato lo ione nitrato come accettore finale di elettroni è necessario che i microrganismi si trovino in condizioni di anossia ovvero in assenza di ossigeno oppure a bassissime concentrazioni di ossigeno disciolto. In tali condizioni vengono attivati gli enzimi nitrati e nitriti reductasi che consentono il trasferimento dell'idrogeno e degli elettroni rispettivamente ai nitrati e nitriti che fungono da accettori finali della catena respiratoria di trasporto degli elettroni. In particolare, in presenza di un substrato carbonioso organico, lo ione nitrato è in grado di accettare due elettroni dalla fonte carboniosa che li cede secondo la reazione stechiometrica in (3.6), producendo lo ione nitrito. Questo è a sua volta in grado di accettare tre elettroni dalla medesima fonte carboniosa producendo azoto gassoso come riportato in (3.7) (Eckenfelder *et al.*, 2008):





Da un punto di vista tecnologico i processi di trattamento biologico si suddividono in: **processi a biomassa sospesa** e **processi a biomassa adesa**. Nel primo caso il refluo da trattare è posto direttamente a contatto con i fiocchi di fango batterici tenuti in sospensione all'interno di apposite vasche mediante insufflazione di aria o miscelatori. La tecnologia maggiormente impiegata è quella dei “fanghi attivi” (Metcalf E. *et al.*, 2013). Lo schema a fanghi attivi prevede: una vasca di ossidazione areata, un sedimentatore ed il ricircolo dei fanghi. Lo schema a fanghi attivi può essere implementato attraverso l'introduzione di una sezione di denitrificazione, qualora sia prevista la rimozione dell'azoto dal refluo. La sezione di denitrificazione può essere integrata a monte o a valle della vasca di ossidazione a seconda della configurazione richiesta. È inoltre possibile avere un unico bacino in cui avvengono entrambi i processi, in questo caso si parla di **sistema SBR** se il processo viene effettuato in discontinuo o di **cicli alternati** se viene effettuato in continuo. I due processi possono avere luogo in unico bacino anche se necessitano di condizioni differenti in termini di ossigeno disciolto (DO), perché la concentrazione di DO nel bulk¹ del refluo da trattare è diversa da quella all'interno del fiocco di fango batterico dove hanno luogo le reazioni. Si crea pertanto un gradiente di ossigeno che permette, in condizioni di basse concentrazioni di ossigeno disciolto, il realizzarsi delle reazioni di nitrificazione e denitrificazione rispettivamente al di fuori e all'interno del fiocco fangoso.

Nel caso dei processi a biomassa adesa le popolazioni microbiche non sono sospese all'interno della vasca ma sono adese a materiali inerti, sui quali vengono fatti percolare i reflui da trattare. Esistono diverse tecnologie che possono essere adottate per questo tipo di processo, la più comune è quella dei letti percolatori. In questo caso, la biomassa è adesa al letto percolatore che viene disposto nella parte alta del reattore, nella quale viene fatto percolare il refluo. La biomassa prodotta a seguito del processo si distacca dal letto alla quale è adesa ritrovandosi nell'effluente, che va dunque inviato ad un trattamento secondario di sedimentazione prima di essere immesso nello scarico.

3.1.3 Trattamenti della frazione solida del digestato

La frazione solida del digestato proveniente dalla separazione solido/liquida può essere avviata a:

- **Essiccamento:** il processo di essiccamento a cui viene sottoposta la frazione solida del digestato è lo stesso descritto per il trattamento completo del digestato tal quale. Il processo di essiccazione può essere condotto a bassa temperatura (< 110 °C) o alta temperatura (> 120 °C). Nel primo caso lo scambio termico è di tipo convettivo e sono necessari elevati volumi d'aria e lunghi tempi di permanenza, mentre nel secondo caso lo scambio termico può essere sia di tipo convettivo che conduttivo, i tempi di

¹ Porzione di fluido abbastanza distante dalle zone caratterizzate da scambio di materia, quantità o calore da non risentirne gli effetti.

permanenza sono minori e la temperatura di essiccazione del prodotto rimane costante nel tempo (CRPA, 2017). Il processo viene in genere effettuato all'interno di un essiccatoio dove la frazione solida del digestato alloggiata su un nastro forato viene attraversata da una corrente di aria calda che consente l'evaporazione dell'acqua contenuta al suo interno. La frazione solida del digestato viene caricata sul piano superiore e viene scaricata dalla parte opposta dal piano inferiore. Il circuito del flusso d'aria di essiccazione può essere aperto con scarico in atmosfera oppure chiuso con condensazione dell'evaporato e ricircolo dell'aria. Nel caso in cui l'aria venga scaricata direttamente in atmosfera sono necessari degli scrubber per la cattura di ammoniaca, composti organici volatili (COV) e polveri. Gli scrubber consentono anche il recupero dell'ammoniaca contenuta nel flusso che evapora. Nel caso in cui venga impiegato il sistema a circuito chiuso sono invece necessari dispositivi per la condensazione del vapore. Dal processo di essiccazione della frazione solida del digestato si ottengono una frazione concentrata con un elevato contenuto di "nutrienti" che può essere commercializzata come ammendante, anche previa pellettizzazione, e una frazione evaporata ricca di ammoniaca che può essere ulteriormente trattata (adsorbimento con scrubber a lavaggio acido) per essere poi commercializzata come sospensione di solfato ammonico (titolo minimo di azoto del 6%).

- **Compostaggio:** il processo di compostaggio della frazione solida del digestato, come descritto ampiamente nel precedente capitolo, può essere effettuato in diversi modi a seconda della tipologia di sistema adottato. La frazione solida può essere disposta in cumuli all'aperto o in capannoni oppure disposta in sistemi chiusi come reattori di compostaggio. Essa può inoltre essere areata naturalmente, rivoltata o areata meccanicamente. A seguito dell'attività dei microrganismi effettuata in condizioni controllate si ha la trasformazione della sostanza organica presente in sostanze organica stabilizzata e parzialmente umificata che porta alla generazione di un prodotto detto compost adatto ad essere utilizzato come ammendante.

In definitiva la scelta della tipologia di impianto di trattamento del digestato da adottare dipende dalle esigenze del singolo sito produttivo e viene fatta sulla base di ragioni di natura strategica ed economica. In particolare, gli aspetti economici da considerare sono legati ai costi dello stoccaggio, del trasporto e del guadagno derivante dalla vendita dei prodotti che si possono ottenere come i fertilizzanti o il compost.

4. Attività svolta dall'azienda e regime autorizzativo

L'azienda in esame si occupa del recupero di rifiuti organici attraverso digestione anaerobica e compostaggio con produzione di biogas e compost. La filiera di trattamento dei rifiuti dell'azienda è costituita da:

- Una sezione di **pretrattamento dei rifiuti** all'interno della quale i rifiuti vengono dapprima smistati e disimballati e poi avviati a spremitura e flottazione. La spremitura consiste nello spapolamento dei rifiuti al fine di separare la frazione solida da quella umida che viene poi avviata a flottazione dove si ha la rimozione dei residui leggeri dalla frazione liquida.
- Una sezione di **digestione anaerobica** costituita da cinque digestori in cui viene trattata la frazione in uscita dal flottatore. Il biogas prodotto viene depurato tramite deumidificazione e desolforazione.
- Una sezione di **cogenerazione** costituita da quattro motori a combustione interna, dove avviene la combustione del biogas proveniente dai digestori con conseguente produzione di calore ed energia meccanica che viene poi convertita in elettrica. L'energia termica prodotta viene utilizzata per le esigenze del processo e per il riscaldamento invernale di uffici, laboratorio, locali tecnici, servizi e spogliatoi, mentre l'energia elettrica prodotta viene immessa sulla rete elettrica pubblica.
- Una sezione di **compostaggio** nella quale confluiscono i rifiuti lignocellulosici in ingresso allo stabilimento e la frazione solida del digestato che vengono miscelati e disposti all'interno di biocelle areate. Il materiale stabilizzato viene poi disposto in cumuli, areati e periodicamente rivoltati, all'interno di un capannone per la fase di maturazione. Al termine del processo il materiale viene ulteriormente raffinato per poter essere commercializzato.
- Una sezione di **trattamento del digestato** all'interno della quale si ha la separazione solido/liquido del digestato e la depurazione della frazione liquida generata. La frazione solida viene invece inviata alla sezione di compostaggio. Il processo di trattamento del digestato verrà dettagliato nel paragrafo successivo, in quanto oggetto del seguente elaborato.

L'azienda è sottoposta ad Autorizzazione Integrata Ambientale (A.I.A.) per l'esercizio di cui all'Allegato VIII alla parte II del D. Lgs. 152/06 e s.m.i. categoria:

“5.3.b) Il recupero, o una combinazione di recupero e smaltimento, di rifiuti non pericolosi, con una capacità superiore a 75 Mg al giorno che comportano il ricorso ad una o più delle seguenti attività ed escluse le attività di trattamento delle acque reflue urbane, disciplinate al paragrafo 1.1 dell'allegato 5 alla Parte terza:

- 1) *trattamento biologico;*
- 2) *pretrattamento dei rifiuti destinati all'incenerimento o al co-incenerimento;*
- 3) *trattamento di scorie e ceneri;*
- 4) *trattamento in frantumatori di rifiuti metallici, compresi rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche e i veicoli fuori uso e relativi componenti.*

Qualora l'attività di trattamento dei rifiuti consista unicamente nella digestione anaerobica, la soglia di capacità è fissa a 100 Mg al giorno."

L'A.I.A. è lo strumento che permette l'applicazione di un approccio integrato all'inquinamento ambientale, questa infatti permette di valutare in modo unitario tutti gli aspetti ambientali (emissioni in atmosfera, scarichi idrici, rifiuti etc..) di attività che rientrano nell'Allegato VIII alla parte II del D. Lgs. 152/06 e s.m.i., ovvero attività che possono essere particolarmente impattanti per l'ambiente. L'A.I.A. è regolata dal D. Lgs. 152/06 e viene rilasciata dall'autorità competente, dopo opportuno procedimento, alle attività che ne fanno richiesta e che presentano l'adeguata documentazione progettuale. All'interno dell'A.I.A. sono contenute le prescrizioni in materia ambientale che l'attività deve rispettare.

Allo stato attuale l'impianto di trattamento dei rifiuti è autorizzato a trattare un quantitativo di rifiuti annuo pari a 126.000 ton. Le tipologie di rifiuti trattate ed il loro quantitativo sono riportate in Tabella 4.1.

Tabella 4.1 Tipologie e quantitativi di rifiuti urbani.

Codice europeo del rifiuto (CER)	Tipologia di rifiuto	Quantitativo ton/anno	Percentuale rispetto al flusso totale (%)
200108	Rifiuti biodegradabili di cucine e mense	80000	64
200125	Oli e grassi commestibili	500	0,40
02 XX YY (e.g. 020101 , 020201 , 020107 , 020401 , etc.)	Rifiuti da agricoltura, orticoltura, acquacoltura, selvicoltura, caccia e pesca, trattamento e preparazione alimenti	45000	35,60
03 XX YY	Rifiuti da lavorazione del legno e produzione di pannelli, mobili, polpa, carta e cartone		
04 XX YY	Rifiuti dalla lavorazione di pelle e pellicce, nonché dell'industria tessile		
15 XX YY (e.g. 150101 , 150103)	Imballaggi in carta e cartone, in plastica		
19 XX YY	Rifiuti prodotti da impianti di trattamento rifiuti, impianti trattamento acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell'acqua e dalla sua preparazione per uso industriale		
20 XX YY	Rifiuti urbani inclusi i rifiuti della raccolta indifferenziata		

5. Impianto di trattamento del digestato dell'azienda

5.1 Scarichi

L'azienda è provvista di reti fognarie separate per il convogliamento degli scarichi idrici industriali, domestici (reflui industriali assimilabili a quelli domestici) e per le acque meteoriche².

I reflui domestici corrispondono agli scarichi prodotti dai servizi igienici ad uso del personale addetto all'impianto e una volta prodotti vengono inviati direttamente al depuratore comunale tramite tubazione interrata dedicata per cui non costituiscono uno scarico gestito dall'azienda.

I reflui industriali corrispondono al flusso di digestato liquido prodotto dalla digestione anaerobica. Questi, dato l'elevato impatto ambientale, sono soggetti a trattamento depurativo prima di essere immessi in fognatura o utilizzati per irrigazione.

Le acque meteoriche non contaminate dei piazzali pavimentati e delle coperture, raccolte mediante la rete di canali di gronda pluviali e pozzetti vengono scaricate in fosso esistente a terra.

In base all'autorizzazione vigente, all'azienda è concesso, previo trattamento depurativo:

- Il riutilizzo di parte dei reflui industriali a scopo irriguo;
- Lo scarico di parte dei reflui industriali tramite tubazione nel depuratore comunale.

Il riutilizzo dei reflui a scopo irriguo deve avvenire nel rispetto dei limiti riportati nell'allegato I del D.M. n. 185 del 12 giugno 2003, vedi Allegato 1 al presente elaborato. Tale decreto predispose le norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue domestiche, urbane ed industriali attraverso la regolamentazione delle destinazioni d'uso e dei relativi requisiti di qualità ai fini della tutela dell'ambiente.

Lo scarico dei reflui in fognatura deve avvenire nel rispetto delle prescrizioni riportate dall'autorizzazione consistenti nel:

- Rispetto dei limiti della Tab.3, allegato 5, parte III del D. Lgs.152/06, riportata in Allegato 2, per gli scarichi in rete fognaria con concessione di una deroga per il solo parametro di COD che non deve superare i **1500 mg/l**;
- Non superamento della portata giornaliera di 120 m³/gg;
- Effettuazione di analisi periodiche da parte di laboratori qualificati.

In definitiva si ha, in base alla quantità di rifiuti attualmente trattata dall'azienda, una portata massima di reflujo (corrispondente al digestato proveniente dalla digestione anaerobica) di 300 m³/gg, con picchi di 22 m³/h da trattare all'interno dell'impianto di trattamento del digestato. Il reflujo chiarificato in uscita dall'impianto di trattamento del digestato può essere

² Per acque meteoriche si intende quella porzione di acqua piovana non evaporata o assorbita che dilava le superfici scolanti.

in parte inviato in fognatura (quantitativo massimo ammesso 120 m³/gg e rispetto dei limiti) oppure utilizzato a scopo irriguo nel rispetto dei limiti previsti.

5.2 Descrizione dell'impianto a monte delle modifiche

L'impianto di trattamento del digestato antecedente le modifiche di ottimizzazione, come mostrato in Figura 5.3, è costituito da:

- Primo trattamento di separazione solido/liquido: il primo trattamento di separazione solido/liquido viene effettuato tramite un separatore elicoidale che permette un primo abbattimento dei solidi contenuti nel digestato in uscita dal digestore anaerobico. Un separatore elicoidale è un sistema meccanico di separazione costituito da un vaglio cilindrico composto da barre in acciaio e da una vite senza fine che ruota al suo interno, Figura 5.1. Il digestato viene caricato nella parte alta e viene poi progressivamente compresso dalla vite senza fine; in questo modo la frazione liquida fuoriesce dalle fessure del vaglio cilindrico mentre la parte solida viene spinta dalla vite verso la parte terminale del separatore dalla quale fuoriesce. Il grado di compressione esercitato dal regolatore di portata all'uscita della frazione solida può essere regolato tramite dei contrappesi oppure con un sistema a molle. Inoltre, a seconda della tipologia di refluo da trattare si possono scegliere vagli con diverse dimensioni delle fessure. La frazione solida in uscita dal separatore elicoidale è diretta al compostaggio mentre la frazione liquida viene in parte inviata alla sezione di preparazione della FORSU (diluizione e spremitura), in parte sottoposta ad un secondo trattamento separazione solido/liquido mediante centrifuga.

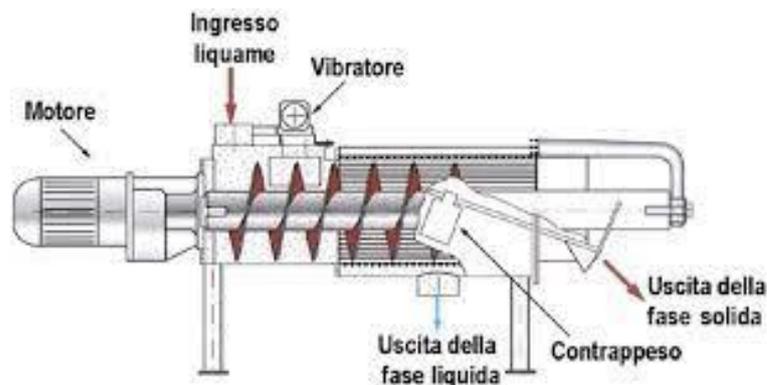


Figura 5.1 Sistema di compressione elicoidale a vite (Giussani A., 2016).

- Secondo trattamento di separazione solido/liquido con centrifuga: La frazione liquida in uscita dal primo trattamento di separazione solido/liquido viene inviata alla centrifuga all'interno della quale si ha una seconda separazione della frazione solida da

quella liquida. La centrifuga è un sistema meccanico di separazione che permette un maggiore abbattimento dei solidi rispetto al separatore elicoidale. Esistono diverse tipologie di separatori a centrifuga (e.g. decantatori, a dischi, a, a filtri) che consentono la separazione di solidi di diverse dimensioni, fino a qualche micron per quelli a filtri, dalla frazione liquida. Il separatore a centrifuga presente è del tipo decanter ed è costituito da un tamburo cilindro – conico rotante e da una coclea rotante ad un regime inferiore rispetto al tamburo, Figura 5.2. In particolare, il refluo viene immesso nella camera d'ingresso della coclea attraverso il tubo di alimentazione centrale e da lì passa attraverso le aperture del distributore nel tamburo. Nel tamburo il refluo viene gradualmente accelerato fino a raggiungere la massima velocità periferica e per effetto della forza centrifuga i solidi contenuti nel refluo con densità maggiore della frazione liquida sedimentano sulla superficie interna del tamburo. Nella parte esterna tronco – conica la frazione solida spinta dalla forza centrifuga fuoriesce dalle aperture di uscita e passa all'interno di una camera anulare di raccolta dove un dispositivo raschiatore provvede a rimuoverla dalle pareti determinandone l'uscita dal separatore. La frazione liquida scorre fino all'estremità cilindrica del tamburo e passa attraverso le aperture di uscita regolate da un sistema troppo pieno costituito da piastre di sbarramento all'interno della camera di raccolta da cui viene scaricata all'esterno del separatore. La frazione solida in uscita dalla centrifuga viene inviata alla fase di compostaggio, mentre la frazione liquida viene stoccata all'interno di una vasca di accumulo e successivamente inviata al processo di depurazione biologica.

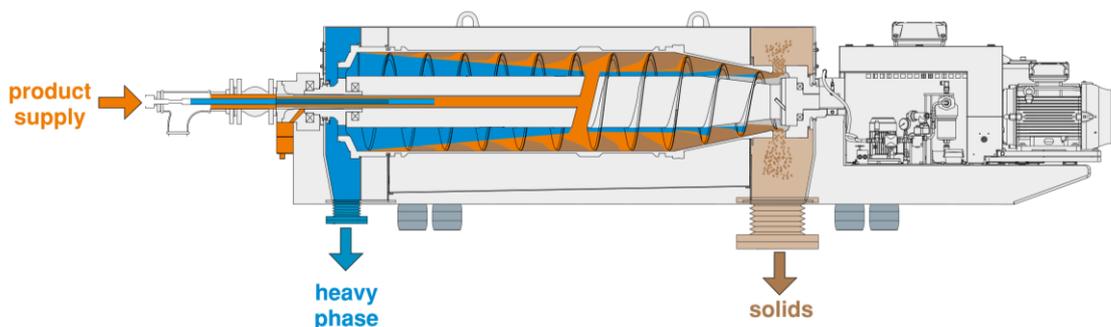


Figura 5.2 Schema della centrifuga³

- Trattamento biologico: l'impianto di depurazione biologica è caratterizzato da:
 - o Sezione di trattamento biologico;
 - o Sezione di sedimentazione secondaria.

Sezione di trattamento biologico

³ Immagine disponibile a: <https://www.hillerzentri.de/en/homeen/functioning-of-a-decanter-centrifuge.html>

La sezione di trattamento biologico è costituita da due vasche. La prima è una vasca a fanghi attivi che lavora con la tecnologia a cicli alternati che si basa sull'alternarsi delle fasi aerobiche (ossidazione e nitrificazione) e di quelle anossiche (denitrificazione) all'interno di uno stesso bacino. L'alternarsi delle fasi è regolato dal sistema di controllo in base alla misura dell'ossigeno disciolto e del potenziale redox misurati in vasca. La vasca è provvista di diffusori porosi in membrana per l'insufflazione dell'aria durante le fasi aerobiche, e di elettromiscelatori sommersi per mantenere in sospensione le biomasse durante le fasi anossiche. La seconda vasca è una vasca a fanghi attivi con una sezione di pre – denitrificazione e una sezione di ossidazione – nitrificazione. Questa è provvista di elettromiscelatori all'interno della sezione di pre – denitrificazione e di diffusori porosi per la fornitura di aria nella vasca di ossidazione – nitrificazione. Le due vasche sono state progettate per lavorare sia in serie che in parallelo in modo da gestire in maniera ottimale il carico in ingresso.

La configurazione in serie prevede che entrambe le vasche trattino il totale della portata in ingresso, mentre nel caso della configurazione in parallelo ciascuna vasca tratta il 50% della portata in ingresso. La ripartizione dei flussi idraulici in ingresso alle vasche viene gestita in modo automatico dalle pompe di carico, di tipo centrifughe sommerse e dotate di inverter, installate nella vasca di accumulo. Ciascuna pompa di sollevamento, infatti, possiede una mandata dedicata all'alimentazione di ogni linea biologica. Sulle tubazioni in mandata sono previsti dei misuratori di portata, così da poter monitorare e regolare la quantità sollevata da ciascuna pompa.

I flussi idraulici in uscita dalle vasche, in modalità in serie o in parallelo, vengono gestiti manualmente mediante un sistema di paratoie azionate da valvole. In particolare, le due vasche sono collegate mediante un canale in calcestruzzo armato che viene utilizzato quando le due vasche si trovano nella configurazione in serie. In tale configurazione la paratoia della prima vasca è alzata in modo da permettere l'afflusso del refluo all'interno del canale che collega le due vasche. Nella configurazione in parallelo la paratoia presente nella prima vasca è chiusa e il refluo trattato viene raccolto all'interno del pozzo di raccolta della vasca. Da questo il refluo viene convogliato direttamente al pozzo di raccolta della seconda vasca.

Sezione di sedimentazione

Dal pozzo di raccolta della seconda vasca il refluo viene convogliato al sedimentatore circolare. Il sedimentatore è costituito da una vasca circolare con il fondo leggermente inclinato verso il centro. All'interno del sedimentatore, dopo un opportuno tempo di permanenza si ha la separazione dei fiocchi di fango batterici derivanti dal trattamento biologico del refluo chiarificato per effetto della forza di gravità. I fiocchi di fango sedimentano sul fondo della vasca mentre il refluo chiarificato sfiora dalla superficie verso un canale circolare disposto lungo il bordo del sedimentatore. I fanghi sedimentati sul fondo vengono poi raccolti da un dispositivo raschiatore che li convoglia in un pozzetto di raccolta da cui vengono

riciccolati alle vasche di trattamento biologico e alla vasca di accumulo della frazione liquida del digestato proveniente dal primo trattamento di separazione solido/liquido con separatore elicoidale.

Il refluo chiarificato in uscita dal sedimentatore viene invece inviato: alla sezione di diluizione e spremitura, microfiltrazione e in fognatura pubblica.

- Microfiltrazione: il refluo chiarificato in uscita dal sedimentatore e destinato alla fitodepurazione viene sottoposto a microfiltrazione per l'ulteriore rimozione di solidi sospesi colloidali o particolato. Il refluo in uscita dalla sezione di microfiltrazione viene inviato ad un bacino di accumulo e da lì a fitodepurazione.
- Fitodepurazione: La fitodepurazione è un sistema depurazione che riproduce artificialmente i naturali processi depurativi degli ambienti umidi. Si tratta di un sistema naturale che non prevede l'utilizzo di sostanze inquinanti (e.g. reagenti chimici), energia e produzione di fanghi. Le tecnologie impiegate sono: sistemi a flusso sommerso orizzontale, sistemi a flusso sommerso verticale e sistemi a flusso sommerso libero. Il sistema di fitodepurazione dell'azienda appartiene alla prima tipologia. In particolare, esso è costituito da vasche impermeabilizzate riempite con materiale inerte in cui crescono le macrofite (piante superiori) emergenti. Il refluo chiarificato proveniente dal bacino di accumulo mediante una rete di tubazioni giunge nel pozzetto in ingresso alla fitodepurazione e da lì fluisce attraverso il materiale di riempimento e la rizosfera delle macrofite in cui, grazie alla ricca flora microbica si ha la decomposizione del materiale organico e azotato residuo. Il refluo fluisce all'interno del sistema in continuo grazie ad una piccola pendenza del terreno. Il refluo in uscita dalla fitodepurazione può essere impiegato a scopo irriguo.

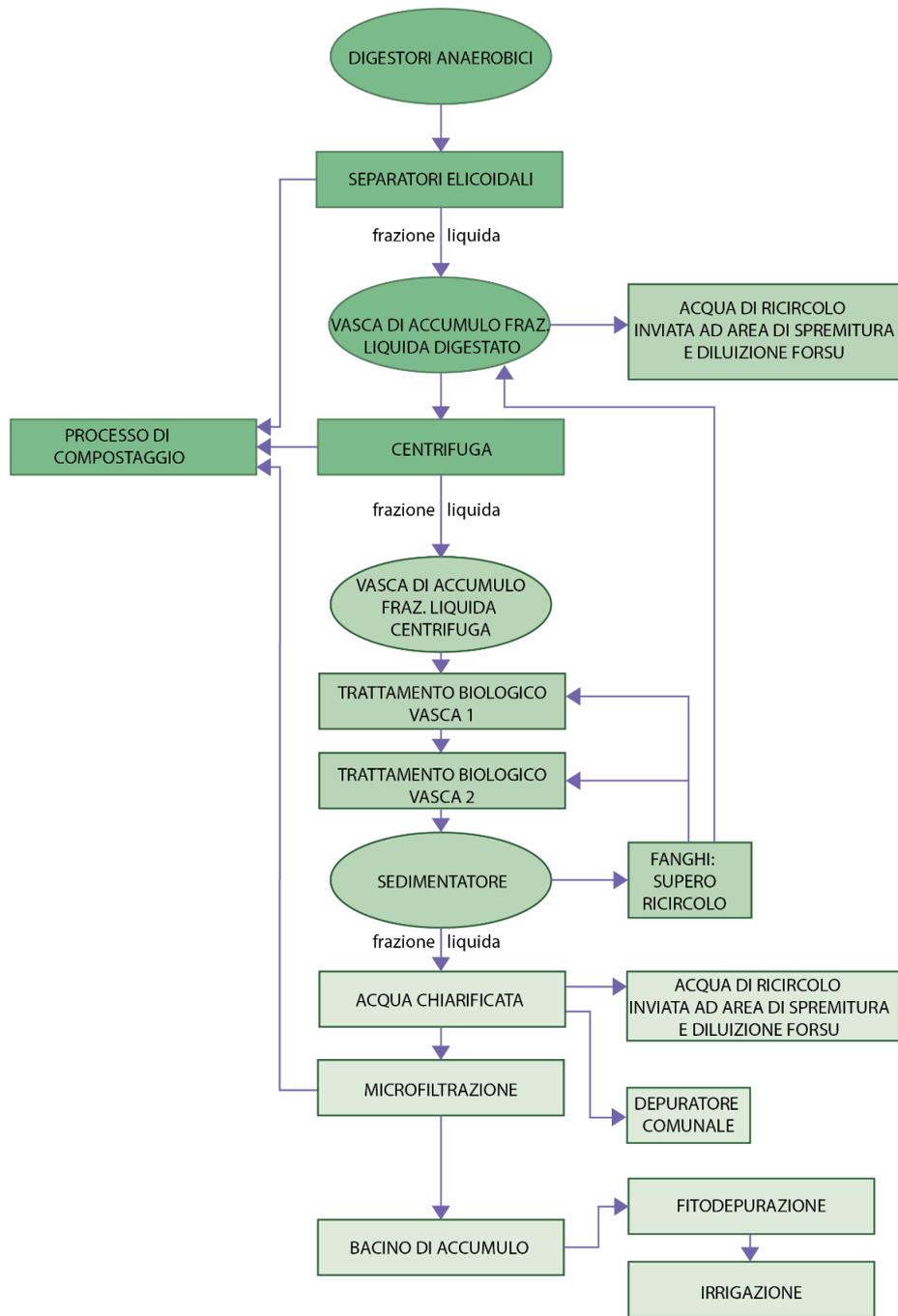


Figura 5.3 Schema a blocchi di trattamento del digestato antecedente le modifiche.

6. Individuazione delle problematiche del trattamento esistente

Il trattamento di depurazione del digestato esistente, sopra descritto, ha rilevato nel corso del suo funzionamento una serie di criticità. A causa di queste il refluo, corrispondente alla frazione liquida del digestato, in uscita dai trattamenti primari di separazione solido – liquido presentava valori elevati per quanto concerne i principali parametri che caratterizzano un refluo. Ciò andava a compromettere l'efficacia dei successivi trattamenti e la qualità del chiarificato destinato all'utilizzo irriguo e allo scarico in fognatura.

Pertanto, a seguito della richiesta di ottimizzazione del processo di depurazione da parte dell'azienda, si è proceduto in primo luogo alla caratterizzazione del refluo ed in secondo luogo alla definizione della strategia migliore da adottare per l'ottimizzazione del processo di trattamento.

6.1 Caratterizzazione del refluo

La caratterizzazione di un refluo consiste nella determinazione delle proprietà qualitative e quantitative che lo costituiscono. In particolare, ai fini della caratterizzazione di un refluo vengono effettuate le misure della concentrazione di costituenti specifici e dei relativi carichi. Questo consente di definire la tipologia di refluo e di conseguenza il trattamento migliore da impiegare.

Le caratteristiche di un refluo possono essere suddivise in fisiche, chimiche biologiche.

1) Caratteristiche fisiche

- **Temperatura:** la temperatura di un refluo è un parametro fondamentale da tenere in considerazione in quanto può influenzare le reazioni chimiche e biologiche dei trattamenti (e.g. trattamento biologico) a cui un refluo può essere sottoposto.
- **Colore:** il colore di un refluo è un parametro di facile rilevabilità che deve essere tenuto in considerazione in quanto l'immissione di acque colorate nell'ambiente acquatico può alterare la trasparenza dell'acqua e le reazioni di fotosintesi. Per questo motivo la normativa prevede che allo scarico il refluo, opportunamente diluito, deve essere incolore.
- **Odore:** le emissioni odorigene sono caratteristiche di un refluo che è stato trattato e sono dovute principalmente ai processi degradativi di tipo anaerobico a cui questo è stato sottoposto. La presenza di emissioni odorigene dopo il trattamento di depurazione può essere segno di un trattamento poco efficace.
- **Conducibilità elettrolitica:** la conducibilità elettrolitica rappresenta la capacità di una soluzione di condurre corrente. Essa è determinata dalla sommatoria degli ioni presenti in soluzione che sono in grado di condurre la corrente e pertanto aumenta all'aumentare

di questi. La conducibilità elettrolitica è importante perché fornisce un'indicazione del contenuto salino di un refluo.

- **Solidi:** i solidi possono trovarsi in un refluo come materiale grossolano o come sospensione colloidale e si possono suddividere in:
 - Solidi totali (ST): i solidi totali in un refluo rappresentano il residuo di campione che si ottiene dall' evaporazione del contenuto del campione alla temperatura di 105 ° C. I solidi totali sono dati dalla somma dei solidi filtrabili totali e dei solidi sospesi totali (6.1).

$$ST = SFT + SST \quad (6.1)$$

- Solidi filtrabili totali (SFT): i solidi filtrabili totali rappresentano la frazione dei solidi totali che passa attraverso un filtro di porosità pari a 0,45 μm. I solidi filtrabili totali sono costituiti dai solidi disciolti e dai solidi colloidali presenti nel refluo.
- Solidi sospesi totali (SST): i solidi sospesi totali rappresentano la frazione dei solidi totali in sospensione nel refluo. I solidi sospesi totali sono la componente dei solidi che viene trattenuta da un filtro di porosità di 0,45 μm e si suddividono in sedimentabili e non sedimentabili. I solidi sospesi sedimentabili rappresentano la porzione dei solidi sospesi totali in grado di sedimentare in un definito intervallo di tempo e sono espressi in ml/l. I SST rappresentano una misura importante del grado di inquinamento di un refluo. Un elevato contenuto di SST all'interno di un refluo scaricato in un bacino acquoso può infatti portare alla formazione di depositi di fango e all'instaurarsi di condizioni anaerobiche con conseguenze importanti per l'habitat naturale di questo. Per questo motivo il contenuto di SST è limitato dalla legge.
- Solidi totali volatili (STV): i solidi totali volatili sono i solidi che volatilizzano a seguito del riscaldamento del campione di refluo, preventivamente essiccato, alla temperatura di 600 °C. Il residuo della combustione costituisce i solidi totali fissi. Per ciascuna frazione dei solidi totali (solidi filtrabili e solidi sospesi) è possibile determinare i solidi volatili e quelli fissi.

2) *Caratteristiche chimiche:*

- **Domanda biochimica di ossigeno (BOD):** la domanda biochimica di ossigeno rappresenta la quantità di ossigeno per unità di volume (espressa in mg/l di O₂) richiesta dai microrganismi aerobi per assimilare e degradare la sostanza organica biodegradabile presente nel campione di refluo in esame. Si tratta di una misura indiretta che fornisce informazioni sulla quantità di sostanza organica biodegradabile presente in un campione

di refluo. La domanda biochimica di ossigeno viene generalmente misurata come BOD₅ che rappresenta la richiesta biologica di ossigeno consumato in 5 giorni dai microrganismi per l'ossidazione della sostanza organica biodegradabile presente nel campione di refluo. L'analisi del BOD₅ è fondamentale per il corretto monitoraggio di un refluo in quanto, in primo luogo, fornisce informazioni sulla quantità di sostanza organica biodegradabile presente in un refluo e quindi sull'efficacia dei trattamenti (e.g. trattamento biologico) ed in secondo luogo rappresenta un indicatore del potenziale di riduzione dell'ossigeno disciolto nei corpi idrici e dunque dei possibili impatti negativi sull'ambiente. Per questo motivo anche questo parametro viene limitato dalla legge in termini di contenuti misurati nel refluo scaricato.

- **Domanda chimica di ossigeno (COD):** la domanda chimica di ossigeno corrisponde alla quantità in mg di ossigeno necessaria per ossidare chimicamente le sostanze inquinanti, organiche e inorganiche, presenti in un litro di campione. Il COD può essere suddiviso in (Metcalf E. *et al.*, 2013):
 - COD solubile prontamente biodegradabile;
 - COD solubile non biodegradabile;
 - COD colloidale e particolato lentamente biodegradabile;
 - COD colloidale e particolato non biodegradabile.

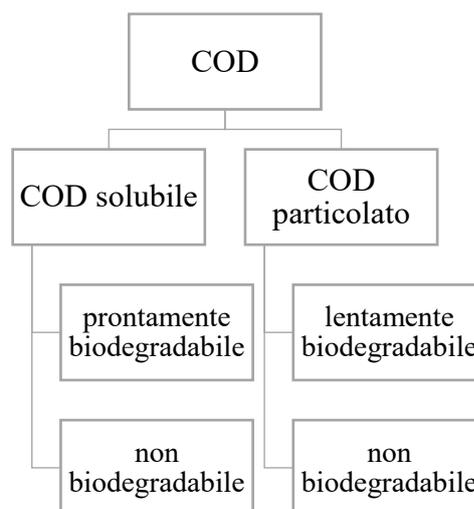


Figura 6.1 Frazionamento COD.

Il COD si contrappone al BOD che, come sopra descritto, è una misura del grado di decomposizione degli inquinanti organici presenti nel campione di refluo. I due parametri sono correlati, in particolare si fa spesso riferimento al rapporto BOD/COD per determinare l'idoneità o meno di un refluo al trattamento biologico. Il valore di BOD è, nella quasi totalità dei casi, sempre inferiore a quello di COD poiché la decomposizione biochimica delle sostanze organiche non è completa come quella

chimica. La misura di COD di un campione di refluo viene effettuata utilizzando dicromato di potassio o permanganato di potassio in una soluzione acida (Metcalf E. *et al.*, 2013). La durata del test è di circa due ore. Questo è uno dei maggiori vantaggi della misura del COD rispetto a quella del BOD (misurato come BOD₅), per la cui misura ci vogliono in genere 5/6 giorni. Questo parametro, come il BOD, viene usato per la stima del potenziale livello di inquinamento di un refluo. Uno scarico con alto valore di COD all'interno di un corpo recettore (fiumi, mare, etc..) comporta una riduzione dell'ossigeno disciolto all'interno di quest'ultimo e quindi una riduzione della sua capacità di autodepurazione con conseguenze disastrose sulle forme di vita presenti. Anche questo parametro, come i precedenti è sottoposto a limiti legislativi per quanto concerne lo scarico.

- **Azoto e fosforo:** questi elementi sono essenziali per la crescita dei microrganismi e per la vita di specie vegetali e animali. L'azoto può presentarsi in varie forme all'interno di un refluo: come azoto organico (N_{org}), ammoniaca (NH₃), ione ammonio (NH₄⁺), azoto gassoso (N₂), ione nitrito (NO₂⁻) e ione nitrato (NO₃⁻). L'azoto organico in un refluo si trova disciolto o in forma particolata sottoforma di zuccheri azotati e proteine e viene rapidamente degradato in ione ammonio dai microrganismi. L'azoto ammoniacale può trovarsi nel refluo sia come ammoniaca libera (NH₃) che come ione ammonio (NH₄⁺) a seconda del pH dell'ambiente. L'azoto presente come nitrito all'interno di un refluo è relativamente instabile in quanto può essere facilmente ossidato a nitrato dai microrganismi. La presenza dei nitrati all'interno di un refluo è generalmente bassa ma aumenta considerevolmente a seguito di trattamenti di tipo biologico (nitrificazione) a cui il refluo può essere sottoposto. Si definisce azoto totale la somma di azoto organico, ammoniacale, nitriti e nitrati (6.2), mentre si definisce azoto totale Kjeldahl (TKN), la somma dell'azoto organico totale e ammonio (6.3).

$$\text{Azoto totale} = N_{org} + N_{amm} + \text{Nitriti} + \text{Nitrati} \quad (6.2)$$

$$\text{TKN} = N_{org} + N_{amm} \quad (6.3)$$

Il fosforo si trova in genere all'interno dei reflui in forma inorganica come polifosfato o ortofosfato, disciolto o particolato. Il fosforo presente come ortofosfato è facilmente utilizzabile dai microrganismi mentre il fosforo presente come polifosfato, in quanto molecola complessa, viene difficilmente degradato dai microrganismi.

Sia per l'azoto ammoniacale che per il fosforo, sono previsti dei limiti legislativi da rispettare per lo scarico, indispensabili per prevenire i fenomeni di eutrofizzazione dei bacini acquosi. La presenza di azoto e fosforo è infatti tra le cause principali della proliferazione delle alghe nei corsi d'acqua (fiumi, stagni, laghi etc..), la cui presenza può ridurre notevolmente l'ossigeno disponibile per le altre specie acquatiche, determinandone, nel peggiore dei casi, la morte.

- I **Metalli** pesanti sono presenti nei reflui sotto forma di ioni quali ferro (Fe), zinco (Zn), rame (Cu), cadmio (Cd), cromo (Cr), piombo (Pb), manganese (Mn), cobalto (Co),

mercurio (Hg) e nichel (Ni). Questi se presenti in bassissime concentrazioni dell'ordine dei $\mu\text{g/l}$ sono indispensabili per la crescita e lo sviluppo dei microrganismi, mentre in concentrazioni elevate esplicano un'azione tossica ed inibitrice nei confronti dei microrganismi durante il processo di depurazione biologica. Anche in questo caso la normativa italiana prevede dei limiti legislativi da rispettare per lo scarico.

- **pH**: il pH fornisce una misura dell'acidità o della basicità di una soluzione. È un parametro fondamentale da tenere in considerazione soprattutto nel caso di trattamenti depurativi del refluo (e.g. trattamento biologico) che devono essere condotti entro certi intervalli di valori di pH.

3) *Caratteristiche biologiche*

I principali microrganismi e organismi presenti in un refluo sono: batteri, funghi, alghe, protozoi, specie vegetali e animali e virus. Alcuni di questi sono organismi patogeni ovvero agenti responsabili dell'insorgenza di patologie nell'organismo umano e devono essere eliminati tramite opportuni trattamenti di disinfezione. I microrganismi come i batteri e i protozoi sono invece di fondamentale importanza per la depurazione del refluo in quanto permettono la degradazione e la stabilizzazione delle sostanze organiche presenti all'interno del refluo.

6. 2 *Analisi relative alla caratterizzazione del refluo*

Per la caratterizzazione del refluo si è proceduto nel seguente modo:

- 1) Si sono raccolti i dati delle analisi periodiche effettuate nei mesi antecedenti la richiesta di ottimizzazione. Infatti, poiché l'azienda si trova sotto regime autorizzativo di tipo A.I.A come sopra descritto, è soggetta a controlli periodici, determinati dal piano di monitoraggio e controllo, che servono per verificare il rispetto dei limiti prescritti dall'autorizzazione. Tali analisi sono state essenziali per definire un primo quadro generale.
- 2) Si sono disposte ulteriori analisi a cura di un laboratorio esterno per verificare più in dettaglio quanto evinto dal quadro generale. Le analisi sono state effettuate sui campioni prelevati nei seguenti punti:
 - Dalla vasca di accumulo in entrata alla centrifuga;
 - Dalla vasca di accumulo in uscita alla centrifuga;
 - Dal sedimentatore in uscita dal trattamento biologico;
 - Dall'uscita alla fitodepurazione.

I dati raccolti grazie alle analisi condotte hanno evidenziato alcune problematiche relative al dreno in uscita dalla centrifuga e diretto al trattamento biologico. In particolare, esso presenta dei valori elevati per quanto concerne i principali parametri che caratterizzano un

refluo, riportati in Tabella 6.1. La presenza di valori elevati in termini di COD, SST e metalli pesanti può comportare una diminuzione dell'efficacia del trattamento biologico, ed anche dei trattamenti successivi, quale la fitodepurazione, con conseguente compromissione della qualità degli scarichi. Si ricorda infatti che l'elevato contenuto di metalli pesanti può inibire l'attività dei microrganismi del trattamento biologico. Inoltre, valori troppo elevati di COD ed SST in ingresso al trattamento biologico, potrebbero non essere sufficientemente diminuiti per rispettare i valori di idoneità di scarico, nonostante l'elevata efficacia del trattamento biologico.

Tabella 6.1 Range dei valori medi rappresentativi del refluo in ingresso ed in uscita dalla centrifuga e la relativa percentuale di abbattimento.

Parametri	U.d.m.	Valori medi rilevati in ingresso alla centrifuga	Valori medi rilevati in uscita dalla centrifuga	% abbattimento⁴
pH	pH	8 – 8,5	8 – 8,5	-
Conducibilità	ms/cm	17 - 18	17 - 18	-
COD	mg/l	35.000 – 50.000	20.000 – 25.000	43 - 50%
SST	mg/l	21.000 – 37.000	15.000 – 25.000	28 - 32%
Alluminio	mg/l	315 - 390	185 - 220	41 - 44%
Arsenico	mg/l	< 0,5	< 0,5	-
Bario	mg/l	7,5 – 9	4,9 – 5,7	35 – 37 %
Boro	mg/l	< 4	< 4	-
Cadmio	mg/l	0,1 – 0,2	0,075 – 0,083	25 – 58%
Cromo totale	mg/l	< 4	< 4	-
Cromo VI	mg/l	< 0,20	< 0,20	-
Ferro	mg/l	200 - 250	116 - 142	42 - 43%
Manganese	mg/l	16,2 – 18,5	10 – 11,3	38 - 39%
Mercurio	mg/l	< 0,005	< 0,005	-
Nichel	mg/l	11 - 13	5,4 – 6,7	48 – 50 %
Piombo	mg/l	1,8 – 3,5	1,2 – 2,75	21 – 33%
Rame	mg/l	4,8 – 5,5	3,6 – 4,32	21 – 25%
Selenio	mg/l	0,78 – 0,80	0,44 – 0,47	41 – 43%
Stagno	mg/l	1,7 – 2,8	1,35 – 2,5	10 – 20%
Zinco	mg/l	13 – 15,2	7,6 – 9,85	33 – 41%
Solfati	mg/l	< 1000	< 1000	-
Cloruri	mg/l	3.900 – 4.780	3.000 – 3.650	23 – 25 %
Fluoruri	mg/l	18 - 20	16 – 17,5	11 – 12%
Bromuri	mg/l	48 - 50	37 - 39	22 – 23 %
Fosforo totale come P	mg/l	250 - 320	145 - 168	42 - 47%
Azoto ammoniacale	mg/l	4.800 – 5.600	3.900 – 4.700	16 – 18 %
Azoto nitroso	mg/l	5,8 - 6	5,2– 5,35	10 %
Azoto nitrico	mg/l	< 30	< 30	-
Azoto totale	mg/l	4.830 – 5.630	3.900 – 4.700	16 – 19%

⁴ Per quei valori per i quali non sono state calcolate le percentuali di abbattimento, si rispettano già i valori previsti per lo scarico.

6.3 Strategia adottata per l'ottimizzazione del processo

A seguito delle analisi relative alla caratterizzazione del refluo si è riscontrato che il refluo in uscita dalla centrifuga presenta valori troppo elevati per quanto concerne i principali parametri che caratterizzano un refluo. Si è deciso dunque di adottare una strategia di ottimizzazione che avesse come obiettivo il miglioramento della sezione dei trattamenti di separazione solido/liquido in modo da ottenere un refluo in uscita con migliori caratteristiche.

Per prima cosa si è analizzata l'efficienza di separazione della centrifuga. Dalle percentuali di abbattimento riportate in Tabella 6.1, si evince che l'efficienza di separazione della centrifuga risulta in linea con i dati riscontrati in letteratura scientifica per apparecchiature simili.

Si è dunque proceduto con l'analizzare il processo di separazione solido/liquido nel suo complesso (separatore elicoidale + centrifuga) per verificare l'eventualità di poterlo ottimizzare tramite l'introduzione di un'ulteriore unità di separazione. Si sono analizzati dunque i possibili sistemi di separazione solido/liquido del digestato, già dettagliati, nel capitolo 3 paragrafo 3.1 e le relative efficienze di separazione. Si è concluso che l'introduzione di un'ulteriore unità di separazione solido/liquido non avrebbe aumentato in maniera significativa il grado di abbattimento dei parametri desiderati. Questo perché i sistemi di separazione solido/liquida a bassa efficienza permettono una rimozione grossolana dei solidi dalla frazione liquida, mentre i sistemi di separazione solido/liquida più sofisticati, che consentono la rimozione anche di particelle fini, non permettono comunque di raggiungere il grado di abbattimento desiderato.

Un altro aspetto che è stato considerato durante le valutazioni è stata la possibilità di sostituire l'agente flocculante utilizzato in centrifuga, con uno più performante. Si è dunque proceduto con l'effettuare delle prove di laboratorio per individuare i possibili nuovi flocculanti. Poiché da tali prove non si sono ottenuti dei risultati soddisfacenti si è deciso di escludere tale ipotesi.

Si è dunque proceduto con il vagliare altre possibilità. Tra queste, l'introduzione di un trattamento chimico mediante l'uso di coagulanti e/o flocculanti a monte della centrifuga. Il trattamento chimico permette di migliorare considerevolmente l'efficacia del trattamento di separazione solido/liquido. Questo consente infatti di ottenere una rimozione dei solidi sospesi totali (SST) dalla frazione liquida dopo centrifuga maggiore del 90 % (Beggio *et al.*, 2021). Ancora più efficace risulta essere il trattamento chimico – fisico tramite il processo di coagulazione, precipitazione e flocculazione. Questo non solo permette una rimozione dei SST del 70 – 99.5% ma anche una rimozione elevata del COD (43.1 – 95.6 %), dei fosfati (40.0 – 99.3 %) e dei metalli a seconda della tipologia di refluo da trattare dei reagenti chimici impiegati. (Wudneh A.S., Dagneu M., 2020).

Un aspetto da considerare in questi casi è l'impatto ambientale che questi processi possono avere dovuto all'utilizzo di reagenti chimici che finiscono nelle frazioni trattate. Per questo

risulta fondamentale una valutazione ambientale del processo scelto. (Wudneh A.S., Dagne M., 2020).

In definitiva, dopo ulteriori valutazioni, al fine di rendere maggiormente efficace la separazione della frazione solida da quella liquida, assicurando che il refluo in arrivo al biologico abbia un contenuto adeguato di SST e metalli pesanti, si è optato per l'introduzione di una sezione chimico-fisica prima della centrifuga, in modo da ottenere i seguenti risultati:

1. Facilitare la precipitazione dei metalli contenuti nel fango in ingresso;
2. Rendere più efficiente la separazione in centrifuga della frazione solida dalla frazione liquida;
3. Migliorare la qualità del dreno in uscita dalla centrifuga.

La sezione del chimico – fisico è stata pensata per effettuare i seguenti trattamenti, che verranno descritti meglio nel successivo capitolo:

- Coagulazione;
- Alcalinizzazione;
- Flocculazione.

Per la determinazione del trattamento da impiegare sulla base del quale progettare la vera e propria sezione sono state effettuate dapprima prove di laboratorio e poi prove su impianto pilota.

7. Trattamento chimico-fisico dell'impianto di trattamento del digestato

7.1 Coagulazione – flocculazione

Il processo di coagulazione – flocculazione viene utilizzato per la rimozione delle dispersioni colloidali contenute nelle acque da trattare.

Il processo di coagulazione consiste nella destabilizzazione delle particelle, le quali, collidendo si riuniscono formando dei “grappoli” che prendono il nome di coaguli. La flocculazione consiste nell'agglomerazione dei coaguli in microflocchi e poi in flocchi più grandi che si possono depositare.

7.1.1 Sistemi colloidali: principali proprietà

Un colloide è un sistema eterogeneo composto da due fasi in contatto e non miscibili tra loro. Le fasi in questione sono: una fase disperdente, presente in maggiore quantità e una fase dispersa che è il vero oggetto colloidale.

Il sistema colloidale si trova in uno stato finemente disperso, intermedio tra la soluzione omogenea e la sospensione eterogenea.

- Le soluzioni omogenee sono costituite da ioni, molecole, o piccoli aggregati molecolari (da 1 a 1000 atomi) con diametri particellari inferiori a 0,001 μm disciolte in un solvente. La fase dispersa non è osservabile al microscopio elettronico.
- Le dispersioni colloidali sono costituite da aggregati molecolari disciolti in una fase disperdente con diametri particellari compresi tra 0,001 e 0,1 μm . La fase dispersa è osservabile al microscopio elettronico.
- Le sospensioni eterogenee sono costituite da aggregati molecolari disciolti in una fase disperdente con diametri particellari superiori a 0,1 μm . La fase dispersa in questo caso è osservabile al microscopio ottico, a volte anche ad occhio nudo.

Le particelle colloidali non sono mai in quiete ma costantemente soggette al moto Browniano dovuto al moto termico delle molecole del fluido che costituisce la fase disperdente (Eckenfelder *et al.*, 2008). In condizioni di quiescenza, dunque, le particelle colloidali non sedimentano in quanto la sedimentazione dovuta alla forza di gravità è vinta dal moto Browniano che caratterizza le particelle. Per questo motivo risulta difficile rimuovere le dispersioni colloidali tramite i tradizionali metodi di trattamento fisico che si basano sul principio di sedimentazione delle particelle.

La stabilità delle dispersioni colloidali è dovuta inoltre alla presenza di cariche superficiali dello stesso segno che determinano l'instaurarsi di forze repulsive tra le particelle, che ne impediscono l'agglomerazione e la sedimentazione.

La carica superficiale dipende generalmente dalla composizione chimica della fase disperdente e dalla natura della particella colloidale e si può generare a seguito di diversi fenomeni quali: sostituzione isomorfa, presenza di imperfezioni strutturali, adsorbimento preferenziale di ioni presenti in soluzione (colloidi liofobi) e ionizzazione (colloidi liofili).

In base all'interazione che le dispersioni colloidali mostrano con il solvente si possono avere:

- Colloidi liofobi in cui le particelle disperse mostrano un'elevata affinità con la fase disperdente;
- Colloidi liofili in cui le particelle disperse mostrano scarsa affinità con la fase disperdente. In questo caso le particelle colloidali sono generalmente solvate e quindi separate dalla fase disperdente. I colloidi liofili si suddividono inoltre in colloidi molecolari, ovvero costituita da macromolecole singole, e colloidi micellari, ovvero costituiti da particolari aggregati di più molecole legate dalle forze di Van der Waals che prendono il nome di micelle.

7.1.2 Sistemi colloidali: teoria del doppio strato e potenziale zeta

Il primo modello, (a) nella Figura 7.1, impiegato per spiegare il comportamento degli ioni in soluzione in presenza di colloidali è quello del “doppio strato elettrico” di Helmholtz. Tale modello prevede che ioni di carica opposta (in questo caso ioni di carica positiva), rispetto alla carica superficiale della particella (in questo caso negativa), detti controioni, si leghino alla superficie carica formando uno strato compatto. Il potenziale di superficie diminuisce linearmente all'aumentare della distanza.

Il secondo modello, (b) nella Figura 7.1, proposto è quello dello “strato diffuso” di Gouy – Chapman che ipotizza la presenza di una zona di maggiore interazione tra superficie del colloide e ioni in soluzione e tiene in considerazione anche ioni dello stesso segno detti similioni. In questo caso il potenziale di superficie diminuisce in modo esponenziale all'aumentare della distanza.

Il terzo modello, (c) nella Figura 7.1, è quello del “doppio strato diffuso” di Stern e combina i due modelli precedenti. Secondo tale modello, infatti, il doppio strato risulta costituito da un primo strato compatto di controioni “adsorbiti” sulla superficie del colloide, e da un secondo strato diffuso più esterno. Nella zona di Stern, a contatto con la superficie del solido, il potenziale elettrico della superficie decresce linearmente con l'aumentare della distanza; mentre nello strato diffuso il potenziale ha valori più bassi e si riduce in modo esponenziale, fino a coincidere con quello della soluzione ($\psi \sim 0$).

Anche questo modello presenta delle limitazioni: le cariche sono infatti trattate come puntiformi e le uniche interazioni significative sono quelle coulombiane.

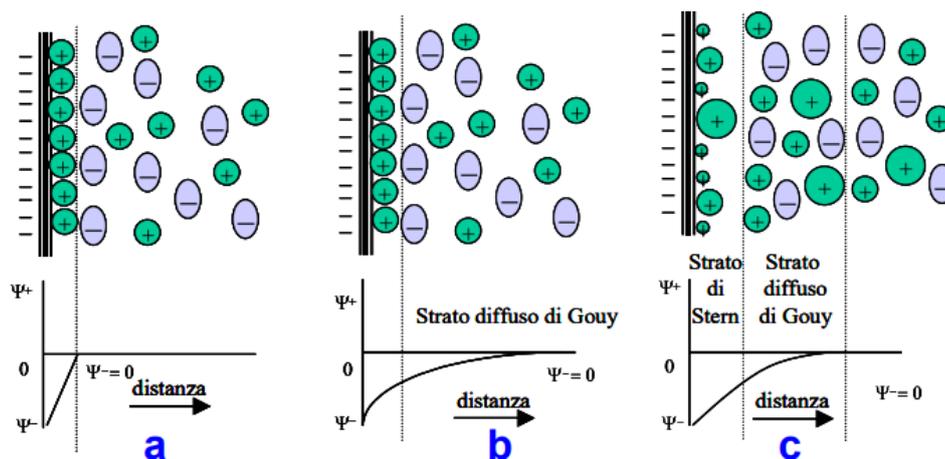


Figura 7.1 Modelli della teoria del doppio strato⁵

Il potenziale zeta è il potenziale che si genera a seguito della formazione del doppio strato. Esso dà un'idea dell'estensione del doppio strato, ovvero del gradiente della curva di potenziale. A differenza del potenziale ψ , il potenziale zeta può essere misurato sperimentalmente mediante prove di elettroforesi. L'elettroforesi è una tecnica analitica e di separazione in cui particelle elettricamente cariche (in questo caso i colloidali) si muovono in una fase disperdente per effetto di un campo elettrico generato da una coppia di elettrodi. In particolare, si misura la velocità a diversi valori del campo elettrico e si calcola il potenziale zeta in funzione della viscosità e della costante elettrica del liquido come nelle formule (7.1) e (7.2).

$$v_e = \mu_e \cdot E \quad (7.1)$$

$$\mu_e = \frac{\epsilon_r \epsilon_0 \eta}{\zeta} \quad (7.2)$$

La coagulazione – flocculazione è determinata da una diminuzione del potenziale zeta. Il massimo rendimento di coagulazione viene raggiunto a potenziale zeta uguale a 0, il cosiddetto punto isoelettrico; in pratica come riportato anche in Tab 7.1, dove sono indicati per diversi valori di potenziale la maggiore o minore stabilità del colloide, la coagulazione avviene con buoni risultati per valori di potenziale zeta compresi tra ± 5 mV.

⁵ Disponibile a: <https://www.agraria.unirc.it/>.

Tabella 7.1 Stabilità del colloide al variare del potenziale zeta (Metcalf E. *et al.*, 2013).

Potenziale ζ [mV]	Stabilità del colloide
da 0 a ± 5	Rapida coagulazione o flocculazione
da ± 10 a ± 30	Instabilità incipiente
da ± 30 a ± 40	Moderata stabilità
da ± 40 a ± 60	Buona stabilità
$> \pm 61$	Eccellente stabilità

Diminuzioni del valore del potenziale zeta sono date da:

1. Variazioni nella concentrazione degli ioni che inducono il potenziale stesso;
2. Aggiunta alla soluzione di ioni di carica opposta;
3. Contrazione della zona diffusa del doppio strato, a seguito di un aumento di concentrazione ionica della soluzione.

7.1.3 Meccanismo di coagulazione

Il processo di coagulazione è il risultato di due processi elementari (Eckenfelder *et al.*, 2008):

- La coagulazione *pericinetica* (o elettrocinetica) in cui si ha la riduzione del potenziale zeta, la destabilizzazione dei colloidi, e la formazione dei microflocchi;
- La coagulazione *ortocinetica* in cui si ha l'agglomerazione dei microflocchi in flocchi più grossi e facilmente sedimentabili.

In particolare, il processo di coagulazione si articola nelle seguenti fasi:

1. Aggiunta di cationi a valenza elevata alla soluzione che contrasta la carica negativa delle sospensioni colloidali, diminuendo l'estensione effettiva del doppio strato e quindi il potenziale zeta. In questa fase è determinante una rapida miscelazione della soluzione in modo da favorire la diffusione dei reagenti all'interno di questa ed il "rivestimento" dei colloidi con i cationi.
2. Formazione di microflocchi visibili con carica superficiale positiva dovuta anche all'adsorbimento di protoni H^+ .
3. Formazione di flocchi idrossilici che inglobano i colloidi adsorbendoli o intrappolandoli con conseguente formazione di flocchi più grossi. In questa fase è importante avere una miscelazione più lenta in modo da evitare la formazione di moto turbolento che possa determinare la rottura dei flocchi sedimentabili.

I fattori che influenzano maggiormente il processo di coagulazione sono: pH della soluzione, temperatura, tempo di reazione, dosaggio dei reagenti, ordine di aggiunta dei reagenti, velocità di agitazione.

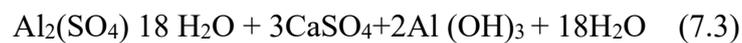
7.1.4 Principali coagulanti e relative proprietà

Nel caso dei reflui, tenendo conto che gran parte dei colloidi ha carica negativa, i coagulanti maggiormente impiegati sono Sali di alluminio e Sali di ferro che in soluzione rilasciano cationi a valenza elevata (in genere cationi bi e trivalenti). Questi presentano un'elevata efficacia nell'indurre la coagulazione in quanto non soltanto comportano una diminuzione del potenziale zeta ma portano anche alla formazione in soluzione di sali o idrossidi poco solubili. I fiocchi idrossilici sedimentano rapidamente trascinando le particelle colloidali sospese, in parte per azione elettrostatica, ed in parte per semplice azione meccanica.

Tra i coagulanti più utilizzati come additivi nei processi di trattamento dei reflui vi sono:

- Sali di alluminio:

- **Solfato di alluminio o allume** ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) reperibile in commercio generalmente in forma solida sottoforma di granuli e polvere. Quando il solfato di alluminio viene aggiunto all'acqua in presenza di alcalinità avviene la reazione (7.3) con formazione di alluminio idrato.



La sua azione coagulante è molto buona tra pH 5 e 7 e dà un precipitato bianco fioccoso con composizione diversa a seconda del pH al quale si opera.

- **Idrossido di alluminio** che presenta comportamento anfotero ovvero si può comportare indifferentemente come acido o base a seconda delle condizioni della soluzione.
- **Policloruro di alluminio** che rispetto ai precedenti ha una migliore azione coagulante ed un più ampio campo di pH che va da 5 a 10.
- **Alluminato di sodio**, usato molto poco in Europa, viene generalmente utilizzato in coppia con il solfato di alluminio.

- Sali di ferro:

- **Solfato ferroso** viene venduto sottoforma di cristalli a basso costo essendo un sottoprodotto del decapaggio delle lastre di ferro con acido solforico. In soluzione porta alla formazione di idrossido ferrico che è insolubile in acqua e per questo non adatto alla depurazione di scarichi urbani. Il range di pH in cui presenta una buona azione coagulante varia tra 8 e 11.
- **Cloruro ferrico** viene venduto sia in cristalli sia in soluzione concentrata ed è molto usato per il buon potere coagulante e per il fatto che anch'esso si trova a basso costo essendo un sottoprodotto del decapaggio delle lamiere con acido cloridrico. Ha un campo di azione che varia tra pH 4 e 10. Presenta lo svantaggio di essere colorante e molto corrosivo soprattutto se usato in eccesso.
- **Clorosolfato ferrico** si tratta di una miscela costituita da solfato di ferro, cloruro ferrico e cloro disciolto, ottenuta facendo reagire il solfato ferroso con il cloro

che ha un buon potere coagulante e che trova impiego soprattutto nella depurazione dei reflui urbani e industriali.

7.1.5 Coadiuvanti di coagulazione: polielettroliti

Durante il processo di coagulazione ortocinetica, può capitare che i cationi polivalenti del coagulante, adsorbiti sulla superficie delle particelle, inducano l'inversione di carica e quindi del potenziale zeta. Questo determina l'instaurarsi nuovamente di forze repulsive tra le particelle, questa volta di natura positiva, con conseguente arresto del processo di crescita dei fiocchi. Per questo motivo ed anche per rendere più efficace il processo di coagulazione, si usano dei coadiuvanti di coagulazione, ovvero sostanze che coadiuvano l'azione dei reagenti coagulanti.

L'utilizzo di coadiuvanti di coagulazione determina in genere un aumento della velocità di sedimentazione dei fiocchi, maggiore disidratabilità di fanghi, diminuzione della torbidità dell'effluente finale, allargamento dell'intervallo del pH di lavoro e diminuzione delle dosi di coagulante richieste.

Tra gli ausiliari di coagulazione maggiormente impiegati vi sono i polielettroliti. Questi possono essere suddivisi in naturali (e.g. derivati della cellulosa e alginati) e sintetici e in cationici, anionici o non ionici a seconda della carica che presentano (Eckenfelder *et al.*, 2008).

I polielettroliti possono agire in tre modi diversi, come raffigurato in Figura 7.2:

1. Neutralizzazione della carica: in questo caso i polielettroliti agiscono come coagulanti che neutralizzano o diminuiscono la carica dei colloidi presenti in soluzione. Per il trattamento dei reflui si usano generalmente polielettroliti cationici, data la presenza di particelle cariche negativamente. La miscelazione gioca un ruolo fondamentale nel processo di adsorbimento del polimero sul colloide da neutralizzare, questa infatti deve essere tale da garantirne l'adeguato adsorbimento evitando così che si possa ripiegare su sé stesso e non essere più efficace.
2. Formazione di ponti: in questo caso si ha la formazione di ponti interparticellari. Si usano polielettroliti anionici e non ionici che si legano alla superficie delle particelle in soluzione mediante legami idrogeno. Il ponte si forma nel momento in cui più di una particella viene adsorbita lungo il polimero. Durante il processo di flocculazione le particelle adsorbite sul polimero si intrecciano con altre dello stesso genere. In questo caso non è necessario una miscelazione iniziale della soluzione, perché si ha facilmente l'adsorbimento delle particelle colloidali sul polimero e la successiva formazione di ponti e fiocchi sedimentabili.
3. Nel terzo caso si ha contemporaneamente una neutralizzazione della carica e formazione dei ponti.

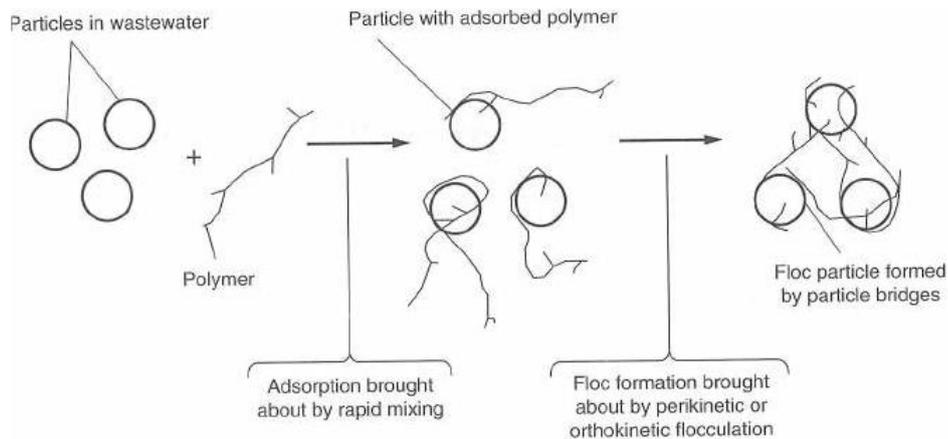


Figura 7.2 Diverse azioni dei polielettroliti (Metcalf E. et al., 2013).

7.2 Rimozione dei metalli

Per la rimozione dei metalli contenuti nei reflui si possono usare diverse tecniche: precipitazione, adsorbimento con carbone, scambio ionico e osmosi inversa. Tra queste, quella più comunemente utilizzata è la precipitazione con ioni idrossidi (OH^-), solfuri (S^{2-}) o carbonati (CO_3^{2-}).

I metalli che si trovano generalmente nei reflui industriali sono: arsenico, bario, cadmio, rame, mercurio, nichel, selenio e zinco. La maggior parte di questi possono precipitare come idrossidi, mediante aggiunta di calce sino al raggiungimento del pH di minima solubilità. Poiché molti dei composti che si formano in questo caso sono anfoteri, non esiste un pH di minima solubilità valido per tutti i metalli, ma questo varia a seconda del metallo considerato come illustrato nel grafico in Figura 7.3.

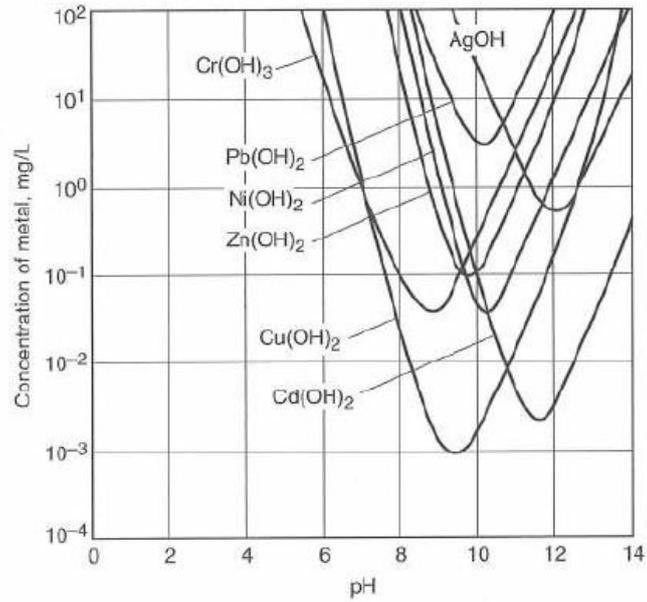


Figura 7.3 Solubilità degli idrossidi metallici al variare del pH (Metcalf E. et al., 2013).

Alternativamente i metalli possono precipitare come solfuri tramite aggiunta Na_2S ; tuttavia, la solubilità dei solfuri è generalmente inferiore rispetto a quella degli idrossidi e varia meno con il pH come illustrato nel grafico in Figura 7.4.

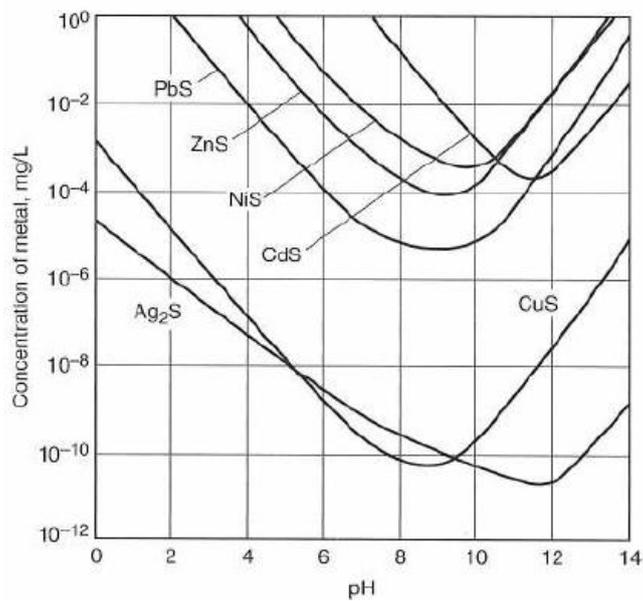


Figura 7.4 Solubilità dei solfuri metallici al variare del pH (Metcalf E. et al., 2013).

In linea generale, dunque, se si opta per la precipitazione dei metalli come idrossidi, lavorando in un range di pH tra 7 e 10,5, si riescono a raggiungere delle concentrazioni di metalli residui in forma ionica nel refluo da trattare dell'ordine di 0,1 fino a 2 ppm.

Vi sono poi delle eccezioni, come ad esempio il piombo che precipita meglio come idrossicarbonato che come idrossido.

Altri composti come solfati, fluoruri e fosfati tipicamente presenti nei reflui industriali possono essere rimossi tramite precipitazione con calce. In particolare, i solfati con aggiunta di calce precipitano come gesso, si tratta di un processo lento che necessita di un'elevata concentrazione di nuclei di cristallizzazione, ottenuta con il ricircolo delle acque trattate. I fluoruri precipitano come fluoruri di calcio con valori di ioni fluoruri residui dell'ordine di 2 – 40 ppm. Infine, i fosfati in acque acide sono precipitabili come $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ a pH 6 – 7 e come $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ a pH 9 – 12, mentre in acque non acide precipitano mediante aggiunta di Sali di alluminio o ferro, in questo caso il prodotto si ottiene sottoforma di colloide e va pertanto effettuato un ulteriore step di coagulazione – flocculazione. In quest'ultimo caso, inoltre, conseguentemente alla rimozione dei fosfati si ha la co – precipitazione di diversi ioni inorganici e quindi anche ioni metallici presenti nel refluo. Questa è dovuto al fatto che gli ioni possono essere adsorbiti sui complessi idrossilici formati e quindi precipitare insieme ad essi.

Infine, va tenuto in considerazione che vi sono alcune sostanze come i cianuri e l'ammoniaca che possono formare, con alcuni metalli, come ad esempio il ferro, dei complessi in grado di limitare considerevolmente i rendimenti di rimozione dei metalli mediante precipitazione. Nel caso, dunque, di elevata concentrazione di questi composti nel refluo da trattare deve essere considerato l'utilizzo di un pretrattamento del refluo prima del processo di precipitazione.

7.3 Determinazione del trattamento da impiegare in base alle caratteristiche del refluo

L'attività sperimentale è stata suddivisa in tre fasi principali:

- 1) Nella prima fase sono state effettuate delle analisi per valutare la qualità del refluo e decidere la strategia da adottare per l'ottimizzazione del processo;
- 2) Nella seconda fase sono state effettuate delle prove di laboratorio per determinare le specifiche di trattamento da impiegare nella sezione del chimico – fisico;
- 3) Nella terza fase sono state effettuate prove su impianto pilota per valutare la fattibilità del trattamento scelto su piccola scala prima della progettazione effettiva.

La prima fase dell'attività sperimentale è stata riportata in dettaglio nel precedente capitolo, in quanto indispensabile per definire le motivazioni che hanno portato alla scelta di un trattamento a monte della centrifuga di tipo chimico – fisico. La seconda e la terza fase sono invece oggetto di questo capitolo.

7.3.1 Pianificazione delle prove di laboratorio per determinare la specifica di trattamento

Per definire la specifica di trattamento si è deciso di effettuare delle prove in laboratorio per:

- 1) Determinare le combinazioni di reagenti più adatte al trattamento;
- 2) Determinare il dosaggio ottimale dei reagenti.

Prima delle prove per determinare le combinazioni di reagenti più adatte al trattamento è stata effettuata una ricerca documentale per individuare, sulla base delle caratteristiche del refluo e dei vincoli tecnici dello stabilimento, i possibili reagenti da impiegare. La scelta dei reagenti si è indirizzata su quelli di uso comune e soprattutto su quelli più economici. Questo perché il trattamento non presentava particolari esigenze, come ad esempio l'eliminazione di uno specifico componente. In Tab. 7.2 si riportano i reagenti scelti per le prove.

Tabella 7.2 Selezione dei reagenti per la prova.

Coagulanti inorganici		
<u>Tipo</u>	<u>Formula chimica</u>	<u>Principali caratteristiche</u>
Policloruro di alluminio (18%)	$Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$	Si presenta come una soluzione acquosa dal colore giallo paglierino. Viene ottenuta dalla reazione tra allumina e acido cloridrico.
Solfato ferroso	$FeSO_4$	Si presenta sottoforma di cristalli, commercializzati a basso costo. È adatto ad acque con pH elevato e sufficiente tenore di O_2 necessario all'ossidazione dell'idrato ferroso in ferrico che risulta insolubile.
Coagulanti organici		
<u>Tipo</u>	<u>Formula chimica</u>	<u>Principali caratteristiche</u>
Coagulante BASF Magnafloc LT	$(C_8H_{16}NCl)_n$	<ul style="list-style-type: none"> - Peso molecolare medio - Concentrazione dell'emulsione: 40%
Polielettroliti		
<u>Tipo</u>	<u>Formula chimica</u>	<u>Principali caratteristiche</u>
Polielettrolita 2 SNF - EM	Poliacrilamide	<ul style="list-style-type: none"> - Alta cationicità - Configurazione lineare - Alto peso molecolare - Concentrazione dell'emulsione: 43%
Polielettrolita Tillmans - Tillflock	Poliacrilamide	<ul style="list-style-type: none"> - Media-alta cationicità - Configurazione lineare - Alto peso molecolare - Concentrazione dell'emulsione: 48%
Reagente alcalinizzante/Correttore del pH		
<u>Tipo</u>	<u>Formula chimica</u>	<u>Principali caratteristiche</u>
Calce spenta o idrata	$Ca(OH)_2$	La calce spenta o idrata viene commercializzata sottoforma di polvere e deriva dall'idratazione dell'ossido di calcio (detto anche calce viva) a sua volta ottenuta dalla calcinazione del calcare.

Latte di calce	Ca (OH) ₂ (sospensione di particelle)	Il latte di calce è una sospensione di particelle di calce idrata Ca (OH) ₂ in acqua. È una base molto forte.
-----------------------	--	--

7.3.2 Procedura sperimentale

Per la determinazione delle prove si è proceduto come segue: si è prelevata un'aliquota di 100 ml dal campione rappresentativo e si è disposta all'interno di un becher da 250 ml. Successivamente si è posto il becher su un agitatore magnetico e si è aggiunta un'ancoretta per la miscelazione. Per il dosaggio del coagulante si è provveduto ad impostare una velocità di rotazione elevata (intorno ai 120 giri al minuto) per avere una miscelazione efficace. In seguito, si è proceduto a dosare mediante l'ausilio di una buretta, il coagulante fino ad osservare la formazione di particelle sospese in soluzione. Successivamente si è dosata la calce per abbassare la solubilità delle particelle sospese e causare la loro precipitazione. Una volta osservata la precipitazione delle particelle si è proceduto con l'abbassamento della velocità di rotazione (circa 45÷60 giri al minuto) e contemporaneamente all'aggiunta di polielettrolita con dosaggi consigliati dal fabbricante per formare i flocculi. Per assicurare che i fiocchi fossero adatti alla successiva centrifugazione si è atteso un tempo di maturazione di circa dieci minuti. Si è proceduto poi con il prelevare un'aliquota di 45 ml dal becher e si è disposta all'interno di una provetta Falcon. La provetta è stata poi riposta all'interno della centrifuga di laboratorio per 3 minuti. Infine, si è prelevato il chiarificato del campione centrifugato e lo si è analizzato. Per analizzare i campioni sono stati utilizzati metodi diversi, riassunti in Tabella 7.3. Per il pH e la conducibilità si sono impiegati il pHmetro e il conduttimetro del laboratorio con tamponamento della temperatura. Il COD, il fosforo e l'azoto (ammoniacale, nitroso, nitrico, totale) sono stati determinati mediante l'impiego del test in cuvette LCK della HACH. In particolare, i campioni sono stati diluiti e poi disposti all'interno delle cuvette del kit contenenti già al loro interno i reattivi per la preparazione del campione. Le cuvette sono state poi agitate e una volta pronte si è proceduto alla lettura spettrofotometrica tramite spettrofotometro. Per l'analisi dei metalli pesanti si è proceduto con un pretrattamento mediante mineralizzazione acida e successiva determinazione mediante spettroscopia di emissione con sorgente al plasma (ICP – OES). Infine, per l'analisi di solfati, cloruri, fluoruri, bromuri si è utilizzata la cromatografia ionica.

Tabella 7.3 Metodo di prova per la determinazione dei parametri.

Parametri	Metodo di prova
pH	pHmetro del laboratorio con tamponamento della T
Conducibilità	Conduttimetro di laboratorio con tamponamento della T
COD	Test in cuvette della HACH – LCK914
Metalli pesanti	APAT CNR IRSA 3010B Man 29 2003 + APAT CNR IRSA 3020 Man 29 2003
Solfati	APAT CNR IRSA 4020 Man 29 2003
Cloruri	APAT CNR IRSA 4020 Man 29 2003
Fluoruri	APAT CNR IRSA 4020 Man 29 2003
Bromuri	APAT CNR IRSA 4020 Man 29 2003
Fosforo	Test in cuvette della HACH – LCK350
Azoto ammoniacale	Test in cuvette della HACH – LCK302
Azoto nitroso	Test in cuvette della HACH – LCK342
Azoto nitrico	Test in cuvette della HACH – LCK340
Azoto totale	Test in cuvette della HACH – LCK338

7.3.3 Risultati delle prove di laboratorio

Primo set di prove

Nel primo set di prove si è deciso di testare il policloruro di alluminio con il polielettrolita 1 e 2. Si sono impiegati diversi dosaggi sia per il coagulante che per i polielettroliti, come riportato in Tabella 7.4 Come correttore di pH si è impiegata calce in polvere al 5%.

Durante le prove si è osservato che il polielettrolita 1 non portava alla formazione di fiocchi sedimentabili a differenza del polielettrolita 2 che ha invece mostrato buone caratteristiche di flocculazione.

Tabella 7.4 Caratteristiche delle prove effettuate nel primo set.

Identificativo della provetta	Coagulante		Flocculante		Correttore di pH	
	Tipo	Dosaggio	Tipo	Dosaggio	Tipo	Dosaggio
A	pAlCl	200 µl	Polielettrolita 1	4 ml	Senza calce	-
B	pAlCl	200 µl	Polielettrolita 1	4 ml	Calce in polvere	5%
C	pAlCl	200 µl	Polielettrolita 2	50 ml	Calce in polvere	5%
D	pAlCl	400 µl	Polielettrolita 2	40 ml	Calce in polvere	5%
E	pAlCl	1 ml	Polielettrolita 2	15 ml	Calce in polvere	5%
F	pAlCl	1 ml	Polielettrolita 2	25 ml	Calce in polvere	5%
G	-	-	Polielettrolita 2	50 ml	Senza calce	-
H	-	-	Polielettrolita 2	50 ml	Calce in polvere	5%

Dall'analisi visiva dei campioni in uscita dalla centrifuga, riportati in Figura 7.5, si è osservato che il **campione F** presenta le migliori caratteristiche, ovvero un chiarificato più limpido rispetto agli altri campioni. Le analisi sui campioni hanno confermato quanto valutato preliminarmente con l'analisi visiva. In particolare, dai risultati delle analisi sul chiarificato del campione F, riportate in Tabella 7.5, si osserva una diminuzione del COD e del tenore dei metalli, segno di un'efficacia dell'adozione di un trattamento chimico a monte della centrifuga. Allo stesso tempo si osserva un aumento del tenore di alluminio e di cloruri

che può essere spiegato dal fatto che si è utilizzato come coagulante il policloruro di alluminio (pAlCl).

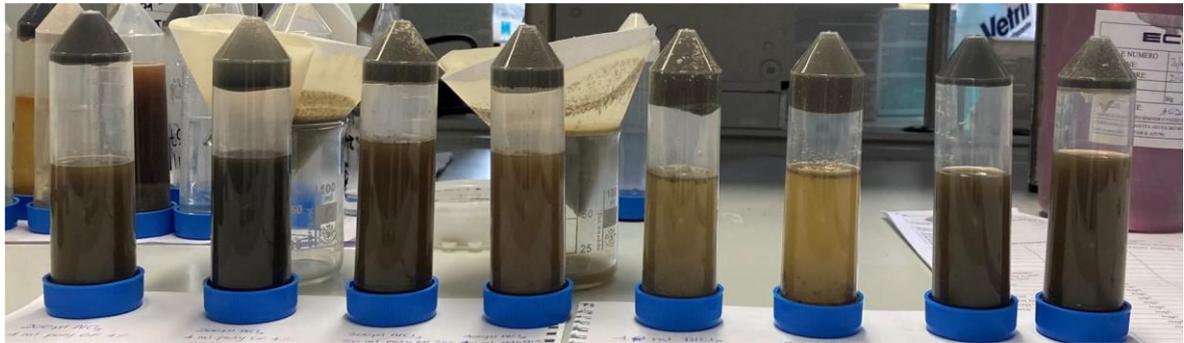


Figura 7.5 Campioni derivanti dal primo set di prove (in ordine campione a, b, c, d, e, f, g, h).

Tabella 7.5 Analisi sul chiarificato F.

Parametri	Valori rilevati	U.d.m.
pH	8,20	
Conducibilità	26,2	ms/cm
COD	2600	mg/l
Alluminio	8,88	mg/l
Arsenico	0,02	mg/l
Bario	0,06	mg/l
Boro	0,51	mg/l
Cadmio	<0,10	mg/l
Cromo totale	0,01	mg/l
Cromo VI	<0,01	mg/l
Ferro	0,46	mg/l
Manganese	0,02	mg/l
Mercurio	-	mg/l
Nichel	<0,01	mg/l
Piombo	0,04	mg/l
Rame	<0,10	mg/l
Selenio	0,16	mg/l
Stagno	0,11	mg/l
Zinco	0,11	mg/l
Solfati	13,71	mg/l
Cloruri	4308	mg/l
Fluoruri	<2,5	mg/l
Bromuri	2,86	mg/l
Fosforo	5,59	mg/l

Azoto ammoniacale	3270	mg/l
Azoto nitroso	1,84	mg/l
Azoto nitrico	<2,82	mg/l
Azoto totale	3300	mg/l

Secondo set di prove

Nel secondo set di prove effettuato si sono impiegati come coagulanti: il policloruro di alluminio e solfato ferroso e come flocculanti, i flocculanti precedentemente impiegati ed un altro nuovo, in modo da verificare l'eventuale nuova sinergia derivante dall'utilizzo di nuove combinazioni coagulante-flocculante, come riportato in Tabella 7.6.

Tabella 7.6 Caratteristiche delle prove effettuate nel secondo set.

Identif. provetta	Coagulante		Flocculante		Correttore di pH	
	Tipo	Dosag.	Tipo	Dosag.	Tipo	Dosag.
A	pAlCl	0,75 ml	Polielettrolita 3	11,5 ml	Senza calce	-
B	pAlCl	0,27 ml	Polielettrolita 3	7 ml	Latte di calce	12 gocce a conc. indefinita
C	pAlCl	0,75 ml	Polielettrolita 2	14 ml	Latte di calce fino a pH 10,5	-
D	pAlCl	0,75 ml	Polielettrolita 2	24 ml	Latte di calce fino a pH 10,5	-
E	FeSO ₄	0,6 g/ml	Polielettrolita 2	8 ml	Latte di calce fino a pH 10,5	-
F	FeSO ₄	0,6 g/ml	Polielettrolita 2	12 ml	Latte di calce fino a pH 10,5	-
G	pAlCl	1 ml	Polielettrolita 2	15 ml	Latte di calce fino a pH 10,5	-

H	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	10 ml	Latte di calce fino a pH 10,5
I	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	23 ml	Latte di calce fino a pH 10,5
L	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 3	10 ml	Latte di calce fino a pH 10,5
M	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 3	20 ml	Latte di calce fino a pH 10,5
N	pAlCl	2 ml	Polielettrolita 3	20 ml	Latte di calce fino a pH 10,5

Anche in questo caso dalle analisi effettuate sul chiarificato dei campioni in uscita dalla centrifuga si è evinto un aumento dei cloruri. In particolar modo per quanto riguarda il **campione G** che si è dimostrato il migliore del set. Si è dunque concluso di scartare il policloruro di alluminio come coagulante. Infatti, il refluo da trattare, come si evince da Tabella 6.1, risulta già particolarmente ricco di cloruri. Nel set di prove successivo era previsto l'utilizzo di un coagulante organico, il MAGNAFLOC LT37, tuttavia, essendo risultato da un preliminare strip test ricco di cloruri si è deciso di non testarlo. Oltre al campione G, i due risultati migliori del secondo set di prove sono risultati essere i campioni **I** e **M**, come riportato in Figura 7.6. In particolare, dalle analisi sui campioni si è notato che il solfato ferroso presentava delle prestazioni simili al policloruro di alluminio.

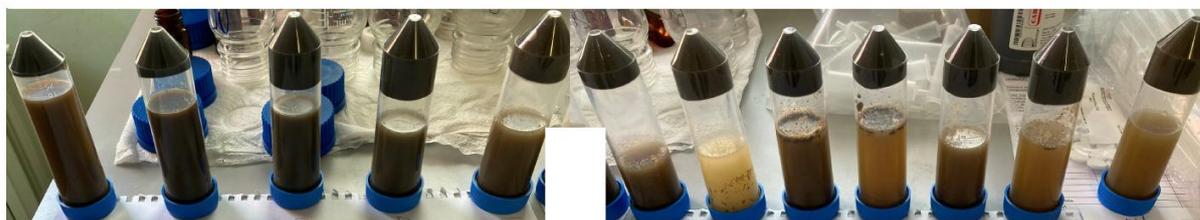


Figura 7.6 Campioni derivanti dal secondo set di prove (disposti in ordine alfabetico).

Terzo set di prove

Nel terzo set di prove effettuato, si è proceduto ad investigare ulteriormente l'efficacia del polielettrolita 2 e 3 con il coagulante solfato ferroso. I polielettroliti 2 e 3 sono infatti quelli

che sono stati utilizzati rispettivamente nelle prove **I** e **M** dello step precedente e che hanno fornito i risultati migliori.

Tale set di prove è stato determinante anche per capire il tempo necessario per la dissoluzione della calce; infatti, dai risultati ottenuti si osserva che il campione migliore è quello **Q**. Questo è caratterizzato da un pH di 12,8, valore alquanto elevato, che si spiega con il fatto che la calce non abbia avuto il tempo necessario per dissolversi al momento della misura, ovvero prima dell'aggiunta del polielettrolita, e dunque i risultati ottenuti derivano dalla presenza di un eccesso di calce. Si è giunti dunque, dopo ulteriori prove che il tempo ottimale per la dissoluzione della calce risultava essere di 20 min. Le caratteristiche delle prove effettuate sono riportate in Tabella 7.7., mentre i campioni risultanti sono presentati nella Figura 7.7.

Tabella 7.7 Caratteristiche delle prove effettuate nel terzo set.

Identif. Provetta	Coagulante		Flocculante		Correttore di pH	
	Tipo	Dosaggio	Tipo	Dosaggio	Tipo	Dosaggio
A	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2 (vecchio)	25 ml	Latte di calce	17,5 ml
B	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2 (fresco)	25 ml	Latte di calce	17,5 ml
C	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	25 ml	Latte di calce	18,5 ml
D	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	40 ml	Latte di calce	18,5 ml
E	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	In eccesso	Latte di calce	In eccesso
F	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	40 ml	Latte di calce	17 ml
G	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	35 ml	Latte di calce	20 ml
H	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	50 ml	Latte di calce	18 ml
I	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	60 ml	Latte di calce	18 ml
L	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 2	30 ml	Latte di calce	18 ml
M	FeSO ₄	0,4 g/ml	Polielettrolita 3	20 ml	Latte di calce	18 ml

N	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	24 ml	Latte di calce	18 ml
O	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	30 ml	Latte di calce	10 ml
P	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	17 ml	Latte di calce	25 ml
Q	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	26 ml	Latte di calce	18 ml
R	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	26 ml	Soda caustica (33%)	1,5 ml



Figura 7.7 Campioni derivanti dal terzo set di prove (disposti in ordine alfabetico).

Quarto set di prove

In definitiva si è proceduto con un ulteriore set di prove, le cui caratteristiche sono riportate in Tabella 7.8, ai fini dell'ottimizzazione del dosaggio della calce in cui si è tenuto conto del tempo stimato per la sua completa dissoluzione.

Tabella 7.8 Caratteristiche delle prove effettuate nell'ultimo set.

Identif. provetta	Coagulante		Flocculante		Correttore di pH	
	Tipo	Dosaggio	Tipo	Dosaggio	Tipo	Dosaggio
A	FeSO ₄	0,5 g/ml	-	-	Latte di calce	10 ml
B	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	26 ml	Latte di calce	10 ml
C	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	40 ml	Latte di calce	10 ml
D	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	26 ml	Latte di calce	11 ml

E	FeSO ₄	0,5 g/ml	Polielettrolita 3	26 ml	Latte di calce	13 ml
----------	-------------------	----------	----------------------	-------	-------------------	-------

Dai risultati ottenuti, sotto riportati si evince che la prova migliore è la **E** come riportato nella Figura 7.8.

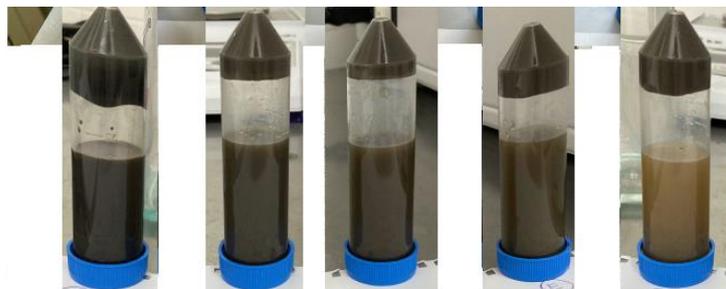


Figura 7.8 Campioni derivanti dall'ultimo set di prove (disposti in ordine alfabetico).

Si è proceduto con il sottoporre il **campione E** a centrifugazione e ad analizzare il chiarificato derivante. In Tabella 7.9 sono riportati i valori dei parametri più rilevanti.

Tabella 7.9 Analisi sul chiarificato E.

Parametri	Valori rilevati	U.d.m.
pH	12,2	
Conducibilità	-	ms/cm
COD	5140	mg/l
Alluminio	1,12	mg/l
Arsenico	0,07	mg/l
Bario	0,11	mg/l
Boro	0,61	mg/l
Cadmio	0,01	mg/l
Cromo totale	0,03	mg/l
Cromo VI	-	mg/l
Ferro	9,69	mg/l
Manganese	0,06	mg/l
Mercurio	-	mg/l
Nichel	0,14	mg/l

Piombo	0.08	mg/l
Rame	0,14	mg/l
Selenio	-	mg/l
Stagno	0,13	mg/l
Zinco	041	mg/l
Solfati	1500	mg/l
Cloruri	-	mg/l
Fluoruri	-	mg/l
Bromuri	-	mg/l
Fosforo	14,28	mg/l
Azoto ammoniacale	2800	mg/l
Azoto nitroso	-	mg/l
Azoto nitrico	-	mg/l
Azoto totale	2840	mg/l

Poiché i risultati ottenuti dal chiarificato confermano la buona riuscita della prova **E**, si è deciso di utilizzare quest'ultima per le successive prove su impianto pilota. Sulla base delle caratteristiche di tale prova si è effettuata anche una prima stima dei dosaggi giornalieri da impiegare durante il trattamento. I calcoli sono stati effettuati considerando una portata giornaliera di acque da trattare pari a 300 m³/gg. Le caratteristiche della prova E ed i relativi dosaggi giornalieri calcolati sono riportati nella Tabella 7.10.

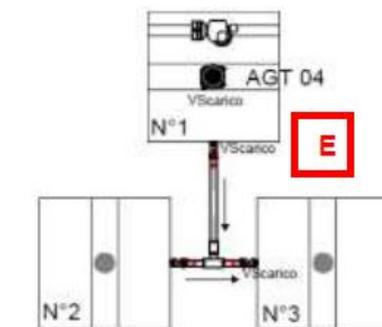
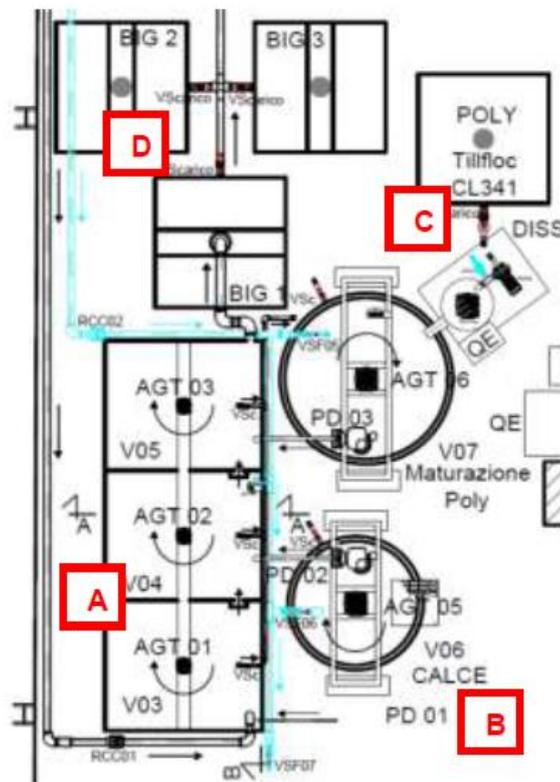
Tabella 7.10 Calcolo di prima stima dei dosaggi giornalieri.

Reagenti	Dosaggi stimati	Dosaggi giornalieri
Solfato ferroso	0,5% per ogni 100 ml di acqua da trattare	1500 kg/gg
Calce	13 ml di latte di calce al 20% per ogni 100 ml di acqua da trattare	7800 kg/gg
Polielettrolita 3	26 ml di polielettrolita 2 al 0,46% per ogni 100 ml di acqua da trattare	360 l/gg

7.3.4 Prove effettuate su impianto pilota

Per le prove su impianto pilota si è utilizzata una portata di refluo di 2 m³/h e come reagenti e corrispondenti dosaggi quelli scelti al termine delle prove di laboratorio e riportati in Tabella 7.10.

Lo schema dell'impianto pilota, riportato in Figura 7.9, consiste in un sistema a tre vasche per coagulazione, basificazione e flocculazione (A), un sistema per la preparazione del latte di calce (B), un sistema di preparazione del polielettrolita (C), un sistema di raccolta dello scarico dell'impianto (D) ed un sistema di dosaggio del solfato ferroso (E).



CISTERNE 1.000lt.
Ferro Solfato Sol. 20%

Figura 7.9 Schema dell'impianto pilota

Durante le prove su impianto pilota sono state variate le condizioni operative relative al dosaggio del solfato ferroso, della calce e del poliettilita in modo da:

- Testare il processo di trattamento chimico su piccola scala e valutarne il rendimento;
- Analizzare su piccola scala gli inconvenienti e gli aspetti da considerare nella costruzione dell'impianto in scala reale (ad esempio la formazione di schiuma sulla vasca di dosaggio del solfato ferroso);
- Abbassare il pH, in quanto quello ottenuto dalle prove di laboratorio di 12,5 è risultato troppo elevato considerando i successivi processi di centrifugazione e biologico.

In Tabella 7.11 si riportano le condizioni operative delle prove più significative effettuate durante la campagna condotta e in Tabella 7.12 i risultati ottenuti dall'analisi sul surnatante.

Tabella 7.11 Condizioni operative delle prove su impianto pilota.

Prova	Quantità di reagenti all'ora	Quantità di reagenti per m³ di reflu	pH
1	- 50 l di FeSO ₄ (0,5%) - 100 l di latte di calce (20%) - 250 l di poly ⁶ (4,6%)	- 25 l di FeSO ₄ (0,5%) - 50 l di latte di calce (20%) - 125 l di poly (4,6%)	8,5
2	- 50 l di FeSO ₄ (0,5%) - 100 l di latte di calce (20%) - 70 l di poly (4,6%)	- 25 l di FeSO ₄ (0,5%) - 50 l di latte di calce (20%) - 35 l di poly (4,6%)	8,8
3	- 50 l di FeSO ₄ (0,5%) - 400 l di latte di calce (20%) - 150 l di poly (4,6%)	- 25 l di FeSO ₄ (0,5%) - 200 l di latte di calce (20%) - 75 l di poly (4,6%)	12
4	- 50 l di FeSO ₄ (0,5%) - 400 l di latte di calce (20%) - 200 l di poly (2 %)	- 25 l di FeSO ₄ (0,5%) - 200 l di latte di calce (20%) - 100 l di poly (2 %)	12
5	- 50 l di FeSO ₄ (0,5%) - 400 l di latte di calce (20%) - 300 l di poly (2%)	- 25 l di FeSO ₄ (0,5%) - 200 l di latte di calce (20%) - 150 l di poly (4,6%)	12
6	- 50 l di FeSO ₄ (0,5%) - 400 l di latte di calce (20%) - 400 l di poly (2%)	- 25 l di FeSO ₄ (0,5%) - 200 l di latte di calce (20%) - 200 l di poly (4,6%)	11,8
7	- 50 l di FeSO ₄ (0,5%) - 250 l di latte di calce (20%) - 400 l di poly (2%)	- 25 l di FeSO ₄ (0,5%) - 125 l di latte di calce (20%) - 200 l di poly (2%)	10,8
8	- 50 l di FeSO ₄ (0,5%) - 250 l di latte di calce (20%) - 300 l di poly (2%)	- 25 l di FeSO ₄ (0,5%) - 125 l di latte di calce (20%) - 150 l di poly (2%)	10,8

⁶ Poly indica il polielettrolita 3 individuato come flocculante nelle prove di laboratorio

9	- 50 l di FeSO4 (0,5%) - 200 l di latte di calce (20%) - 400 l di poly (2‰)	- 20 l di FeSO4 (0,5%) - 100 l di latte di calce (20%) - 200 l di poly (2‰)	9,8
10	- 50 l di FeSO4 (0,5%) - 200 l di latte di calce (20%) - 300 l di poly (2‰)	- 25 l di FeSO4 (0,5%) - 100 l di latte di calce (20%) - 150 l di poly (2‰)	9,8
11	- 50 l di FeSO4 (0,5%) - 250 l di latte di calce (20%) - 400 l di poly (2‰)	- 25 l di FeSO4 (0,5%) - 125 l di latte di calce (20%) - 200 l di poly (2‰)	10,8

Tabella 7.12 Risultati delle analisi effettuate su surnatante.

Prova	pH	COD	Cloruri	Solfati	Ferro	Manganese	Nichel	Zinco
1	7,5-8	17500	4843	5392	117,18	<10	<10	27,35
2	9	19700	-	-	43,80	<10	<10	16,88
3	12	12500	-	-	20,47	<5	<5	<5
4	12,5	8900	<150	3524	23,63	<3	<3	4,92
5	12	9500	<150	4611	29,91	<6	<3	6,17
6	12	8700	<100	2032	27,52	<2	<2	4,98
7	11	14000	<250	4386	39,74	<10	<5	12,13
8	11	13200	<250	3820	40,76	<10	<5	9,11
9	10	13200	<300	6809	35,97	<6	<6	8,12
10	10	12600	<300	6598	47,14	<6	<6	11,30
11	10	12000	2637	2480	7,90	<6	<6	13,43

Le prove effettuate con l'impianto pilota hanno permesso di verificare la funzionalità dello stesso al variare delle impostazioni delle varie fasi di trattamento. L'ultima prova effettuata, ovvero l'undicesima della Tabella 7.12, rappresenta la prova conclusiva della campagna e quella decisiva per la definizione delle condizioni di trattamento da adottare. Sulla base di questa si sono calcolati i dosaggi giornalieri effettivi.

Si riportano in Tabella 7.13 i set di lavoro impostati per tale prova, sulla base della quale si sono calcolati i dosaggi giornalieri considerando una portata oraria di refluo da trattare di 18,75 m³.

Tabella 7.133 Calcolo effettivo dei dosaggi giornalieri.

Reagenti	Dosaggi stimati	Dosaggi giornalieri
Solfato ferroso	25 l di solfato ferroso in soluzione al 20% per metro cubo di digestato trattato	93,75 kg FeSO ₄ /gg
Calce	125 l di latte di calce al 20% in peso per metro cubo di digestato trattato con pH di lavoro 11	468,8 kg calce/gg
Polielettrolita 3	200 l di polielettrolita in soluzione al 2‰ per metro cubo di digestato trattato	7,5 kg polielettrolita/gg

8. Progetto della nuova sezione dell'impianto

Il progetto della nuova sezione dell'impianto ha portato, rispetto alla precedente configurazione all'introduzione di:

- Una sezione di trattamento chimico del refluo costituita da tre vasche e da apparecchiature ad esse ausiliarie;
- Una sezione di dosaggio dei reagenti.

8.1 Sezione di trattamento chimico - fisico

La sezione di trattamento chimico - fisico del refluo è caratterizzata da tre vasche:

- Una vasca per la coagulazione;
- Una vasca per l'alcalinizzazione;
- Una vasca per la flocculazione.

Allo stato di progetto lo stabilimento produce una portata di 300 m³/gg di digestato liquido da trattare nell'impianto di depurazione, ovvero 18,75 m³/h, considerando che l'impianto lavora circa 16 ore al giorno.

Sulla base di questa portata si è effettuata una prima stima del tempo di residenza all'interno dei serbatoi. Infatti, considerando un volume utile per ciascun serbatoio di 18 m³ come riportato in Tabella 8.1, si ottiene un tempo di residenza di 57,6 min per ciascuno di essi. Ciò vuol dire un tempo di residenza complessivo all'interno dei tre serbatoi di circa **tre ore**. Tale valore risulta ben al di sopra di quello stimato dalle prove di laboratorio necessario per garantire il corretto trattamento dei campioni, di circa 20 min.

L'impianto è stato dimensionato tenendo conto di un possibile incremento della portata di refluo fino ad un massimo di 500 m³/gg, che, considerando 16 ore lavorative dell'impianto portano ad una portata media oraria di 31,31 m³/h. A partire da tale valore di portata si è verificato il tempo di residenza. Il tempo di residenza per ciascun serbatoio è risultato pari a 35 min e quello complessivo di trattamento di circa 1 ora e mezza. Anche in questo caso il tempo di residenza complessivo risulta ampiamente superiore a quello stimato nelle prove di laboratorio.

Il processo si svolge in continuo, con passaggio del refluo da una sezione all'altra per gravità. Per ottenere questa condizione i bocchelli di entrata sono stati posizionati 10 cm più in alto rispetto ai bocchelli in uscita in ognuno dei serbatoi. Inoltre, i bocchelli utilizzati sono costruiti in modo tale da avere un collegamento discendente tra loro. Uno schema dei serbatoi e dei loro collegamenti è riportato in Figura 8.1.

Questa scelta progettuale è stata effettuata considerando che in questo modo:

1. Si ha un risparmio energetico dovuto al fatto che non vengono utilizzate pompe per il trasferimento del refluo da un serbatoio all'altro.

2. Si limita l'eventuale rottura dei fiocchi dovuta al passaggio del refluo nei sistemi di convogliamento.

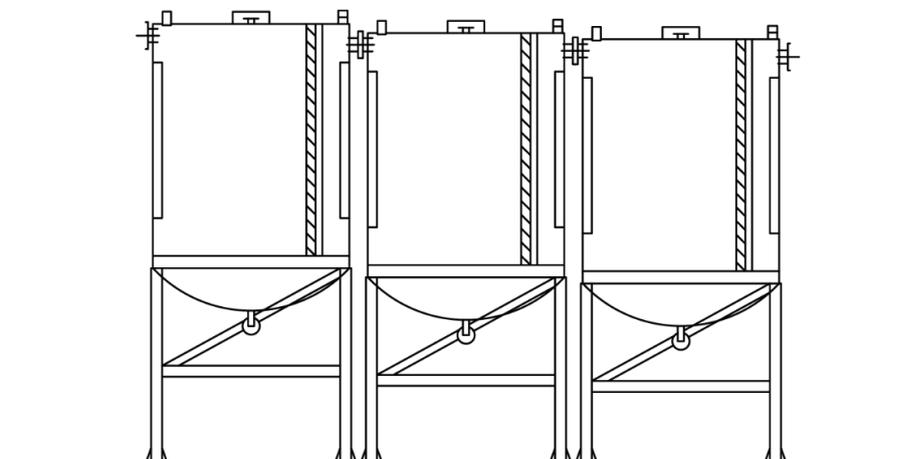


Figura 8.1 Schema esemplificativo dei serbatoi

Ogni serbatoio è caratterizzato da un agitatore lento che favorisce la formazione dei fiocchi e ne previene la rottura.

Tabella 8.1 Caratteristiche tecniche dei serbatoi.

	Serbatoio 1	Serbatoio 2	Serbatoio 3
Capacità	18 m ³	18 m ³	18 m ³
Tipologia	Verticale a fondo bombato su gambe	Verticale a fondo bombato su gambe	Verticale a fondo bombato su gambe
Materiale	PFRV	PFRV	PFRV
Diametro	2,5 m	2,5 m	2,5 m
Altezza virola	3 m	3 m	3 m
Altezza fondo	0,74 m	0,74 m	0,74 m
Altezza totale	5,68 m	5,58 m	5,48 m
Bocchelli	- 1 bocchello superiore di entrata (DN150, PN10)	- 1 bocchello superiore di entrata (DN150, PN10)	- 1 bocchello superiore di entrata (DN150, PN10)

- 1 bocchello superiore di uscita (DN150, PN10)	- 1 bocchello superiore di uscita (DN150, PN10)	- 1 bocchello superiore di uscita (DN150, PN10)
- 1 bocchello di scarico totale (DN100, PN10)	- 1 bocchello di scarico totale (DN100, PN10)	- 1 bocchello di scarico totale (DN100, PN10)
- 2 bocchelli superiori (DN80, PN10)	- 2 bocchelli superiori (DN80, PN10)	- 2 bocchelli superiori (DN80, PN10)
- 2 bocchelli ausiliari (DN80, PN10)	- 2 bocchelli ausiliari (DN80, PN10)	- 2 bocchelli ausiliari (DN80, PN10)
- 3 flangiflutti da 2 m	- 3 flangiflutti da 2 m	- 3 flangiflutti da 2 m
- Supporto per agitatore di 400 mm	- Supporto per agitatore di 400 mm	- Supporto per agitatore di 400 mm
- Striscia segnalivello	- Striscia segnalivello	- Striscia segnalivello
- Coperchio apribile per ispezione e manutenzione	- Coperchio apribile per ispezione e manutenzione	- Coperchio apribile per ispezione e manutenzione
- Agitatore lento	- Sonda del pH	- Agitatore lento
	- Agitatore lento	

8.2 Sezione di preparazione e dosaggio dei reagenti

La nuova sezione di dosaggio dei reagenti consiste in:

- Una sezione esterna delimitata da una platea contenente i silos di stoccaggio della calce e del solfato ferroso, entrambi provvisti di dissolutori;
- Una linea di dosaggio della soda caustica;
- Un polipreparatore.

8.2.1 Dosaggio del solfato ferroso

Per il dosaggio del solfato ferroso è stato realizzato un sistema di dosaggio automatizzato, come riportato in Figura 8.2, costituito da:

- Un silos di stoccaggio per il reagente dotato di un sistema di caricamento e di svuotamento di Big Bags da 500 kg;

- Un dissolvente automatico;
- Due pompe dosatrici.



Figura 8.2 Fotografia della sezione di dosaggio del solfato ferroso.

I Big Bags contenenti il solfato ferroso vengono caricati tramite un elevatore a tazze in maniera automatica e svuotati tramite apposito sistema all'interno del silos di stoccaggio del reagente dal quale, attraverso una coclea estraibile collegata ad un sistema di pesatura contenuto nell'apparecchiatura viene prelevata la quantità richiesta da inviare al dissolvente. All'interno del dissolvente il solfato ferroso viene diluito con acqua di rete fino ad ottenere una concentrazione del 20% in peso. Una volta ottenuta la soluzione, questa viene inviata alla prima vasca di trattamento del refluo tramite due pompe dosatrici. Si è scelto di inserire due pompe, collegate ognuna ad una linea di dosaggio, in modo da poter gestire un aumento della quantità di solfato ferroso dosato all'impianto nel caso di portate superiori alla media in ingresso. Queste sono inoltre collegate all'acqua di rete da apposita valvola on/off, in modo tale da consentire, quando necessario, il lavaggio delle tubazioni.

Le caratteristiche tecniche silos sono riportate in Tabella 8.2 mentre le caratteristiche delle pompe sono riportate in Tabella 8.3.

Tabella 8.2 Caratteristiche tecniche dei silos per il solfato ferroso.

	Silos del solfato ferroso	Dissolvente del solfato ferroso
Capacità	16 m ³	1 m ³
Tipologia	Silos cilindrico con fondo conico montato su gambe di sostegno	Dissolvente cilindrico con fondo bombato
Diametro	2,38 m	1,3 m

Altezza totale	8,366 m	2,11 m
Componenti aggiuntivi	<ul style="list-style-type: none"> - Filtro a cartucce - Valvola di sovradepressione - Indicatori di livello a paletta - Sistema di fluidificazione + quadro di comando - Sistema svuotasacchi - Due trasportatori a coclea estrartrice - Elevatore a tazze - Aspiratore montato su filtro depolveratore 	<ul style="list-style-type: none"> - Agitatore da 1,5 kW - Livello di massimo per sicurezza - Troppo pieno con vasca abbattimento polveri di sfiato - Portello per ispezione a passo d'uomo - Sistema di pesatura per dissolutore (3 celle di carico + strumento elettronico di pesatura)

Tabella 8.3 Caratteristiche tecniche delle pompe per il dosaggio del solfato ferroso.

Pompe del solfato ferroso	
Tipologia	Pompa dosatrice a membrana idraulica con inverter
Portata massima	636 l/h
Prevalenza	25 m.c.a
Alimentazione elettrica	230 V – 50/60 Hz – 4poli
Potenza nominale	0,55 kW

8.2.2 Dosaggio del latte di calce

Per il dosaggio del latte di calce è stato realizzato un sistema analogo a quello del solfato ferroso costituito da:

- Un silos di stoccaggio del reagente dotato di sistema di caricamento;
- Un dissolutore automatico;
- Due pompe monovite.

La calce granulare viene caricata tramite un sistema di caricamento automatizzato costituito da un elevatore a tazze all'interno del silos. Dal silos la calce viene poi inviata al dissolutore tramite una coclea estrartrice regolata dal sistema di pesatura presente all'interno dell'apparecchiatura stessa. All'interno del dissolutore la calce viene diluita tramite acqua di rete fino al raggiungimento di una soluzione contenente il 20% in peso di questa. La soluzione viene poi inviata alla seconda vasca di trattamento del refluo tramite due pompe monovite. Il dosaggio della calce nella vasca viene regolato sulla base del pH misurato

all'interno di questa. Al fine di mantenere il pH pressoché costante all'interno della vasca, viene fatta variare la quantità di calce dosata agendo sul numero di giri delle pompe dosatrici tramite inverter. Anche in questo caso la scelta progettuale delle due pompe è dovuta al fatto che in questo modo si è in grado di gestire un eventuale aumento della portata richiesta rispetto alle normali condizioni operative. Ogni pompa è collegata ad una linea di dosaggio ed alla linea dell'acqua di rete in modo da consentire il lavaggio delle tubazioni quando necessario. Le caratteristiche tecniche silos sono riportate in Tabella 8.4 mentre le caratteristiche delle pompe sono riportate in Tabella 8.5.

Tabella 8.4 Caratteristiche tecniche delle apparecchiature per il dosaggio della calce.

	Silos della calce	Dissolutore della calce
Capacità	16 m ³	2 m ³
Tipologia	Silos cilindrico con fondo conico montato su gambe di sostegno	Dissolutore cilindrico con fondo bombato
Diametro	2,38 m	1,3 m
Altezza totale	8,2 m	2,61 m
Componenti aggiuntivi	<ul style="list-style-type: none"> - Filtro a cartucce - Valvola di sovradepressione - Indicatori di livello a paletta - Sistema di fluidificazione + quadro di comando - Sistema svuotasacchi - Trasportatore a coclea estrattrice per il carico al dissolutore - Elevatore a tazze - Aspiratore montato su filtro depolveratore 	<ul style="list-style-type: none"> - Agitatore da 2,2 kW - Livello di massimo per sicurezza - Troppo pieno con vasca abbattimento polveri di sfiato - Portello per ispezione a passo d'uomo - Sistema di pesatura per dissolutore (3 celle di carico + strumento elettronico di pesatura)

Tabella 8.5 Caratteristiche tecniche delle pompe per il dosaggio della calce.

	Pompe della calce
Tipologia	Pompa a cavità progressiva
Portata massima	3 m ³ /h
Prevalenza	20 m.c.a
Alimentazione elettrica	230 /400V – 60 Hz – 4poli
Potenza nominale	0,39 kW

8.2.3 Dosaggio della soda caustica e dell'antischiuma

Oltre al dosaggio della calce è stato previsto un sistema di dosaggio di idrossido di sodio al 50% attraverso una pompa dosatrice che, in base al valore di pH della vasca di alcalinizzazione, preleva da apposito serbatoio la quantità necessaria di alcalinizzante. Il dosaggio della soda caustica è stato previsto per rendere più efficiente il trattamento di alcalinizzazione. Infatti, con piccoli dosaggi di soda caustica nella vasca di alcalinizzazione si raggiunge rapidamente il pH desiderato per la precipitazione dei metalli con la calce. Le caratteristiche della pompa impiegata per il dosaggio della soda caustica sono riportate nella Tabella 8.6.

Tabella 8.6 Caratteristiche tecniche della pompa per il dosaggio della soda caustica.

Pompa della soda caustica	
Tipologia	Pompa dosatrice
Portata massima	0,4 m ³ /h
Prevalenza	50 m.c.a
Alimentazione elettrica	200 /260 V – 50/60 Hz – 4poli
Potenza nominale	0,37 kW

Per evitare la formazione di schiuma all'interno delle vasche di coagulazione e alcalinizzazione è stato previsto un sistema di dosaggio dell'antischiuma collegato direttamente alle vasche. In particolare, per evitare l'introduzione di ulteriori linee ed apparecchiature con un aggravio della spesa economica e considerando le ridotte quantità di antischiuma da impiegare, si è deciso di utilizzare il sistema di dosaggio dell'antischiuma già presente, asservito alla sezione di trattamento biologico

L'aggiunta di antischiuma all'interno delle vasche avviene per mezzo di una pompa centrifuga ad alta pressione collegata ad un temporizzatore che, sulla base dell'intervallo impostato dall'operatore, invia una certa quantità di antischiuma all'interno delle vasche di cui sopra.

8.2.4 Dosaggio del polielettrolita

Nella precedente configurazione dell'impianto di trattamento chimico – fisico del refluo era presente un polipreparatore per polielettrolita granulare. Questo è stato sostituito con un polipreparatore per polielettrolita liquido.

Infatti, il polielettrolita scelto per il processo di flocculazione è un preparato, a media – alta cationicità con una configurazione lineare ad alto peso molecolare, a base di acrilamide e di un estere cationico dell'acido acrilico che si presenta come un liquido bianco viscoso.

La scheda tecnica del suddetto polielettrolita indica che è possibile impiegarlo in soluzioni diluite in un range di 0,2% fino a 0,5% in peso della soluzione totale. Nell'effettuare i calcoli per determinare il volume minimo del polipreparatore, si è deciso di utilizzare la soglia minima proposta all'interno della scheda, ovvero 0,2 %, in modo da assicurare l'utilizzo del polielettrolita a qualsiasi diluizione.

La dose di soluzione di polielettrolita diluito al 0,2% da utilizzare nel processo è pari a 3,75 m³soluzione/h.

In base a queste considerazioni e tenendo conto che, il tempo di maturazione del polielettrolita deve essere sempre maggiore di 15 min che rappresenta il tempo minimo di maturazione, si è optato per il seguente polipreparatore, di cui si riportano in Tabella 8.7 le principali caratteristiche.

Tabella 8.7 Caratteristiche tecniche della pompa per il dosaggio della soda caustica.

Polipreparatore	
Volume di travaso consentiti	600/900/1200 l
Potenza nominale	2 kW

Il polipreparatore è costituito da una vasca rettangolare in acciaio inox divisa in due comparti comunicanti mediante tubazioni di travaso in modo da garantire la corretta maturazione e stoccaggio del poliettolita. Il primo comparto, quello di maturazione, è dotato di un condotto antischiuma, uno di carico miscela ed un agitatore motorizzato. All'interno di questo viene preparata la miscela che, dopo aver raggiunto il livello desiderato, viene travasata nella vasca di stoccaggio tramite le tubazioni su tre livelli: 1200, 900 e 600 l che servono per parzializzare la dimensione della vasca. Il secondo comparto, di stoccaggio è dotato di due sensori che servono per indicare la quantità di liquido nella vasca (sensore di max/min livello e sensore di super max/min livello) e di un gruppo pompe che hanno il compito di pescare il prodotto contenuto all'interno e mandarlo in pressione verso l'uscita.

Il principio di funzionamento di preparazione della miscela all'interno della prima vasca si basa sulla proporzionalità di dosaggio a concentrazione costante anche al variare della portata o pressione dell'acqua di alimentazione. L'acqua di alimentazione, filtrata e con la pressione ridotta, viene conteggiata da un conta filtri ad effetto magnetico ed inviata all'interno di un mixer statico nel quale viene iniettato tangenzialmente il prodotto puro mediante una pompa dosatrice volumetrica.

Il poliettolita in uscita dal polipreparatore viene rilanciato in parte alla terza vasca di trattamento, quella di flocculazione ed in parte alla centrifuga, per mezzo di due pompe

monovite, collegate a linee separate. Le caratteristiche delle pompe sono riportate nella Tabella 8.8.

Tabella 8.8 Caratteristiche tecniche delle pompe polielettrolita.

Pompe del polielettrolita	
Tipologia	Pompa monovite
Portata massima	1,8 m ³ /h
Prevalenza	70 m.c.a
Alimentazione elettrica	230/400 V– 4poli
Potenza nominale	0,75 kW

Fase di maturazione e sollevamento alla centrifuga

I reflui provenienti dalla vasca di flocculazione, l'ultima delle vasche di trattamento, cadono per gravità all'interno della vasca di accumulo, dalla quale vengono convogliati alla centrifuga tramite due pompe monovite le cui caratteristiche tecniche sono riportate nella Tabella 8.9.

Tabella 8.9 Caratteristiche tecniche della pompa della vasca di accumulo della centrifuga.

Pompe vasca di accumulo - centrifuga	
Tipologia	Pompa a cavità progressiva
Portata massima	25,2 m ³ /h
Prevalenza	20 m.c.a
Alimentazione elettrica	400/690 V– 50 Hz - 4poli
Potenza nominale	5,5 kW

La centrifuga e le fasi ad essa successive rimangono invariate in quanto sono state ritenute ancora idonee alla depurazione del digestato.

8.3 Sistema di controllo

La sezione di dosaggio dei reagenti è completamente **automatizzata**.

Il dosaggio del solfato ferroso viene effettuato in base alla misura della portata di refluo in ingresso alla prima vasca, rilevata da misuratori di portata collocati nella tubazione di ingresso e in base alla misura dei solidi sospesi volatili rilevata dal misuratore posto a valle delle pompe di sollevamento. In base ai valori misurati le pompe dosatrici vengono regolate tramite inverter.

Il dosaggio della calce viene effettuato in base alla misura del pH rilevata da una sonda posta all'interno della seconda vasca. Anche in questo caso le pompe dosatrici vengono regolate tramite inverter, in base ai valori di pH trasmessi.

Il dosaggio della soda caustica viene gestito nello stesso di quello della calce, ovvero in base alla misura di pH proveniente dalla sonda posta nella vasca di alcalinizzazione che regola, tramite inverter, i giri del motore della pompa dosatrice.

Il polielettrolita viene preparato all'interno del polipreparatore e viene inviato in parte alla terza vasca di trattamento ed in parte alla centrifuga. Le pompe in questo caso sono regolate dal quadro di controllo integrato nell'apparecchiatura. Questo riceve il segnale dai misuratori di portata situati all'ingresso della terza vasca e dagli indicatori di livello della vasca di accumulo del polielettrolita maturo.

La linea di dosaggio dell'antischiuma è caratterizzata da una pompa centrifuga comandata da un temporizzatore, in questo modo l'antischiuma viene dosato in quantità fisse con una frequenza prefissata dall'operatore.

L'automazione dell'impianto è gestita tramite PLC (controllore logico programmabile) munito di pannello sinottico con comando e visualizzatore touch - screen. Per tutte le apparecchiature per le quali è previsto l'avviamento in automatico vi è la possibilità di attivazione, spegnimento e monitoraggio dello stato direttamente da PLC. Per le altre apparecchiature per le quali è previsto l'avviamento manuale o un sistema di controllo indipendente vi è solo la possibilità di visualizzazione dello stato da PLC.

A quadro viene riportata la seguente strumentazione:

- Radar di livello della vasca di accumulo prima della centrifuga – Livello visivo progressivo (mm);
- Misuratore di solidi sospesi totali – Indicatore all'ingresso del processo (contabilizzatore in g/l);
- Misuratore del pH – Indicatore del pH della vasca di alcalinizzazione;
- Misuratore di portata in ingresso alle vasche di trattamento (contabilizzatore in m³/l);
- Misuratore di portata per il dosaggio del polielettrolita alla centrifuga e alla vasca di trattamento (contabilizzatore in l/h)
- Misuratore di portata in ingresso alla centrifuga (contabilizzatore in m³/h).

E vengono fornite le seguenti informazioni:

- Spia rappresentativa dello stato dei motori;
- Livello massimo della vasca di accumulo prima della centrifuga;
- Quantità di solidi sospesi totali all'ingresso del processo;
- Portata di mandata delle pompe in ingresso alla prima vasca e delle pompe del polipreparatore;
- Portata in uscita dalla vasca di accumulo prima della centrifuga;
- Percentuale di giri massimi impiegati dal motore del miscelatore della seconda vasca;
- Percentuale di giri massimi del motore di tutte le pompe;
- pH del serbatoio di alcalinizzazione.

Il PLC è modulare e provvisto di connettività ethernet per consentire il controllo dei comandi sia in loco che da PC in remoto attraverso software dedicato “client exor”.

8.4 Funzionamento della nuova sezione di trattamento

Nella nuova configurazione dell'impianto, riportata in Figura 8.3, si ha che il digestato proveniente dalla vasca di accumulo in uscita dal separatore elicoidale viene convogliato alla prima vasca di trattamento chimico-fisico attraverso pompe monovite.

Nella prima vasca si ha il dosaggio del solfato ferroso in base al valore della portata di refluo in ingresso. All'interno di questa avviene la coagulazione, ovvero il processo di destabilizzazione delle sospensioni colloidali con conseguente formazione di coaguli.

Per stramazzo i reflui cadono nella vasca successiva dove si monitora costantemente il pH. Sulla base del valore di pH viene effettuato il dosaggio del latte di calce al fine di mantenere il livello del pH costante e quanto più prossimo al valore ottimale di 11. All'interno di questa vasca si ha la precipitazione dei coaguli che si sono formati nella vasca precedente.

Nelle prime due vasche oltre il dosaggio dei reagenti si ha anche il dosaggio dell'antischiuma che serve a prevenire l'eccessiva formazione di schiuma all'interno delle vasche. Questo viene direttamente prelevato, mediante tubazione dedicata, da una linea esistente di antischiuma, che è quella utilizzata per il biologico.

Nell'ultima vasca si ha il dosaggio di poliettilita, sempre sulla base del valore della portata di refluo misurata, e la formazione di fiocchi facilmente separabili nel successivo step di centrifugazione.

I reflui così trattati vengono rilanciati nella vasca di equalizzazione e inviati, tramite pompe, alla centrifuga, dove si realizza la separazione del refluo chiarificato dal fango. Prima dell'entrata in centrifuga si è previsto un ulteriore dosaggio di polielettrolita per assicurare che le dimensioni dei fiocchi siano tali da avere un'efficiente separazione all'interno della centrifuga. Il refluo chiarificato in uscita dalla centrifuga viene convogliato all'impianto di trattamento biologico, mentre i fanghi vengono inviati alla sezione di compostaggio.

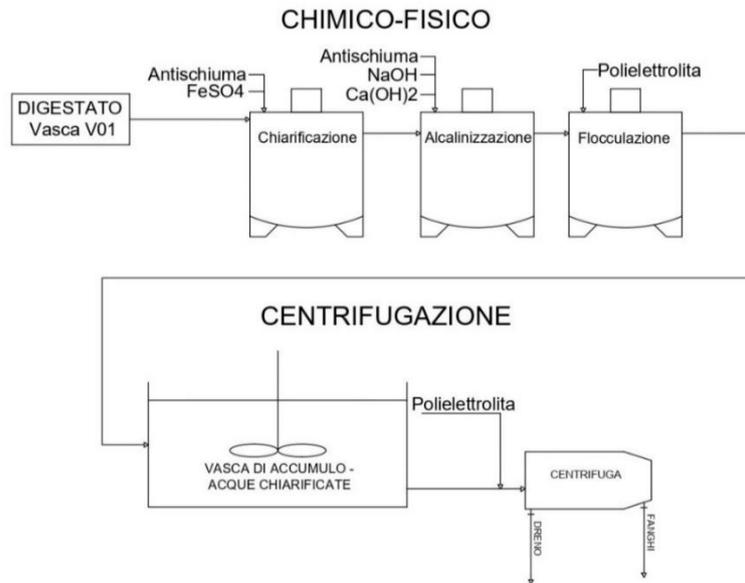


Figura 8.3 Schema della nuova sezione

8.5 Valutazione della richiesta energetica della nuova sezione di trattamento

Ai fini della valutazione della richiesta energetica della nuova sezione di trattamento si sono presi in considerazione i consumi massimi giornalieri di energia elettrica delle apparecchiature introdotte a seguito del processo di ottimizzazione e di quelli esistenti, entrambi riportati in Tab. 8.10. Questi sono stati calcolati considerando un'operatività di 16 ore al giorno. Si tratta di una stima di massima che non tiene conto del fatto che, ad esempio l'impianto del dosaggio dei reagenti è completamente automatizzato e che dunque non lavora in continuo. Inoltre, per le pompe non si è tenuto conto dell'ipotesi in cui si ha una portata in ingresso maggiore, e quindi non si ha una sola pompa, ma due che lavorano in parallelo. Infine, non si è tenuto conto del consumo energetico della pompa di dosaggio dell'antischiuma in quanto da progetto viene utilizzata quella già presente in impianto collegata alla sezione di depurazione biologica.

Tabella 10 : valutazione della richiesta energetica della nuova sezione di trattamento

Apparecchiature	Consumo elettrico giornaliero [kWh/d]
Pompa in ingresso al trattamento	88
Miscelatore della prima vasca	35,2
Miscelatore della seconda vasca	35,2
Miscelatore della terza vasca	35,2
Dissolutore del solfato ferroso	24
Pompa per il dosaggio del solfato ferroso	8,8
Dissolutore della calce	35,2
Pompa per il dosaggio della calce	6,24
Pompa per il dosaggio della soda caustica	5,92
Polipreparatore	32
Pompa del polipreparatore	12
Pompa di sollevamento alla centrifuga	88
Centrifuga	608

L'introduzione del trattamento chimico – fisico comporta un consumo giornaliero pari a 317,5176 kWh/d. Considerando che la sezione antecedente le modifiche (pompa di sollevamento alla centrifuga + centrifuga) era caratterizzata da un consumo giornaliero pari a 696 kWh/d, si ha che l'introduzione del trattamento chimico – fisico a monte della centrifuga non comporta un elevato consumo energetico. Questo rappresenta infatti il **31 %** della richiesta totale di energia della sezione pari a 1013,76 kWh/d.

9. Analisi dei dati provenienti dall'impianto a regime

A seguito del collaudo dell'impianto si è pianificata una campagna di monitoraggio al fine di valutarne l'andamento. I risultati del monitoraggio sono riportati in Tabella 9.1. Si tenga conto che non sono stati presi in considerazione i risultati dei primi mesi di esercizio in quanto poco accurati.

Tabella 9.1 Valori medi dei parametri rilevati in uscita dalla centrifuga dopo l'introduzione del chimico-fisico.

Parametro	U.d.m.	Valori medi rilevati in ingresso al chimico-fisico	Valori medi rilevati in uscita dalla centrifuga	% Abbattimento
pH	pH	8 – 8.5	10	
COD	mg/l	35.000-50.000	9.000 – 12.0000	74% - 76%
SST	mg/l	30.000-35.000	11.000 – 12.0000	64% - 67%
Alluminio	mg/l	315 - 390	20 - 50	87 - 93%
Arsenico	mg/l	<0.5	< 0.5	-
Bario	mg/l	7.5-9	3.3-4.1	54 - 56%
Boro	mg/l	<4	<4	-
Cadmio	mg/l	0,1 – 0,2	0,05-0,06	50 – 70%
Cromo totale	mg/l	<4	< 4	-
Ferro	mg/l	200 -250	30-40	84-85%
Manganese	mg/l	16.2 - 18.5	2 - 4	78 – 87%
Nichel	mg/l	11 - 13	0,45 – 0,50	95 - 96%
Piombo	mg/l	1.8 - 3.5	0,8 - 1,00	55 – 71%
Rame	mg/l	4.8 – 5.5	1,20 - 1,50	72 – 75%
Selenio	mg/l	0.78 – 0.80	0,10 - 0,20	75 – 87%
Stagno	mg/l	1,7 – 2,8	0,78 – 1	54 – 58%
Zinco	mg/l	13 – 15,2	4 – 6,5	57 – 69%
Bromuri	mg/l	48 - 50	28 - 30	40 - 58%
Cloruri	mg/l	3.900 – 4.780	2.300 – 2.150	41 – 55%
Fluoruri	mg/l	18 - 20	9 -13	35 - 50%
Solfati (come SO₄²⁻)	mg/l	< 1.000	< 1.000	-
Fosforo totale	mg/l	250 - 320	40 - 70	78 - 84%
Azoto ammoniacale	mg/l	4.800 – 5.600	3.500 – 4.000	27 – 28%

Azoto nitrico (come N)	mg/l	<30	< 30	-
Azoto nitroso (come N)	mg/l	5,8 - 6	4,5 - 5	16 – 22%
Azoto totale	mg/l	4830 – 5630	3500 - 4000	27 – 29%

Analizzando le percentuali di abbattimento dei parametri in entrata e in uscita dalla sezione di trattamento chimico-fisico, si può notare facilmente come i valori dell'azoto siano nettamente inferiori rispetto agli altri. Tali valori non sono indice di un disfunzionamento del trattamento, ma sono normali in questa fase: in effetti, l'azoto, nelle sue varie forme, viene abbattuto grazie al passaggio nella vasca biologica.

Per elementi come il cromo, l'arsenico, l'azoto nitrico, il boro o ancora il selenio, non sono state calcolate le percentuali di abbattimento poiché già in ingresso alla vasca del trattamento chimico-fisico, i loro valori rispettano i limiti normativi. Ciò significa che, se anche il trattamento dovesse risultare inefficace, i valori in uscita continuerebbero ad essere adeguati allo scarico idrico.

I metalli invece tendono ad avere una media di abbattimento abbastanza elevate, che oscilla fra il 66 ed il 74%, con picchi molto elevati quali quelli dell'*alluminio, manganese e nichel*. Tali valori risultano in linea con quanto previsto.

L'analisi delle percentuali di abbattimento presenti in Tabella 9.1, risultano ancora più interessanti se paragonate a quelle di Tabella 6.1. Un confronto fra le due permette di sottolineare l'aumento di abbattimento (e quindi di efficacia del trattamento completo garantito dall'impianto) dovuto all'inserimento della fase di trattamento chimico-fisico.

In Tabella 9.2, sottostante, sono presentati i risultati del confronto pre e post inserimento del trattamento chimico - fisico:

Tabella 9.2 Aumento della percentuale di abbattimento dopo l'introduzione del chimico-fisico.

Parametro	Aumento % di abbattimento
COD	+ 74% - 76%
SST	+ 52% - 56%
Alluminio	+ 46 – 50%
Arsenico	-
Bario	+ 33 - 35%
Boro	-
Cadmio	+ 50 – 70%
Cromo totale	-
Ferro	+ 49 – 50%
Manganese	+ 51 – 55%

Nichel	+ 47 - 49%
Piombo	+ 53 - 61%
Rame	+ 66 - 70%
Selenio	+ 45 - 50%
Stagno	+ 65 - 81%
Zinco	+ 40 - 42%
Bromuri	+ 45 - 60%
Fluoruri	+ 68 - 76%
Cloruri	+ 43 - 54%
Solfati (come SO₄²⁻)	-
Azoto nitrico (come N)	-
Azoto nitroso (come N)	+ 17 - 27%
Azoto totale	+ 27 - 34%
Fosforo totale	+ 44 - 46%

Anche per i valori di aumento % di abbattimento si possono effettuare alcune osservazioni. Innanzitutto, ancora una volta i valori più bassi sono quelli dell'azoto, che in questa prima fase di trattamento sono normali, in quanto il loro abbattimento si svolge principalmente nella vasca del biologico.

I metalli presentano un aumento percentuale importante, con una media di 56 - 58%. Un tale valore di incremento può sembrare eccessivo, ma è in linea con una delle funzioni del trattamento chimico-fisico. Come è già stato sottolineato nei commenti alla Tabella 9.1, i valori dei metalli devono essere sufficientemente bassi per non inibire la funzionalità della fauna microbiologica presente nella vasca di trattamento biologico.

Ancora una volta si riscontrano alcuni picchi di aumento percentuale per il *cadmio*, *rame* e *stagno*.

10. Conclusioni e previsioni

Il processo di ottimizzazione dell'impianto di trattamento del digestato dell'azienda ha portato all'introduzione di una nuova sezione di trattamento a monte della centrifuga. La nuova sezione costituita da tre vasche in cui avvengono rispettivamente i processi di coagulazione, alcalinizzazione e flocculazione e dalla sezione di dosaggio dei reagenti ad esse annessa ha permesso di ottenere un miglioramento della qualità dell'effluente in uscita dalla centrifuga. In particolare, rispetto alla precedente configurazione si è ottenuto un maggiore abbattimento dei principali parametri che caratterizzano un refluo (COD, SST, metalli pesanti etc.). L'aumento della percentuale di abbattimento di questi ha consentito una maggiore efficacia dei processi di trattamento a valle della centrifuga e la conformità agli scarichi finali.

Attualmente l'impianto viene monitorato giornalmente in modo da individuare possibili criticità e da rendere ancora più efficiente il processo sotto vari aspetti, quali ad esempio il consumo dei reagenti chimici.

In futuro si prevede di ottimizzare ulteriormente l'impianto di trattamento del digestato dell'azienda. In particolare, si stanno valutando possibili azioni migliorative da apportare alla sezione di trattamento biologico. Infatti, grazie all'ottimizzazione del processo a monte della centrifuga si ha un effluente in ingresso al biologico con caratteristiche diverse rispetto al precedente, il che rende fondamentale una nuova valutazione dei parametri operativi del biologico. Per effettuare delle valutazioni appropriate si sta effettuando una campagna raccolta dati basata su:

- ✓ Raccolta dati tramite software Claros Hach: Claros è un sistema di gestione integrata con diverse funzioni, tra cui diagnostica predittiva per la manutenzione degli strumenti, monitoraggio continuo dei parametri e raccolta dati. Tramite questo software, collegato al sistema di controllo dell'impianto, è possibile monitorare in tempo reale le misure delle sonde dell'intero processo.
- ✓ Raccolta dati delle analisi di laboratorio effettuate periodicamente: ogni settimana si effettuano prelievi in punti determinati dell'impianto che vengono poi sottoposti ad analisi di laboratorio presente all'interno dell'azienda.
- ✓ Sopralluoghi nell'azienda.

Dall'analisi dei dati ancora in corso è emerso che ad oggi uno degli aspetti più critici e suscettibile di ottimizzazione è il sistema di aereazione delle vasche di trattamento biologico. Il trattamento biologico è infatti la sezione dell'impianto di trattamento del digestato che consuma più energia.

BIBLIOGRAFIA

- Beggio G. *et al.*, 2021, Chemically enhanced solid-liquid separation of digestate: suspended solids removal and effects on environmental quality of separated fractions. *Waste and Biomass Valorization*, **13:1029-1041**. [DOI: 10.1007/s12649-021-01591-y].
- Bonomo L., 2008, *Trattamenti delle acque reflue*. McGraw Hill. [ISBN 978-8-83-8665189].
- Centro Ricerche Produzioni Animali CRPA, 2017, Biogas, sistemi di gestione e valorizzazione delle frazioni azotate nei digestati: valutazione delle tecnologie e bilancio dell'azoto, *MIPAAF – Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali*. Web edition: <http://www.crpa.it>
- Cecchi F. *et al.*, 2005, Digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti solidi – aspetti fondamentali, progettuali, gestionali, di impatto ambientale ed integrazione con la depurazione delle acque reflue, *APAT – Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi tecnici*.
Web edition: <https://www.isprambiente.gov.it/it>
- Decreto Legislativo n.75 del 29 aprile 2010: *Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n.88*". Disponibile al seguente link: <https://www.politicheagricole.it>
- Decreto Legislativo n.152 del 3 aprile 2006: *Norme in materia ambientale*. Disponibile al seguente link: <https://www.gazzettaufficiale.it>
- Decreto Interministeriale n.5046 del 25 febbraio 2016: *Criteri e norme tecniche generali per la disciplina agronomica degli effluenti di allevamento e delle acque reflue di cui all'art. 112 del Decreto legislativo 3 aprile 2006 n.152, nonché per la produzione e l'utilizzazione agronomica del digestato di cui all'art. 52, comma 2-bis del decreto legge 22 giugno 2012, n.83, convertito in legge 7 agosto 2012 n.134*". Disponibile al seguente link: <https://www.politicheagricole.it>
- Drosig B., 2013, Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. *Water Sciences and Technology*, **67.9**. [DOI: 10.2166/wst.2013.075].

- Eckenfelder W.W., Ford D.L., Engle A.J., 2008, *Industrial Water Quality*, McGraw Hill, 4th edition. [ISBN 978-0-07-154866-3].

- Fioravanti G., 2017, *Chimica delle superfici ed interfasi*. *Università degli Studi dell'Aquila*. Web edition : <http://ing.univaq.it>

- Giussani A., 2015, *Separazione solido/liquido: l'attività di controllo presso le aziende zootecniche soggette ad A.I.A. (IPCC 6.6), Ente Regionale per i servizi all'Agricoltura ed alle Foreste*. Web edition: <https://www.regione.lombardia.it>

- Letteria *et al.*, 2021, *Rapporto rifiuti urbani. ISPRA – Centro Nazionale dei Rifiuti e dell'Economia Circolare*. [ISBN 978-88-448-1084-9].

- Mantovi P., Fabbri C., Piccinini S., 2012, *Effluenti di stalla e digestati separati rendono di più, Conoscere per competere*, Volume 36.

- Metcalf E. *et al.*, 2013, *Wastewater engineering - treatment and resource recovery*, McGraw Hill, 5th edition. [ISBN 978-0-07-3401188].

- Van der Linden A., Reichel A., 2020, *Bio-waste in Europe – turning challenges into opportunities*, *European Environment Agency*. [ISBN 978-92-9480-223-1].

- Wudneh A.S., Dagnaw M., 2020, *Revisiting Chemically Enhanced Primary Treatment of Wastewater: a review*. *Sustainability*, **12-5928**. [DOI: 10.3390/su12155928].

- Zicari G., 2009, *Il compostaggio, linee guida*. *Regione Piemonte, Direzione Sanità, Settore Promozione della Salute ed Interventi di Prevenzione Individuale e Collettiva*. Web edition: <https://www.regione.piemonte.it>

ALLEGATI

- **Allegato 1:** limiti legislativi per l'utilizzo irriguo dei reflui depurati (allegato I del D.M. n. 185 del 12 giugno 2003)

Parametro	Unità di misura	Valore limite
Parametri chimico-fisici		
pH	-	6-9.5
SAR	-	10
Materiali grossolani	-	Assenti
Solidi sospesi totali	mg/l	10
BOD ₅	mgO ₂ /l	20
COD	mgO ₂ /l	100
Fosforo totale	mgP/l	2
Azoto totale	mgN/l	15
Azoto ammoniacale	mgNH ₄ /l	2
Conducibilità elettrica	iS/cm	3000
Alluminio	mg/l	1
Arsenico	mg/l	0.02
Bario	mg/l	10
Berillio	mg/l	0.1
Boro	mg/l	1.0
Cadmio	mg/l	0.005
Cobalto	mg/l	0.05
Cromo totale	mg/l	0.1
Cromo IV	mg/l	0.005
Ferro	mg/l	2
Manganese	mg/l	0.2
Mercurio	mg/l	0.001
Nichel	mg/l	0.2
Piombo	mg/l	0.1
Rame	mg/l	1
Selenio	mg/l	0.01
Stagno	mg/l	3
Tallio	mg/l	0.001

Vanadio	mg/l	0.1
Zinco	mg/l	0.5
Cianuri totali (come CN)	mg/l	0.05
Solfuri	mgH ₂ S/l	0.5
Solfiti	mgSO ₃ /l	0.5
Solfati	mgSO ₄ /l	500
Cloro attivo	mg/l	0.2
Cloruri	mgCl/l	250
Fluoruri	mgF/l	1.5
Grassi ed olii animali/vegetali	mg/l	10
Oli minerali	mg/l	0.05
Fenoli totali	mg/l	0.1
Pentaclorofenolo	mg/l	0.003
Aldeidi totali	mg/l	0.5
Tetracloroetilene, tricloroetilene (somma delle concentrazioni dei parametri specifici)	mg/l	0.01
Solventi clorurati totali	mg/l	0.04
Triometani (somma delle concentrazioni)	mg/l	0.03
Solventi organici aromatici totali	mg/l	0.01
Benzene	mg/l	0.001
Benzo(a)pirene	mg/l	0.00001
Solventi organici azotati totali	mg/l	0.01
Tensioattivi totali	mg/l	0.5
Pesticidi clorurati (ciascuno)	mg/l	0.0001
Pesticidi fosforati (ciascuno)	mg/l	0.0001
Altri pesticidi totali	mg/l	0.05
Parametri microbiologici		
Escherichia coli	UFC/100mL	10 (80% dei campioni)
Nota	-	100 valore puntuale max
Salmonella	-	Assente

- **Allegato 2:** limiti legislativi per lo scarico in rete fognaria dei reflui (Tab.3, allegato 5, parte III del D. Lgs.152/06).

Parametri	Scarico in rete fognaria
pH	5.5-9.5
Temperatura °C	Variabile in funzione della tipologia di recapito
Colore	n.p. 1:40
Odore	No molestie
Materiali grossolani	Assenti
Solidi sospesi totali	200 mg/l
BOD ₅ (come O ₂)	250 mg/l
COD (come O ₂)	500 mg/l
Alluminio	2.0 mg/l
Arsenico	0.5 mg/l
Bario	/
Boro	4 mg/l
Cadmio	0.02 mg/l
Cromo totale	4 mg/l
Cromo IV	0.20 mg/l
Ferro	4 mg/l
Manganese	4 mg/l
Mercurio	0.005 mg/l
Nichel	4 mg/l
Piombo	0.3 mg/l
Rame	0.4 mg/l
Selenio	0.03 mg/l
Stagno	/
Zinco	1.0 mg/l
Cianuri totali (come CN)	1.0 mg/l
Cloro attivo libero	0.3 mg/l
Solfuri (come H ₂ S)	2 mg/l
Solfiti (come SO ₃)	2 mg/l
Solfati (come SO ₄)	1000 mg/l

Cloruri	1200 mg/l
Fluoruri	12 mg/l
Fosforo totale (come P)	10 mg/l
Azoto ammoniacale (come NH ₄)	30 mg/l
Azoto nitroso (come N)	0.6 mg/l
Azoto nitrico (come N)	30 mg/l
Grassi e olii animali/vegetali	40 mg/l
Idrocarburi totali	10 mg/l
Fenoli	1 mg/l
Aldeidi	2 mg/l
Solventi organici aromatici	0.4 mg/l
Solventi organici azotati	0.2 mg/l
Tensioattivi totali	4 mg/l
Pesticidi fosforati	0.10 mg/L
Pesticidi tot. (esc.fosf) tra cui:	0.05 g/l
Aldrin; dieldrin (ciasuno)	0.01 g/l
Endrin; isodrin (ciasuno)	0.002 mg/l
Solventi clorurati	2 mg/l
Escherichia coli (UFC/100ml)	/
Saggio di tossicità acuta	o.i. ≤ 80%