



Giunta Regionale della Campania

DECRETO DIRIGENZIALE

DIRETTORE GENERALE/
DIRIGENTE UFFICIO/STRUTTURA

Dott.ssa Passari Maria

DIRIGENTE UNITA' OPERATIVA DIR. / DIRIGENTE
STAFF

DECRETO N°	DEL	DIREZ. GENERALE / UFFICIO / STRUTT.	UOD / STAFF
270	06/09/2021	7	0

Oggetto:

Aggiornamento delle "Linee Guida Tecnico Scientifiche" per la progettazione degli impianti di trattamento dei reflui zootecnici di cui al "Programma straordinario per l'adeguamento impiantistico ambientale del comparto bufalino nelle Zone vulnerabili ai nitrati di origine agricola di cui alla DGR n. 762 del 05/12/2017" approvato con DGR n. 546 del 12.11.2019 (con Allegato)

	Data registrazione	
	Data comunicazione al Presidente o Assessore al ramo	
	Data dell'invio al B.U.R.C.	
	Data invio alla Dir. Generale per le Risorse Finanziarie (Entrate e Bilancio)	
	Data invio alla Dir. Generale per le Risorse Strumentali (Sist. Informativi)	

IL DIRIGENTE

PREMESSO CHE:

- a. con **D.G.R n. 152 del 17/04/2019** è stato dato mandato alla Direzione Generale Politiche Agricole Alimentari e Forestali di costituire un gruppo di lavoro interdisciplinare per la redazione di un documento programmatico denominato *“Programma straordinario per l’adeguamento impiantistico-ambientale a supporto del comparto bufalino in Campania”* (di seguito Programma straordinario), da sottoporre alla valutazione della Giunta regionale, per definire i fabbisogni impiantistici a scala territoriale per il trattamento collettivo degli effluenti; le soluzioni tecniche ottimali che possano garantire un significativo abbattimento del carico di azoto presente negli effluenti zootecnici; lo schema di organizzazione funzionale e gestionale del complessivo sistema di trattamento e conferimento collettivo che si intende realizzare, con particolare attenzione ai costi di gestione degli impianti e alla eco-compatibilità dei processi attraverso la piena valorizzazione agronomica, mediante compostaggio, dei sottoprodotti del trattamento; le procedure di evidenza pubblica per l’individuazione dei soggetti pubblici e/o privati interessati ad operare all’interno delle Zone Vulnerabili di Origine Agricola della Campania mediante la realizzazione e gestione, in accordo con il documento programmatico, di impianti collettivi di trattamento degli effluenti zootecnici;
- b. con **DRD n. 74 del 6.05.2019 e DRD n. 84 del 25.05.2019**, sulla base delle specifiche competenze tecniche e scientifiche è stato costituito il gruppo di lavoro interdisciplinare, senza oneri aggiuntivi a carico dell’Amministrazione regionale, composto da rappresentanti del Dipartimento di Medicina Veterinaria e Produzioni Animali, Dipartimento di Agraria, Dipartimento di Matematica e Applicazioni, Dipartimento di Ingegneria Idraulica Geotecnica ed Ambientale dell’Università degli Studi di Napoli Federico II, Dipartimento di Ingegneria dell’Università del Sannio, rappresentanti della Direzione Generale delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali e della Direzione Generale della Difesa del Suolo e dell’Ecosistema;
- c. il gruppo tecnico interdisciplinare, appositamente istituito, ha conseguentemente elaborato il suddetto Programma;
- d. con **D.G.R. n. 546 del 12.11.2019** è stato approvato il *“Programma straordinario per l’adeguamento impiantistico-ambientale a supporto del comparto bufalino in Campania” nelle zone vulnerabili ai nitrati di origine agricola di cui alla DGR n. 762 del 05.12.2017*, così articolato:
 - una parte programmatica-procedurale, con l’indicazione del quadro normativo, degli obiettivi e dei fabbisogni impiantistici per il trattamento dei reflui zootecnici, e delle risorse finanziarie necessarie;
 - le *“Linee guida tecnico-scientifiche”* per la progettazione degli impianti di trattamento dei reflui zootecnici;
 - i criteri per la localizzazione degli impianti valutando la sensibilità ambientale delle aree ad essi destinate, la vicinanza ai centri urbani, a siti di interesse naturalistico, archeologico, ecc,
 - uno schema di Manifestazione di interesse per la raccolta delle proposte progettuali;
- e. con **D.G.R. n. 585 del 16.12.2020** è stato dato mandato alla Direzione Generale per le Politiche Agricole Alimentari e Forestali e alla Direzione Generale per la Difesa del suolo e l’Ecosistema, congiuntamente all’Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Mezzogiorno, di aggiornare il “Programma straordinario” approvato con D.G.R. n. 546 del 12/11/2019;
- f. allo scopo di tenere conto delle tecnologie, nel frattempo, eventualmente maturate, la Direzione Generale delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali ha pubblicato, in data 09.02.2021, un avviso sul sito istituzionale per invitare tutti gli interessati a far pervenire proposte progettuali relative a tecniche di abbattimento dei contenuti di azoto nei reflui zootecnici, anche riferite a specifici aspetti innovativi, non già contemplate nelle suddette *Linee Guida* ma rispondenti ai criteri indicati nelle stesse;

CONSIDERATO che:

- a) il gruppo tecnico scientifico interdisciplinare di cui ai DRD n.74 e 84/2019 ha esaminato, senza oneri aggiuntivi a carico dell'Amministrazione regionale, le proposte pervenute a seguito dell'avviso del 09.02.2021, valutando, per ciascuna di esse, la rispondenza ai criteri di compatibilità ambientale, convenienza economica e sicurezza sanitaria già applicati alle *Linee guida tecnico-scientifiche* del 2019;
- b) lo stesso gruppo ha provveduto, sulla base delle valutazioni effettuate, all'aggiornamento delle *Linee guida tecnico-scientifiche* che costituiscono parte integrante del Programma straordinario, trasmettendole via pec in data 29/07/2021 alla Direzione Generale per le Politiche Agricole Alimentari e Forestali che le ha acquisite con protocollo n. 402989 del 02.08.2021;

RITENUTO pertanto:

- a) di dover approvare l'aggiornamento delle *Linee Guida tecnico scientifiche* per la progettazione degli impianti di trattamento dei reflui di allevamento, allegate al presente decreto (Allegato 1) e che costituiscono parte integrante del *Programma straordinario per l'adeguamento impiantistico-ambientale a supporto del comparto bufalino in Campania nelle zone vulnerabili ai nitrati di origine agricola di cui alla DGR n. 762 del 05.12.2017*, approvato con DGR n. 546 del 12.11.2019;
- b) di dover rimandare a successivi adempimenti, di concerto con la Direzione Generale per la Difesa del suolo e l'Ecosistema, congiuntamente all'Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Mezzogiorno, l'aggiornamento del "*Programma straordinario*" relativamente alla parte programmatica-procedurale a seguito della definizione delle azioni e del piano finanziario del biennio di estensione sul PSR Campania 2014/2020 in attuazione del Reg. UE 2220/2020;

VISTO:

- la Direttiva 91/676/CEE;
- il D.lgs. n. 152 /2006;
- la L.R. n. 14 del 22 novembre 2010;
- la D.G.R. n. 700 del 18 febbraio 2003;
- la D.G.R. n. 182 del 13 febbraio 2004;
- la D.G.R. n. 209 del 23 febbraio 2007;
- la D.G.R. n. 771 del 21 dicembre 2012;
- la D.G.R. n. 56 del 07 marzo 2013;
- la DGR n. 288 del 21 giugno 2016;
- la DGR n. 762 del 5 dicembre 2017;
- la DGR n. 152 del 17 aprile 2019
- la DGR n. 546 del 12.11.2019

DECRETA

per le motivazioni espresse in narrativa e che qui di seguito si intendono integralmente riportate di:

1. approvare l'aggiornamento delle *Linee Guida tecnico scientifiche* per la progettazione degli impianti di trattamento dei reflui di allevamento, allegate al presente decreto (Allegato 1) e che costituiscono parte integrante del *Programma straordinario per l'adeguamento impiantistico-ambientale a supporto del comparto bufalino in Campania nelle zone vulnerabili ai nitrati di origine agricola di cui alla DGR n. 762 del 05.12.2017*, approvato con DGR n. 546 del 12.11.2019;
2. rimandare a successivi adempimenti, di concerto con la Direzione Generale per la Difesa del suolo e l'Ecosistema, congiuntamente all'Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Mezzogiorno, l'aggiornamento del "*Programma straordinario*" relativamente alla parte programmatica-procedurale a seguito della definizione delle azioni e del piano finanziario del biennio di estensione sul PSR Campania 2014/2020 in attuazione del Reg. UE 2220/2020;
3. di inviare il presente provvedimento alle UOD. 50.07.06, UOD 50 06 08, UOD 50.07.01, all'UDCP 40.03.03 per l'archiviazione e di assolvere agli obblighi di pubblicità in Casa di Vetro, ai sensi della L.R. n. 23 del 28 luglio 2017.

PASSARI

2. Linee guida tecnico-scientifiche per la realizzazione di impianti di trattamento collettivi dei reflui bufalini nelle ZVNOA della Campania – Introduzione

Le presenti Linee guida sono state redatte da esperti provenienti dal mondo scientifico ed accademico componenti del Gruppo di lavoro interdisciplinare costituito ai sensi della DGR n. 152/2019 con DDR n. 74 del 6.05.2019 e n. 84 del 21.05.2019.

Le Linee guida costituiscono il riferimento tecnico scientifico per la realizzazione degli impianti di trattamento dei reflui bufalini finanziabili nell'ambito del *Programma straordinario per l'adeguamento impiantistico-ambientale a supporto del comparto bufalino in Campania*, e sono articolate in quattro capitoli:

- nel capitolo 3 sono illustrate in maniera dettagliata le tipologie impiantistiche per il trattamento dei reflui bufalini da ricondursi al processo di digestione anaerobica, e sono descritti i sistemi utilizzabili per la riduzione del tenore di azoto nei digestati ottenuti come sottoprodotti di tale processo; sono inoltre riportati in una tabella riepilogativa i principali parametri tecnico economici per la realizzazione e gestione dei suddetti sistemi di trattamento di riduzione dell'azoto applicabili ai digestati;
- nel capitolo 4 sono considerati i diversi aspetti inerenti il compostaggio (aziendale, interaziendale ed industriale) per la valorizzazione agronomica dei digestati risultanti dal trattamento degli effluenti: il compostaggio contribuisce infatti in maniera determinante al riequilibrio del bilancio dell'azoto sottraendolo alle aree in cui è presente un surplus di tale nutriente per destinarlo ad esempio alle aree agricole deficitarie nelle quali le pratiche agronomiche di tipo intensivo determinano una carenza di sostanza organica. Alcune tecniche quali l'allevamento dei lombrichi, consentono di trasformare le deiezioni in vermicompost che ha un alto valore aggiunto e quindi è più facilmente esportabile verso altri comparti agricoli anche fuori Regione (orticoltura, florovivaismo anche in regime biologico).
- nel capitolo 5, in considerazione del fatto che obiettivo del presente Programma straordinario è quello di finanziare interventi che, oltre a garantire il rispetto delle normative e delle corrette pratiche in materia di protezione ambientale, siano anche rispettose delle norme di sicurezza igienico-sanitaria, sono illustrate le principali problematiche sanitarie di cui tener conto nella gestione dei reflui degli allevamenti bufalini e nel loro trattamento, in particolare per il rischio di trasmissione della brucellosi e della tubercolosi; a tale proposito, sono definite le strategie da attuare per il contenimento e la prevenzione di tali rischi;
- nel capitolo 6 sono affrontate le analisi in scala territoriale propedeutiche alla ottimale localizzazione degli impianti sulla base di un procedimento formalizzato che tiene conto di diversi criteri che devono supportare le scelte: in particolare vengono individuate le "aree critiche", ossia di maggiore concentrazione di allevamenti e capi bufalini, che esprimono quindi un maggiore fabbisogno depurativo ma anche un più diretto approvvigionamento dei reflui.

3. Tecnologie per il trattamento dei reflui zootecnici e l'abbattimento dell'azoto¹

3.1 Cenni sui problemi associati allo smaltimento sul suolo di sostanze contenenti elevati tenori di azoto

Lo spandimento dei reflui sui terreni può dar luogo a due grossi problemi ambientali: da un lato, si ha l'emissione in atmosfera di ammoniaca a seguito della sua evaporazione dalla frazione liquida del liquame e dall'altro, a causa del normale processo di degradazione delle molecole che contengono l'azoto organico, si ha il rilascio di nitrati nell'ambiente, i quali, essendo solubili, vanno ad inquinare le falde acquifere. Secondo il ciclo naturale infatti (Fig. 3.1), l'azoto contenuto nei reflui, una volta rilasciato mediante spandimento sui terreni, viene reso disponibile grazie alla degradazione delle macromolecole organiche. Nello specifico, le proteine gli amminoacidi e l'urea si degradano, rilasciando azoto in forma ammoniacale; a questo punto, alcuni ceppi batterici aerobici sono in grado di provvedere alla loro nitrificazione, con la formazione di nitrati (NO_3^-), che possono essere o assorbiti dalle piante oppure ulteriormente mineralizzati ad azoto molecolare (N_2) per effetto dell'azione di famiglie batteriche denitrificanti. A sua volta, l'azoto molecolare rilasciato in atmosfera può essere utilizzato dai batteri azoto fissatori e produrre le proteine vegetali, che peraltro sono l'alimentazione principale degli erbivori produttori dei liquami.

Il problema ambientale sorge quando grandi quantità di azoto vengono impropriamente utilizzate su superfici ristrette. Questa pratica porta alla formazione di una grossa concentrazione di nitrati, altamente solubili. In tali condizioni le biomasse batteriche denitrificanti non riescono a svolgere completamente la propria azione, per cui i nitrati raggiungono la falda, inquinando le acque che la compongono, con conseguenze sia ambientali (eutrofizzazione) che sanitarie (elevati livelli di nitrati nelle acque potabili sono associati al rischio di metaemoglobinemia, pericolosa soprattutto per i neonati). Inoltre, anche quando gestiti nelle quantità attese dalla normativa, c'è il rischio di volatilizzazione di elevate quantità di azoto nella forma ammoniacale, sia nella fase di stoccaggio che nelle fasi di distribuzione.

¹ Capitolo a cura di F.Pirozzi, F.Pepe, L.Frunzo, S. Pindozi, S.Faugno

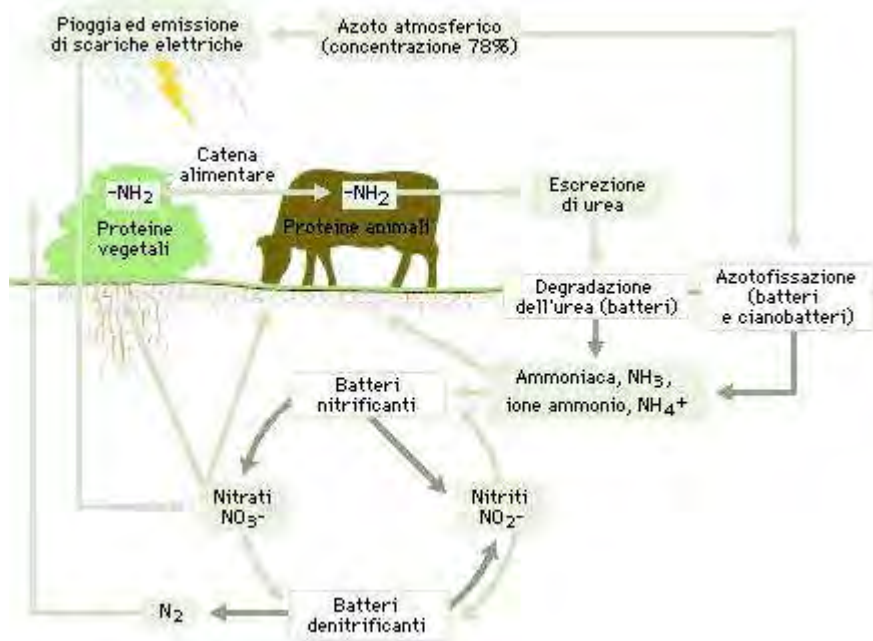


Figura 3.1. Ciclo naturale dell'azoto.

3.2 Sul trattamento degli effluenti zootecnici

È noto che i trattamenti anaerobici (e.g. la digestione anaerobica, fermentazione al buio) non contribuiscono alla riduzione del carico azotato dei liquami trattati. Se non per una piccola aliquota dovuta a sintesi batterica, l'azoto che entra nel digestore permane pressoché invariato rispetto all'uscita. Tuttavia, dall'applicazione di un processo anaerobico a tali reflui è possibile ottenere due significativi vantaggi: da un lato è infatti possibile conseguire un notevole recupero energetico, mediante la produzione di metano eventualmente commercializzabile in purezza con la denominazione di *biometano*; dall'altro si ottiene un effluente che è più facilmente trattabile ai fini della rimozione dell'azoto, sia perché si ottiene una riduzione della frazione carboniosa sia perché l'azoto si presenterebbe principalmente nella sua forma ridotta. Quest'ultimo aspetto riveste un ruolo fondamentale nella scelta e nel dimensionamento del sistema di rimozione dell'azoto che si andrà ad applicare, ovvero:

- qualora si voglia applicare un sistema biologico, il dimensionamento di quest'ultimo risulterà notevolmente ridotto in quanto non saranno necessari gli stadi di rimozione della frazione carboniosa e di idrolisi delle macromolecole organiche contenenti azoto (proteine, amminoacidi, urea);
- nel caso in cui si voglia applicare un sistema chimico-fisico (strippaggio, precipitazione), l'azoto deve presentarsi nella sua forma ridotta, ovvero quella ammoniacale.

In entrambi i casi quindi, anche se la fase anaerobica non riduce direttamente i contenuti di azoto, i vantaggi che derivano dalla sua realizzazione, sia in termini di riduzione delle dimensioni degli impianti biologici che di applicabilità di altre tecnologie, sono notevoli. Inoltre, pensando a un impianto di digestione anaerobica come una centrale che fornisce energia per il sostentamento di un impianto di trattamento biologico o chimico fisico a valle, il discorso assume contorni ben più rassicuranti.

In quest'ottica un ciclo di trattamento per un refluo zootecnico non potrà prescindere da una fase anaerobica a monte, spostando così il problema, dal trattamento del refluo tal quale, al trattamento dell'effluente della fase di digestione anaerobica ovvero sul trattamento del digestato. Il digestato è il frutto di una serie molto complessa di reazioni che, seppur, come anticipato in precedenza, non determina variazioni significative del quantitativo totale di azoto inizialmente contenuto nei reflui grezzi, ne modifica sensibilmente la composizione chimica. Infatti, durante il processo biologico anaerobico le molecole contenenti azoto organico vengono demolite per produrre biogas dalla parte carboniosa, mentre il gruppo amminico viene liberato in soluzione sotto forma di azoto ammoniacale.

Le aliquote di azoto organico e di azoto ammoniacale che si ritrovano nel digestato dipendono fortemente dalle caratteristiche dell'influente, che può essere costituito da soli reflui di origine zootecnica (come è nel caso in esame), ma che potrebbe anche essere costituito da colture dedicate o da sottoprodotti agroalimentari. Nel primo caso l'azoto in arrivo alla fase di digestione è, come detto, in forma già parzialmente ammoniacale, mentre nel secondo caso l'azoto è presente in forma prevalentemente organica. Ne consegue che dalla digestione di soli effluenti zootecnici si produce un digestato con un' aliquota prevalente di azoto ammoniacale (anche fino al 70-75 % dell'azoto totale se i tempi di ritenzione nel digestore sono sufficientemente elevati). Se, invece, il digestato deriva da colture dedicate o da miscele di sottoprodotti agroalimentari, la percentuale di azoto ammoniacale al suo interno dipende soprattutto dall'efficienza del processo: ad esempio, con colture quali mais, sorgo, e triticale, la percentuale di azoto ammoniacale nel digestato può anche raggiungere il 45-55% dell'azoto totale. Quindi, in generale, i digestati ottenuti dagli effluenti zootecnici presentano una potenziale maggiore efficienza d'uso dell'azoto in essi contenuto, grazie alla mineralizzazione avvenuta ed alla conseguente maggiore disponibilità per le colture.

Nel caso specifico di digestato derivante prevalentemente da reflui bufalini con l'aggiunta di biomasse residuali agroindustriali, è possibile fare riferimento ad una concentrazione di azoto totale (Kjeldahl) dell'ordine di 2000–3000 mgN/L con una percentuale di circa il 55% di azoto ammoniacale, e la restante aliquota costituita da azoto organico (in particolare azoto ureico, amminoacidi e proteine). Per completare le caratteristiche del digestato, si possono considerare un valore del COD di 50000 mg/l ed un tenore di Solidi Totali (ST) del 4%.

3.3 Generalità sui sistemi per la riduzione del tenore di azoto nel digestato

La rimozione dell'azoto dal digestato ottenuto dal trattamento di reflui zootecnici rappresenta un problema di non semplice soluzione. Tali difficoltà sono intrinsecamente connesse alle peculiarità del refluo da trattare, che si caratterizza sia per l'elevata concentrazione di solidi totali e di altre sostanze disciolte (che inevitabilmente costituiscono degli interferenti nel corso del processo di trattamento), che per gli elevati valori di concentrazione dell'azoto che, come detto, si attestano nell'intervallo di 2000-3000 mgN/L (con valori anche più bassi o più alti a seconda del contributo di ulteriori biomasse). Tali concentrazioni, se da un lato risultano essere di circa due ordini di grandezza superiori a quelle che si hanno nei reflui urbani, o anche produttivi, più comunemente trattati per via biologica (e.g. 10 – 100 mgN/L), dall'altro sono, all'incirca, di un ordine di grandezza inferiori rispetto a quelle che si riscontrano nei casi in cui si opta per l'applicazione di processi fisici di strippaggio (e.g. 7000-20000 mgN/L).

Nel seguito del presente paragrafo sono descritte, come detto, le principali soluzioni tecniche adottabili per la rimozione dei composti azotati dal digestato di effluenti zootecnici, valutando i

relativi vantaggi e svantaggi, analizzandone i costi e le prospettive di sviluppo. A riguardo, si segnala preliminarmente che tali sistemi possono essere distinti in due categorie principali, vale a dire quelli basati sull'applicazione di processi biologici o e quelli basati su processi chimico-fisici. Alla prima categoria appartengono tutti i sistemi che assicurano la mineralizzazione delle molecole organiche ed azotate mediante reazioni bio-catalizzate da specifiche famiglie batteriche, con il risultato finale di trasformare l'azoto ammoniacale in azoto molecolare N_2 , che torna all'atmosfera. La seconda categoria si distingue per l'utilizzo di processi chimici e/o fisici che, tipicamente, consentono la separazione dal refluo dell'azoto ammoniacale con la sua successiva concentrazione in forma solida, liquida o gassosa all'interno di altri flussi, che, a loro volta, possono essere ulteriormente trattati per recuperare i sali di ammonio e eventuali altri elementi, quale ad esempio il fosforo.

3.4 Sistemi biologici

Diverse sono le configurazioni impiantistiche idonee per l'attuazione dei processi biologici che consentono di ottenere l'azoto in forma molecolare, restituendolo all'atmosfera. Nel seguito, esse sono distinte tra configurazioni tradizionali, in quanto basate su processi biologici maggiormente consolidati ed utilizzati, e configurazioni innovative. Inoltre, tra le configurazioni tradizionali si considerano sia quelle a colture sospese che quelle a colture adese. A riguardo, si segnala che nel seguito sono descritte solo quelle per le quali si è a conoscenza di qualche applicazione per il trattamento del digestato di reflui zootecnici.

3.4.1. Sistemi biologici tradizionali

I processi biologici tradizionali, oltre che per la depurazione di reflui civili ed industriali, sono da tempo utilizzati anche per la depurazione di liquami zootecnici (ad es. Tilche *et al.*, 2001; Obaja *et al.*, 2005), in particolare se preventivamente digeriti, per cui l'azoto proteico è stato già in massima parte trasformato in forma ammoniacale per opera di batteri eterotrofi anaerobici (processo di "ammonificazione", grazie al quale viene trasformata in forma ammoniacale una buona parte dell'azoto organico disciolto e associato alle frazioni più fini). La trasformazione dell'azoto ammoniacale solubile in azoto molecolare avviene in due fasi, ad opera di due diverse tipologie di batteri:

- la prima, di ossidazione dell'ammoniaca a nitrato (nitrificazione), operata da batteri autotrofi aerobici, che avviene in ambiente ricco di ossigeno disciolto e che richiede un sistema di aerazione forzata;
- la seconda, di trasformazione dei nitrati ad azoto molecolare (denitrificazione), operata da batteri eterotrofi facoltativi, che avviene in assenza di ossigeno disciolto, ma che necessita di una adeguata disponibilità di sostanze organiche ai microrganismi.

Le due fasi possono avvenire in vasche diverse, con opportuni ricicli, oppure nella stessa vasca, operando con aerazione intermittente. Un indubbio vantaggio dell'applicazione del processo di nitrificazione- denitrificazione consiste nel riuscire a trattare tutta la frazione azotata presente nel refluo, e non solo quella ammoniacale, come invece avviene per i processi di stripping.

3.4.2. Sistema a fanghi attivi con ciclo nitro-denitro

I sistemi che sfruttano l'azione di colonie batteriche di densità maggiore dell'acqua (fiocchi), mantenuti in sospensione all'interno di vasche mediante agitazione meccanica e/o insufflazione d'aria, sono denominati a biomassa sospesa o a fanghi attivi. I fiocchi vengono poi separati per

sedimentazione a gravità. In questo modo si ottengono due scopi: trattenere nel sistema la biomassa attiva, che viene riciclata nelle vasche biologiche; produrre un refluo finale chiarificato, cioè povero di sostanze in sospensione. Il sistema viene mantenuto allo stato stazionario estraendo fanghi (detti di supero) in modo da assicurare la pressoché costante concentrazione di solidi totali nei reattori biologici.

Nel caso di influente rappresentato da digestato ben digerito, il sistema a fanghi attivi viene configurato secondo il ciclo cosiddetto di pre-denitrificazione costituito, in successione, dalle fasi di denitrificazione, nitrificazione e sedimentazione, in presenza sia di un ricircolo in denitrificazione operato a partire dalla sedimentazione, che di un ricircolo in denitrificazione a partire dalla nitrificazione (cfr. Fig. 3.2). E' peraltro da rilevare che, nel caso in cui l'influente sia caratterizzato da scarse concentrazioni di carbonio organico biodegradabile, in quanto precedentemente convertito a biogas nella fase di digestione, l'adozione del ciclo in esame potrebbe richiedere il dosaggio di composti organici biodegradabili (quali, ad esempio, etanolo, metanolo, melasse o acido acetico).

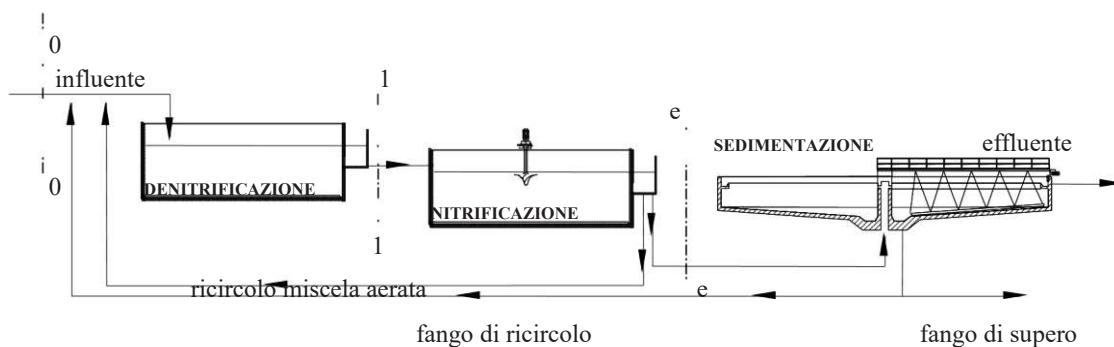


Figura 3.2. Ciclo di pre-denitrificazione.

3.4.3. Sistema a fanghi attivi SBR

I sistemi a fanghi attivi cosiddetti SBR (*Sequencing Batch Reactors*) prevedono gli stessi processi del sistema descritto nel paragrafo precedente, che però sono condotti all'interno della stessa unità, secondo una successione che da spaziale si trasforma in temporale, seguendo un andamento ciclico. In particolare, all'interno della vasca, al variare del tempo si susseguono ciclicamente le fasi di: carico; miscelazione; reazione aerobica; reazione anossica; sedimentazione; scarico (cfr. Fig. 3.3). I vantaggi di questa soluzione sono la compattezza, la semplicità impiantistica (tutte le fasi sono infatti condotte nella stessa vasca, e non serve né un sedimentatore né un circuito di riciclo fanghi) e la flessibilità, dal momento che è possibile adattare alle specifiche esigenze sia i tempi e le modalità di reazione che i tempi di alimentazione e scarico. D'altro canto, va però considerato che si rende necessaria l'installazione di sistemi di monitoraggio e controllo più sofisticati, ed inoltre la manutenzione delle apparecchiature elettro-meccaniche deve necessariamente essere più frequente; inoltre, in assenza di una vasca di accumulo, può presentarsi la necessità di dover realizzare più unità operanti in parallelo.



Figura 3.3. Rappresentazione schematica delle fasi di un processo SBR.

3.4.4. Sistema a fanghi attivi MBR

I sistemi a fanghi attivi SBR (basati cioè su bioreattori a membrana) si distinguono da quelli convenzionali in quanto la separazione dei fiocchi dalla corrente idrica in trattamento (separazione solido/liquido) è attuata grazie ad una membrana microfiltrante, con diametro nominale dei pori compreso tra 50 e 400 nm, che può essere esterna o sommersa (cfr. Fig. 3.4). Il vantaggio principale di tali sistemi è rappresentato dalla possibilità di mantenere concentrazioni di solidi sospesi totali (SST) in vasca maggiori rispetto ai sistemi precedenti (fino a 10000 mg/l di SST contro i 3000-5000 mg/l dei sistemi convenzionali e 7000-8000 mg/l degli SBR), con la conseguente drastica riduzione delle volumetrie da assegnare alle vasche ove si compiono le reazioni biologiche. Ulteriori vantaggi sono connessi all'assenza della fase di sedimentazione e alla possibilità di ottenere effluenti depurati con caratteristiche di qualità decisamente migliori rispetto a quelle che è possibile ottenere con i sistemi precedenti.

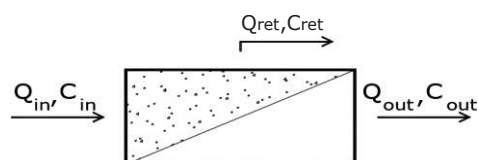


Figura 3.4. Principio di funzionamento di una membrana.

D'altra parte i sistemi MBR sono più onerosi a causa degli elevati costi delle membrane, a causa dei consumi energetici necessari per ottenere il passaggio dell'acqua depurata attraverso le membrane (va però osservato che la regolazione dell'aerazione sulla base dell'effettivo fabbisogno, insieme all'adozione di sistemi di aerazione ad alto rendimento consentono significativi risparmi), nonché a causa dei costi connessi all'uso dei reagenti chimici utilizzati per il lavaggio delle membrane e di quelli associati alla maggiore complessità di manutenzione e controllo di tali sistemi rispetto a quelli convenzionali. I sistemi MBR hanno trovato applicazione in alcuni allevamenti ubicati in aree dove la morfologia e le caratteristiche del luogo non consentono lo spandimento, fornendo ottimi risultati di abbattimento dell'azoto (www.stabulum.it). La membrana può essere sia immersa nel reattore biologico (Fig. 3.5) che disposta esternamente ad esso (Fig. 3.6).

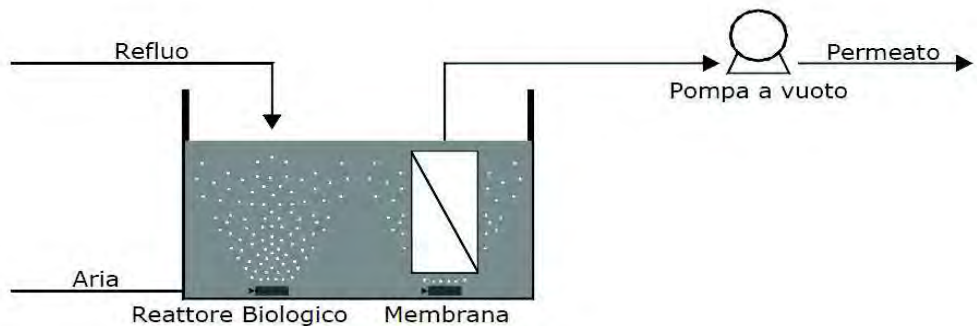


Figure 3.5. Schema di un sistema MBR con membrana sommersa.

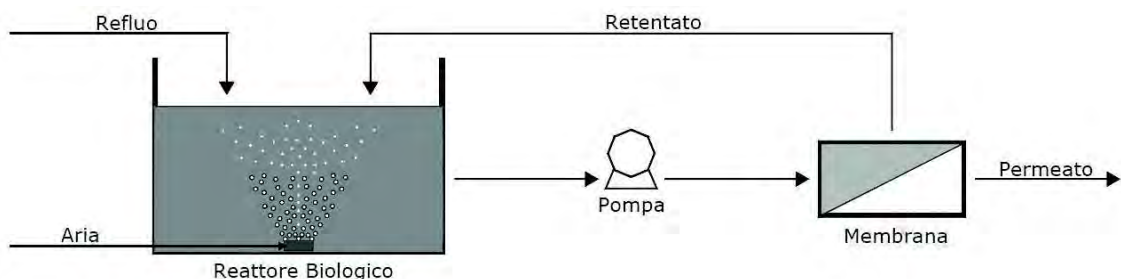


Figure 3.6. Schema di un sistema MBR con membrana esterna.

3.4.5. Considerazioni generali sui sistemi a fanghi attivi

Con i sistemi a fanghi attivi l'efficienza di rimozione massima conseguibile per i composti dell'azoto varia tra l'80 e il 90%, in funzione del contenuto di carbonio organico nel digestato, della temperatura (a 10°C la velocità di nitrificazione è meno della metà di quella a 20°C) e della concentrazione di ossigeno disciolto (da mantenere sempre superiore a 1 mg/l). Elevata può essere anche l'efficienza di separazione dell'azoto associato al materiale particolato in sospensione, in funzione della resa del sistema di separazione solido/liquido adottato. L'azoto così separato tuttavia viene concentrato nel fango di supero e quindi non gassificato, e può essere conteggiato nella

rimozione complessiva solo se il fango di supero viene ceduto a terzi e smaltito al di fuori dei confini aziendali. Tutti i sistemi sono sensibili a repentine variazioni di qualità/quantità del refluo alimentato, che vanno opportunamente gestite, prevedendo, se necessario, vasche di accumulo ed equalizzazione a monte. Va anche sottolineata la possibilità che il refluo contenga sostanze biocide (quali medicinali, disinfettanti e anche residui di pesticidi), nei confronti dei quali i sistemi sono non pienamente efficaci.

3.4.6. Sistemi a colture adese: biodischi

I rotori biologici rotanti (anche detti *biodischi*) sono tra i sistemi a colture adese più spesso utilizzati (cfr. Fig. 3.7). Essi assicurano la possibilità di ottenere la nitrificazione dell'azoto, mentre non sono adeguati per la denitrificazione. Tali sistemi sono costituiti da una vasca semicilindrica orizzontale, all'interno della quale un albero centrale sostiene una serie di dischi sui quali si sviluppa la pellicola biologica. L'albero è posto in lenta rotazione, cosicché le aliquote della superficie dei dischi immerse nel liquame o esposte all'atmosfera vanno continuamente variando, in modo da garantire l'ossigenazione e il nutrimento necessari per la sopravvivenza dei microrganismi.

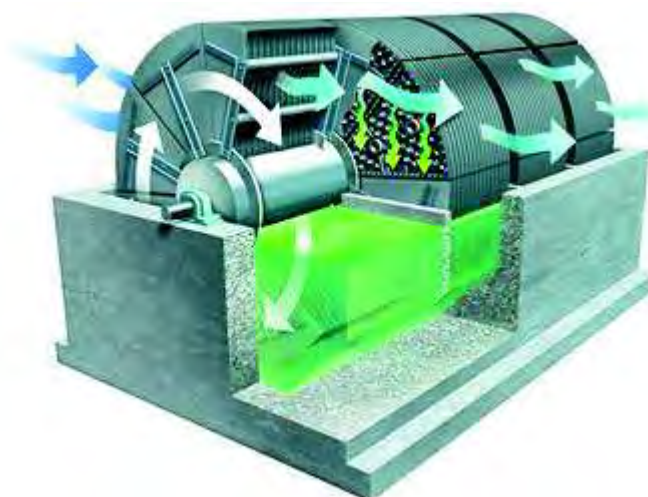


Figura 3.7. Schema funzionale di una vasca con biodisco.

Quando lo strato di pellicola biologica assume valori eccessivamente elevati, insorgono processi fermentativi che provocano il suo distacco. Questo sistema non consente di avere una buona flessibilità alle variazioni di carico. Infatti, affinché i dischi possano funzionare, il carico inquinante applicato deve essere entro la capacità di trasferimento dell'ossigeno del sistema biodischi, o meglio, la domanda di ossigeno dovuta al carico di COD, di BOD₅ e/o di ammoniaca non deve superare la sua capacità di trasferimento, per evitare che le rese di abbattimento crollino sensibilmente. Nonostante i bassi costi gestionali, dovuti principalmente all'assenza di sistemi di insufflazione dell'aria, i biodischi hanno visto una scarsa applicazione; ciò è probabilmente ascrivibile all'elevato costo impiantistico dovuto alla presenza di costosi brevetti tecnologici.

3.4.7. Sistemi a colture adese a letto mobile: MBBR

I reattori biologici a letto mobile (MBBR - *Moving Bed BioReactors*) rientrano tra i processi di depurazione biologica a colture adese, basati su colonie di microrganismi che crescono in colonie

aderenti a supporti inerti, formando la cosiddetta pellicola biologica (Fig. 3.8). La tecnologia MBBR è stata introdotta in Norvegia alla fine degli anni '80 del XX secolo dalla Società Kaldnes Miljiteknologi (KMT), che l'ha sviluppata in collaborazione con l'istituto norvegese di ricerca SINTEF (Ødegaard et al., 1994; Ødegaard et al., 1999; Rodgers & Zhan, 2003) con l'obiettivo di combinare i vantaggi dei sistemi a fanghi attivi con quelli delle colture adese, eliminando gli svantaggi di entrambi (Ødegaard, 2006).

Gli MBBR sono reattori biologici riempiti con materiali plastici, la cui superficie viene colonizzata da microrganismi che formano una pellicola biologica deputata allo svolgimento dei processi di degradazione dei substrati contenuti nelle acque reflue influenti. A differenza degli altri sistemi a colture adese, gli MBBR utilizzano l'intero volume del reattore biologico con gli elementi plastici di supporto mantenuti in continuo movimento, in una configurazione simile a quella degli impianti a fanghi attivi. Tuttavia, diversamente dai sistemi a fanghi attivi, non è necessario alcun ricircolo dei fanghi, poiché gli aggregati microbici non sono sospesi nella massa liquida ma adesi agli elementi di supporto, che sono mantenuti all'interno del reattore da griglie o stacci appositamente predisposti, attraverso i quali avviene l'uscita del refluo trattato. Per assicurare il mescolamento degli elementi di supporto nel reattore, gli stessi devono occupare un volume non superiore al 70% del volume complessivo della vasca. In tali reattori, l'insufflazione di aria ne garantisce anche la completa miscelazione e, quindi, il movimento e il mantenimento in sospensione dei materiali plastici, mentre nel caso dei reattori anossici e anaerobici sono necessari dei miscelatori sommersi.

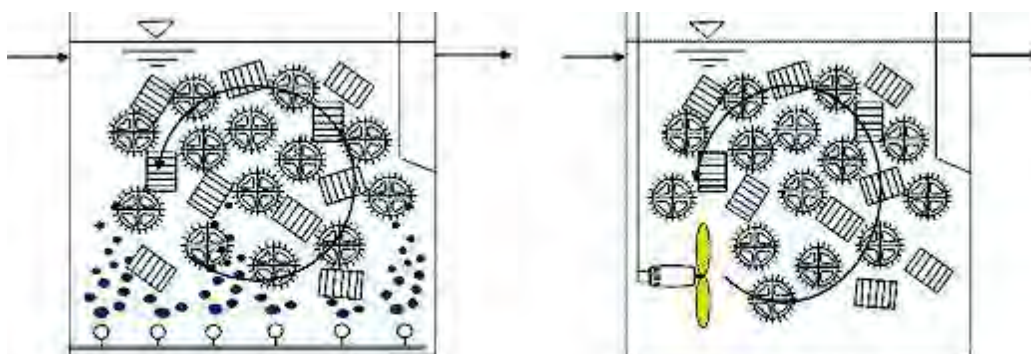


Figura 3.8. Schema di funzionamento dei reattori MBBR aerobici (a sinistra) e anossici o anaerobici (a destra).

L'ispessimento della pellicola favorisce il distacco parziale della stessa dai supporti a causa delle forze di taglio esercitate dal flusso idrico, degli urti tra gli elementi plastici sui quali la pellicola è adesa e della ridotta penetrazione dei substrati negli strati di pellicola più prossimi al supporto. Le parti di pellicola che si distaccano dai materiali di supporto sono trascinate dalla corrente idrica effluente attraverso la griglia di uscita e sono separate dalla fase liquida nel comparto di sedimentazione posto a valle del processo biologico (Figura 5.8). Il fango sedimentato è, quindi, inviato alla linea fanghi dell'impianto di depurazione. I principali vantaggi dei sistemi MBBR rispetto ai tradizionali sistemi a fanghi attivi sono quelli tipici dei sistemi innovativi a colture adese, vale a dire maggiore efficienza depurativa, ridotti ingombri volumetrici e superficiali, assenza della corrente di ricircolo del fango e maggiore elasticità nei confronti dei sovraccarichi inquinanti.

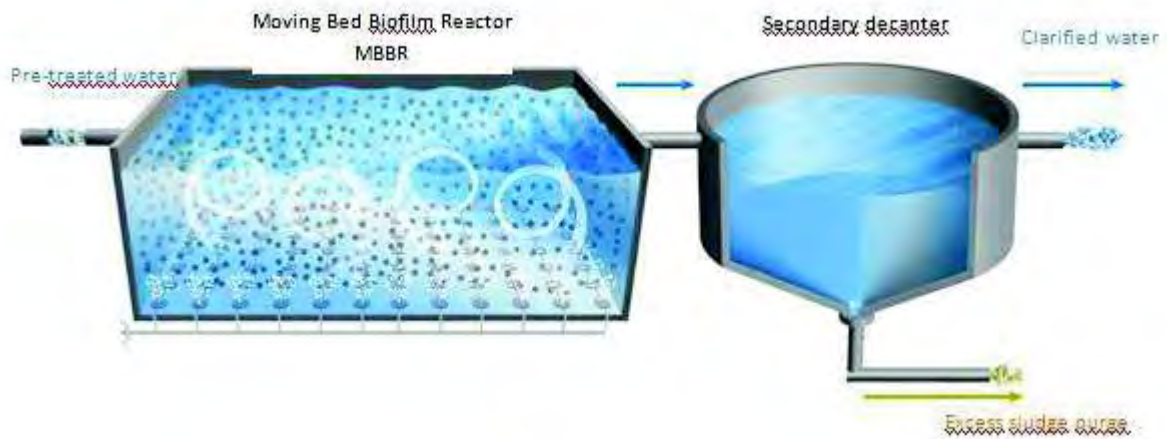


Figura 3.9. Schema di funzionamento di sistema costituito da un reattore MBBR e un sedimentatore.

3.4.8. Compostaggio non convenzionale

Tale tecnologia prevede la distribuzione della frazione liquida del digestato su un letto di materiale lignocellulosico a basso contenuto di umidità con la finalità di innescare un processo di compostaggio (i.e. digestione aerobica). Il trattamento aerobico permette una rapida ossidazione delle frazioni azotate, responsabile di una rimozione dell'azoto totale della matrice in ingresso che può variare dal 60% al 90%. Il range di variazione è legato alla composizione del materiale strutturante, alla concentrazione iniziale di azoto nel refluo e alle condizioni operative (e.g. durata, portata aria insufflante, frequenza rivoltamento, etc.). Inoltre, essendo il processo esotermico, il calore sviluppato permette l'evaporazione dell'acqua con la conseguente produzione di un ammendante organico compostato con tenori di umidità del 50%, riducendo in questo modo i volumi dei reflui da trattare. I principali svantaggi di questa tecnologia sono legati all'elevata superficie necessaria e ai costi relativi all'approvvigionamento del materiale lignocellulosico.



Figura 3.10. Impianto di compostaggio non convenzionale

3.5 Sistemi biologici innovativi

In aggiunta ai sistemi citati in precedenza, negli ultimi tempi ne sono stati proposti molti altri che, sebbene ancora poco applicati, e quindi poco noti, in particolare per il trattamento del digestato,

sembrano avere buone prospettive applicative, una volta che saranno state superate le difficoltà legate alla delicatezza dei processi biologici su cui si fondano. Nel seguito si fa cenno a due di questi sistemi, mettendone in evidenza solo gli aspetti essenziali, dal momento che non sono ancora definiti al punto da renderli proponibili per le applicazioni di interesse nell'ambito della convenzione in esame.

3.5.1. Nitrosazione parziale seguita da de-nitrosazione

La possibilità di operare su reflui caldi, in quanto derivanti da processi di digestione mesofila (35°C) o termofila (55°C), rende potenzialmente interessante l'applicazione del processo di nitrificazione arrestata a nitrito (detta anche nitrosazione), condotta da parte di batteri autotrofi ammonio-ossidanti (AOB), operanti in condizioni di processo inadatte alla crescita dei batteri ossidanti di nitriti (NOB). I due vantaggi principali di questo sistema, se confrontato con quello a fanghi attivi convenzionale, sono costituiti dal risparmio nel rifornimento di ossigeno, dell'ordine al 25%, e dal risparmio di carbonio organico necessario per la denitrificazione, fino al 40%. Lo svantaggio principale consiste nella difficoltà nel mantenere condizioni operative idonee ad evitare lo sviluppo degli NOB, che rende necessaria l'attuazione di delicate strategie di controllo sia dei tempi di residenza che dei fattori ambientali (quali pH, ossigeno disciolto e temperatura), per cui risulta, allo stato, un processo obiettivamente poco proponibile per le applicazioni del tipo di quelle in esame. Tuttavia, si è preferito descriverlo brevemente per introdurre più semplicemente il sistema successivo, detto di Nitrosazione parziale seguita da ossidazione anaerobica dell'azoto (Anammox).

3.5.2. Nitrosazione parziale seguita da ossidazione anaerobica dell'azoto (Anammox)

Con questa configurazione l'obiettivo è quello di sfruttare l'azione di specifici microrganismi in grado di trasformare l'azoto dalla forma ammoniacale alla forma molecolare gassosa (N₂), rilasciata in atmosfera. Si tratta quindi di un trattamento adatto a situazioni in cui i reflui, precedentemente sottoposti a digestione anaerobica seguita da una efficace fase di separazione solido/liquido, sono caratterizzati da concentrazione di N generalmente superiore a qualche migliaio di mg/l e da bassi rapporti di COD/N, per i quali i costi specifici di dosaggio di una fonte esterna di carbonio associati ai processi biologici convenzionali di nitrificazione/denitrificazione sarebbero molto rilevanti.

In pratica si tratta di un processo che prevede una fase di nitrosazione parziale, che comporta l'ossidazione di circa metà dell'azoto ammoniacale a nitrito, seguita dal processo cosiddetto *Anammox* (*ANoxic AMMonium OXidation*), con il quale l'ammonio viene ossidato anaerobicamente con contestuale riduzione del nitrito: in tal modo, l'azoto disciolto è trasformato in azoto molecolare. Rispetto al processo convenzionale di nitrificazione/denitrificazione, il processo combinato nitrosazione/*Anammox* consente di azzerare la richiesta di carbonio esterno, ridurre il fabbisogno di ossigeno del 60% e contenere la produzione di fanghi a meno di un decimo. Ne consegue una significativa riduzione dei costi di gestione, che, per grandi installazioni, può risultare anche dell'ordine di 1,5 volte rispetto a quelli che competono al sistema convenzionale a fanghi attivi (Fux, 2002). Approfondendo un po' la descrizione, va ribadito che per ottenere una nitrosazione stabile è necessario impedire lo sviluppo dei batteri nitrito-ossidanti attuando opportune strategie gestionali. Nel caso in esame il raggiungimento di tale risultato è ancora più complesso, in quanto la nitrosazione deve essere solo parziale (dell'ordine del 50%), in modo da produrre una miscela di ammonio/nitrito ottimale per il successivo processo *Anammox*. A sua volta, quest'ultimo sfrutta il metabolismo di batteri autotrofi anaerobi, scoperti negli '90 del secolo

scorso, in grado di ossidare l'azoto ammoniacale riducendo l'azoto nitroso e producendo azoto gassoso e acqua. Si tratta di microrganismi a lenta crescita con tempi di duplicazione dell'ordine di 10-14 giorni a 37°C (e quindi di un ordine di grandezza maggiori di quelli che competono ai già lenti batteri nitrificanti), la cui azione può inoltre essere inibita sia dalla presenza di ossigeno (sebbene in modo reversibile), che dalla presenza, in concentrazioni anche relativamente basse, del loro stesso substrato, vale a dire di nitriti.

Il processo può essere implementato con diverse configurazioni reattoristiche, le più comuni delle quali sono lo Sharon (senza ricircolo di solidi, per cui il tempo di residenza idraulico coincide con il tempo di residenza dei solidi) e i reattori a sequenza di fase (Fux *et al.*, 2004). In realtà, l'applicabilità della nitrosazione parziale agli effluenti zootecnici e alla frazione liquida dei digestati è ancora alla fase di verifica di fattibilità alla scala di laboratorio (Vanotti *et al.* 2006; Yamamoto *et al.* 2008; Yamamoto *et al.* 2010), mentre esistono già impianti a piena scala operanti su reflui di digestori di fanghi di depurazione o provenienti da trattamenti industriali specifici (Van Dongen, 2010). I lunghi tempi di crescita e la accertata sensibilità dell'ossigeno disciolto, all'azoto nitroso e anche al fosfato rendono delicato sia l'avviamento che la conduzione stabile del processo, che richiedono un attento e puntuale monitoraggio dei parametri di processo (pH, Temperatura, potenziale redox, concentrazione dei composti dell'azoto e del fosforo). Non sono ancora da considerarsi trattamenti consolidati, in particolare per il digestato da reflui agro-zootecnici, ma esistono esperienze di ricerca in Italia sul tema (Caffaz *et al.*, 2008; Scaglione *et al.*, 2010).

3.6 Sistemi chimico-fisici

A differenza dei processi biologici che vedono la rimozione dei composti azotati in accordo con il ciclo naturale dell'azoto (Fig. 3.1) ,i processi chimico fisici hanno la caratteristica di separare e concentrare l'azoto ammoniacale presente nel refluo in una frazione separata, in forma solida o liquida. Nel caso di trattamento del digestato, per i processi chimico-fisici che richiedono energia termica (strippaggio, essiccamento ed evaporazione) è possibile ricorrere al calore residuo della cogenerazione, valorizzandolo laddove non possa essere impiegato altrimenti. Solitamente, si può utilizzare il calore dei fumi dei motori a biogas. La frazione salina concentrata deve comunque essere conferita all'esterno dell'azienda e smaltita o eventualmente recuperata e venduta sul mercato sotto forma di sali di ammonio o di ammendanti organo-minerali, se di qualità idonea e rispondente alle specifiche o normative in vigore. I trattamenti chimico-fisici di evaporazione ed essiccamento consentono inoltre di

- ridurre il volume del digestato e dello stoccaggio necessario;
- produrre un solido essiccato con notevoli qualità ammendanti, ricco di fosforo, potassio e della quota a più lento rilascio di azoto;
- diminuire le emissioni ammoniacali della gestione del digestato (stoccaggio e distribuzione agronomica);
- ridurre le emissioni di metano residuo dallo stoccaggio del digestato.

3.6.1. Strippaggio dell'ammoniaca

La tecnica dello strippaggio (o desorbimento) prevede, in primo luogo, il passaggio di fase dell'ammoniaca dalla fase liquida, in cui è disciolta, alla fase gassosa costituita da un flusso di aria o di vapore (Fig. 3.11). Successivamente, il flusso gassoso deve essere trattato con una soluzione acida, per convertire l'ammoniaca in sale di ammonio concentrato. Lo strippaggio dell'ammoniaca in combinazione con la cattura in soluzione acida è considerata una buona tecnica per il trattamento

di diversi tipi di effluenti, quali, ad esempio, la frazione liquida dei fanghi disidratati, i percolati di discarica e diversi reflui agroindustriali. In tutti questi casi, tuttavia, per ragioni di praticità e di economia sotto il profilo energetico, il processo è condotto con flusso d'aria, a temperatura ambiente e $\text{pH} > 10$.

Nel caso di digestato ottenuto a partire da reflui zootecnici, risulta più opportuna l'applicazione dello stripping a caldo, effettuato utilizzando vapore d'acqua, prodotto grazie alla disponibilità dell'energia termica ottenuta dal cogeneratore alimentato a biogas. Infatti, la quantità di azoto ammoniacale che può essere strippato dal liquame dipende da due equilibri termodinamici: l'equilibrio di dissociazione dello ione ammonio in soluzione acquosa e l'equilibrio di transizione di fase acqua/aria dell'ammoniaca. Relativamente al primo equilibrio, più alti sono il pH e la temperatura, maggiore è la frazione di ammoniaca libera disciolta nel liquido; il secondo equilibrio è invece governato dalla Legge di Henry, secondo la quale la concentrazione a saturazione di un gas in un liquido è proporzionale alla pressione parziale del gas, con un andamento della solubilità decrescente con la temperatura. L'elevata temperatura del digestato favorisce quindi il desorbimento dell'ammoniaca, ed inoltre consente anche di limitare il dosaggio di alcali (calce o soda caustica). Infatti, il desorbimento condotto a temperatura ambiente è efficace solo con pH dell'ordine di 10, valore che, in virtù dell'elevato potere tampone del refluo, può essere raggiunto solo additivando massicce dosi di composti alcalini. Viceversa, operando invece a temperature comprese tra i 50°C e gli 80°C si possono ottenere buoni rendimenti con pH decisamente inferiori: a 80°C , è addirittura possibile operare con il pH proprio del digestato, solitamente intorno a 8.



Figura 3.11. Colonna di stripping con annesso scrubber chimico.

Ulteriori fattori che influenzano il rendimento dello stripping sono il tempo di permanenza nel reattore e il rapporto aria/liquame, che è opportuno che siano sufficientemente elevati. Infine,

l'efficienza di stripping dell'ammoniaca è inversamente proporzionale al tenore di sostanza secca della corrente idrica influente nell'impianto. La sostanza solida sospesa, oltre che creare rischi di intasamento, può, infatti, adsorbire e legare nella sua matrice l'azoto ammoniacale, riducendo l'efficienza.

Un ciclo di rimozione dell'azoto che prevede l'utilizzo del processo di stripping deve considerare un sistema di trattamento della corrente gassosa ricca di ammoniaca uscente dalla torre. Tale corrente può essere avviata ad uno scrubber chimico con la produzione di sali d'ammonio (solitamente si utilizza acido solforico con la produzione di solfato d'ammonio) oppure in alternativa ad un biofiltro, o letto biofiltrante in cui l'ammoniaca, a mezzo di attività batterica, viene assorbita al materiale solido costituente il letto filtrante.

3.6.2. Precipitazione chimica dell'ammoniaca

I processi di precipitazione chimica per la rimozione dell'ammonio dai reflui si basano fondamentalmente sulla precipitazione dello ione ammonio in forma di fosfato di ammonio e magnesio esaidrato ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), noto anche come *struvite*; la struvite può essere considerata come un fertilizzante a lento rilascio, anche se attualmente non è ancora iscritta nel registro europeo dei fertilizzanti. La reazione di precipitazione di questo composto è ben nota in chimica analitica, dove viene sfruttata per rivelare la presenza dello ione magnesio; la formazione di struvite è inoltre alla base di alcuni processi di recupero del fosforo dalle acque reflue. Tuttavia, la rimozione del contenuto di azoto ammoniacale da digestati anaerobici mediante precipitazione di struvite non è mai stata sperimentata alla scala reale, ma solo in alcuni progetti di ricerca, che hanno anche portato alla realizzazione di qualche brevetto industriale.

Il processo consiste fondamentalmente nell'aggiunta di ioni magnesio e fosfato in opportune concentrazioni rispetto allo ione ammonio già presente nel liquame, portando alla precipitazione di quest'ultimo sotto forma di struvite. Mediante tale processo sembrerebbe potenzialmente possibile ottenere un'efficienza di abbattimento dello ione ammonio di circa l'80%. Grossi dubbi rimangono in merito nell'applicazione di tale processo al digestato, in quanto la presenza di solidi sospesi e materiale colloidale può fortemente interferire con la precipitazione del sale di struvite andando se non ad inficiare la corretta riuscita del processo quantomeno ad influire fortemente sulle rese di processo.

3.6.3. Processi di adsorbimento chimico

La rimozione dell'azoto ammoniacale mediante adsorbimento chimico vede l'utilizzo di particolari materiali adsorbenti (e.g. zeoliti) capaci di intrappolare tali molecole sulla propria superficie. A seconda della tipologia di legame si può parlare di semplice adsorbimento o di adsorbimento chimico (Instaurarsi di legami covalenti). Particolare attenzione dovrà essere volta in merito all'applicazione di tali processi sia al digestato che ai reflui tal quali, in quanto la presenza di sostanza organica in forma sospesa e disciolta comporta: i) interferenze con il processo di adsorbimento, ii) l'occlusione del letto filtrante, iii) la formazione di biofilm microbici. Inoltre resta da valutare il trattamento da applicare al materiale adsorbente una volta che risulta essere saturo di ammoniaca.

3.7 Tabella riepilogativa dei processi esaminati

Si riportano alcune informazioni sintetiche, incluse le stime dei costi di impianto e di esercizio, per le principali tipologie impiantistiche esaminate nella presente sezione.

TABELLA COMPARATIVA DEI PRINCIPALI SISTEMI DI TRATTAMENTO APPLICABILI AL DIGESTATO

Sistema di trattamento	Stadio di maturazione tecnologica	Grado di complessità gestionale	Vita utile dell'impianto	Superficie necessaria	Note
Sistema a fanghi attivi	Consolidato	Elevato	10-15 Anni	~2000 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Elevata complessità gestionale; - Problematiche legate allo smaltimento dei fanghi; - Rendimenti fino al 95%
SBR	Consolidato	Elevato	10-15 Anni	~1250 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Elevata complessità gestionale - Problematiche legate allo smaltimento dei fanghi - Rendimenti fino al 95%
Sistema MBR	Consolidato	Molto Elevato	10-15 Anni	~2000 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Riduzione dei volumi rispetto al sistema a fanghi attivi convenzionale. - Elevata complessità gestionale legata soprattutto alla pulizia delle membrane. - Seppur la vita utile è di 10-15 anni occorre considerare che le membrane vanno sostituite ogni 5.

- Rendimenti fino al 95%

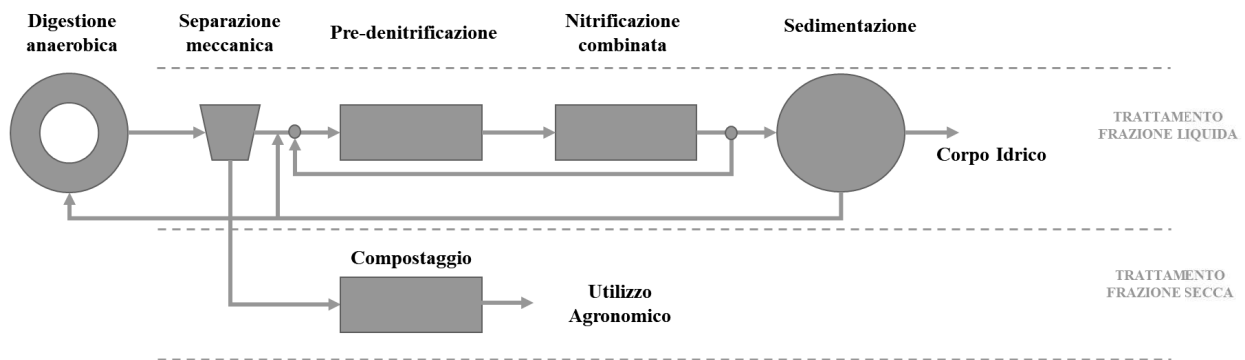
29

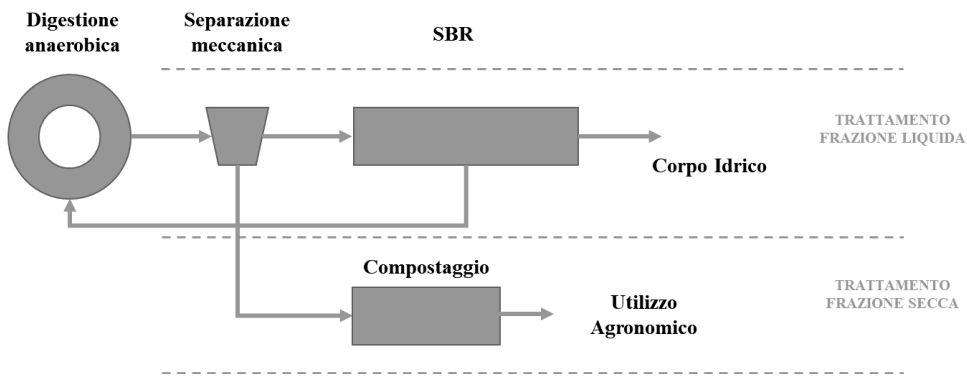
Biodischi rotanti	Non consolidato	Basso	6-8 Anni	~800 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Elevatissimi costi impiantistici. - La vita utile è molto breve. - Rendimenti fino al 95%
Sistemi MBBR	Consolidato	Modesto	10-15 Anni	~800 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Molto simile al sistema a fanghi attivi seppur con una minore complessità gestionale - Rendimenti fino al 95%
Compostaggio non convenzionale	Consolidato	Bassa	10-15 Anni	~1600 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Bassa complessità gestionale - Problematiche legate al reperimento del materiale lignocellulosico - Rendimenti fino al 80% - Possibilità di valorizzazione economica del digestato

Strippaggio	Consolidato	Modesta	10 Anni	~400 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Problematiche connesse al trattamento dei fumi e alle efficienze termiche del sistema - Vantaggi nella riduzione della quantità da smaltire. - Rendimenti massimi di rimozione del 50-60%
Precipitazione a Struvite	Non Consolidato	Elevato	15-20 Anni	~800 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Problematiche nell'applicazione del processo ai digestati - Problemi nell'utilizzo finale della struvite - Possibilità di utilizzo su unità mobili.
Adsorbimento chimico	Poco Consolidato	Modesto	10-15 Anni	~600 m ²	<ul style="list-style-type: none"> - Problematiche nell'applicazione del processo ai digestati - Possibilità di utilizzo su unità mobili.
Fitodepurazione					<ul style="list-style-type: none"> - Richiesta di elevate superfici. - Il costo gestionale seppur basso dovrebbe tenere conto del mancato reddito della superficie destinata all'impianto, e quindi privata alle coltivazioni.

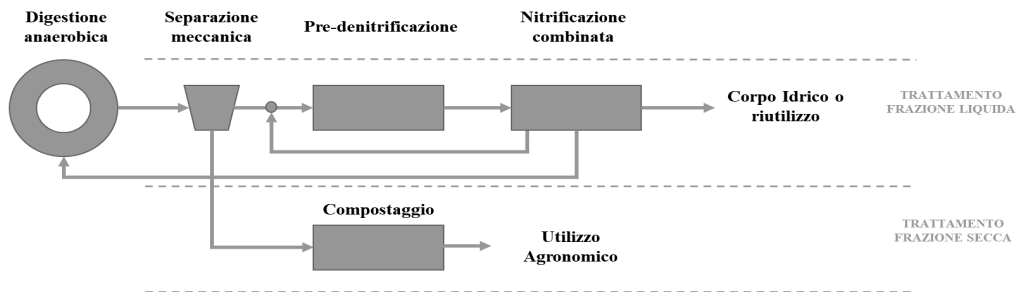
- a Costo valutato come k€ per metro cubo di refluo prodotto giornalmente da un'azienda di 600 UBA (produzione totale di reflui stimata pari a 45mc/giorno.)
- b Costo valutato come k€ per metro cubo di refluo prodotto giornalmente da un'azienda di 600 UBA (produzione totale di reflui stimata pari a 45mc/giorno) in un anno.

SISTEMA A FANGHI ATTIVI CON CICLO PRE-DENITRO NITRO

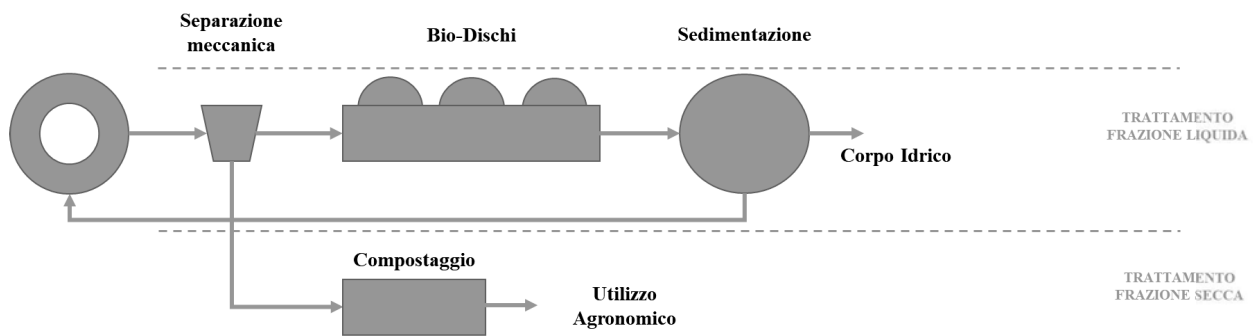




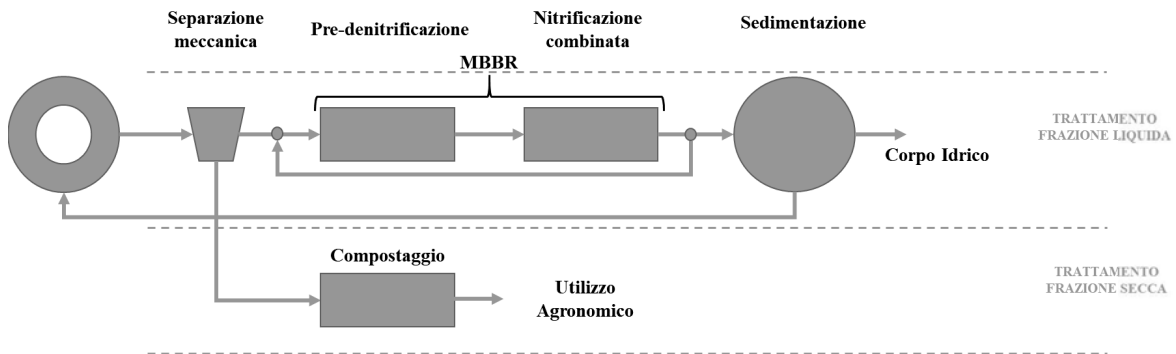
SISTEMA A FANGHI ATTIVI CON MEMBRANE



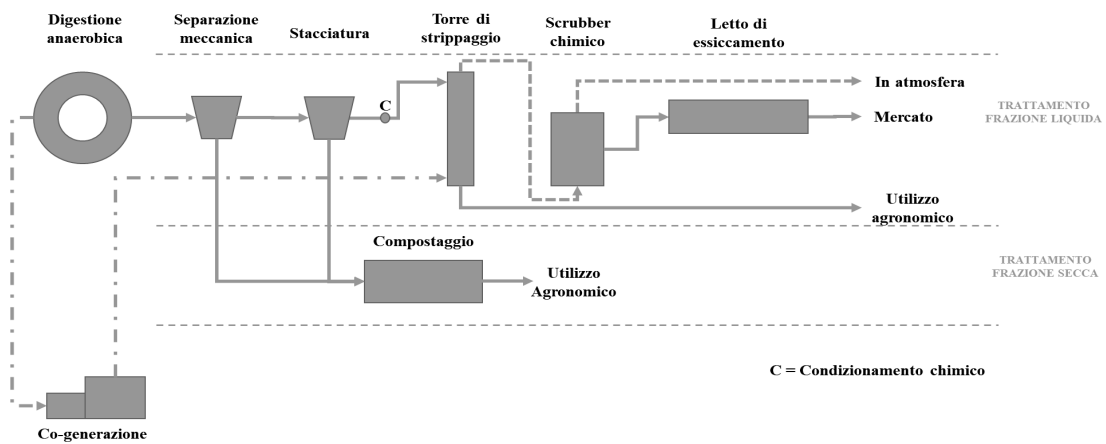
SISTEMA A BIODISCHI ROTANTI

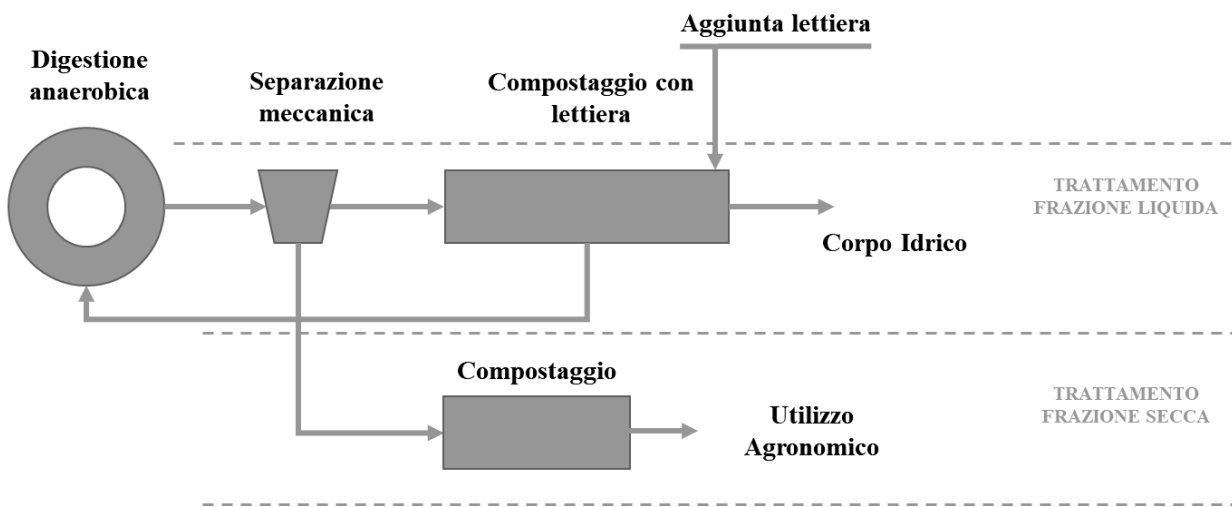


SISTEMA MBBR CON CICLO PRE-DENITRO NITRO



STRIPPAGGIO CHIMICO DELL'AMMONIACA





4. Valorizzazione agronomica dei prodotti palabili risultanti dai trattamenti²

4.1 Premessa

I suoli agricoli dell'area Mediterranea sono caratterizzati spesso da bassi livelli di sostanza organica, soprattutto se intensamente coltivati, a causa della veloce biodegradazione dovuta alle condizioni climatiche ed all'ossigenazione determinata dalle lavorazioni del terreno.

Per poter favorire l'accumulo di sostanza organica ed i conseguenti servizi ecosistemici (stoccaggio del carbonio, immobilizzazione dell'azoto e protezione delle falde dai nitrati, miglioramento della biodiversità del suolo, maggiori produzioni agricole dovute ad una porosità più equilibrata ed a una maggiore biodisponibilità dei nutrienti, miglioramento della stabilità della struttura e difesa del suolo dall'erosione) è necessario fertilizzare il terreno con sostanza organica stabilizzata.

Queste caratteristiche di stabilità si possono ottenere solo grazie ad un corretto processo di compostaggio durante il quale si formano sostanze humificate e quindi meno degradabili grazie a meccanismi di protezione idrofobica. Inoltre il processo di compostaggio grazie alla sua fase termofila garantisce la sanificazione del materiale da eventuali microrganismi patogeni e la disattivazione dei semi delle piante infestanti.

Il compostaggio però è un processo aerobico e quindi risulta necessario garantire la circolazione dell'aria nella massa che è impossibile da realizzare su matrici organiche liquide o fangose come i liquami zootecnici. Pertanto per rendere compostabili le deiezioni zootecniche è assolutamente necessaria una preventiva separazione solido-liquido in modo da ottenere una frazione liquida ed una frazione palabile che presenta le caratteristiche fisiche adatte a garantire la circolazione dell'aria e quindi le condizioni aerobiche necessarie per un corretto processo di compostaggio. La separazione consente anche di eliminare insieme alla frazione solida una quota di azoto dei liquami, quindi riducendo il carico di azoto nel caso dell'uso della frazione liquida per la fertirrigazione.

La circolazione dell'aria potrebbe essere ulteriormente favorita stratificando il separato solido del liquame con altri sottoprodotti aziendali ricchi di lignina, come scarti di potatura, fieno andato a male, paglie.

4.2 Separazione solido-liquido

Per massimizzare l'efficienza agronomica ed ambientale, i liquami o il digestato devono essere trattati con un separatore solido-liquido. Sono disponibili sul mercato separatori di diversa grandezza e di costi molto variabili, che nell'insieme rendono questa tecnologia adattabile alle diffe-

² Capitolo a cura di M. Fagnano.

renti dimensioni aziendali. Le tipologie più diffuse nelle aziende zootecniche sono essenzialmente due: a compressione elicoidale ed a controrulli (cfr. Fig. 4.1).

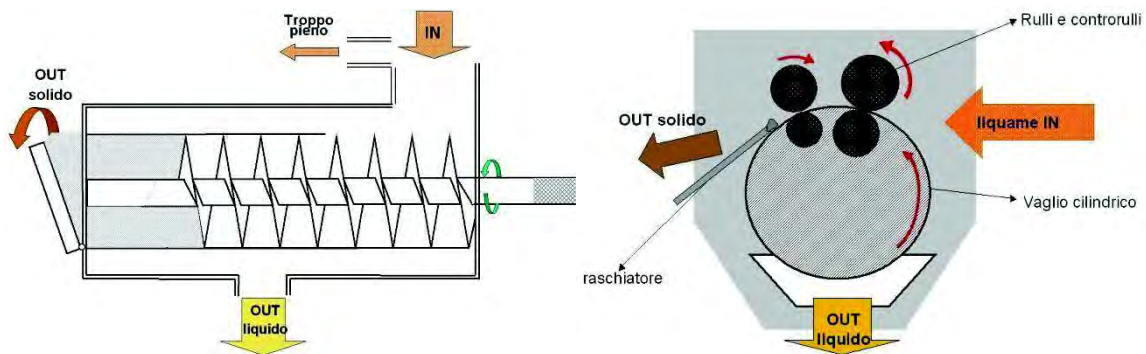


Figura 4.1. Rappresentazione schematica di un separatore a compressione elicoidale (a sinistra) e di un separatore a controrulli (a destra).

Il separatore “a compressione elicoidale” opera una compressione del refluo su un vaglio cilindrico attraverso una coclea interna: la frazione liquida passa attraverso le fessure, mentre quella solida viene pressata contro un regolatore di portata che sgronda ulteriormente il separato solido e che va regolato in base al tipo di liquame da trattare. L’efficienza varia a seconda del liquame impiegato, ed è solitamente possibile raggiungere il 50% per quanto riguarda i solidi totali, il 15% per quanto riguarda l’azoto e il 70% per il fosforo.

Il separatore cilindrico “con controrulli” è invece costituito da un vaglio cilindrico in acciaio sul quale i rulli e i controrulli in materiale plastico pressano il liquame immesso nel separatore. A seconda del liquame che si intende trattare, varia la dimensione delle maglie del vaglio (0,8–1,5 mm). L’efficienza di separazione può raggiungere il 30-35% per quanto riguarda i solidi totali, il 212% per quanto riguarda l’azoto e il 40% per il fosforo.

I più efficienti, ma anche i più costosi e quindi i meno adattabili ad aziende di dimensioni mediopiccole sono i separatori “a centrifuga” (cfr. Fig. 4.2), costituiti da un tamburo cilindro-conico nel quale è inserito il tamburo a coclea che gira ad un regime inferiore rispetto al tamburo. La separazione avviene grazie alla forza centrifuga generata dalla rotazione e alla velocità differenziale tra coclea e tamburo che opera lo smistamento del separato solido verso la sezione conica del tamburo. Qui il prodotto subisce una ulteriore sgrondatura e poi fuoriesce attraverso lo scarico. L’efficienza può raggiungere il 75% per quanto riguarda i solidi totali, il 20-35% per quanto riguarda l’azoto e fino al 60-80% per il fosforo.

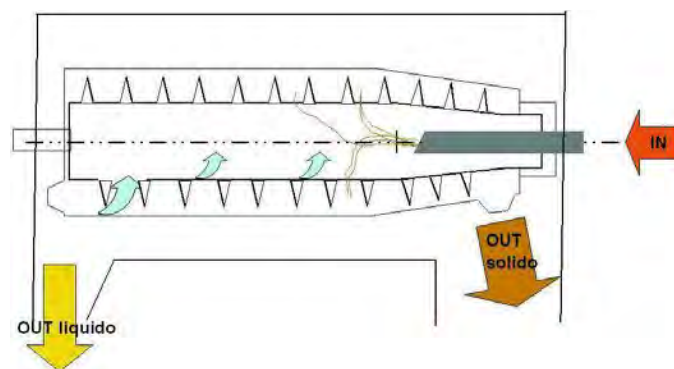


Figura 4.2. Rappresentazione schematica di un separatore centrifugo.

4.3 Sanificazione per essiccazione diretta

Il separato solido dei liquami o del digestato dovrà essere trattato con tecniche che ne garantiscono la sanificazione, in particolare sterilizzandolo per eliminare completamente qualsiasi rischio sanitario e per poterlo utilizzare come fertilizzante o direttamente dalle stesse aziende produttrici, o ad opera di terzi, dopo commercializzazione del materiale “pellettizzato”. L’essiccazione e la conseguente sanificazione può essere fatta con una centralina termica per la produzione di aria calda oppure con serre solari. Nel primo caso l’energia necessaria può essere ottenuta dal cascame termico di un cogeneratore annesso all’impianto di digestione anaerobica “tradizionale” con valorizzazione del biogas mediante produzione in energia elettrica, oppure utilizzando in una apposita centralina termica parte del biogas prodotto nel caso di un sistema di digestione anaerobica orientato alla produzione di biometano.

Le serre solari (cfr. Fig. 4.3), anche se necessitano di investimenti alti, sono una soluzione economicamente efficiente ed ambientalmente sostenibile che, tramite l’essiccamento solare, riduce il contenuto di acqua presente nei fanghi fino a raggiungere una percentuale di secco anche del 90%, riducendo così la quantità di fanghi da rimuovere e abbattendo i costi di trasporto, ma garantendo al tempo stesso la sicurezza igienico-sanitaria. La struttura della serra è costituita da travi in acciaio e di tralicci reticolari, ed è adeguatamente controventata. Essa inoltre è costituita da tutti i supporti necessari per il sostegno dei ventilatori, delle prese d’aria, le sottostrutture per il sostegno dei portoni e i supporti delle passerelle, i sensori, eccetera. Per le pareti e la copertura della serra viene preferibilmente impiegato il vetro di sicurezza a singoli pannelli modulari, particolarmente resistente e ad alta trasparenza (lastre aventi spessore di 4 mm). Rispetto ai rivestimenti in plastica alternativi, si ottiene una trasparenza più elevata e costante. Inoltre i rivestimenti in vetro hanno una tendenza molto più ridotta alla formazione di cariche elettrostatiche e quindi all’opacizzazione dovuta al particolato. La scelta del vetro massimizza la permeabilità della radiazione solare e di conseguenza le prestazioni energetiche del sistema. Una valida alternativa al vetro di sicurezza, è data dal policarbonato di tipo compatto, che riduce la permeabilità alla radiazione del 5-7%, ma consente una struttura più leggera e di minor costo. La soluzione di maggior risparmio prevede l’utilizzo di policarbonato di tipo alveolare: in tal caso, è necessario verificare attentamente la possibilità di ottenere i risultati voluti in termini di efficienza.

ClimaControl

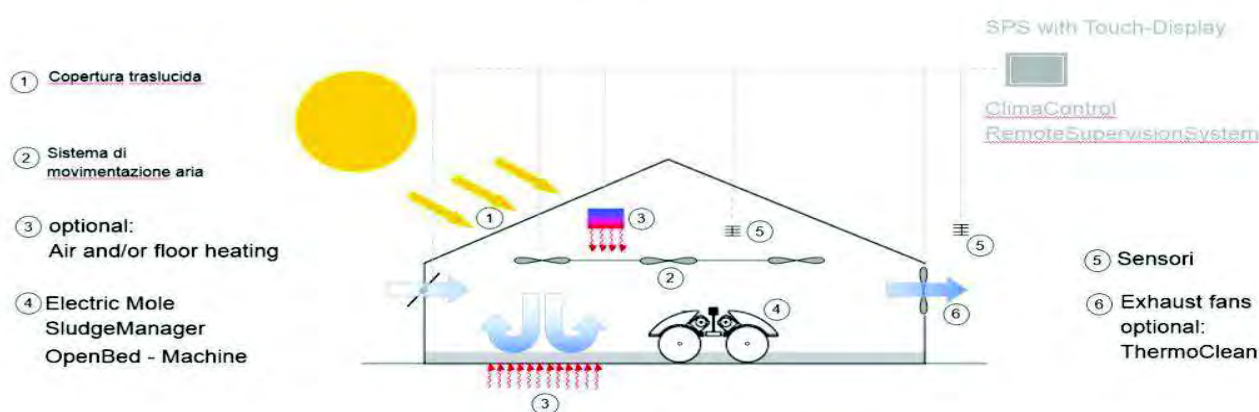


Figura 4.3. Schema di serra solare per essiccazione e sanificazione del separato solido.

4.4 Compostaggio

In questo caso il separato solido (anche miscelato/stratificato con materiali vegetali come ad es. scarti di potatura) dovrà essere stoccato in condizioni aerobiche per garantire la fase iniziale esotermica che garantisce la sanificazione e la stabilizzazione del materiale. Il processo dovrà durare non meno di 6 mesi. Per aumentare l'efficienza e ridurre i tempi del processo si potrà valutare l'opportunità di inserire nel sistema qualche impianto di compostaggio industriale (insufflazione di aria eventualmente preriscaldata). Il compost ottenuto dal processo potrà essere utilizzato come ammendante anche dalle stesse aziende foraggero-zootecniche, dalle aziende florovivaistiche oppure dalle imprese che si occupano di ripristini ambientali (*capping* delle discariche, rinaturalizzazione delle cave).

Le fasi del processo di compostaggio sono 4:

- Fase iniziale - Ha una durata che varia da pochi giorni ad una-due settimane; è attivata dall'attività di decomposizione della sostanza organica da parte di batteri eterotrofi aerobi mesofili (18-45°C). In questa fase gran parte delle sostanze organiche più semplici come carboidrati, lipidi, proteine vengono trasformate in acqua, calore e CO₂. L'innalzamento progressivo della temperatura determina la disattivazione dei batteri mesofili stessi, stimolando lo sviluppo delle specie termofile.
- Fase termofila - Ha una durata di 1-2 mesi, in cui si sviluppano batteri eterotrofi, autotrofi e autotrofi facoltativi termofili (come il *Bacillus stearothermophilus*) e termofili estremi (50-70°C fino a 90°C). L'elevata temperatura determina la sanificazione e l'igienizzazione del prodotto, ma anche un'elevata evaporazione di acqua che porta ad una rapida scomparsa dei batteri e quindi al termine della fase stessa.
- Fase di maturazione - Ha una durata di 1-2 mesi, durante i quali la riduzione dell'umidità favorisce la crescita di funghi (es. attinomiceti) che si erano propagati temporalmente per sporulazione al momento dell'innalzamento della temperatura. Questi funghi attueranno una progressiva degradazione delle sostanze più complesse come la cellulosa, la lignina e le emicellulose.

- Fase di sanificazione - Al fine di garantire l'assoluta sicurezza igienico-sanitaria del compost prodotto è possibile utilizzare parte del metano prodotto in una centralina termica per produrre il calore necessario a essiccare il compost e ad eliminare tutti gli eventuali patogeni.

Le tecnologie consigliabili sono essenzialmente due: cumuli statici areati e bioreattori. I cumuli statici areati (cfr. Fig. 4.4) richiedono impianti completi di sistemi di insufflazione, ventilazione, diffusione dell'aria e controllo di processo, dotati griglie sul fondo per il recupero ed il ricircolo del percolato. La ventilazione deve essere preferibilmente effettuata in aspirazione, per permettere la captazione e il trattamento dell'aria di processo al fine di ridurre le emissioni maleodoranti ed il disagio per gli operatori e gli abitanti circostanti l'impianto. Particolare attenzione deve essere posta alla corretta circolazione dell'ossigeno per garantire l'evoluzione della fase termofila ed il raggiungimento di temperature sufficienti a garantire l'igienizzazione del separato solido. I bioreattori (cfr. Fig. 4.5) d'altra parte possono essere utilizzati per accelerare le fasi iniziali del processo, caratterizzate da una più intensa attività fermentativa. In particolare possono essere utilizzati reattori chiusi (p.es. cilindri rotanti, silos o biocelle, o reattori aperti (p.es. trincee dinamiche). Terminata la prima fase, la fase di stabilizzazione/maturazione viene condotta all'esterno del reattore, in cumuli statici.



Figura 4.4. Impianto di compostaggio con cumuli statici areati.

Un'altra tecnica potenzialmente molto interessante è per un'ulteriore valorizzazione della frazione solida delle deiezioni è l'allevamento di lombrichi per la produzione di vermicompost, che possiede valori di fertilità molto alti riconosciuti dal mercato degli ammendanti anche per aziende in regime biologico. L'impiantistica è molto semplice e consiste in cassoni alti pochi decimetri, all'interno dei quali vengono allevati i lombrichi che trasformano il separato solido in un ammendante ad alto valore aggiunto (Fig. 4.6). L'elevato prezzo di vendita del vermicompost rende questo ammendante facilmente esportabile verso altri comparti agricoli anche di altre Regioni.

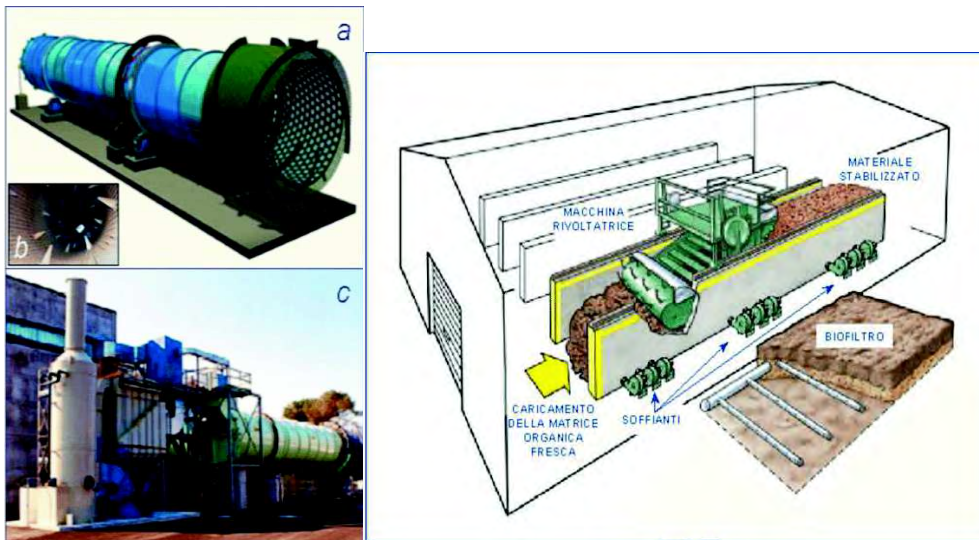


Figura 4.5. Bioreattori chiusi (cilindri rotanti, a sinistra) e aperti (trincee dinamiche, a destra).



Figura 4.6. Esempio di cassoni per la produzione di vermicompost da lombrichi.