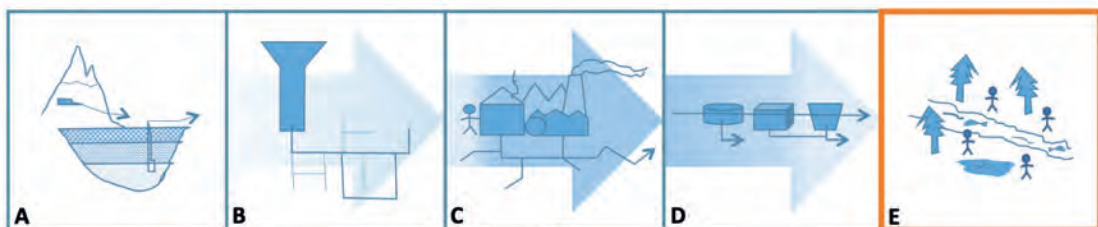


QUADERNI AUSIR **E-1**

codigestione di fanghi di depurazione e matrici organiche di rifiuto come economia circolare del territorio

a cura di
Marco Buttazoni



Stampa

Impressum, Marina di Carrara (Ms)

© **FORUM** 2021

Editrice Universitaria Udinese

FARE srl con unico socio

Società soggetta a direzione e coordinamento

dell'Università degli Studi di Udine

Via Palladio, 8 – 33100 Udine

Tel. 0432 26001 / Fax 0432 296756

www.forumeditrice.it

ISBN 978-88-3283-291-4

QUADERNI AUSIR E-1

**codigestione di fanghi di depurazione e
matrici organiche di rifiuto come
economia circolare del territorio**

**a cura di
Marco Buttazzoni**

INDICE

Prefazione	p.	7
1. Introduzione	»	9
2. Localizzazione regionale	»	13
2.1. Impianti biogas agricoli	»	13
2.2. Impianti biogas da fanghi di depurazione	»	15
2.3. Impianti biogas da rifiuti urbani	»	16
3. Procedure e linee guida	»	19
3.1. Studio preliminare	»	19
3.2. Caratterizzazione	»	20
3.3. Sperimentazione in laboratorio	»	21
3.4. Sperimentazione pilota/impianto	»	24
3.5. Decisioni operative	»	26
4. Applicazione pratica della procedura: il caso studio di Udine	»	27
4.1. Studio preliminare	»	27
4.2. Caratterizzazione	»	28
4.3. Sperimentazione in laboratorio	»	29
4.4. Presentazione e discussione dei risultati	»	33
5. Applicazione pratica della procedura: il caso studio di Tolmezzo	»	37
5.1. Studio preliminare	»	37
5.2. Caratterizzazione	»	38
5.3. Sperimentazione in laboratorio	»	39
5.4. Presentazione e discussione dei risultati	»	40
6. Caratterizzazione dei digestati	»	43
6.1. Inquinanti presenti nei fanghi di depurazione	»	50
6.1.1. <i>Metalli</i>	»	51

6.1.2. <i>Contaminanti organici</i>	»	52
6.1.3. <i>Organismi patogeni</i>	»	53
6.2. Applicazioni agronomiche di fanghi e digestati	»	58
6.2.1. <i>Aspetti ambientali</i>	»	58
6.2.2. <i>Rischi associati all'area di applicazione degli ammendanti</i>	»	60
7. Considerazioni conclusive sui casi studio presentati	»	63
8. Aspetti per l'ottimizzazione del processo di digestione anaerobica	»	65
8.1. Le fasi della digestione anaerobica	»	65
8.2. L'importanza della temperatura nel processo	»	67
9. Metodi di misurazione utilizzati nell'industria del biogas	»	71
9.1. I test biologici	»	71
10. Esecuzione di esperimenti biologici	»	73
10.1. La preparazione dell'inoculo	»	76
10.2. La specificità dell'inoculo	»	78
10.3. La preparazione del substrato	»	79
11. Esempio applicativo	»	81
12. Considerazioni e applicazioni pratiche	»	83
12.1. Applicazioni pratiche del test sui solidi volatili	»	83
12.2. Applicazioni pratiche del test BMP	»	89
Bibliografia	»	93
Pubblicazioni relative al progetto UNIUD-AUSIR	»	95

PREFAZIONE

Questo report è da intendersi come conclusivo del percorso di ricerca sulla *Codigestione di fanghi di depurazione e matrici organiche di rifiuto come economia circolare del territorio*.

Il lavoro rientra nel progetto più ampio *AUSIR 2019 – Sostenibilità del Ciclo Idrico Integrato e gestione efficiente del Servizio Idrico Integrato: reti, processi e residui* che, come si può intuire dal titolo, vuole studiare ed approfondire concetti molto importanti ed attuali su tre filoni del Ciclo Idrico Integrato, reti, processi e residui, appunto.

La ricerca si focalizza proprio sull'ultima parte della suddivisione, i residui, la cui corretta gestione risulta essere, sempre di più, di fondamentale importanza nel nuovo paradigma di 'economia circolare' incoraggiato e incentivato anche a livello europeo: la gestione dei rifiuti gioca un ruolo centrale in questo concetto. Più nel dettaglio, ci si focalizzerà su quei residui dei processi del Ciclo Idrico Integrato più 'problematici' da gestire, sia dal punto di vista operativo, sia per quanto riguarda gli aspetti ambientali ed economici: i fanghi di supero (fanghi in uscita dagli impianti di depurazione). Al giorno d'oggi è più che mai attuale la problematica del corretto smaltimento dei fanghi di depurazione a tutti i livelli, dai dibattiti politici alle evidenze pratico-operative dei gestori del Servizio Idrico Integrato, alle scoperte della comunità scientifica del settore. A questo proposito sono ormai tutti d'accordo nell'affermare che all'interno di un impianto di depurazione la gestione, il trattamento e lo smaltimento dei fanghi possono essere responsabili fino al 50% dei costi operativi totali dell'impianto, e fino al 40% delle emissioni di gas serra (Gherghel et al., 2019).

Ci si concentra quindi, e si cercherà di migliorarne l'efficienza, sul processo più diffuso (e quello che sembra essere più promettente se condotto e gestito correttamente) per trattare i fanghi di supero: la digestione anaerobica.

Nella prima parte del lavoro si riporta una localizzazione, a livello regionale, delle varie tipologie di impianti di digestione anaerobica: una sorta di 'censimento' per cercare di capire quale sia lo stato dell'arte di questa tecnologia e quanto sia sviluppata e radicata sul territorio. Questa prima parte del progetto è molto importante sotto diversi punti di vista: non esiste, di fatto, una raccolta che risulti completa, organica ed aggiornata, pertanto avere a disposizione dati di questo tipo rende davvero possibile ragionare nell'ottica di economia circolare del territorio, approccio molto più difficile (se non impossibile) senza conoscere lo sviluppo e la diffusione attuale di questa tecnologia.

Nella seconda parte si passerà al vero e proprio scopo di questo lavoro di ricerca: fornire delle linee guida, il più possibile standardizzate, che riportino procedure, dati, evidenze scientifiche, ma anche consigli pratici e applicativi da seguire in un impianto ogni qualvolta sia necessario fare controlli (tramite test in laboratorio, ad esempio), modifiche, aggiornamenti del processo o ideare un nuovo comparto di digestione anaerobica.

Successivamente verranno illustrati due casi studio, realizzati in questo progetto di ricerca, nei quali è stata applicata passo passo la metodologia presentata: verranno riportati i risultati e alcuni motivati commenti su questi, ma sarà a quel punto evidente l'ampia casistica in cui si possono applicare le linee guida standardizzate proposte (procedura metodologica valida sempre a livello generale).

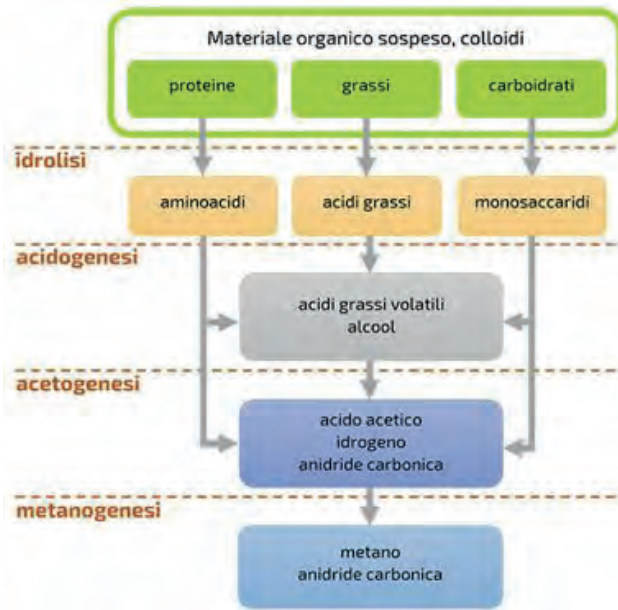
1. INTRODUZIONE

Si riportano, prima di continuare con la trattazione, alcuni brevi cenni generali sulla tecnica di digestione anaerobica in modo da rendere più chiaro, comprensivo ed organico l'intero report. Si tratta, sostanzialmente, di una fermentazione in assenza di ossigeno di materiale organico da parte di alcune specifiche tipologie di consorzi microbici. Questo tipo di fermentazione si differenzia dal processo anossico (anch'esso svolto in assenza, o quasi, di ossigeno) per quanto riguarda l'accettore finale di elettroni nelle reazioni che la caratterizzano: se nella fermentazione anaerobica l'accettore è proprio la molecola organica, nel processo anossico è l'azoto sotto forma di nitriti e nitrati.

Il processo di digestione anaerobica si compone in prima battuta di quattro fasi, durante le quali le macromolecole organiche complesse (proteine, grassi e carboidrati) vengono idrolizzate e metabolizzate dai consorzi microbici fino ad essere trasformate in biogas; le fasi principali del processo sono (Fig. 1.1): l'idrolisi, l'acidogenesi, l'acetogenesi e la metanogenesi. Il biogas (prodotto di 'scarto' di tutto il processo) è composto principalmente da metano (55-60%), anidride carbonica (35-40%), acqua e altri gas presenti in tracce (<2%).

La digestione anaerobica si è sviluppata inizialmente con lo scopo di ridurre il carico organico (COD), di stabilizzare la matrice e, nel caso dei fanghi di depurazione, di ridurre l'odore. Successivamente, vista la possibilità di sfruttare il prodotto della fermentazione (il biogas) per scopi energetici, si è sviluppato anche, e soprattutto, con questa finalità. Attualmente è la tecnica più diffusa all'interno degli impianti di depurazione per trattare i fanghi di supero derivanti dal comparto biologico, ma anche nelle realtà agricole, in modo da poter sfruttare energeticamente materiale organico proveniente da scarti erbacei e/o reflui zootecnici o, ancora, per trattare la frazione organica dei rifiuti solidi urbani.

Fig. 1.1. *Fasi di processo e prodotti intermedi della digestione anaerobica.*



L'impiego energetico è caratterizzato da una preventiva 'pulizia' del biogas, dal quale viene eliminata l'anidride carbonica presente (esistono varie tecnologie in merito che vengono tuttavia sorvolate in questa sede); a questo punto il biogas è, di fatto, metano (il componente principale, come detto, della miscela di gas assieme alla CO_2) e può essere utilizzato nei diversi modi che ormai tutti conosciamo e che la tecnologia ci permette: ad esempio produzione di energia elettrica, calore per vari impieghi, o come carburante non fossile.

È chiara, dunque, l'importanza e la valorizzazione che bisogna dare a questo tipo di tecnologia; a questo proposito infatti si può affermare che il biogas stia giocando un ruolo chiave all'interno dell'emergente mercato dell'energia rinnovabile. Un processo, quello della digestione anaerobica, che presenta enormi potenzialità (sia dal punto di vista energetico con la produzione di metano da fonti pulite, che dal punto di vista gestionale con la possibilità di trattamento di matrici organiche che altrimenti verrebbero smaltite in modi non adeguati e sostenibili dal punto di vista ambientale) ma che presenta, parallelamente, altrettante fragilità:

il processo sta tutto, come accennato, nell'attività biologica di specifici batteri e dunque nella coesistenza di migliaia di specie di microrganismi (ognuna delle quali possiede esigenze vitali diverse). È necessario, dunque, alimentare i batteri all'interno del digestore con la dieta (substrato organico) corretta ed assicurare loro le condizioni igieniche più adatte. Inoltre la digestione anaerobica è fortemente influenzata dal pH, dall'eventuale accumulo di acidi grassi volatili, dalla temperatura, dai nutrienti, dalla presenza di inquinanti inibitori, e va sempre ricordato come i microrganismi siano sensibili sia all'eccesso che al deficit di materia prima organica.

Queste poche righe solo per sottolineare, da un lato, l'enorme potenzialità che può (e che deve) essere sviluppata da questa tecnologia, dall'altro la necessità di ricerca continua, di monitoraggio, di competenze tecniche e specializzate per una corretta ed efficiente gestione di un impianto biogas.

2. LOCALIZZAZIONE REGIONALE

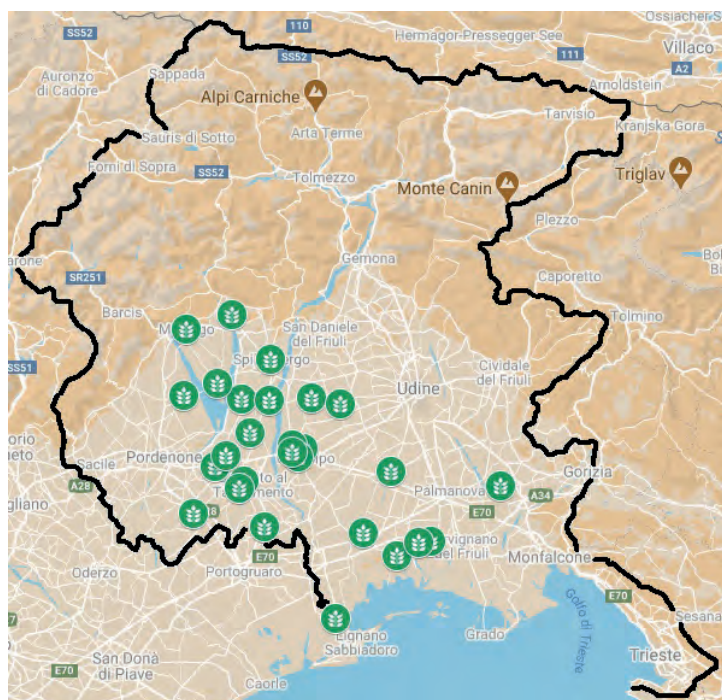
In questa prima parte del lavoro si è cercato di censire gli impianti biogas presenti sul territorio regionale classificandoli nelle tre principali macrotipologie: impianti agricoli, fanghi di depurazione e rifiuti urbani. Come accennato precedentemente non esiste attualmente una lista completa e aggiornata su questo argomento e di conseguenza, nonostante le numerose fonti consultate, la localizzazione potrebbe risultare incompleta e frammentaria. A questo proposito si coglie l'occasione anche per sensibilizzare, per quanto possibile, tutte le figure coinvolte all'interno di questa realtà produttiva (amministrative, politiche, gestionali, fino ai singoli impianti dislocati sul territorio) nella raccolta e nella condivisione di questi dati, al fine di poter completare (e mantenere aggiornato nel tempo) questo lavoro di censimento e monitoraggio regionale.

2.1. Impianti biogas agricoli

Nonostante le premesse si è riusciti a raccogliere numerosi dati su questo tipo di impianti di digestione anaerobica. Tali realtà impiegano all'interno dei propri digestori scarti agricoli, reflui zootecnici e/o biomasse vegetali con lo scopo di produrre biogas.

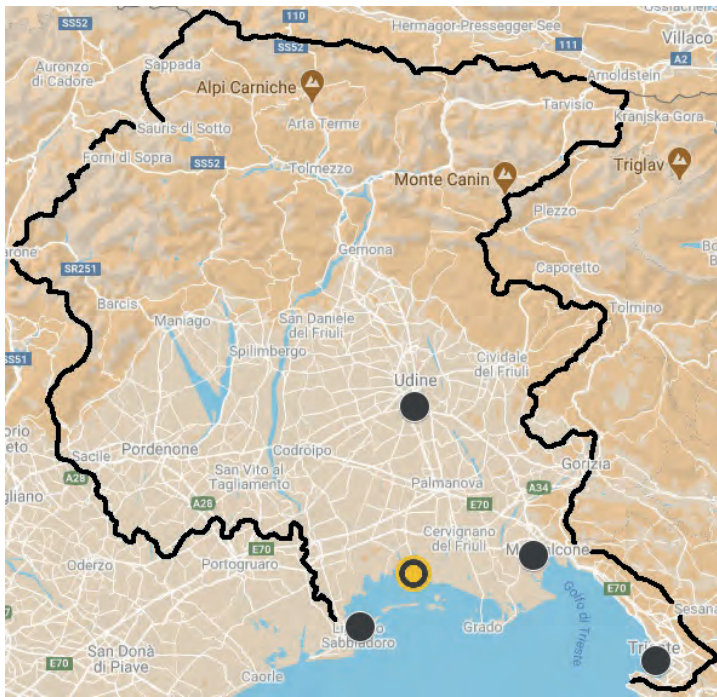
Come si può notare dalla mappatura riportata in Figura 2.1, è stata accertata l'esistenza di 30 impianti complessivi distribuiti in maniera nettamente disomogenea sul territorio: 17 di questi (>50%) si trovano nella provincia di Pordenone, 12 sono collocati in provincia di Udine e solo un impianto è localizzato in provincia di Gorizia. Seppure, come detto, la raccolta potrebbe aver tralasciato qualche realtà di piccole dimensioni, si nota una totale assenza di questo tipo di impianti nella parte più settentrionale della regione. Forse a causa di motivi legati alla conformazione territoriale, a politiche locali inadeguate sotto questo punto di vista oppure, più semplicemente, per ragioni sociali che spingono ancora ad una visione 'tradizionale' del settore, si osserva la regione montana del Friuli Venezia Giulia del tutto sprovvista (o quasi) di impianti di questo tipo.

Fig. 2.1. Localizzazione impianti biogas agricoli in Friuli Venezia Giulia.



Va almeno accennato a questo livello un altro aspetto molto attuale per gli impianti biogas che trattano rifiuti agricoli: come spiegato in precedenza il processo di digestione anaerobica si è sviluppato principalmente come possibilità di trattare in maniera sostenibile rifiuti (residui, appunto, ricordando il titolo del progetto di ricerca) e l'aspetto energetico di questo processo dovrebbe essere (almeno da un punto di vista etico) un virtuoso effetto collaterale. In altre parole si notano sempre di più realtà (soprattutto di notevoli dimensioni al di fuori dai confini regionali) che puntano al processo di generazione di biogas come finalità primaria con terreni, anche di notevoli dimensioni, coltivati appositamente (con colture selezionate ad hoc) a questo scopo. Queste poche righe soltanto per portare alla luce questo aspetto che se da un lato è, senza ombra di dubbio, vantaggioso dal punto di vista economico forse meriterebbe qualche considerazione in più dal punto di vista etico e morale.

Fig. 2.2. Localizzazione impianti biogas da fanghi di depurazione in Friuli Venezia Giulia.

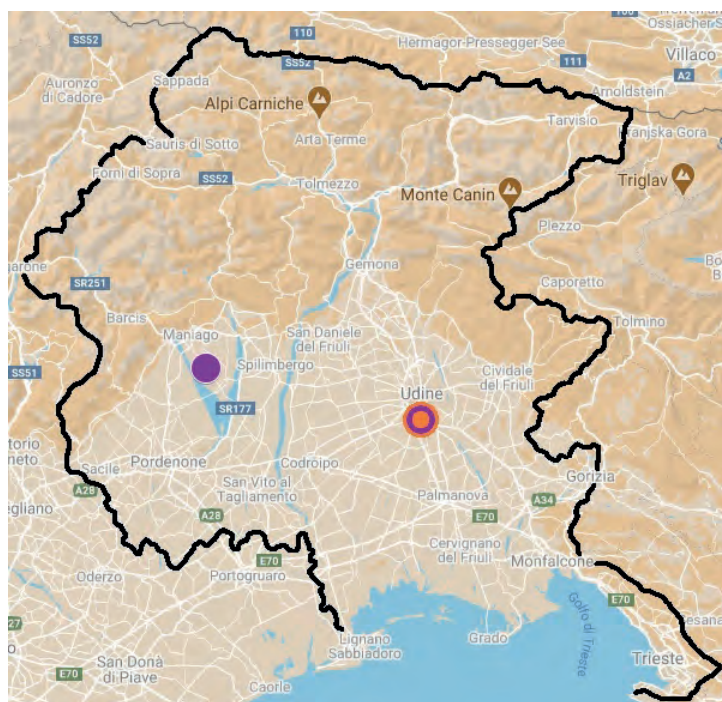


2.2. Impianti biogas da fanghi di depurazione

In questo caso si tratta di realtà che alimentano i propri digestori anaerobici con i fanghi di supero derivanti dal processo di depurazione biologica delle acque reflue. Per questi impianti (facenti parte, sostanzialmente, degli stessi impianti di depurazione) è più facile il censimento e i dati riportati sembrano essere più completi e aggiornati rispetto al caso precedente.

Si evidenziano in colore nero sulla mappa in Figura 2.2 i digestori anaerobici presenti all'interno dell'impianto di depurazione di Udine (impianto con carico di 200 000 abitanti equivalenti), di Lignano (86 400 abitanti equivalenti), di Staranzano (in grado di trattare un carico pari a 150 000 ab. eq. grazie al futuro ampliamento in progetto) e di Servola (190 000 abitanti equivalenti). Per quanto riguarda la realtà triestina, Servola presenta una centrale di produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile che sfrutta il biogas prodotto proprio nel processo di depurazione delle acque reflue.

Fig. 2.3. Localizzazione impianti biogas da rifiuti urbani in Friuli Venezia Giulia.



L'energia elettrica prodotta dal generatore viene immessa ed utilizzata nella rete interna di stabilimento, mentre una parte dell'energia termica prodotta dal gruppo di generazione viene riutilizzata nel processo d'impianto fornendo calore al digestore (si tratta di un impianto in grado di produrre, nel 2011, 364 000 kWh).

L'impianto di depurazione localizzato a San Giorgio di Nogaro (Udine), evidenziato in maniera diversa sulla mappa, è attualmente sprovvisto di digestore anaerobico per il trattamento dei fanghi di supero ma dimostra l'interesse e l'esigenza di intraprendere un'idea di progetto in questa direzione.

2.3. Impianti biogas da rifiuti urbani

In questa categoria rientrano quegli impianti che producono biogas a partire dai rifiuti urbani. Ancora una volta, se ce ne fosse bisogno, torna evidente e sempre più importante il tema della gestione e della valorizza-

zione dei residui, vista la quantità di rifiuti urbani che siamo portati inevitabilmente a produrre e, in qualche modo, a smaltire.

Anche in questo caso il censimento è pressoché completo e aggiornato (Fig. 2.3); trattandosi di impianti di notevoli dimensioni, infatti, dati, riferimenti e valori di produzione sono facilmente reperibili. La realtà di Maniago (avviata nel 2012) tratta anaerobicamente rifiuti organici della raccolta differenziata con una produzione complessiva di circa 32 000 000 kWh/anno (grazie ad un sistema di cogeneratori che trasformano il biogas in energia). Per rendere l'idea del livello di produzione di questo impianto basti pensare che i gruppi di cogenerazione alimentati dal biogas producono energia elettrica sufficiente per alimentare il consumo di una città di oltre 20 000 abitanti (evitando l'emissione in atmosfera di oltre 20 160 t/anno di anidride carbonica).

Inoltre, viene evidenziato diversamente sulla mappa riportata l'impianto di raccolta dei rifiuti urbani di Udine: in questo caso sono diversi anni che si discute sulla realizzazione di una realtà simile a quella esistente nel comune di Pordenone ma la situazione sembra destinata a rimanere tale (cioè un'idea di progettazione) ed è stata riportata soltanto per completezza.

3. PROCEDURE E LINEE GUIDA

Entrando nel cuore del progetto, come detto, lo scopo è quello di fornire una metodologia generale da poter applicare nei casi in cui si vogliono attuare considerazioni e/o modifiche ad impianti di digestione anaerobica. Essenzialmente il modus operandi proposto si compone di cinque fasi, approfondite nei paragrafi successivi: studio preliminare, caratterizzazione, sperimentazione in laboratorio, sperimentazione pilota/impianto, decisioni operative.

3.1. Studio preliminare

Questa fase è molto importante e forse quella più spesso tralasciata o non affrontata con l'adeguato approfondimento e senso critico. Vista l'immensa complessità e l'effimero equilibrio nelle dinamiche vitali all'interno di un impianto di digestione anaerobica è chiaro come sia fondamentale essere sempre aggiornati e documentati sulle evidenze scientifico-tecnologiche in materia. L'ideale, prima di giungere a qualunque conclusione in caso di problematiche d'impianto, o di effettuare scelte progettuali nel caso di nuova realizzazione, sarebbe informarsi su riviste, pubblicazioni o giornali del settore, nazionali e/o internazionali. Agendo in questo modo verrà alla luce come numerose 'leggende metropolitane' molto diffuse sia fra i costruttori che tra i gestori di impianti biogas risultino ormai anacronistiche e superate. In altre parole la competenza di chi attuerà le decisioni dovrà essere proporzionale alla complessità del sistema.

Solo per citare un esempio, si è ricordato in precedenza come la temperatura sia un fattore di importanza cruciale nella digestione anaerobica: probabilmente è proprio questo aspetto che ha originato il maggior numero di 'leggende' fra progettisti, costruttori e gestori di impianti biogas. In generale la temperatura di funzionamento ideale del digestore anaerobico dipenderà dalla composizione dell'ecosistema di batteri, il quale va considerato e

valutato nel suo complesso. Di conseguenza decidere la temperatura di funzionamento soltanto sulla base delle prove di degradazione dell'acetato appare troppo riduttivo. Non è neanche la biodiversità dei batteri metanigeni (batteri responsabili della fase di metanogenesi) il miglior criterio per decidere la temperatura di funzionamento dell'impianto, in quanto molti altri organismi devono degradare la biomassa prima dei batteri sopracitati. È evidente allora come ogni impianto biogas sia un caso particolare, unico e a sé stante, che richiede alcune prove pratiche per definire la temperatura di funzionamento ideale per quello specifico consorzio batterico.

Queste poche righe riguardo alla temperatura per sottolineare, ancora una volta, l'importanza in generale di questa prima fase di studio, per non incappare in errori dettati dall'agire comune, dal 'si è sempre fatto così' ma per essere aggiornati e compiere, in questo modo, le decisioni operative più efficaci.

3.2. Caratterizzazione

In questa fase si intende caratterizzare il substrato organico che verrà immesso (o che si trova nel caso di un impianto esistente) all'interno del digestore anaerobico. Questa fase, anche se non eccessivamente dettagliata (a volte bastano poche semplici analisi chimiche in laboratorio), deve sostanzialmente rispondere alla domanda 'quali sono le caratteristiche di ciò che viene fornito come alimentazione al digestore?'. In prima battuta può sembrare un aspetto scontato o non troppo rilevante, ma vista la complessità e i diversi equilibri fra i consorzi microbici è chiaro come sia fondamentale conoscere le caratteristiche della 'dieta' del digestore.

Per capire meglio questa fase della procedura basta pensare a qualche semplice esempio pratico: spesso l'alimentazione del digestore è caratterizzata da una singola sostanza, che verrà digerita da un ecosistema composto, come detto, da oltre migliaia di specie, alcune delle quali possono essere più o meno efficienti nella degradazione del substrato in questione; da qui è chiara l'importanza di conoscere le caratteristiche del substrato stesso. Inoltre, a volte, la degradazione di alcune tipologie di materie prime può condurre ad un eccessivo accumulo di composti (acidi grassi volatili, ad esempio), che possono portare all'inibizione del processo e al collasso dell'intero ecosistema microbico (conseguenza assolutamente da evitare in quanto irreversibile).

Inoltre, quando la materia prima per l'impianto biogas è costituita da una miscela di biomasse diverse (impianti di cogenerazione), è più che consigliabile testare diverse frazioni dei vari substrati, in modo tale da valutare la loro migliore combinazione. In questi casi un'idea generale sul rapporto tra carbonio e azoto (C/N) delle diverse biomasse che compongono la miscela, benché non sufficiente a fornire una caratterizzazione completa ed esaustiva degli elementi, risulta utile almeno per calcolare le proporzioni che si avvicinano di più all'ottimo, o per minimizzare la quantità di prove biologiche da eseguire prima di definire la dieta del digestore.

A questo proposito, in linea del tutto generale, si possono fare alcune considerazioni: molte evidenze portano a concludere che un'alimentazione mediamente corretta per un impianto di biogas presenti un rapporto C/N il più vicino possibile a 30; siccome anche il fosforo è un elemento essenziale per la vita batterica, è importante che la dieta ne tenga conto: si riporta, sempre in via del tutto generale, che una crescita ottimale dei microrganismi si ottenga con un rapporto C/N/P pari a 150/5/1. Si sottolinea però che non basta che questi elementi siano presenti nelle materie prime nelle proporzioni ottimali, ma devono anche essere in una forma che risulti facilmente assimilabile dai batteri: è questa la ragione principale per la quale è praticamente impossibile formulare la dieta di un impianto basandosi soltanto sui rapporti fra carbonio, azoto e fosforo.

In conclusione si può affermare che come 'l'uomo non vive di solo pane' anche per i batteri vige un aspetto analogo: infatti come gli animali superiori anch'essi necessitano di una dieta bilanciata, condotta in modo da evitare bruschi cambiamenti o stravolgimenti improvvisi.

3.3. Sperimentazione in laboratorio

A questo punto, nota la composizione chimica e le caratteristiche principali del 'cibo' (o della miscela di composti), è necessario valutare la capacità da parte del substrato organico di essere digerito in forma anaerobica dai batteri e di produrre biogas. Per raggiungere questo scopo non si può prescindere dall'ausilio di prove a scala di laboratorio, la più importante delle quali è senza dubbio la prova BMP (*Biochemical Methane Potential*). Con questo test si può valutare, a partire da un inoculo di riferimento, la capacità di un determinato substrato di essere degradato oppure, viceversa, eseguendo il test con un substrato noto (composti di riferimento di cui si conosce a priori il grado di degradabilità e la produzione media di

biogas) valutare lo stato di salute e il grado di attività dell'inoculo (cioè i batteri che si trovano, ad esempio, all'interno del digestore nell'impianto che si vuole controllare o monitorare). Presupponendo di eseguire le prove per indagare le caratteristiche del substrato (utilizzando, quindi, un inoculo valido, attivo, prelevato ad esempio da un impianto che presenta elevate produzioni di biogas e nessuna problematica sull'ecosistema batterico) i test BMP forniscono una serie di informazioni molto utili, come ad esempio dati sulla quantità e sulla velocità con cui il materiale viene degradato in condizioni ottimali, nonché indicazioni sulla sua resa potenziale di metano.

Il test (trattasi di prove in batch) è di semplice realizzazione e si esegue mediante alcuni reattori (bottiglie di volume variabile a seconda dello strumento ma nell'ordine generalmente di 0.5/1 litri) riempiti con l'inoculo, ovvero con il consorzio microbico prelevato dall'impianto. All'interno di questi reattori, equipaggiati con agitatori e mantenuti a temperatura costante grazie all'ausilio di un bagno termostatico, viene posto il substrato da testare e, dopo aver eliminato l'aria presente nello spazio di testa mediante il flussaggio di azoto per garantire le condizioni anaerobiche, si avvia il test la cui durata può raggiungere i 25-35 giorni (fino a quando la produzione di biogas non ha raggiunto un valore costante e si è stabilizzata). Il biogas prodotto all'interno della bottiglia viene inviato, con alcuni collegamenti realizzati da piccoli tubicini in plastica, ad un'unità capace di separare l'anidride carbonica dal flusso e, successivamente, il metano ormai ripulito giunge al dispositivo di misura che ne determina la quantità netta. Riportando i dati registrati da quest'ultimo su un grafico che presenti sull'asse orizzontale il tempo (solitamente in giorni) e sull'asse verticale il volume di metano prodotto (di solito in millilitri di metano per ogni grammo di solidi volatili) si può monitorare l'andamento della produzione nel tempo e valutare, alla fine della prova, la capacità da parte del substrato di essere degradato e di produrre metano. I test BMP, in altre parole, simulano in scala di laboratorio ciò che avviene in un digestore anaerobico e dunque, alla stregua di quanto detto precedentemente per la scala d'impianto, anche tali prove sono sensibili alle condizioni operative (temperatura, pH, intensità di miscelazione, rapporto inoculo/substrato) così come alle caratteristiche del substrato. A questo proposito consiglio generale ma sempre valido è quello di effettuare i test in laboratorio simulando, il più fedelmente possibile, le condizioni ambientali presenti in impianto (temperatura, pH, si-

stema e intensità di miscelazione...); per quanto riguarda il rapporto inoculo/substrato, invece, è sempre raccomandato svolgere qualche considerazione e valutazione aggiuntiva in merito. Durante l'esecuzione di questi test biologici, infatti, è molto importante definire il rapporto fra il 'peso vivo' dei microrganismi e il 'cibo' a loro disposizione: una misura accettabile del peso vivo è la concentrazione di solidi volatili nell'inoculo, mentre per il substrato quest'ultimi forniscono una buona misura del materiale organico presumibilmente biodegradabile contenuto in esso. Il tipico rapporto fra i solidi volatili dell'inoculo e quelli del substrato per le prove in batch varia fra 1.6 e 3, in modo da garantire che la quantità di batteri sia sufficiente a consumare tutto il substrato. Valori di questo rapporto inferiori a 2, a volte, possono condurre al fenomeno noto come 'inibizione da substrato': in parole semplici è come se i batteri soffrissero di 'indigestione' a causa dell'eccesso di cibo oppure perché il substrato in questione risulta troppo difficile da digerire. Una regola pratica, applicabile mediamente quando si eseguono questi test BMP, è quella di adottare un rapporto I/S (inoculo/substrato) pari a 3. Ad ogni modo, indipendentemente dal fatto che si esegua il test per valutare la produzione di biogas di substrati incogniti, o per monitorare il grado di salute e attività della flora batterica mediante biomasse di riferimento, la procedura per eseguire questa prova è sempre la stessa. L'analisi e l'interpretazione dei grafici che risultano al termine di questi esperimenti biologici possono fornire, come detto, informazioni molto utili sia nel campo della ricerca che a livello pratico di gestione di un impianto: come ogni altro essere vivente, infatti, anche i microrganismi crescono più 'in salute' se alimentati con una dieta assortita e bilanciata. Se la biodiversità dell'intero ecosistema batterico è ricca, inoltre, la sua performance di digestione (e conseguentemente di produzione di biogas) sarà migliore. Queste sono tutte valutazioni che emergono in maniera abbastanza netta in una prova BMP: oltre al mero dato di produzione netta massima di metano che si può raggiungere con l'inoculo e il substrato testato, infatti, si possono compiere anche considerazioni più specifiche e approfondite, come monitorare l'attività della flora microbica, decidere se una certa tipologia di popolazione batterica è adatta alla metabolizzazione di un certo substrato o, ancora, cercare di capire se l'inoculo ha solo bisogno di un periodo di acclimatamento per iniziare a produrre quantità rilevanti di metano. Un classico esempio molto ricorrente per affidarsi a questa tipologia di test è rappresentato proprio dal cambiamento della dieta del digestore in

un impianto. Esso, infatti, può avvenire per molteplici ragioni (economiche, gestionali...), creando sempre una sorta di incertezza e insicurezza gestionale, almeno nella fase di transizione e nei primi periodi dopo la variazione di alimento. È chiaro dunque, a questo punto, come eseguire il test BMP, utilizzando come inoculo la flora batterica dell'impianto e come substrato la biomassa 'nuova', possa aiutare a fare chiarezza (almeno in prima battuta) sulle dinamiche che si instaureranno con il nuovo piano alimentare.

3.4. Sperimentazione pilota/impianto

La quarta fase della procedura metodologica prevede una sperimentazione a più grande scala: passando infatti dai volumi in gioco in laboratorio (ordine di grandezza dei litri) a quelli realmente transitanti in un impianto pilota o in un reale digestore anaerobico, le dinamiche e le considerazioni potrebbero variare.

Il fattore di scala in questo senso è fondamentale, e verificare i risultati ottenuti con i precedenti test appare dunque necessario per non commettere errori o scelte frettolose tali da compromettere l'efficienza di produzione o, peggio, la salute della flora microbica del digestore.

Attraverso queste prove a 'grandezza reale' si può ottimizzare il settaggio dei parametri operativi (temperatura di funzionamento, pH...) che magari, nella fase precedente, sono stati mantenuti costanti per esigenze di laboratorio. In questo step, inoltre, è possibile compiere una vera e approfondita analisi di fattibilità economica: può succedere, ad esempio, che la produzione di biogas di una nuova biomassa testata in laboratorio, seppur elevata, non giustifichi il costo necessario per acquistarla in grosse quantità sul mercato. In questo banale esempio il fattore di scala diventa evidente, tangibile: nei test infatti si utilizzano quantità di materie prime (biomasse vegetali, fanghi, reflui zootecnici...) nell'ordine di grandezza dei grammi, ben diverse da quelle necessarie per alimentare un digestore anaerobico.

Un altro classico caso si può manifestare quando si testa l'efficacia di alcuni pretrattamenti sulla biomassa per valutare l'eventuale aumento di produzione di metano: può succedere, ancora una volta, che l'innalzamento di produzione non giustifichi il costo del pretrattamento o, a livello pratico, che sia molto complicata (se non impossibile, a volte) la realizzazione a grande scala di un sistema capace di pretrattare i volumi in gioco in impianto.

3.5. Decisioni operative

Questo è l'atto finale delle linee guida, il momento in cui vengono riassunti tutti i dati, le informazioni, le ricerche condotte e i risultati ottenuti, al fine di formulare e attuare la decisione. Come detto, la procedura è generale, applicabile sia per modifiche ad impianti esistenti che per nuovi progetti.

È questo quindi lo step in cui si valuta se è meglio alimentare il digestore con una biomassa piuttosto che un'altra, se è vantaggioso passare ad un sistema di cogenerazione o, ancora, se è conveniente modificare le condizioni operative d'impianto (ipotizzando, ad esempio, di far avvenire alcune delle fasi della digestione anaerobica in serbatoi diversi), soltanto per citare alcuni esempi applicativi.

Si riporta, in Figura 3.1, uno schema grafico che riassume e sottolinea i tratti salienti dell'intera procedura appena descritta.

Fig. 3.1. Schematizzazione riassuntiva della procedura proposta



4. APPLICAZIONE PRATICA DELLA PROCEDURA: IL CASO STUDIO DI UDINE

La seconda parte del progetto vuole portare un esempio pratico della procedura appena presentata: applicando i cinque punti delle linee guida, infatti, la finalità è quella di indagare l'efficacia di alcuni pretrattamenti fisico-chimici sulla produzione di biogas da fanghi di depurazione. Nel seguito verranno ripercorsi tutti gli step affrontati in questo caso studio, dalla ricerca iniziale alle considerazioni conclusive riguardanti i pretrattamenti testati.

Fig. 4.1. *Impianto di depurazione di Udine (Friuli Venezia Giulia).*



4.1. Studio preliminare

In questo caso lo studio iniziale si è concretizzato in una ricerca bibliografica riguardo gli argomenti di interesse: questo momento, come detto, è molto importante al fine di impostare in modo adeguato il lavoro di ricerca, come sono fondamentali l'attendibilità e la visibilità delle fonti consultate.

Al fine dunque di indagare lo stato dell'arte nazionale e internazionale sui pretrattamenti dei fanghi di depurazione si è ricorsi ad articoli scientifici del settore pubblicati su riviste come *Journal of Cleaner Production*, *Fuel* o *Journal of Hazardous Materials*, solo per citarne alcune. Ottime consultazioni inoltre, che hanno fornito spunti attuali ed interessanti, sono state alcune tesi di dottorato su argomenti inerenti e un libro, pubblicato nel 2018, dal titolo *Managing Biogas Plant – A Practical Guide*.

Con questa fase si è quindi riusciti ad individuare i pretrattamenti che sembrano essere più efficaci nel massimizzare le rese in biogas, oltre che a progettare a livello pratico l'esecuzione delle singole prove.

4.2. Caratterizzazione

In questo studio è stato utilizzato come substrato di riferimento, al quale applicare i vari pretrattamenti, il fango proveniente dall'impianto di depurazione di Udine (Fig. 4.1). Come primo approccio, una volta prelevato sul campo e portato in laboratorio, quest'ultimo è stato caratterizzato per valutarne (almeno in prima battuta) le principali caratteristiche fisico-chimiche. Attraverso semplici analisi eseguite tramite kit e veloci letture spettrofotometriche è stato possibile determinarne COD totale, COD solubile, solidi volatili, solidi totali, pH, alcalinità, fosfati, ammoniaca e solfati. Nel seguito, in forma tabellare, vengono riportati i risultati ottenuti:

Tab. 4.1. *Caratterizzazione fisico-chimica del fango di Udine.*

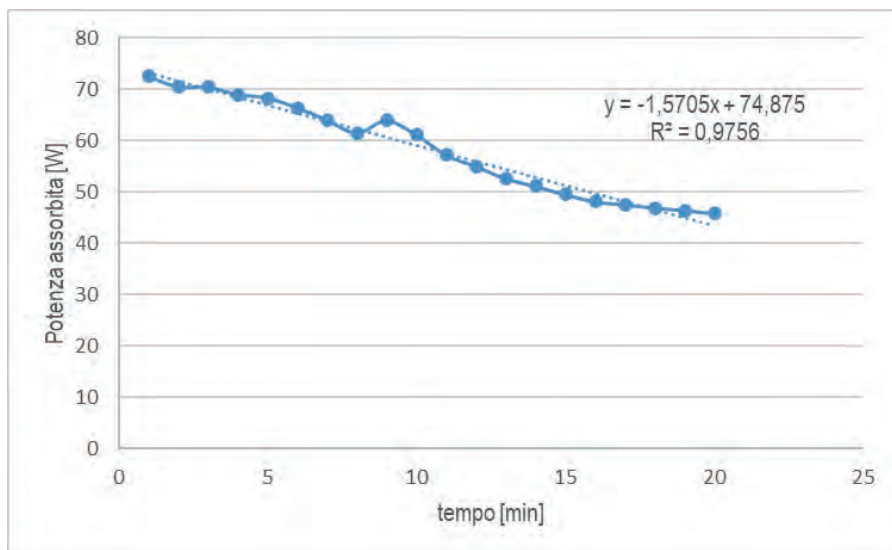
COD totale =	25 250	mg/l
COD solubile =	885	mg/l
Solidi volatili =	1.9	%
Solidi totali =	2.8	%
pH =	6.0	
Alcalinità =	945	mgCaCO ₃ /l
Fosfati =	33.5	mgP/l
Ammoniaca =	98	mgNH ₃ /l
Solfati =	assenti	mgSO ₄ /l

4.3. Sperimentazione in laboratorio

Sono stati eseguiti test BMP con la stessa procedura descritta nei paragrafi precedenti. Tutte le prove sono state replicate in triplo in modo da possedere un buon grado di rappresentatività ed una riduzione nella propagazione degli errori eventualmente commessi. Per questi saggi biologici, dunque, si sono utilizzati sempre tre reattori contenenti il substrato tal quale (così come prelevato in impianto) e tre per ogni tipologia di campione trattato (Fig. 4.3); nello specifico, in seguito, vengono riportate le principali caratteristiche dei pretrattamenti testati e le fasi salienti della loro esecuzione:

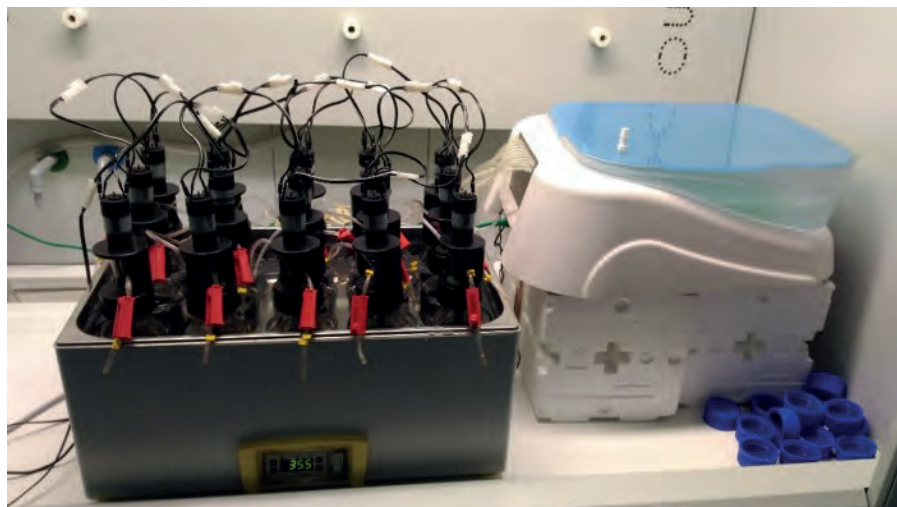
- pretrattamento termico ad elevate temperature: il substrato è stato mantenuto ad una temperatura di 85 °C per un tempo di sei ore e successivamente immesso nei ‘digestori’ (le bottiglie in vetro che fungono da digestore anaerobico nelle prove BMP) (Xuemei Zou et al., 2020);
- ciclo gelo-disgelo: il campione veniva mantenuto a -24 °C per 24 ore, successivamente fatto scongelare a temperatura ambiente per altrettanto tempo (Montusiewicz et al., 2010);
- pretrattamento basico: il substrato è stato addizionato con una soluzione di NaOH 5M fino al raggiungimento di un valore del pH pari a 12 e successivamente mantenuto costantemente miscelato per 24 ore (Tulun e Bilgin, 2019; Rani et al., 2012);
- aggiunta di biochar: in questo caso al fango veniva aggiunta una quantità di biochar pari al suo contenuto (in percentuale) di solidi totali ovvero, rimandando alla tabella precedente sulla caratterizzazione del fango, pari al 2.8%, ossia 3.024 grammi (Puxiang Yan et al., 2020);
- pretrattamento ad ultrasuoni: in questo caso il campione è stato sottoposto ad ultrasuoni per un tempo pari a 20 minuti (dopo i quali il campione presentava una temperatura pari a 70 °C) (Xiyao Li et al., 2018). La potenza utilizzata dallo strumento è stata monitorata nel tempo e si riporta, nel seguito, la sua variazione durante i venti minuti di test (Fig. 4.2).

Fig. 4.2. *Andamento della potenza assorbita durante l'esecuzione della prova (pre-trattamento mediante ultrasuoni).*



- pretrattamento termico a basse temperature: il substrato è stato mantenuto ad una temperatura di 65 °C per un tempo di sei ore (Ying Xu et al., 2020);
- pretrattamento termico a medie temperature: il substrato è stato mantenuto ad una temperatura di 75 °C per un tempo di sei ore (Xuemei Zou et al., 2020);
- trattamento combinato: in questo caso il fango è stato pretrattato in forma alcalina con le stesse modalità della prova base (aggiunta di soluzione NaOH 5M fino a raggiungere il valore di pH pari a 12 e mantenuto mescolato per 24 ore), successivamente veniva riscaldato a 75 °C per un tempo pari a 6 ore.

Fig. 4.3. *Strumentazione BMP utilizzata per la sperimentazione.*



Inoltre, in questa fase, è stato determinato il valore del COD solubile per ogni campione trattato per valutare, in primissima battuta, se il trattamento aumentasse la frazione facilmente biodegradabile del substrato (assimilabile appunto, almeno in prima analisi, al valore del COD solubile). Nel seguito si riportano, in forma tabellare, i risultati ottenuti (interessanti da confrontare con l'analoga grandezza relativa al substrato di riferimento non trattato, riportata nel paragrafo precedente di caratterizzazione).

Tab. 4.2. *Valori del COD solubile del fango di Udine a seguito dei diversi pre-trattamenti.*

Pretrattamento	COD solubile	
Termico 85 °C	5 475	mg/l
Gelo - Disgelo	1 862.5	mg/l
Basico	10 540	mg/l
Ultrasuoni	8 790	mg/l
Termico 65 °C	3 470	mg/l
Termico 75 °C	5 815	mg/l
Basico + Termico 75 °C	15 460	mg/l

Fig. 4.4. Produzione cumulata di metano del fango di Udine con diversi pre-trattamenti.

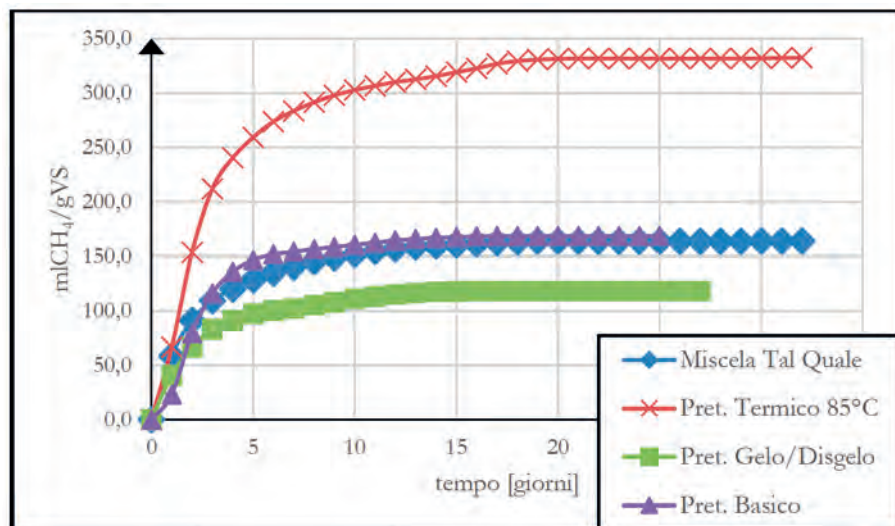
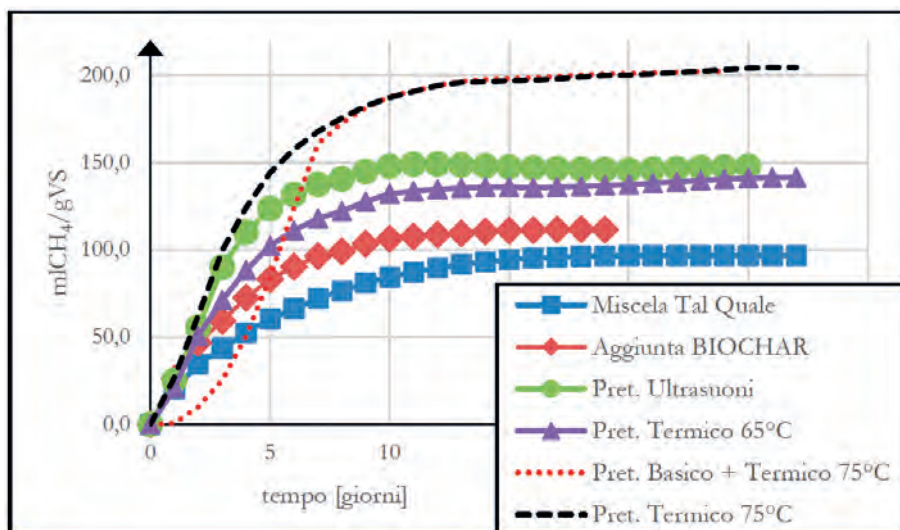


Fig. 4.5. Produzione cumulata di metano del fango di Udine con diversi pre-trattamenti.



4.4. Presentazione e discussione dei risultati

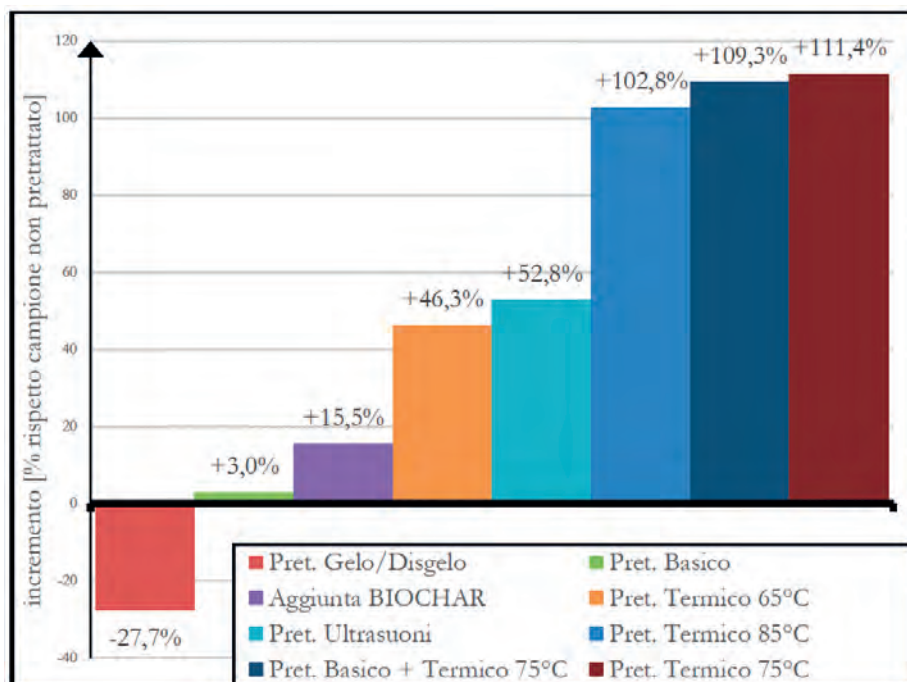
Verranno qui presentati graficamente i dati ottenuti dalle prove BMP: gli output degli esperimenti (Fig. 4.4 e Fig. 4.5) sono, come già accennato, le produzioni cumulate di metano per ogni campione testato, dalle quali sarà possibile formulare alcune considerazioni sull'eventuale efficacia dei pretrattamenti eseguiti.

Le curve di produzione relative a tutti i pretrattamenti testati sono maggiori rispetto a quella del campione tal quale: l'unica eccezione è rappresentata dal trattamento tramite il ciclo gelo-disgelo. Questo risultato è in disaccordo con quanto osservato nella bibliografia di riferimento, nella quale a seguito del ciclo gelo-disgelo si registrava un aumento nella produzione di metano, nonostante le evidenze dimostrino che il trattamento dovrebbe agire distruggendo le strutture del fango e le cellule batteriche a seguito della formazione di cristalli di ghiaccio di diverse dimensioni.

Risultati soddisfacenti, invece, emergono dal trattamento mediante ultrasuoni: in questo caso, a causa delle elevate forze di taglio che si generano, le strutture del fango vengono distrutte e la solubilizzazione delle sostanze organiche in esso contenute, di conseguenza, migliora notevolmente. Questo sistema di pretrattamento sta suscitando discreta attenzione, soprattutto in ambito di ricerca, visti i suoi numerosi vantaggi di applicazione fra i quali il ridotto tempo necessario alla sua esecuzione e l'assenza di additivi chimici e di sottoprodotti. Tuttavia, alcuni aspetti in questa tecnica vanno settati e monitorati adeguatamente: in alcuni studi l'uso di ultrasuoni ad un'intensità troppo elevata, per esempio, ha dimostrato un maggiore rilascio di COD solubile nel fango che non sempre, però, significava un aumento conseguente della produzione di biogas.

I migliori risultati di questa fase di sperimentazione si sono registrati nei trattamenti termici, sia a basse che ad elevate temperature: questa modalità di trattare i fanghi, in accordo anche con le recenti pubblicazioni consultate, consente la solubilizzazione del materiale organico e facilita la fase di idrolisi, la quale rappresenta lo step limitante soprattutto quando vengono degradati rifiuti organici ad elevato contenuto di composti complessi. Senza richiedere l'aggiunta di alcuna sostanza chimica, inoltre, il calore distrugge i legami delle pareti e delle membrane cellulari, con conseguente rilascio di composti intracellulari.

Fig. 4.6. Schema riassuntivo degli aumenti di produzione in metano a seguito dei diversi pre-trattamenti per il fango di Udine.



Nonostante il notevole aumento della produzione di metano nei campioni trattati termicamente, va posta particolare attenzione al valore di temperatura impiegata, in quanto quest'ultima potrebbe condurre ad effetti indesiderati. Oltre i 180 °C, ad esempio, si possono formare composti organici refrattari, in seguito essenzialmente alla reazione di Maillard (una serie complessa di fenomeni che avviene a causa dell'interazione tra zuccheri e proteine ad elevate temperature).

Infine, si fa notare come la maggior produzione di metano fra tutti i campioni testati, pari a circa 200 mlCH₄/gVS, si è registrata con il pretrattamento termico a 75 °C e con quello combinato basico più termico a 75 °C: è interessante osservare come il valore massimo, al termine delle due prove, sia lo stesso ma la curva che identifica il trattamento combinato sia traslata leggermente in avanti nel tempo. Questo fenomeno può essere stato causato, probabilmente, dal fatto che con questo trattamento il

fango, all'inizio del periodo di digestione, presentava un pH pari a 12: sono stati necessari alcuni giorni, quindi, affinché il sistema si stabilizzasse su valori di pH più vicini all'ottimale prima di evidenziare produzioni significative.

Concludendo si può affermare che tutti i trattamenti fisici proposti, anche se con modalità diverse, avevano sostanzialmente la finalità comune di aumentare la solubilizzazione del substrato organico in modo da facilitare e accelerare la fase di idrolisi: è chiara quindi, a questo punto, l'importanza della determinazione del COD solubile evidenziata nel paragrafo precedente. Questo parametro, in prima approssimazione, quantifica il materiale organico facilmente biodegradabile e di conseguenza un suo aumento nei campioni pretrattati, rispetto al substrato tal quale, può essere sinonimo proprio di avvenuta solubilizzazione di composti organici.

Si riporta un altro grafico riassuntivo (Fig. 4.6) che presenta l'aumento percentuale di produzione di metano rispetto al substrato di riferimento per ogni pretrattamento testato: come nelle curve precedenti anche in questo caso è netto l'aumento dovuto ai trattamenti termici che, nel caso di 75 °C, supera addirittura il 100%.

5. APPLICAZIONE PRATICA DELLA PROCEDURA: IL CASO STUDIO DI TOLMEZZO

Analogamente al caso precedente in questo capitolo viene presentato un altro esempio pratico delle linee guida proposte: la metodica viene sempre applicata per indagare l'efficacia dei pretrattamenti fisico-chimici sulla produzione di biogas, ma sul fango di depurazione di Tolmezzo (Fig. 5.1). Nel seguito verranno ripercorsi tutti gli step affrontati, dalla ricerca iniziale alle considerazioni conclusive riguardanti i pretrattamenti testati.

Fig. 5.1. *Impianto di depurazione di Tolmezzo (Friuli Venezia Giulia).*



5.1. Studio preliminare

Riguardo la ricerca bibliografica preliminare si rimanda a quanto ampiamente illustrato nel precedente caso studio (fango di Udine) in quanto i pretrattamenti indagati sono stati gli stessi.

5.2. Caratterizzazione

In questo studio è stato utilizzato come substrato di riferimento, al quale applicare i vari pretrattamenti, il fango proveniente dall'impianto di depurazione di Tolmezzo. Come primo approccio, una volta prelevato sul campo e portato in laboratorio, quest'ultimo è stato caratterizzato per valutarne (almeno in prima battuta) le principali caratteristiche fisico-chimiche. Trattandosi di un impianto di depurazione di tipo industriale (dove vengono trattati principalmente i reflui dell'adiacente cartiera), questa fase è molto importante al fine di cogliere le sostanziali differenze con il fango di Udine (fango di tipo urbano). I risultati ottenuti dalla caratterizzazione vengono riassunti in seguito:

Tab. 5.1. *Caratterizzazione fisico-chimica del fango di Tolmezzo.*

COD totale =	34 775	mg/l
COD solubile =	1096.5	mg/l
Solidi volatili =	2.8	%
Solidi totali =	2.8	%
pH =	6.5	
Alcalinità =	456.7	mgCaCO ₃ /l
Fosfati =	18.3	mgP/l
Ammoniaca =	32.3	mgNH ₃ /l
Solfati =	38.4	mgSO ₄ /l

Le differenze riscontrate nella caratterizzazione dei due fanghi confermano la loro diversa provenienza e avranno ripercussioni anche sui risultati di produzione del biogas (un pretrattamento che nel caso di Udine forniva ottime rese di metano, ad esempio, potrebbe non raggiungere risultati altrettanto soddisfacenti per quello di Tolmezzo a causa proprio delle diverse caratteristiche del substrato di partenza).

5.3. Sperimentazione in laboratorio

Sono stati eseguiti test BMP con la stessa procedura descritta nei paragrafi precedenti. Tutte le prove sono state replicate in triplo in modo da possedere un buon grado di rappresentatività ed una riduzione nella propagazione degli errori eventualmente commessi. Per questi saggi biologici, dunque, si sono utilizzati sempre tre reattori contenenti il substrato tal quale (così come prelevato in impianto) e tre per ogni tipologia di campione trattato; nello specifico, in seguito, vengono riportati i pretrattamenti testati (gli stessi trattati e discussi nel caso studio di Udine):

- pretrattamento termico ad elevate temperature (85 °C);
- ciclo gelo-disgelo;
- pretrattamento basico (NaOH 5M);
- aggiunta di biochar;
- pretrattamento ad ultrasuoni;
- pretrattamento termico a basse temperature (65 °C);
- pretrattamento termico a medie temperature (75 °C);
- trattamento combinato (NaOH 5M + 75 °C).

Anche in questo caso (come per i test condotti sul fango di Udine) è stato determinato il valore del COD solubile per ogni campione trattato per valutare se il trattamento aumentasse la frazione facilmente biodegradabile del substrato (assimilabile appunto, almeno in prima analisi, al valore di COD solubile). Nel seguito si riportano, in forma tabellare, i risultati ottenuti:

Tab. 5.2. *Valori del COD solubile del fango di Tolmezzo a seguito dei diversi pretrattamenti.*

Pretrattamento	COD solubile	
Termico 85 °C	5 877.5	mg/l
Gelo - Disgelo	1 110	mg/l
Basico	10 575	mg/l
Ultrasuoni	11 900	mg/l
Termico 65 °C	5 015	mg/l
Termico 75 °C	6 705	mg/l
Basico + Termico 75 °C	18 200	mg/l

5.4. Presentazione e discussione dei risultati

Nel seguito verranno presentati graficamente i dati ottenuti dalle prove BMP: gli output degli esperimenti (Fig. 5.2 e Fig. 5.3) sono, come già accennato, le produzioni cumulate di metano per ogni campione testato dalle quali sarà possibile formulare alcune considerazioni sull'eventuale efficacia dei pretrattamenti eseguiti.

Come si può osservare dai grafici, i risultati sono discordanti con quanto ottenuto per il fango di Udine: come già accennato, infatti, la diversa natura del fango di Tolmezzo (evidente dalla sua caratterizzazione) è responsabile dei dati riscontrati. Si può affermare che in generale, in questo caso studio, i risultati siano meno promettenti rispetto al lavoro presentato in precedenza.

Si nota, nello specifico, che il pretrattamento combinato (alcalino più termico) conduca ad aumenti nella produzione di biogas superiori rispetto a quelli riscontrati nel caso del solo pretrattamento termico (questo a causa, probabilmente, della ridotta alcalinità del fango in questione).

Il pretrattamento mediante aggiunta di biochar ha comportato incrementi nella produzione energetica moderati: risultati, in questo caso, ampiamente comparabili e in linea con quanto riscontrato per il fango di Udine con il medesimo trattamento.

Con il pretrattamento mediante ultrasuoni, invece, si è raggiunto un aumento di produzione del biogas nell'ordine del 15% circa; questa tipologia di trattamento applicata al fango di Udine conduceva a risultati molto più promettenti, con incrementi di produzione anche dell'ordine del 50%.

Un aspetto in comune, per entrambi i casi studio, è stato quanto emerso con il pretrattamento mediante ciclo gelo-disgelo: i risultati infatti sono in accordo, e questo rappresenta il trattamento peggiore in assoluto, con rese nella produzione di biogas addirittura inferiori rispetto a quelle del gruppo di controllo con fango non trattato.

Nel caso della sperimentazione con il fango industriale di Tolmezzo i risultati migliori si sono ottenuti a seguito del pretrattamento termico a basse temperature (65 °C) e, ancora una volta, si evidenzia l'importanza della caratterizzazione nello studio di due tipologie di fanghi di depurazione così diversi fra loro: nel caso di Udine, infatti, il pretrattamento termico a basse temperature non era il più promettente, e i risultati migliori venivano evidenziati dal pretrattamento termico a temperature più elevate (75 °C e 85 °C).

Fig. 5.2. Produzione cumulata di metano del fango di Tolmezzo con diversi pre-trattamenti.

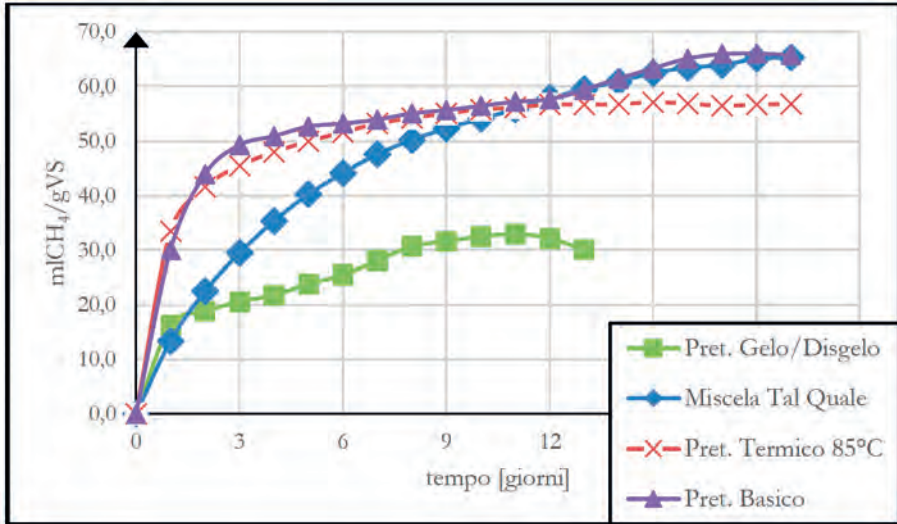


Fig. 5.3. Produzione cumulata di metano del fango di Tolmezzo con diversi pre-trattamenti.

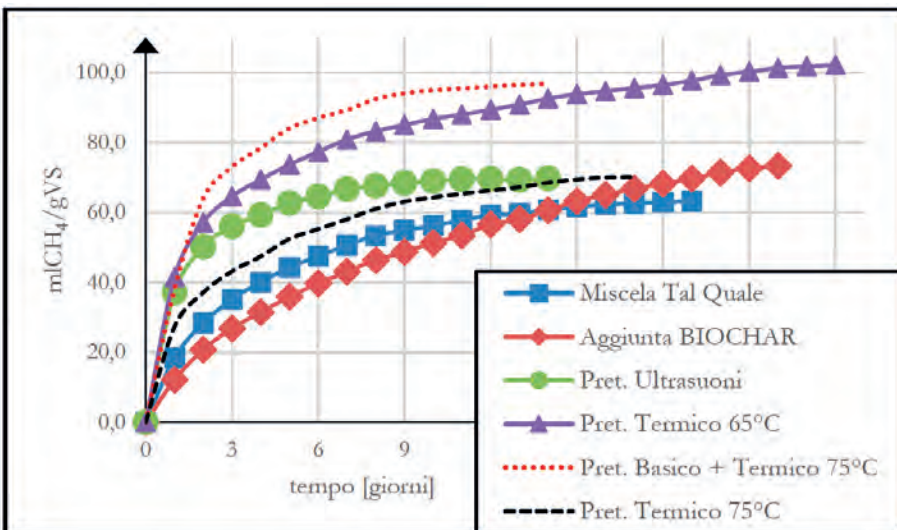
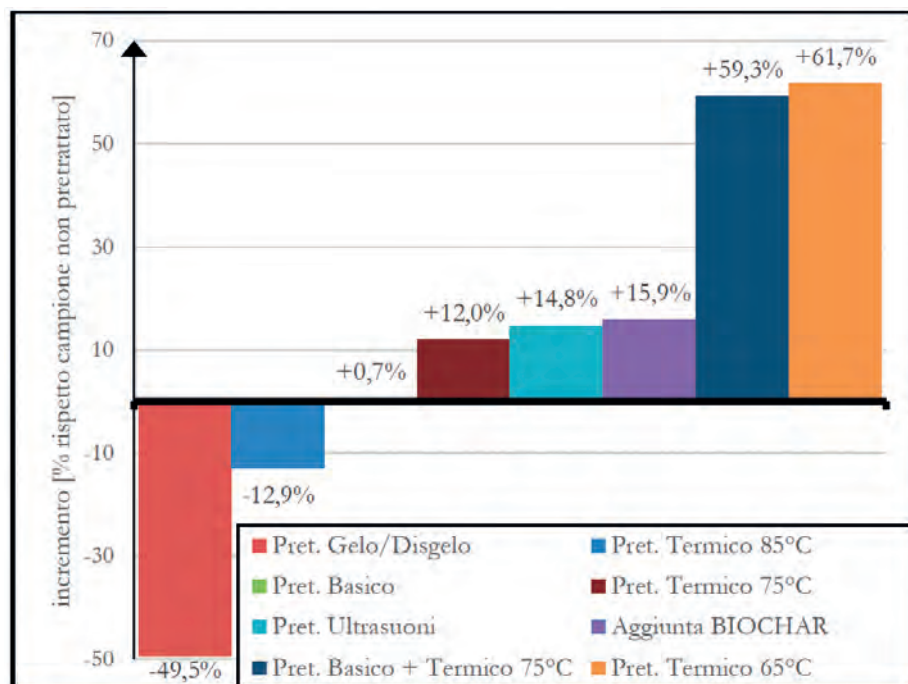


Fig. 5.4. Schema riassuntivo degli aumenti di produzione in metano a seguito dei diversi pre-trattamenti per il fango di Tolmezzo.

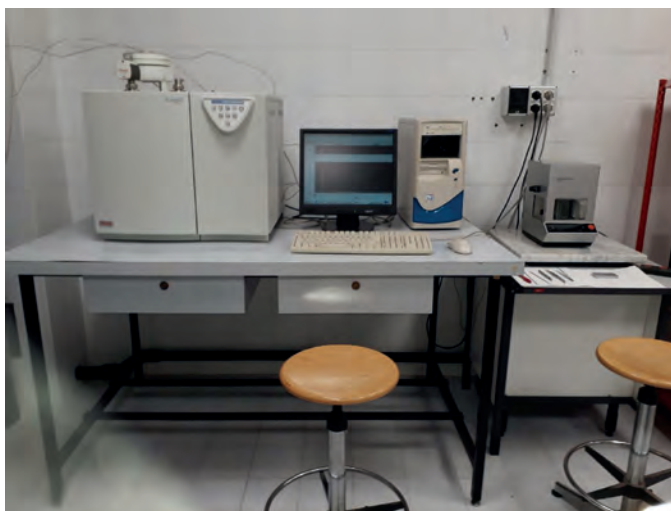


Per riassumere quanto detto si riporta il grafico che presenta l'aumento in percentuale di produzione di metano rispetto al substrato di riferimento per ogni pretrattamento testato (Fig. 5.4): confrontando questo istogramma con l'analogo riportato in precedenza per il caso studio di Udine il paragone è semplice ma illuminante.

6. CARATTERIZZAZIONE DEI DIGESTATI

Come aspetto finale di questo lavoro, per rendere più completa e approfondita possibile la ricerca, è stata sviluppata ulteriormente la fase di caratterizzazione dei digestati ottenuti dal fango proveniente dall'impianto di Udine. In quest'ottica è stata condotta un'analisi degli elementi sui campioni citati (C, H, N) con l'ausilio dello strumento *Vario Micro Elementar*, composto da una camera di combustione ad elevata temperatura, da un'unità di separazione di gas e da un rilevatore a conducibilità termica (Fig. 6.1).

Fig. 6.1. *Strumentazione utilizzata per l'esecuzione dell'analisi degli elementi.*



Tab. 6.1. Risultati della caratterizzazione eseguita sui digestati.

Elemento	Tal quale	Termico 65 °C	Termico 75 °C	Termico 85 °C	Basico + Termico 75 °C
C [% s.s.]	29.5	29.0	30.8	30.1	29.1
H [% s.s.]	4.2	4.0	3.6	3.8	4.4
N [% s.s.]	3.4	3.4	3.6	3.5	3.3
C/N [-]	8.7	8.6	8.6	8.6	9.0
P [g/kg s.s.]	37.8	26.2	36.1	43.1	38.7
K [g/kg s.s.]	6.3	7.7	5.3	7.3	7.5
Ca [g/kg s.s.]	71.3	77.6	69.6	80.1	79.8
Mg [g/kg s.s.]	23.5	26.1	23.5	28.0	25.2
Fe [g/kg s.s.]	70.4	44.6	64.1	78.6	68.8
Cd [mg/kg s.s.]	13.2	2.5	2.8	3.8	3.3
Cr [mg/kg s.s.]	134.7	93.7	121.3	133.0	118.9
Cu [mg/kg s.s.]	844	750	752	912	892
Ni [mg/kg s.s.]	61.0	55.0	58.2	66.5	64.5
Pb [mg/kg s.s.]	189.3	172.7	190.8	217.7	199.7
Zn [mg/kg s.s.]	2 372	2 130	2 053	2 527	2 548

Successivamente, sempre sugli stessi campioni (i digestati del fango di Udine) è stata condotta una caratterizzazione dei nutrienti e metalli pesanti in modo tale da quantificare la presenza di fosforo (P), potassio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), cadmio (Cd), cromo (Cr), nichel (Ni), piombo (Pb), rame (Cu) e zinco (Zn) nel fango tal quale e nei campioni pretrattati dopo il processo di digestione anaerobica. Questo ulteriore passo è stato condotto secondo il metodo ICP-OES (Varian INC., *Vista MPX*): i campioni sono stati essiccati a bassa temperatura (40 °C) e successivamente sbriciolati e macinati finemente; successivamente 0.03 grammi dei campioni secchi così ottenuti venivano digeriti in 2.5 mL di una miscela concentrata di H₂O₂ : HNO₃ (1 : 4). Il passaggio seguente prevedeva di inserire i digestati in un forno a microonde a 180 °C per 20 minuti prima di essere filtrati (a 0.45 micron), diluiti (1 : 40 con acqua ultrapura) ed infine analizzati.

Si riportano in forma tabellare, i risultati ottenuti in questa fase della sperimentazione sia per quanto riguarda l'analisi degli elementi, sia per quanto concerne nutrienti e metalli pesanti (Tab. 6.1 e Tab. 6.2).

Tab. 6.2. Risultati della caratterizzazione eseguita sui digestati.

Elemento	Tal quale	Basico	Ultrasuoni	Biochar	Gelo-Disgelo
C [% s.s.]	29.5	27.8	30.0	39.9	30.3
H [% s.s.]	4.2	3.8	4.0	2.6	3.8
N [% s.s.]	3.4	3.1	3.5	2.7	3.8
C/N [-]	8.7	9.0	8.6	14.8	8.0
P [g/kg s.s.]	37.8	45.3	44.8	35.0	29.4
K [g/kg s.s.]	6.3	7.5	6.4	11.3	5.9
Ca [g/kg s.s.]	71.3	84.1	79.4	62.9	72.0
Mg [g/kg s.s.]	23.5	28.3	27.6	19.4	24.2
Fe [g/kg s.s.]	70.4	84.9	81.6	63.3	47.2
Cd [mg/kg s.s.]	13.2	4.0	3.5	3.5	2.6
Cr [mg/kg s.s.]	134.7	136.2	133.7	99.6	126.7
Cu [mg/kg s.s.]	844	889	844	694	774
Ni [mg/kg s.s.]	61.0	71.3	65.6	52.7	59.1
Pb [mg/kg s.s.]	189.3	200.6	195.8	150.5	180.3
Zn [mg/kg s.s.]	2 372	2 564	2 333	1 956	2 188

Osservando i risultati ottenuti possono essere condotte numerose osservazioni: innanzi tutto si può affermare come tutti i digestati riportino un basso rapporto C/N (compreso nell'intervallo 8.0-9.0); l'unica eccezione è fornita dal digestato del fango addizionato tramite biochar che presenta un rapporto C/N significativamente più alto, pari a 14.8. In generale comunque i valori di carbonio e di azoto misurati sembrano essere del tutto in linea con i dati presenti in letteratura relativi a digestati di fanghi provenienti da impianti urbani (com'è, di fatto, il caso sviluppato in questo lavoro).

Per quanto riguarda i nutrienti, invece, si può apprezzare come il fango arricchito di biochar abbia portato alla formazione di un digestato con un contenuto di potassio (K) sensibilmente più elevato rispetto agli altri campioni; i pretrattamenti ad elevata temperatura e tramite ultrasuoni, invece, hanno prodotto campioni più ricchi in termini di fosforo (P) e di calcio (Ca).

Fig. 6.2. Esempio di smaltimento della componente solida di fanghi di depurazione.



Per i risultati ottenuti sui metalli pesanti non è immediato apprezzare andamenti e formulare considerazioni di carattere generale ma si registra, tuttavia, una leggera (seppur costante) tendenza nei digestati ottenuti previo pretrattamento termico. Nel digestato tal quale si evidenziano concentrazioni particolarmente elevate di zinco (Zn), rame (Cu) e cromo (Cr): nell'ottica di un possibile utilizzo di questo digestato in agricoltura sarebbero sicuramente necessarie ulteriori valutazioni, soprattutto alla luce dell'attuale legislazione.

Proprio questo aspetto della normativa vigente in fatto di fanghi, digestati e della loro possibilità di utilizzo come ammendanti in agricoltura, è il punto più cruciale in questa parte della ricerca: è sempre più evidente, ormai, che non ci si può permettere il lusso di riutilizzare i fanghi provenienti dagli impianti di depurazione (o i digestati dai processi di digestione anaerobica) come fertilizzanti agricoli (Fig. 6.2) senza compiere delle importanti considerazioni preliminari in termini di inquinamento, impatto ambientale e tossicità residua, fra le altre.

Tab. 6.3. Valori limite imposti dalla normativa italiana per l'utilizzo agronomico dei fanghi.

Elemento	Limite [mg/kg sostanza secca]
Cd	20
Cr	200
Cu	1 000
Hg	10
Ni	300
Pb	750
Zn	2 500

La presenza nell'ambiente di metalli pesanti, ad esempio, è essenziale per i cicli vitali di piante e animali ma in un equilibrio naturale tanto delicato quanto facile da intaccare attraverso attività antropiche incontrollate: eccessive concentrazioni di questi elementi, infatti, possono danneggiare le colture nonché minacciare la salute umana entrando nella catena alimentare (Khakbaz et al., 2020).

Proprio con queste finalità si sono espresse le legislazioni di molti Paesi d'Europa e del mondo, ponendo i limiti accettabili per poter utilizzare gli scarti della depurazione di reflui come ammendanti e fertilizzanti agricoli. Si riportano nella Tabella 6.3 i limiti imposti dalla normativa italiana (Legge n. 130 del 16/11/2018, articolo 41) così da rendere anche più chiara e comprensibile la discussione sviluppata precedentemente riguardo i risultati dell'attuale sperimentazione.

È chiaro quindi a questo punto come fanghi e digestati che non rientrano nei limiti sopra citati non possano essere utilizzati in agricoltura. Vista però l'enorme problematica legata alla gestione e allo smaltimento dei fanghi di depurazione (e dei digestati in uscita dalla digestione anaerobica) negli ultimi anni la comunità scientifica si è mossa moltissimo in questa direzione testando ed applicando numerose possibilità per migliorare le caratteristiche agronomiche di questi 'residui'. Solo per citare un esempio, nel recente lavoro di Ivanchenko et al. (2021) è stata valutata la codigestione di fanghi attivi ispessiti, siero del latte e rifiuti agricoli con il duplice scopo di aumentare la produzione di biogas e, al contempo, ottenere un digestato idoneo a poter essere utilizzato come fertilizzante. I risultati di questo studio dimostrano come il contenuto in metalli pesanti di tutte le miscele soggette alla codigestione fosse marcatamente più bas-

so rispetto agli altri campioni, rendendo questo processo una possibilità promettente, da applicare e approfondire già nell'immediato futuro per consentire un riutilizzo agricolo dei digestati sempre più 'sicuro'.

Inoltre introducendo substrati carboniosi nel processo di digestione anaerobica, ad esempio il siero del latte come nel caso della ricerca citata di Ivanchenko et al., ma anche microalghe o altre sostanze, si riesce ad incrementare il rapporto C/N fino a ottenere i valori definiti ottimali dalla letteratura (compresi nell'intervallo di 20-30).

Queste considerazioni, ragionamenti e lavori di ricerca finalizzati a smaltire in modo adeguato fanghi e digestati sono più che mai attuali in quanto negli ultimi decenni la politica dell'Unione Europea, sempre più orientata verso lo sviluppo di un'economia circolare, ha incentivato in maniera considerevole l'installazione di nuovi impianti di digestione anaerobica. Si stima che in Europa il numero di questi digestori sia aumentato, tra il 2009 e il 2016, da 6 277 a 17 662 unità (EBA, 2018). Questo incremento, se da un lato ha condotto alla generazione di grosse quantità di biogas da prodotti di scarto, dall'altro ha portato alla formazione di milioni di tonnellate di digestato, con tutte le criticità ad esso correlate.

Il digestato proveniente dai processi di digestione anaerobica, come già sottolineato, richiede una gestione e uno smaltimento appropriati per evitare problematiche legate ad un'eccessiva fertilizzazione o ad eventuali problemi di stoccaggio. Tipicamente la frazione liquida di questo prodotto viene separata dalla sua componente solida per via meccanica, principalmente con lo scopo di facilitare le operazioni di trasporto e di spargimento sul suolo. La componente liquida così ottenuta contiene solitamente una significativa quantità di azoto (principalmente in forma di azoto ammoniacale) disponibile per le piante, e può essere quindi utilizzata come fertilizzante azotato; la frazione solida invece (ad elevato contenuto di sostanza secca) è ricca di fosforo e di carbonio, e la sua finalità può essere proprio quella di apportare questi nutrienti ai terreni sotto forma di ammendante organico.

Va specificato però, a questo proposito, che il regolamento sui fertilizzanti recentemente approvato dalla Commissione Europea (2019) fa una distinzione fra «ammendanti» e «fertilizzanti»: mentre i fertilizzanti organici vengono addizionati al terreno come fonte di nutrienti rapidamente disponibili per le piante, gli ammendanti vengono aggiunti principalmente come fonte di materia organica 'a lungo termine' tale da migliorare le proprietà generali (chimico-fisiche e biologiche) del terreno.

In linea del tutto generale, quando il terreno riceve della materia organica, questa viene utilizzata dai microrganismi come fonte di energia; solo la quota meno degradabile del totale, quindi, persisterà nel terreno e andrà a contribuire all'aumento generale di materiale organico. Questa frazione, denominata spesso come parte 'stabile' della materia organica originaria (ossia quella che rimane nel terreno dopo un arco di tempo almeno pari ad un anno), è detta sostanza organica efficace (*effective organic matter*) (Egene et al., 2020).

Questi aspetti legati all'idoneità di un certo digestato a poter essere utilizzato o meno in agricoltura aprono numerosissimi spunti di ricerca legati a queste tematiche, uno su tutti il recupero di nutrienti. Un recente studio ha infatti mostrato che oltre l'80% di fosforo della frazione solida del digestato può essere recuperato a costi ragionevoli grazie ad un efficiente sistema di strippaggio: questo processo prevede l'aggiunta di acido solforico per rilasciare il fosfato dalla frazione solida, seguita da una successiva fase di precipitazione del fosforo solubilizzato. In questo modo si ottengono principalmente due sottoprodotti: struvite cristallina da una parte, recuperata e venduta come ammendante di fosforo, e frazione solida povera di fosforo dall'altra, impiegata in quelle tipologie di terreni che presentano la necessità di mantenere il carbonio ma sono già sufficientemente ricche in fosforo (Regelink et al., 2019).

Vista l'importanza cruciale della questione, negli ultimi anni si sono sviluppati test e metodiche sempre più specializzate che mirano alla valutazione di queste frazioni solide come ammendanti per il terreno, considerando anche implicazioni sulla fertilità del suolo e sulla cattura del carbonio (aspetti ben più specifici rispetto alla mera quantificazione di metalli pesanti nel digestato e successivo confronto con i limiti di legge). Esistono, a tal proposito, alcuni studi che hanno esaminato la potenziale mineralizzazione di carbonio e azoto dei digestati nei terreni. Interessante è notare come questi lavori abbiano sottolineato la relazione fra la composizione del digestato e le dinamiche di mineralizzazione di C e N che si instaurano. Un esempio di quanto appena illustrato è rappresentato dal lavoro di Egene et al. (2020) nel quale sono state valutate le dinamiche di mineralizzazione del carbonio e dell'azoto in suoli ammendati con la frazione solida di un digestato (il quale veniva sottoposto a diversi pre-trattamenti post-digestione prima di essere addizionato al terreno); successivamente il digestato oggetto di studio veniva comparato con altri ammendanti organici convenzionali in modo da quantificare l'effettivo carbonio e azoto

mineralizzabili. Per riuscire a compiere queste importanti valutazioni si è fatto ricorso ad esperimenti di incubazione in modo da riuscire ad osservare anche il potenziale a lungo termine legato all'applicazione di queste frazioni solide nei terreni (ossia nelle future stagioni di crescita). Questi esperimenti sono stati condotti in condizioni controllate a 10 °C per una durata di 81 giorni, al termine dei quali Egene et al. hanno potuto concludere come la natura del materiale organico sia il principale fattore di controllo per la mineralizzazione del carbonio (non essendo correlato né al rapporto C/N, né ad altre grandezze misurate o calcolate come, ad esempio, il coefficiente di umificazione o il carbonio solubile). Molti digestati testati (a seguito di adeguati pre-trattamenti), inoltre, mostravano un andamento nella mineralizzazione dell'azoto quasi lineare.

6.1. Inquinanti presenti nei fanghi di depurazione

Alcuni composti presenti nelle acque reflue, attraverso i vari processi di trattamento, possono trasferirsi nei fanghi di depurazione aumentando così la concentrazione al loro interno. Sebbene numerosi composti organici e costituenti minerali contenuti nei fanghi si comportino come veri e propri fertilizzanti se addizionati al terreno, per altre sostanze non vale lo stesso ma vengono addirittura associate a rischi ambientali e, soprattutto, sanitari. Tali costituenti indesiderati vengono generalmente raggruppati in:

- metalli;
- tracce di contaminanti organici;
- organismi patogeni.

Va detto che la loro presenza nei fanghi è estremamente variabile e dipende, fra le altre, dalle caratteristiche dell'acqua reflua dalla quale derivano e dal sistema di trattamento adottato. I fanghi ottenuti dal trattamento di reflui di natura domestica, ad esempio, presentano generalmente un ridotto contenuto in metalli pesanti e non presentano di norma gravi rischi ambientali; gli scarichi di effluenti industriali, al contrario, sono quasi sempre responsabili dell'apporto di inquinanti chimici all'interno degli impianti di depurazione urbani.

Per riuscire ad imporre un'adeguata politica ambientale (ossia basata su un ampio riutilizzo dei fanghi) è necessario che i fanghi di supero siano di ottima qualità, la migliore possibile in relazione anche al concetto di 'sostenibilità economica'. Andrebbe regolamentata in maniera molto più chiara, ben definita e tecnicamente valida l'accettazione degli scarichi in-

dustriali nel sistema di fognatura urbano: in questo modo si eviterebbe, da un lato, che inquinanti e contaminanti peggiorino la qualità dei fanghi e, dall'altro, che all'interno degli impianti di depurazione sia necessario adottare costosi sistemi di trattamento per cercare di eliminare sostanze tanto specifiche quanto inquinanti e pericolose. L'utilizzo agronomico dei fanghi di supero, infatti, è una pratica accettabile soltanto quando vengono evitati effetti dannosi al terreno, alle produzioni agricole, alla salute umana e a quella ambientale.

Per quanto riguarda la contaminazione da patogeni possono essere applicate numerose tecniche di disinfezione con lo scopo di ridurre la presenza di questi organismi e riportarla al di sotto dei livelli accettabili fissati per l'utilizzo agricolo. Va sottolineato invece che per quanto riguarda i metalli e gli inquinanti organici non esistono, di fatto, tecniche economicamente sostenibili per la loro rimozione dai fanghi, soprattutto nei Paesi in via di sviluppo. In questi casi, infatti, la prevenzione è la migliore strategia in quanto dal fango contaminato, anche se successivamente incenerito, possono derivare grossi rischi ambientali.

6.1.1. Metalli. Sebbene i metalli possano risultare tossici per piante e animali, i fanghi provenienti da acque reflue urbane ne contengono concentrazioni così limitate che, ad oggi, non vengono riportati o evidenziati effetti di tossicità cronica legati alla loro presenza. D'altra parte non si può dire lo stesso per i reflui industriali, e soprattutto per i fanghi di supero che derivano dal loro trattamento, in quanto questi rappresentano proprio la fonte principale di metalli concentrati. La loro presenza nelle acque reflue è principalmente dovuta, come detto, agli scarichi delle seguenti industrie all'interno del sistema di fognatura urbano:

- industrie galvaniche;
- industrie chimiche (produzione di composti organici, tannini, industrie farmaceutiche...);
- fabbriche di lavorazione dei metalli (acciaierie);
- industrie chimiche (produzione di composti inorganici, lavanderie, produzione di coloranti e pigmenti...);

In generale si può affermare che le caratteristiche del mezzo liquido definiscono la forma in cui sarà presente ogni composto successivamente nel fango che ne deriva. Più alcalino è il mezzo, ad esempio, e maggiori saranno i composti del piombo insolubili che si formeranno, diminuendo

di conseguenza la concentrazione di questo metallo nell'effluente liquido. In definitiva, quindi, più alcalino sarà il mezzo, maggiore risulterà la concentrazione di piombo nel fango. Si può affermare, in generale, che i composti metallici si comportano in maniera simile a quanto appena riportato nell'esempio del piombo: in relazione sempre a come viene effettuato il trattamento in impianto i metalli passano infatti dalla fase liquida (reflui) a quella solida (fanghi).

L'eventuale presenza di altri metalli e cianuri, inoltre, può provocare effetti sinergici o antagonisti: un classico esempio di questo fenomeno è l'aumento di tossicità del rame quando viene riscontrata anche la presenza di cianuri. Viceversa in presenza di agenti chelanti la tossicità dei metalli bivalenti può essere ridotta attraverso un processo di complessazione.

Lo scarico di particolari tipologie di reflui all'interno della fognatura urbana, come detto, potrebbe avere impatti variabili sugli impianti di trattamento, a seconda del rapporto di diluizione, del contenuto e del tipo di inquinanti, e del tipo di sistemi di trattamento presenti all'interno dell'impianto. Per una corretta valutazione di tali impatti sui processi di trattamento è necessario ricorrere a prove di laboratorio e/o a simulazioni matematiche (modelli). I risultati di queste analisi approfondite e dettagliate dovrebbero condurre i gestori alla scelta di accettare o meno gli scarichi industriali all'interno del proprio impianto di depurazione: solo in questo modo infatti è possibile valutare a priori (seppur in forma semplificata) eventuali effetti di inibizione dei processi di trattamento biologico o altre conseguenze indesiderate.

6.1.2. Contaminanti organici. Le principali fonti di composti organici sono le industrie chimiche, della plastica, quelle farmaceutiche, i produttori di pesticidi, le acciaierie e i colorifici, fra le altre. Gli inquinanti organici più comuni che si possono trovare negli effluenti delle attività sopracitate sono essenzialmente cianuri, fenoli, diclorometani, toluene, etilbenzene, tricloroetilene, tetracloroetilene, cloroformio, ftalati, naftalene, acroleina, xilene, cresolo, acetofenone e altri.

Diversi composti organici, recentemente, stanno ricevendo una crescente attenzione scientifica e mediatica in quanto identificati come potenzialmente inquinanti per il terreno, le piante e l'acqua se presenti all'interno di fanghi utilizzati con finalità agronomiche.

Originariamente i composti più studiati erano gli idrocarburi clorurati, i pesticidi e i policlorobifenili; successivamente però sempre più ricerche si

sono focalizzate su altri composti presenti all'interno di impianti di depurazione urbani. Alcune analisi condotte in 25 città degli Stati Uniti hanno evidenziato la presenza di etere dietilico e dibutilftalato in concentrazioni superiori ai 50 mg/kg rispettivamente nel 13% e nel 25% dei fanghi analizzati. Anche il toluene, i fenoli e il naftalene (l'idrocarburo aromatico noto come naftalina) sono stati trovati nell'11% e nel 25% dei fanghi studiati in concentrazioni superiori ai 50 mg/kg. Altre ricerche hanno invece coinvolto 238 tipologie di fanghi provenienti dal Michigan (USA): i composti rinvenuti in questo caso includevano l'acrilonitrile, diversi idrocarburi e fenoli clorurati, stirene e idrochinone. I dati raccolti durante questi studi suggeriscono che molti composti organici possono essere presenti nella maggior parte dei fanghi con concentrazioni al di sotto dei 10 mg/kg; un contributo industriale di uno specifico composto, tuttavia, potrebbe aumentare drammaticamente la sua concentrazione nell'effluente e, di conseguenza, nel fango che deriva dal suo trattamento.

6.1.3. Organismi patogeni. Gli organismi che si possono trovare nei fanghi all'interno di un impianto di depurazione possono essere principalmente saprofiti, commensali, simbiotici o parassiti. Va specificato però che delle tipologie appena elencate soltanto i parassiti sono in grado di causare disturbi e malattie agli esseri umani e animali. Più nel dettaglio sono cinque i gruppi di organismi patogeni di interesse in questo specifico campo di applicazione: elminti, protozoi, funghi, virus e batteri.

Questi organismi possono provenire da fonti umane, dipendendo direttamente dallo stato di salute della popolazione e dal livello igienico-sanitario generale della zona, così come da fonti animali, le cui deiezioni possono venire allontanate attraverso la rete fognaria o, a volte, possono essere trasportate da altri vettori all'interno della stessa fognatura, come ad esempio dai roditori.

Per quanto riguarda la presenza di patogeni nei fanghi, diversi studi e sondaggi epidemiologici hanno mostrato come batteri, virus, uova di elminti e cisti di protozoi comportino rischi alla salute umana e animale, dovuti essenzialmente a:

- elevata incidenza di parassitismo riscontrata nella popolazione in diverse parti del mondo;
- elevato tempo di sopravvivenza di uova di elminti nell'ambiente (ad esempio le uova della specie *Ascaris* possono sopravvivere per oltre 7 anni);

- necessità di una ridotta dose per compiere l'infezione (un uovo o una cisti, ad esempio, possono essere sufficienti per infettare l'ospite).

In generale, comunque, la quantità di patogeni che si possono riscontrare nell'acqua reflua proveniente da un comune o una città varia notevolmente e dipende, in prima battuta, dal livello socio-economico della popolazione, dalle condizioni igienico-sanitarie, dalla presenza di industrie in quella determinata zona e dalla tipologia di trattamento fanghi adottato in quello specifico impianto di depurazione. Anche la popolazione di patogeni presenti nel fango cambia molto da caso a caso, in accordo con le condizioni appena menzionate; la sua concentrazione, tuttavia, rimane fortemente influenzata dai processi di trattamento utilizzati.

Il trattamento dei reflui, in generale, tende a concentrare all'interno dei fanghi la maggior parte del carico di organismi presenti inizialmente nell'influenta e, nelle fasi di separazione, gli organismi tendono ad attaccarsi alle particelle solide che sedimentano. Per questo motivo, perciò, nei fanghi di supero si può ritrovare la stessa popolazione di microrganismi presenti inizialmente, anche se in concentrazioni molto più elevate.

Un altro fattore che andrebbe considerato è la percentuale di patogeni attivi presenti: la determinazione di questa grandezza non sembra tuttavia una strada facilmente percorribile in quanto i processi di trattamento sono in grado di disattivare questi microrganismi, i quali perdono di conseguenza la propria infettività.

A livello generale si può affermare che il principale meccanismo di rimozione delle uova degli elminti e delle cisti dei protozoi dalle acque reflue è il medesimo, ossia la sedimentazione. Va ricordato che gli esseri umani e animali possono essere infettati da queste tipologie di patogeni in diversi modi: la via orale è quella dal punto di vista epidemiologico più importante, ma non vanno sottovalutate anche altre vie, come per esempio quella inalatoria.

I batteri presenti nel fango, come già accennato precedentemente, possono provenire da diverse fonti, come ad esempio la flora intestinale di esseri umani e animali, dal terreno, dall'aria o dall'acqua. Sebbene l'incidenza di malattie causate da enterobatteri sia bassa, l'incremento nell'applicazione agronomica dei fanghi di supero può aumentare notevolmente il rischio di infezioni. Il mezzo di trasmissione per molti enterobatteri è quello orale, essenzialmente per mezzo dell'alimentazione (acqua o cibo) ma è possibile anche l'inalazione di particelle contenenti patogeni. Questa forma di infezione rappresenta il rischio più elevato per gli operatori a diretto contatto

con i fanghi, come ad esempio gli operai negli impianti di trattamento, i trasportatori o gli operatori agricoli che distribuiscono il fango sui terreni. Si specifica che i fanghi digeriti in condizioni anaerobiche, contenenti batteri, e impiegati successivamente come ammendanti agricoli, non dovrebbero causare rischi considerevoli per gli utenti (agricoltori o operatori), in quanto la sopravvivenza di questi patogeni sui pascoli è notevolmente più corta che nel terreno e diminuisce ulteriormente quando questi si trovano nelle parti apicali delle foglie d'erba rispetto a quando si mantengono nelle aree in prossimità del suolo.

Si può affermare comunque, in linea del tutto generale, che anche se la dose infettiva minima dei batteri può variare da un organismo patogeno all'altro, si attesta solitamente nell'intervallo 10^2 - 10^6 (EPA, 1992).

Per quel che riguarda i virus, invece, la loro infezione normalmente si verifica attraverso via diretta, per mezzo della bocca (aspirazione o ingestione di fango); d'altro canto, però, può avvenire anche un'infezione indiretta attraverso l'ingestione di acqua o cibo contaminati (la dose infettiva minima in questo caso si attesta attorno all'ordine di grandezza di 10^2 virus).

Per quanto riguarda la densità di organismi patogeni rinvenuti nei fanghi di supero, questa non è costante e può variare, ad esempio, con il tempo (mesi, anni o stagioni), con il processo di campionamento o altri fattori. I dati presenti in letteratura mostrano che nel fango primario il numero di uova di elminti (Fig. 6.3) può essere nell'intervallo 10^3 - 10^4 per kg TS (solidi totali), mentre i virus possono attestarsi fra i 10 e i 10^6 per kg TS.

Fig. 6.3. *Esempio di uova di elminti osservati al microscopio.*



In Brasile, ad esempio, Thomas Soccol et al. (1997), analizzando un fango digerito anaerobicamente, hanno trovato al suo interno una densità di uova di elminti variabile durante l'anno, da 1 a 3 uova/gTS. Un altro impianto nel Brasile meridionale, invece, presentava una densità media pari a 76 uova/gTS.

Come già specificato, organismi come batteri, virus, elminti o protozoi vengono solitamente portati nei terreni dal bestiame al pascolo, da animali selvatici, parassiti del terreno o dagli esseri umani stessi. Esistono però anche microrganismi che non comportano rischi per gli animali e per l'uomo, sebbene possano falsare la diagnosi relativa agli agenti patogeni presenti nel fango da incorporare al terreno.

Quando il fango non trattato viene utilizzato per scopi agronomici, gli organismi patogeni rimangono sulla superficie del suolo e sulle piante e il loro tempo di sopravvivenza varia in base a:

- capacità di sopravvivenza dell'organismo stesso;
- struttura del terreno e pH: nei terreni sabbiosi il tempo di sopravvivenza delle uova degli elminti, ad esempio, è più bassa rispetto a quelli umidi. Il tempo di sopravvivenza, quindi, varia anche da un luogo ad un altro ed esprimere una generalizzazione appare alquanto difficile;
- incidenza della luce solare: l'irraggiamento solare diretto sugli organismi porta all'essiccamento degli stessi e riduce, di conseguenza, il loro tempo di sopravvivenza;
- temperatura ambientale: il tempo di vita delle cisti di protozoi e delle uova di elminti, ad esempio, è più corto in estate rispetto all'inverno. Nelle aree geografiche caratterizzate da autunni freddi e primavere molto piovose, inoltre, gli organismi patogeni riescono a sopravvivere per un periodo più lungo;
- metodo di applicazione del fango: quando il fango viene applicato direttamente sul terreno, come detto, l'irraggiamento solare riduce il tempo di sopravvivenza dei parassiti. Se viene incorporato al terreno, invece, risulta meno esposto e la vita dei patogeni aumenta di conseguenza. La profondità che può essere raggiunta dagli organismi all'interno del suolo dipende, essenzialmente, dalla struttura dello stesso, dalle fratture geologiche e dalla presenza di zone di erosione in prossimità del sito di applicazione;
- capacità di ritenzione idrica: la bassa umidità nei terreni sabbiosi favorisce l'incremento del tempo di sopravvivenza per alcuni microrganismi (*Ancylostomatidae* ad esempio), mentre lo riduce per altri (batteri);

- microrganismi nel terreno: la competizione fra diversi organismi può favorire o meno la sopravvivenza dei patogeni, alterando il naturale equilibrio ecologico.

A questo proposito Medeiros et al. (1999) hanno studiato la durata della sopravvivenza degli organismi patogeni in fanghi utilizzati su campi agricoli e hanno evidenziato l'assenza della specie *Salmonella* a distanza di 42 giorni dall'applicazione del fango. Gli *Enterococcus* e i coliformi fecali, invece, erano ridotti di 2 unità logaritmiche (100 volte) dopo 134 giorni. La sopravvivenza delle uova degli elminti, infine, aveva raggiunto il 20% dopo 180 giorni dalla distribuzione del fango.

La sopravvivenza dei patogeni sulle colture varia in base alla tipologia di organismo e alle caratteristiche delle piante. Virus, batteri e protozoi hanno un tempo di sopravvivenza più corto delle uova di elminti, per esempio, specialmente rispetto alle uova che presentano membrane molto spesse, come quelle della specie *Ascaris* e della *Tenia*. Generalmente si possono affermare tempi di sopravvivenza dai 4 ai 60 giorni per i virus, dai 10 ai 40 per i batteri, non più di 15 giorni nel caso dei protozoi e fino a diversi mesi per le uova degli elminti. Naturalmente le colture che si trovano a contatto diretto con il terreno presentano un maggior rischio di entrare a contatto con gli organismi patogeni, mentre le piante aeree (come ad esempio gli alberi da frutto) hanno una ridotta probabilità di contaminazione.

Il pascolo degli animali, se cosparso di fanghi utilizzati come ammendanti e fertilizzanti, può venire contaminato dai patogeni: in caso di contaminazione possono insorgere epidemie ed effetti avversi (anche gravi) sulla capacità di riproduzione degli animali stessi.

Per quanto riguarda i parassiti, è importante menzionare il caso della *Tania saginata*: se sono presenti uova di questa specie nel fango utilizzato in agricoltura, queste rischiano di venire ingerite dal bestiame al pascolo. Successivamente, la fase larvale di questo parassita evolverà, potendo completare il suo ciclo vitale come adulto nell'intestino tenue umano, nel caso in cui la carne ingerita sia infetta. Per quanto riguarda i consumatori finali va specificato che molto probabilmente una carne contaminata da questo parassita verrà riconosciuta e rifiutata durante l'ispezione sanitaria della carcassa (e non entrerà dunque nella filiera alimentare); per gli allevatori, d'altra parte, questa esclusione si tradurrà in un serio danno economico.

6.2. Applicazioni agronomiche di fanghi e digestati

Per migliaia d'anni il materiale organico è stato considerato un importante fertilizzante e i reflui derivanti dalle attività umane venivano utilizzati come fertilizzanti già nell'antichità dai cinesi e giapponesi; in Europa tuttavia questa pratica divenne rilevante solo a partire dal 1840, con lo scopo di prevenire l'insorgenza di epidemie. I sistemi di trattamento sviluppatosi durante il XIX e XX secolo hanno reso possibile l'applicazione agronomica diretta dei reflui urbani, pratica che è stata gradualmente superata grazie allo sviluppo di nuove tecnologie di trattamento biologiche e chimiche. Il notevole incremento nella produzione di fanghi durante gli anni '40 e '50 del secolo scorso come conseguenza dello sviluppo delle reti fognarie, infatti, ha giocato un ruolo fondamentale nel tentativo di riutilizzare i fanghi di depurazione per scopi agronomici.

L'utilizzo dei fanghi in agricoltura può essere classificato principalmente in due categorie: una vantaggiosa, quando il terreno trae beneficio dalle proprietà fertilizzanti del fango trattato (bio-solidi), e una finalizzata soltanto allo scarico, smaltimento e decomposizione dei fanghi stessi, senza che questi apportino necessariamente sostanze funzionali al terreno.

6.2.1. Aspetti ambientali. Le diverse forme di smaltimento dei fanghi di depurazione, siano esse vantaggiose per le colture o viste soltanto come sito di scarico e decomposizione, interferiscono con le dinamiche nel ciclo del carbonio sul nostro pianeta. Sulla Terra il carbonio è presente in numerose componenti della biosfera, la maggior parte delle quali (circa il 96%) si trova negli oceani e nei combustibili fossili, mentre solo l'1.67% nell'atmosfera; negli ultimi 200 anni le attività antropiche hanno ridotto considerevolmente la quantità di carbonio della biomassa, a causa della deforestazione e del ritorno in atmosfera attraverso un'eccessiva combustione fossile.

Il tempo di permanenza dell'anidride carbonica (CO₂) nel suolo è di circa 25-30 anni, ma di soltanto 3 in atmosfera; il suolo ha quindi un notevole impatto sul ciclo del carbonio e, di conseguenza, sull'effetto serra. L'influenza dei fanghi di depurazione nel trattenere il carbonio organico nel suolo è stata osservata già da Melo e Marques (2000): in questi studi si vede un sostanziale aumento del contenuto di carbonio organico e della capacità di scambio cationico del terreno. Grazie a questo, quindi, il riciclo agronomico dei fanghi sfrutta i benefici diretti dell'aumento di produttività e del miglioramento delle condizioni fisiche del suolo: aspet-

ti che dovrebbero essere adeguatamente valorizzati in sede di definizione delle politiche globali volte al bilanciamento del ciclo del carbonio.

Per quanto riguarda invece il fenomeno dell'erosione del suolo, si può affermare come questo sia uno dei problemi principali causati dall'agricoltura, in quanto mette a rischio il potenziale produttivo del terreno e comporta grossi impatti sulla qualità dell'acqua nei fiumi (a causa del dilavamento di sedimenti, di nutrienti e di residui provenienti dagli ammendanti agronomici). In generale, quindi, la gestione inadeguata del suolo può comportare grossi danni allo stesso e ai corpi idrici: numerosi prodotti tossici usati in agricoltura, a causa anche del fenomeno descritto in precedenza legato all'erosione, possono infatti raggiungere i fiumi o, peggio, le falde acquifere sotterranee (Fig. 6.4).

Fig. 6.4. *Esempio di falda acquifera inquinata dalla presenza di veleni e metalli pesanti.*



Le strategie volte a mitigare il fenomeno dell'erosione consistono in una gestione ed un uso sostenibile del suolo, mirando a ridurre la disgregazione di particelle favorendo, in questo modo, l'infiltrazione d'acqua nel terreno e il controllo del dilavamento superficiale.

La materia organica apportata tramite ammendanti (come, ad esempio, i fanghi di depurazione) comporta una miglior coesione delle particelle nel terreno, migliora la struttura dello stesso, stimola lo sviluppo radicale delle piante e l'infiltrazione d'acqua attraverso i vari strati del suolo. Il materiale organico, inoltre, sostiene anche una crescita dei vegetali più veloce e densa, in modo tale da ricoprire più velocemente la superficie del terreno: in questo modo si riducono gli impatti legati all'erosione da preci-

pitazioni piovose (con uno strato vegetativo denso e folto, infatti, le gocce di pioggia hanno molta più difficoltà a raggiungere in modo diretto il suolo e a dilavarne la superficie).

6.2.2. Rischi associati all'area di applicazione degli ammendanti. In generale l'utilizzo appropriato e sicuro dei bio-solidi dipende principalmente dalle caratteristiche ambientali del sito di applicazione; bisogna valutare attentamente, infatti, se le sue proprietà sono tali da mantenere il più basso possibile il rischio di una potenziale contaminazione. Le zone di applicazione dovrebbero essere selezionate mirando ai migliori risultati agronomici possibili, i quali dipendono essenzialmente dall'attitudine di un terreno nei confronti di un determinato ammendante organico, in conformità sempre ai vincoli ambientali e alle restrizioni agricole.

Va ricordato che un'adeguata unione (e assimilazione) fra le strutture di un terreno e un bio-solido favorisce l'attività biologica, il ciclo dei nutrienti, la materia organica e altri componenti, senza alcun rischio per la salute umana, per l'ambiente o nei confronti della potenziale produttività del suolo. Al contrario, i principali rischi associati ad un uso scorretto di queste sostanze possono essere essenzialmente:

- contaminazione delle acque sotterranee causata dal percolamento dei composti del bio-solido (soprattutto azoto) oltre al drenaggio interno del terreno;
- contaminazione delle acque superficiali provocata dal dilavamento (superficiale) dei composti dei fertilizzanti attraverso l'erosione del suolo;
- contatto diretto dell'ammendante con gli esseri umani e animali a causa dell'applicazione di questi prodotti in zone vicine ad aree residenziali o ad accessi pubblici, associata ad un inadeguato, o totalmente assente, uso di sistemi di protezione individuale.

Il potenziale produttivo del suolo potrebbe essere messo a repentaglio dagli squilibri nutrizionali e chimico-fisici che potrebbero instaurarsi, legati essenzialmente al pH e alla concentrazione di sali nel terreno. Quando ad esempio il processo di rimozione dei patogeni viene effettuato tramite l'utilizzo di agenti alcalini (come la calce) il pH del suolo aumenta fino a raggiungere livelli inadeguati, intaccando la disponibilità dei nutrienti. L'uso frequente di queste tipologie di ammendanti, infatti, apporta grosse quantità di calcio (Ca) e magnesio (Mg) e può causare sbilanciamenti nutrizionali e salificazione del terreno.

Generalmente l'attitudine di un terreno a poter ricevere un determinato bio-solido dev'essere valutata in termini di comportamento nei confronti dell'erosione, di capacità di drenaggio e di resistenza che può offrire nei confronti dei mezzi meccanici. Riassumendo, buone caratteristiche di un terreno per l'applicazione agronomica di un ammendante organico possono essere: profondità, elevata capacità di infiltrazione e percolamento, tessitura sufficientemente fine per consentire un'adeguata ritenzione di acqua e nutrienti, buona areazione e valore di pH da debolmente alcalino a neutro (in modo da ridurre la mobilità e la solubilità dei metalli).

Per raggiungere un'efficiente gestione in questo campo è molto utile costruire una classificazione dei terreni sulla base della loro attitudine nei confronti di un determinato composto, legata alle principali caratteristiche del suolo e al livello di rischio associato. Un sistema di valutazione così strutturato può aiutare a definire, oltre che l'attitudine di un sito o un'area, anche zone di applicazione preferenziali (nelle fasi progettuali e gestionali) attraverso vere e proprie mappe tematiche. L'attitudine stessa, in questo caso, è ottenuta dalla classificazione più restrittiva: se un particolare terreno, ad esempio, venisse collocato in classe I per la profondità, in classe III per quanto riguarda la sua struttura e suscettibilità all'erosione, IV per gli aspetti topografici e in classe I per gli aspetti legati alla classificazione granulometrica, idromorfismo e pH, la classe di attitudine finale di questo suolo sarà la più elevata fra quelle elencate, ovvero IV, in quanto i rischi maggiori in questo caso sono legati alle forti pendenze, all'elevata erosione e al dilavamento superficiale.

L'attitudine delle diverse aree, in accordo con le loro classi di appartenenza, possono essere così interpretate:

- terreni di classe I, potenziale molto alto;
- terreni di classe II, potenziale alto;
- terreni di classe III, potenziale moderato: si consigliano pratiche stringenti e rigorose per la conservazione del suolo;
- terreni di classe IV, suscettibili: tali terreni possono essere utilizzati per questi scopi a condizione che vengano presi attentamente in considerazione i criteri per la sua compensazione attraverso adeguate tecniche agronomiche. È importante, a questo livello, sapere quali sono i rischi e saperli riconoscere qualora le procedure non vengano rispettate rigorosamente;
- terreni di classe V, da non utilizzare in nessun caso: si potrebbero causare rischi ambientali assolutamente inaccettabili.

È evidente a questo punto che lo spargimento dei bio-solidi (e il loro mescolamento al terreno) dev'essere eseguito correttamente, altrimenti questi prodotti potrebbero accumularsi sulla superficie del suolo ed essere trasportati dal dilavamento superficiale, concentrandosi nelle zone di depressione ed eventualmente raggiungendo i corsi d'acqua. Anche se la rimozione dei patogeni è stata eseguita in modo corretto durante il trattamento dei fanghi, infatti, un'inadeguata distribuzione di questi potrebbe alterare le concentrazioni di nutrienti e di materiale organico nell'acqua, provocando così un inquinamento e una contaminazione.

Gli ammendanti, inoltre, non devono essere distribuiti in prossimità di luoghi pubblici o di realtà residenziali per evitare il diffondersi di odori molesti e rischi per la salute (considerato anche il fatto che tali odori potrebbero anche attrarre altri vettori nocivi).

Per rendere sostenibile l'utilizzo di questi bio-solidi, molti Paesi (fra cui l'Italia) hanno stabilito regole e restrizioni riguardo le aree e le colture che possono essere addizionate con questi ammendanti organici. I limiti possono essere definiti, come detto, secondo l'attitudine del suolo presente in una determinata zona, con criteri più o meno stringenti secondo le caratteristiche specifiche del sito. La preoccupazione per la potenziale contaminazione di fonti idriche, ad ogni modo, è chiaramente evidente a prescindere dalla classe con cui viene caratterizzato il terreno.

7. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE SUI CASI STUDIO PRESENTATI

In ultima analisi si può affermare che nel progetto di ricerca si sono centrati i principali obiettivi fissati inizialmente.

È stata eseguita la localizzazione delle varie realtà di produzione di biogas in Friuli Venezia Giulia, anche se, come detto, questo aspetto apre una possibilità di approfondimento futuro, per cercare di completare il censimento in maniera più capillare ed organica possibile.

È stata proposta una procedura applicativa, utile per i gestori di quegli impianti che vogliono attuare considerazioni e/o modifiche tecniche e gestionali ai propri digestori anaerobici.

Per dimostrare l'applicabilità delle linee guida presentate, queste sono state sviluppate in due casi studio reali al fine di valutare l'efficacia di alcuni pretrattamenti sulla produzione di biogas da fanghi di depurazione e i risultati ottenuti sono stati soddisfacenti: per il fango proveniente dall'impianto di depurazione di Udine, infatti, tutti i pretrattamenti testati miglioravano l'efficienza nella produzione di metano (unica eccezione è rappresentata dal pretrattamento tramite ciclo gelo-disgelo). Il trattamento termico a 75 °C, in quest'ottica, aumentava le prestazioni della digestione anaerobica di oltre il 100% rispetto al campione di fango non trattato.

Il secondo caso studio eseguito sul fango di Tolmezzo ha fatto emergere altri importanti risultati sul possibile impiego dei pretrattamenti, sempre con l'ottica di incrementare le rese nella produzione di biogas. Questo lavoro, inoltre, è stato utile per sottolineare in maniera chiara l'importanza della caratterizzazione del fango, senza dare per scontato che risultati ottenuti su una determinata tipologia di substrato possano essere estesi e generalizzati in maniera uniforme. Questo aspetto è davvero evidente osservando i dati: fanghi di natura diversa, i quali presentavano aspetti di caratterizzazione differenti, hanno condotto a conclusioni discordanti sulla stessa tipologia di pretrattamenti. Il trattamento

che conduce ai migliori risultati per il fango di Udine non evidenzia dati così promettenti nel caso di Tolmezzo, e viceversa.

Come per la localizzazione degli impianti anche l'analisi di questi pretrattamenti sulla digestione anaerobica lascia ampio margine di approfondimento: soprattutto in un'ottica di economia circolare, infatti, verranno effettuate alcune considerazioni economico-impiantistiche per valutare l'eventuale fattibilità dei pretrattamenti riportati anche in scala d'impianto.

Infine, sono stati sviluppati gli aspetti di caratterizzazione dei digestati: l'analisi degli elementi e la quantificazione delle concentrazioni dei principali metalli pesanti hanno condotto a importanti considerazioni sull'eventuale riutilizzo agronomico di queste sostanze.

Lo scritto continua nei successivi capitoli di carattere più generale, approfondendo aspetti legati allo studio delle singole fasi della digestione anaerobica, all'ottimizzazione dell'intero processo e ad utili applicazioni pratiche di impianto.

8. ASPETTI PER L'OTTIMIZZAZIONE DEL PROCESSO DI DIGESTIONE ANAEROBICA

In questa parte dello scritto verranno ripresi e approfonditi aspetti più teorici sulla digestione anaerobica già accennati precedentemente. Per poter ottimizzare al massimo il processo, infatti, devono essere molto chiare tutte le dinamiche, le reazioni e gli equilibri (molto delicati) che si instaurano durante un processo biologico. Nei capitoli precedenti, inoltre, sono stati testati e presentati solo alcuni dei metodi possibili a disposizione per aumentare l'efficienza di produzione di biogas ma, come vedremo, ne esistono di altri (la comunità scientifica, in questo senso, sta facendo un grosso lavoro di sperimentazione negli ultimi anni).

8.1. Le fasi della digestione anaerobica

Come detto, quindi, la digestione anaerobica è una combinazione, in sequenza, di vari processi fermentativi nei quali l'ultima fase è la fermentazione metanogenica. La materia organica è composta da carboidrati (composti da carbonio, idrogeno e ossigeno, ovvero zuccheri semplici e polisaccaridi), proteine e aminoacidi (composti oltre che da carbonio, idrogeno e ossigeno anche da azoto) e grassi (composti essenzialmente da carbonio e idrogeno con modeste percentuali di ossigeno). Tutta la sostanza organica, inoltre, contiene una certa frazione minerale, chiamata 'ceneri'.

La decomposizione biologica di carboidrati, proteine e grassi, quindi, non può essere banalizzata o ritenuta completamente nota a priori: alcune sostanze, come per esempio la lignina (un carboidrato molto complesso che si trova nella parete cellulare di numerose specie vegetali), sono assolutamente indigeribili per gli organismi anaerobici. Altri composti, invece, come la cheratina (la proteina che compone capelli, piume e peli), pur essendo in linea di massima digeribili, sono molto difficili da essere degradati nei processi anaerobici. Si può affermare quindi che, in linea del tutto generale, più la sostanza è complessa e più elevato sarà il

numero di microrganismi coinvolti nella sua degradazione (e più lungo, di conseguenza, il tempo necessario per la sua completa digestione).

Esistono a questo proposito esempi molto interessanti: alcuni pesticidi, infatti, non degradabili attraverso tradizionali processi aerobici, e molto difficili da degradare chimicamente, possono essere decomposti da batteri anaerobici in tempi molto lunghi.

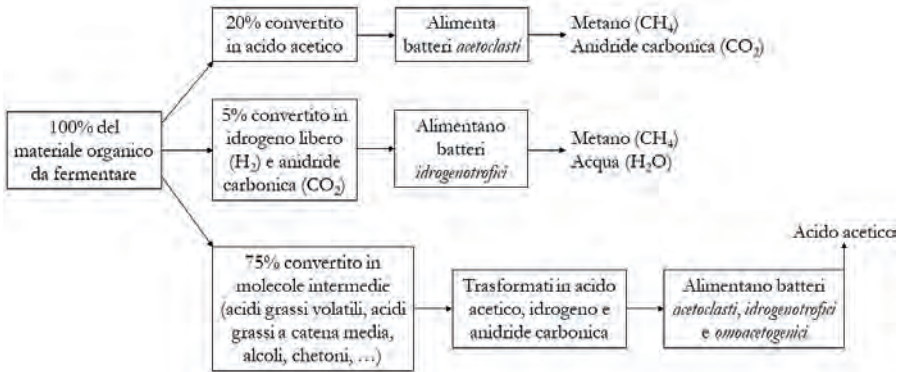
In generale, dal punto di vista del processo, si può affermare che i batteri fermentativi, assieme ad altri microrganismi (i lieviti ad esempio), sono responsabili della prima fase di demolizione delle molecole organiche. Sul totale di materiale organico che deve fermentare, il 20% diventa acido acetico che reagendo con i sali presenti nel mezzo di fermentazione forma acetato. L'acetato, a sua volta, alimenta un gruppo di batteri metanogeni denominati *metanogeni acetoclastici*: questi microrganismi vivono convertendo l'acetato in metano (CH_4) e anidride carbonica (CO_2).

In questa prima fase di fermentazione, oltre all'acido acetico, il 5% della materia organica si trasforma in idrogeno libero (H_2) e anidride carbonica (CO_2): entrambi i gas alimentano un altro gruppo di batteri chiamati *metanigeni idrogenotrofi* che sintetizzano essenzialmente metano (CH_4) e acqua (H_2O).

Il rimanente 75% del materiale organico, solo parzialmente degradato in questa prima fase di fermentazione, è caratterizzato principalmente da molecole di dimensioni intermedie come acidi grassi volatili, acidi grassi a catena media, alcoli o chetoni. Queste molecole intermedie vengono a loro volta degradate da altri batteri che producono ulteriore acido acetico, idrogeno e anidride carbonica: in questo modo vengono alimentati entrambi i gruppi di microrganismi sopracitati più un terzo, ossia quello dei *batteri omoacetogenici* che sintetizzano ancora una volta acido acetico a partire dalle molecole di idrogeno e di anidride carbonica (Rosato, 2018).

Concludendo si può affermare che quando vengono digeriti substrati ricchi di composti organici il 72% della quantità totale di metano è il risultato delle attività batteriche degli acetogenici e degli omoacetogenici mentre il restante 28% è da attribuirsi all'azione degli idrogenotrofici. Va specificato tuttavia che le proporzioni appena riportate possono variare leggermente in base alle fonti consultate da letteratura: alcuni ricercatori stimano infatti il 70% della quantità totale di metano prodotto attraverso la prima strada ed il 30% con la seconda.

Di seguito un riassunto schematico di quanto finora spiegato:



8.2. L'importanza della temperatura nel processo

Osservando le reazioni chimiche che avvengono lungo il processo di digestione anaerobica (Fig. 8.1) appare abbastanza evidente che dal punto di vista stechiometrico esse abbiano tutte bisogno di energia (sotto forma di calore).

Fig. 8.1. Esempio di digestore anaerobico di fanghi di depurazione.



Si tratta, quindi, di reazioni endotermiche in quanto necessitano di energia per avvenire (al contrario invece delle reazioni esotermiche che producono energia), e in base alla temperatura a cui avvengono il processo di digestione anaerobica può essere classificato in:

- psicrofilo per temperature comprese fra i 10 e i 20 °C;
- mesofilo per temperature comprese fra i 20 e i 40 °C;
- termofilo per temperature comprese fra i 40 e i 60 °C;
- estremofilo per temperature oltre i 60 °C (in questo caso molte specie di batteri producono soprattutto H₂ e l'attività dei metanogeni può venire inibita).

Alcuni autori estendono l'intervallo di temperature per il processo termofilo fra i 40 e gli 80 °C, non definendo in questo modo la variante estremofila: si tratta di una mera questione di convenzioni o di anno di pubblicazione degli studi, in quanto i processi di digestione estremofili sono ambiti di ricerca piuttosto recenti.

A prescindere comunque dalla nomenclatura formale, numerosi autori sono ormai d'accordo nell'affermare che la massima biodiversità delle specie batteriche si registra in un intervallo di temperature molto ridotto, compreso fra i 37 e i 40 °C. Avere un'elevata biodiversità dell'ecosistema metanogeno conduce ad un funzionamento stabile dell'impianto di biogas che risulta, di conseguenza, meno incline a variazioni nella produzione e più resiliente ad eventi perturbativi (cambiamenti improvvisi della dieta nel digestore, ad esempio, variazioni di pH o immissione accidentale di sostanze inibitrici). Alla luce di quanto appena detto appare ragionevole selezionare i processi mesofili (20-40 °C) come i più efficienti ed affidabili (Gerardi, 2003).

D'altro canto però, sempre secondo studi sviluppati da ricercatori olandesi, sembra che la massima velocità di degradazione anaerobica dell'acetato corrisponda ad una temperatura di incubazione di circa 60-65 °C. Questi risultati dunque farebbero cambiare la linea di pensiero espressa poc'anzi, affermando che siano i processi termofili (40-60 °C) quelli più efficienti (e più compatti, visto il loro tempo di ritenzione idraulico e dei solidi più breve).

Concludendo si può quindi osservare che entrambi i processi (mesofilo e termofilo) sono parzialmente adeguati in quanto, nella pratica, nessuno è riuscito a dimostrare che una soluzione applicativa sia migliore rispetto ad un'altra sotto tutti i punti di vista. Si ricorda inoltre che la digestione

anaerobica è una sequenza di processi, la cui velocità complessiva è limitata quindi dalla fase più lenta.

In generale la maggior parte dei batteri responsabili della fermentazione sono mesofili, sebbene altri microrganismi tendano ad essere invece termofili: appare chiaro, in definitiva, che un digestore che ottimizza le condizioni vitali di una specie microbica ostacolerà inevitabilmente l'altra, e viceversa.

9. METODI DI MISURAZIONE UTILIZZATI NELL'INDUSTRIA DEL BIOGAS

Un aspetto molto importante da sottolineare quando si punta all'ottimizzazione del processo in un impianto di biogas è senza alcun dubbio il monitoraggio di una serie di grandezze fisiche e chimiche. Alcune di queste, come ad esempio il profilo degli acidi grassi volatili, richiedono il servizio di laboratori specializzati: questi hanno infatti a disposizione strumenti sofisticati e personale specializzato in grado di eseguire tutte le tecniche analitiche necessarie.

Numerose altre variabili (ma altrettanto importanti) possono essere misurate invece facilmente, direttamente in impianto, attraverso l'impiego solo di alcuni strumenti standard e senza la necessità di competenze specifiche o altamente specializzate. Queste grandezze forniscono un'idea immediata (in tempo reale) delle decisioni da prendere e delle azioni necessarie per mantenere il processo di digestione anaerobica altamente efficiente.

Questi test *in situ* si possono classificare, in prima battuta, in due grandi categorie: i test chimico-fisici e quelli biologici.

I primi (eseguiti direttamente sulla biomassa, sul liquame in digestione o sul digestato) sono in un certo senso propedeutici ai successivi test biologici e, in generale, forniscono indirettamente utili informazioni sullo stato dell'ecosistema microbico e sulla qualità della biomassa utilizzata come materia prima per alimentare il digestore.

9.1. I test biologici

I test senza dubbio più utili per analizzare il processo di digestione anaerobica sono quelli biologici: vengono definiti anche test respirometrici in quanto si basano proprio sulla misurazione della quantità di metano (o biogas) prodotto in un certo tempo e in determinate condizioni. Da queste prove è possibile dedurre le informazioni necessarie sulla popolazione microbica e sull'attività metabolica dell'ecosistema.

Esistono, a tal proposito, due metodologie per misurare il volume di gas prodotto per unità di tempo:

- misura a pressione costante: questo metodo è basato sul principio secondo il quale se la pressione di un gas viene mantenuta costante, allora il suo volume sarà proporzionale alla massa di gas prodotto; i metodi che impiegano tale principio vengono chiamati anche test volumetrici in quanto il dispositivo misura, appunto, il volume di gas prodotto (ad esempio misurando lo spostamento di un pistone, di una colonna d'acqua o di un qualsiasi tipo di misuratore meccanico);
- misura a volume costante: questo metodo invece è basato sul principio secondo il quale se il volume del digestore è mantenuto costante, allora la pressione sulle pareti prodotta dal biogas sarà direttamente proporzionale alla sua massa. I metodi che impiegano tale principio vengono chiamati anche test barometrici in quanto il dispositivo (manometro meccanico, colonna di mercurio, sensore di pressione allo stato solido...) misura, appunto, la pressione del gas prodotto dalla digestione anaerobica.

Una terza metodica, limitata però soltanto agli ambiti accademici e di ricerca, è il metodo gascromatografico: simile a quello barometrico, in questo test invece di misurare la pressione vengono determinate le variazioni nella composizione del gas. Nonostante l'accuratezza accettabile (errore strumentale pari a circa il 2%) questo metodo sembra presentare una bassa sensibilità: Hansen et al. (2004) hanno infatti dimostrato come il test non riesca a rilevare variazioni al di sotto dei 75 Nm³. Lo strumento, inoltre, è molto costoso, necessita di frequenti calibrazioni e richiede operatori esperti: non risulta dunque idoneo per gli scopi industriali, evidentemente più pratici.

10. ESECUZIONE DI ESPERIMENTI BIOLOGICI

È chiaro, a questo punto, come i test biologici siano fondamentali per un corretto monitoraggio del processo e come il loro scopo sia quello di misurare la quantità e la composizione chimica del biogas (o la quantità netta di metano) prodotto da una determinata quantità di substrato in condizioni di riferimento. Si illustrano ora i dati necessari e la procedura più adatta all'esecuzione di queste prove.

Il primo aspetto da valutare è la concentrazione dei solidi volatili (o del COD) nel substrato che dev'essere testato: questo valore è, almeno in prima battuta, un indicatore della frazione presumibilmente digeribile. Da questa grandezza è infatti possibile avere un'idea approssimativa dell'ordine di grandezza del BMP del substrato (perlomeno nel caso dei substrati più comuni) e dal quale, di conseguenza, è possibile definire la quantità di substrato da impiegare nel test.

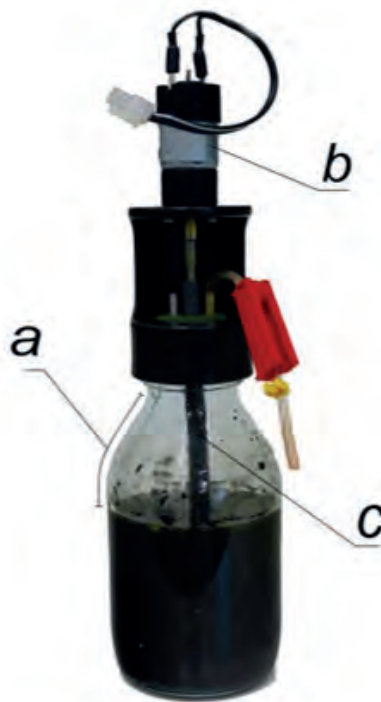
Si riporta un esempio per chiarire questo punto fondamentale: supponendo che debba essere testato l'insilato di mais (il quale produrrà fra i 350 e i 500 mLCH₄/gVS) e che il volume dei digestori a disposizione per la prova in laboratorio sia di 250 mL, la massima quantità di solidi volatili che potrà essere utilizzata è pari a 0.5 grammi (altrimenti sarà necessario sfiatare di volta in volta una parte del biogas durante il periodo di prova).

$$\frac{250 \text{ mL}}{500 \text{ mLCH}_4 / \text{gVS}} = 0.5 \text{ gVS}$$

Ecco allora che a questo punto appare evidente l'importanza della determinazione dei solidi volatili del substrato che si sta testando: nota la massima quantità di solidi volatili che può essere utilizzata per la prova, e conoscendo la percentuale di solidi volatili del substrato specifico che abbiamo a disposizione, si può banalmente calcolare la quantità di substrato da inserire nei 'digestori' del laboratorio per eseguire il test.

Un altro aspetto, in un certo senso legato al primo e di uguale importanza, è quello di considerare la concentrazione di solidi volatili dell'inoculo: questo dato fornisce infatti un'idea sulla quantità di microrganismi attivi capaci di degradare il substrato. La concentrazione dei solidi nell'inoculo è fondamentale visto che influenzerà direttamente la propagazione dell'errore. A questo punto bisogna formulare alcune considerazioni anche sugli strumenti utili per l'esecuzione del test biologico: è necessario decidere e valutare sia le caratteristiche tecniche dei reattori che si hanno a disposizione in laboratorio che del sistema di misura del gas. In questo senso è importante avere un'idea chiara dei volumi dei reattori (Fig. 10.1), del margine di errore del dispositivo di misurazione del gas, nonché dell'intervallo di misura (della portata, del volume o della pressione del gas prodotto).

Fig. 10.1. Esempio di reattore da laboratorio dalla capacità di 400 mL per prove BMP in cui si possono apprezzare le varie componenti: a) volume di testa; b) motore collegato al sistema di miscelazione; c) miscelatore.



Sarebbe auspicabile, inoltre, sapere con chiarezza se lo strumento che si sta utilizzando misura il biogas grezzo (l'intera miscela dei gas che compongono il biogas) o direttamente, e in maniera automatica, il metano netto: nel secondo caso l'errore dell'analizzatore della composizione del gas si sommerà agli altri errori strumentali.

Un'altra regola valida a livello generale in questi casi è considerare sempre lo scopo del test: in altre parole bisogna chiedersi preventivamente se la prova biologica che si intende effettuare sia finalizzata a controllare lo stato di salute dell'impianto (tramite la somministrazione di substrati di riferimento) o a determinare il BMP di un substrato organico incognito. È necessario, in questo senso, definire in modo chiaro, fin dalle fasi iniziali, quali informazioni ottenere attraverso la campagna in laboratorio.

Bisogna compiere infine scelte e considerazioni opportune riguardo alla rappresentatività del campione: alcuni substrati (come ad esempio i reflui organici di tipo civile) sono infatti estremamente eterogenei e bisogna ragionare su come campionarli in modo adeguato e il più corretto possibile. Non è certamente ragionevole in questi casi pensare di poter campionare un'enorme quantità di reflui urbani, omogeneizzarli e prelevare la massa necessaria (soltanto pochi grammi) per l'esecuzione di questi test. Si può quindi affrontare il problema nel modo seguente: una prima soluzione potrebbe essere quella di impiegare reattori di grandi dimensioni (o addirittura un impianto pilota) in grado di ricevere diversi chili di materia prima, supponendo sempre che tale substrato venga campionato in maniera casuale in modo da essere considerato rappresentativo. Un'altra strada percorribile è quella di eseguire un gran numero di prove di laboratorio (con reattori standard, come quelli illustrati in Fig. 10.2) fra loro indipendenti: sarà poi l'analisi statistica ad elaborare i risultati (media, dispersione dei valori di BMP, trend stagionali...).

Sempre in quest'ottica, se ipotizziamo che lo scopo del test sia quello di determinare il BMP di reflui zootecnici, sarà necessario prestare la massima attenzione al mescolamento accurato della vasca di raccolta dei reflui prima di eseguire il campionamento: in caso contrario il rischio è quello di raccogliere solo schiume superficiali oppure soltanto sedimenti solidi, rendendo così il campione non rappresentativo.

Questa raccolta, in definitiva, rappresenta un riassunto delle operazioni preliminari da svolgere prima di iniziare qualsiasi tipo di test biologico.

Fig. 10.2. Esempio di strumentazione per l'esecuzione della prova BMP (test biologico).



10.1. La preparazione dell'inoculo

Verranno approfonditi nel seguito alcuni aspetti sulla preparazione e conservazione del campione e dell'inoculo in laboratorio.

Si osserva, una volta per tutte, che di regola l'inoculo per i test biologici è sempre rappresentato da una determinata quantità di fango prelevata dal digestore (nel caso di impianti biogas con digestione monofase); nel caso in cui si consideri invece un impianto con diversi digestori l'inoculo dovrà essere prelevato da serbatoi differenti, a seconda dell'ambito della prova. Se lo scopo ad esempio è quello di misurare il BMP di un dato substrato è possibile utilizzare come inoculo una miscela di campioni di fango prelevati da ciascun reattore, oppure il digestato estratto dall'ultima fase del processo. Il vantaggio nell'utilizzare il digestato come inoculo è rappresentato dal fatto che avendo un minor BMP residuo (rispetto al fango attivo) saranno necessari minori tempi di incubazione e, di conseguenza, ridotti errori sul risultato.

Riguardo la preparazione dell'inoculo in laboratorio non esiste ad oggi una filosofia comune, universalmente riconosciuta e generalmente valida: in base ai riferimenti scientifici consultati, infatti, si notano almeno due scuole di pensiero su questo argomento. La prima di queste, spiccatamente derivata dall'industria e dal mondo della depurazione delle acque reflue, afferma come l'inoculo dovrebbe essere prelevato dall'impianto (già stabilmente in funzione), lavato, centrifugato e risospeso in acqua: in

questo modo la concentrazione di solidi volatili che ne risulta è, generalmente, compresa tra 1 e 5 g/L.

La seconda metodologia, con radici invece nel settore agricolo e agroindustriale, si focalizza in generale sulla produzione (potenziale) di energia dal processo di digestione anaerobica e non sulla degradazione di un certo inquinante (Rosato, 2018).

Priorità diverse verrebbe da dire: da un lato c'è l'esigenza di migliorare in generale la qualità delle acque reflue, in cui la digestione anaerobica e la valorizzazione energetica dei fanghi sembra più che altro un virtuoso effetto collaterale; dall'altra, invece, una realtà che mira soltanto a massimizzare la produzione di biogas (e di energia), talvolta dedicando notevoli estensioni agricole alla coltivazione di apposite colture destinate ad essere raccolte e inserite tal quali all'interno dei digestore anaerobici.

Due mondi così diversi, apparentemente spinti da etiche e valori talvolta incompatibili, sono invece accomunati dal biogas prodotto grazie al processo di digestione anaerobica (seppur, come spiegato, con le notevoli differenze che sussistono).

Per gli scopi più applicativi, tuttavia, non esiste un vero e proprio standard universalmente riconosciuto che raccolga in maniera organica le regole e le procedure per la preparazione dell'inoculo e del campione; recentemente la Germania aveva provato a colmare questa lacuna attraverso una normativa, aggiornata nel 2014, la quale fornisse linee guida sia per le prove che mirano all'ottimizzazione degli impianti biogas, che per i test finalizzati alla valutazione del (potenziale) rilascio di gas serra dai rifiuti per tematiche ambientali.

Secondo la normativa tedesca l'inoculo in laboratorio dovrebbe essere utilizzato 'tal quale', ossia così come prelevato dall'impianto, senza l'aggiunta di nessun mezzo o di altre sostanze che potrebbero interferire la sua attività. Molti operatori tuttavia considerano troppo complesse le procedure e le metodiche richieste dalla normativa appena citata per poter essere eseguite dai laboratori presenti negli impianti (Rosato, 2018).

Su questo argomento si sono espressi anche Angelidaki et al. (2009) al congresso annuale dell'IWA (*International Water Association*): anche in questo lavoro, in accordo con molti altri ricercatori, si afferma come gli inoculi prelevati da impianti di digestione anaerobica agricoli (colture energetiche o scarti agroindustriali) non dovrebbero essere lavati e successivamente risospesi. Qualsiasi pretrattamento infatti dovrebbe essere limitato alla separazione del materiale inerte eventualmente presente (piccoli

trucioli di legno, terriccio, sassolini di ridotte dimensioni...) ma la restante fibra vegetale non sarebbe da eliminare in quanto funge da supporto per la crescita dei microrganismi (è utile, in altre parole, per mantenere elevata la biodiversità dell'ecosistema batterico).

L'inoculo inoltre dovrebbe essere degassato, sempre secondo il protocollo proposto da Angelidaki et al. (2009), in modo da esaurire tutta la materia organica biodegradabile residua (in modo, così, che i solidi volatili rappresentino con buona approssimazione la massa dei batteri viventi). Questa fase di pre-incubazione dev'essere condotta alla stessa temperatura alla quale era sottoposto l'inoculo nel processo d'impianto e dura fino a quando la produzione di metano, da parte dell'inoculo, diventa irrisoria (tipicamente dai 2 ai 5 giorni). In alcuni casi (ad esempio quando l'inoculo proviene da digestori alimentati con materie prime ad elevata concentrazione di grassi e/o olii) potrebbe essere necessario un periodo di pre-incubazione più lungo, in modo da riuscire ad eliminare tutto il substrato residuo assorbito o intrappolato (Angelidaki et al., 2009).

10.2. La specificità dell'inoculo

Un importante aspetto che dovrebbe venire considerato dai gestori degli impianti di digestione anaerobica è senza dubbio proprio la specificità dell'inoculo: gli inoculi utilizzati in ambiti accademici e di ricerca vengono solitamente preparati con fanghi e digestati provenienti da diversi impianti e tendono ad essere, per questo motivo, ecosistemi batterici estremamente più eterogenei (ossia capaci di adattarsi rapidamente a qualsiasi tipo di substrato). Può succedere infatti, talvolta, che in congressi scientifici o su pubblicazioni specifiche vengano riportati valori di BMP di alcuni substrati più elevati rispetto a quelli effettivamente riscontrati negli impianti di digestione anaerobica o nei laboratori degli stessi: questo proprio a causa della specificità dell'inoculo e della sua abilità e capacità di digerire un certo substrato.

Si potrebbero chiarire questi concetti di specificità e di abilità nella digestione tramite un esempio: si immagini un impianto di biogas che abbia la possibilità di ottenere gratis (o ad un costo molto basso, ma non ha rilevanza l'aspetto economico ai fini di questa trattazione) alcune tipologie di reflui zootecnici ricchi in proteine e grassi (come per esempio scarti di macellazione o residui di glicerolo dall'industria del biodiesel). Secondo la bibliografia di riferimento queste tipologie di materie prime presentano un

elevato valore di BMP, ma nella pratica immettere tali sostanze direttamente nel digestore potrebbe causare più di qualche problema (popolazione batterica non abituata, appunto). Finché l'ecosistema di microrganismi non si adatta a degradare elevate concentrazioni di proteine e grassi, l'effetto registrato più probabile sarà un rallentamento della produttività d'impianto fino, in qualche caso estremo, al collasso biologico dello stesso. Sempre in quest'ottica, prelevare il fango dal digestore per effettuare test biologici in laboratorio con gli scarti della macellazione, ad esempio, porterebbe a determinare un certo valore di BMP; ripetendo la prova con lo stesso substrato ma utilizzando il digestato della prova precedente come inoculo, si evidenzierà quasi sicuramente un valore BMP più elevato. Questo in quanto le relazioni trofiche fra le diverse specie che compongono la flora batterica si evolvono e si adattano al nuovo substrato (Rosato, 2018). Appare chiaro quindi che se si ha l'intenzione (o la necessità) di modificare la dieta del digestore, saranno imprescindibili le prove biologiche in laboratorio con l'inoculo adeguato. Se si prevede, ad esempio, di alimentare l'impianto con una materia prima avente una composizione chimica del tutto diversa rispetto a quella addizionata quotidianamente, sarà necessario accertarsi che tale substrato sia idoneo (e non potenzialmente nocivo) per l'ecosistema batterico. Potrebbe essere necessario, talvolta, agire paradossalmente per adattare l'inoculo esistente al substrato nuovo. Queste, a dire il vero, sono modalità che dipendono molto dai casi specifici, dalle motivazioni e dalle gestioni d'impianto e su cui è impossibile formulare delle considerazioni generali ma sono assolutamente adatte per far capire i concetti fondamentali e l'importanza dei test (eseguiti con criterio e competenza) prima di compiere scelte e decisioni gestionali.

10.3. La preparazione del substrato

Come primo aspetto generale il substrato dovrebbe essere caratterizzato nella maniera più accurata possibile. Si devono sempre determinare almeno i solidi totali (*Total Solids*, TS), i solidi volatili (*Volatile Solids*, VS), il COD (*Chemical Oxygen Demand*), l'azoto e il fosforo. È bene calcolare inoltre il rapporto COD/VS il quale, tendenzialmente, è tipico e caratteristico di un determinato substrato. Va detto, certamente, che la determinazione del COD nel caso di materie prime solide estremamente eterogenee è sempre difficoltosa e lascia spazio, di conseguenza, a notevoli incertezze.

11. ESEMPIO APPLICATIVO

In questo semplice esempio verranno riassunti e chiariti (in maniera estremamente applicativa) molti degli aspetti trattati finora con approccio teorico. Si supponga dunque di voler calcolare il BMP di un substrato avente il 32% di solidi volatili, mentre l'inoculo utilizzato per il test (prelevato dal digestore, setacciato e degassato) contenga il 7% di solidi volatili. Si supponga inoltre che i reattori a disposizione per la prova abbiano un volume di 500 mL e che il test venga eseguito con uno strumento volumetrico (metodo di misura a volume costante): è necessario dunque lasciare uno spazio di testa sufficiente per la raccolta del gas prodotto. Per questa tipologia di strumentazione numerose fonti raccomandano un volume di testa pari al 15-20% del volume totale (a differenza invece dei metodi di misura barometrici in cui viene consigliato di lasciare un volume pari almeno al 50-60% del volume del digestore).

Si sceglie dunque un volume di testa arbitrariamente pari al 20% di 500 mL (ossia pari a 100 mL) e il volume totale occupato dalla miscela (inoculo più substrato) sarà di conseguenza pari a 400 mL.

Sulla base di quanto esposto nei capitoli precedenti, sulla bibliografia consultata e sulle regole pratiche raccomandate, si supponga che il rapporto I/S (inoculo/substrato) adottato per questo test sia pari a 3.

È possibile, a questo punto, esprimere matematicamente le condizioni di prova attraverso la seguente formula:

$$\frac{Q_{inoc}}{Q_{subst}} = 3 = \frac{V_{inoc} \cdot VS_{inoc}}{V_{subst} \cdot VS_{subst}}$$

Inoltre, vale anche:

$$V_{inoc} + V_{subst} = 400 \text{ mL}$$

Si tratta quindi di risolvere un sistema di due equazioni in due incognite (i volumi, ad esempio, di inoculo e substrato rispettivamente). Esprimendo nella seconda equazione il volume del substrato in funzione del volume dell'inoculo e sostituendo quanto detto nella prima equazione si ottiene:

$$V_{subst} = 400 \text{ mL} - V_{inoc}$$

$$3 = \frac{V_{inoc} \cdot VS_{inoc}}{(400 \text{ mL} - V_{inoc}) \cdot VS_{subst}}$$

$$3 = \frac{V_{inoc} \cdot VS_{inoc}}{400 \text{ mL} \cdot VS_{subst} - V_{inoc} \cdot VS_{subst}}$$

$$3 \cdot 400 \text{ mL} \cdot VS_{subst} - 3 \cdot V_{inoc} \cdot VS_{subst} = V_{inoc} \cdot VS_{inoc}$$

$$3 \cdot 400 \text{ mL} \cdot VS_{subst} = V_{inoc} (VS_{inoc} + 3 \cdot VS_{subst})$$

$$V_{inoc} = \frac{3 \cdot 400 \text{ mL} \cdot VS_{subst}}{(VS_{inoc} + 3 \cdot VS_{subst})}$$

$$V_{inoc} = \frac{3 \cdot 400 \text{ mL} \cdot 0.32}{(0.07 + 3 \cdot 0.32)} = 373 \text{ mL}$$

Tutte le precedenti considerazioni sono valide nell'ipotesi che substrato e inoculo abbiano la stessa densità (ipotesi non del tutto vera ma assolutamente accettabile per questa finalità preliminare nell'impostazione del test biologico).

Nella prova ipotizzata si utilizzeranno dunque 373 mL di inoculo e 27 g di substrato.

12. CONSIDERAZIONI E APPLICAZIONI PRATICHE

In questi paragrafi conclusivi si cercherà di fornire un approccio ancora più pratico riguardo le numerose nozioni fornite nel corso dei capitoli precedenti. Verranno prese in considerazione ed approfondite ulteriormente le prove per la determinazione dei solidi volatili e del BMP elencando utili campi di applicazione. Al termine dello scritto si vuole dunque dare una visione tangibile a questi test, rendendoli veri e propri strumenti a disposizione (anche e soprattutto per i gestori degli impianti) e non soltanto delle prove fine a sé stesse da eseguire in laboratori 'd'élite'.

12.1. Applicazioni pratiche del test sui solidi volatili

Il test per la determinazione dei solidi volatili è molto semplice da eseguire e fornisce informazioni molto utili per la supervisione e il controllo del processo di digestione anaerobica.

Una possibile applicazione pratica della misura di questo dato è il monitoraggio del carico organico (*Organic Load*) e del tasso di carico organico (OLR, *Organic Load Rate*): la quantità totale di carbonio considerata a priori come 'digeribile' è infatti contenuta esclusivamente nella frazione dei solidi volatili.

A questo proposito molti impianti di biogas in Europa vengono classificati come CSRT (*Continuously Stirred Reactor Tank* o reattori a miscelazione continua): questa tipologia di reattori non può accettare un tasso di carico organico superiore ai 3 kg di solidi volatili/m³ giorno, altrimenti l'efficienza di conversione della biomassa in metano scende al di sotto dei livelli accettabili. Solitamente gli impianti monofase o bifase richiedono che questo parametro (OLR) si mantenga nell'intervallo fra i 2.5 e i 3 kg di solidi volatili/m³ giorno. Infatti nei casi in cui i convenzionali reattori CSRT monofase vengono alimentati con biomasse contenenti più di 3 kg di solidi volatili/m³ giorno si può raggiungere un'eccessiva acidificazione che causerebbe, nei casi peggiori, il collasso biologico del

processo di digestione anaerobica. Un'accortezza generale nel caso invece di impianti biogas con due o più digestori, da tenere in considerazione se non si vogliono commettere errori grossolani, è quella di calcolare il tasso di carico organico (OLR) dividendo il carico organico (OL) giornaliero per la somma dei volumi di tutti i reattori presenti nell'impianto.

Appare evidente dunque, già da queste prime considerazioni, l'importanza nella determinazione dei solidi volatili della biomassa per valutare se l'impianto sta operando entro i limiti di progetto.

Un'ulteriore applicazione pratica di questa misura è il controllo dell'efficienza di trasformazione della biomassa in metano: questa verifica è utile per ottimizzare, ad esempio, il costo d'acquisto delle materie prime.

Altra importante applicazione è il controllo del regolare funzionamento dell'impianto; spesso infatti i gestori incrementano il tasso di carico organico con lo scopo di stabilizzare la produzione di biogas, ma questa gestione si traduce soltanto, paradossalmente, in una riduzione della resa in metano netto (se comparato con il *Biochemical Methane Potential* della materia prima).

Questa problematica è di interesse limitato negli impianti di biogas dotati di serbatoio di stoccaggio chiuso del digestato: in queste realtà infatti i serbatoi, riscaldati, presentano un tempo di ritenzione dei solidi molto lungo e fungono di fatto da post-digestori. Al contrario, negli impianti con serbatoio di stoccaggio aperto, la digestione incompleta della biomassa causata dall'incremento del tasso di carico organico si traduce in prima battuta in uno spreco di materia prima, e secondariamente in una maggiore emissione di gas serra in atmosfera.

Il monitoraggio accurato dei solidi volatili, inoltre, permette anche la determinazione dell'efficienza della digestione, definita come:

$$\eta_{AD} = \frac{SV_{in} - SV_{out}}{SV_{in}}$$

La grandezza così calcolata appare molto utile per controllare e gestire lo stato generale dell'impianto: se il valore di η_{AD} è superiore a 0.45 l'operatività dell'impianto è considerata accettabile; valori più bassi di η_{AD} potrebbero invece indicare l'esistenza di un cortocircuito idraulico (nel caso in cui l'efficienza segua una costante tendenza di riduzione con il passare del tempo) o una parziale inibizione temporanea del processo (nel caso di un singolo valore al di sotto della soglia).

È importante sottolineare come il valore di η_{AD} raramente supera il 60% negli impianti di biogas industriali monofase, in quanto i microrganismi utilizzano sempre una frazione del carbonio della materia prima per le proprie attività vitali e per riprodursi.

Nei tradizionali impianti tipo CSRT può succedere che dopo 4-5 giorni di attività l'efficienza η_{AD} tenda gradualmente, ma in maniera costante, a diminuire (nonostante il tasso di carico organico si mantenga entro i limiti di progetto). Le cause di questo fenomeno possono essere di duplice natura: la parziale inibizione di una delle fasi del processo anaerobico (solitamente della metanogenesi), oppure la diminuzione del tempo di ritenzione idraulico. La prima causa è facilmente diagnosticabile attraverso prove biologiche (descritte in precedenza nel corso di capitoli dedicati) mentre la seconda, per esclusione, può essere ipotizzata qualora il test biologico non facesse riscontrare nessun tipo di problema. Il fenomeno della diminuzione del tempo di ritenzione idraulico (chiamato anche più intuitivamente 'riduzione del volume effettivo del digestore') è causato principalmente dall'accumulo di sedimenti sul fondo e/o dalla formazione di un agglomerato galleggiante di fibre in superficie. Ricordiamo ora, dalla definizione, che:

$$SRT = \frac{V_{digestore}}{Q_{digestore}}$$

Se la portata in ingresso viene mantenuta costante, in modo da produrre una certa quantità di energia, ma il volume utile nel digestore diminuisce a causa di sedimenti e accumuli (Fig. 12.1), è evidente notare come il tempo di ritenzione dei solidi (SRT, *Solids Retention Time*) di conseguenza diminuisca proporzionalmente. Più nel dettaglio, tempi di ritenzione ridotti comportano che la materia prima permanga per minor tempo all'interno del digestore e che venga digerita, di conseguenza, solo parzialmente.

Per evitare il verificarsi di queste condizioni sfavorevoli risulta di fondamentale importanza monitorare i solidi volatili e il valore dell'efficienza (η_{AD}) del processo di digestione anaerobica.

Fig. 12.1. *Esempio di accumulo superficiale all'interno di un digestore anaerobico.*



In linea generale, se dovesse persistere questa situazione, sono due le possibili soluzioni:

- aumentare (eventualmente fino al massimo possibile) la potenza del sistema di mescolamento e monitorare attentamente l'andamento del processo: se questa azione dovesse riuscire a sollevare i sedimenti, allora l'efficienza η_{AD} inizierà a salire fino a raggiungere valori accettabili;
- nel caso in cui la soluzione precedente dovesse risultare inefficace, sarà necessario eseguire un test con traccianti chimici in modo da verificare se il volume del digestore sia effettivamente diminuito e, nel caso, determinare l'entità di tale riduzione: va detto che tale prova è abbastanza costosa e necessita l'assistenza di un laboratorio chimico esterno specializzato, sia per definire la quantità del tracciante da inserire nel digestore, che per eseguire le analisi dei campioni. L'idea generale è quella di immettere all'interno del digestore una quantità predefinita di prodotto chimico inerte (che non sia contenuto nella materia prima) la cui concentrazione, ipotizzata perfetta l'efficienza di mescolamento durante il processo della digestione, diminuirà al passare del tempo secondo una legge esponenziale del tipo:

$$C(t) = C_0 \left[\frac{\left(\frac{V}{q^2}\right)}{T} \right] e^{-\frac{t}{T}}$$

Successivamente verrà monitorata quotidianamente la concentrazione del tracciante chimico all'interno del digestore; il tempo (in giorni) trascorso dal momento del dosaggio del tracciante a quando la concentrazione risulta nulla ($C \cong 0$) rappresenta l'effettivo tempo di ritenzione idraulica del digestore.

A questo punto, noto il reale valore del tempo di ritenzione idraulica, ed essendo nota anche la portata giornaliera di materia prima (assunta costante durante tutta la durata della prova), è possibile determinare il volume effettivamente a disposizione nel digestore, applicando banalmente la formula riportata precedentemente relativa alla definizione del SRT:

$$V_{digestore} = Q_{digestore} \cdot SRT$$

A questo punto, avendo una chiara visione dell'entità del problema, il gestore d'impianto potrà decidere con maggior certezza e consapevolezza quale strategia adottare. In linea del tutto generale le strade percorribili sembrano essere due:

- se l'impianto è relativamente recente (ossia il suo fine vita commerciale è previsto ancora fra molti anni) potrebbe essere conveniente fermarlo, svuotare il digestore, pulirlo (approfittando magari anche di questa occasione per eseguire ulteriori lavori di manutenzione straordinaria, come illustrato nella figura 12.2) e, infine, riavviarlo;
- mantenere il mescolamento alla massima potenza per alcuni mesi e controllare se la situazione migliora.

È buona norma, inoltre, eliminare per quanto possibile fibre dalla 'dieta' del digestore, in modo da prevenire l'accumulo di materiale non digerito, favorendo invece l'utilizzo di biomasse più liquide (come ad esempio siero del latte, fanghi di depurazione...) o maggiormente degradabili (semi oleosi, scarti alimentari...).

Fig. 12.2. *Azioni di svuotamento, pulizia e rimozione dei sedimenti da un digestore anaerobico.*



In conclusione si può affermare che monitorando (almeno mensilmente) l'efficienza della digestione, e mantenendo uno storico in memoria, il gestore d'impianto sarà in grado di diagnosticare in tempo problemi o malfunzionamenti. In quest'ottica, se l'efficienza inizia a seguire un costante andamento negativo (seppur leggero) il problema può essere risolto facilmente aumentando la potenza del sistema di mescolamento o, come visto in precedenza, scegliendo una dieta caratterizzata da meno fibre. Quando i cortocircuiti idraulici vengono diagnosticati in tempo, infatti, c'è un'elevata probabilità di riuscire a correggere il problema e di ripristinare l'operatività dell'impianto in tempi ragionevolmente brevi, evitando l'accumulo di sedimenti e di materiale flottante la cui rimozione richiederebbe l'arresto dell'impianto e la conseguente apertura del digestore per le operazioni di pulizia.

12.2. Applicazioni pratiche del test BMP

Come già visto, indipendentemente dal fatto che si tratti di indagare biomasse sconosciute oppure substrati di riferimento il cui BMP sia noto a priori, la procedura per eseguire questo test biologico è sempre la stessa (evidentemente con alcune piccole varianti da valutare caso per caso).

Va detto che in molti Paesi gli investitori realizzano impianti biogas (soprattutto di medie e piccole dimensioni) con l'unico scopo di produrre energia, attratti dalle politiche locali che contribuiscono economicamente al crescente sviluppo di questo tipo di installazioni. Spesso le uniche ragioni che spingono una gestione, un privato o un imprenditore ad avviare un impianto di questo tipo sono di natura strettamente economica: si perde di vista a volte la reale potenzialità di questa tecnologia, ossia quella di trattare e valorizzare energeticamente prodotti di scarto, fornendo una possibilità di 'smaltimento' sostenibile in alternativa alle impattanti discariche. Queste sono le motivazioni, principalmente, che spingono sempre di più ad alimentare i digestori anaerobici non con prodotti di scarto (fanghi di depurazione, scarti agricoli, ritagli e residui dalle industrie alimentari...) ma con materie prime scelte, coltivate e raccolte *ad hoc* per questo scopo. Non sembra certamente ragionevole, in vista anche delle grandi mosse a livello europeo finalizzate alla riduzione degli impatti ambientali e ad uno sfruttamento consapevole e sostenibile del suolo, utilizzare la digestione anaerobica con queste modalità operative.

Tornando ora alle possibili applicazioni pratiche che possono essere fornite dalla prova del BMP, si osserva che questo test può essere molto utile per valutare se il prezzo d'acquisto di una materia prima che alimenti il digestore sia conveniente o meno (in altre parole per valutare se il ricavato dalla produzione di energia elettrica copre, o è addirittura economicamente vantaggioso, in riferimento al prezzo d'acquisto della materia prima). Per chiarire questo aspetto vediamo ora una sua applicazione ad un caso pratico, tramite un esempio: ipotizziamo che un venditore offra ad un gestore dell'impianto una materia prima al costo di 150 €/t. Tale materia prima viene così caratterizzata:

- sostanza secca: 90.94% (p/p);
- solidi volatili: 85.04% (p/p);
- ceneri: 5.90% (p/p).

Viene quindi progettato un test biologico per valutare il BMP della materia prima analizzata, utilizzando come inoculo il digestato prelevato nell'impianto in questione (e un rapporto I/S pari a 3). Dal rapporto I/S

scelto, vista la percentuale di solidi volatili del substrato che si sta testando, deriva che in ogni reattore vengono inseriti 4 grammi di solidi volatili della materia prima e la prova viene mantenuta per 23 giorni. Alla fine della prova viene determinato il valore di BMP del substrato che risulta essere pari a $0.350 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{kgVS}$.

Visto che la concentrazione di solidi volatili è pari all'85% circa, ogni tonnellata di substrato apporta 850 kg di VS.

La resa in metano di questo tipo di materia prima a questo punto è relativamente semplice:

$$Q_{\text{CH}_4} = 850 \text{ kgVS}/t \cdot 0.350 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{kgVS} = 297.5 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/t$$

Il costo diretto del metano prodotto con la materia prima testata sarà pari a:

$$C_d = \frac{150 \text{ €/t}}{297.5 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/t} = 0.504 \text{ €/Nm}^3\text{CH}_4$$

Ipotizzando ora un'efficienza elettrica del generatore pari al 38% e che il potere calorifico del metano è $9.94 \text{ kWh/Nm}^3\text{CH}_4$, il costo diretto per la produzione di elettricità sarà pari a:

$$C_{el} = \frac{0.504 \text{ €/Nm}^3\text{CH}_4}{0.38 \cdot 9.94 \text{ kWh/Nm}^3\text{CH}_4} = 0.134 \text{ €/kWh}$$

A questo punto, aggiunti i costi relativi a manodopera, manutenzione, eventuali mutui, ecc., si otterrà il costo totale per kWh il quale, confrontato con la tariffa in vigore nel luogo e in quel determinato momento storico, farà compiere le valutazioni finali sulla convenienza o meno del substrato.

Altre considerazioni pratiche sul test del BMP si legano al concetto, già ampiamente esposto in precedenza, che i microrganismi (come ogni altro essere vivente) crescono in salute se vengono alimentati con una dieta corretta e bilanciata. Avere all'interno del digestore una flora batterica 'sana' comporta, inoltre, una migliore attività di degradazione e di attività anaerobica, con una conseguente produzione di biogas più elevata e costante nel tempo (miglior *performance* di digestione generale). Esistono, dal punto di vista pratico, alcune regole per favorire i gestori d'impianto nelle fasi di ottimizzazione della dieta del digestore anaerobico. Innanzi tut-

to va ricordato che, generalmente, miscele di substrati diversi sono da preferire rispetto alle sostanze 'pure' ma, in quest'ottica, una miscela di due substrati renderà il suo massimo potenziale metanigeno se le loro proporzioni sono tali per cui il rapporto C/N/P è il più vicino possibile all'ottimale, ossia 150/5/1. Questo per chiarire il concetto che non è sufficiente spiegare come una miscela di sostanze sia da preferire (in generale) ai singoli substrati, ma bisogna poi determinare anche il rapporto ottimale con cui miscelare queste singole materie prime.

Sempre in quest'ottica le miscele di liquami provenienti da diverse specie di animali (aventi quindi flore batteriche differenti) risultano più 'bio-diversificate' rispetto al liquame proveniente dalla singola specie: il liquame dei ruminanti, ad esempio, è un inoculo adatto alla digestione di substrati ricchi in proteine e grassi, mentre quello proveniente dagli erbivori non ruminanti solitamente presenta un BMP più elevato rispetto a quello dei ruminanti (in quanto questi animali possiedono una flora batterica che permette loro di digerire cellulosa ed emicellulosa ma sono meno efficienti delle mucche, ad esempio, nella masticazione degli alimenti visto che, non ruminando, li masticano una volta sola).

In questo contesto quindi un substrato 'delicato' è rappresentato da qualsiasi sostanza degradabile che, nonostante la sua degradabilità teorica, può sconvolgere il processo di digestione anaerobica in quanto contiene, ad esempio, qualche composto inibitore. Alcuni esempi di tali substrati possono essere i liquami provenienti da allevamenti di avicoli (alti contenuti di ammoniaca e idrogeno solforato), i sottoprodotti dell'estrazione di olio vegetale (contengono acidi grassi a catena lunga e cere), le acque di scarto della lavorazione delle olive (presentano polifenoli) o il siero del latte e le biomasse marine (presenza di sale). Va detto che la concentrazione di inibitori nel substrato non rappresenterebbe alcun problema per un inoculo 'sano' ma in alcuni impianti, soprattutto in quelli termofili, l'ecosistema batterico presenta una ridotta biodiversità e potrebbe quindi andare incontro ad un eventuale collasso biologico qualora la dieta variasse improvvisamente.

BIBLIOGRAFIA

- Agabo-García C., Pérez M., Rodríguez-Morgado B., Parrado J., Soleira R. 'Biomethane production improvement by enzymatic pre-treatments and enhancers of sewage sludge anaerobic digestion', (2019). *Fuel*.
- Andreoli C.V., Von Sperling M., Fernandes F. 'Sludge treatment and disposal', (2007). IWA Publishing - Biological Wastewater Treatment Series, Volume 6.
- Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos J.L., Guwy A.J., Kalyuzhnyi S., Jenicek P., Van Lier J.B. 'Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays', (2009). *Water Science & Technology*.
- Egene C., Sigurnjak I., Regelink I.C., Schoumans O.F., Adani F., Michels E., Sleutel S., Tack F.M.G., Meers E. 'Solid fraction of separated digestate as soil improver: implications for soil fertility and carbon sequestration', (2020). *Journal of Soils and Sediments*.
- Gerardi M.H. 'The microbiology of anaerobic digesters', (2003). Wiley-Interscience - Wastewater Microbiology Series.
- Hansen T.L., Schmidt J.E., Angelidaki I., Marca E., La Cour Jansen J., Mosbæk H., Christensen T.H. 'Method for determination of methane potentials of solid organic waste', (2004). *Waste Management*.
- Khakbaz A., De Nobili M., Mainardis M., Contin M., Aneggi E., Mattiussi M., Cabras I., Busut M., Goi D. 'Monitoring of heavy metals, EOX and LAS in sewage sludge for agricultural use: a case study', (2020). *Multidisciplinary Journal for Waste Resources & Residues*.

- Legislazione italiana. Legge n. 130 - articolo 41, (2018). 16.11.2018.
- Li X., Guo S., Peng Y., He Y., Wang S., Li L., Zhao M. 'Anaerobic digestion using ultrasound as pretreatment approach: changes in waste activated sludge, anaerobic digestion performances and digestive microbial populations', (2018). *Biochemical Engineering Journal*.
- Misson G., Mainardis M., Incerti G., Goi D. 'Preliminary evaluation of potential methane production from anaerobic digestion of beach-cast seagrass wrack: the case study of high-adriatic coast', (2020). *Journal of Cleaner Production*.
- Neumann P., Barriga F., Álvarez C., González Z., Vidal G. 'Process performance assessment of advanced anaerobic digestion of sewage sludge including sequential ultrasound-thermal (55°C) pre-treatment', (2018). *Bioresource Technology*.
- Regelink I., Ehlert P., Smit G., Everlo S., Prinsen A., Schoumans O. 'Phosphorus recovery from co-digested pig slurry: development of the RePeat process', (2019). Wageningen Environmental Research report.
- Rosato M.A. 'Managing biogas plant – a practical guide', (2018). *Green Chemistry and Chemical Engineering*.
- Xu Y., Lu Y., Zheng L., Wang Z., Dai X. 'Perspective on enhancing the anaerobic digestion of waste activated sludge', (2020). *Journal of Hazardous Materials*.
- Yan P., Zhao Y., Zhang H., Chen S., Zhu W., Yuan X., Cui Z. 'A comparison and evaluation of the effects of biochar on the anaerobic digestion of excess and anaerobic sludge', (2020). *Science of the Total Environment*.
- Zou X., Yang R., Zhou X., Cao G., Zhu R., Ouyang F. 'Effects of mixed alkali-thermal pretreatment on anaerobic digestion performance of waste activated sludge', (2020). *Journal of Cleaner Production*.

PUBBLICAZIONI RELATIVE AL PROGETTO UNIUD-AUSIR

- Mainardis M., Buttazzoni M., De Bortoli N., Mion M., Goi D. 'Evaluation of ozonation technical and economic applicability for pulp and paper wastewater treatment', (2020). Journal of Cleaner Production.
- Mainardis M., Buttazzoni M., Goi D. 'Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB). Technology for energy recovery: a review on state of the art and recent technological advances', (2020). Bioengineering.
- Mainardis M., Buttazzoni M., Moretti A., Goi D. 'Sewage sludge pre-treatment as a technical solution to enhance methane yield in existing anaerobic digesters', (2020). Abstract for 5th IWA Specialized International Conference 'Ecotechnologies for Wastewater Treatment (EcoSTP) 2021' - Milano.
- Mainardis M., Buttazzoni M., Cottes M., Moretti A., Goi D. 'Respirometry tests in wastewater treatment: why and how? A critical review', (2021). Science of the Total Environment.
- Mainardis M., Buttazzoni M., Gievers F., Vance C., Magnolo F., Goi D. 'Environmental and economic assessment of sewage sludge pre-treatments to enhance biogas production in anaerobic digestion processes: from laboratory tests to full-scale applicability', (2021). Journal of Cleaner Production. (*under review*)

I Quaderni AUSIR, nati da una convergenza di idee di Massimo Canali, Marcello Del Ben, Daniele Goi e Lorenzo Tosolini, rappresentano una forma di divulgazione dei lavori realizzati in collaborazione tra l'Università degli Studi di Udine e l'Autorità Unica per i Servizi Idrici e i Rifiuti della Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, sui temi della risorsa acqua e dei rifiuti. Essi riportano attività di innovazione e ricerca su tematiche relative a: captazione (A), trattamento-distribuzione (B), utilizzo-scarico (C), depurazione (D), recupero-reimmissione in ambiente (E) della risorsa idrica. Vi sono compresi anche altri temi come: la comunicazione (ç), gli aspetti economico-giuridici (€) e di gestione (@) relativi all'articolato mondo dell'acqua, dei rifiuti e non solo.

I contributi includono vari livelli di impegno: parti dei lavori di tesi degli studenti di vari corsi di laurea, sintesi descrittive di risultati ottenuti in borse di ricerca, relazioni di assegni di ricerca annuali o pluriennali, studi svolti in percorsi di dottorato di ricerca, descrizioni dei risultati raggiunti in ricerche approfondite e pubblicate in giornali dedicati di livello nazionale e internazionale.

Marco Buttazoni è laureato magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, borsista di ricerca presso il Dipartimento Politecnico di Ingegneria e Architettura (DPIA) dell'Università degli Studi di Udine.

