

# LA DISIDRATAZIONE ELETTRO-ASSISTITA DEI FANGHI: INFLUENZA DEL DOSAGGIO DI POLIELETTROLITA E DEI PARAMETRI OPERATIVI

Simone Visigalli<sup>1,\*</sup>, Andrea Turolla<sup>1</sup>, Hai Zhang<sup>1</sup>, Paolo Gronchi<sup>2</sup>, Roberto Canziani<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA) – Sezione Ambientale.

<sup>2</sup>Politecnico di Milano, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica.

**Sommario** – In questa ricerca è stato studiato a scala di laboratorio il processo di disidratazione elettro-assistita (Electro Dewatering, EDW) dei fanghi di depurazione. I campioni di fango, stabilizzati aerobicamente o anaerobicamente, sono stati prelevati da quattro impianti di depurazione intorno all'area metropolitana di Milano. Per le prove EDW sono state utilizzate due tipologie di campioni: (i) fango liquido ispessito (LI), prelevato prima del condizionamento, e (ii) fango disidratato meccanicamente (DM). Le prove EDW su fango LI hanno consentito la disidratazione dei campioni fino ad un contenuto di solido secco (SS) del 18,4-31,1%, corrispondente a un aumento compreso tra il 2,0% e il 12,7% rispetto alla disidratazione meccanica convenzionale utilizzata nei quattro impianti. In aggiunta all'aumento del tenore di secco finale, il processo ha consentito una riduzione del dosaggio di polielettrolita rispetto a quello utilizzato negli impianti. Nelle prove su fango DM si sono raggiunti valori di SS compresi tra 30,1-41,0%. Si è dimostrato che le condizioni operative, come il potenziale elettrico applicato e lo spessore iniziale del fango trattato nel dispositivo, hanno notevole influenza sull'efficienza del processo EDW, sia su fango LI, sia su fango DM. Infine, il costo del polielettrolita, il consumo di energia elettrica e il costo dello smaltimento dei fanghi associati al processo EDW sono stati confrontati con la disidratazione convenzionale utilizzata nei quattro impianti. Si è constatato che l'utilizzo del processo EDW consentirebbe di ridurre i costi di gestione dei fanghi fino al 37% all'anno per fango LI e fino al 50% per fango DM.

**Parole Chiave:** fanghi di depurazione, disidratazione, disidratazione elettro-assistita, consumo energetico, costi.

## THE ELECTRO-DEWATERING OF SLUDGE: INFLUENCE OF THE POLYELECTROLYTE DOSAGE AND THE OPERATING CONDITIONS

**Abstract** – In this research the process of electro-dewatering (EDW) of sewage sludge has been studied. The sludge samples, aerobically or anaerobically stabilized, have been taken from four wastewater treatment plants (WWTPs) around the metropolitan area of Milan. For the EDW tests two types of sam-

ples have been used: (i) thickened sludge (LI), taken before conditioning and (ii) mechanically dewatered sludge (DM). The EDW tests on LI sludge allowed the dewatering of the samples up to a dry solid content (SS) of 18.4-31.1%, equal to an increase of 2.0-12.7% compared to the conventional mechanical dewatering treatments used in the four WWTPs. Together with the final DS increase, the EDW process allowed to reduce the polyelectrolyte dosage with respect to that used in the WWTPs. The tests on DM sludge achieved DS values between 30.1-41.0%. It has been shown that the operating conditions, such as electrical potential and cake thickness, have considerable influence on the efficiency of the EDW process, both on LI and DM sludge. The cost of the polyelectrolyte, the consumption of electric energy and the cost of sludge disposal associated to the EDW process have been compared to conventional dewatering used in the four WWTPs. It was found that the use of the EDW process would reduce sludge management costs by up to 37% per year for LI samples and up to 50% for DM samples.

**Keywords:** sewage sludge, dewatering, electro-dewatering, energy consumptions, costs.

Ricevuto il 4-1-2018; Correzioni richieste il 4-5-2018; Accettazione finale il 14-5-2018

## 1. INTRODUZIONE

In Europa ogni anno vengono prodotte circa 13,3 milioni di tonnellate di fango di depurazione (Eurostat, 2016a). In Italia si stima una produzione di circa 850 mila tonnellate di sostanza secca (Drusiani, 2017), corrispondenti a circa 3,4 milioni di tonnellate di fango umido al 25% di secco. Attualmente, si sta assistendo ad un cambio di prospettiva, per cui il fango viene considerato una risorsa da valorizzare piuttosto che un rifiuto tramite, ad esempio, il recupero energetico dall'incenerimento (Rulkens, 2008), il riciclo di nutrienti in agricoltura (Heimersson et al., 2017) e l'estrazione di biopolimeri (Bluemink et al., 2016). In particolare, il recupero di energia dall'incenerimento dei fanghi ha attirato una considerevole attenzione per i suoi benefici ambientali ed economici (Mills et al., 2014). Tuttavia, l'efficienza dell'incenerimento dipende

\* Per contatti: Simone Visigalli, Politecnico di Milano - DICA, Sezione Ambientale, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano, Italia. Telefono: (+39) 02 2399 3208. Cel: (+39) 347 1572449. E-mail: simone.visigalli@polimi.it.

fortemente dalla disidratazione e dall'essiccamento dei fanghi stessi. Infatti, la disidratazione meccanica permette il raggiungimento di un contenuto di solido secco (SS) del 20-30% circa (Sanin et al., 2011), non sufficiente per auto-alimentare la reazione di combustione e ottenere una efficienza soddisfacente nell'incenerimento. Per questo motivo, spesso gli inceneritori vengono provvisti di uno scambiatore di calore o di un'unità di essiccamento termico (Flaga, 2006), aumentando considerevolmente, tuttavia, i costi operativi dell'impianto. Inoltre, convenzionalmente, il trattamento dei fanghi e il loro smaltimento pesano dal 25 al 50% dei costi operativi complessivi di un impianto di depurazione (Bertanza et al., 2014). Pertanto, un incremento nell'efficienza della disidratazione può determinare costi minori per lo smaltimento dei fanghi e, di conseguenza, notevoli risparmi per i gestori degli impianti di depurazione.

Come trattamento alternativo alla convenzionale disidratazione meccanica, la disidratazione elettroassistita (Electro-Dewatering, EDW) è in grado di incrementare il contenuto di solido secco fino al 40-45% (Feng et al., 2014; Mahmoud et al., 2010; Tuan et al., 2008; Weng et al., 2013). Negli ultimi anni, il processo EDW ha riscosso notevole interesse come trattamento innovativo promettente, come dimostrato dalla considerevole letteratura, tanto che sono già in commercio diversi dispositivi a scala reale, come ad esempio i sistemi CINETIK (Ovivo, USA), ELODE (ACE Korea Incorporation, Corea del Sud), Dehydris™ Osmo (Degrémont, Francia) ed Electrokinetic (Electrokinetic, Regno Unito). In numerose pubblicazioni è stata descritta l'efficienza del processo EDW in relazione ai parametri operativi, quali la pressione, il potenziale elettrico, la corrente, il tempo di trattamento, la massa di fango trattata, il dosaggio di polielettrolita (Citeau et al., 2012; Feng et al., 2014; Gingerich et al., 1999; Lee et al., 2001; Mahmoud et al., 2016, 2011, Olivier et al., 2015, 2014; Tuan et al., 2008; Yang et al., 2011; Yoshida et al., 1999; Zhou et al., 2001). Il processo EDW è stato utilizzato in passato anche come trattamento supplementare alla disidratazione meccanica (Gronchi et al., 2017; Wang et al., 2005; Weng et al., 2013; Yu et al., 2010; Yuan and Weng, 2003; Zhan et al., 2016). Tra i diversi lavori pubblicati, Visigalli et al. (2017a) hanno sperimentato il processo EDW, a scala di laboratorio, su quattro fanghi provenienti da diversi impianti di depurazione e hanno dimostrato come esso consenta di incrementare efficacemente il contenuto di SS ottenuto.

Sebbene il consumo di energia elettrica risulti notevolmente superiore rispetto ai convenzionali processi di disidratazione meccanica, la spesa energetica può essere compensata dalla riduzione del dosaggio di polielettrolita nella fase di condizionamento (Visigalli et al., 2017b, 2017c), dal risparmio nei costi di trasporto e smaltimento del fango (Visigalli et al., 2017c) e, infine, dal recupero energetico ottenuto nel caso si opti per la termovalorizzazione, ad es. mediante mono-incenerimento. Nello studio di Guo et al. (2017) sono stati presi in considerazione i costi del polielettrolita e i consumi energetici del processo. Yuan e Weng (2003) hanno studiato il processo EDW su fango disidratato meccanicamente e stimato il risparmio nei costi di smaltimento. Nell'analisi economica di Saveyn (2005) è stato invece messo in evidenza il periodo di recupero dell'investimento (PRI), ovvero il tempo necessario per compensare l'investimento di capitale iniziale, di una nastropressa che applichi il processo EDW. Tutti gli studi hanno evidenziato risultati incoraggianti, riportando risparmi compresi tra 14,1% (Yuan and Weng, 2003) e 44,0% (Saveyn, 2005). Tuttavia, una valutazione economica complessiva ed esaustiva sul processo EDW non è ancora documentata in letteratura. Infatti, allo scopo di ottimizzare i parametri operativi e di massimizzare l'efficienza del processo EDW, è necessaria un'analisi economica che consideri tutte le fasi di processo coinvolte nella gestione dei fanghi, e che, inoltre, permetta il confronto dei risultati ottenuti su fanghi di depurazione con caratteristiche diverse.

In questa ricerca sono state eseguite prove di disidratazione con processo EDW alla scala di laboratorio su campioni di fango stabilizzati aerobicamente o anaerobicamente, provenienti da quattro differenti impianti di depurazione. Per una dettagliata analisi delle matrici di fango, sono stati presi in esame sia campioni di fango liquido ispessito, prelevati prima del condizionamento, che campioni disidratati meccanicamente. Queste prove hanno permesso di valutare l'influenza di diversi parametri operativi, tra cui il dosaggio del polielettrolita, lo spessore iniziale del fango tra gli elettrodi e il potenziale elettrico, e di individuare configurazioni ottimizzate. Inoltre, dalle prove sperimentali sono stati determinati i consumi energetici e i costi operativi del processo EDW e, nello specifico, sono stati studiati (i) i costi legati al consumo di polielettrolita per il condizionamento del fango, (ii) i costi dovuti ai consumi di energia elettrica e (iii) i costi dello smaltimento del fango.

Questi risultati sono stati confrontati con i costi operativi effettivi rilevati nei quattro impianti, che utilizzano centrifughe e nastropresse. Si è valutata, quindi, la fattibilità economica e il potenziale risparmio sui costi operativi permessi dall'eventuale introduzione del processo EDW, sia come metodo alternativo ai trattamenti meccanici esistenti, sia come trattamento ulteriore.

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1. Impianti di depurazione

I campioni di fango sono stati prelevati da quattro diversi impianti di depurazione (ID) nell'area metropolitana di Milano. I fanghi vengono sottoposti ad un trattamento di stabilizzazione aerobica negli ID 1, 2 e 3, mentre il fango prelevato dall'ID 4 è stato digerito anaerobicamente. Per le prove di EDW sono state utilizzate due tipologie di campioni: (i) fango liquido ispessito (LI), prelevato prima del condizionamento, e (ii) fango disidratato meccanicamente (DM).

In Tabella 1 sono riportate le principali caratteristiche dei quattro ID studiati: popolazione equivalente servita, trattamenti di stabilizzazione, tecnica di disidratazione e consumo energetico specifico delle macchine utilizzate, massa di fango prodotta e destinazione finale dello smaltimento.

### 2.2. Condizionamento e caratterizzazione del fango

Il condizionamento dei fanghi ispessiti è stato eseguito in laboratorio con jar-test in beaker da 1 l, a 300 rpm per 30 sec e 30 rpm per i successivi 15 min, con polielettrolita poliammidico altamente cationico (Tillflock CL-1480), scelto tra quelli più utilizzati negli ID studiati. Sono stati studiati tre dosaggi diversi per ogni fango: un campione è sta-

to usato come riferimento senza aggiunta di polielettrolita, gli altri due sono stati condizionati con due diversi dosaggi (4 e 8 g/kg<sub>SS</sub>), scelti in seguito ad una caratterizzazione preliminare dei fanghi e considerando 8 g/kg<sub>SS</sub> come valore tipico del condizionamento (Sanin et al., 2011).

Per quanto riguarda la caratterizzazione del fango, la quantità di solido secco iniziale (SS<sub>i</sub>), il rapporto dei solidi volatili su solido secco (VS/SS) e il capillary suction time (CST) sono stati misurati in accordo con i metodi standard (APHA/AWWA/WEF, 2012). La conducibilità elettrica e il pH sono stati monitorati per mezzo di un conduttivimetro B&C Electronics-C 125.2 e un pH-metro Metrohm 827 pH Lab, rispettivamente. I campioni di fango ispessito sono stati filtrati sotto vuoto con un filtro Whatman 42 (dimensione dei pori 2,5 µm) e il potenziale zeta del filtrato è stato determinato con lo strumento Malvern Zetameter ZS90. Al contrario, per i campioni DM, prelevati dall'impianto contemporaneamente al fango LI, i valori di pH, conducibilità e potenziale zeta non sono stati misurati in quanto caratteristiche significative del fango liquido. Prima dell'uso, i campioni di fango sono stati conservati a 4 °C per massimo cinque giorni.

In Tabella 2 (a pagina seguente) sono elencate le principali caratteristiche dei campioni di fango prelevati dai quattro ID e le tipologie di polielettrolita utilizzate nel condizionamento. I campioni A e AA sono relativi al fango non condizionato, mentre i campioni B e C si riferiscono al fango condizionato con i due differenti dosaggi di polielettrolita (4 e 8 g/kg<sub>SS</sub>). I campioni denominati DM si riferiscono invece a fango disidratato meccanicamente nell'ID.

### 2.3. Prototipo da laboratorio

In Figura 1 è mostrato il prototipo da laboratorio utilizzato per le prove EDW. Consiste in un cilin-

Tabella 1 – Caratteristiche degli impianti di depurazione (ID) da cui sono stati prelevati i campioni di fango sottoposti a prove di EDW

ID	Popolazione equivalente servita	Stabilizzazione	Disidratazione meccanica	Consumo di energia elettrica specifico	Massa di fango prodotta	Smaltimento
No.	PE			Wh/kg <sub>H2O</sub>	ton/anno	
1	59.312	Aerobica	Centrifuga	1,7	6.041	Agricoltura
2	33.722	Aerobica	Centrifuga	3,8	1.674	Agricoltura
3	47.080	Aerobica	Nastropressa	1,7	2.458	Incenerimento Discarica Altri ID
4	308.646	Anaerobica	Centrifuga	0,4	13.808	Agricoltura

Tabella 2 – Caratteristiche dei campioni di fango prelevati dai quattro ID e polielettrolita utilizzato nel condizionamento

Campione ID	Dosaggio polielettrolita		SS <sub>i</sub>	VS/SS	CST	Conducibilità	pH	Potenziale zeta
	Laboratorio	Impianto						
	g/kg <sub>SS</sub>		%	%	s	mS/cm	mV	
1-A	0		2,0	68,3	32,0	1,34	7,5	-11,9
1-B	4*		2,4	-	22,5	1,33	7,4	-11,5
1-C	8*		2,2	-	19,8	1,29	7,4	-11,5
1-DM		11,2*	15,0	69,3	-	-	-	-
2-A	0		3,3	78,4	103,3	1,84	6,9	-13,1
2-B	4*		3,2	-	92,7	1,79	6,5	-12,6
2-C	8*		3,2	-	68,8	1,68	6,6	-11,9
2-DM		15,0*	15,9	80,2	-	-	-	-
3-A	0		3,2	72,7	35,7	1,28	6,9	-13,4
3-B	4*		3,0	-	28,3	1,26	6,9	-12,9
3-C	8*		2,8	-	17,8	1,26	7,0	-12,1
3-AA	0		2,3	71,7	22,9	1,50	6,7	-12,6
3-DM		5,3**	16,3	74,3	-	-	-	-
4-A	0		4,3	64,8	155,6	4,00	6,7	-11,3
4-B	4*		4,3	-	81,6	4,00	6,7	-11,5
4-C	8*		4,3	-	102,3	4,00	6,7	-11,0
4-DM		15,4*	19,0	66,6	-	-	-	-

\* Polielettrolita: TILLFLOCK CL1480  
 \*\* Polielettrolita: PREASTOL 645BC

dro in vetro, di altezza di 176 mm e diametro interno di 80 mm, equipaggiato con un pistone pneumatico a doppio effetto (SMC, CP96SDB32-200, corsa di 200 mm), il quale ha la funzione di applicare la pressione meccanica nella cella (max 450 kPa) e sostenere l'anodo in titanio rivestito in ossidi di metalli misti (DSA<sup>®</sup>, Industrie De Nora, Italia). Nella parte inferiore del cilindro, un filtro in

politrimetilentereftalato (PTT) è posto sopra una rete in acciaio inossidabile (AISI 304) che funge da catodo. Il catodo è fissato su un supporto in PTFE forato (diametro fori di 3 mm), che permette all'acqua separata dal fango e filtrata di essere rimossa. I due elettrodi sono connessi ad un generatore di corrente continua (GBC, 34121070 – max 30 V/5 A).

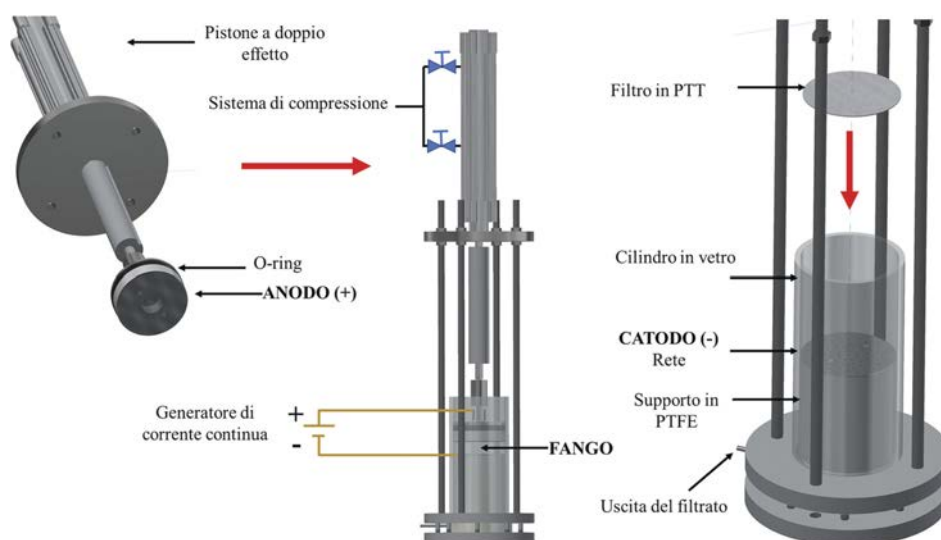


Figura 1 – Rappresentazione schematica del prototipo da laboratorio utilizzato nelle prove EDW

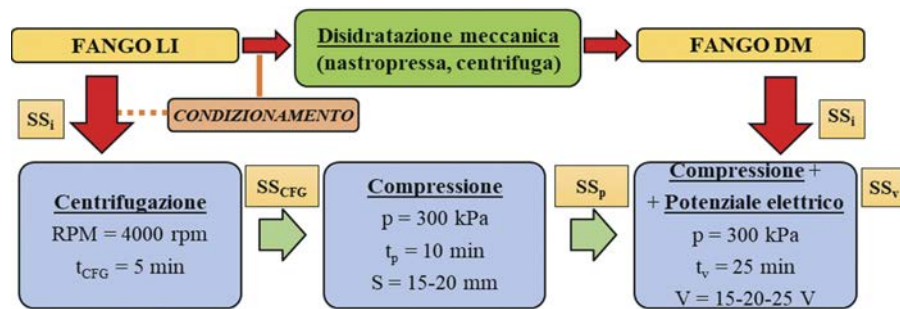


Figure 2 – Descrizione della procedura utilizzata nelle prove EDW. Il fango LI viene sottoposto a centrifugazione preliminare in laboratorio, seguiti da 35 minuti di compressione, di cui gli ultimi 25 minuti con il potenziale elettrico acceso, nel prototipo da laboratorio. Il fango DM viene sottoposto direttamente a 25 minuti di compressione e campo elettrico nel prototipo da laboratorio.  $SS_i$ ,  $SS_{CFG}$ ,  $SS_p$  e  $SS_v$  indicano rispettivamente i contenuti di sostanza secca del fango iniziale, dopo centrifugazione in laboratorio, dopo la fase di pressione meccanica nella cella e dopo il processo EDW

#### 2.4. Procedura delle prove EDW

La procedura delle prove EDW è stata adattata da Mahmoud et al. (2011) ed è riportata graficamente in Figura 2. La stessa è poi descritta in dettaglio nei paragrafi seguenti.

##### 2.4.1. Fango liquido ispessito (LI)

Per minimizzare la durata delle prove, il fango liquido ispessito è stato preliminarmente centrifugato per 5 minuti a 4.000 rpm (forza centrifuga relativa  $\approx 1.789$  g) con una centrifuga da laboratorio (ThermoFisher Scientific-SL 16). Questo pretrattamento, comparabile ad un ispessimento dinamico spinto, ha permesso un minor consumo energetico nelle prime fasi di processo, in cui l'applicazione del campo elettrico risulta meno efficiente rispetto alla semplice compressione meccanica (Barton et al., 1999; Mahmoud et al., 2016; Olivier et al., 2015). Le prove EDW con i campioni A, B e C sono state eseguite in due repliche utilizzando le stesse condizioni operative. Sono stati utilizzati circa 90 g di fango centrifugato, con un contenuto di SS ( $SS_{CFG}$ ) di 7,5-13,9% e spessore (S), ovvero una distanza iniziale tra gli elettrodi, di circa 15 mm. Il campione di fango, una volta alimentato nel cilindro in vetro, è stato sottoposto a pressione meccanica di 300 kPa per 10 minuti. Successivamente, mantenendo costante la pressione, è stato acceso il generatore di corrente ed è stato imposto un valore fissato di potenziale elettrico per 25 minuti tra gli elettrodi. Nelle prove EDW con il campione 3-AA sono invece state utilizzate differenti condizioni operative per valutarne l'influenza sull'efficienza e i costi del processo EDW: lo spessore iniziale è stato variato tra 15 e 20 mm e il potenziale elettrico tra 10, 15 e 20 V.

##### 2.4.2. Fango disidratato meccanicamente (DM)

Il campione di fango disidratato meccanicamente è stato sottoposto direttamente a pressione costante (300 kPa) e campo elettrico (10, 15 e 20 V) per 25 minuti. Lo spessore iniziale è stato variato tra 15, 20 e 25 mm, corrispondenti rispettivamente a circa 55, 70 e 85 g di campione di fango.

#### 2.5. Analisi dei costi del processo EDW

Durante le prove EDW, la corrente elettrica e la massa di acqua rimossa sono state registrate manualmente ad intervalli di un minuto. Il consumo di energia elettrica specifico (CEES) ( $\text{Wh}/\text{kg}_{\text{H}_2\text{O}}$ ) è stato calcolato con l'Equazione 1 (Mahmoud et al., 2016):

$$\text{CEES} = \frac{V \cdot \sum_{j=1}^n I_j \cdot \Delta t}{m_{\text{H}_2\text{O}}} \quad (1)$$

dove  $V$  è il potenziale elettrico applicato (V),  $n$  è il numero di misure registrate,  $I_j$  è la corrente misurata (A),  $\Delta t$  è l'intervallo di tempo tra due misure (ore) e  $m_{\text{H}_2\text{O}}$  è la massa totale di acqua rimossa (kg) durante la fase di polarizzazione.

Il costo dei trattamenti del fango LI considerato nell'analisi economica del processo EDW comprende tre distinte componenti: costo del polielettrolita per il condizionamento del fango, costo dell'energia consumata nella disidratazione meccanica o nel processo EDW, e costo dello smaltimento dei fanghi prodotti. Dati specifici degli ID sono stati utilizzati come riferimento per compararli con il processo EDW. I costi annuali ( $\text{€}/\text{anno}$ ) di condizionamento ( $\text{Cost}_{\text{COND}}$ ), disidratazione meccanica ( $\text{Cost}_{\text{DM}}$ ), smaltimento ( $\text{Cost}_{\text{SMAL DM}}$  e  $\text{Cost}_{\text{SMAL EDW}}$ ) ed EDW ( $\text{Cost}_{\text{EDW}}$ ) sono stati calcolati come segue:

$$\text{Cost}_{\text{COND}} = \left[ \left( \frac{SS_{LI} \cdot m_{LI}}{100} \right) \cdot D_{\text{POLI}} \right] \cdot \text{Cost}_{\text{POLI}} \quad (2)$$

$$Cost_{DM} = E_{DM} \cdot (m_{COND} \cdot SS_{COND} - m_{DM} \cdot SS_{DM}) \cdot Cost_{EE} \quad (3)$$

$$Cost_{SMALDM} = m_{DM} \cdot Cost_{UNIT} \quad (4)$$

$$Cost_{SMALEDW} = m_{EDW} \cdot Cost_{UNIT} \quad (5)$$

$$Cost_{EDW} = Cost_{CFG} + Cost_p + Cost_V \quad (6)$$

dove  $SS_{LI}$ ,  $SS_{COND}$  e  $SS_{DM}$  sono i contenuti di solido secco (%) del fango liquido ispessito, condizionato e disidratato;  $m_{LI}$ ,  $m_{COND}$ ,  $m_{DM}$  e  $m_{EDW}$  sono le masse (ton) di fango prodotto all'anno di fango liquido ispessito, condizionato, disidratato e disidratato con processo EDW;  $D_{POLI}$  è il dosaggio di polielettrolita (kg/ton<sub>SS</sub>);  $Cost_{POLI}$  è il costo specifico di polielettrolita (€/kg<sub>POLI</sub>);  $E_{DM}$  è il consumo di energia elettrica (kWh/ton<sub>H2O</sub>) coinvolto dalla disidratazione meccanica (Tabella 1);  $Cost_{EE}$  è il costo specifico di energia elettrica in Italia (~0,18 €/kWh) (Eurostat, 2016b);  $Cost_{UNIT}$  è il costo di smaltimento unitario (€/ton), così come pagato dai quattro impianti, equivalente a 12,5 €/ton per il trasporto in altri ID, 52,2 €/ton per smaltimento in agricoltura, 78,3 €/ton per incenerimento, 104,0 €/ton per smaltimento in discarica. Il costo del processo EDW è stato calcolato sommando i contributi di centrifugazione ( $Cost_{CFG}$ ), compressione ( $Cost_p$ ) e potenziale elettrico applicato ( $Cost_V$ ), calcolato come la potenza assorbita durante le prove e il costo dell'energia elettrica, come segue:

$$Cost_V = \left( V \cdot \sum_{j=1}^n I_j \cdot \Delta t \right) \cdot Cost_{EE} \quad (7)$$

L'analisi economica del processo EDW su fango DM è stata basata sulla medesima procedura di calcolo, che non ha tuttavia tenuto conto dei costi di condizionamento del fango, perché comune sia al processo EDW sia ai trattamenti convenzionali. Il dosaggio di polielettrolita viene scelto in ID per l'ottimizzazione della disidratazione con centrifuga/nastropresse e la valutazione economica ha tenuto conto solo dei costi energetici dei processi di disidratazione e di quelli di smaltimento del fango, elidendo, perché comuni, i costi di condizionamento.

Per poter meglio comparare graficamente i risultati, i costi totali dei processi sono stati divisi per i metri cubi annui di fango umido ispessito trattato nei rispettivi impianti (con gli stessi tenori di secco mostrati in Tabella 2), ottenendo il costo unitario (€/m<sup>3</sup>).

### 3. RISULTATI E DISCUSSIONE

#### 3.1. Efficienza del processo EDW

##### 3.1.1. Fango LI – Influenza del dosaggio di polielettrolita

La Figura 3 mostra l'evoluzione nel tempo della densità di corrente e del contenuto di SS ottenuti nelle prove EDW su fango LI, a diversi dosaggi di polielettrolita (0, 4 e 8 g/kg<sub>SS</sub>).

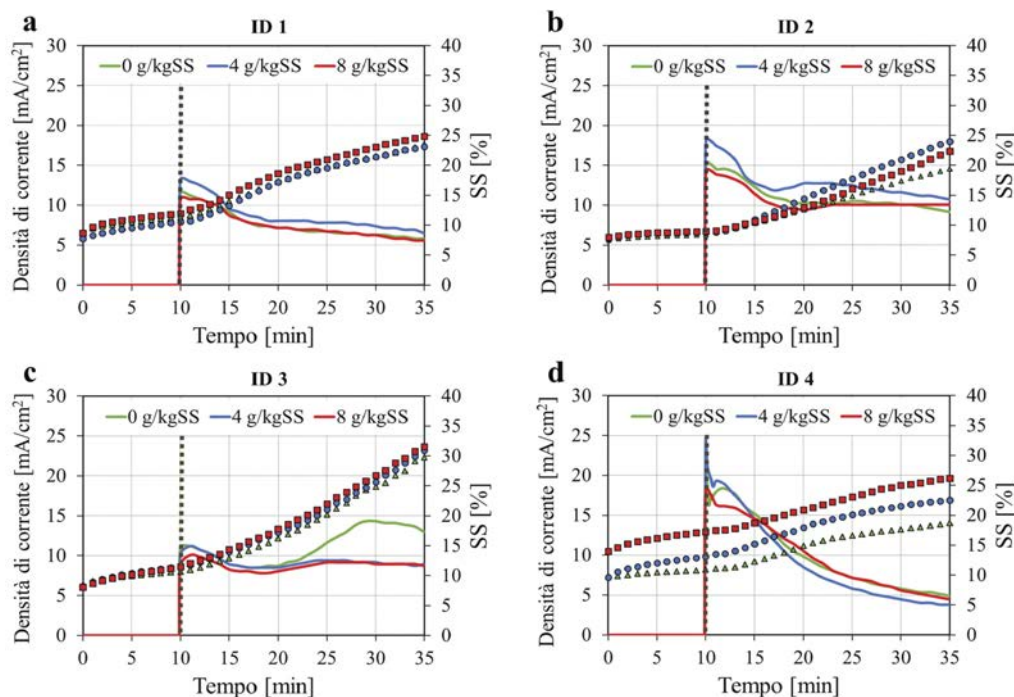


Figura 3 – Densità di corrente (linea continua) e contenuto di SS (indicatori) in funzione della durata della prova EDW ottenuti con i fanghi da ID 1 (a), 2 (b), 3 (c) e 4 (d), a diversi dosaggi di polielettrolita (0, 4 e 8 g/kg<sub>SS</sub>). Condizioni di prova: potenziale elettrico 15 V, spessore iniziale 15 mm

In primo luogo, si può vedere che le densità di corrente tendono a diminuire monotonamente dopo un picco iniziale. Infatti, con il proseguire della rimozione di acqua, la resistenza del fango in stretta prossimità dell'anodo inizia ad aumentare (Citeau et al., 2012). Tuttavia, in alcuni casi, mentre il processo continua, le correnti possono talvolta mostrare un secondo picco (come mostrato in Figura 3b e 3c). Questo comportamento può essere dovuto ad un aumento locale della temperatura nel fango, che causa la riduzione della viscosità dello stesso e, quindi, della resistenza elettrica (Barton et al., 1999; Mahmoud et al., 2010).

In generale, il tenore di secco finale  $SS_v$  ottenuto con i campioni di riferimento è risultato inferiore rispetto al fango condizionato a 4 e 8 g/kg<sub>SS</sub>. Infatti, la natura colloidale e comprimibile del fango ostacola la rimozione dell'acqua e l'aggiunta di polielettrolita è necessaria per indurre la formazione di una rete di particelle flocculate, risultando in una struttura con ridotta ritenzione idrica (Saveyn et al., 2005). Generalmente, quindi, è necessaria una dose minima di polielettrolita per indurre una filtrazione rapida, quindi un alto  $SS_p$ , e ridurre il fabbisogno di energia nella disidratazione meccanica (Sanin et al., 2011). Tuttavia, questo comportamento non si è palesato nel fango dell'ID 3, e, solo in minor misura nel fango dell'ID 1, dove il contenuto finale di  $SS_v$  tra i campioni A, B e C è simile. Il nostro studio sembra dimostrare che l'aggiunta di polielettrolita non sempre conferisce un effetto positivo all'efficienza del processo EDW (Citeau et al., 2011).

L'effetto del polielettrolita è più pronunciato nella disidratazione meccanica durante la fase di compressione, poiché fa flocculare il fango e facilita il drenaggio dell'acqua interparticellare. Questo comportamento può essere osservato fino a 10 minuti di compressione meccanica dei campioni condizionati con dosaggio a 8 g/kg<sub>SS</sub>. Successivamente, quando il drenaggio di acqua per sola azione di compressione si riduce a valori prossimi a zero, il contenuto di secco aumenta e la permeabilità diminuisce al punto che il polielettrolita non è più in grado di esercitare effetti osservabili. Nella fase EDW, quando viene applicato il campo elettrico, la disidratazione si basa principalmente sui meccanismi di elettroforesi ed elettroosmosi, che dipendono fortemente da fattori quali la dimensione e la forma delle particelle, il potenziale zeta, la viscosità del liquido e la costante dielettrica, piuttosto che dalla permeabilità del fango (Mahmoud et al., 2010). Questo spiega perché il dosaggio del polimero non comporta significativi incrementi di te-

nore di secco sui campioni di ID 1, 2 e 3. Al contrario, per il campione di ID 4, sembra che il dosaggio abbia un effetto considerevole nell'incrementare i valori di  $SS_v$ . È, però, evidente che il processo EDW non produca effetti significativi su questo fango, per il quale l'incremento di secco dopo l'applicazione del campo elettrico è modesta. Si può notare che per i campioni di fango di ID 1 e 4 è necessario il dosaggio più alto di polielettrolita per raggiungere il valore più elevato di  $SS_v$ ; per i campioni di ID 2 il dosaggio di 8 g/kg<sub>SS</sub> non è giustificato dall'aumento del contenuto di SS rispetto al dosaggio a 4 g/kg<sub>SS</sub>; per il fango di ID 3 viene raggiunto un contenuto di SS del 30,9% senza aggiunta di polielettrolita.

In generale, per i fanghi stabilizzati aerobicamente, il contenuto di  $SS_v$  dei campioni condizionati (B-C) ottenuti dopo le prove EDW è superiore a quello raggiunto dalla disidratazione meccanica convenzionale nei quattro ID: in media, la quantità di SS è superiore del 9,1% per i fanghi di ID 1, del 7,2% per i fanghi di ID 2 e del 14,5% per i fanghi di ID 3. Tuttavia, nel caso del fango digerito anaerobicamente, solo con un dosaggio di 8 g/kg<sub>SS</sub> si raggiunge un contenuto di  $SS_v$  superiore a quello ottenuto nell'impianto. Questo fatto è dovuto alla maggiore disidratatilità meccanica dei fanghi con un più basso rapporto VS/SS e minore frazione organica (Skinner et al., 2015), caratteristica riscontrabile nel campione di fango digerito anaerobicamente (Tabella 2). Le caratteristiche dei fanghi mostrati nella Tabella 2 hanno una notevole influenza sull'efficienza del processo EDW. Il basso valore del potenziale zeta dei fanghi di ID 3 può essere un indicatore di una maggiore velocità elettroforetica durante il processo EDW. Il CST è un buon indicatore di disidratazione meccanica, ma non fornisce alcuna informazione sull'idoneità all'applicazione di EDW (Visigalli et al., 2017b, 2016). Al contrario, un elevato contenuto di elettroliti e valori di alta conducibilità (caso ID 4) possono ridurre la velocità di disidratazione all'inizio della fase di polarizzazione a causa della riduzione del doppio strato elettrico delle particelle (Mahmoud et al., 2018). Va sottolineato come le prove EDW sui fanghi di ID 1 e 3, senza aggiunta di polielettrolita, abbiano sempre raggiunto un contenuto di SS maggiore di quello ottenuto dopo la disidratazione meccanica. La riduzione del dosaggio del polielettrolita è uno dei risultati più promettenti per l'applicazione del processo EDW su larga scala, in quanto permette di bilanciare in parte il costo del consumo energetico legato al processo. Infatti, i valori di CEES ottenuti nelle

prove EDW sono risultati di almeno un ordine di grandezza superiori rispetto ai consumi delle nastropresse o centrifughe utilizzate nei quattro ID studiati (Tabella 1). Nello specifico, il CEES delle prove EDW eseguite su fango LI cade nel range 49,3-63,9 Wh/kg<sub>H<sub>2</sub>O</sub> per i fanghi stabilizzati aerobicamente (ID 1, 2 e 3) e nel range 66,9-92,6 Wh/kg<sub>H<sub>2</sub>O</sub> per il fango da ID4, a causa dell'elevata conducibilità elettrica e del maggiore contenuto di SS. Infatti, il consumo di energia elettrica è strettamente legato alla conducibilità del fango, la quale contribuisce ad innalzare le correnti massime sviluppate e, di conseguenza, la potenza assorbita dal sistema.

In conclusione, il campione di fango di ID 3 risulta essere il più adatto per il processo EDW: il contenuto finale di SS<sub>v</sub> è del 14,5% più alto di quello ottenuto in impianto dopo la disidratazione con nastropressa. Al fine di massimizzare il contenuto di SS ed eventualmente ridurre i costi dello smaltimento (Yuan and Weng, 2003), lo studio delle condizioni operative del processo EDW diventa fondamentale per comprendere meglio i consumi energetici coinvolti.

### 3.1.2. Fango LI – Influenza dei parametri operativi

Successivamente, è stato prelevato un nuovo campione di fango LI non condizionato da ID 3 (campione 3-AA), con cui è stato ottenuto il contenuto di SS con le prove EDW a 15 V più alto. Sono stati effettuati nuovi test EDW per poter studiare l'influenza delle condizioni operative sull'efficienza del processo sia in termini di CEES sia di percentuale di solidi finale. Le prove sono state eseguite a diversi valori di spessore iniziale (15 e 20 mm) e potenziale elettrico (10, 15 e 20 V). I risultati sono riportati in Figura 4.

Come riportato in studi precedenti (Citeau et al., 2012; Feng et al., 2014; Mahmoud et al., 2011, 2010; Olivier et al., 2015; Weng et al., 2013; Yu et al., 2017; Zhan et al., 2016), un potenziale più elevato comporta una cinetica più elevata e quindi una maggiore disidratazione; al contrario, maggiore è lo spessore (o la massa di fango) maggiore sarà la resistenza elettrica e quindi minori saranno le correnti misurate e l'efficienza del processo. I risultati mostrati in Figura 4 sono in linea con questo risultato: con uno spessore di 15 mm e un potenziale elettrico di 20 V, è stato raggiunto un contenuto di SS<sub>v</sub> del 39,3%, maggiore del 21,2% rispetto al valore ottenuto con nastropressa in ID 3. Inoltre, questi valori sono stati ottenuti senza aggiunta di polielettrolita. Come riferimento, i campioni di fango sono stati sottoposti a pressione meccanica per 35 minuti, ov-

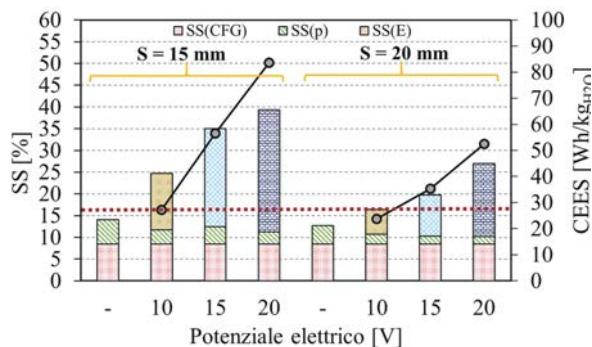


Figura 4 – Contenuto di SS (istogramma) e CEES (punti) ottenuti nelle prove EDW ( $V = 10, 15, 20$  V;  $S = 15, 20$  mm) con fango LI non condizionato proveniente da ID 3. Sono riportati due test di riferimento senza l'applicazione del potenziale elettrico. La linea rossa evidenzia il valore medio di SS ottenuto in ID 3 con metodi meccanici

vero la stessa durata complessiva delle prove EDW, e hanno evidenziato l'effettivo aumento del contenuto di SS ottenuto grazie al processo EDW.

I valori di CEES sono risultati sempre inferiori a 90 Wh/kg<sub>H<sub>2</sub>O</sub> in tutte le condizioni operative studiate, ma hanno evidenziato la necessità di trovare un compromesso tra il potenziale elettrico e lo spessore, in modo da ridurre i costi del processo EDW. Ad esempio, un aumento del 4,3% nel contenuto di SS nelle prove con 15 mm e 20 V è stato ottenuto con un CEES superiore del 48% rispetto all'applicazione di un potenziale di 15 V. Al contrario, due casi, 20 mm – 20 V e 15 mm – 15 V, hanno valori di CEES simili, ma contenuti di SS<sub>v</sub> diversi. Pertanto, per riuscire ad ottimizzare i parametri operativi e massimizzare l'efficienza, è necessaria un'analisi economica che tenga conto di ogni aspetto coinvolto.

### 3.1.3. Fango DM

I risultati mostrati su fango LI hanno dimostrato la fattibilità del processo EDW come trattamento alternativo ai metodi di disidratazione convenzionali. Tuttavia, è interessante analizzare se questo processo possa essere utilizzato anche come metodo di disidratazione per aumentare significativamente il contenuto di secco di fanghi già sottoposti a disidratazione meccanica con le nastropresse o centrifughe comunemente utilizzate negli impianti studiati. In Figura 5 viene mostrato l'effetto delle condizioni operative (spessore di 15, 20 e 25 mm, potenziale elettrico di 10, 15 e 20 V) nelle prove EDW sul contenuto di SS e sul CEES per i quattro campioni di fango prelevati dopo la disidratazione meccanica. In generale, come per il fango LI, il conte-



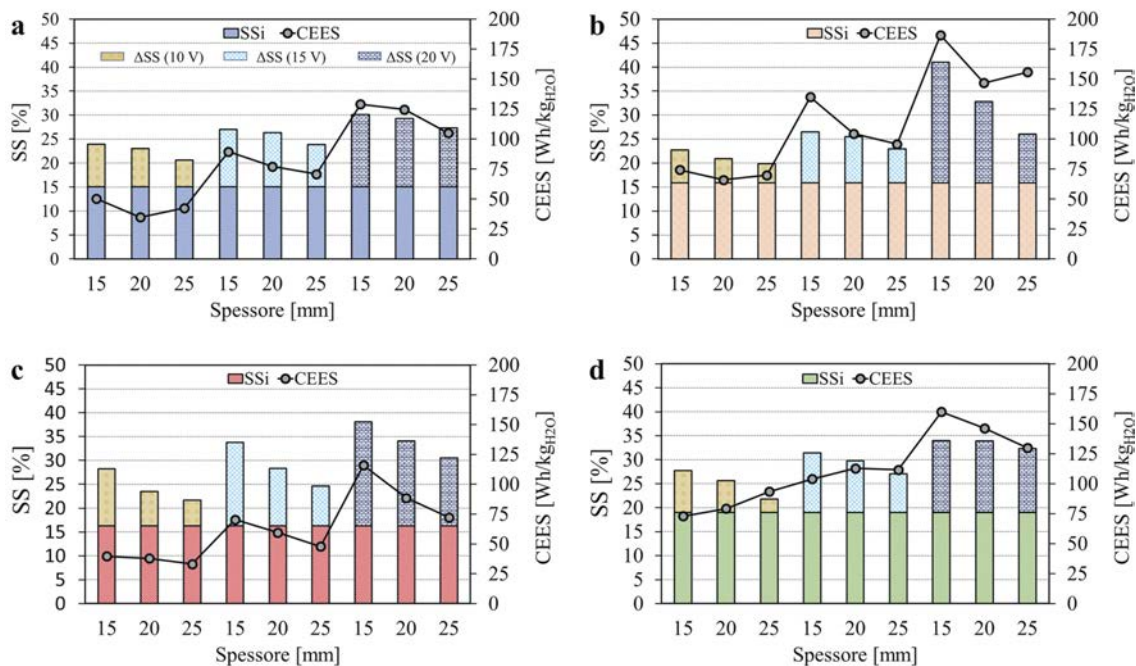


Figura 5 – Contenuto di SS (istogramma) e CEES (punti) ottenuti nelle prove EDW ( $V = 10, 15, 20$  V;  $S = 15, 20, 25$  mm) su fango DM proveniente da ID 1 (a), 2 (b), 3 (c) e 4 (d)

nuto di SS nel fango aumenta aumentando il potenziale elettrico applicato e diminuendo lo spessore. Pertanto, i quattro campioni di fango hanno ottenuto il più alto contenuto di SS in prove eseguite a 20 V e 15 mm di spessore, con valori fino a 30,1% per il fango da ID 1, 40,0% per il fango da ID 2, 38,1% per il fango da ID 3 e 34,0% per il fango da ID 4.

I valori di CEES, come detto, aumentano con i valori di potenziale elettrico e a spessori minori, a causa delle correnti sviluppate più elevate. Tuttavia, anche con un potenziale di 20 V e uno spessore di 15 mm, il valore massimo ottenuto è stato di 186,8 Wh/kg<sub>H<sub>2</sub>O</sub> (ID 2). Considerando che, in Italia, il valore di conversione dell'efficienza dell'energia primaria (termica) in energia elettrica è di circa 0,47 (Caputo e Sarti, 2015), il processo EDW ha comportato un consumo specifico di energia primaria fino ad un massimo di 397,4 Wh/kg<sub>H<sub>2</sub>O</sub>, molto minore dell'energia primaria specifica richiesta per l'essiccamento termico (Olivier et al., 2014). Nel caso in cui il fango fosse destinato all'incenerimento, il processo EDW consentirebbe di ottenere un contenuto di SS del 35-40% che consentirebbe l'autosostentamento in inceneritore a 850 °C (European Parliament and Council, 2000), eliminando la necessità dell'essiccamento termico.

Questi risultati hanno confermato l'elevata efficienza del processo EDW nel rimuovere ulteriormente l'acqua presente in fanghi già sottoposti a disidratazione meccanica.

## 3.2. Analisi dei costi del processo EDW

### 3.2.1. EDW come sostituto della disidratazione meccanica

L'elevato consumo di energia elettrica indotto dal processo EDW sembra suggerire che l'uso di un campo elettrico in un prototipo su scala commerciale, come sostituto della disidratazione meccanica, non sia economicamente sostenibile. Tuttavia, per il fango LI, un'eventuale riduzione del dosaggio del polielettrolita e l'aumento del contenuto di SS, possono ridurre i costi di condizionamento e smaltimento dei fanghi. Confrontando i dati delle Figure 3 e 4, i fanghi stabilizzati aerobicamente hanno mostrato un contenuto di SS più alto di quello ottenuto con la disidratazione meccanica a seguito del processo EDW. Inoltre, questi valori sono stati raggiunti con una dose di polimero notevolmente inferiore rispetto ai trattamenti convenzionali.

La Figura 6 riporta i costi di trattamento dei fanghi derivati dalle prove EDW denominate A, B e C su fango LI. La percentuale del risparmio viene calcolata confrontando i casi EDW con il caso di riferimento.

Il risparmio viene calcolato confrontando i casi EDW ( $V = 15$  V,  $S = 15$  mm) con i rispettivi casi di riferimento.

I dosaggi del polielettrolita nelle prove EDW e, di conseguenza, i costi della fase di condizionamento sono inferiori a quelli nei quattro ID (Tabella 2), con la sola eccezione del campione 3-C condizionato

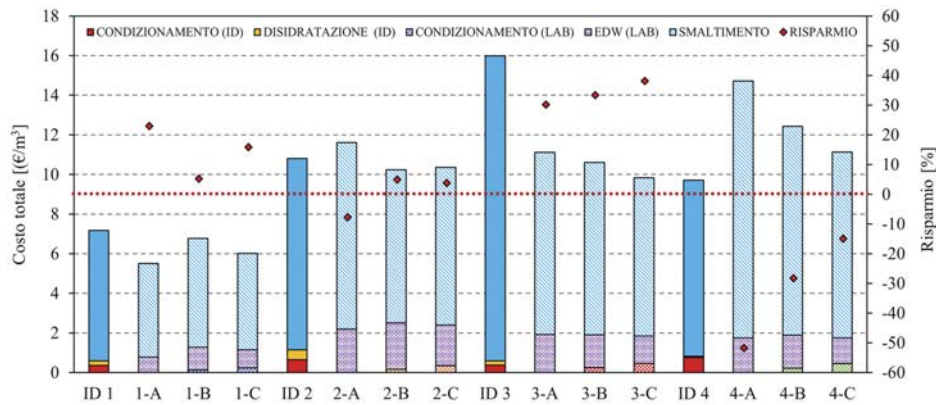


Figura 6 – Costi totali di condizionamento, disidratazione e smaltimento dei fanghi LI prelevati dai quattro ID

con un dosaggio di 8 g/kg<sub>SS</sub>. Il costo della fase di disidratazione meccanica risulta ovviamente inferiore rispetto al processo EDW. Inoltre, si nota che lo smaltimento dei fanghi rappresenta la quota maggiore nel costo del trattamento dei fanghi. Di conseguenza, un contenuto di SS più elevato riduce notevolmente i costi di smaltimento e i costi totali della gestione dei fanghi. Ciò è particolarmente vero per i casi in cui il fango stabilizzato aerobicamente (ID 1, 2 e 3) viene trattato con il processo EDW, con l'eccezione del campione 2-A. In particolare, il processo EDW su fango prelevato da ID 3 consente un risparmio sui costi di oltre il 30%. Al contrario, l'elevato contenuto di SS ottenuto dalla disidratazione meccanica di fanghi stabilizzati anaerobicamente (ID 4) rende insostenibili i costi del processo EDW. La stabilizzazione aerobica è più comune negli ID medi e piccoli, dove consente quindi il raggiungimento di un contenuto finale di SS relativamente basso. In questi ID, il processo EDW, se applicato su una macchina commerciale, avrebbe costi di investimento competitivi e migliori prestazioni di disidratazione rispetto ai tradizionali metodi meccanici. Tuttavia, è bene considerare che un eventuale preispessimento dinamico spinto, simulato in laboratorio dalla centrifugazione, al fine di incrementare il contenuto di SS fino all'8-10% e ridurre i consumi energetici nella prima fase di processo, non consentirebbe una eliminazione totale del polielettrolita.

In Figura 7 sono mostrati i costi di condizionamento, disidratazione e smaltimento coinvolti nel processo EDW sul campione 3-AA.

Il risparmio viene calcolato confrontando i casi EDW (V = 10, 15, 20 V e S = 15, 20 mm) con il rispettivo caso di riferimento nell'ID 3.

È evidente che quando il tipo di fango risulta compatibile con il processo EDW e le condizioni operative sono ottimizzate (in questo caso, spessore di 15 mm e potenziale elettrico di 15 V), è possibile

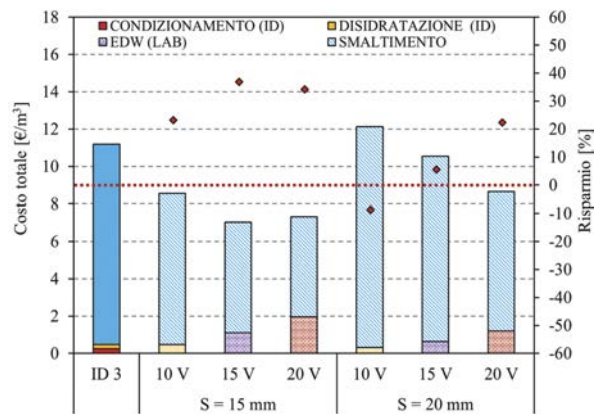


Figura 7 – Costi totali di condizionamento, disidratazione e smaltimento del fango LI prelevato dall'ID 3

raggiungere un elevato contenuto di SS (35-40%) e allo stesso tempo mantenere ridotti costi di processo (oltre il 35% di risparmio). In questo caso, l'analisi economica ha evidenziato il fatto che un potenziale di 20 V associato a uno spessore di 15 mm permette anche di raggiungere un contenuto di SS maggiore, ma a spese di un costo totale leggermente più elevato.

### 3.2.2. EDW come processo complementare, successivo alla disidratazione meccanica convenzionale

Nel caso di fanghi DM, si è dimostrato che 25 minuti di trattamento EDW sono sufficienti per incrementare notevolmente il contenuto di SS, sia per fanghi stabilizzati aerobicamente che anaerobicamente. Come mostrato in Figura 8, l'alto contenuto di SS dei fanghi DM sottoposti a prove di EDW porta a risparmi superiori al 10%, per tutti e quattro i campioni di fango e in tutte le condizioni operative studiate.

Come nel caso del fango LI, le condizioni operative del processo possono essere facilmente ottimizzate massimizzando il risparmio sui costi operativi.

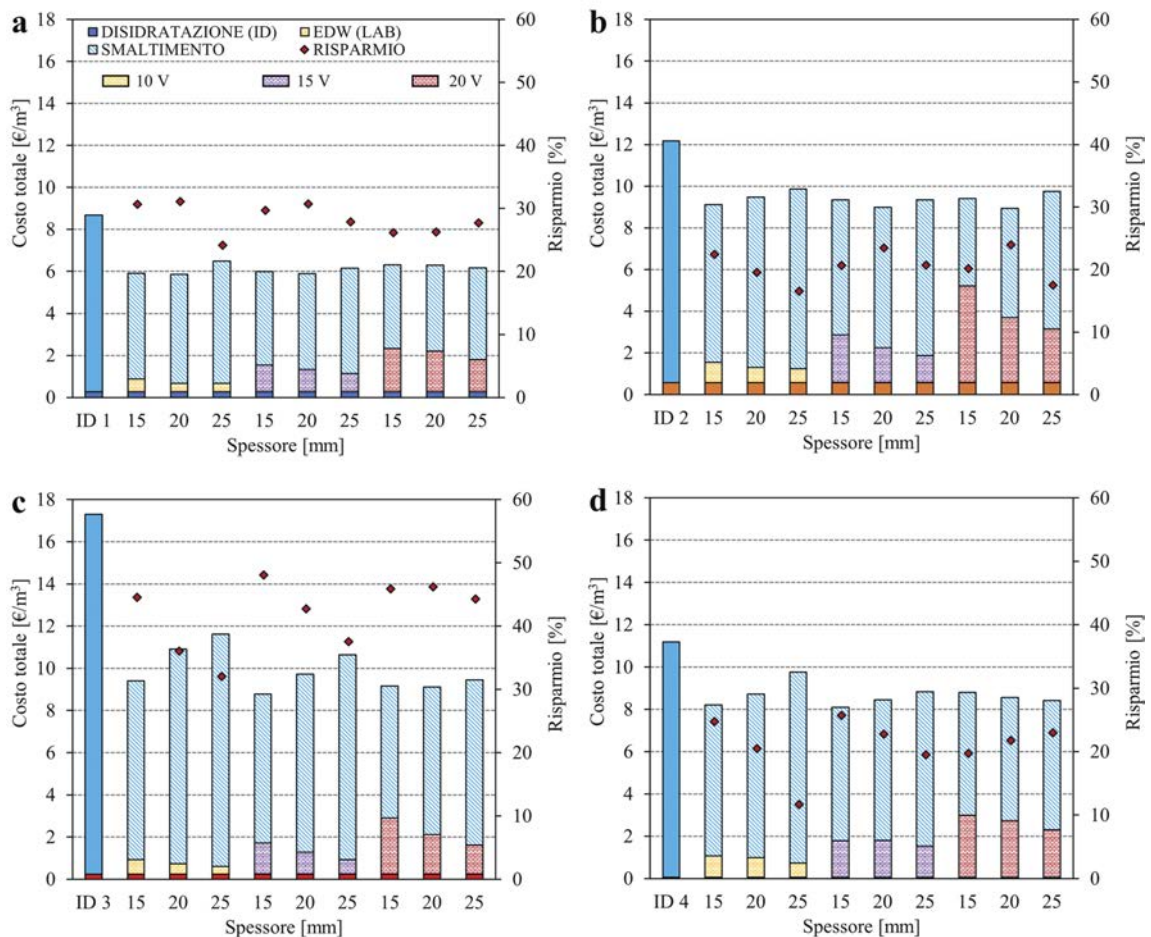


Figura 8 – Costi totali di disidratazione e smaltimento dei fanghi DM prelevati dai quattro ID

Il processo EDW su fango prelevato da ID 1 ha mostrato un risparmio fino al 30%, con potenziale elettrico di 10-15 V e spessori di 15-20 mm. Per ID 2, le prove a 15-20 V e 20 mm hanno consentito un risparmio del 24% circa. I risparmi maggiori riguardano il caso di ID 3, in cui il processo EDW consente una riduzione dei costi fino al 48%, con potenziale di 15 V e spessore di 15 mm. Infine, il fango di ID 4 ha mostrato un margine di risparmio del 24% con 10-15 V e 15 mm di spessore.

Il risparmio viene calcolato confrontando i casi EDW ( $V = 10, 15, 20$  V e  $S = 15, 20, 25$  mm) con il rispettivo caso di riferimento con disidratazione convenzionale e smaltimento del disidratato.

### 3.3. Fango LI vs. fango DM

Da quanto detto sopra, è evidente che il processo EDW possa avere un notevole impatto sull'efficienza nella disidratazione dei fanghi e sui suoi costi. Inoltre, gli ID di dimensioni piccole e medie (indicativamente: inferiori a 30.000 AE), che generalmente utilizzano trattamenti con stabilizzazione aerobica e hanno un'efficienza di disidra-

tazione meccanica inferiore rispetto a quella conseguibile in impianti di dimensioni maggiori, risultano i candidati principali per l'installazione di un'eventuale macchina EDW. Dai risultati mostrati nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2 si evince che, a parità di condizioni operative (potenziale elettrico di 15 V e spessore di 15 mm) e ID, i risparmi sui costi totali maggiori sono stati ottenuti quando il processo EDW è stato utilizzato in coda alla fase di disidratazione meccanica, grazie soprattutto al maggiore contenuto di  $SS_v$ . Tuttavia, si deve considerare il fatto che i costi di costruzione, installazione, gestione e manutenzione della macchina andrebbero ad influire notevolmente sui costi della linea di disidratazione dei fanghi. Per evitare che questi costi vadano a sommarsi a quelli relativi all'utilizzo delle nastropresse e centrifughe, risulta così più favorevole l'utilizzo di un unico mezzo di disidratazione. Per questo motivo è attualmente in fase di studio lo sviluppo di una macchina EDW in grado di svolgere entrambe le fasi, e capace di incrementare l'efficienza di disidratazione fino a valori comparabili a quelli ottenuti in laboratorio.

#### 4. CONCLUSIONI

Il processo di disidratazione elettro-assistita (EDW) su fanghi di depurazione è stato studiato su campioni di fango stabilizzato aerobicamente e anaerobicamente, prelevati da quattro ID. Su fanghi liquidi stabilizzati aerobicamente e condizionati (LI), il processo EDW ha permesso il raggiungimento di un contenuto di SS maggiore di quello ottenuto nei rispettivi ID con metodi meccanici (fino al 14,5% in più per l'ID 3), con una notevole riduzione nel contenuto di polielettrolita utilizzato. I successivi test, eseguiti a diverse condizioni operative sul fango LI prelevato dall'ID 3, hanno mostrato un contenuto di SS del 39,3% con un potenziale elettrico di 20 V e uno spessore iniziale di 15 mm.

I test EDW effettuati su campioni di fango disidratato meccanicamente (DM) hanno consentito di raggiungere valori di SS compresi tra 30-41%, applicando un potenziale elettrico di 20 V ad uno spessore di fanghi di 15 mm.

Per una valutazione economica globale del processo e per ottimizzare i parametri operativi, il costo totale del processo EDW è stato confrontato con il caso di riferimento relativo alla linea di disidratazione meccanica. Nell'analisi sono stati considerati i costi di condizionamento, disidratazione e smaltimento del fango. La disidratazione elettro-assistita su fango LI ha mostrato una notevole riduzione dei costi totali, fino ad un risparmio del 30% per il fango proveniente dall'ID 3, nei fanghi stabilizzati aerobicamente. Il processo EDW su fanghi DM ha invece evidenziato valori di risparmio dei costi dall'11 al 50%, a seconda del tipo di fango e delle condizioni operative utilizzate.

In conclusione, i risultati sperimentali e l'analisi economica su fango LI e DM hanno confermato che la disidratazione elettro-assistita possa essere utilizzata sia come processo alternativo ai metodi meccanici utilizzati convenzionalmente negli ID, sia come metodo complementare alle tradizionali nastropresse e centrifughe. L'elevato contenuto di SS raggiunto e il conseguente risparmio nei costi di smaltimento conferiscono al processo EDW un grande interesse su scala commerciale.

#### 5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

APHA/AWWA/WEF, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Stand. Methods 541. [https://doi.org/ISBN\\_9780875532356](https://doi.org/ISBN_9780875532356)

Barton W.A., Miller S.A., Veal C.J., 1999. The Electrodeposition of Sewage Sludges. Dry. Technol. 17, 498-522. <https://doi.org/10.1080/07373939908917548>

Bertanza G., Canato M., Laera G., Tomei M.C., 2014. Methodology for technical and economic assessment of advanced routes for sludge processing and disposal. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 7190-7202. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3088-0>

Bluemink E.D., Van Nieuwenhuijzen A.F., Wypkema E., Uijterlinde C.A., 2016. Bio-plastic (poly-hydroxy-alkanoate) production from municipal sewage sludge in the Netherlands: A technology push or a demand driven process? Water Sci. Technol. 74. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.191>

Caputo A., Sarti C., 2015. Fattori di emissione di CO<sub>2</sub> atmosferica e sviluppo delle fonti rinnovabili nel settore elettrico, ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. <https://doi.org/978-88-448-0695-8>

Citeau M., Larue O., Vorobiev E., 2011. Influence of salt, pH and polyelectrolyte on the pressure electro-dewatering of sewage sludge. Water Res. 45, 2167-2180. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.01.001>

Citeau M., Olivier J., Mahmoud A., Vaxelaire J., Larue O., Vorobiev E., 2012. Pressurised electro-osmotic dewatering of activated and anaerobically digested sludges: Electrical variables analysis. Water Res. 46, 4405-4416. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.053>

Drusiani R., 2017. L'utilità di un approccio aperto per la valorizzazione dei fanghi di depurazione, in: Ecomondo. Rimini.

EPA, 1987. Design Manual – Dewatering Municipal Wastewater Sludges.

European Parliament and Council, 2000. Directive 2000/76/EC on the Incineration of Waste. Off. J. Eur. L 332, 91-111.

Eurostat, 2016a. Sewage sludge production and disposal [WWW Document]. URL [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env\\_ww\\_spd&lang=en](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_ww_spd&lang=en)

Eurostat, 2016b. Electricity prices for non-household consumers [WWW Document].

Feng J., Wang Y.L., Ji X.Y., 2014. Dynamic changes in the characteristics and components of activated sludge and filtrate during the pressurized electro-osmotic dewatering process. Sep. Purif. Technol. 134, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.07.019>

Flaga A., 2006. Sludge Drying, in: Polish-Swedish-Ukrainian Seminar Research and Application of New Technologies in Wastewater Treatment and Municipal Solid Waste Disposal in Ukraine, Sweden and Poland. pp. 73-82.

Gingerich I., Neufeld R.D., Thomas T.A., 1999. Electroosmotically Enhanced Sludge Pressure Filtration. Water Environ. Res. 71, 267-276.

Gronchi P., Canziani R., Brenna A., Visigalli S., Colominas C., Montalà F., Cot V., Stradi A., Ferrari G., Diaz C., Fuentes G.G., Georgiadis A., 2017. Electrode surface treatments in sludge electro-osmosis dewatering. Mater. Manuf. Process. 32, 1265-1273. <https://doi.org/10.1080/10426914.2017.1279313>

Guo X., Wang Y., Wang D., 2017. Permanganate/bisulfite (PM/BS) conditioning-horizontal electro-dewatering (HED) of activated sludge: Effect of reactive Mn(III) species. Water Res. 584-594. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.027>

Heimerson S., Svanström M., Cederberg C., Peters G., 2017. Improved life cycle modelling of benefits from sewage sludge anaerobic digestion and land application. Resour. Conserv. Recycl. 122, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.016>

- Lee J., Shin H., Park C., Lee C., Lee J., Kim S., 2001. Performance Evaluation of Electrodewatering System for Sewage Sludges. *Korean J. Chem. Eng.* 19, 41-45.
- Mahmoud A., Hoadley A.F.A., Citeau M., Sorbet J.M., Olivier G., Vaxelaire J., Olivier J., 2018. A comparative study of electro-dewatering process performance for activated and digested wastewater sludge. *Water Res.* 129, 66-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.063>
- Mahmoud A., Hoadley A.F.A., Conrardy J.-B., Olivier J., Vaxelaire J., 2016. Influence of process operating parameters on dryness level and energy saving during wastewater sludge electro-dewatering. *Water Res.* 103, 109-123. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.016>
- Mahmoud A., Olivier J., Vaxelaire J., Hoadley A.F.A., 2011. Electro-dewatering of wastewater sludge: Influence of the operating conditions and their interactions effects. *Water Res.* 45, 2795-2810. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.02.029>
- Mahmoud A., Olivier J., Vaxelaire J., Hoadley A.F.A., 2010. Electrical field: A historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering. *Water Res.* 44, 2381-2407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.033>
- Mills N., Pearce P., Farrow J., Thorpe R.B., Kirkby N.F., 2014. Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste Manag.* 34, 185-195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.024>
- Olivier J., Conrardy J.-B., Mahmoud A., Vaxelaire J., 2015. Electro-dewatering of wastewater sludge: An investigation of the relationship between filtrate flow rate and electric current. *Water Res.* 82, 66-77. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.006>
- Olivier J., Mahmoud A., Vaxelaire J., Conrardy J.-B., Citeau M., Vorobiev E., 2014. Electro-Dewatering of Anaerobically Digested and Activated Sludges: An Energy Aspect Analysis. *Dry. Technol.* 32, 1091-1103. <https://doi.org/10.1080/07373937.2014.884133>
- Rulkens W., 2008. Sewage sludge as a biomass resource for the production of energy: Overview and assessment of the various options. *Energy and Fuels* 22, 9-15. <https://doi.org/10.1021/ef700267m>
- Sanin F.D., Clarkson W.W., Vesilind P.A., 2011. *Sludge Engineering: The Treatment and Disposal of Wastewater Sludges*. DEStech Publications, Inc, Lancaster, Pennsylvania.
- Saveyn H., 2005. Modelling and Optimization of Sludge Conditioning and Electric Field Assisted Dewatering. Ghent University.
- Saveyn H., Pauwels G., Timmerman R., Van Der Meeren P., 2005. Effect of polyelectrolyte conditioning on the enhanced dewatering of activated sludge by application of an electric field during the expression phase. *Water Res.* 39, 3012-3020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.002>
- Skinner S.J., Studer L.J., Dixon D.R., Hillis P., Rees C.A., Wall R.C., Cavalida R.G., Usher S.P., Stickland A.D., Scales P.J., 2015. Quantification of wastewater sludge dewatering. *Water Res.* 82, 2-13. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.045>
- Tuan P.-A., Jurate V., Mika S., 2008. Electro-Dewatering of Sludge Under Pressure and Non-Pressure Conditions. *Environ. Technol.* 29, 1075-1084. <https://doi.org/10.1080/09593330802180294>
- Visigalli S., Gronchi P., Turolla A., Brenna A., Colominas C., Fuentes G.G., Canziani R., 2016. Electro-osmotic dewatering of sewage sludge: preliminary results, in: *FILTECH*. pp. 1-13.
- Visigalli S., Turolla A., Gronchi P., Canziani R., 2017a. Performance of electro-osmotic dewatering on different types of sewage sludge. *Environ. Res.* 157, 30-36. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.015>
- Visigalli S., Turolla A., Gronchi P., Canziani R., 2017b. Influence of sludge characteristics on pressure-driven electro-dewatering of stabilized sewage sludge, in: *SLUDGE-TECH*. pp. 1-12.
- Visigalli S., Turolla A., Zhang H., Gronchi P., Canziani R., 2017c. Assessment of pressure-driven electro-dewatering as a single-stage treatment for stabilized sewage sludge. *J. Environ. Chem. Eng.* 5, 6122-6131. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.11.034>
- Wang J.Y., Zhang D.S., Stabnikova O., Tay J.H., 2005. Evaluation of electrokinetic removal of heavy metals from sewage sludge. *J. Hazard. Mater.* 124, 139-146. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.04.036>
- Weng C.H., Lin Y.T., Yuan C., Lin Y.H., 2013. Dewatering of bio-sludge from industrial wastewater plant using an electrokinetic-assisted process: Effects of electrical gradient. *Sep. Purif. Technol.* 117, 35-40. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.06.013>
- Yang G.C.C., Chen M.C., Yeh C.F., 2011. Dewatering of a biological industrial sludge by electrokinetics-assisted filter press. *Sep. Purif. Technol.* 79, 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.02.012>
- Yoshida H., Kitajyo K., Nakayama M., 1999. Electroosmotic Dewatering Under A. C. Electric Field With Periodic Reversals of Electrode Polarity. *Dry. Technol.* 17, 539-554. <https://doi.org/10.1080/07373939908917550>
- Yu W., Yang J., Wu X., Gu Y., Xiao J., Yu J., Shi Y., Wang J., Liang S., Liu B., Hou H., Hu J., 2017. Study on dewaterability limit and energy consumption in sewage sludge electro-dewatering by in-situ linear sweep voltammetry analysis. *Chem. Eng. J.* 317, 980-987. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.137>
- Yu X., Zhang S., Xu H., Zheng L., Lü X., Ma D., 2010. Influence of filter cloth on the cathode on the electroosmotic dewatering of activated sludge. *Chinese J. Chem. Eng.* 18, 562-568. [https://doi.org/10.1016/S1004-9541\(10\)60259-5](https://doi.org/10.1016/S1004-9541(10)60259-5)
- Yuan C., Weng C.H., 2003. Sludge dewatering by electrokinetic technique: Effect of processing time and potential gradient. *Adv. Environ. Res.* 7, 727-732. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00030-8](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00030-8)
- Zhan T.L.T., Zhan X.J., Feng Y., Chen P., 2016. Electrokinetic Dewatering of Sewage Sludge with Fixed and Moving Electrodes: Attenuation Mechanism and Improvement Approach. *J. Environ. Eng.* 142, 1-11. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001016](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001016)
- Zhou J., Liu Z., She P., Ding F., 2001. Water Removal From Sludge in a Horizontal Electric Field. *Dry. Technol.* 19, 627-638. <https://doi.org/10.1081/DRT-100103939>

## RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca ha ricevuto finanziamenti dal *Seventh Framework Programme* dell'Unione Europea nell'ambito del progetto n. 611593 "SLUDGEtreat" e del Progetto LIFE "ELECTRO-SLUDGE" n. ENV/IT/000039. Gli autori desiderano ringraziare Gruppo CAP per aver fornito i campioni di fanghi e Industrie De Nora Spa per aver fornito l'elettrodo in DSA®.



# INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2018 è sostenuta da:



Veolia Water Technologies Italia S.p.A.



INGEGNERIA  
DELL'AMBIENTE



N. 1/2018



**UNICALCE**

*Innoviamo la tradizione*



**RICREA**

CONSORZIO NAZIONALE RICICLO  
E RECUPERO IMBALLAGGI ACCIAIO



**ecopneus**

il futuro dei pneumatici fuori uso, oggi



**EchOsid**

Ingegneria e Impianti srl

**STADLER®**  
STADLER ITALIA S.r.l.



**ALLEGRI**  
ecologia  
trattamento acque



**comieco**

Consorzio Nazionale Recupero e Riciclo  
degli Imballaggi a base Cellulosica



**PASSAVANT**  
IMPIANTI<sub>s.p.a.</sub>

progettazione e costruzione impianti trattamento acque, fanghi e rifiuti



**SEAM**  
engineering

l'acqua e l'ambiente

[www.ingegneria  
dellambiente.net](http://www.ingegneria<br/>dellambiente.net)

