

# L'INFLUENZA DELLA GESTIONE DELLE DEIEZIONI SULLA PRODUZIONE DI BIOGAS NEGLI ALLEVAMENTI

Davide Gardoni<sup>1\*</sup>, Damiano Coppolecchia<sup>1</sup>,  
Cecilia Baldini<sup>1</sup>, Federica Borgonovo<sup>1</sup>, Marcella Guarino<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Università di Milano, Dipartimento VESPA  
(Scienze Veterinarie per la Salute, la Produzione Animale e la Sicurezza Alimentare), Milano.

**Sommario** – La tecnologia utilizzata per la gestione delle deiezioni negli allevamenti intensivi di vacche da latte può influenzare la produzione di biogas e il contenuto di metano durante il successivo processo di digestione anaerobica. Una sperimentazione comparativa, della durata di 18 mesi, condotta in tre diverse aziende zootecniche lombarde, ha mostrato come le tecnologie più comuni (raschiatore, pavimentazione fessurata e flushing, ovvero lavaggio delle superfici con acqua) possano influenzare le proprietà delle deiezioni. Il raschiatore appare essere la scelta più neutrale, in quanto non modifica in modo rilevante le caratteristiche dei liquami e ne preserva il potenziale energetico. Il pavimento fessurato produce invece un liquame con una minore resa metanigena, principalmente a causa del fatto che la permanenza nella fossa di stoccaggio provoca una diminuzione dei solidi volatili e una modifica nella composizione della sostanza organica. Infine il flushing, che produce tre flussi distinti: liquame diluito, separato solido e separato liquido. Il liquame diluito non è compatibile con i reattori anaerobici convenzionali poiché la concentrazione di sostanza organica è troppo bassa per essere valorizzata. Il separato liquido può essere un materiale interessante in una eventuale co-digestione di biomasse ad alto tenore di solidi o in altri tipi di reattori, in quanto tende ad accumulare la sostanza organica solubile e quindi più facilmente biodegradabile. La frazione separata solida, infine, accumula sostanza organica inerte e la sua produzione specifica di metano risulta essere piuttosto bassa.

**Parole chiave:** deiezioni animali, biogas, digestione anaerobica, allevamento, vacche da latte.

## THE INFLUENCE OF SLURRY-HANDLING SYSTEMS ON BIOGAS PRODUCTION IN DAIRY FARMS

**Abstract** – Handling systems can influence the production of biogas and methane from dairy farm manures. A comparative work performed in three different Italian dairy farms showed how the most common techniques (scraper, slatted floor, flushing) can change the characteristics of collected manure. Scraper appears to be the most neutral choice, as it does not significantly affect the original characteristics of manure. Slatted floor produces a manure that has a lower methane potential in comparison with scraper, due to: a lower content of volatile solids caused by the biodegradation occurring in the deep pit, and a lower specific biogas production caused by the change in the characteristics of organic matter. Flushing can produce three different fluxes: di-

luted flushed manure, solid separated manure and liquid separated manure. The diluted fraction appears to be unsuitable for conventional anaerobic digestion in completely stirred reactors (CSTR), since its content of organic matter is too low to be worthwhile. The liquid separated fraction could represent an interesting material, as it appears to accumulate the most biodegradable organic fraction, but not as primary substrate in CSTR as the organic matter concentration is too low. Finally, the solid-liquid separation process tends to accumulate inert matter in the solid separated fraction and, therefore, its specific methane production is low.

**Keywords:** slurry handling, biogas production, dairy farms, anaerobic digestion, livestock farming.

## 1. INTRODUZIONE

La digestione anaerobica è un processo biochimico robusto e largamente applicato per la conversione energetica delle sostanze organiche biodegradabili (Appels et al., 2011). I residui e i rifiuti delle attività zootecniche e agricole, così come le colture energetiche, sono spesso utilizzati come substrati per via della loro abbondanza e disponibilità: in particolare, alcune specifiche colture energetiche (mais, triticale, barbabietola da zucchero, ...) sono emerse in diverse situazioni come soluzioni economicamente efficienti per velocizzare ed incrementare il ritorno del capitale investito (Gissén et al., 2014). Tuttavia, negli ultimi anni, il dibattito riguardo alle questioni etiche legate alle colture energetiche si è fatto acceso. Infatti, la richiesta di colture energetiche incrementa la competizione diretta e indiretta fra energia, uso del suolo e alimentazione umana e animale (Fritsche et al., 2010). Diventa quindi importante ottimizzare la conversione energetica dei substrati a basso valore economico, in particolare dei rifiuti organici più abbondanti, al fine di contenere l'utilizzo di substrati di pregio. Nell'ambito dell'allevamento intensivo, ciò corrisponde sia alla progettazione e realizzazione di processi di digestione anaerobica efficienti, sia all'utilizzo di sistemi di raccolta e gestione delle deiezioni che consentano un recupero immediato della sostanza organica (Holm-Nielsen et al., 2009).

\* Per contatti: Via Celoria 10, 20133 – Milano. Tel. 0250317935.  
E-mail: [davide.gardoni@unimi.it](mailto:davide.gardoni@unimi.it).

Come già discusso in letteratura (Larney et al., 2006; Martinez et al., 2009), diversi sistemi di gestione delle deiezioni possono alterare la “freschezza” della sostanza organica (intesa come il tempo che intercorre fra la produzione delle deiezioni e il loro utilizzo in digestione anaerobica). La “freschezza” è un elemento chiave, in quanto la biodegradazione della sostanza organica può avvenire in modo significativo anche prima dell’introduzione della deiezione nel digestore anaerobico. Conseguentemente, più lungo è l’intervallo di tempo che intercorre fra l’escrezione e l’inizio del processo di digestione anaerobica, più rilevante è l’ammontare del biogas disperso in ambiente (Møller et al., 2004a; Gopalan et al., 2013). Ciò, ovviamente, si ripercuote non solo sull’economia dell’impianto ma anche sul suo impatto ambientale a causa dell’emissione di gas serra (quale è il metano).

Da un punto di vista pratico, la raccolta delle deiezioni dipende dal sistema stabulativo e dal tipo di lettiera utilizzata. Sistemi di veicolazione come il raschiatore o il flushing sono comuni nelle stalle a stabulazione libera con pavimento pieno, mentre stalle con pavimentazione fessurata i liquami sono rimossi per gravità, e le lettiere sono rinnovate manualmente se presenti nelle zone di riposo (Meyer et al., 2011). I raschiatori raccolgono meccanicamente le deiezioni preservando le loro caratteristiche originarie, mentre il flushing, in quanto sistema di pulizia ad acqua, le diluisce. In entrambi i casi, però, la raccolta di feci e urine è frequente (1-2 volte al giorno) e la freschezza delle deiezioni è sempre garantita. Al contrario, se è presente un pavimento fessurato con fossa sottostante, tempi molto più lunghi (settimane o più) intercorrono fra la produzione e l’utilizzo delle deiezioni (Moset et al., 2012). Una riduzione del potenziale metanigeno nell’ordine del 4.3-6.6% a seguito di uno stoccaggio di 15 giorni, e del 7.7-11.9% dopo 30 giorni, è stata descritta nella letteratura scientifica (Møller et al., 2004a, 2004b). Tali valori, pur essendo molto prossimi all’errore sperimentale, sono confermati da un’analisi statistica dei risultati. La loro rilevanza è tuttavia relativa, essendo di fatto paragonabili alle normali oscillazioni della produzione riscontrabili in impianti a piena scala. Se invece il liquame permane nella fossa per due mesi, possono verificarsi perdite di biogas anche nell’ordine del 30-40% (Fabbri e Piccinini, 2012), soprattutto durante la stagione estiva. Negli allevamenti dotati di lettiera, le feci vengono rimosse a intervalli molto più distanziati fra loro (mesi). Questo implica l’instau-

rarsi di complessi processi biologici, aerobici e anaerobici (Tait et al., 2009), che inducono importanti emissioni di anidride carbonica e metano. È stato osservato che una lettiera di 6 mesi perde fino al 50% della propria potenzialità energetica anaerobica (Fabbri e Piccinini, 2012).

Le pubblicazioni che correlano i sistemi di gestione con la produzione di metano sono poche e frammentarie, in quanto molto raramente in letteratura si trovano chiare indicazioni di ciò che è a monte del digestore anaerobico. Oltre a ciò, il confronto fra situazioni differenti risulta in ogni caso critico per la cronica mancanza di informazioni specifiche sulle condizioni operative dei macchinari installati ed utilizzati (Rigolot et al., 2010).

La finalità di questo articolo è quindi la discussione della produzione di metano da liquame bovino gestito con diversi sistemi di gestione delle deiezioni.

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1. Aziende zootecniche e campionamento

La campagna sperimentale è durata 18 mesi e ha coinvolto tre diversi allevamenti lombardi di Frisone, una razza bovina molto comune nota per l’elevata produzione di latte. Al fine di ridurre le eventuali influenze dovute alle pratiche specifiche di ciascun allevamento, i gestori hanno acconsentito a dedicare alla sperimentazione un settore isolato delle loro strutture (90 capi per azienda) e ad alimentare gli animali in modo identico.

I campionamenti sono stati effettuati in ciascuna azienda ogni 4-8 settimane, in funzione della disponibilità di reattori liberi nella piattaforma sperimentale per la determinazione della produzione di biogas. Ciascun campione è stato prelevato manualmente: nelle strutture dotate di raschiatore o flushing durante le operazioni di pulizia, mentre nell’azienda dotata di pavimentazione fessurata i campioni rappresentativi sono stati ottenuti dalla miscelazione di più campioni prelevati a intervalli regolari durante lo svuotamento della fossa. Un totale di 180 campioni è stato raccolto ed analizzato. I campioni sono stati raccolti in taniche di plastica da 10 litri, precedentemente lavate con soluzione disinfettante e risciacquate con acqua deionizzata, e mantenuti per massimo 24 ore a 4°C prima dell’utilizzo.

L’azienda 1 era dotata di pavimentazione piena e raschiatori, azionati due volte al giorno. I campioni sono stati prelevati nel materiale raccolto dal raschiatore, interrompendo la corsa del macchinario prima dello scarico nel pozzetto dedicato.

L'azienda 2 era dotata di pavimentazione piena in cemento (convessità: 1,5%, pendenza 3%) e flushing. La portata del flusso di lavaggio era  $0,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Il lavaggio veniva effettuato due volte al giorno, per dieci minuti ogni volta. Il flushing utilizzava principalmente effluente liquido di ricircolo derivato da un separatore solido-liquido a compressione elicoidale ( $5 \text{ kW}$ ,  $25 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ). I campionamenti sono stati effettuati dal bacino di raccolta del liquame diluito a fine lavaggio e dai punti di scarico dei separati solido e liquido.

L'azienda 3 era dotata di pavimentazione fessurata in cemento, con fori del diametro di 3,5 cm. Le deiezioni erano raccolte in una fossa sottostante, svuotata ciclicamente ogni 12-20 giorni (l'intervallo più frequente è stato 14 giorni). I campionamenti sono stati effettuati durante lo svuotamento. Soprattutto durante l'estate era frequente la formazione di schiume sulla superficie della fossa che però non sono mai state campionate. Uno schema semplificato di ciascun tipo di sistema di rimozione delle deiezioni è riportato in Figura 1.

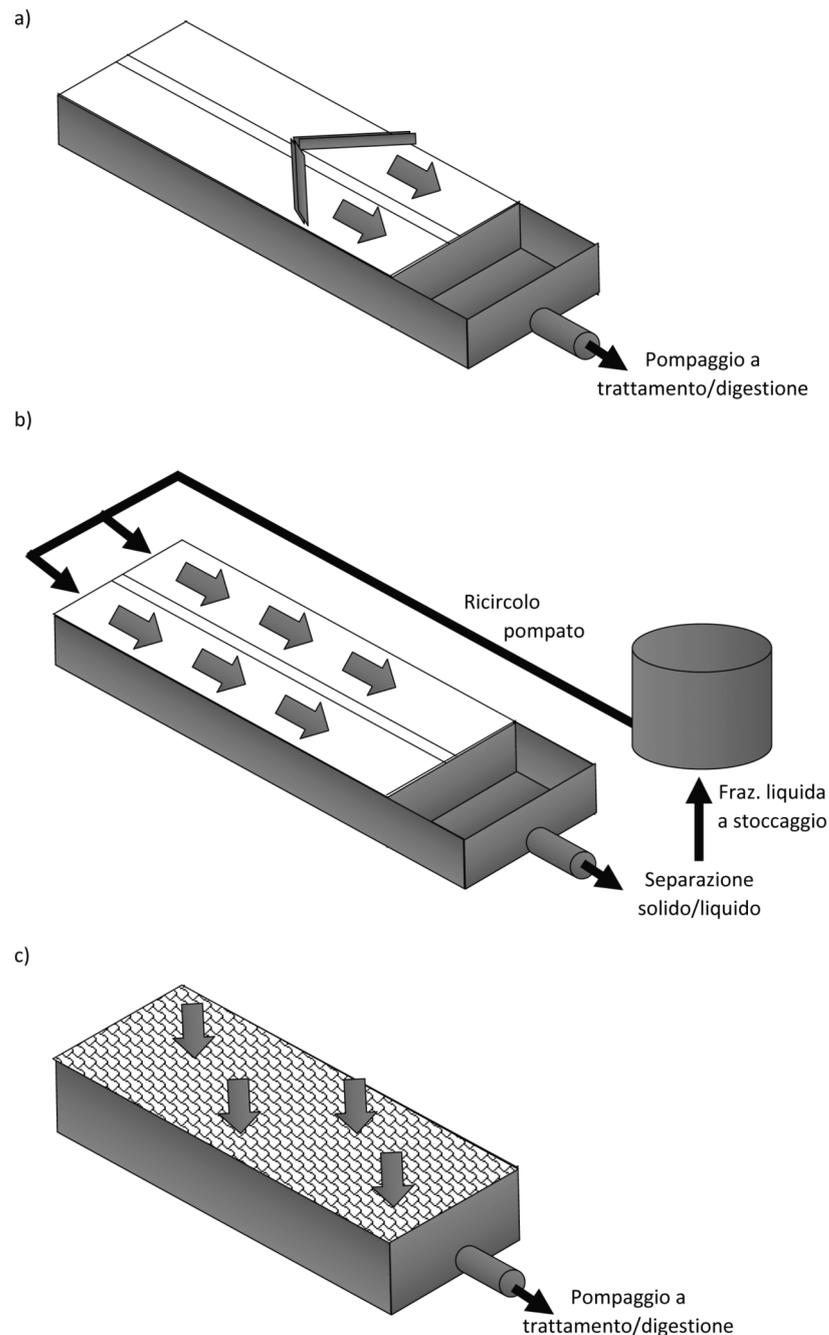


Figura 1 – a) Schema raschiatore va-e-vieni a trasmissione centrale, con pozzetto di raccolta a fine corsa; b) schema flushing, con pozzetto di raccolta a fondo corsia, separazione solido-liquido, stoccaggio della frazione liquida e circuito di ricircolo; c) Schema pavimento fessurato con fossa sottostante

## 2.2. Caratterizzazione dei campioni

I Solidi Totali (ST) e i Solidi Volatili (SV) sono stati determinati per ciascun campione seguendo gli Standard Methods (APHA et al., 2012). Le analisi sono state condotte in triplicato.

I test per valutare la produzione di biogas e metano (Biochemical Methane Potential, BMP) sono stati condotti utilizzando una piattaforma sperimentale costituita da 18 linee parallele identiche. Ogni linea è dotata di un reattore batch in plexiglass da 5 litri a chiusura ermetica, accoppiato ad un gasometro a volume variabile (massimo 1 litro) di materiale accorpato alluminio-polietilene.

I batch sono alloggiati in container (6 batch per container) coibentati e a temperatura controllata (riscaldatore elettrico gestito da controllore logico PID). I gasometri sono collegati, mediante tubazioni in PTFE e valvole automatiche, a una unità centrale di analisi equipaggiata con: pompa di aspirazione, condensatore per la rimozione dell'umidità, contatore volumetrico per la misura della produzione di biogas (TGO5, Ritter Apparatebau GmbH, Bochum, Germania) e analizzatore di gas NDIR/ECD per la misurazione di ossigeno, anidride carbonica e metano (Gasboard 3200, WuHan Cubic Optoelectronics, Wuhan, Cina). L'intera piattaforma è stata assemblata da Ambra Sistemi (Grugliasco, Italia). L'intero apparato è gestito da un software specifico tramite PC.

La procedura sperimentale è stata la seguente. I reattori batch sono stati riempiti con 3 litri di miscela di inoculo e substrato (così da evitare che una eventuale produzione di schiume potesse raggiungere il gasometro). La miscela rispettava il rapporto 2:1 fra la massa di SV nell'inoculo e la massa di SV nel substrato, al fine di evitare l'accumulo di acidi grassi volatili durante i primi giorni di digestione. L'inoculo è stato ottenuto dal surnatante dell'effluente di un impianto mesofilo di digestione anaerobica che tratta liquame bovino, con un tempo di ritenzione idraulica di 50 giorni. L'inoculo è stato filtrato ad 1 mm e mantenuto a 40°C per 72 ore al fine di rimuovere eventuali residui di sostanza organica facilmente biodegradabile. Almeno due misurazioni della produzione di biogas dell'inoculo sono state effettuate per ogni set sperimentale. All'inizio di ciascun test, lo spazio di testa dei reattori e i gasometri sono stati lavati con azoto gassoso per due minuti alla pressione di 2 bar per essere poi depressurizzati a -0,4 bar al fine di evidenziare eventuali perdite nelle linee. Infine, la pressione interna è stata riequilibrata con quella atmosferica alla temperatura

d'incubazione di 40±0,5°C. I reattori sono stati incubati al buio e agitati meccanicamente tramite agitatore ad albero verticale per un minuto ogni giorno. I test sono stati condotti fino a quando la produzione cumulata di biogas ha mostrato un incremento giornaliero superiore all'1% e, in ogni caso, per almeno 30 giorni.

## 2.3. Analisi statistiche

Le analisi statistiche dei risultati sono state condotte mediante l'uso del software SAS (SAS 9.3, SAS Institute, Cary, NC, USA). Le analisi di correlazione sono state effettuate al fine di studiare le relazioni che intercorrono fra il tipo di liquame, la stagione, la concentrazione di ST e SV e la produzione di metano. Gli stessi dati sono stati poi sottoposti a una analisi di varianza per valutare eventuali effetti stagionali. La produzione di metano e le concentrazioni di ST e di SV sono state infine valutate con una procedura ANOVA (Waller-Duncan K-ratio t-test) per studiare gli effetti delle differenti tecniche di gestione delle deiezioni.

## 3. RISULTATI E DISCUSSIONE

### 3.1. Caratteristiche dei liquami

Le vacche in lattazione producono circa 50 kg di deiezioni pro-capite al giorno, corrispondenti a circa 6 kg di sostanza secca (ST = 12.0±1.3%, SV = 78.1±3.3% riferiti alla percentuale di ST; valori medi relativi all'intera sperimentazione in tutti e tre gli allevamenti considerati). La Tabella 1 riporta i valori di ST e SV, assunti come indicatori della sostanza secca totale e della sostanza organica contenuta nei liquami; i risultati indicano un certo effetto della modalità gestionale.

Per la discussione dei risultati, si assuma il raschiatore come tecnologia di riferimento. Verranno sempre riportati anche gli indici statistici a supporto della robustezza delle considerazioni presentate.

Il pavimento fessurato produce un liquame con un più basso contenuto di ST (P<0.001) e SV (P<0.001) rispetto al raschiatore. Questo risultato è ragionevolmente dovuto ad almeno due cause: 1) il liquame permane per diversi giorni nella fossa ove la sostanza organica facilmente biodegradabile può essere parzialmente decomposta per via dell'azione di batteri eterotrofi aerobi e/o anaerobi, con produzione di biogas (la presenza di schiume era ben visibile sulla superficie della fossa, so-

Tabella 1 – ST e SV nei campioni raccolti (% , valore medio  $\pm$  deviazione standard dei sei campioni raccolti durante ciascuna stagione)

Effluente		Estate 2012	Autunno 2012	Inverno 2012	Primavera 2013	Estate 2013	Autunno 2013	Media
Raschiatore	ST	14,0 $\pm$ 1,2	13,5 $\pm$ 0,9	11,6 $\pm$ 1,5	12,5 $\pm$ 1,1	13,6 $\pm$ 1,5	13,6 $\pm$ 1,8	13,2 $\pm$ 0,9
	SV	79,3 $\pm$ 2,1	80,7 $\pm$ 3,0	83,1 $\pm$ 2,7	76,3 $\pm$ 2,1	75,1 $\pm$ 1,1	83,8 $\pm$ 2,5	77,8 $\pm$ 4,5
Pavimento fessurato	ST	8,5 $\pm$ 0,9	13,5 $\pm$ 1,2	11,1 $\pm$ 1,1	11,2 $\pm$ 1,0	10,8 $\pm$ 0,9	12,0 $\pm$ 1,0	11,1 $\pm$ 1,6
	SV	71,9 $\pm$ 1,5	73,5 $\pm$ 2,1	73,4 $\pm$ 2,0	72,1 $\pm$ 2,3	71,1 $\pm$ 1,8	72,1 $\pm$ 0,9	73,0 $\pm$ 1,4
Flushing (liquame diluito)	ST	2,3 $\pm$ 0,5	2,3 $\pm$ 0,6	2,8 $\pm$ 0,5	3,0 $\pm$ 0,6	2,9 $\pm$ 0,3	3,0 $\pm$ 0,4	2,3 $\pm$ 0,5
	SV	73,2 $\pm$ 1,8	75,1 $\pm$ 2,5	73,9 $\pm$ 1,5	70,1 $\pm$ 1,9	73,0 $\pm$ 1,7	73,1 $\pm$ 1,8	71,9 $\pm$ 2,3
Flushing (separato liquido)	ST	1,9 $\pm$ 0,3	2,0 $\pm$ 0,7	1,8 $\pm$ 0,4	2,3 $\pm$ 0,5	2,5 $\pm$ 0,4	2,6 $\pm$ 0,5	2,2 $\pm$ 0,3
	SV	65,2 $\pm$ 1,8	63,0 $\pm$ 1,9	62,5 $\pm$ 1,5	67,0 $\pm$ 1,2	69,7 $\pm$ 1,7	61,6 $\pm$ 2,1	64,8 $\pm$ 3,0
Flushing (separato solido)	ST	34,4 $\pm$ 2,5	29,8 $\pm$ 1,9	30,3 $\pm$ 1,8	27,9 $\pm$ 1,1	28,3 $\pm$ 1,1	29,3 $\pm$ 1,0	30,6 $\pm$ 2,7
	SV	94,2 $\pm$ 2,1	94,5 $\pm$ 1,7	92,2 $\pm$ 1,8	87,2 $\pm$ 2,1	90,2 $\pm$ 2,1	89,2 $\pm$ 1,7	92,3 $\pm$ 3,4

prattutto durante la stagione estiva); 2) comunemente, le fosse non sono miscelate e ciò può aver favorito la sedimentazione di alcuni solidi organici (che in tal caso non verrebbero rimossi durante le operazioni ordinarie di pulizia in quanto la fossa non viene mai svuotata completamente). Il tempo di permanenza nella fossa ha quindi influenza sulle caratteristiche dei liquami.

Per quello che riguarda il flushing, il flusso di liquame risulta essere molto diluito (per via della natura stessa della tecnologia) e si comporta a tutti gli effetti come un liquido. La variazione osservata di ST nel liquame è quindi dovuta quasi esclusivamente alla diluizione, la quale di fatto “maschera” qualsiasi eventuale altro fenomeno. Al contrario, possono essere tratte interessanti informazioni dall’osservazione dei solidi volatili la cui corretta interpretazione non è inficiata dalla diluizione, essendo espressi come un parametro relativo e non assoluto. Nell’effluente del flushing si osserva una concentrazione di SV più bassa ( $P < 0.001$ ) rispetto a quella del liquame raccolto con il raschiatore. Questo è dovuto al fatto che il lavaggio della pavimentazione è operato non con acqua di rete, ma con la frazione liquida precedentemente stabilizzata dei

liquami. Nel lavaggio si usa quindi un liquido contenente bassi quantitativi di sostanza organica ( $SV = 61.7 \pm 2.4\%$ , fenomeno già descritto da Wilkie et al., 2004) che si va a miscelare con le deiezioni, e questo provoca ovviamente una diminuzione dei SV post-lavaggio. La separazione solido-liquido che segue la raccolta dei liquami nel flushing opera a sua volta una selezione dei SV, che non si ripartiscono equamente nei due flussi in uscita. In particolare, si osserva un incremento della concentrazione di solidi volatili nella frazione separata solida (fino ad un valore medio di  $91.3 \pm 2.9\%$ ) e una riduzione di tali solidi nella frazione separata liquida ( $68.8 \pm 3.1\%$ ). Questo comportamento è già stato osservato in altre sperimentazioni (dati non pubblicati) e da altri autori (ad esempio, Jørgensen e Jensen, 2009). Un trend chiaro delle caratteristiche del liquame fra le diverse stagioni non è stato invece evidenziato ( $P > 0.05$ ).

### 3.2. Produzione di biogas e metano

La produzione specifica di metano è riportata in Tabella 2 ed è espressa come litri di metano prodotti da 1 kg di solidi volatili in condizioni normali.

Tabella 2 – Produzione specifica di metano ( $NL \text{ kg}_{SV}^{-1}$ , valore medio  $\pm$  deviazione standard dei sei campioni raccolti durante ciascuna stagione)

Effluente	Estate 2012	Autunno 2012	Inverno 2012	Primavera 2013	Estate 2013	Autunno 2013	Media
Raschiatore	175 $\pm$ 22	188 $\pm$ 12	177 $\pm$ 25	193 $\pm$ 34	192 $\pm$ 12	183 $\pm$ 23	185 $\pm$ 22
Pavimento fessurato	152 $\pm$ 14	160 $\pm$ 11	166 $\pm$ 17	161 $\pm$ 15	168 $\pm$ 23	168 $\pm$ 24	162 $\pm$ 19
Flushing (liquame diluito)	174 $\pm$ 15	129 $\pm$ 12	163 $\pm$ 15	186 $\pm$ 31	173 $\pm$ 21	188 $\pm$ 30	169 $\pm$ 26
Flushing (separato liquido)	193 $\pm$ 28	205 $\pm$ 29	200 $\pm$ 22	209 $\pm$ 21	209 $\pm$ 35	217 $\pm$ 37	205 $\pm$ 28
Flushing (separato solido)	141 $\pm$ 16	145 $\pm$ 27	139 $\pm$ 31	155 $\pm$ 23	144 $\pm$ 11	156 $\pm$ 32	147 $\pm$ 27

Poiché le perdite di metano legate alla biodegradazione in ambiente possono essere considerate trascurabili entro qualche ora dall'escrezione delle deiezioni (Møller et al., 2004a; Kirk and Faivor, 2012), sarebbe stato ragionevole attendersi risultati simili in termini di produzione specifica di metano da raschiatore e flushing. Invece, differenze significative ( $P < 0.001$ ) nella produzione di metano sono state messe in evidenza, anche se non costanti nel tempo. Molto probabilmente questo è dovuto, come discusso nel precedente paragrafo, all'uso della frazione liquida stabilizzata nel flusso dei lavaggio del flushing. Tale frazione, in quanto stabilizzata, ha un potenziale metanigeno inferiore rispetto alla deiezione fresca. Il fatto che le caratteristiche del liquido usato per il flushing non siano mai costanti (precipitazioni atmosferiche nelle vasche, miscelazione con acqua di rete, ...) genera la non regolarità osservabile nei risultati. Differenze statisticamente significative ( $P < 0.001$ ) sono state anche messe in evidenza fra i diversi flussi che caratterizzano il flushing stesso. Ciò è molto probabilmente dovuto al già discusso effetto della separazione solido-liquido sui solidi volatili. Appare dunque che i solidi volatili più produttivi dal punto di vista energetico siano concentrati nella frazione separata liquida. Ciò suggerisce che la separazione solido-liquido non separi i solidi volatili solo per dimensione ma anche per "qualità". Questo fenomeno è già stato osservato, anche se in maniera parziale, da altri autori (Liao et al., 1984; El-Mashad e Zhang, 2010). Tali autori hanno messo in evidenza come le componenti a base fibrosa (scarsamente degradabili) tendano ad accumularsi nella frazione separata solida, diminuendone il potenziale metanigeno. Tuttavia la valorizzazione energetica della frazione separata liquida non può avvenire in digestori anaerobici tradizionali completamente miscelati per via del tenore di solidi troppo basso. Altri autori, tuttavia, hanno ottenuto risultati in-

teressanti su questa frazione utilizzando digestori anaerobici a biomasse adese (Wilkie et al., 2004; Rico et al., 2007). Deve essere comunque ricordato che la bassa concentrazione di SV nella frazione separata liquida ne rende l'utilizzo energetico poco interessante, indipendentemente dalla tecnologia adottata.

Infine, era attesa una produzione scarsa di metano dal liquame raccolto tramite pavimentazione fessurata. Coerentemente alle attese, la produzione osservata di metano è risultata essere significativamente ( $P < 0.001$ ) inferiore rispetto a quella del raschiatore, assunto come riferimento. Come precedentemente discusso, ciò è ragionevolmente dovuto al lungo tempo di ritenzione all'interno della fossa di stoccaggio. La lenta ma costante produzione di bolle di gas è sempre stata ben visibile nella fossa. L'analisi dei risultati della pavimentazione fessurata, inoltre, deve tenere conto della concomitanza di due fenomeni: la variazione della quantità di SV (Tabella 1) e della produzione specifica di metano (Tabella 2). Al fine di meglio esprimere la reale influenza della permanenza nella fossa, è possibile convertire i risultati in un'unità di misura che sia svincolata dalla concentrazione di solidi volatili. Se si considera trascurabile l'evaporazione durante il periodo di stoccaggio nella fossa (Costa et al., 2016), si può calcolare (moltiplicando la produzione specifica di metano per la massa di solidi volatili contenuti in un 1 kg di liquame) che mediamente 1 kg di liquame raccolto con il raschiatore ha una produzione di  $18.8 \pm 4.3 \text{ NL}_{\text{CH}_4}$ , mentre 1 kg di liquame raccolto nella fossa ha una produzione di  $13.2 \pm 3.3 \text{ NL}_{\text{CH}_4}$  (-30%).

Il contenuto di metano del biogas è riportato in Tabella 3. I valori medi rimangono sempre all'interno dell'intervallo 50-58%, in linea con la letteratura (Hill, 1984; Møller et al., 2004b; El-Mashad e Zhang, 2010). Di nuovo, i valori più bassi sono associati al liquame da pavimentazione fessurata, parzialmente stabilizzato in fossa.

*Tabella 3 – Concentrazione di metano nel biogas (%), valore medio  $\pm$  deviazione standard dei sei campioni raccolti durante ciascuna stagione)*

Effluente	Estate 2012	Autunno 2012	Inverno 2012	Primavera 2013	Estate 2013	Autunno 2013	Media
Raschiatore	54,1 $\pm$ 1,1	53,4 $\pm$ 0,8	52,0 $\pm$ 1,0	53,8 $\pm$ 0,9	56,5 $\pm$ 1,1	52,5 $\pm$ 0,5	53,7 $\pm$ 1,6
Pavimento fessurato	48,1 $\pm$ 0,9	48,6 $\pm$ 1,2	50,9 $\pm$ 0,8	53,2 $\pm$ 1,0	55,5 $\pm$ 0,7	51,3 $\pm$ 1,3	51,3 $\pm$ 2,8
Flushing (liquame diluito)	57,3 $\pm$ 1,0	55,1 $\pm$ 0,8	55,5 $\pm$ 1,1	57,0 $\pm$ 1,3	55,3 $\pm$ 0,8	56,4 $\pm$ 1,1	56,1 $\pm$ 0,9
Flushing (separato liquido)	50,3 $\pm$ 0,7	49,1 $\pm$ 1,3	51,3 $\pm$ 1,0	51,0 $\pm$ 1,1	49,7 $\pm$ 0,8	50,8 $\pm$ 1,1	50,4 $\pm$ 0,4
Flushing (separato solido)	56,9 $\pm$ 0,9	55,8 $\pm$ 1,2	60,5 $\pm$ 1,1	57,4 $\pm$ 1,1	59,3 $\pm$ 0,9	58,7 $\pm$ 1,1	58,1 $\pm$ 1,7

Infine, si sottolinea come l'analisi ANOVA (dati non riportati) non abbia condotto a risultati sostanzialmente differenti da quelli già descritti. In generale, si deve tenere conto che alcune piccole differenze fra i risultati possono essere state indotte da fattori esterni come la qualità del foraggio, le differenze genetiche fra gli animali, il microclima, le caratteristiche del suolo ove gli alimenti sono stati coltivati.

### 3.3. Consumi energetici

Differenti sistemi di gestione delle deiezioni richiedono l'installazione e il funzionamento di apparecchiature molto diverse fra loro. I raschiatori erano azionati da due motori elettrici da 3 kW ciascuno, per un tempo totale di funzionamento di 80 minuti al giorno. Il consumo giornaliero di energia può essere quindi assunto pari a 4 kWh. Se si considera un peso vivo medio per capo di 700 kg, il consumo specifico di energia può essere stimato pari a 65 Wh per tonnellata di peso vivo. Il funzionamento del flushing era garantito da una pompa centrifuga da 15 kW, fatta funzionare per 20 minuti al giorno. Il flusso generato (circa  $300 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ) era poi trattato in un separatore a compressione elicoidale (5 kW, fatto funzionare per 12 ore al giorno). Il consumo totale di energia è risultato essere quindi piuttosto elevato (65 kWh, in questo caso da dividere per due in quanto le attrezzature erano a servizio dell'intero allevamento; per la sperimentazione, invece, ne è stato preso in considerazione solo metà, quindi 32,5 kWh). Il consumo energetico espresso in funzione del peso vivo risulta quindi essere 515 Wh per tonnellata. Bisogna però considerare il fatto che esiste una grossa discrezionalità sull'uso del flushing e in letteratura (Wilkie et al., 2004) è stato messo in evidenza come allevamenti con caratteristiche similari possano mostrare differenze anche di 2-4 volte nei consumi energetici associati al flushing. Quindi i risultati qui proposti vanno intesi come sito-specifici anche se è ben noto che il flushing è in generale considerato come una tecnologia con un alto impatto energetico e idrico. Il consumo idrico nell'azienda presa in considerazione è infatti stato stimato in circa 2500 litri per tonnellata di peso vivo (anche se tale portata è per la maggior parte continuamente ricircolata e solo parzialmente integrata con acqua di rete), abbastanza in linea con altri valori riportati in letteratura ( $2260 \text{ L t}^{-1}$ , Williams e Frederick, 2001;  $935 \text{ L t}^{-1}$ , Chastain et al., 2001;  $4000 \text{ L t}^{-1}$ , Kay Camarillo et al., 2012). Il pavimento fessurato, per contro, non richiede alcuna

specifica attrezzatura meccanica: il suo funzionamento è sostanzialmente basato sulla gravità. Il consumo energetico per l'estrazione delle deiezioni dalla fossa non è stato considerato in quanto la pompa veniva attivata ogni due settimane e la quota giornaliera risultava trascurabile. Questi valori possono variare in funzione delle dimensioni dell'allevamento, ma le proporzioni si possono considerare relativamente costanti.

Se vengono assunti parametri standard (contenuto energetico del biogas =  $8,79 \text{ kWh/Nm}^3$  di metano, efficienza elettrica del cogeneratore = 36%), è possibile stimare (con tuttavia un ampio margine di errore) la produzione di energia elettrica che è possibile attendersi in funzione del sistema scelto di raccolta delle deiezioni. In particolare, ogni tonnellata di peso vivo può produrre giornalmente: – con raschiatore  $\sim 3,9 \text{ kWh}$ , – con flushing  $\sim 3,5 \text{ kWh}$ , con pavimento fessurato  $\sim 3,4 \text{ kWh}$ . L'unica tecnologia che ha un impatto energetico rilevante risulta essere il flushing il quale, tenendo conto anche dei consumi energetici, risulta avere una produzione di energia elettrica giornaliera nell'ordine dei 3 kWh per tonnellata di peso vivo.

Il bilancio energetico complessivo qui riportato deve però essere inteso principalmente a fini indicativi, in quanto i parametri possono variare fortemente da una situazione all'altra. Rimane comunque evidente come, anche dal punto di vista energetico, sia il raschiatore ad apparire come la tecnologia più interessante per massimizzare la resa energetica dell'azienda nel suo complesso.

## 4. CONCLUSIONI

La gestione delle deiezioni può avere effetto sul bilancio energetico complessivo di un processo di digestione anaerobica asservito ad un allevamento intensivo.

Il raschiatore appare essere la scelta più efficiente in quanto non modifica le caratteristiche dei liquami (che sono adeguati per essere digeriti tal-quali) né il suo contenuto energetico. Inoltre, implica bassi consumi elettrici per il funzionamento.

La pavimentazione fessurata è una tecnologia più semplice che non richiede l'utilizzo di attrezzature specifiche. Tuttavia, perdite significative di metano possono avvenire durante lo stoccaggio delle deiezioni nella fossa.

Infine, il flushing implica consumi energetici molto elevati e i flussi da esso prodotti non risultano direttamente compatibili con la digestione anaerobica convenzionale. La relativamente alta produzione

specifica di metano della frazione liquida separata potrebbe suggerirne l'utilizzo in reattori di tipologia differente, anche se la scarsa concentrazione di sostanza organica può apparire come un problema difficilmente superabile. La frazione separata solida, infine, tende ad accumulare i solidi volatili con il più basso potenziale metanigeno e questo ne pregiudica la valorizzabilità energetica. In definitiva, il flushing appare essere una tecnologia molto poco compatibile con il processo di digestione anaerobica: l'inevitabile diluizione modifica le caratteristiche dei liquami in modo tale da pregiudicare la convenienza della conversione energetica.

Da un punto di vista ambientale, il pronto recupero delle deiezioni è un aspetto importante. Infatti, le perdite di metano che intercorrono fra la produzione e la raccolta delle deiezioni non hanno soltanto una contropartita energetica, ma anche una chiara conseguenza ambientale: l'emissione di gas serra. Una corretta gestione delle deiezioni è quindi una questione di primaria importanza al fine di ottimizzare la sostenibilità ambientale degli allevamenti intensivi.

## 5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- APHA, AWWA, WEF (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 22<sup>nd</sup> Edition. Alexandria, VA, USA.
- Appels L., Lauwers J., Degève J., Helsen L., Lievens B., Willem K., Van Impe J., Dewil R. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 15:4295-301.
- Chastain J.P., Vanotti M.B., Wingfield M.M. (2001). Effectiveness of liquid-solid separation for treatment of flushed dairy manure: a case study. *Appl. Eng. Agric.* 17:343-54.
- Costa A., Gusmara C., Gardoni D., Tambone F., Guarino M. (2015). The effect of anaerobic digestion and storage on indicator microorganism in swine and dairy manure. T. ASABE Submitted.
- El-Mashad H.M., Zhang R. (2010). Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresour. Technol.* 101:4021-28.
- Fabrizi C., Piccinini S. (2012). Bovini da latte e Biogas. Linee guida per la costruzione e la gestione di impianti. C.R.P.A., Reggio Emilia, Italy.
- Fritsche U.R., Sims R.E.H., Monti A. (2010). Direct and indirect land-use competition issues for energy crops and their sustainable production – an overview. *Biofuels Bioprod. Biorefin.* 4:692-704.
- Gissén C., Prade T., Kreuger E., Nges I.A., Rosenqvist H., Svensson S.-E., Lantz M., Mattsson J.E., Börjesson P., Björnsson L. (2014). Comparing energy crops for biogas production – Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation. *Biomass Bioenerg.* 64:199-210.
- Gopalan P., Jensen P.D., Batstone D.J. (2013). Biochemical Methane Potential of Beef Feedlot Manure: Impact of Manure Age and Storage. *J. Environ. Qual.* 42:1205-12.
- Hill D.T. (1984). Methane Productivity of the Major Animal Waste Types. *Trans. ASAE* 27:530-34.
- Holm-Nielsen J.B., Al Seadi T., Oleskowicz-Popiel P. (2009). The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresour. Technol.* 100:5478-84.
- Jørgensen K., Jensen L.S. (2009). Chemical and biochemical variation in animal manure solids separated using different commercial separation technologies. *Bioresour. Technol.* 100:3088-96.
- Kay Camarillo M., Stringfellow W.T., Jue M.B., Hanlon J.S. (2012). Economic sustainability of a biomass energy project located at a dairy in California, USA. *Energy Policy* 48:790-98.
- Kirk D., Faivor L. (2012). The impact of dairy housing and manure management on anaerobic digestion. Got manure? Enhancing Environmental and economic Sustainability conference agenda, Liverpool, New York, 34-42.
- Larney F.J., Buckley K.E., Hao X., McCaughey W.P. (2006). Fresh, Stockpiled, and Composted Beef Cattle Feedlot Manure. *J. Environ. Qual.* 1844-54.
- Liao P.H., Lo K.V., Chieng S.T. (1984). Effect of liquid-solids separation on biogas production from dairy manure. *Energy in Agriculture* 3:61-69.
- Martinez J., Dabert P., Barrington S., Burton C. (2009). Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. *Bioresour. Technol.* 100:5527-36.
- Meyer D., Price P.L., Rossow H.A., Silva-del-Rio N., Karle B.M., Robinson P.H., DePeters E.J., Fadel J.G. (2011). Survey of dairy housing and manure management practices in California. *J. Dairy Sci.* 94:4744-50.
- Møller H.B., Sommer S.G., Ahring B.K. (2004a). Biological Degradation and Greenhouse Gas Emissions during Pre-Storage of Liquid Animal Manure. *J. Environ. Qual.* 33:27-36.
- Møller H.B., Sommer S.G., Ahring B.K. (2004b). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass Bioenerg.* 26:485-95.
- Moset V., Cambra-López M., Estellés F., Torres A.G., Cerisuelo A. (2012). Evolution of chemical composition and gas emissions from aged pig slurry during outdoor storage with and without prior solid separation. *Biosys. Eng.* 111:2-10.
- Rico J.L., García H., Rico C., Tejero I. (2007). Characterisation of solid and liquid fractions of dairy manure with regard to their component distribution and methane production. *Bioresour. Technol.* 98:971-79.
- Rigolot C., Espagnol S., Robin P., Hassouna M., Béline F., Paillat J.M., Dourmad J.Y. (2010). Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal* 4:1413-24.
- Tait S., Tamis J., Edgerton B., Batstone D.J. (2009). Anaerobic digestion of spent bedding from deep litter piggery housing. *Bioresour. Technol.* 100:2210-18.
- Wilkie A.C., Castro H.F., Cubinski K.R., Owens J.M., Yan S.C. (2004). Fixed-film Anaerobic Digestion of Flushed Dairy Manure after Primary Treatment: Wastewater Production and Characterisation. *Biosys. Eng.* 89:457-71.
- Williams D.W., Frederick J.J. (2001). Microturbine operation with biogas from a covered dairy manure lagoon. ASAE Meeting Presentation, Paper Number 01-6154.



# INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2016 è sostenuta da:

