Digerire anaerobicamente la frazione organica dei rifiuti

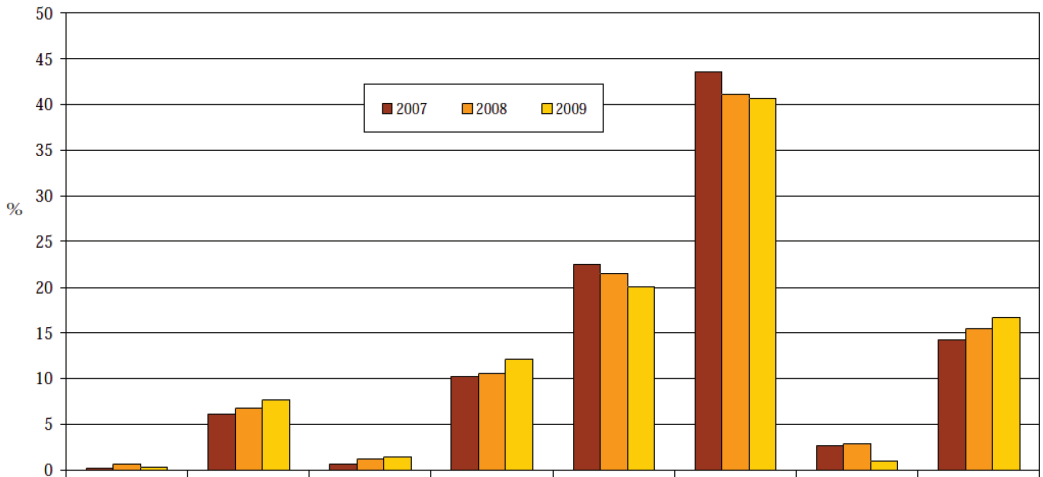
Francesco Pirozzi, Antonio Panico

La Digestione Anaerobica è un processo di degradazione della sostanza organica, molto diffuso nei Paesi dell'Europa Centrale e Settentrionale, che ha il vantaggio di limitare i quantitativi di rifiuto da smaltire in discarica controllata e/o da incenerire e di rendere disponibile biogas per impianti di produzione elettrica. In Italia la realizzazione di digestori anaerobici è più recente, ma in rapido sviluppo.

La Digestione Anaerobica (DA) è un processo di degradazione della sostanza organica attuato da diverse specie microbiche, che, operando in serie ed in assenza di ossigeno libero (O_2) o combinato (vale a dire legato chimicamente in composti inorganici, quali nitrati-NO_3 oppure solfati-SO_4), ne determinano la trasformazione, soprattutto, in nuovi microrganismi nonché in una miscela gassosa, genericamente denominata biogas e costituita, di norma per oltre il 98% in volume, da anidride carbonica (CO_2) e da metano (CH_4), con tenori di quest'ultimo composto variabili dal 35% al 65%.

Le prime applicazioni ingegneristiche della DA risalgono alla fine del secolo XIX, e riguardarono principalmente la stabilizzazione dei fanghi organici negli impianti di trattamento delle acque reflue (ITAR). Negli ultimi decenni, grazie alla spinta impressa dall'emanazione di nuove e più severe normative in tema di modalità di smaltimento dei rifiuti, nonché dalla necessità di individuare e sfruttare nuove fonti di energia, alternative ai combustibili fossili [1, 2], la DA è stata proposta ed applicata anche per il trattamento di altri composti organici, costituiti sia da flussi di rifiuto, da smaltire in maniera adeguata e rispettosa delle disposizioni normative (liquami zootecnici, frazione organica dei rifiuti solidi urbani-FORSU, scarti dei mercati ortofrutticoli, residui delle industrie agroalimentari, ecc.), che da biomasse specificamente individuate, e spesso all'uopo prodotte (vari tipi di colture energetiche), per la loro conversione in biogas. Tali pratiche hanno trovato amplissima diffusione soprattutto nei Paesi dell'Europa Centrale e Settentrionale, ed in special modo in Germania, dove, per effetto di oculate politiche di incentivazione, sono già oggi operativi circa 5000 impianti di DA, che occupano oltre 10000 addetti e sono in massima parte alimentati con colture energetiche, liquami zootecnici e rifiuti organici, con una potenza elettrica installata di circa 2000 MW. Nel nostro Paese, la realizzazione di digestori anaerobici non ad esclusivo servizio di ITAR ha preso avvio più di recente, ma si prevede che possa rapidamente svilupparsi, andando progressivamente in parte a sostituire, relativamente alla FORSU, sistemi di gran lunga in passato più utilizzati, in primis quello della discarica controllata. Basti considerare, a riguardo, che, in base ai dati ufficiali dell'Istituto Superiore per la Protezione Ambientale (ISPRA), ancora nel 2007 solo lo 0.6% della produzione nazionale di RSU trovava recapito in impianti di DA, mentre nel 2009 si era già passati all'1.4% (Figura 1), più che raddoppiando, quindi, i quantitativi [3]. Tale percentuale, per quanto ancora bassa, è destinata ad incrementarsi considerevolmente nei prossimi anni (ed in effetti, dati ancora non ufficiali già lo confermano), con trend di crescita esponenziali: emblematico è

Figura 1. Modalità di smaltimento dei RSU in Italia. Da ISPRA, 2011 [3].



	utilizzo come fonte di energia	compostaggio	digestione anaerobica	incenerimento	trattamento meccanico biologico	discarica	ecoballe stoccate in Campania	recupero di materia
2007	0,2	6,1	0,6	10,2	22,5	43,5	2,6	14,3
2008	0,6	6,8	1,2	10,6	21,4	41,1	2,9	15,5
2009	0,4	7,7	1,4	12,1	20,1	40,6	0,9	16,7

l'esempio della Regione Campania, che nel Piano Regionale di Smaltimento dei Rifiuti Solidi recentemente approvato ha individuato gli impianti di DA tra quelli basilari ai fini del superamento delle ben note ed annose condizioni di *emergenza*, destinandoli al trattamento di un'aliquota significativa delle circa 900000 tonnellate di FORSU prodotta annualmente.

I vantaggi associati all'impiego della DA per il trattamento della FORSU sono diversi, con implicazioni positive di ordine sia economico che ambientale [2, 4]. Questa tecnica di trattamento, infatti, non solo permette di limitare i quantitativi di rifiuto da smaltire in discarica controllata e/o da incenerire, riducendo di conseguenza le possibilità di alterazione delle proprietà e della composizione naturali del suolo, delle acque sotterranee e dell'aria, ma rende anche disponibile un prodotto gassoso ad elevato contenuto energetico, il biogas, utilizzabile come combustibile in impianti di produzione di energia elettricità e/o calore, nonché, come è stato proposto sempre più frequentemente negli ultimi anni, per l'alimentazione di autoveicoli a metano ovvero per l'immissione diretta nelle reti di adduzione e di distribuzione cittadina del gas naturale [5]. Peraltro, alla luce di tali utilizzi, il biogas costituisce a tutti gli effetti una risorsa energetica alternativa e rinnovabile, il cui sfruttamento, a differenza di quanto accade con i combustibili fossili, consente di avvalersi degli incentivi statali all'uopo stanziati e non contribuisce all'alterazione dei tenori in atmosfera dei gas serra, in primis della CO_2. Nel caso di DA di colture energetiche oppure di rifiuti organici provenienti da insediamenti specifici (zootecnici, agricoli, ecc.) o da raccolta differenziata, ulteriori vantaggi economici ed ambientali sono rappresentati dal possibile riutilizzo del digestato, vale a dire del sottoprodotto semi-solido che residua dal processo anaerobico, che, essendo molto ricco di composti nutrienti (a base di azoto e di fosforo), è idoneo all'impiego in agricoltura come ammendante e/o fertilizzante, sia direttamente che, ancora meglio, a seguito di una seconda trasformazione biologica condotta, però, in ambiente

aerobico, con la produzione finale di compost [6].
Non sembra neanche superfluo sottolineare che i contenuti costi di gestione di un impianto di DA nonché il tutto sommato modesto livello tecnologico che lo caratterizza ben si prestano anche per applicazioni in aree lontane dalle zone urbanizzate, o comunque relativamente poco infrastrutturate, nonché in Paesi in via di sviluppo, dove, a condizione, ovviamente, di poter garantire la continuità dell'arrivo dell'influente, essi possono anche contribuire alla usuale mancanza di disponibilità di fonti energetiche, spesso causa della stessa arretratezza economica e sociale.
Ovviamente, come per tutti i processi biologici, le prestazioni della DA [7] sono fortemente influenzate sia dalle condizioni ambientali del contesto in cui essa si svolge (grado di umidità, temperatura, pH, ecc.) che dalla composizione del substrato in trasformazione (tenore di sostanza organica facilmente biodegradabile, rapporti tra i contenuti di carbonio e di nutrienti, presenza di sostanze inibenti, ecc.), che in situazioni particolarmente sfavorevoli possono determinare rallentamenti o addirittura occasionali interruzioni del processo. Maggiori stabilità e robustezza della DA, e di conseguenza maggiore continuità e costanza della produzione di biogas [8], possono essere ottenute miscelando insieme due o più matrici organiche, di diversa natura e provenienza, attuando il cosiddetto processo di co-digestione. Numerosi studi eseguiti negli ultimi 15-20 anni [9-14] hanno messo in evidenza come un processo di co-digestione di matrici solide oculatamente individuate possa comportare un miglioramento complessivo delle caratteristiche di biodegradabilità della miscela rispetto a quelle dei singoli componenti, dal momento che la sua attuazione consente di: calibrare il rapporto tra i contenuti di carbonio e azoto (C/N) del substrato che viene digerito nell'intervallo ottimale 20/1-30/1 [15]; diluire i composti tossici eventualmente presenti in una delle matrici che concorrono a formare la miscela; regolare i valori del contenuto di umidità e di pH; incrementare la capacità tampone nel digestore; aumentare il contenuto di materiale biodegradabile; ampliare il numero di specie microbiche che presiedono al processo biologico.

Principi della digestione anaerobica

La degradazione biologica anaerobica della sostanza organica è un processo complesso, che si sviluppa secondo una successione temporale di fasi distinte, in base alla quale i prodotti delle reazioni della generica fase *j-1-esima* vanno a costituire i substrati della fase *j-esima*. Via via che si passa dalla prima all'ultima fase, la sostanza organica assume dimensioni sempre più minute ed una struttura molecolare sempre meno complessa, fino ad arrivare ai prodotti ultimi della trasformazione, soprattutto costituiti, relativamente alla frazione gassosa, da metano ed anidride carbonica. Nello specifico, è prassi usuale considerare, schematicamente, che il processo di DA si articoli nelle 5 fasi di disintegrazione, idrolisi, acidogenesi, acetogenesi e metanogenesi, ciascuna attuata da specifici ceppi microbici (Figura 2).
Durante la disintegrazione, le grosse e complesse molecole organiche del substrato iniziale subiscono una prima semplificazione in molecole meno voluminose e più semplici, costituite da tre categorie di composti ulteriormente degradabili (carboidrati, proteine e lipidi), nonché dagli inerti, che rappresentano, invece, l'aliquota non ulteriormente soggetta all'azione biologica e che va a formare, quindi, insieme ai residui delle fasi successive, la frazione solida del digestato. A riguardo, vale la pena

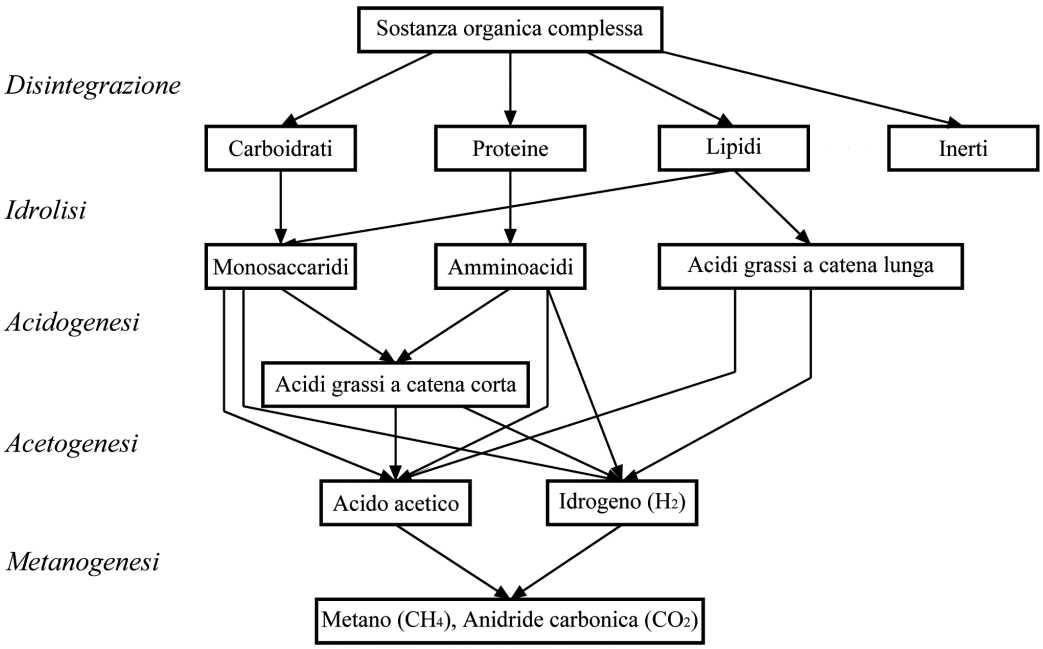


Figura 2. Diagramma di flusso del processo di Digestione Anaerobica.

fin da subito segnalare che: i carboidrati sono i principali componenti dei rifiuti organici di origine agro-industriale ed alimentare, ivi compresa la FORSU proveniente dalle utenze domestiche e dai mercati; i lipidi sono i costituenti dei grassi, liquidi (oli) e solidi, soprattutto contenuti nei rifiuti alimentari e in alcune acque reflue da attività produttive, quali quelle dei macelli, delle latterie e dei caseifici [16]; la presenza di proteine comporta elevati tenori di composti azotati ed è tipica di rifiuti di stabilimenti per la trasformazione di carne e pesce, di macelli e di aziende agricole (liquami e letame zootecnico).

Nella fase di idrolisi, grazie all'azione di enzimi extra-cellulari rilasciati dai microrganismi, le molecole organiche di carboidrati, proteine e lipidi subiscono un'ulteriore semplificazione, per effetto della quale si generano monosaccaridi, amminoacidi e acidi grassi a catena lunga.

Nel corso della fase di acidogenesi, i monosaccaridi e gli amminoacidi sono, a loro volta, in gran parte trasformati in acidi grassi a catena corta (acido valerico, propionico, butirrico, ecc.), ma anche, unitamente agli acidi grassi a catena lunga, in acido acetico ed idrogeno.

La successiva fase di acetogenesi comporta la conversione in acido acetico ed idrogeno anche degli acidi grassi a catena corta, che quindi, nell'ultima fase di metanogenesi, ad opera di microrganismi metanigeni, sono principalmente trasformati in metano ed anidride carbonica. Questi ultimi due composti rappresentano, dunque, i principali cataboliti gassosi dell'intera trasformazione anaerobica, unitamente, tra gli altri, a H_2O, H_2S e NH_3, presenti, però, in tenori di gran lunga inferiori.

Come già accennato, il buon esito della DA è fortemente influenzato dalle condizioni ambientali vigenti nei bacini ove vengono operate le trasformazioni, in particolare per quanto riguarda il pH, che deve essere possibilmente mantenuto nell'intervallo 6-8 e, soprattutto, non deve subire brusche variazioni. Diversamente, infatti, i rendimenti della

DA possono risultare molto deludenti in termini sia di biogas prodotto che di sostanza organica stabilizzata. Evidentemente, il mantenimento di soddisfacenti condizioni di pH non è semplicemente ottenibile, in virtù della continua produzione di acidi che si osserva durante le prime fasi del processo ed il loro successivo consumo nella fase di metanogenesi, durante la quale, per di più, ha luogo anche la produzione di ammoniaca. Tali difficoltà sono anche da ricondurre alla circostanza che le famiglie microbiche responsabili della produzione di acidi organici operano, di norma, con tassi di degradazione superiori rispetto a quelli dei metanigeni, peraltro più sensibili ai suddetti effetti dei valori del pH.
Le prestazioni del processo di DA possono essere migliorate sottoponendo il substrato a preventivi trattamenti di tipo fisico, chimico o termico [17], tra i quali si citano l'esposizione ad elevate temperature, l'azione degli ultrasuoni e dei raggi ultravioletti, la riduzione per via meccanica delle dimensioni delle particelle solide, l'idrolisi alcalina, la degradazione enzimatica. La finalità di tutti i sistemi citati è quella di migliorare le caratteristiche di biodegradabilità del substrato, semplificandone la struttura fisica e molecolare e facilitando la loro solubilizzazione, in modo da accelerare la fase di idrolisi, che limita, usualmente, la velocità globale dell'intero processo di DA. Ovviamente, tali pretrattamenti incidono sul costo complessivo del processo, per cui l'opportunità della loro effettiva necessità va verificata conducendo un'attenta analisi economica.

Tabella 1. Produzioni specifiche di metano da diversi substrati.

Substrato	Produzione specifica di metano (m^3/kg SV)
Scarti alimentari	0.245-0.525
FORSU	0.390-0.430
Rifiuti mercatali	0.250-0.370
Liquame suino	0.150-0.200
Letame bovino	0.200-0.250
Deiezioni avicole	0.220-0.290
Sorgo	0.420
Insilato di mais	0.364
Girasole	0.428-0454
Barbabietola da zucchero	0.340
Paglia di riso	0.347-0.367
Frumento	0.360
Avena	0.250-0.320
Scarti di cucina	0.370-0.450
Sfalci di prato	0.300
Scarti lavorazione patate	0.426
Scarti lavorazione carote	0.417
Scarti produzioni confetture	0.320
Scarti macelli	0.550-0.670
Scarti lavorazione pesce	0.390
Scarti lavorazione carni maiale	0.230-0.620
Grasso suino	0.900

Tipologie di substrati per la produzione di biogas

Tutte le sostanze organiche contenenti come componenti principali carboidrati, proteine e lipidi sono adatte per essere utilizzate come substrato per la produzione di biogas (espressa in termini di volume prodotto per unità di massa di solidi volatili) (Tabella 1): i fanghi degli ITAR, i reflui zootecnici, i residui dei raccolti agricoli, i rifiuti organici provenienti dai processi industriali di trasformazione di carne, pesce, frutta e verdura, i reflui lattiero-caseari, gli scarti organici provenienti dai mercati e dalle mense, i rifiuti alimentari da raccolta differenziata dell'umido attuata nelle utenze domestiche e le colture energetiche (mais, riso, paglia, ecc.) sono tutti substrati idonei per l'alimentazione di digestori anaerobici. Tuttavia, a seconda del contenuto iniziale di carboidrati, proteine e lipidi cambiano la resa in termini di produzione di biogas nonché, in generale, le prestazioni del processo di

DA, anche in funzione, come detto, di eventuali pre-trattamenti.
In generale, il più elevato rendimento di produzione di biogas compete a sostanze ricche di lipidi, che richiedono, però, tempi di digestione più lunghi a causa della loro lenta biodegradabilità. L'alto potenziale di produzione di metano dei lipidi è dovuto all'elevato numero di atomi di C e di H presenti nella loro molecola. Tuttavia, con un eccesso della sostanza in esame possono aversi diversi problemi operativi, quali l'inibizione dell'attività dei microrganismi metanigeni oppure lo sviluppo di fenomeni di adsorbimento del biogas sulla biomassa, che, risultandone alleggerita, tende più facilmente a flottare all'interno del reattore e, quindi, è maggiormente soggetta al *washout* [18].
Rispetto al caso appena descritto, le reazioni di trasformazione di sostanze contenenti soprattutto carboidrati e proteine sono caratterizzate da una maggiore velocità, ma, di converso, da rese inferiori di biogas prodotto.
Un rischio associato alla trasformazione di substrati ad elevato contenuto di carboidrati è legato alla velocità con cui si sviluppano le fasi di acidogenesi e di acetogenesi rispetto a quella della fase di metanogenesi: infatti, qualora le prime risultino di gran lunga superiori all'ultima, nel reattore si verifica un accumulo di acidi grassi volatili, che, causando il progressivo abbassamento del pH, può inibire l'attività dei microrganismi metanigeni, limitando, fino ad annullarla, la produzione di biogas. Problematica si presenta anche la digestione di rifiuti ricchi di cellulosa (tipici sono ovviamente quelli delle industrie della carta, del cartone e tessili), in quanto caratterizzati da rapporti C/N molto alti (secondo Zhang et al. [19] da 170/1 fino ad oltre 1000/1), di gran lunga superiori ai già segnalati valori usualmente considerati ottimali di 20/1-30/1.
I rifiuti ad elevato tenore di proteine presentano, spesso, basse rese di produzione di biogas a causa del limitato rapporto C/N che li caratterizza. Durante la fermentazione di tali composti, peraltro, si verifica un aumento significativo della concentrazione di ammoniaca [20], che comporta il rischio di inibizione dei trattamenti anaerobici [21-23].
Ovviamente, la pratica della co-digestione, se condotta oculatamente, riduce sensibilmente i rischi e le disfunzioni appena citati, garantendo, come già detto, una maggiore stabilità e robustezza del processo di DA.

Tipologie impiantistiche per la digestione anaerobica

Le tipologie impiantistiche utilizzabili per l'attuazione di un processo di DA possono essere diversamente classificate. Un primo criterio, le distingue in funzione del ciclo di trattamento, che può prevedere l'adozione di un processo condotto in reattori mono stadio oppure a doppio stadio. In entrambi i casi, a seconda delle modalità di alimentazione del substrato, i digestori si distinguono tra quelli a carica singola (cosiddetti, *Batch*) e quelli ad alimentazione continua. Questi ultimi, a loro volta, vengono differenziati a seconda del comportamento idrodinamico, e suddivisi in reattori a completa miscelazione (*CSTR*) e reattori con flusso a pistone (*Plug flow*). Per ciascuna suddetta tipologia, il processo viene distinto anche in funzione della temperatura di esercizio nel reattore, essendo denominato: *psicrofilo* allorquando esse sono dell'ordine di 10-15 °C; *mesofilo* per valori di 35-40 °C; *termofilo* con 50-55 °C. Infine, il processo di DA si differenzia in base al contenuto di umidità della miscela in digestione, essendo definito [24]: *wet*, con tenori superiori al 90% in peso (e, quindi, percentuali di secco inferiori al

10%); *semi-dry*, con valori compresi tra l'80% ed il 90% in peso; *dry*, con percentuali minori dell'80% in peso.
La scelta della tipologia impiantistica più adeguata dipende, essenzialmente, dalle caratteristiche del substrato da trattare e discende, altresì, da considerazioni di carattere tecnico-economico. Fermo restando quanto di più preciso si dirà appena più avanti, vale la pena segnalare, a solo titolo di esempio, che un substrato che all'origine si presenti fortemente diluito, come un refluo zootecnico o un fango proveniente da un ITAR, ben si presta ad una DA di tipo *wet*, attuata in reattori mono stadio *CSTR* operanti in condizioni *mesofile*; a sua volta la FORSU, caratterizzata da elevata putrescibilità e limitato contenuto di umidità (inferiore all'80%), può essere opportunamente trattata ricorrendo ad una DA *dry*, condotta in reattori a doppio stadio *plug flow* mantenuti a temperature *termofile*. Evidentemente, altri substrati, con caratteristiche intermedie tra i reflui zootecnici e la FORSU, possono ragionevolmente essere trasformati adottando soluzioni impiantistiche mediate tra quelle appena citate.
I digestori ad alimentazione continua *CSTR* mono stadio in condizione *wet* sono stati i primi ad essere impiegati per il trattamento di rifiuti organici e costituiscono ancora oggi la soluzione più frequentemente adoperata, anche, ma non esclusivamente, in virtù del fatto che sono non dissimili, per forma e caratteristiche tecnologiche, a quelli regolarmente utilizzati negli ITAR per la stabilizzazione dei fanghi. Con tale configurazione (Figura 3), il substrato avviato alla digestione deve essere caratterizzato da un tenore di solidi inferiore al 10%; ove non ricorra questa condizione, come avviene, ad esempio, per la FORSU, è necessario, all'interno di un vasca di omogeneizzazione, opportunamente equipaggiata con miscelatori meccanici, operarne la diluizione con acqua di rete o di processo (a condizione, per quest'ultima, che non risulti eccessivamente ricca di ammoniaca), nel caso preventivamente riscaldata a seguito del passaggio attraverso uno scambiatore di calore che si avvale della combustione del biogas prodotto. Ovviamente, l'aggiunta di acqua ha una forte incidenza sul costo della DA, in quanto alla fine del processo si rende necessario provvedere, in un primo momento, alla sua separazione dalla frazione solida a mezzo di una fase di disidratazione e, quindi, al suo trattamento prima dello scarico in un corpo idrico ricettore o del riutilizzo. Nei digestori la sostanza in trasformazione viene mantenuta in

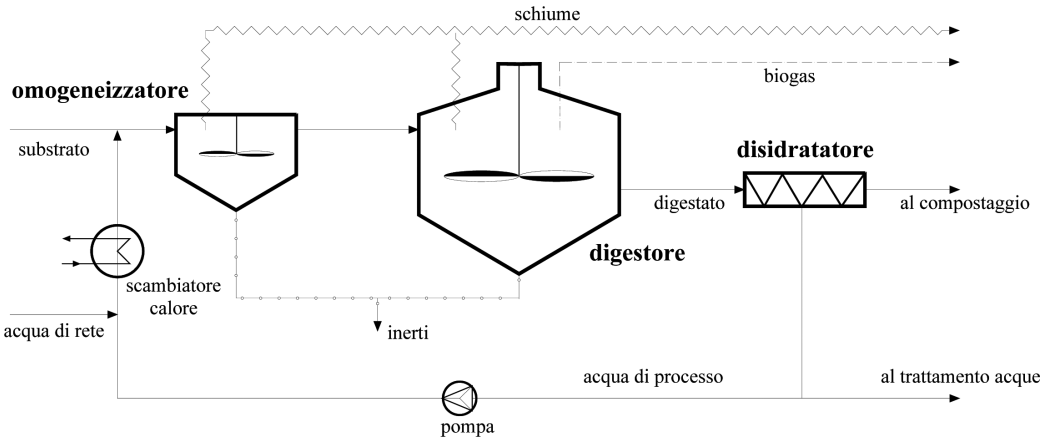


Figura 3. Schema di trattamento wet con digestore monofase CSTR.

agitazione per mezzo dell'azione di opportuni dispositivi elettro-meccanici, peraltro di non difficilissimo reperimento sul mercato, e, quindi, con costi di norma contenuti. Nonostante l'azione di tali dispostivi, inevitabilmente nei reattori tendono a formarsi uno strato di fondo, ricco dei solidi più pesanti, e spesso pericoloso per l'incolumità delle eliche dei miscelatori, ed uno strato in superficie, costituito dal materiale più leggero, che tende a flottare, per rimuovere i quali si rende necessario prevedere saltuari fermi dell'impianto. La possibilità che si formino tali strati può essere limitata prevedendo a monte del digestore una fase di pretrattamento, specificamente volta alla separazione del materiale grossolano ed estraneo contenuto nell'influente, che assicura, peraltro, anche una maggiore tutela degli organi elettro-meccanici. Ovviamente, tale separazione incide anche sulla produzione di biogas, dal momento che inevitabilmente determina la perdita di una parte della sostanza organica, indicativamente stimata nell'ordine del 10-15% dei solidi volatili (SV) originariamente contenuti nel substrato.

Un ulteriore elemento di criticità della configurazione in esame è rappresentato dai fenomeni di corto circuitazione idraulica, che possono determinare la degradazione solo parziale del substrato, una minore produzione di biogas ed una scarsa igienizzazione dell'effluente. Per evitare tali fenomeni, è necessario assicurare un adeguato livello di agitazione all'interno del digestore; talvolta, si è provveduto alla realizzazione di una cosiddetta camera di predigestione, costituita da un ambiente di dimensioni ridotte, dove avviene la preventiva miscelazione tra il flusso di sostanza organica influente e la massa in digestione, ricca di microrganismi che fungono da inoculo.

Le prestazioni dei digestori ad alimentazione continua *CSTR* mono stadio che operano in condizione *wet* risentono relativamente poco, di norma, sia di picchi saltuari della portata di substrato influente che della possibile presenza, in quest'ultimo, di sostanze inibenti. Tuttavia, l'assenza di stadi diversi per lo svolgimento delle fasi di acidogenesi/acetogenesi e di metanogenesi, può determinare considerevoli scadimenti delle prestazioni in presenza di sovraccarichi di sostanza organica che dovessero protrarsi nel tempo. In tali condizioni, infatti, come già detto, la formazione di acidi organici ha luogo con tassi superiori a quelli di degradazione degli stessi (e, quindi, della produzione di metano), con la conseguente inevitabile tendenza all'abbassamento del pH, che può determinare la crisi dell'intero processo di DA. Anche alla luce della possibilità di tali evenienze, i digestori *CSTR* monostadio in condizioni *wet* vengono dimensionati adottando valori del *Carico Organico* (OLR) inferiori a 6 kg SV/(m^3 d), generalmente dell'ordine di 2-4 kg SV/(m^3 d).

I digestori ad alimentazione continua *CSTR* mono stadio operanti in condizioni *semi-dry* presentano molte caratteristiche comuni ai digestori *wet*. Il vantaggio principale è legato al più ridotto quantitativo di acqua richiesto per diluire i substrati, che si traduce, a parità di rendimento del processo, in volumetrie più contenute, minore dispendio energetico per il riscaldamento dei digestori e più limitati oneri di trattamento delle acque di processo. Per il relativo dimensionamento possono essere adottati valori più elevati dell'OLR fino a 8 kg SV/(m^3 d).

Per effetto delle difficoltà di esecuzione e di gestione, ovvero per la loro minore convenienza economica rispetto ad altre soluzioni, non risulta che siano stati ancora realizzati, in scala reale, né impianti con digestori ad alimentazione continua *CSTR* mono stadio operanti in condizioni *dry*, né quelli con digestori

plug flow mono stadio *wet* o *semi-dry*. Di contro, a partire dagli anni '80, hanno cominciato a diffondersi i digestori ad alimentazione continua *plug flow* mono stadio *dry*. Tali impianti sono alimentati con substrati caratterizzati da tenori di solidi superiori al 20%, fino ad un massimo del 40%, con elevate densità e viscosità, per i quali, quindi, non è richiesta, di norma, la diluizione con acqua, con evidenti vantaggi rispetto ai sistemi *wet* e *semi-dry* [25]. Tuttavia, le elevate concentrazioni di solidi rendono difficoltose le operazioni di movimentazione e miscelazione della massa in trattamento all'interno del reattore, che viene *spinta*, senza che possano formarsi stratificazione o che possano aversi fenomeni di corto-circuitazione; tale moto è reso possibile dall'impiego di apparecchiature elettro-meccaniche particolarmente complesse e sofisticate, di elevato costo ed impegnative dal punto di vista dei consumi energetici. D'altra parte, la presenza di tali apparecchiature permette di superare il problema costituito dalla presenza nel substrato di elementi grossolani e di elevata consistenza, ad esempio di legno, per cui il pre-trattamento può essere limitato ad una semplice operazione di vagliatura, finalizzata all'eliminazione dei soli materiali estranei. Un ulteriore e significativo vantaggio dei sistemi in esame è costituito dalle ridotte volumetrie dei reattori, stimate adottando valori dell'OLR dell'ordine di 12-15 kg SV/(m^3 d); in tali condizioni, è favorita l'adozione di temperature in campo *mesofilo* o addirittura *termofilo* senza l'esigenza di impegni energetici difficilmente sostenibili. Ovviamente, i digestori *plug flow* mono stadio in condizioni *dry* non sono adeguatamente applicabili con matrici organiche caratterizzate da bassi tenori di solidi, quali i reflui zootecnici e i fanghi della depurazione. La loro efficienza, inoltre, cala significativamente nel caso in cui all'impianto si abbiano picchi della portata in arrivo ovvero ingressi di sostanze inibenti.

Le principali, e più diffuse, tecnologie di digestori ad alimentazione continua *plug flow* mono stadio *dry* disponibili sul mercato sono quelle (Figura 4) *Dranco*, *Kompogas* e *Valorga* [26].

La tecnologia *Dranco* è caratterizzata da un flusso verticale discendente del substrato, che prima dell'immissione viene miscelato con un'aliquota della massa già in trattamento (secondo un rapporto di sei a uno), allo scopo di favorirne l'acclimatazione ed il contatto con i microrganismi. La tecnologia *Kompogas* utilizza reattori cilindrici disposti orizzontalmente, lungo i quali il substrato si muove con moto prevalentemente assiale, sospinto da miscelatori in lenta rotazione. Infine, la tecnologia *Valorga* fa ricorso a reattori cilindrici ad asse verticale, all'interno dei quali il substrato segue traiettorie elicoidali; la

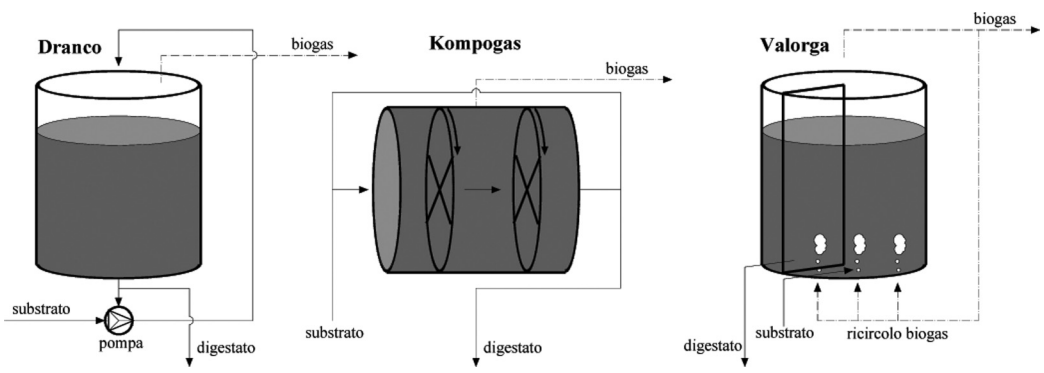


Figura 4. Tipologie di processi in condizioni dry.

miscelazione è efficacemente ottenuta mediante il ricircolo del biogas al fondo del reattore, impiegando all'uopo opportuni iniettori, che, tuttavia, tendono frequentemente ad intasarsi.
Con i reattori ad alimentazione continua a doppio stadio la fase di metanogenesi del processo di DA viene condotta in bacini separati rispetto a quelli in cui hanno luogo le precedenti 4 fasi; in questo modo, è possibile adattare le condizioni ambientali nei singoli stadi alle caratteristiche delle diverse fasi, incrementando, globalmente, l'affidabilità e l'efficienza della trasformazione. Il sistema è particolarmente vantaggioso nei casi in cui all'impianto possano registrarsi, frequentemente, prolungati periodi di sovraccarico o l'arrivo di substrati altamente putrescibili, dal momento che gli abbassamenti del pH conseguenti all'accresciuta produzione di acidi interferiscono meno decisamente con l'attività dei microrganismi metanigeni. Ovviamente, i costi di realizzazione sono superiori rispetto a quelli che competono alle tipologie esaminate in precedenza, e non sono sempre giustificati dalle, spesso limitate, maggiori rese in termini di produzione di biogas.
Le configurazioni a doppio stadio si distinguono a seconda che si adottino, o meno, provvedimenti volti a favorire la ritenzione della biomassa nei reattori del secondo stadio.
Nelle configurazioni impiantistiche in cui non è prevista la ritenzione della biomassa, i reattori dei due stadi sono entrambi o del tipo *CSTR* oppure *Plug flow*: per quanto tecnicamente possibile, non risulta che siano mai stati realizzati impianti caratterizzati da reattori dei due stadi con diverso comportamento idrodinamico. Nel caso di reattori *Plug flow*, è possibile adottare condizioni *wet* (processo *Schwarting-Uhde*) o *dry* (processo *BRV*). In tutti i casi, comunque, i digestori presentano le medesime peculiarità descritte in precedenza per i sistemi mono stadio. In riferimento ai due processi poc'anzi menzionati le dimensioni dei reattori *wet* si ricavano adottando un OLR massimo di 6 kg SV/(m^3 d), mentre quelli *dry* con valori di OLR fino a 8 kg SV/(m^3 d).
Nelle configurazioni impiantistiche con ritenzione della biomassa, nel secondo stadio si persegue l'obiettivo di favorire la formazione della biomassa metanigena all'interno dei relativi reattori, in modo da aumentare la velocità di conversione dell'acetato in metano, e, quindi, nel complesso, accelerare il completamento del processo di DA, rendendo possibile l'adozione di OLR fino a 10-15 kg SV/(m^3 d). All'uopo, è necessario che il tempo di detenzione dei solidi microbiologicamente attivi (*SRT*) sia superiore al tempo di detenzione della massa soggetta alla degradazione (*HRT*). Tale risultato può essere conseguito con diverse modalità: attraverso il ricircolo di un'aliquota dei solidi (Figura 5); prevedendo una digestione con ispessimento; effettuando sull'effluente una filtrazione su membrana, con susseguente reimmissione del concentrato nel reattore; installando nei reattori dei mezzi di supporto inerti, sui quali i microrganismi metanigeni possano aderire, senza sfuggire con l'effluente. Tale soluzione è quella adottata dai processi *BTA* e *Biopercolat*, molto diffusi sul mercato.
Nelle configurazioni che prevedono l'impiego di reattori di tipo *Batch* si mantengono, di norma, condizione *dry*. Tali reattori sono giocoforza del tipo mono stadio e vengono dimensionati sulla base di valori dell'OLR compresi tra 3 e 5 kg SV/(m^3 d).
La soluzione più frequentemente adottata è quella cosiddetta a fase singola (Figura 6a), nella quale il substrato da degradare viene immesso all'interno del reattore in presenza o meno di un inoculo microbico, permanendovi fino al raggiungimento della sua stabilizzazione. Le dovute condizioni di umidità,

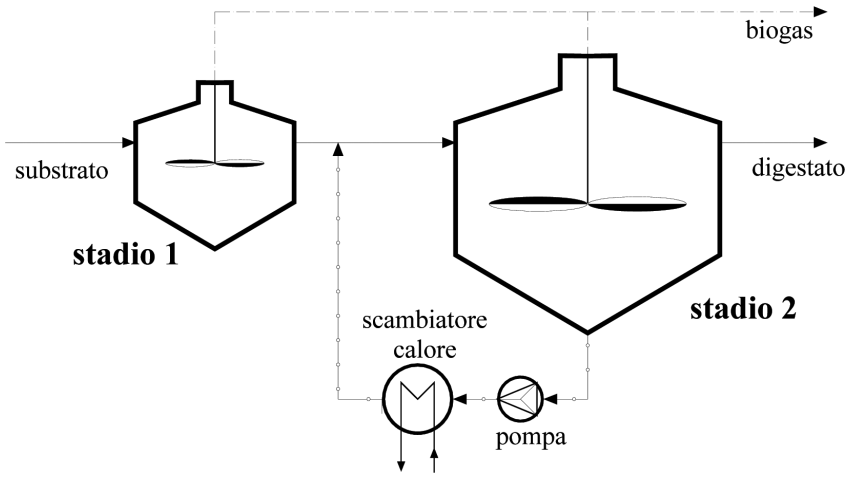


Figura 5. Schema di trattamento wet con digestori bifase CSRT.

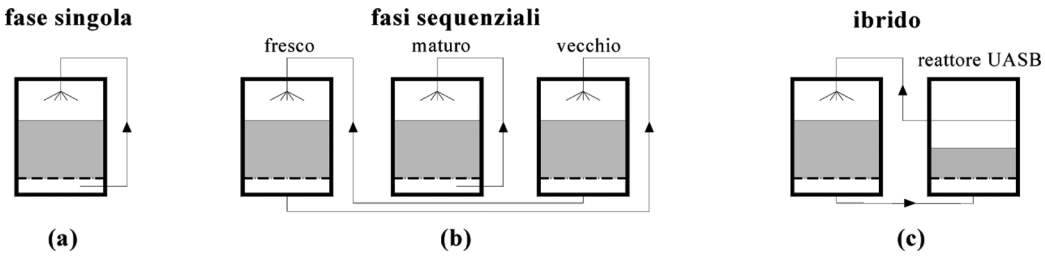


Figura 6. Schemi di processi batch.

necessarie per il corretto svolgimento del processo di DA, sono assicurate attraverso il ricircolo del liquido (percolato) raccolto al fondo del reattore e frutto dell'attività di trasformazione operata dai microrganismi. I principali vantaggi di tale configurazione sono la semplicità di esercizio e l'economicità dell'impianto. Tuttavia, essa dà luogo a produzioni discontinue del biogas, per cui, nel caso di sfruttamento energetico di tale fluido, è indispensabile disporre di più reattori in parallelo, il cui riempimento deve essere opportunamente sfasato nel tempo, in modo da assicurare la costanza della portata di biogas necessaria per l'alimentazione dei motori.

Un'altra soluzione con reattori di tipo *Batch* è quella definita a fasi sequenziali (Figura 6b), che si caratterizza per il continuo ricircolo del percolato tra i diversi reattori operanti in parallelo. In particolare, viene eseguito uno scambio mutuo di percolato tra il bacino da più tempo in digestione (*vecchio*) e quello caricato più di recente (*fresco*). In questo modo nel bacino *vecchio* viene incrementata la concentrazione di composti acidi, accelerando la produzione di metano, mentre in quello *fresco* si ha una diluizione del carico organico in trattamento nonché l'ingresso di bicarbonati, idonei a tamponare l'abbassamento del pH determinato dalla produzione acida iniziale del processo di DA.

Meno frequentemente adoperata è la configurazione cosiddetta ibrida (Figura 6c), ottenuta accoppiando ad un reattore *Batch* un ulteriore reattore anaerobico del tipo a letto di fango (*UASB*).

Utilizzo del biogas

Il biogas rappresenta, come detto, un fluido ad elevato valore energetico, uti-

lizzabile (Figura 7a) come combustibile in sistemi di cogenerazione (produzione di energia elettrica e termica), oppure per l'uso diretto nelle reti di distribuzione del gas naturale (Figura 7b) o negli autoveicoli: da un 1 Nm^3 di biogas è possibile ricavare sino a 2 kWe di energia elettrica, da 2 a 3 kWt di calore e circa 0.6 Nm^3 di metano.

I sistemi di cogenerazione, rispetto ai tradizionali sistemi di produzione di energia elettrica, riducono le perdite energetiche provvedendo al recupero del calore residuo contenuto nei gas di scarico, nell'olio lubrificante dei motori, nell'acqua di raffreddamento. L'energia termica recuperata viene utilizzata, di norma, per l'esercizio dell'impianto (assicurando nel digestore le eventuali previste condizioni di mesofilia o di termofilia) e per il riscaldamento degli ambienti di lavoro durante i periodi invernali.

Lo sfruttamento del biogas è possibile a condizione di prevederne, a seconda degli usi, la depurazione, il raffinamento ed il condizionamento.

In particolare, la depurazione è finalizzata alla riduzione della sua umidità (il biogas grezzo ha tenori prossimi alla saturazione) ed alla rimozione degli elementi presenti in tracce (H_2S, composti alogenati, ammoniaca, composti organici volatili, ecc.) possibili cause di danni sia ai macchinari utilizzati per la combustione che all'ambiente.

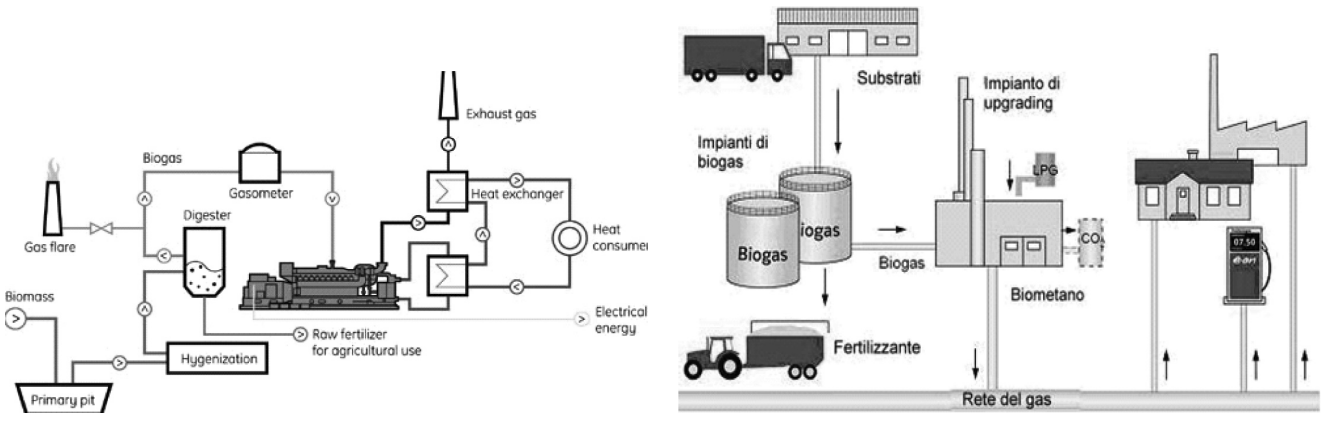
Il raffinamento, quando previsto, si attua a valle della depurazione, con l'obiettivo di eliminare la CO_2 dalla miscela, ed ottenere un gas (biometano) caratterizzato da tenori di CH_4 comparabili a quelli del gas naturale (96%-99%).

Con il condizionamento, infine, il biometano viene arricchito di composti odorigeni, utili a consentirne la rivelabilità nei casi di sue fuoriuscite accidentali dai serbatoi di stoccaggio e dalle tubazioni di trasporto.

Per la conversione del biogas in energia e calore, i sistemi più utilizzati sono [27]: motori volumetrici a combustione interna (Figura 8a); turbine a gas (Figura 8b); microturbine a gas (Figura 8c); celle a combustibile (Figura 8d). I primi tre sistemi sfruttano il processo di conversione termochimica del biogas, mentre l'ultimo quello di conversione elettrochimica, che assicura un miglioramento significativo tanto in termini di rendimento energetico quanto di riduzione dell'inquinamento atmosferico.

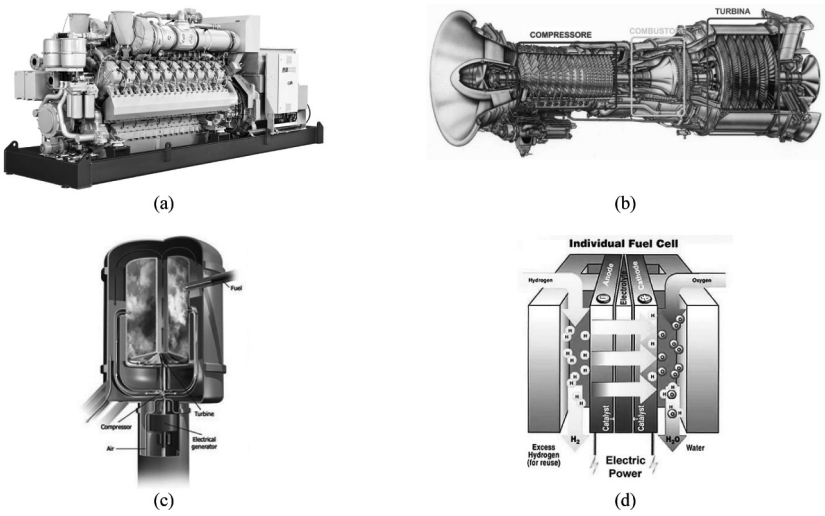
I motori a combustione interna rappresentano il sistema più diffuso per lo sfruttamento energetico del biogas, grazie alla vasta disponibilità di modelli

Figura 7. Modalità di utilizzo del biogas.



(a) (b)

Figura 8. Sistemi energetici di utilizzazione del biogas.



diversi ed alle buone prestazioni in termini di rendimento. Il loro principale problema è costituito dalla fragilità nei confronti delle impurità presenti nel biogas, che, interagendo con le parti meccaniche del motore e miscelandosi con gli oli lubrificanti, possono danneggiare i cilindri ed i pistoni. Inoltre, i gas di scarico di tali motori sono caratterizzati da elevati tenori di ossidi di azoto (NOx) e monossido di carbonio (CO), per cui si rende indispensabile provvedere al loro trattamento prima dell'emissione in atmosfera.

Le turbine a gas, invece, permettono di contenere di gran lunga la formazione e le susseguenti emissioni di NO_x e CO, ma hanno, se confrontate con i motori a combustione interna, costi maggiori (più del doppio) e rendimenti inferiori. Inoltre il mercato offre solo modelli con potenza non inferiore a 1 MW, rendendo la soluzione poco flessibile nei casi di una produzione discontinua di biogas e durante le operazioni di manutenzione. Elemento critico delle turbine a gas è rappresentato dal compressore, che operando con pressioni dell'ordine di 15-20 bar favorisce l'aggressività nei confronti delle apparecchiature delle sostanze che eventualmente residuano nel biogas a valle dei trattamenti.

Le microturbine a gas si basano sul medesimo principio di funzionamento delle turbine, dalle quali si differenziano per: la disponibilità di modelli di piccola potenza (30-100 kW), in grado di assicurare una considerevole elasticità all'impianto; le più basse temperature di esercizio, con conseguente minore formazione di NO_x; la più ridotta pressione del gas nella camera di combustione, che comporta una minore frequenza dei guasti delle parti meccaniche; l'assenza di olii lubrificanti. Nei confronti dei motori a combustione interna, le microturbine sono non convenienti dal punto di vista dei rendimenti di conversione energetica e dei costi di acquisto, mentre sono vantaggiose per quanto riguarda i costi di esercizio, soprattutto con riferimento alla minore durata dell'intervallo intercorrente tra due successivi interventi di manutenzione (8000 ore contro circa 700 ore).

In generale, le celle a combustibile sono sistemi di conversione elettrochimica di un gas combustibile che, messo a contatto, per mezzo di un elettrolita, con un gas ossidante (abitualmente O_2 dell'aria) libera elettroni, senza dar luogo alla formazione di NO_X. Esse, ancora poco competitive per effetto dell'elevato costo, sono classificate in base al tipo

di elettrolita e alla temperature di esercizio (da 80°C fino a 1000°C). Nel caso del biogas, destano maggiore interesse le celle a combustibile a carbonati fusi (con potenze minime di 300 kW), che consentono di accettare anidride carbonica sia sull'anodo che sul catodo e presentano rendimenti di conversione che sfiorano il 50%.

Bibliografia

1. Lema JM, Omil F (2001) Anaerobic treatment: a key technology for a sustainable management of wastes in Europe. *Water Sci Technol* 44:133-140.
2. Lettinga G (2001) Digestion and degradation, air for life. *Water Sci Technol* 44:157-176.
3. ISPRA (2011) *Rapporto n. 141 – Rapporto rifiuti urbani 2011*. ISBN 978-88-448-0500-5.
4. Barton JR, Issaias I, Stentiford EI (2008) Carbon-Making the right choice for waste management in developing countries. *Waste Manage* 28:69-76.
5. Bekkering J, Broekhuis AA, van Gemert WJT (2010) Optimisation of a green supply chain-A review. *Bioresource Technol* 101:450-456.
6. Tambone F, Genevini P, D'Imporzano G, Adani F (2009) Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Bioresource Technol.* 100: 3140-3142.
7. Mata-Alvarez J, Mace S, Llabres P (2000) Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresour Technol* 74:3-16.
8. Tchobanoglous G,Theisen H,Vigil S (1993) *Integrated Solid Waste Management*. McGraw-Hill Inc, New York.
9. Cecchi F, Traverso PG, Perin G, Vallini G (1988) Comparison of co-digestion performance of two differently collected organic fractions of municipal solid wastes with sewage sludges. *Environ Technol Lett* 9:391-400.
10. Rintala J, Ahring B (1994) A two-stage thermophilic anaerobic process for the treatment of source sorted household solid waste. *Biotechnol Lett* 16:1097-1102.
11. Pohland F (1996) Landfill bioreactors: fundamentals and practice. *Water Qual Int* 9:18-22.
12. Hamzawi N, Kennedy KJ, Mc Lean DD (1998) Technical feasibility of anaerobic co-digestion of sewage sludge and municipal solid waste. *Environ Technol* 19:993-1003.
13. Sosnowski P,Wieczorek A, Ledakowicz S (2003) Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Adv Environ Res* 7:609-616.
14. Esposito G, Frunzo L, Panico A, Pirozzi F (2011) Modelling the effect of the OLR and OFMSW particle size on the performances of an anaerobic co-digestion reactor. *Process Biochem* 46:557-565.
15. Hawkes DL (1980) Factors affecting net energy production from mesophilic anaerobic digestion. In: *Anaerobic Digestion*, Stratford DA, Wheatley BI, Hughes DE (eds), pp 131-150.
16. Li YY, Sasaki H, Yamashita K, Seki K, Kamigochi I (2002) High-rate methane fermentation of lipid-rich food wastes by a high-solids co-digestion process. *Water Sci Technol* 45:143-150.
17. Noike T, Endo G, Chang JE, Yaguchi JI, Matsumoto JI (1985) Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion. *Biotechnol Bioeng* 27:1482-1489.
18. Neves L, Oliveira R, Alves MM (2009) Co-digestion of cow manure, food waste and intermittent input of fat. *Bioresource Technol* 100:1957-1962.
19. Zhang P, Zeng G, Zhang G, Li Y, Zhang B, Fan M (2008) Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process. *Fuel Process Technol* 89:485-489.
20. Chen Y, Cheng JJ, Creamer KS (2008) Inhibition of anaerobic process: a review. *Bioresource Technol* 99:4044-4064.
21. Hills DJ, Roberts DW (1981) Anaerobic digestion of dairy manure and field crops residues. *Agr Wastes* 3:179-189.
22. Hashimoto AG (1986) Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle wastes. *Agr Wastes* 17:241-261.
23. Nielsen HB, Angelidaki I (2008) Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. *Bioresource Technol* 99:7995-8001.
24. Bolzonella D, Pavan P, Cecchi F (2007) Le tecnologie di digestione anaerobica. In: *Biogas da frazioni organiche di rifiuti solidi urbani in miscela con altri substrati*. Vismara R, Malpei F, Politecnico di Milano.
25. Oleszkiewicz JA, Poggi-Varaldo E (1997) High solids anaerobic digestion of mixed municipal and industrial wastes. *J Environ Eng* 123:1087-1092.
26. Vandevidere P, De Baere L, Verstraete W (2003) Types of anaerobic digester for solid wastes. In: *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. Mata-Alvarez J, IWA publishing, London (UK).
27. Desideri U (2011) Le alternative di utilizzo del biogas. In: *Biogas da agrozootecnia e agroindustria*. Vismara R, Canziani R, Malpei F, Piccinini S, Flaccovio Editore, Palermo.