4

TECNOLOGIE E LINEE TECNOLOGICHE PER L'ABBATTIMENTO E LA VALORIZZAZIONE DELL'AZOTO CONTENUTO NEGLI EFFLUENTI DI ALLEVAMENTO

Indice

4 Tecnologie e linee tecnologiche per l'abbattimento e la valorizzazione dell'azoto contenuto negli effluenti di allevamento

4.1 Trattamenti Conservativi » 70
4.1.1 Attrezzature di separazione Liquido/Solido » 70
4.1.2 Trattamenti di ultrafiltrazione e osmosi inversa » 71
4.1.3 Trattamenti di concentrazione sotto vuoto » 74
4.1.4 Trattamenti di essiccazione del digestato e di complessazione con acido solforico » 77
4.1.5 Trattamento di strippaggio a caldo della frazione liquida del digestato » 78
4.1.6 Trattamento di filtrazione e strippaggio della frazione liquida del digestato con recupero di ammonio solfato » 80
4.1.7 Trattamenti finalizzati alla valorizzazione commerciale delle deiezioni avicole » 81
4.1.7.1 Stoccaggio controllato » 81
4.1.7.2 Trattamento di essiccazione previa estrusione » 82
4.1.8 Trattamento di digestione anaerobica » 83
4.2 Trattamenti Riduttivi » 84
4.2.1 Trattamenti biologici di nitro-denitrificazione » 84
4.2.2 Gli impianti pilota di rimozione biologica » 87
4.2.3 Test di deammonificazione » 89
4.2.4 Trasformazione degli effluenti di allevamento e del digestato in materiale palabile con riduzione dell'azoto » 90
4.2.4.1 Trattamento di essiccazione del digestato a valle » 93
4.2.5 Gestione della lettiera di un allevamento di polli da carne attraverso la combustione in impianto di termovalorizzazione » 94
4.3 Altre forme di gestione integrata degli effluenti di allevamento » 95
4.3.1 Valutazione tecnico-economica di impianti mobili esistenti » 95
4.3.2 Utilizzo impianti di depurazione dismessi » 99
4.4 La Valorizzazione Energetica » 101
4.4.1 La co-digestione anaerobica degli effluenti di allevamento ed altri substrati come mezzo di massimizzazione delle rese energetiche per il controllo dell'azoto nel digestato » 101
4.4.2 Considerazioni generali sui risultati della sperimentazione a scala pilota inerente la digestione anaerobica di reflui zootecnici, energy crops e residui agroindustriali » 104
4.5 Tecniche di Fitodepurazione » 105
4.5.1 Le *contructed wetlands* » 105
4.5.2 Le Aree Forestali di Infiltrazione (AFI) » 107
4.5.3 Aree Filtro Forestali (AFF) » 110
4.6 Valutazioni economiche » 113
4.6.1 Analisi economica multicriterio » 113
4.6.2 Analisi di reattività delle variabili sensibili » 121

Autori

R. Chiumenti *(referente scientifico)* A. Chiumenti;
S. Guercini *(referente scientifico)*, C. Rumor;
F. Cecchi, P. Pavan, P. Battistoni *(referenti scientifici)*,
D. Bolzonella, F. Fatone, C. Cavinato;
P. Giandon *(referente scientifico)*, S. Zennaro (Par. 4.3.2);
M. Borin *(referente scientifico)*, M. Politeo (Par. 4.5.1);
B. Gumiero *(referente scientifico)*, B. Boz (Par. 4.5.2 e 4.5.3);
D. Pettenella *(referente scientifico)*, M. Cai, D. Gallo (Par. 4.6).

4 Tecnologie e linee tecnologiche per l'abbattimento e la valorizzazione dell'azoto contenuto negli effluenti di allevamento

È ormai noto a tutti come le limitazioni sui quantitativi di azoto di origine zootecnica distribuibili in campo stiano penalizzando in modo particolare gli allevatori le cui unità produttive insistono in territori ad elevata densità zootecnica, tanto più se i terreni utilizzati per la distribuzione agronomica degli effluenti risultano qualificati come Vulnerabili ai Nitrati.
Il problema nasce dalla diffusa presenza, in ambiti geografici ristretti, di allevamenti "senza terra" o con una insufficiente dotazione di terreni posti ad una distanza economicamente sostenibile dall'allevamento nei quali attuare un corretto utilizzo agronomico delle deiezioni e dell'azoto in esse contenuto.
È il caso in particolare degli allevamenti di avicoli da uova e da carne e di suini, che ricorrono prevalentemente all'approvvigionamento alimentare extra-aziendale, per i quali pertanto non è strettamente necessario disporre di terreni per la coltivazione delle materie prime.
In questi ambiti, il reperimento di terreni su cui effettuare la distribuzione si traduce in un consistente aumento dei costi, diretti e indiretti, di tale operazione, spesso ben oltre i limiti della convenienza economica (per l'eccessiva distanza dal centro aziendale) e senza la sicurezza della disponibilità di tali superfici nel tempo.
Ne deriva la necessità di una gestione alternativa degli effluenti all'utilizzo agronomico diretto, con ricorso a trattamenti che siano in grado di ridurre sensibilmente la quota di azoto da impiegare sui terreni aziendali e di rendere sostenibile anche il trasferimento a terreni extra-aziendali.
I trattamenti sull'effluente d'allevamento (EA), sia che si tratti di *materiale palabile* che *non palabile*, si possono classificare in due categorie, *conservativi* e *riduttivi* nei confronti dei nutrienti contenuti, in primis azoto e fosforo.
Con riferimento ai *materiali palabili* (letame, frazioni solide separate e deiezioni avicole), allo stato attuale i processi si risolvono essenzialmente nel trattamento distruttivo di combustione/termovalorizzazione e nei trattamenti conservativi di stoccaggio controllato, compostaggio/biostabilizzazione aerobica, a cui si possono aggiungere processi di rifinitura quali la pelletizzazione/estrusione e similari.
Al contrario, per i *materiali non palabili* (liquami e digestato) il ventaglio di tecnologie è molto più ampio.

Nella categoria dei *trattamenti conservativi* rientrano ad esempio la separazione liquido/solido (L/S), la filtrazione su membrane, l'evaporazione sotto-vuoto, lo strippaggio, la digestione anaerobica.
Eccezion fatta per la digestione anaerobica, che lascia invariato sia il tenore in nutrienti che il volume dell'effluente, i trattamenti conservativi agiscono ripartendo i nutrienti in una frazione concentrata a volume ridotto, che può essere esportata e valorizzata sul mercato dei concimi organici, oppure può avere una destinazione agronomica, con il vantaggio di aver ridotto il volume e di conseguenza i costi per il trasporto sui terreni. Questa tipologia di trattamenti non consentono quindi un'eliminazione dei nutrienti, bensì una loro dislocazione in prodotti diversi: in questo modo si riescono a confinare, in parte o totalmente, gli elementi nutritivi in determinate frazioni, più facilmente gestibili dal punto di vista tecnico ed ambientale.
Al termine di un completo processo di trattamento degli EA si effettuerà il riutilizzo dei prodotti totalmente depurati e la valorizzazione di altri che hanno acquisito un potenziale agronomico elevato grazie alla concentrazione di elementi organici nutritivi e al ridotto volume che li caratterizza, rispetto ai materiali di partenza da cui hanno avuto origine.

I *trattamenti riduttivi*, che per gli effluenti non palabili sono riconducibili ai processi di rimozione biologica dell'azoto e per i palabili alla termovalorizzazione, riducono il tenore in azoto, trasformandolo prevalentemente in azoto molecolare gassoso, gas inerte in atmosfera.
Nel caso dei processi biologici, il volume del refluo resta invariato, nel caso della termovalorizzazione si ha la riduzione dell'80-90% della massa iniziale.

Le tecnologie/linee tecnologiche che sono state analizzate dalle Unità Operative di progetto (*Unità Operativa Prof. Chiumenti*, *Unità Operativa Prof. Guercini*, *Unità Operativa Prof. Cecchi, Pavan e Battistoni*) sono di seguito schematizzate in tabella 1.

Tabella 1 – Tecnologie e linee tecnologiche analizzate

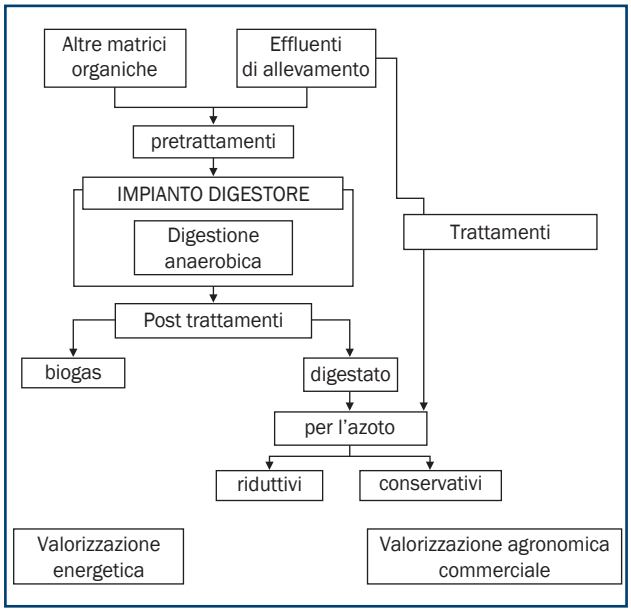
TIPOLOGIA DI EFFLUENTE	TIPOLOGIA DI TRATTAMENTO	
	CONSERVATIVO	RIDUTTIVO
PALABILI	o Stoccaggio controllato in concimaia aziendale delle deiezioni avicole o Estrusione ed essiccazione delle deiezioni avicole	o Combustione/termovalorizzazione delle lettiere avicole
NON PALABILI	o Separazione liquido/solido o Ultrafiltrazione e osmosi inversa o Evaporazione sotto-vuoto o Concentrazione sotto-vuoto o Strippaggio dell'ammoniaca o Digestione anaerobica tradizionale o Digestione anaerobica "a secco"	o Trattamenti di nitro-denitro o Gestione consortile degli effluenti tramite trattamento biologico di nitrificazione-denitrificazione e compostaggio della frazione solida separata o Trattamenti biologici innnovativi via nitrito o Trattamento biologico di deammonificazione o Trasformazione degli effluenti di allevamento in materiale palabile o Aree filtro forestali (AFF) o Sistema ibrido di fitodepurazione (SIF)

Le soluzioni per il trattamento degli EA rappresentano un costo per l'imprenditore agricolo sia che siano dedicati al recupero che alla rimozione dell'azoto. Si tratta spesso di tecnologie nate nel settore dell'industria e dell'agro-industria e, nel trasferimento della tecnologia dal settore di origine a quello zootecnico si rendono necessari dei ri-adattamenti al processo, anche dal punto di vista tecnico-costruttivo. A volte questo passaggio è già stato concluso, altre volte è ancora in atto e si hanno pertanto *diversi gradi di sviluppo della tecnologia*.

Diverso è anche il *livello di sostenibilità economica* delle varie tipologie di trattamento degli effluenti. Il sostegno economico per questi processi di trattamento può venire da forme di *valorizzazione energetica* a monte o da forme di *valorizzazione agronomica* a valle dei trattamenti.

In particolare il trattamento che consente un ritorno diretto in termini economici, sfruttando la natura chimica dei reflui, è la Digestione Anaerobica (DA). La digestione infatti può rendere sostenibile la progettazione di un complesso impianto di trattamento garantendo, a monte di questo, un recupero energetico ed economico importante. Questa soluzione sta rappresentando una grande opportunità per il mondo agricolo, grazie agli incentivi statali alla produzione di energia (elettrica e termica) da fonti rinnovabili, anche se di per sé il processo non cambia nulla in ordine al problema azoto.

Figura 1 – Gestione degli effluenti di allevamento



Tra i nutrienti, oltre che all'azoto viene prestata attenzione anche al fosforo.

Sebbene non ancora ufficialmente sottoposto a regolamentazione come l'azoto, il fosforo è infatti oggetto delle nuove politiche comunitarie di gestione degli effluenti zootecnici (Managing Livestock Manure for Sustainable Agricolture –Wageningen, 2010). Il fosforo infatti, prima ancora dell'azoto, è causa di eutrofizzazione delle acque superficiali nelle aree ad alta densità zootecnica, dove gli effluenti vengono distribuiti in quantità superiori alle reali necessità di fertilizzazione dei terreni. Inoltre, le fonti minerarie da cui viene estratto stanno progressivamente diminuendo quindi si è evidenziata negli ultimi anni la necessità di aumentare la quota di riciclo per diminuire la pressione sulla materia prima. Contrariamente all'azoto, che può essere sia recuperato che eliminato dal ciclo biologico come azoto molecolare, il controllo del fosforo contenuto negli EA passa unicamente attraverso la sua ripartizione/concentrazione in una frazione solida separata o comunque concentrata a volume ridotto e la sua successiva esportazione.

Nell'ambito del Progetto RiduCaReflui sono stati presi in esame 34 impianti/casi di studio il cui monitoraggio ha permesso di valutare l'efficienza di diverse tecnologie, molte delle quali innovative e/o emergenti, finalizzate al controllo dei nutrienti (azoto e fosforo). Obiettivo della sperimentazione è stato quello di valutarne l'affidabilità, l'efficienza di processo, i costi di gestione e di investimento e le ricadute ambientali, in termini di emissioni e sottoprodotti derivati, nonché i vantaggi che possono offrire all'allevatore nella gestione complessiva degli EA in conformità con quanto previsto dalle normative vigenti in materia (Direttiva 91/676/CEE e IPPC 96/61/CE, Direttiva Reg. (CE) 1069/2009, D.Lgs. 152/2006).

Le tipologie e gli impianti di trattamento analizzati sono quelli elencati nella tabella 2.

Tabella 2 – Tipologie ed impianti di trattamento monitorati nell'ambito del Progetto RiduCaReflui

Trattamento	Lastrup (Germania)	Terrassa Padovana (PD)	Teglio Veneto (VE)	Marcon (VE)	Castelleone (CR)	Castel Gabbiano (CR)	Inwil (Svizzera)	Caravaggio (BG)	Margarita (CN)	Bosco Chiesanuova (VR)	Vescovato (CR)	Montefalco (PG)	S. Maria di Zevio (VR)	San Canzian d'Isonzo (GO)	Plouvien (Francia)	Limena (PD)	Bosco di Zevio (VR)	Ronco all'Adige (VR)	Buttapietra (VR)	Este (PD)	Ospedaletto Euganeo (PD)	Carceri (PD)	San Zenone degli Ezzelini (TV)	Quisitello (MN)	Cordignano (TV)	Cartigliano (VI)	Valeggio sul Mincio (VR)	Minerbe (VR)	Campo Tures (BZ)	Treviso	Manerbio (BS)	Remedello (BS)
Separazione L/S	x	x	x	x	x	x																										
Ultra-filtrazione e osmosi inversa	x			x	x		x									x																
Essiccazione del digestato				x				x																								
Evaporazione sotto-vuoto		x																														
Nitro-Denitro									x						x																	
Nitro-Denitro SBR																														x		
Nitro-Denitro SBR/MBR																														x		
Digestione anaerobica wet		x	x	x				x																			x	x	x	x		
Digestione anaerobica a secco														x																		
Digestione anaerobica con inoculo													x																			
Trasformazione di EA e digestato in materiale palabile con riduzione dell'azoto						x				x	x	x																				
Stoccaggio controllato delle deiezioni avicole																	x	x	x	x	x	x	x	x	x							
Estrusione ed essiccazione delle deiezioni avicole																										x						
Combustione lettiere avicole																									x							
Strippaggio a caldo																															x	
Strippaggio a freddo																																x

Legenda:

- Siti monitorati dall'U.O. 5.1.1 Referente scientifico Prof. Roberto Chiumenti
- Siti monitorati dall'U.O. 5.1.2 Referente scientifico Prof. Stefano Guercini
- Siti monitorati dall'U.O. 5.1.3 Referenti scientifici Prof. Franco Cecchi, Prof. Paolo Pavan, Prof. Paolo Battistoni

4.1 Trattamenti Conservativi

Tra i trattamenti conservativi, analizzati per singola tecnologia e/o in filiera, di seguito si presentano i principali risultati dell'attività di ricerca delle Unità Operative di progetto che hanno affrontato le tematiche relative a "*Analisi di tecnologie innovative atte a valorizzare e/o ridurre l'apporto di nutrienti, con particolare riferimento all'azoto, e valutazione della sostenibilità tecnico-economica*".

4.1.1 Attrezzature di separazione Liquido/Solido

Per quanto concerne gli impianti di separazione Liquido/Solido (L/S) *del digestato* (Figura 2), è stato verificato il livello di separazione operato da diverse tipologie di attrezzature presenti sul mercato, anche poste in serie, su digestato proveniente da impianti di biogas alimentati con differenti biomasse, tra le quali liquami bovini, suinicoli e insilato di mais. In particolare l'attenzione è stata rivolta alla valutazione dell'efficienza di separazione e alla ripartizione dell'azoto e del fosforo tra frazione solida e quella chiarificata.

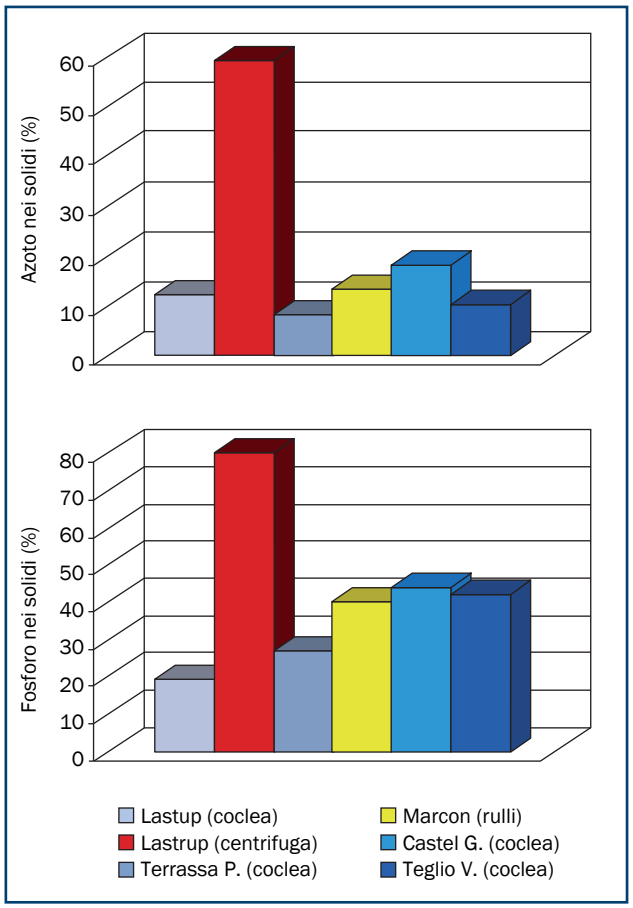
Figura 2 – Separazione liquido/solido: 1) separatore a compressione elicoidale, 2) centrifuga

I risultati confermano come la separazione L/S rappresenti una tecnologia di semplice gestione, che consente, in generale, di operare una blanda separazione dell'azoto. L'efficienza di separazione varia notevolmente in base alla tipologia di attrezzatura ed in particolare se si opera con vagliatura (separazione dimensionale) o con centrifugazione (separazione per differenza di peso specifico) e al tipo di prodotto trattato, tanto che una stessa attrezzatura può presentare prestazioni molto diverse con matrici differenti. Le numerose prove effettuate hanno in parte confermato i dati bibliografici esistenti, ma anche evidenziato come non siano definibili standard di processo per il digestato, come invece avviene per i liquami tal quali.

I separatori a compressione elicoidale e a cilindro rotante a rulli di compressione (separatori a media efficienza) hanno dimostrato un'efficienza di separazione analoga, ma con livelli di abbattimento contenuti, soprattutto per l'azoto e con range di valori molto ampio: dell'8-18% per l'azoto e 19-44% per il fosforo rilevati con il separatore a compressione elicoidale e del 13% per l'azoto e 40% del fosforo rilevati con impianto di separazione a tamburo rotante con rulli.

La centrifugazione ha fornito prestazioni migliori, con trasferimento nella frazione solida fino al 60% dell'azoto e all'80% del fosforo in input nel processo (Figura 3); anche in questo caso sono stati rilevati valori sensibilmente diversi tra impianto e impianto.

Figura 3 – Diagramma della resa di separazione dell'azoto (a) e del fosforo (b) in termini di percentuale sul flusso in input



I risultati particolarmente positivi ottenuti con l'utilizzo del separatore centrifugo (non a caso questa tipologia di separazione è inserita tra quelle ad alta efficienza) vanno valutati, comunque, tenendo presente che negli impianti oggetto di monitoraggio tale attrezzatura era inserita in un complesso schema di trattamento, operando a valle del separatore a coclea e a monte del processo di filtrazione a membrane. Gli elevati rendimenti di separazione, infatti, vanno sicuramente ricondotti all'utilizzo di flocculanti ed anche al flusso di ricircolo proveniente dalla fase di filtrazione.
In termini di separazione di nutrienti (Tabella 3) il sistema a multi-stadio di separazione ha determinato le migliori efficienze con il trasferimento alla frazione solida del 71% dell'azoto (12% da compressione elicoidale e 59% da centrifuga) e della quasi totalità del fosforo (20% dalla compressione elicoidale e 80% dalla centrifuga).
Con il solo trattamento di centrifugazione del digestato, si sono ottenuti valori molto inferiori, che non superano il 30% di azoto confinato nella frazione solida. Anche in questo caso le matrici in entrata all'impianto di biogas e di conseguenza la tipologia di digestato si sono dimostrati fattori determinanti per l'efficienza di separazione dei nutrienti.

Tabella 3 – Schematizzazione dei risultati ottenuti dal monitoraggio

		RIPARTIZIONE NELLA FRAZIONE SOLIDA (%)			
Impianto	**Tecnologia di separazione**	**Massa t.q. (%)**	**ST (%)**	**N (%)**	**P (%)**
Lastrup (DE)	Separazione meccanica digestato con vaglio cilindrico con coclea di compressione dei solidi (FAN)	9	25	11-13	19-20
	Centrifugazione con decanter a tamburo cilindrico conico ad asse di rotazione orizzontale (PIERALISI)	26	31	57-61	79-81
Terassa Padovana (PD)	Separazione meccanica digestato con separatore a compressione elicoidale (CRI-MAN)	6	20	8	27
Marcon (VE)	Separazione meccanica digestato con separatore a cilindri rotanti (DODA)	11	31	13	40
Castel Gabbiano (CR)	Separazione meccanica digestato con separatore a compressione elicoidale (WAM)	14	53	18	44
Teglio Veneto (VE)	Separazione meccanica digestato con separatore a compressione elicoidale (CRI-MAN)	10	41	10	42

Appare anche evidente che la sola separazione liquido/solido non può essere considerato processo risolutivo se non in limitati casi. Il ruolo più importante è quello di pre-trattamento in processi nei quali occorra operare con effluenti a basso contenuto di solidi sospesi.
La scelta della tipologia di separatore va dunque effettuata in base al livello di separazione richiesto dal processo a valle.
Una separazione liquido/solido ad alta efficienza appare essenziale a monte di processi biologici di nitrificazione-denitrificazione, di trattamenti a membrane e dell'evaporazione sottovuoto (*rif. Unità Operativa: prof. Chiumenti*).

4.1.2 Trattamenti di ultrafiltrazione e osmosi inversa

Valutazioni a parte meritano gli **impianti di trattamento del digestato con ultrafiltrazione e osmosi inversa**, i quali utilizzano tecnologie di filtrazione a membrane che consentono di ottenere una chiarificazione spinta del digestato. Il prodotto finale, il permeato, possiede caratteristiche tali da poter prevedere, in linea teorica, lo scarico in acque superficiali. Il processo di filtrazione determina, inoltre, la produzione di una o più frazioni concentrate ad elevato tenore di nutrienti.
Il processo risulta complesso (Figura 4) e richiede approfonditi studi di progettazione e messa a punto sul campo dato che questa tipologia di impianto necessita di una qualità del fluido da trattare quali-quantitativamente ben definita.
Il monitoraggio è stato condotto su impianti in scala reale annessi ad impianti di digestione anaerobica di reflui zootecnici e biomasse vegetali (Lastrup - Germania), e di reflui zootecnici e frazione organica del rifiuto solido urbano (Inwill – Svizzera). Lo studio è stato indirizzato alla determinazione del bilancio dei flussi in entrata e uscita, sia in termini di massa che di azoto e fosforo, attraverso la valutazione delle caratteristiche qualitative degli input e output delle diverse sezioni dell'impianto

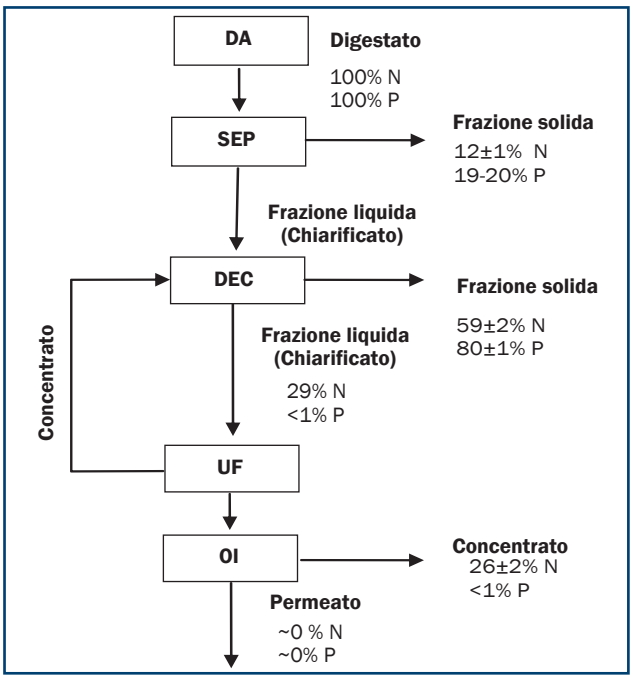
Figura 4 – Ultrafiltrazione, osmosi inversa in sistema multi-stadio di trattamento: 1) separazione liquido/solido con separatore a compressione elicoidale, 2) separazione con centrifuga decanter, 3) ultrafiltrazione, 4) osmosi inversa

Di seguito si riporta una sintesi dei risultati ottenuti nell'impianto di Lastrup, per il quale si dispone di un quadro conoscitivo esauriente, riferito al funzionamento dell'impianto a regime. Nella tipologia d'impianto studiata è prevista una linea di trattamento multi-stadio composta da: fase iniziale di separazione liquido/solido con separatore a compressione elicoidale, centrifugazione, seguita dalla fase di ultrafiltrazione ed osmosi inversa (Figura 5). I risultati ottenuti nel corso dei monitoraggi confermano una standardizzazione nell'impostazione progettuale e conseguentemente una discreta uniformità di prestazioni.

La massa di prodotto trattata è stata trasformata per il 48% in permeato, caratterizzato da un ridotto contenuto di solidi, il 35% della massa trattata è stata trasformata in frazione solida nelle fasi di pretrattamento ed il restante 17% in concentrato dall'osmosi.

In termini di rimozione dell'azoto, la fase di pre-trattamento (separazione e centrifugazione) ha fornito risultati significativi, con il 70% circa di confinamento del nutriente nella frazione solida. Tale risultato è ascrivibile soprattutto alla centrifuga (59% di abbattimento contro il 12% del separatore a compressione elicoidale) grazie anche all'utilizzo di flocculanti. La restante frazione dell'azoto è presente nel concentrato in uscita dall'osmosi inversa.

Figura 5 – Flusso dell'azoto e fosforo totale attraverso l'impianto di trattamento del digestato: DA (digestione anaerobica), SEP (separazione liquido/solido), DEC (centrifugazione con decanter), UF (ultrafiltrazione), OI (osmosi inversa)



Complessivamente il processo si è dimostrato particolarmente efficiente sia riguardo alla rimozione dell'azoto che del fosforo. Si è rilevata, infatti, una loro rimozione pressoché totale dall'effluente liquido, dato che la frazione chiarificata, il permeato, presenta 0,085 g/l di azoto, quantità non significative di fosforo e un contenuto di solidi di 1,3 g/l (Figura 6).
La possibilità di scaricare l'effluente finale in acque superficiali appare potenzialmente raggiungibile ma si ritiene più prudenziale prevederne un utilizzo aziendale. Nell'azienda di prova il permeato viene utilizzato per la pulizia della porcilaia e in parte per la diluizione della biomassa vegetale immessa nei digestori anaerobici.

Figura 6 – Particolare degli output liquidi delle diverse fasi di trattamento, rispettivamente, da sinistra: effluente dal separatore, chiarificato centrifuga, permeato ultra-filtrazione, permeato osmosi

Per questo processo la spesa energetica risulta dell'ordine di 20-25 kWh/m^3 di digestato trattato ed il costo complessivo del trattamento si aggira attorno a 10 €/m^3, di cui 3 €/m^3 almeno per i flocculanti e per prodotti di pulizia delle membrane: si tratta di costi elevati, di cui occorre verificare la sostenibilità economica.
Il costo di un impianto con una capacità di lavoro di 60/70 m^3 di digestato al giorno si aggira indicativamente attorno a 1.000.000 di euro.
Anche questo processo costituisce una soluzione "conservativa", che non determina una effettiva riduzione dell'azoto, bensì una sua concentrazione nella frazione solida: appare quindi evidente la necessità di trasferire i solidi separati ad altra azienda agricola o ad un impianto di trasformazione degli stessi in fertilizzante. A tal fine si auspica che vengano quanto prima definiti legislativamente possibilità e limiti dell'utilizzo agronomico di questi prodotti derivati dai trattamenti del digestato (*rif. Unità Operativa: prof. Chiumenti*).

Un'altra esperienza sull'**uso delle membrane** (in questo caso specifico micro e ultrafiltrazione) è stata condotta con un modulo a "membrane rotanti" (Figura 7), messo a disposizione dalla ditta Eurotec WTT presso l'Azienda Agricola Tosetto di Limena (PD), che tratta la frazione liquida ottenuta dalla separazione L/S di un digestato da effluenti zootecnici e insilati.
Il monitoraggio ha avuto come obiettivo la verifica delle prestazioni del modulo in termini di capacità di filtrazione, ripartizione dell'azoto tra il permeato e il retentato, affidabilità del trattamento nel tempo.
L'unità di filtrazione risulta costituita da una camera a pianta circolare contenente 6 pacchetti filtranti disposti ai vertici di un esagono; ciascun pacchetto è costituito da una pila di 8 piastre di materiale filtrante di tipo ceramico. Su ciascuna piastra il materiale filtrante è presente su entrambe le facce, mentre al suo interno vi sono dei canali di drenaggio e raccolta del permeato che convergono verso un collettore centrale.

Figura 7 – Una veduta dell'impianto pilota durante lo svolgimento dei test. Al centro, in colore giallo, si nota l'unità di filtrazione contenente le membrane rotanti

La superficie filtrante del modulo, ovvero dei 6 pacchetti, è di 1,5 m^2.
Durante il lavoro i 6 pacchetti sono mantenuti in rotazione e costantemente sommersi dal refluo da trattare, immesso nella camera per mezzo di una pompa di carico; così facendo si assicura un'ottimale miscelazione minimizzando nel contempo i rischi di occlusione sia degli spazi compresi tra le pareti contrapposte di due piastre contigue (7 mm) che il deposito di materiale grossolano sulla superficie filtrante.
Una parte del prodotto viene filtrato, allontanandosi definitivamente come permeato per mezzo di una tubazione presente nella parte inferiore della macchina; la parte rimanente abbandona la camera come retentato, in maniera definitiva o per esservi ricircolato a seconda della modalità operativa ritenuta più consona. Va comunque detto che questo tipo di macchine opera prevalentemente in discontinuo e con ricircolo del retentato.
Un manometro, posizionato sulla tubazione di mandata del retentato, controlla e mantiene la pressione di esercizio all'interno della camera entro valori di 2-3,5 bar.
Le prove, protrattesi per 44 giorni continuativi, sono state condotte sulla frazione liquida ottenuta dal separatore a vite continua posto a valle del digestore facendo funzionare la macchina, prima in continuo e successivamente in discontinuo.
La prima modalità è stata adottata nei primi 10 giorni del periodo di monitoraggio più che altro per testare la risposta del sistema al refluo da trattare ed individuare così tempi e modi più opportuni di funzionamento.
La seconda modalità, che ha interessato la rimanente parte del periodo di monitoraggio, ha avuto lo scopo di verificare la capacità filtrante delle membrane e, più in generale, l'affidabilità del sistema in condizioni ordinarie di lavoro.

I risultati, relativi al periodo di funzionamento in discontinuo della macchina, hanno evidenziato la capacità del sistema di produrre un retentato con un tenore in Solidi Totali (ST) del 10-11%, a partire da un contenuto medio in ST dell'influente del 4,2%.
Con questo assetto la ripartizione delle portate tra permeato e retentato è risultata rispettivamente pari al 60 e al 40% con una portata specifica minima di 5-8 l/h/m^2 di superficie filtrante.
L'azoto totale, in media, si è ripartito in misura quasi identica tra permeato (49%) e retentato (51%); l'azoto ammoniacale invece si è ripartito per il 31% nel permeato e per il 69% nel retentato (Tabella 4).

Tabella 4 – Capacità di lavoro e ripartizione media dell'azoto totale e ammoniacale nel retentato e nel permeato.

	Portata		Ripartizione %	
	(kg/h/m^2 di superficie filtrante)	(%)	TKN	N-NH4
Affluente	5-8	100	100	100
Permeato	3-4,8	60	49	31
Retentato	2-3,2	40	51	69

Il monitoraggio eseguito ha permesso di valutare come l'attrezzatura, dopo un primo periodo di taratura, si sia dimostrata affidabile per quanto concerne la regolarità dei flussi previsti ed abbia dimostrato un'efficienza di ripartizione dell'azoto superiore a quella garantita dai decanter centrifughi. Interessante risulta l'effetto di chiarificazione, utile qualora questa attrezzatura venga inserita a monte di un trattamento nitro-denitro, il quale notoriamente trae vantaggio dalla presenza di un refluo povero in solidi sospesi.
La principale criticità è legata al costo di investimento che, per il trattamento di 35-40 t/giorno di digestato con caratteristiche chimico-fisiche simili a quelle presentate dal monitoraggio, si aggira attorno ai 400.000 €, senza conteggiare i costi di sostituzione delle membrane, che incidono per circa il 10% sul costo iniziale (*rif. Unità Operativa: prof. Guercini*).

4.1.3 Trattamenti di concentrazione sotto vuoto

Il **processo di concentrazione sotto-vuoto** avviene in particolari reattori all'interno dei quali si instaura una pressione negativa tale da permettere l'evaporazione del liquido da trattare ad una temperatura inferiore a quella che caratterizza le condizioni di pressione atmosferica (circa 100 °C per l'acqua a 1 atmosfera). Il liquido sottoposto a concentrazione non è altro che la frazione chiarificata del digestato, ottenuta da separazione liquido/solido. I prodotti che si ottengono sono: il *distillato*, ottenuto dall'evaporazione e successiva condensazione per raffreddamento della matrice liquida trattata ed il *concentrato*, materiale di consistenza molto densa che tende via via a concentrarsi a mano a mano che la frazione liquida evapora. Il concentrato viene periodicamente scaricato per mezzo di apposite pompe o coclee a funzionamento discontinuo.

Le prove sperimentali di concentrazione sotto vuoto e l'attività di monitoraggio conseguente sono avvenute in due impianti pilota messi a disposizione dalla ditta Italshell presso l'Azienda Bizzoni di Caravaggio (BG) e in un impianto pilota messo a disposizione dalla ditta SAITA (PD) presso la Stalla Sociale di Terrassa Padovana (PD). Nel primo caso gli impianti erano configurati in due diverse modalità operative: una mono-stadio ed una a due stadi (Figura 8); nel secondo caso l'impianto era a singolo effetto.

Nell'impianto pilota messo a disposizione dalla ditta Italshell, presso l'allevamento suinicolo con impianto biogas dell'Azienda Bizzoni di Caravaggio (BG) la sperimentazione è stata svolta sulla frazione chiarificata del digestato ottenuta da separazione liquido/solido con separatore a media efficienza, del tipo a compressione elicoidale.
Sono state effettuate prove dapprima con pilota mono-stadio a ciclo discontinuo (camera di evaporazione/concentrazione del volume di circa 100 litri) e successivamente con un pilota bi-stadio, sempre a ciclo discontinuo. In entrambi i casi si è operato con macchine a pompa di calore. L'impianto a due stadi, è risultato costituito dal primo pilota affiancato da un secondo del volume di 50 litri, dotato di raschiatore.
Con il primo pilota si è arrivati ad una concentrazione del 15% di sostanza secca con produzione di distillato pari al 20% della massa caricata. Con il secondo stadio si è ottenuto un concentrato con sostanza secca superiore al 60%. In termini di massa il concentrato ha rappresentato il 6% del prodotto in ingresso; il distillato, di conseguenza, è risultato pari al 94% del prodotto in input (Figura 9).
Un aspetto che si è dovuto affrontare riguarda lo strippaggio dell'azoto ammoniacale; tale strippaggio si verifica come conseguenza dell'evaporazione e delle condizioni di pressione, temperatura e pH mantenuti negli impianti.
Operando a livelli di pH compresi tra 3 e 5 unità, è risultato possibile trattenere nel concentrato fino al 97% dell'azoto, limitando al 3% l'azoto nel distillato (percentuali in termini di flusso riferito all'input).

Figura 8 – Particolari dell'impianto pilota a due stadi

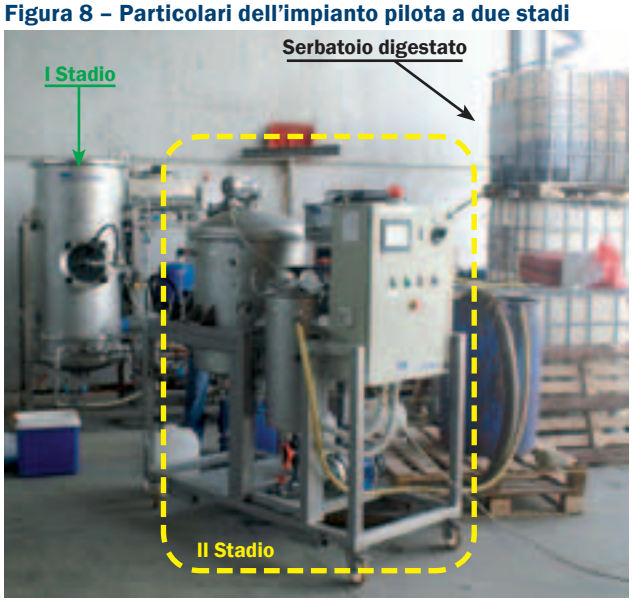
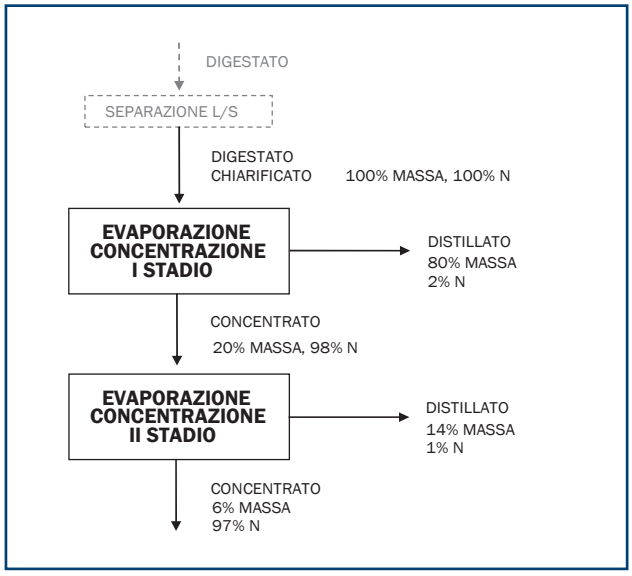


Figura 9 – Bilancio di massa dell'intero processo: dal primo stadio si ottiene circa il 20% in massa di concentrato liquido; a fine processo si ha soltanto il 6% in massa di prodotto concentrato solido. Complessivamente il distillato rappresenta il 94% della massa iniziale



La concentrazione di azoto nella frazione liquida distillata è risultata compresa tra 39 e 100 mg/l, con riferimento all'azoto totale, e tra i 24 e i 42 mg/l di azoto ammoniacale. Il concentrato è risultato avere un contenuto totale di azoto pari a circa 55 gN/kg. (Figura 10)

Per quanto concerne i costi del trattamento non si hanno indicazioni attendibili visto che si è operato con un pilota a pompa di calore con solo ricorso ad energia elettrica mentre negli impianti a scala reale, ancora in fase di ultimazione, l'energia termica necessaria viene fornita dal co-generatore.

Da approfondire è, inoltre, il problema degli odori, dato che sia il concentrato sia il distillato sono risultati di accentuato odore sgradevole.

Queste verifiche verranno effettuate su un impianto in scala reale in fase di completamento (*rif. Unità Operativa: prof. Chiumenti*).

Il trattamento di **evaporazione sotto vuoto del digestato** è stato monitorato anche presso la Stalla Sociale di Terrassa Padovana (PD) con trattamento della frazione liquida separata del digestato ottenuto dall'impianto di DA della potenza nominale di 1000 kWe e alimentato con liquame del locale allevamento di bovini da carne e con insilati di mais e frumento.

Il pilota è costituito dai seguenti elementi (Figura 11):

- camera di ebollizione, costituita da un evaporatore mono stadio ad acqua calda del tipo a film ascendente all'interno del quale viene mantenuto un grado di vuoto di 680-700 mmHg e scambiatore di calore a fascio tubiero acqua/acqua;
- torre di raccolta dei vapori;
- sezione di condensazione;
- torre di raffreddamento dell'acqua utilizzata per la condensazione dei vapori di distillazione. Il circuito dell'acqua di raffreddamento è chiuso e la portata dell'acqua di raffreddamento è di 10 m^3/h.

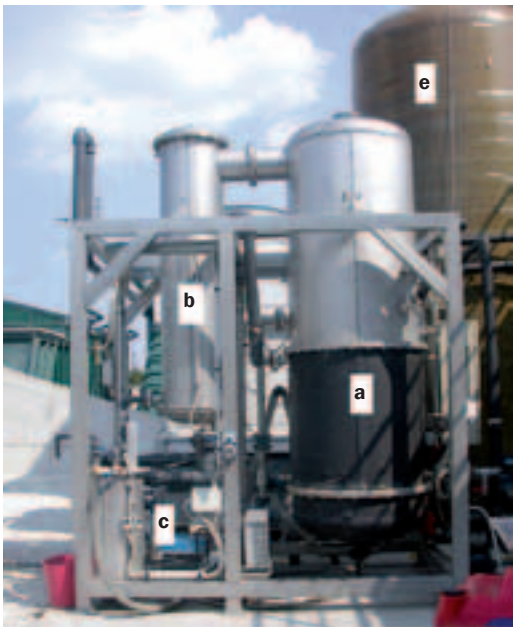
Il calore necessario al processo è fornito dall'acqua calda dell'impianto di DA. A tale scopo è stata creata una derivazione dalle tubazioni dell'acqua calda in uscita dal co-generatore inserendovi una pompa per il riscaldamento dell'evaporatore con una portata di 16-18 m^3/h.

La potenza elettrica installata è di 14 kW in cui le utenze di maggior entità sono le pompe di carico/scarico/ricircolo ed il compressore per il vuoto.

Il pilota in questione lavora in modalità semi-discontinua. Dopo il carico iniziale del liquido da trattare, a mano a mano che il livello nella camera di ebollizione cala per effetto dell'evaporazione dell'acqua, viene richiamato nuovo liquido per ripristinare il livello iniziale. Durante il processo il distillato viene continuamente scaricato, mentre il concentrato rimane nella camera di ebollizione e viene scaricato solo al termine del lavoro, quando la macchina viene spenta e viene rotto il vuoto.

Figura 10 – Particolari del prodotto ottenuto a diversi stadi di concentrazione: prodotto finale del primo stadio (sopra), prodotto intermedio del secondo stadio (al centro), prodotto finale del secondo stadio (sotto)

Figura 11 – Il pilota di evaporazione sotto-vuoto utilizzato per le prove sperimentali. In particolare: a) camera di evaporazione (isolata con neoprene) con soprastante bolla di condensazione, b) condensatore, c) gruppo frigorifero e punto di prelievo del distillato, d) torre di condensazione, e) accumulo dell'effluente, f) raccolta del distillato, g) raccolta del concentrato



Le prove sono state condotte senza acidificazione preliminare della frazione chiarificata, trasferendo questo trattamento al distillato ottenuto dall'evaporazione; ciò al fine di ridurre il consumo di acido, il costo dell'operazione, oltre che limitare la necessità di stoccaggio dell'acido.

Le prove sono state condotte con una frazione liquida separata caratterizzata da un contenuto medio in ST del 4,2%, un tenore in Azoto Totale Kjeldhal (TKN), $N\text{-}NH_4^+$ e P tot rispettivamente dello 0,3%, 0,17% e 0,067%.

Il concentrato ottenuto possiede un tenore in ST variabile dal 10 al 14% (valore medio 11,8%), non molto elevato a causa dell'assenza, nella camera di evaporazione, di un dispositivo raschiante per l'allontanamento del concentrato.

Il distillato è costituito essenzialmente dall'acqua di condensazione e da azoto per lo più sotto forma di ammonio. La concentrazione media dei solidi totali e TKN nel distillato è risultata rispettivamente pari a < 0,1% e 2.700 mg/l di fatto tutto sotto forma ammoniacale.

Presenze occasionali di fosforo nel distillato (10 mg/l) sono da attribuire al trascinamento di materiale organico nei vapori, a sua volta dovuto alla formazione di schiume nella camera di ebollizione.

Il Chemical Oxygen Demand (COD) è presente in concentrazioni medie di 96 mg/l, con punte fino a 300 mg/l.

Nelle condizioni di lavoro sopra descritte il pilota è stato in grado di trattare, in media, 140 kg/h di liquame separato, mentre il concentrato costituisce il 46% del volume iniziale, corrispondente ad una portata di 64 kg/h (Tabella 5).

Il trasferimento dell'azoto nel distillato (da ritenersi tutto sotto forma ammoniacale) si attesta mediamente sul 46%.

Il consumo termico è risultato compreso tra 730 e 800 kcal/kg (0,85÷0,93 kWh/kg) di distillato prodotto, con un valore medio di 750 kcal/kg (0,87 kWh/kg).

Il consumo di antischiuma è stato misurato pari a 3 litri per ciclo di prova, introdotti all'inizio del lavoro, durante la fase di carico iniziale dell'effluente. Esso risulta un dato non definitivo, sicuramente sovradimensionato al fine di cautelarsi contro la formazione di schiuma. In un impianto in scala commerciale il dosaggio dovrà pertanto essere definito con maggior precisione.

La concentrazione dell'azoto ammoniacale nel distillato rende tale prodotto non scaricabile in acque superficiali. I requisiti di scaricabilità possono essere raggiunti sottoponendo il distillato ad un trattamento di acidificazione seguito da una filtrazione su membrane di osmosi inversa.

L'acidificazione può avvenire con l'impiego di acido solforico o fosforico. Il primo più conveniente in quanto più economico (70 €/t), il secondo più costoso (700 €/t), ma da preferire in quanto il sale ottenibile (fosfato d'ammonio) possiede un valore commerciale sostenuto e costante nel tempo a patto che venga prodotto ad una concentrazione giudicata compatibile per un successivo impiego tecnico.

Contrariamente all'acidificazione condotta sul chiarificato tal quale del digestato, quella attuata a carico del distillato richiede molto meno acido dato che: a) la quantità

Tabella 5 – Capacità di lavoro e ripartizione dell'azoto.

	Portata		Ripartizione %	
	(kg/h)	(%)	TKN	$N\text{-}NH_4$
Affluente	140 (123-156)	100	100	100
Distillato	76 (64-84)	54 (50-60)	46 (32-59)	74 (56-81)
Concentrato	64 (52-72)	46 (40-50)	54 (41-68)	26 (19-44)

di ammonio presente nel distillato è inferiore a quella di partenza; b) l'acido reagisce unicamente con l'ammonio, senza interferenze con altri composti sempre presenti nel digestato.

Da prove preliminari eseguite è emerso come dal trattamento di osmosi inversa si possa ottenere un permeato scaricabile, corrispondente ad un 70% del distillato in ingresso e un retentato, potenzialmente commerciabile, per il rimanente 30%.

In definitiva, fatto 100 l'affluente all'evaporazione, una trattamento completo come quello sin qui descritto consentirebbe di ottenere i prodotti indicati in tabella 6.

Tabella 6 – bilancio di massa: a) percentuale sull'affluente; b) percentuale sul distillato.

		t/h	%	
affluente		35		100
evaporazione	concentrato	14		40
	distillato	21		60
			a	b
osmosi inversa	retentato	6,3	18	30
	permeato	14,7	42	70

Quindi, nell'ipotesi che il permeato da osmosi inversa venga scaricato ed il retentato possa avere un valore commerciale (oppure essere scambiato con l'acido), dall'intero processo (evaporazione+osmosi inversa) residuerà solo un materiale palabile, costituito dal concentrato da evaporazione sotto vuoto, nel quale sarà presente il 54% in media dell'azoto contenuto in origine nel digestato (*rif. Unità Operativa: Prof. Guercini)*.

4.1.4 Trattamenti di essiccazione del digestato e di complessazione con acido solforico

Il trattamento di essiccazione del digestato può essere declinato in **due sottofasi**: il **trattamento di concentrazione sotto vuoto della frazione chiarificata del** digestato (trattato nel precedente paragrafo) e il **trattamento di essiccazione del digestato e di complessazione con acido solforico**.

Il trattamento di essiccazione del digestato è finalizzato alla produzione di un prodotto ad alto contenuto di sostanza secca partendo dal digestato, con l'obiettivo di poter meglio gestire il prodotto ottenuto.

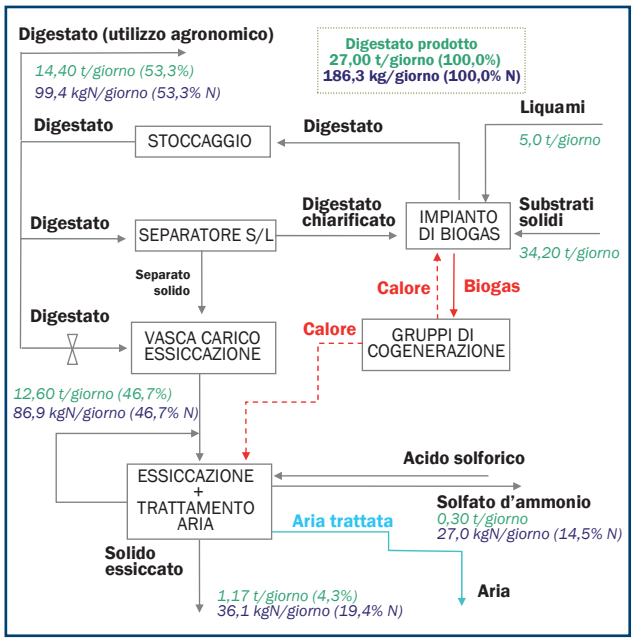
L'energia termica necessaria al processo di essiccazione viene garantita dal gruppo di co-generazione dell'impianto di biogas, non solo dal circuito motore, ma anche dai fumi di scarico. A seconda del sistema di recupero termico adottato, della quantità di digestato prodotto giornalmente dall'impianto di biogas e dell'umidità finale richiesta per il prodotto, la percentuale di prodotto trattato può variare dal 20 al 40%. Diverse valutazioni vanno fatte nel caso dell'essiccazione della frazione solida ottenuta dal digestato con separazione liquido/solido: in tal caso la frazione palabile può essere totalmente essiccata.

La tecnologia dell'essiccazione del digestato, da qualche anno applicata in Germania e Olanda e recentemente in fase di diffusione nel nostro Paese, è stata sottoposta a monitoraggio nel primo impianto a scala reale realizzato in Italia, in località Marcon (VE) (Figura 12). L'impianto è installato in un'azienda di bovini da carne dotata di un impianto di biogas della potenza di 800 kWe alimentato con effluenti di allevamento ed altre biomasse.

Figura 12 – Particolari della batteria di essiccazione (a sinistra) e della struttura di contenimento dell'aria esausta (a destra)

Nel periodo di monitoraggio l'impianto di essiccazione è stato alimentato con digestato tal quale con aggiunta di digestato reso palabile da separazione L/S, effettuata per ottenere un digestato chiarificato da utilizzare come ricircolo per diluire le biomasse in ingresso nei digestori.
A regime la capacità di lavoro è risultata mediamente pari a 12,6 t/giorno (corrispondenti al 47% del digestato prodotto dall'impianto di biogas nel periodo considerato). Nel periodo di monitoraggio si è registrata una capacità media di trattamento di 8,1 t/giorno di digestato, con punte fino a 17 t/giorno in condizioni climatiche ed operative favorevoli (Figura 13). Il *solido essiccato* è caratterizzato da un contenuto in sostanza secca ≥90%, con un rapporto solidi volatili totali/solidi totali (SVT/ST) ≥80% e con un contenuto d'azoto, quasi esclusivamente organico, mediamente pari a 31 g N/kg.
La quantità totale di prodotto essiccato ottenuto è risultata mediamente pari a circa 1,2 t/giorno, corrispondente a circa il 10% del prodotto trattato e al 4,3% del digestato prodotto, mentre la perdita d'acqua per evaporazione è risultata pari a quasi il 90% della biomassa trattata.
Con il processo di essiccazione si ha, in definitiva, una sensibile riduzione di massa e non si determina una riduzione dell'azoto, ma piuttosto una sua concentrazione nella frazione solida con una più facile dislocazione extra-aziendale.
Un punto critico del sistema di trattamento è rappresentato dalle emissioni in atmosfera che si generano dal flusso d'aria in uscita dall'essiccatoio. Il sistema di trattamento dell'aria (tipo *scrubber* con soluzione acquosa di acido solforico) è in grado di portare la concentrazione del gas e il flusso orario in uscita dai camini a valori inferiori ai limiti imposti dal D.Lgs. 152/2006 e s.m.i.
A regime è stata registrata una produzione di solfato d'ammonio pari a 300 litri/giorno.
Il prodotto ottenuto si presenta come una soluzione di solfato d'ammonio al 30-35%.
Il processo di essiccazione presenta costi di gestione legati non solo al consumo di energia elettrica ma anche alla necessità di approvvigionamento di acido solforico e di acqua, entrambi necessari alla fase di trattamento delle emissioni. Il consumo di acqua è stato stimato pari a 2,4 m^3/giorno, quello di energia elettrica è risultato mediamente pari a 7,1 kW_eh/m^3 di digestato affluente all'impianto in condizioni di regime e il consumo medio di H_2SO_4 (al 96%) è risultato tra 100 e 140 kg/giorno.
In conclusione, l'essiccazione del digestato con complessazione dell'azoto costituisce una valida soluzione tecnologica, anche se rimangono da chiarire le reali potenzialità commerciali dei prodotti ottenuti, ovvero il *prodotto essiccato* ed il *solfato ammonico*. Per quest'ultimo, in particolare, è stato evidenziato come i valori di pH <4 risultino eccessivamente bassi per una commercializzazione, rendendo necessario un'ottimizzazione del processo di trattamento dell'aria in modo da ottenere un prodotto dal pH più alto, senza influire negativamente sull'abbattimento dell'ammoniaca dalle emissioni (*rif. Unità Operativa: prof. Chiumenti*).

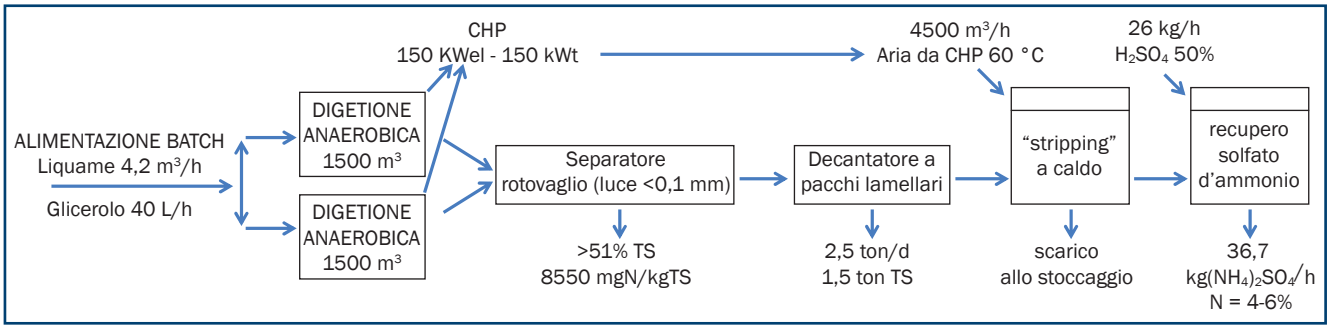
Figura 13 – Schematizzazione dei flussi di massa dell'impianto a regime.



4.1.5 Trattamento di strippaggio a caldo della frazione liquida del digestato

Nell'attività sperimentale di progetto è stato analizzato anche il processo di strippaggio a caldo con recupero di ammonio solfato dal digestato di liquame suino. La fase di monitoraggio è partita dall'analisi di un impianto ora in fase di *revamping* da cui si sono originate nuove applicazioni, su cui l'Unità Operativa di Progetto ha ancora in corso indagini supplementari (Figura 14). Quanto riportato nel seguito è pertanto relativo ad un'applicazione dimostrativa e da ritenersi, allo stato attuale, suscettibile di future variazioni, anche significative, sia in relazione ai dati prestazionali che economici.
L'impianto di produzione di biogas è installato all'interno dell'Azienda zootecnica Sturla che si occupa principalmente di allevamento suinicolo specializzato nel solo ingrasso del bestiame.
I liquami prodotti e dilavati raggiungono, per caduta, l'impianto di digestione anaerobica. L'intero allevamento produce in media 100 m^3/giorno di liquami. Vengono inoltre alimentati piccoli quantitativi di glicerolo, in ragione di circa 500 kg/giorno (40 l/ora), al fine di garantire una produzione di biogas più stabile possibile nell'arco delle 24 ore, in modo tale da evitare significativi cali di rendimento del gruppo di co-generazione.
La sezione di digestione anaerobica di liquami suini dell'azienda è un impianto di prima generazione, esistente ed operante fin dagli anni '90. Pertanto, è stato selezionato come importante caso di studio di interesse per il progetto in quanto opera quasi esclusivamente con effluenti di allevamento. L'impianto è inoltre dotato di una sezione di recupero dell'azoto ammoniacale come solfato di ammonio.
Il cuore dell'impianto originale era costituito da due digestori anaerobici a freddo e non miscelati, di volume pari a 1.500 m^3 ciascuno. Il recente revamping dell'impianto è consistito nel rifacimento del sistema di riscaldamento che attualmente permette al sistema di operare in mesofilia.

Figura 14 – Schema a blocchi semplificato dell'impianto di digestione anaerobica e recupero azoto come solfato d'ammonio



Il biogas prodotto, raccolto in teli flottanti a tenuta per biogas, percorre una tubazione che porta ad un gruppo di co-generazione della potenza di 150 kWe che sarà a breve sostituito da un gruppo di potenza pari a 250 kWe, anche al fine di garantire la potenza termica idonea al processo di strippaggio dell'azoto ammoniacale.
Attualmente, pertanto, l'impianto di digestione anaerobica dell'azienda conta su due digestori mesofili ciascuno di 1.500 m^3.
Tutto il liquame prodotto, pari a circa 100 m^3/giorno, viene raccolto in una vasca di preaccumulo/equalizzazione. Da questa vasca il liquame è inviato ai digestiori nei quali viene movimentato da due mixer.
La vasca di digestione anaerobica è dotata di scambiatori di calore che ricevono il calore da acqua scaldata direttamente dal sistema di co-generazione, attraverso una tubazione sotterranea adatta al teleriscaldamento, con condotta di mandata e ritorno all'interno di uno stesso involucro di coibentazione. La temperatura di processo da raggiungere è di circa 37 °C.
Il biogas prodotto alimenta il gruppo di co-generazione (potenza 150 kWe e 250 kWt).
L'energia termica viene invece utilizzata sia per riscaldare il digestore anaerobico mesofilo sia per il trattamento del digestato. Complessivamente si ha un riutilizzo pressoché completo di energia termica che, nel periodo invernale, può risultare insufficiente rispetto alle esigenze della torre di strippaggio.
I digestori sono collegati per stramazzo alla vasca polmone che alimenta poi un sistema di separazione liquido/solido a due fasi: la prima è costituita da un grigliatore-compattatore (rotovaglio) con luce dei fori di soli 0,1 mm che ha la funzione di bloccare il materiale solido che è poi sottoposto a compattatura ed è successivamente portato in campo per uso agronomico. Da analisi commissionate dal proprietario dell'azienda ad un laboratorio terzo, infatti, il solido ritenuto ha contenuto in secco > 51% e azoto 8,5 gN/kgST.
La frazione liquida ottenuta da questo processo è poi sottoposta a sedimentazione a pacchi lamellari per la ulteriore rimozione di materiale ad alta densità e di piccole dimensioni sfuggito al rotovaglio. La frazione liquida è poi sottoposta a processo chimico-fisico per la rimozione ed il recupero dell'azoto ammoniacale.
Si tratta di un desorbimento termico dell'ammoniaca dal digestato, via air-stripping, in torre a corpi di riempimento (Figura 15), e successivo blocco della stessa in acido solforico per formazione di solfato di ammonio.

Figura 15 – Sistema di strippaggio e recupero dell'ammonio (prima torre in acciaio e seconda in vetroresina)

Si ha una prima torre, completamente in acciaio, in cui la frazione liquida del digestato (preventivamente trattata come descritto sopra) è raccolta in una camera polmone del primo reattore e scaldata fino alla temperatura di circa 45 °C. Da qui è poi rilanciata, con portata pari a 4,2 m^3/h in testa alla torre del primo reattore caricato con corpi di riempimento. Nella stessa torre viene poi fatta fluire, in contro-corrente, aria calda fino a 60 °C con portata di 5.000 Nm^3/h, con lo scopo di desorbire l'azoto ammoniacale dalla fase liquida. In questa fase esiste controllo di pH, mantenuto tra 9,0-9,5, anche con l'aggiunta di idrossido di calcio. Il liquido è ricircolato nella torre di desorbimento per un tempo necessario al raggiungimento dell'efficienza di rimozione dell'ammonio richiesta, di solito pari a 80-85%.
La portata d'aria è quindi inviata ad un secondo reattore,

in vetroresina, in cui l'ammoniaca gassosa raccolta nella corrente di aria calda è fatta fluire in una seconda torre a corpi di riempimento in cui fluisce in contro-corrente dell'H_2SO_4 al 50%. L'ammoniaca tende quindi a sciogliersi nella soluzione acida con formazione di solfato di ammonio a titolo in azoto del 6%, la quale è inviata a stoccaggio (autonomia di 1 mese) e venduta ad un'azienda che produce fertilizzanti chimici.

Il controllo delle operazioni, tutte in modalità batch, è ottenuto mediante una doppia verifica: i due parametri monitorati sono: a) densità dell'acido solforico e della soluzione di solfato d'ammonio; b) pH. In particolare, la densità dell'acido solforico risulta essere di 1.200 kg/m^3 mentre quella della soluzione di solfato d'ammonio di 1.400 kg/m^3.

La potenza installata su tutto il sistema è pari a 18 kW, molti dei quali impiegati per il ventilatore dell'aria calda.

Allo stato attuale si riportano da parte di Eliopig srl, ditta costruttrice e detentrice dei brevetti, abbattimenti di azoto ammoniacale che raggiungono il 75%, attestandosi mediamente del 60%. Tenuto conto dell'azoto presente in fase solida e comunque da gestire in azienda, ne deriva che circa il 50% del carico azotato totale (circa 100 kgN/giorno) è rimosso e recuperato sottoforma di solfato ammoniacale. Si ha quindi la produzione di circa 1,5 m^3/giorno di solfato ammoniacale al 30% in peso (6% in azoto) per un consumo di circa 200-250 kg/giorno di H_2SO_4.

Una preliminare e sommaria analisi economica, basata su dati della Eliopig srl, ha permesso di verificare i seguenti costi di esercizio:

- spesa per acido solforico al 50%: 70 €/m^3 soluzione;
- ricavo per solfato di ammonio N 6% 55 €/m^3;
- costi specifici per metro cubo di digestato trattato: 0,5 - 1,20 €/m^3 trattato comprensivi di H_2SO_4 ed energia (senza ammortamenti);
- l'investimento per il prototipo descritto è stimato in 360.000 € per una capacità di trattamento di 100-120 m^3/giorno.

(*rif. Unità Operativa: prof. Cecchi, Pavan, Battistoni*)

4.1.6 Trattamento di filtrazione e strippaggio della frazione liquida del digestato con recupero di ammonio solfato

È stato considerato un'altro processo di recupero dell'azoto dalla frazione liquida di effluente bovino tal quale, attraverso lo strippaggio con recupero di ammonio solfato dal concentrato dell'osmosi inversa. La prima fase di monitoraggio si è svolta presso un impianto dimostrativo pilota, realizzato dalla Fiolini e Savani srl, da cui si sono originate le applicazioni industriali di impianto per le quali le indagini sono ancora in corso. Quanto riportato nel seguito è pertanto relativo ad un'applicazione dimostrativa e da ritenersi, allo stato attuale, suscettibile di future variazioni, anche significative, sia in relazione ai dati prestazionali che economici.

L'impianto dimostrativo tratta il liquame prodotto da circa 400 bovini da latte ospitati presso l'Azienda Agricola "Cascina 6 ore" di Remedello (BS). L'azienda ha buona disponibilità di terreni e mira ad una rimozione contenuta dei flussi di azoto, valutabile nel 30% del carico azotato prodotto.

Il letame è gestito separatamene e, dopo stabilizzazione, viene portato al campo; il liquame, in ragione di circa 35 m^3/giorno, è dapprima sottoposto a *separazione liquido/solido* di tipo convenzionale in separatore "Fan" a compressione elicoidale, in grado di rimuovere il 50% dei solidi contenuti e successivamente a *centrifugazione* per mezzo di separatore centrifugo ad asse orizzontale Pieralisi.

La frazione liquida in uscita dal decanter è stoccata in una vasca polmone del volume di 5 m^3 e da qui inviata ad un sistema di separazione spinta liquido/solido.

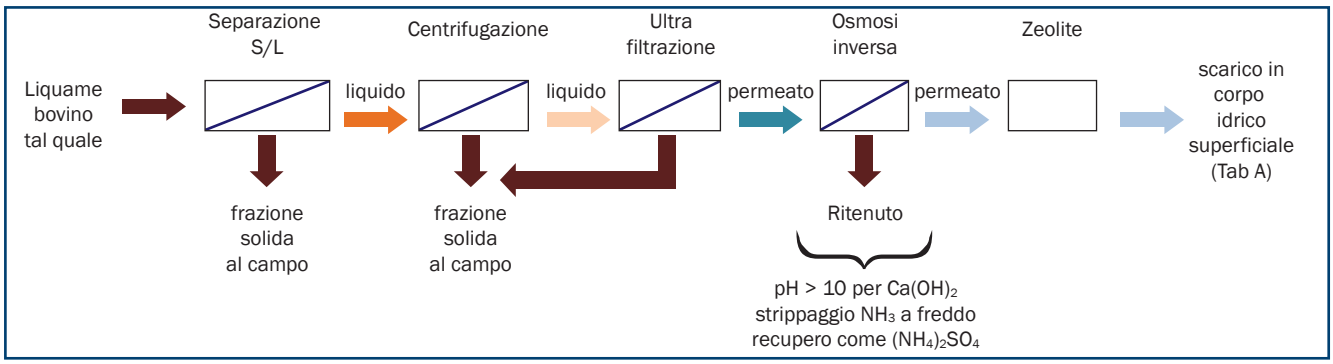
Un flusso di circa 10 m^3/giorno è poi sottoposto ad *ultrafiltrazione seguita da osmosi inversa*.

L'ultrafiltrazione è condotta su membrane piane polimeriche Pleiade Orelis con modalità cross-flow ad una pressione di 5-6 atm. Ciò consente di ottenere due flussi, l'uno concentrato (ritenuto) e l'altro, il permeato, contenente l'ammoniaca.

Il permeato ottenuto dal processo di ultrafiltrazione è quindi inviato al processo di osmosi inversa mentre la frazione trattenuta (denominata ritentato o concentrato) è inviata assieme alla fase solida già separata allo spandimento in campo.

Il processo di osmosi inversa è operato in 5-6 passaggi, ad una pressione di circa 27 atm, fino all'ottenimento di circa 7-8 m^3 (max 10 m^3) di ritenuto con concentrazione media di 10-12 gN/l. La frazione depurata ottenuta dall'osmosi inversa, praticamente priva di sali, è inviata a passaggio finale su *letto di zeolite* prima dello scarico in acqua superficiale mentre la fase concentrata, ricca in azoto ammoniacale, è trattata con calce fino a pH >10 e poi sottoposta a strippaggio a freddo per il recupero dell'azoto e blocco in acido solforico. La figura 16 riporta lo schema logico dell'intera filiera tecnologica adottata.

Figura 16 – Schema logico del processo di trattamento



Considerando il bilancio di materia e le caratteristiche dei flussi, con particolare riferimento al destino dell'azoto, è da segnalare che la concentrazione iniziale di azoto ammoniacale nel liquame è di circa 2 gN/l. Questa, a seguito della riduzione di flusso operata dalle fasi di ultrafiltrazione ed osmosi inversa, raggiunge i 10-12 gN/l circa nel ritenuto da sottoporre a strippaggio in una portata corrispondente a circa 6-8 m^3/giorno. Il ritenuto è poi addizionato di $Ca(OH)_2$ sino a raggiungimento di valori di pH >10,5 (fino a 12) e quindi sottoposto a strippaggio a freddo e successivo recupero dell'ammoniaca in acido solforico. Il liquido residuo è trattato nella torre di estrazione con due rampe di ugelli che distribuiscono uniformemente il liquido mentre dalla base della torre viene immessa aria in controcorrente che provoca lo spostamento dell'ammoniaca libera la quale sarà poi salificata nel successivo passaggio in scrubber, mediante lavaggio con soluzione acida per acido solforico. Questo è aggiunto in ragione di 2,2 kg per kg di N ammoniacale. Il prodotto finale è solfato ammonico al 28-30% (6% circa sull'azoto).
Questo materiale, dopo iscrizione dell'azienda all'albo dei produttori di fertilizzanti, è ritirato e commercializzato da un'azienda chimica del settore.
La potenza complessiva installata è di 50 kW mentre le ore/macchina sono circa 16 al giorno.
La frazione liquida effluente dall'osmosi inversa, in ragione di circa 25-30 m^3/giorno, dopo passaggio su zeolite (Figura 17) è scaricata in corpo idrico superficiale con rispetto della Tab A (Parte terza, all.5, tab.3, D.Lgs. 152/2006).

Figura 17 – Assorbitori in zeolite

I costi specifici di trattamento riportati da Fiolini e Savani srl si traducono in circa 2,2 € per m^3 di liquame trattato. In considerazione dei consumi elettrici menzionati sopra, corrispondenti a circa 800 kWh al giorno, si evince che questi sono quasi completamente imputabili al costo dell'energia. Si presume non siano pertanto riportati i costi relativi ad ammortamenti, chemicals, personale e spese generali. Ciò sarà oggetto di ulteriori approfondimenti in una specifica attività di ricerca (*rif. Unità Operativa: prof. Cecchi, Pavan, Battistoni*).

4.1.7 Trattamenti finalizzati alla valorizzazione commerciale delle deiezioni avicole

Nel comparto avicolo nazionale la regione del Veneto detiene quasi 1/3 della produzione, che nel 2010 ammontava a 9.400.000 ovaiole e a 24.300.000 e 5.400.000 capi/ciclo, rispettivamente per i polli da carne e i tacchini. Le province maggiormente interessate sono quelle di Verona, Vicenza, Padova e Treviso. L'allevamento rappresenta una delle fasi di un sistema produttivo che, esteso a livello nazionale, ha permesso di raggiungere invidiabili posizioni in ambito europeo, non solo per quanto riguarda i numeri, ma anche e soprattutto per la qualità delle produzioni immesse sul mercato.
Per questi motivi all'interno del Progetto sono stati approfonditi in particolare alcuni aspetti connessi alla gestione degli effluenti avicoli che sono rappresentati da palabili con un tenore medio-alto di sostanza secca e ottime caratteristiche fertilizzanti.

4.1.7.1 Stoccaggio controllato

Nell'ambito delle deiezioni avicole si è voluto quindi individuare una metodologia di trattamento finalizzato alla valorizzazione di questi materiali sul mercato dei concimi organici che è possibile definire come stoccaggio controllato in concimaia aziendale. Tale attività è finalizzata a verificare le condizioni che rendano possibile l'immissione sul mercato dei concimi organici del prodotto ottenuto. Il processo si basa sulle fermentazioni aerobiche che si sviluppano nel materiale quando questo viene sistemato in cumulo e opportunamente rifornito di ossigeno tramite periodici rivoltamenti che, al termine del periodo di stoccaggio, garantiscono la stabilizzazione/maturazione della sostanza organica e l'igienizzazione del materiale. Con riferimento a quest'ultimo aspetto il prodotto finito, se conforme a quanto previsto dalle norme sanitarie che regolano la movimentazione dei sottoprodotti di origine animale (SOA), Reg. (CE) 1069/2009, avrebbe la possibilità di essere immesso sul mercato come pollina essiccata, commercializzato direttamente dall'azienda agricola, oppure ceduto a ditte produttrici di fertilizzanti. Questa soluzione andrebbe pertanto ad affiancarsi ai già consolidati canali di produzione e commercializzazione di concimi a base di pollina, cercando in questo caso di ovviare a quella insicurezza che talvolta caratterizza il ritiro delle deiezioni presso gli allevatori, con ripercussioni negative nell'organizzazione dei successivi cicli produttivi e, spesso, anche con costi aggiuntivi che invece potrebbero essere evitati.
L'attività sperimentale si è svolta in due fasi:

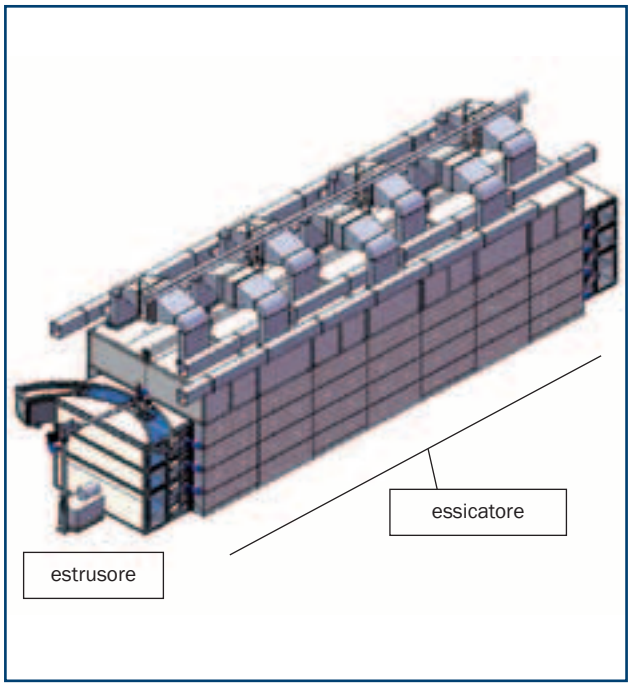
a) fase conoscitiva, volta a verificare i fattori determinanti nell'evoluzione delle deiezioni durante lo stoccaggio dal punto di vista microbiologico e chimico-fisico;
b) fase propositiva, in cui, sulla base dei risultati e dell'esperienza acquisiti nella precedente fase, è stato implementato, e attuato, un protocollo per lo stoccaggio controllato in concimaia finalizzato all'igienizzazione del materiale ai sensi del Reg. (CE) 1069/2009.

I materiali oggetto di indagine sono state le lettiere esauste provenienti da allevamenti di polli da carne e tacchini e la pollina di galline ovaiole (essiccata in tunnel esterno), presenti nelle province di Verona, Padova e Treviso.
Il protocollo di gestione per lo stoccaggio controllato prevede la permanenza del materiale in concimaia per 60 giorni e l'esecuzione di quattro rivoltamenti caratterizzati da un intervallo progressivamente crescente. Questa condizione, accanto alla presenza di una concimaia aziendale coperta (per svincolare il processo dalle condizioni atmosferiche) assicura il mantenimento di valori termici sensibilmente più elevati rispetto a quanto verificatosi nel corso dei monitoraggi della fase conoscitiva. In particolare, il superamento della soglia dei 70 °C per più giorni consecutivi è risultato determinante nel garantire l'idoneità microbiologica del materiale allo scadere del 60° giorno, ma in alcuni casi, verificatisi durante la sperimentazione, già al 30° giorno.
I risultati ottenuti confermano la possibilità di raggiungere in modo semplice e ripetibile i requisiti sanitari previsti dalle vigenti norme che regolano la produzione e l'immissione sul mercato di fertilizzanti ottenuti da deiezioni avicole, aprendo la strada a un nuovo percorso di commercializzazione di questi prodotti (*rif. Unità Operativa: prof. Guercini*).

4.1.7.2 Trattamento di essiccazione previa estrusione

Sempre nell'ambito della gestione delle deiezioni avicole è stato studiato il processo di essiccazione preceduta da estrusione. Il processo può essere spiegato come una pellettizzazione al contrario, dove quindi si ha prima l'estrusione del materiale a una pressione di 50 bar (inferiore a quella adottata in pellettatura) e poi la sua essiccazione a 70-75 °C per un'ora (Figura 18).

Figura 18 – Rappresentazione di un impianto di essiccazione con estrusione iniziale



I principali vantaggi dell'estrusione preventiva all'essiccazione sono un minore impegno energetico per la trafilatura, una migliore essiccazione del materiale (dato che viene reso in formato omogeneo) e una minore polverosità in fase di essiccazione.
La tecnologia dell'impianto è a maturità commerciale ed è attualmente impiegata nel settore industriale e agro-industriale per il trattamento dei fanghi di depurazione o di processo.
La sperimentazione ha avuto come obiettivo quello di verificare l'adattabilità del processo al trattamento delle lettiere avicole, valutando le caratteristiche del prodotto finito (estruso ed essiccato), anche in confronto con il pellet tradizionale, il bilancio dell'azoto e le possibilità di gestione dell'aria esausta.
Come matrice in ingresso per le prove è stata impiegata lettiera di tacchino e broiler, caratterizzata da un'umidità compresa tra il 53 e il 64%, da una concentrazione di azoto totale tra l'1,7 e il 2,3% e da un rapporto tra azoto ammoniacale e azoto totale del 33-38%.
In fase di estrusione le lettiere avicole si sono rivelate un materiale difficile, soprattutto nel caso della lettiera di tacchino: rispetto alle matrici per cui l'estrusore è stato progettato (fanghi di depurazione e simili) le lettiere, probabilmente per il loro contenuto in materiali fibrosi come la paglia, tendono ad ostruire rapidamente la trafila. Accorgimenti tecnici già possono rimediare a questo inconveniente.
Durante l'essiccazione parte dell'azoto ammoniacale contenuto nel prodotto fresco volatilizza, pertanto il processo deve essere abbinato a un sistema di trattamento dell'aria esausta per l'abbattimento dell'azoto ammoniacale volatilizzato, come un biofiltro, oppure un sistema di combustione catalitica dell'azoto ammoniacale.
È risultato che per ottenere un prodotto al 15-20% massimo di umidità (soglia consigliata per evitare la ripresa delle fermentazioni) il diametro migliore di lavoro è di 6 mm. Con questo diametro infatti l'estrusore riesce a mantenere una buona capacità di lavoro (intesa come kg/h di materiale processato) e il trafilato raggiunge l'umidità voluta in 60 minuti di permanenza in essiccazione (alle temperature di lavoro standard di 70-75 °C).
Il prodotto che si ottiene è più poroso e friabile del pellet (Figura 19). Questo rappresenta un vantaggio in vista dell'utilizzo agronomico del materiale in quanto il rilascio di nutrienti al terreno può avvenire più facilmente, anche se una maggiore friabilità potrebbe creare problemi di polverosità in fase di distribuzione. Quest'ultimo aspetto tuttavia dovrebbe essere indagato tramite opportune prove in campo.
La tecnologia risulta in definitiva interessante come alternativa alla pellettatura tradizionale per l'applicazione soprattutto nelle aziende produttrici di fertilizzanti. Risulta interessante anche un possibile inserimento in un'azienda zootecnica, soprattutto in presenza di un impianto a biogas o di altra fonte di energia termica a basso costo (come il solare termico o una caldaia a biomassa), potendo in questo caso ridurre i costi di processo (*rif. Unità Operativa: prof. Guercini*).

Figura 19 – Lettiera di pollo tal quale (sopra) e dopo il processo di estrusione ed essiccazione al 14% di umidità (sotto)

4.1.8 Trattamento di digestione anaerobica

Tra i trattamenti conservativi la digestione anaerobica lascia invariato sia il tenore in nutrienti che il volume dell'effluente. Pertanto questa tecnologia è stata studiata all'interno delle linee tecnologiche di Progetto per la *valorizzazione energetica* che permette di ottenere quel plus economico per l'azienda utile all'implementazione di specifici processi di post-trattamento per la rimozione o il recupero dell'azoto dal digestato anaerobico.

Gli aspetti di valorizzazione energetica sono affrontati nel *paragrafo 4.4* ma di seguito viene presentata una tematica che riguarda aspetti innovativi di applicazione al processo di DA.

Si tratta della **digestione anaerobica a secco**, processo originariamente applicato al trattamento della frazione organica dei rifiuti urbani e solo di recente proposto per le biomasse di origine agricola e zootecnica.

Nell'ambito del Progetto si è analizzato il primo impianto di digestione anaerobica a secco operante con sole biomasse agricolo-zootecniche realizzato in Italia, presso l'Azienda Agricola Bennati, sita a San Canzian d'Isonzo (GO), dedita all'allevamento di bovine da latte, con una potenzialità produttiva pari a circa 1.000 lattifere.

L'alimentazione dell'impianto di 20.000 t/anno di letame bovino, con paglia, prodotte dall'allevamento e con insilato di mais aziendale.

La potenza dell'impianto è di 910 kWe, ottenuta mediante tre gruppi di cogenerazione: due da 360 kW ed un terzo da 190 kW.

L'impianto di digestione anaerobica in esame è costituito da 11 celle anaerobiche a carico discontinuo (Figura 20), delle seguenti dimensioni:

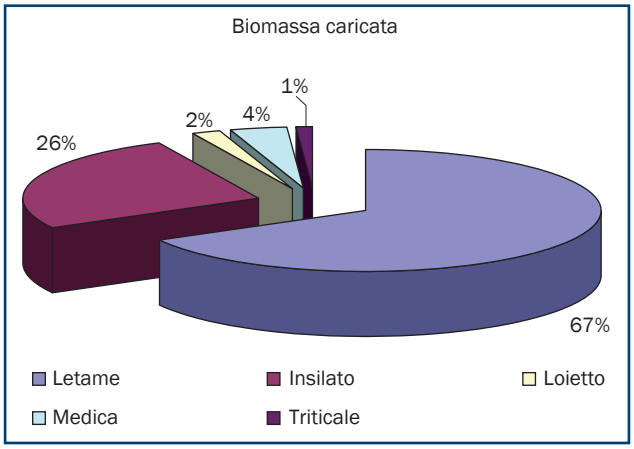
- larghezza interna 7 m;
- lunghezza interna 30 m;
- altezza interna 5 m.

Il tempo di ritenzione è di 27-28 giorni. Ad ogni svuotamento dei fermentatori una parte del digestato viene miscelata al materiale fresco in ingresso e costituisce l'inoculo per il nuovo ciclo. La percentuale di materiale utilizzato per il ricircolo inizialmente è stata pari al 66%; a regime si è ridotta al 17%.

Figura 20 – Panoramica della batteria di celle costituenti l'impianto di digestione anaerobica a secco con in evidenza nel piazzale antistante il materiale estratto da una cella prima del suo trasferimento in concimaia

I dati medi relativi al carico dell'impianto evidenziano come il letame bovino rappresenti il 67% della dieta del digestore, l'insilato di mais il 26% e le altre biomasse (paglia, triticale, medica, loietto) il restante 7% del totale (Figura 21).

Figura 21 – Caratteristiche medie della miscela di prodotti "freschi" caricata nelle celle



Il contenuto medio di metano nel biogas nell'arco dell'intero periodo di monitoraggio è risultato pari al 55%, con punte del 60%; l'idrogeno solforato (H_2S) è risultato inferiore a 300 ppm.

A regime l'impianto di digestione anaerobica a secco ha fornito una potenza media di 788 kWe corrispondente all'86,6% della potenza nominale dell'impianto. La minore produzione di energia rispetto alla produzione teorica prevista va attribuita a deficit di alimentazione dell'impianto,

non ad un suo non corretto funzionamento. Infatti, la produzione di biogas è risultata pienamente congruente con il valore energetico delle biomasse caricate.
Risultato importante del monitoraggio è che si sono avuti gli stessi indici di conversione delle biomasse di un impianto tradizionale a umido.
La richiesta di manodopera e l'impossibilità di automatizzare completamente la gestione degli impianti rappresentano i fattori discriminanti e penalizzanti di questa tecnologia. A vantaggio va ascritta la produzione di digestato palabile (*rif. Unità Operativa: prof. Chiumenti*).

4.2 Trattamenti Riduttivi

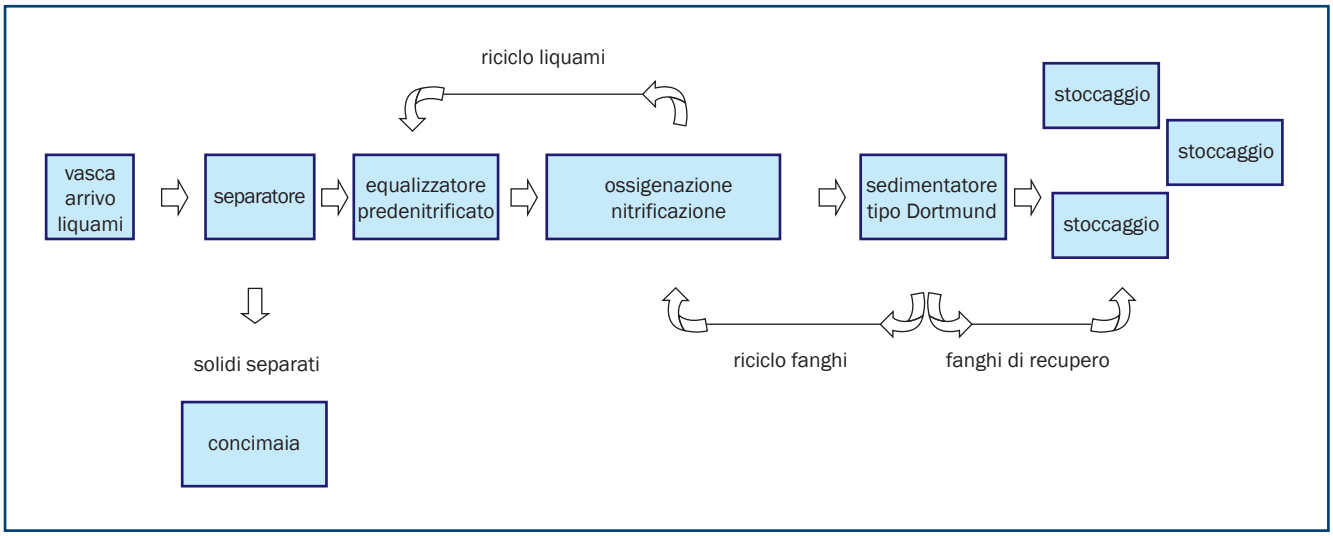
I trattamenti di seguito presentati riducono il tenore in azoto dell'effluente d'allevamento, trasformandolo in azoto molecolare gassoso (N_2).

4.2.1 Trattamenti biologici di nitro-denitrificazione

Il trattamento biologico di nitro-denitrificazione è il processo maggiormente applicato alle acque reflue al fine di ottenere la rimozione biologica dell'azoto. Nel processo i microrganismi responsabili della conversione della sostanza organica e dei nutrienti presenti nelle acque reflue sono mantenuti in sospensione all'interno del liquido. Il processo si realizza in due fasi. Una fase è costituita da un processo aerobico (ossico) che permette l'ossigenazione-nitrificazione, con la quale l'azoto presente nei liquami, in buona parte in forma ammoniacale, viene convertito per effetto dell'azione di batteri nitrificanti e per la presenza di ossigeno, prima in nitriti e poi in nitrati ($NH_4^+{}_{(aq)}$ --> NO_2^- --> NO_3^-).
L'altra fase consiste in un processo anossico di denitrificazione attraverso il quale l'azoto nella forma di nitrati viene convertito per via biologica ad azoto gassoso inerte (NO_3^- --> $N_{2(g)}$).
Nell'ambito del trattamento dei reflui zootecnici esistono diverse esperienze di impianti di questo tipo a scala reale. A fianco del processo tradizionale "via nitrati" si stanno diffondendo anche i processi "via nitriti" e "via deammonificazione" che, richiedendo minori quantità di ossigeno per il processo, garantiscono spese energetiche inferiori.
Le due fasi del processo, nitrificazione e denitrificazione, possono avvenire in vasche separate (*processo continuo*) o in un'unica vasca a cicli alternati (*processo Sequencing Batch Reactor* – SBR).

Presso una Cooperativa di allevatori di suini in provincia di Cuneo, è stato monitorato per circa un anno un **impianto di nitro-denitrificazione** al fine di verificarne, oltre che la funzionalità e affidabilità, anche la sostenibilità economica.
L'impianto di trattamento è di tipo tradizionale, a ciclo continuo, dotato di vasca di arrivo liquami, separazione liquido/solido, vasca di denitrificazione-equalizzazione (in testa all'impianto), vasca di ossidazione e vasche di stoccaggio (Figura 22). L'impianto, infatti, è stato progettato non per la depurazione ma per un abbattimento dell'azoto di circa il 50-60%.
La *vasca di arrivo liquami* viene utilizzata per l'alimentazione del separatore e, quindi, per il successivo trasferimento per gravità dei liquami chiarificati al trattamento biologico.
Il *separatore L/S* utilizzato (del tipo a bassa efficienza - a vaglio rotante, potenza installata 0,75 kW) è finalizzato essenzialmente all'eliminazione del materiale grossolano che potrebbe influire negativamente sulle successive fasi di trattamento: la rimozione interessa essenzialmente il cruschello e le setole dei suini. La separazione ha prodotto una frazione palabile con contenuto di sostanza secca pari a circa 18-20%.
La *vasca di equalizzazione* viene alimentata dai liquami freschi sottoposti a chiarificazione ed ha la funzione primaria di garantire un'alimentazione costante delle fasi successive di trattamento oltre che fungere da unità di pre-denitrificazione: il carico di liquami freschi apporta il carbonio necessario a denitrificare i liquami nitrificati nella fase di ossigenazione-nitrificazione e ricircolati in questa vasca. In questo modo il processo avviene senza apporto di carbonio esterno.

Figura 22 – Schema a blocchi del sistema di trattamento dei liquami



Nella *vasca di ossigenazione* si ha l'azione principale del processo di ossidazione biologica, nella quale l'azoto presente nei liquami, in buona parte in forma ammoniacale, viene convertito, per effetto dell'azione di batteri nitrificanti e per la presenza di ossigeno, prima in nitriti poi in nitrati. I nitrati vengono, quindi, sottoposti a fase di denitrificazione (che avviene in carenza di ossigeno, sia in vasca di pre-denitrificazione che in vasca di ossidazione) e si ha la liberazione di azoto molecolare in atmosfera.
Il sistema di aerazione adottato è rappresentato da quattro turbine superficiali il cui funzionamento è determinato da redox-metro (Figura 23).

Figura 23 – Particolare della vasca di aerazione con le turbine di superficie in funzione

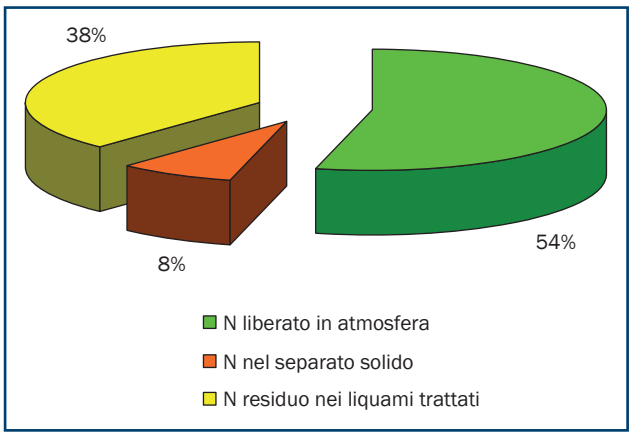
In tabella 7 si riportano le caratteristiche delle matrici in input e output del processo. I liquami suini sono risultati con un basso tenore di solidi (1,1%), un contenuto di azoto totale pari a 1.900 mg/l e di azoto ammoniacale di 1.600 mg/l. A causa della diluizione dei liquami sia il COD che Biochemical Oxygen Demand (BOD) sono risultati molto bassi, con valori di 7.350 e 3.475 mg/l rispettivamente.
La quantità di liquami trattati a regime è risultata pari a 62,8 m^3/giorno. La fase di separazione ha determinato la riduzione di massa di circa 3,3 t/giorno, pari al 5,3% dell'input.
La frazione chiarificata è risultata pari a 59,5 t/giorno, corrispondente al 94,7% in massa rispetto ai liquami tal quali in input: tale quantitativo rappresenta il flusso effettivo destinato al trattamento biologico di nitrificazione-denitrificazione.

Tabella 7 – Caratteristiche delle matrici in input e output del processo

	pH	ST %	SV %	COD mg/l	BOD_5 mg/l	Ntot mg/l
LIQUAMI	8,0	1,1	66,5	7350	3475	1900
SEPARATO L	7,6	0,5	51,0	4200	2200	1850
SEPARATO S	8,0	12,0	65,0	n.d.	n.d.	2800
SEDIMENTATORE	8,0	2,6	61,2	26150	13950	1700
CHIARIFICATO FINALE	8,3	0,3	39,3	3060	1920	600

Dalla vasca di ossigenazione il liquame viene pompato al sedimentatore, dal quale si ottengono due frazioni, una chiarificata, che passa alla vasca di stoccaggio ed una frazione sedimentata ispessita che in parte viene ricircolata nella vasca di pre-denitrificazione come inoculo e in parte convogliata alla vasca di stoccaggio (circa 8,8 t/giorno, pari al 14,0% dell'input), ove arriva il chiarificato. Il flusso di chiarificato è risultato di circa 50,7 t/giorno, pari al 80,7% dei liquami tal quali in input .
Per quanto concerne il *flusso di massa dell'azoto* è stato determinato un valore in ingresso pari a circa 0,119 t/giorno di azoto totale. La fase di separazione ha determinato la rimozione di circa l'8% dell'azoto caricato. Il trattamento biologico successivo ha consentito un abbattimento del 54% dell'input dall'allevamento (Figura 24).

Figura 24 – Ripartizione dell'azoto negli output di processo



La spesa energetica (dati di 12 mesi) è risultata pari a 9,2 kWh/m^3 di liquame trattato. L'interessante risultato va certamente attribuito al basso carico organico dei liquami suinicoli affluenti, ma anche al sistema di ossigenazione adottato che è quello che oggi offre i maggiori rendimenti in termini di resa di ossigeno per kWh.
Il processo è stato monitorato anche da un punto di vista ambientale, per verificare l'eventuale emissione di ammoniaca e protossido di azoto nelle fasi di aerazione, con determinazione delle concentrazioni di gas a circa 1 metro di altezza dal livello del liquame nelle vasche con analizzatore continuo Bruel & Kjaer. I dati ottenuti, risultati dello stesso ordine di grandezza di quelli rilevati in altri impianti monitorati, fanno valutare le emissioni di NH_3 e N_2O trascurabili rispetto al bilancio di massa complessivo dell'azoto (*rif. Unità Operativa: prof. Chiumenti*).

Un'altro caso studio ha riguardato un **impianto consortile con linea di trattamento dei liquami suinicoli che abbina, al processo biologico degli effluenti, il compostaggio della frazione solida separata**.
Si tratta di impianto di trattamento di liquami suinicoli in funzione presso il Centro consortile GIE-ACOR (Gruppo di Interesse Economico - Association COllectif Résorption) di Plouvien in Bretagna, Francia. Il Centro, in funzione dal 2005, è gestito da un gruppo di dodici allevatori suinicoli che si sono associati con l'obiettivo di meglio gestire l'azoto e il fosforo contenuti nella quota di liquami che eccede il normale utilizzo agronomico diretto. Il Centro è inserito in un sistema controllato dai Servizi Veterinari, ente regio-

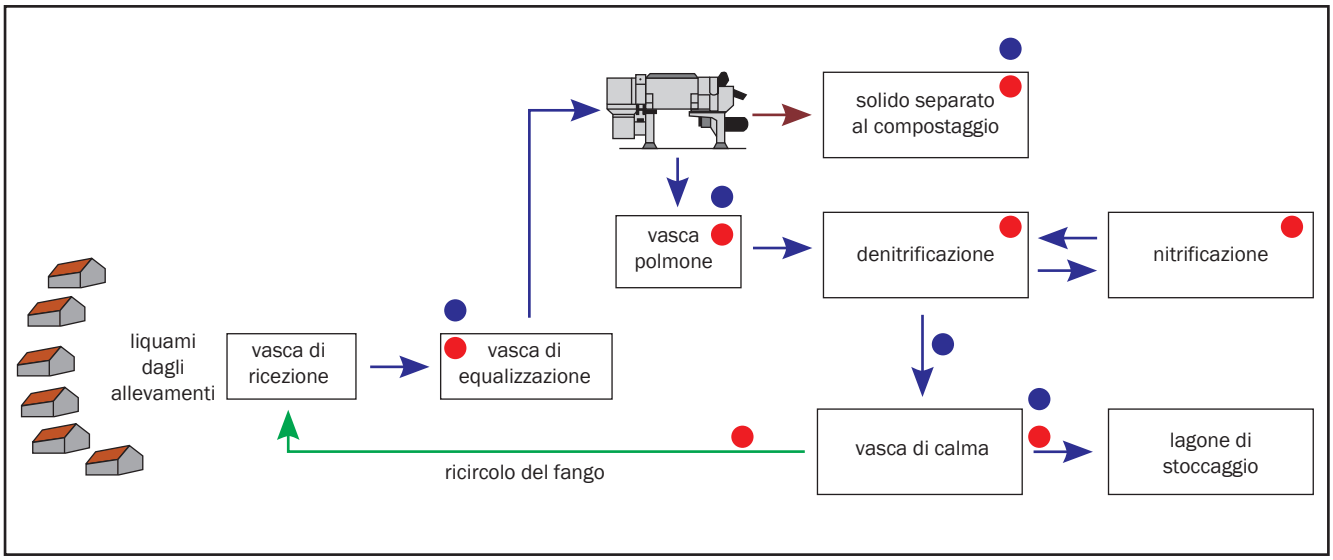
nale competente per l'applicazione della Direttiva Nitrati. Annualmente i singoli allevatori stabiliscono le quantità di azoto in eccesso e quindi i volumi di liquami da avviare a trattamento, sulla base del numero di capi allevati, della concentrazione media di azoto degli effluenti (determinata attraverso analisi periodiche) e della superficie di terreno a disposizione per la distribuzione agronomica.
A tale proposito viene tenuto un registro informatico dove, per singolo allevatore, vengono annotati i volumi di liquami eccedenti da conferire e i volumi effettivamente conferiti; questo documento viene poi trasmesso ai Servizi Veterinari per attestare il rispetto del piano alle misure di controllo dell'azoto previste.
È stato scelto questo sito di monitoraggio, oltreché per la realtà di gestione consortile, per le analogie territoriali che sussistono tra Bretagna e la nostra regione, relativamente alla presenza di allevamenti e agli adempimenti relativi all'applicazione della Direttiva Nitrati. In Bretagna infatti il 70% del territorio regionale è classificato in Zona Vulnerabile ai Nitrati. Per risolvere il problema delle eccedenze di azoto del comparto suinicolo la Bretagna e la Francia in generale, ha puntato sulla depurazione biologica: su 326 unità di trattamento presenti nel 2005, 254 (il 78%) sono stazioni di trattamento biologico a fanghi attivi.
Il Centro occupa un'area di circa 3 ettari ed è costituito da un impianto biologico a fanghi attivi e da una sezione per il compostaggio della frazione solida separata e del verde proveniente dalla raccolta differenziata dei comuni della zona. Ogni anno al centro affluiscono circa 30.000 m^3 di liquami, in prevalenza suini, e 12.000 tonnellate di verde.
L'impianto biologico, comprensivo della fase di separazione liquido/solido, consente un alto rendimento depurativo nei confronti dell'azoto (75%) e del fosforo (non meno del 77%) (Tabella 8), con consumi energetici che variano da 7,4 a 9,6 kWh/m^3 di liquame in ingresso.
Si tratta di valori interessanti se confrontati con la media degli impianti bretoni che registrano consumi energetici più elevati (18,7 kWh/m^3 in media), secondo quanto riportato da Levasseur P., 2003.

Tabella 8 – Percentuale di rimozione di azoto totale e fosforo calcolata per: a) la separazione liquido/solido; b) per il processo complessivo (separazione+trattamento biologico)

	percentuale di rimozione	
	a	b
azoto totale	18	75
fosforo	76,8	90,5

I liquami provenienti dagli allevamenti vengono scaricati in una *vasca di ricezione*. Da qui i liquami vengono pompati in una *vasca di equalizzazione* e successivamente avviati al trattamento di *separazione L/S* operato da una centrifuga ad asse orizzontale (Figura 25).
La frazione solida viene avviata al compostaggio mentre quella liquida viene accumulata in una vasca polmone prima di essere sottoposta al trattamento biologico di nitrificazione-denitrificazione.
A seguito del processo biologico l'effluente viene trasferito in un bacino di calma per favorire la *sedimentazione* del fango.
Il fango sedimentato viene ricircolato nella vasca di ricezione mentre il surnatante chiarificato viene scaricato per gravità nel vicino lagone da dove viene poi prelevato per essere distribuito sui terreni dei soci conferenti.
Il centro riceve 7,5 € per tonnellata di scarti verdi conferiti come contributo per il processo di compostaggio, vende il compost a 3 €/t a privati o ad aziende orticole della zona e il solido separato da centrifuga a 6-8 €/t.
Secondo quanto indicato i costi di gestione per il singolo allevatore socio, comprensivi della gestione di tutto il centro, incluso il trasporto degli effluenti la distribuzione agronomica dell'effluente trattato e comprensivi dei ricavi dalla vendita dei prodotti solidi, vanno dai 6 ai 10 €/m^3 di liquame trattato.

Figura 25 – Schema di flusso della linea acque. Con pallino rosso sono indicati i punti di campionamento utilizzati nel corso del monitoraggio 2010; con pallino blu quelli del monitoraggio 2011.



Nel complesso, il Centro GIE-ACOR si è rivelato un ottimo esempio di "realtà consortile"per il trattamento dei reflui in quanto:

- integra al trattamento biologico la valorizzazione agronomica del solido separato in un'ottica globale di gestione degli effluenti;
- si inserisce nella comunità locale non come elemento di disturbo ma come elemento utile alla società, collaborando per il ritiro e la valorizzazione delle matrici verdi della raccolta differenziata (*rif. Unità Operativa: prof. Guercini*).

4.2.2 Gli impianti pilota di rimozione biologica

Il processo di rimozione biologica dell'azoto è stato studiato anche a livello di impianto pilota per il **trattamento della frazione liquida del digestato**. Al fine di gestire gli eccessivi carichi azotati presenti nel digestato anaerobico è possibile ricorrere o alla rimozione (per via biologica) o al recupero (per via chimico-fisica) dell'azoto presente in eccesso. Sebbene in una logica di conservazione delle risorse i processi di recupero risultino preferibili, ad oggi i processi di rimozione dell'azoto per via biologica, anche grazie alla loro affidabilità, possono rappresentare una valida risposta alla soluzione del problema. Questi processi garantiscono rese di abbattimento dell'azoto costantemente superiori al 60%, con buona affidabilità e costi che si aggirano nell'intervallo 5-6 € per m^3 di refluo trattato nel caso di EA tal quali e che si abbassano a meno di 3-4 € per m^3 se associati al processo di digestione anaerobica. Di fatto, le voci dei costi di esercizio sono riconducibili, per oltre il 60%, alle spese energetiche per la fornitura d'aria e al dosaggio di carbonio esterno, dal momento che la sostanza organica contenuta negli EA è generalmente insufficiente a sostenere il processo biologico di denitrificazione. Un'ulteriore significativa parte dei costi è chiaramente legata agli ammortamenti.
Una prima precisazione è utile riguardo alla tipologia di reattore, continuo o discontinuo. In generale, il reattore discontinuo (*Sequencing Batch Reactor*) ha i seguenti vantaggi: (a) rendimenti migliori rispetto agli impianti a fanghi attivi tradizionali e dunque volumi complessivamente più ridotti a parità di rendimenti; (b) maggiore flessibilità gestionale; (c) maggiore resistenza a shock di carico. Pertanto i reattori discontinui sono generalmente più adeguati al trattamento di EA, grezzi o pre-digeriti, come dimostrato anche dal numero di applicazioni in piena scala.

In questo studio il trattamento biologico della frazione liquida del digestato di effluenti di allevamento (anche misto ad energy crops e scarti agroindustriali) è stato indagato partendo dai processi convenzionali via-nitrato (1), per poi passare ai processi innovativi via-nitrito (2), distinguendo tra le tecniche implementabili nel settore zootecnico nel breve e medio-lungo termine. Infine, è stato sperimentato l'accoppiamento dei processi biologici con processi di ultrafiltrazione su membrana (3). Obiettivo principale è sempre stata la valutazione della fattibilità e la definizione di parametri ottimali di dimensionamento e gestione, così da fornire le basi tecniche per l'analisi costi-benefici.

1) Partendo dal **trattamento biologico via-nitrato (convenzionale)** la sperimentazione ha previsto il trattamento dei digestati in **reattori SBR**, aventi volume di reazione fino a 3 m^3 (Figura 26). Sono stati trattati due digestati scelti per la loro rappresentatività nello scenario agro-zootecnico e per la potenziale difficile biotrattabilità:
   (A) digestato di EA suini dopo separazione gravitazionale in laguna aerata;
   (B) co-digestato di EA bovini, insilati di mais e triticale e scarti agroindustriali (inclusi sangue, grassi animali e oli vegetali).

Quanto alla difficile trattabilità biologica, il digestato "A" aveva salinità elevata (equivalente a conducibilità di 13-16 mS/cm) e saltuaria, ma frequente, presenza di acque medicali; il digestato "B" aveva salinità equivalente a conducibilità di 40-45 mS/cm, oltre a solidi totali fino a 6%.
Il trattamento biologico via-nitrato ha dimostrato stabilità e solidità fino a carichi specifici di circa 0,8 kgN/m^3 giorno trattando EA suini con fonte esterna di carbonio. Tuttavia i consumi energetici e la necessità di carbonio esterno del trattamento, risultano drasticamente migliorabili tramite l'adozione dei processi innovativi via-nitrito.

Figura 26 – Impianto pilota SBR per la rimozione biologica dell'azoto ubicato presso la stazione sperimentale universitaria all'interno dell'area del depuratore comunale di Treviso

A fronte di quanto detto sopra, i processi biologici tradizionali hanno notevoli margini di ottimizzazione tecnico-economica perseguendo:

- corto-circuitazione via-nitrito della rimozione biologica dell'azoto;
- sistemi di controllo automatico.

2) La **corto-circuitazione via nitrito** implica una sensibile riduzione dei costi, in quanto la fase di ossidazione dell'azoto ammoniacale si fermerebbe a ione nitrito ($NH_4^+{}_{(aq)} \rightarrow NO_2^-{}_{(aq)}$). Inoltre, senza dover giungere alla produzione di ione nitrato, la fase di conversione dell'azoto in forma di azoto molecolare ($NO_2^-{}_{(aq)} \rightarrow N_{2(g)}$), detta *denitritazione*, sarebbe accelerata e richiederebbe minori quantitativi di sostanza organica se confron-

tata con la classica denitrificazione ($NO_3^-{}_{(aq)} \rightarrow N_{2(g)}$). Tutto ciò comporta, quindi, minori spese energetiche sia per la fornitura d'aria sia per il dosaggio di carbonio esterno, oltre che per la produzione di fango di supero biologico (comunque utilizzabile in agricoltura con la frazione solida) (Tabella 9).

Tabella 9 – Processi biologici di rimozione dell'azoto: fabbisogno stechiometriche di ossigeno e carbonio biodegradabile

	gO_2/gN (risparmio %)	gBOD /gN (risparmio %)
Nitrificazione-denitrificazione	4,57	4
Nitritazione-denitritazione	3,43 (25%)	2,4 (40%)
Nitritazione parziale-AnAmmOx	1,72 (62%)	0 (100%)

Ipotizzando cautelativamente: (1) aerazione (superficiale) con efficienza 0,8-0,9 kWh/$kgOD_{ceduto}$ in acqua pulita; (2) produzione di fanghi in reattori convenzionali di 1 kg Solidi Volatili Sospesi Totali (SVST)/kgN per reattori convenzionali e 0,15 kg SVST/kgN per reattori autotrofi; (3) costo del metanolo (fonte di carbonio esterno) di circa 300 €/t; (4) costo dell'energia di 0,09 €/kWh; (5) ipotesi costo utilizzo del fango di 60 €/t (costo non presente in caso di uso agronomico).

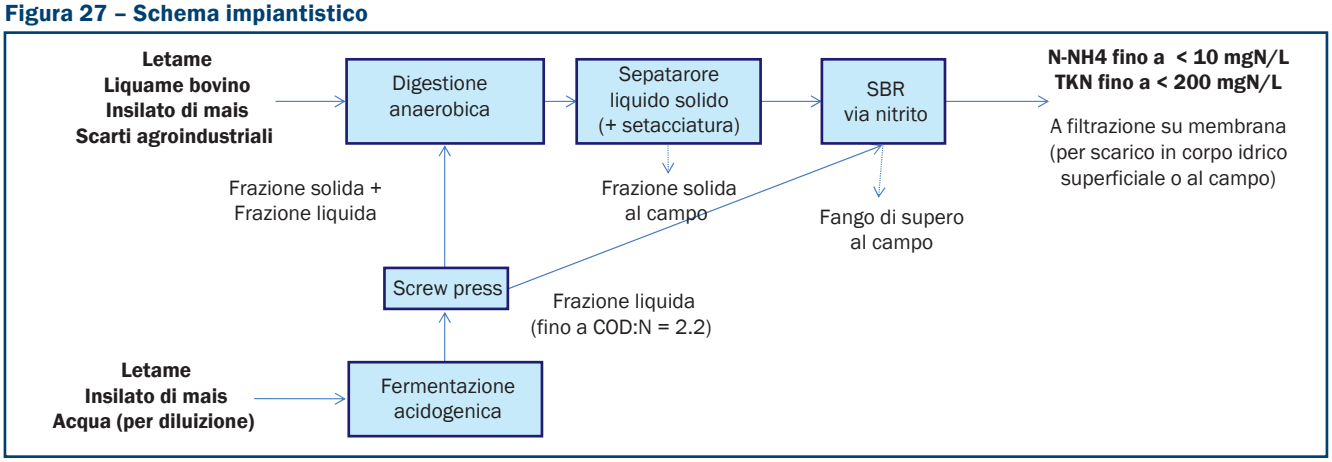
Diversamente dai processi convenzionali via-nitrato, che sono tecnologie collaudate, affidabili e largamente diffuse, i processi via-nitrito sono ad oggi in fase di sviluppo e recentemente hanno visto le prime applicazioni industriali nel settore agro-zootecnico in Bretagna (Rajagopal and Béline, 2011). D'altra parte, per quanto riguarda i processi completamente autotrofi (es. nitritazione parziale - AnAmmOx), la letteratura ne riporta esempi in piena scala ma nessuna nel settore agrozootenico.
Pertanto, si può ragionevolmente affermare che, nel settore agrozootecnico, la corto-circuitazione della rimozione biologica dell'azoto (dunque l'innovazione nei processi biologici) è attualmente perseguibile via nitritazione-denitritazione mentre nel medio-lungo si potrà giungere a consolidare e applicare diffusamente i processi completamente autotrofi (Nitritazione parziale-AnAmmOx), attualmente applicati con buon successo in scala pilota.
La sperimentazione condotta nell'ambito del Progetto è stata dunque tesa a validare, nel lungo termine (2 anni), i processi innovativi per la rimozione biologica dell'azoto da frazione liquida di digestati di varia natura (EA suino, EA bovino + energy crops + scarti agroindustriali).
Partendo da fanghi attivi convenzionali, dopo la fase di start-up durata circa un mese, il carico massimo trattabile dal SBR via nitrito è stato di circa 0,7 kgN/m^3 giorno per avere completa rimozione biologica dell'azoto. Tale valore è ben più elevato rispetto ai 0,15-0,2 kgN/m^3 giorno solitamente trattati in processi biologici convenzionali, sia in continuo che in SBR. Inoltre sono stati validati i risparmi di gestione del processo riportati in tabella 10. Infine si è verificato come la fermentazione acidogenica di EA ed Energy Crops (EC) per la produzione di sostanza organica rapidamente biodegradabile si è dimostrata ottimale per massimizzare le velocità di denitritazione e contemporaneamente abbattere i costi di gestione, utilizzando substrati già disponibili perché alimentati alla digestione anaerobica. D'altra parte le principali criticità tecniche per il trattamento biologico sono risultate legate soprattutto alla salinità del digestato e, in caso di co-digestione con scarti di macellazione, grassi animali ed oli vegetali, all'elevata frazione grassa che richiede pretrattamenti di flottazione ad aria disciolta.
Quanto agli scenari di lungo termine, la granulazione anaerobica del fango attivo e la parziale rimozione autotrofa dell'azoto hanno dimostrato che nel medio-lungo termine i processi di tipo AnAmmOx potranno essere messi a punto e diffusi anche nel settore zootecnico.
I risultati supportano le conclusioni sulla fattibilità e convenienza industriale dei processi biologici innovativi, anche a confronto con i tradizionali. In conclusione lo schema di processo che può portare all'ottimizzazione dello schema impiantistico globale è illustrato in figura 27.

3) Ulteriore attività riguardante il trattamento biologico del digestato ha riguardato la sperimentazione condotta su **bioreattore a membrana (MBR)** in scala pilota di grossa taglia, **ottenuto accoppiando il reattore SBR all'ultrafiltrazione su membrane tubolari side-stream**. In generale la tecnologia a membrana è proposta per la concentrazione del digestato e già applicata in numerosi impianti austriaci e tedeschi, come sequenza di: (a) setacciatura (aperture ~ 1 mm); (b) microfiltrazione (o ultrafiltrazione); (c) osmosi inversa. Tuttavia, nonostante i numerosi impianti realizzati e in esercizio, la sostenibilità tecnico-economica è tuttora discutibile,

Tabella 10 – Metodi di rimozione dell'azoto e stima dei costi specifici per kgN-NH4 rimosso (Fernandez et al., 2010)

Technologia	O_2	Elettricità		Fonte di carbonio (ipotesi di uso di metanolo)		Fango		Costo totale (incluso smaltimento fango)
	kg	kWh	€	kg MeOH	€	kg	€	€
N/D convenzionale senza uso di C esterno	4,3	4,3	0,39	-	-	1,0	0,27	0,66
N/D convenzionale con uso di C esterno	4,3	4,3	0,39	2,5	0,75	1,0	0,27	1,36
N/D via-nitrito senza uso di C esterno	3,4	3,4	0,31	-	-	0,60	0,16	0,47
N/D via nitrito con uso di C esterno	3,4	3,4	0,31	1,5	0,45	0,60	0,16	0,92
Nitritazione parziale/ Anammox (1 o 2 steps)	2,0	2,0	0,18	-	-	0,15	0,04	0,22

Figura 27 – Schema impiantistico



specialmente per quanto riguarda gli elevati consumi energetici, riportati essere nel range 16-25 kWh per metro cubo di digestato. Quanto ai volumi trattati, con questi impianti circa il 50% del digestato è scaricabile direttamente a corpo d'acqua superficiale mentre i restanti flussi sono ricircolati al digestore (20%) o utilizzati in agronomia (15%).

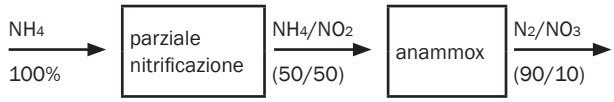
La tecnologia MBR sta avendo diffuse applicazioni per il trattamento delle acque reflue urbane e industriali e, rispetto ai sistemi convenzionali, sostanzialmente permette una migliore flessibilità gestionale dei processi biologici, la rimozione virtualmente totale del particolato sospeso e la riduzione di ingombri. Tuttavia, altre aree di possibile applicazione della tecnologia MBR rimangono piuttosto poco diffuse in scala industriale, richiedendo ulteriori approfondimenti sperimentali. Una di queste potrebbe essere il trattamento degli EA, grezzi o pre-digeriti, ma ad oggi non si ha disponibilità di dati di lungo esercizio di impianti reali tali da effettuare un'analisi costi-benefici attendibile. Per quanto appena detto, obiettivo del Progetto è stata la valutazione dei vantaggi derivanti dalla tecnologia SBR-MBR rispetto al SBR operante con la tradizionale separazione liquido/solido gravitazionale. In base alla sperimentazione effettuata si può affermare che la filtrazione su membrana accoppiata al processo biologico non apporta, di fatto, valore aggiunto per la rimozione biologica dell'azoto. Infatti, il fango biologico in SBR convenzionali non ha evidenziato problemi di sedimentabilità tali da giustificare l'utilizzo delle membrane, come avviene saltuariamente negli impianti di trattamento delle acque reflue. In aggiunta il fango è risultato propenso alla granulazione aerobica grazie alla precipitazione di sali di fosforo che fungono da nuclei per l'agglomerarsi di fanghi biologici. D'altra parte l'uso delle membrane permette la ritenzione della frazione di azoto particolata e non sedimentabile. La composizione chimica del digestato ha evidenziato rilevanti quantità di potenziali *foulants* (es. EPS) e *scalants* (sali disciolti). Tuttavia i test di filtrazione di breve e lungo termine hanno evidenziato valori di *fouling rate* sostenibili. Ovviamente, dato il limitato tempo di esercizio, non sono possibili conclusioni sul tempo di vita delle membrane e, dunque, sui costi necessari per la loro sostituzione (*rif. Unità Operativa: prof. Cecchi, Pavan, Battistoni)*.

4.2.3 Test di deammonificazione

Un processo biologico di rimozione dell'azoto alternativo a quello che opera per nitrificazione-denitrificazione è la deammonificazione.

Si realizza in due tappe: una prima parziale nitrificazione, arrestata allo stadio di nitrito NO_2, seguita dalla reazione ANAMMOX che converte l'ammonio e il nitrito in azoto molecolare gassoso N_2. La reazione ANAMMOX (ANaerobic AMMonium Oxidation) viene realizzata da un particolare ceppo di microrganismi scoperto solo recentemente ma che risulta essere la componente principale del ciclo dell'azoto nell'oceano (fino al 70%). Si tratta di un'ossidazione anaerobica dell'ammonio: l'ammonio e il nitrito vengono convertiti in azoto molecolare (N_2) e acqua (Figura 28). I batteri ANAMMOX sono anaerobi autotrofi.

Figura 28 – Schema delle reazioni coinvolte nel processo ANAMMOX



La minore domanda di ossigeno per ossidare parte dell'ammonio a nitrito, il metabolismo autotrofo e la bassa produzione di fanghi determinano vantaggi economici a cui si sommano quelli ambientali legati all'abbattimento delle emissioni di anidride carbonica.

Il processo non è però privo di svantaggi: i batteri ANAMMOX hanno infatti tempi di duplicazione molto lunghi che determinano un allungamento (fino a tre anni) della fase di start-up di un impianto biologico; sono inoltre molto sensibili alle condizioni ambientali (pH e temperatura) e alla concentrazione di varie specie chimiche, tra cui ossigeno, nitrito, fosfati, acetilene, metano, *etc*.

L'attività di monitoraggio svolta è consistita in una campagna di analisi presso la Ditta Eurotec WTT di Padova che ha realizzato e tenuto in funzione per tre anni (dal 2007 al 2010) un reattore ANAMMOX sperimentale di 3 litri, finalizzato all'arricchimento dei batteri (Figura 29). Parte del fango sviluppato è stato poi prelevato e impiegato per prove di arricchimento in batch eseguite in collaborazione con il Dipartimento di Biotecnologie dell'Università di Pado-

va e con il Dipartimento di Produzione Vegetale (DIPROVE) dell'Università di Milano.
Obiettivo primario è stato quello di verificare le possibilità di applicazione del processo al trattamento degli effluenti zootecnici, con una prima fase rivolta alla coltivazione del fango ANAMMOX a partire da un fango aspecifico. È infatti fondamentale comprendere quali sono le condizioni per la crescita stabile di questi microrganismi. Solo conoscendo i parametri chimico-fisico-ambientali che consentono lo sviluppo del fango microbico è possibile trasferire la tecnologia a scala reale.
Dalle indagini microbiologiche sui campioni di liquido in entrata e in uscita dal reattore è emersa la forte competizione che si instaura con i denitrificanti e la difficoltà degli ANAMMOX di prevalere al minimo cambiamento delle condizioni ambientali.
La competizione con i denitrificanti è sicuramente un limite nel possibile impiego nel trattamento degli effluenti, specialmente di quelli bovini particolarmente ricchi di sostanza organica.
Al momento si ritiene che il processo di deammonificazione non sia ancora maturo per una applicazione commerciale nel trattamento degli effluenti zootecnici in quanto non si ha la completa padronanza dei fattori di processo, a loro volta decisivi per il corretto funzionamento dell'impianto (*rif. Unità Operativa: prof. Guercini*).

Figura 29 – Il reattore ANAMMOX

4.2.4 Trasformazione degli effluenti di allevamento e del digestato in materiale palabile con riduzione dell'azoto

Tra le tecnologie riduttive si annovera anche la trasformazione dei liquami e del digestato in materiale palabile con abbattimento dell'azoto (CLF MODIL). È una soluzione proposta da tempo, anche se non registra ancora una larga diffusione, i cui vantaggi sono essenzialmente attribuibili all'ottenimento di un prodotto palabile di massa ridotta, più facilmente gestibile e con minori rischi di impatto ambientale e alla riduzione del contenuto di nutrienti.
L'impianto di trattamento è costituito da una corsia a sviluppo orizzontale, realizzata in cemento armato, avente una lunghezza fino a 120 m, larghezza fino a 20 m e altezza delle pareti fino a 1,6 m. I liquami e/o il digestato vengono distribuiti su un letto di materiale organico a basso contenuto di umidità (paglia trinciata, truciolo di legno, segatura, stocchi di mais trinciati, *etc*), posizionati nella corsia di trattamento prima dell'inizio del ciclo.
Un carroponte, su cui sono montate le attrezzature di distribuzione e movimentazione della massa, percorre in tutta la sua lunghezza la corsia di trattamento spostandosi su binari e garantisce dapprima la distribuzione in superficie del liquame o del digestato (fase di andata) e successivamente la movimentazione e ossigenazione della biomassa (fase di ritorno).
La distribuzione di liquami a basso tenore di solidi, come quelli suinicoli, e di digestato chiarificato da separazione liquido/solido viene effettuata per tracimazione da una canaletta posizionata anteriormente al carroponte; per i liquami con un contenuto di sostanza secca superiore al 5-6% si ha la distribuzione con sistema centrifugo con una serie di tubazioni che scaricano il prodotto all'altezza della biomassa presente nella corsia.
La fase di rivoltamento-aerazione (Figura 30) viene operata mediante coclee che vengono abbassate per la movimentazione della biomassa e si spostano in senso trasversale alla corsia. Il sistema consente, oltre al rivoltamento del materiale, anche l'insufflazione di aria per mezzo di un compressore, attraverso delle cavità presenti nelle coclee stesse.
Alla fine del ciclo di trattamento, che si è mantenuto mediamente per quattro mesi, si dispone di un prodotto palabile con umidità del 70-80%. Per ciascun ciclo la quantità di materiale assorbente viene indicata pari a circa 0,18 t/m^3 di corsia. La quantità di liquami o di digestato distribuibile giornalmente nell'impianto è indicabile in circa 18-20 litri/m^3 di corsia.
Il processo è esotermico: la temperatura della biomassa, però, risulta molto variabile, con valori medi dell'ordine di 50°C nei primi 15-20 giorni e dell'ordine di 30-40°C nel periodo successivo. Nelle zone con maggiore presenza di biomassa le temperature si mantengono più alte, superando i 60°C e con valori prossimi ai 40°C anche a fine ciclo (Figura 31). Ciò evidenzia la necessità di garantire ad inizio ciclo nella "corsia di trattamento" una quantità di biomassa adeguata e l'immissione di biomassa anche durante il ciclo

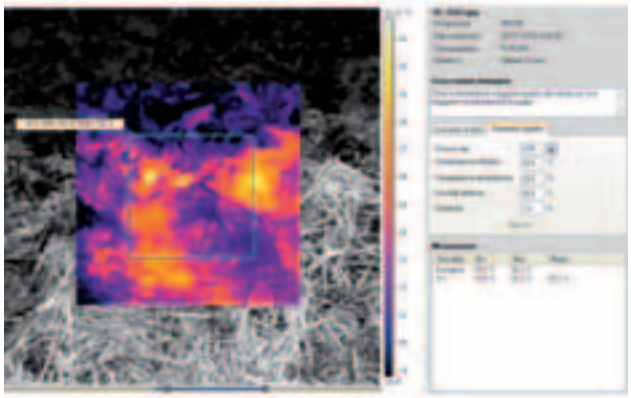
Figura 30 – Fase di rivoltamento – ossigenazione mediante coclee in impianti con substrato in truciolo di legno (sopra) e paglia (sotto).

qualora la sua altezza nella corsia ne evidenzi la necessità. Non a caso nei monitoraggi le temperature più alte si sono registrate in queste aree.

Per quanto concerne le temperature, le rilevazioni in superficie (fotocamera ad infrarossi, Figura 31) hanno evidenziato di non rispecchiare necessariamente quelle sotto-superficiali, ma hanno consentito di avere una buona rappresentazione dei fenomeni fermentativi. Le differenze massime tra superficie e interno della"vasca" sono risultate <10°C. La termografia, inoltre, ha consentito di avere indicazioni accurate soprattutto in fase di rivoltamento della biomassa.

Il monitoraggio è stato condotto inizialmente in un allevamento suinicolo della Lessinia (VR) ed è stato poi esteso ad altri impianti della pianura padana e del centro Italia,

Figura 31 – Termografia di una zona del cumulo a maggiore presenza di paglia



tutti in scala reale, operanti su liquami e digestato (Castel Gabbiano - CR, Vescovato - CR, Montefalco - PG).

Obiettivo principale dei monitoraggi è stato quello di verificare la sostenibilità ambientale della tecnologia, trattandosi di impianti operanti in ambiente non confinato e non essendo disponibili dati attendibili nel merito.

Dai due anni di monitoraggi è emerso che con il trattamento si è in grado di garantire:

- una riduzione di massa ≥80%;
- una riduzione dell'azoto degli effluenti di allevamento e del digestato in entità anche superiore al 70% (valore medio 68%) con una quota assai limitata di emissioni di ammoniaca e protossido di azoto e senza impatto olfattivo significativo.

I risultati di abbattimento di massa e azoto relativi ai diversi impianti e ai diversi cicli di trattamento sono riportati in tabella 11.

Nel merito delle emissioni, i valori rilevati per NH_3 e N_2O (con il metodo della camera statica e analizzatore in continuo foto acustico Bruel & Kjaer) sono risultati di non significativa rilevanza, attestandosi sul 2% dell'azoto abbattuto nel ciclo. Tale dato fa riferimento alla somma delle emissioni dei due gas, considerando sia la fase statica tra un ciclo di lavorazione e il successivo sia la fase attiva di distribuzione e movimentazione della biomassa (indicativamente 1 ora per la distribuzione e 5 ore per il rivoltamento, contro le 18 ore di "riposo"). L'entità di queste emissioni si è ripetuta su tutti gli impianti senza significative differenze tra cicli invernali ed estivi.

Acquisito che con la trasformazione dell'azoto ammoniacale e organico introdotto nell'impianto tramite i liquami ed il

Tabella 11 – Risultati di riduzione di massa e abbattimento dell'azoto negli impianti sottoposti a monitoraggio

Impianto	Ciclo	Riduzione di massa (%)	Perdita ST (%)	Perdita Acqua (%)	Perdita N(%)	Emissione N-NH_3 (%)	Emissione N-N_2O (%)
Bosco Chiesanuova	Ciclo 1	92,2	3,4	88,8	65,4	2,0	0,2
Bosco Chiesanuova	Ciclo 2	86,1	2,3	83,8	73,1	2,0	<0,1
Bosco Chiesanuova	Ciclo 3	92,8	2,7	90,1	85,8	0,9	0,2
Castel Gabbiano	Ciclo 1	81,0	6,3	74,7	68,9	0,7	0,2
Castel Gabbiano	Ciclo 2*	61,0	10,4	50,7	66,5	2,2	0,8
Vescovato	Ciclo 2**	43,2	3,1	40,1	52,6	2,4	0,2

** ciclo sperimentale con limitatissima quantità di materiale secco ad inizio ciclo;*
*** ciclo con apporto di liquami nettamente inferiore allo standard*

digestato non si hanno emissioni significative di ammoniaca e protossido di azoto e che, ovviamente, non si hanno emissioni di NOx, non resta che dare piena credibilità alla trasformazione dell'azoto della biomassa in N_2.
È d'altra parte ormai chiaro che, oltre ai principali processi biologici coinvolti nel ciclo dell'azoto rappresentati dalla fissazione dell'azoto, mineralizzazione, nitrificazione e denitrificazione, esistano processi non attribuibili all'azione di batteri nitrificanti e di batteri denitrificanti (Hayatsu *et al.*, 2008). Recenti studi hanno infatti dimostrato come nel ciclo dell'azoto siano coinvolti molti altri microrganismi. La trasformazione dell'ammoniaca in azoto molecolare, inoltre, non passa necessariamente per le classiche fasi di nitrosazione, nitrificazione e denitrificazione, ma può avvenire anche secondo la sola nitrosazione o la deammonificazione. L'attività di questi batteri, attualmente in fase di studio in molti processi ambientali, appare caratterizzata da una notevole versatilità, potendo indurre la trasformazione di composti dell'azoto fino ad ottenere azoto molecolare non solo utilizzando i nitriti come accettori di elettroni, ma anche utilizzando acidi organici, in caso di carenza di ammoniaca, per ridurre i nitrati in nitriti, i nitriti ad ammoniaca per poi arrivare alla produzione di azoto molecolare (Op den Camp *et al.*, 2006).
Al fine di comprendere il meccanismo della riduzione dell'azoto nel processo si sono avviate delle sperimentazioni mirate: un primo approccio è stato quello di quantificare i batteri appartenenti al ciclo dell'azoto. Si è operato su biomassa prelevata dall'impianto di Castel Gabbiano (impianto a valle di impianto biogas), messa in camera termostatata su substrato elettivo: è stata rilevata la presenza di 10^7 unità formanti colonie (u.f.c.) per grammo di biomassa.
Vengono ridotte drasticamente, inoltre, le emissioni in fase di distribuzione, visto che il prodotto finale risulta quasi privo di azoto ammoniacale e a bassa emissività di odore. Si tratta di un aspetto da non trascurare dato che le emissioni nella distribuzione si attestano normalmente su valori molto alti, fino al 50% dell'ammoniaca a seconda delle modalità di distribuzione (Sartori *et al.,* 2011).
Anche considerando un valore minimale di volatilizzazione dell'ammoniaca del 10%, con la distribuzione di 1.000 m^3 di liquami si avrebbe la liberazione in atmosfera di

$$1000 \times 3{,}5\ kg/m^3\ NH_3 \times 0{,}10 = 350\ kgNH_3$$

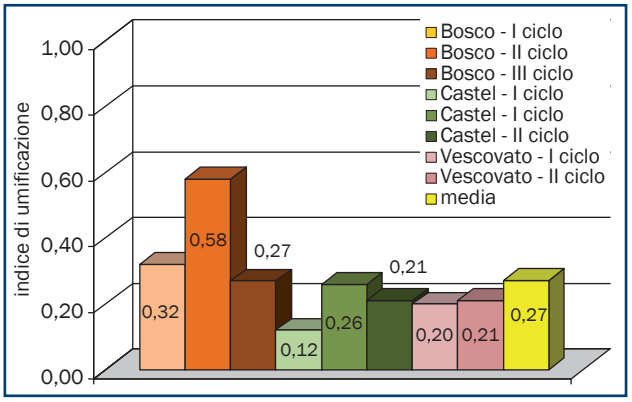
Caricando nell'impianto la stessa quantità di liquame non si superano invece 120 kg NH_3 in quattro mesi.
Per quanto concerne le emissioni di altri gas:
- per il metano (CH_4): si registrano emissioni analoghe o inferiori a quelle che si hanno nelle vasche di stoccaggio in alternativa utilizzate;
- per l'idrogeno solforato (H_2S): si hanno emissioni contenute, con valori compresi tra 0,01 ppm e 0,2 ppm, con valori più alti rilevati nelle fasi di rivoltamento e spandimento; anche per questo gas i valori sono assimilabili a quelli di stoccaggio.

Per tutti i gas monitorati si registrano, comunque, valori di gran lunga inferiori a quelli definiti dal D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. sia in termini di valore delle emissioni sia in termini di bilancio di massa.

In termini di impatto da odori molesti in nessuno dei quattro impianti in monitoraggio si sono evidenziati problemi. Anche nei momenti di spandimento dei liquami nella "vasca di trattamento", in questi impianti, non sono avvertibili odori significativi, che comunque si azzerano a pochi metri dall'impianto.
Le prove olfattometriche effettuate sull'impianto hanno evidenziato i seguenti valori medi:
- sull'impianto nella fase di "riposo" max 30 Unità Olfattive (UO)/m^3;
- sull'impianto durante la distribuzione dei liquami max 100 UO/m^3.

Ai vantaggi relativi alla riduzione di massa e all'abbattimento dell'azoto si aggiunge l'elevata stabilizzazione del materiale, deducibile dal valore dell'indice di umificazione (Figura 32), mediamente pari a Hi=0,27 che corrisponde ad una percentuale del 73% di biomassa umificata. La quasi totale complessazione dell'azoto, che si presenta pressoché totalmente in forma organica (>95%), sta ad indicare un elevato valore agronomico del materiale ottenuto.

Figura 32 – Indice di umificazione dei campioni sperimentali



Infine, per l'aspetto economico si sottolineano:
- l'elevata riduzione della massa da gestire, con un quantitativo di prodotto da movimentare limitato al 15-20% della massa originaria;
- la trasformazione dei liquami in un prodotto palabile;

I costi di gestione sono rappresentati dalle seguenti voci:
- spesa energetica: 2-5 kWh/m^3 di liquame affluente a seconda del tipo di materiale assorbente utilizzato;
- movimentazione della massa a fine ciclo: con due spandiletame a disposizione e distribuzione entro un raggio di 3 km, il tempo totale di movimentazione e carico spandiletame è di 18 ore (12 ore di tempo effettivo della pala aziendale). Con riferimento all'unità di volume del liquame caricato nell'impianto durante il ciclo, il costo di gestione risulta di 0,30 €/m^3 per il lavoro conto terzi e di 0,12 €/m^3 per la pala aziendale;
- costo della biomassa: la quantificazione è più difficile, dipendendo dai materiali usati e dal loro prezzo di mercato; se si considera il prezzo attuale della paglia, per un processo ben gestito il costo per m^3 di liquame affluente risulta dell'ordine di 4-5 €; un valore più contenuto va accreditato a miscele di biomasse (paglia, truciolo, compost verde, *etc*).

Nel bilancio economico va considerata in detrazione la notevole riduzione dell'azoto da gestire agronomicamente (60-70%), con conseguente riduzione dei costi per la "concessione di terreni", oltre ai sensibili minori costi del trasporto e distribuzione necessari per l'utilizzo agronomico, avendosi una massa ridotta dell'80%.
Andrebbe anche quantificato il beneficio ambientale dell'uso agronomico di materiale palabile al posto di liquami.
Se il costo dell'impianto non è trascurabile, come la necessità di spazio, va ricordato che nella maggior parte dei progetti in essere è prevista la copertura dei capannoni con pannelli fotovoltaici: la loro adozione consente di avere, nei quindici anni di incentivazione della produzione elettrica degli impianti biogas, un'entrata nettamente superiore al costo dell'impianto.
Queste prove se confortate da analoghi test e risultati effettuati in altri stati membri potrebbero essere valutate dalla Commissione come tecnologie per l'abbattimento dell'azoto (*rif. Unità Operativa: prof. Chiumenti*).

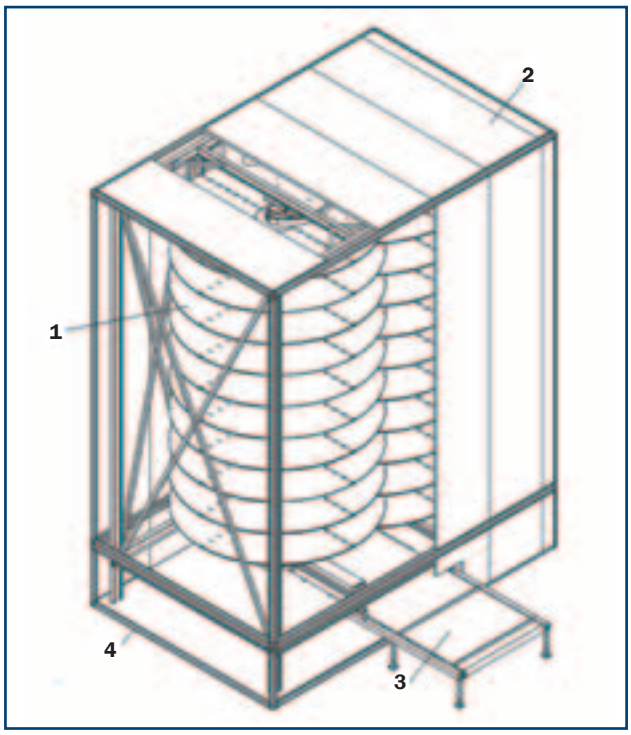
4.2.4.1 Trattamento di essiccazione del digestato a valle

Per questi impianti di trattamento inseriti in aziende con impianto di digestione anaerobica, in alternativa all'utilizzo agronomico del digestato reso palabile, esiste la possibilità di essiccare il materiale sfruttando l'energia termica che il co-generatore dell'impianto di biogas mette a disposizione.
Il bilancio di massa dimostra che in un impianto di biogas della potenza di 1 MWe è possibile essiccare ad umidità < 50% tutto il digestato prodotto fino a 150 m^3/giorno, quantità che si possono avere in impianti che utilizzano in prevalenza effluenti di allevamento.
Il prodotto così ottenuto ha le caratteristiche dell'ammendante e, se igienizzato nel processo di essiccazione, come previsto dal Regolamento CE 1069/2009, può essere immesso sul mercato garantendo all'azienda un'entrata economica tale da pareggiare il costo della biomassa asciutta utilizzata nel processo a monte, descritto nel paragrafo precedente.
Partendo da queste valutazioni teoriche si sono impostate delle prove di essiccazione del digestato reso palabile dall'impianto sopra descritto per verificarne la sostenibilità tecnica ed ambientale.
Le iniziali prove in laboratorio sono state condotte su materiale dell'impianto di Castel Gabbiano (CR): si è operato in un tunnel in flusso d'aria con temperature di 80°C, con controllo a valle delle emissioni. I valori registrati hanno evidenziato la pressoché assenza di ammoniaca, di odori e di polveri.
Più recentemente si sono effettuate prove di essiccazione del digestato reso palabile (sempre nell'impianto di Castel Gabbiano) con un essiccatoio in scala reale , realizzato per un impianto di biogas della potenza di 350 kWe dalla ditta INDEST di Velo d'Astico (VI).
Peculiarità dell'impianto è quella di avere una strutturazione verticale (brevettata), con flusso del materiale da essiccare dall'alto verso il basso, con andamento a cascata dai dischi del piano superiore, ove avviene il carico del prodotto, a quelli sottostanti (Figure 33 e 34).

Il vantaggio di questa soluzione tecnologica è essenzialmente quello di garantire l'igienizzazione della biomassa e di richiedere limitati spazi operativi: per un impianto biogas della taglia di 1 MWe, l'essiccatoio ha una pianta di 5 x 3,5 metri e un'altezza di 6,5 metri. Per taglie inferiori di impianti di biogas, come quello di prova, la pianta resta eguale e si riduce l'altezza, per la presenza di un numero inferiore di dischi sovrapposti (4+4 quelli dell'impianto monitorato).

Figura 33 – Vista dell'impianto monitorato c/o INDEST

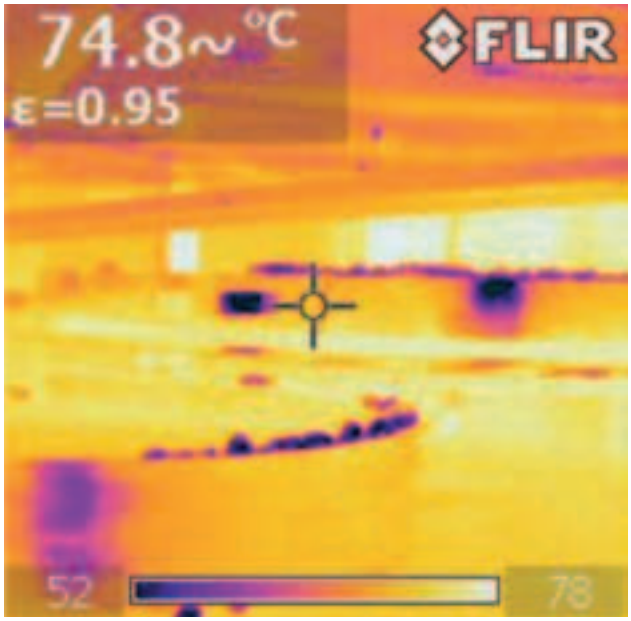
Figura 34 – Schema dell'impianto: 1) struttura a dischi, 2) isolamento a taglio termico, 3) nastro di scarico; 4) pavimento isolato dell'impianto



Le prove sono state condotte per verificarne la funzionalità meccanica, le prestazioni e per confermare la sostenibilità ambientale.
L'impianto ha operato con valori medi di 90°C (Figura 35), con un gruppo aerotermico della potenza di 280 kWt montato per le prove.
Il prodotto aveva un'umidità media del 75% in entrata e del

45% in uscita. La capacità di lavoro è stata di circa 0,4 t/h con un tempo di permanenza del prodotto nell'impianto di 2 ore. Si è avuta, quindi, una piena rispondenza ai requisiti di cui al Regolamento CE 1069/2009.

Figura 35 – Termografia dell'interno dell'essiccatoio sanitizzatore: sono individuabili due dei dischi dell'impianto con il materiale



Sotto l'aspetto della sostenibilità ambientale sono stati effettuati controlli delle emissioni di polveri e gas ammoniacali. Per le polveri non si sono evidenziate emissioni significative e ciò risultava prevedibile dalle seguenti considerazioni:

- l'umidità del prodotto in uscita (40-45%) non raggiunge livelli tali da avere emissioni di polveri;
- all'interno dell'impianto la biomassa si sposta molto lentamente da disco a disco;
- l'aria in uscita dall'impianto arriva ad una camera di espansione e prima di arrivare al ventilatore, che mette in depressione l'impianto, passa attraverso uno scambiatore di calore.

In termini di emissioni di gas e odori non si sono rilevati valori apprezzabili per i seguenti motivi:

- il materiale caricato si presenta come un terriccio umido privo di odore, trattandosi di biomassa stabilizzata nel processo anaerobico prima e nel trattamento di trasformazione del digestato liquido in materiale palabile poi;
- il livello di stabilizzazione raggiunto (indice di umificazione Hi = 0,27) è anch'esso elemento che evidenzia la maturazione del prodotto.

Questo monitoraggio è ancora in atto, ma già ha fornito indicazioni positive sulla sostenibilità dell'intero processo a valle della digestione anaerobica, anche sotto l'aspetto ambientale.

Il costo dell'impianto di essiccazione/igienizzazione dimensionato per un impianto a biogas da 1 MWe, è dell'ordine di 300.000 euro; il costo di gestione può essere indicato dell'ordine di 0,1 €/t di digestato in uscita dall'impianto biogas (25 kWh/t la spesa di energia elettrica con riferimento al prodotto secco) (*rif. Unità Operativa: prof. Chiumenti*).

4.2.5 Gestione della lettiera di un allevamento di polli da carne attraverso la combustione in impianto di termovalorizzazione

Nell'ambito delle tecnologie di tipo riduttivo la combustione rappresenta senza dubbio il sistema più efficace e drastico nel trattamento di effluenti allo stato solido a medio-basso contenuto di umidità quali sono le lettiere avicole, dato che essa permette di eliminare l'azoto presente in questi prodotti trasformandolo in N_2 che si allontana con i fumi. Il residuo della combustione è rappresentato dalle ceneri, corrispondenti al 10-20% della massa di partenza, in buona parte potenzialmente riutilizzabili come fertilizzanti P-K. Il recupero energetico (termovalorizzazione) che può, o meglio deve accompagnare il processo di combustione, è interessante sia qualora detto recupero avvenga con la sola produzione di calore sia che avvenga attraverso la co-generazione. La scelta tra l'una o l'altra forma dipende in genere dal quantitativo di materiale disponibile, con soluzioni che possono coinvolgere uno o più allevamenti tra di loro variamente associati.

La diffusione di questa tecnologia, soprattutto per gli impianti di medio-grandi dimensioni, è stata in ogni caso sino a questo momento fortemente rallentata dalla scarsa accettazione da parte dell'opinione pubblica, preoccupata per le conseguenze di tipo ambientale e sanitario derivanti dalle emissioni in atmosfera.

Il monitoraggio, protrattosi per un intero anno (giugno 2010-giugno 2011), ha avuto come oggetto un allevamento di polli da carne sito nel Comune di Cordignano (TV) della consistenza di poco meno di 140.000 capi/ciclo nel quale, dal 1987, è in funzione una caldaia della potenza termica al focolare di circa 800 kW. Il processo di termovalorizzazione adottato è quello della combustione diretta, un trattamento da considerarsi tecnologicamente maturo e in grado di soddisfare il rispetto dei limiti di legge per quanto riguarda le emissioni in atmosfera.

Il funzionamento della caldaia non è comunque rientrato tra gli obiettivi del monitoraggio, non fosse altro per il fatto che la macchina in questione risultava obsoleta soprattutto per quanto riguarda la sezione di abbattimento dei fumi. La caldaia, poco dopo la conclusione del monitoraggio, è stata dimessa e sostituita con una di maggiore potenza, abbinata ad un sistema di co-generazione e provvista di un aggiornato sistema di depolverazione e controllo delle emissioni.

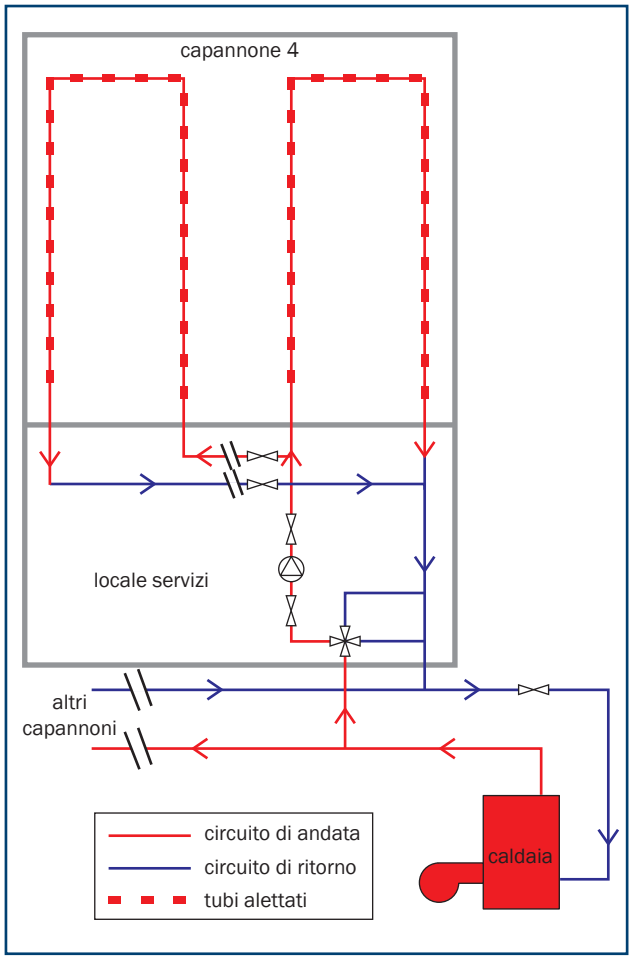
Obiettivo del monitoraggio è stato invece quello di: a) verificare l'efficacia della presenza della caldaia nella gestione delle deiezioni prodotte in allevamento, in primis quelle in esubero rispetto alla disponibilità di terreni per la distribuzione agronomica diretta; b) quantificare l'entità del risparmio energetico garantito dalla termovalorizzazione (in termini di mancato consumo di combustibili fossili) per il riscaldamento dei locali di allevamento.

L'allevamento è composto da quattro stalle più un edificio utilizzato per lo stoccaggio della lettiera; in una porzione di questo ma in un ambiente separato, si trova l'impianto di termovalorizzazione (Figura 36).

Figura 36 – La caldaia (in primo piano) e il gruppo di scambio termico fumi-acqua (sullo sfondo)

Il recupero energetico avviene tramite uno scambiatore fumi-acqua che a sua volta alimenta un circuito per il riscaldamento delle quattro stalle (Figura 37).

Figura 37 – Schema del circuito di riscaldamento ad acqua calda dei ricoveri



La produzione annua di lettiera ottenuta dallo svolgimento di cinque cicli di allevamento è stata di 751 t, di cui 732 t sono state utilizzate per alimentare la caldaia (Tabella 12). La quota di lettiera non utilizzata per la termovalorizzazione, pari a 19 t – contenente 570 kg di azoto – è stata distribuita sui terreni aziendali. Da notare che il Comune di Cordignano rientra nella Zona Vulnerabile ai Nitrati.

Tabella 12 – Produzioni di lettiera e di azoto, quantità utilizzate/distrutte in termovalorizzazione, quantità residue e fabbisogno di terreno con e senza la termovalorizzazione (quantità massima di azoto distribuibile: 170 kg/ha/anno).

Lettiera prodotta in allevamento	(t/anno)	751
Lettiera utilizzata per la termovalorizzazione	(t/anno)	732
Lettiera residua (avviata all'utilizzo agronomico)	(t/anno)	19
Azoto contenuto nella lettiera	(kg/anno)	22.369
Azoto residuo (per l'utilizzo agronomico)	(kg/anno)	570
Superficie teorica necessaria (con termovalorizzazione)	(ha)	3
Superficie necessaria (in assenza di termovalorizzazione)	(ha)	132

In virtù della presenza e del funzionamento dell'impianto di termovalorizzazione l'allevamento risulta svincolato dall'approvvigionamento di combustibili convenzionali, non rinnovabili, per il riscaldamento delle stalle. La presenza di un combustibile "a costo zero", abbinato a strutture dotate di un efficiente isolamento termico e sistema di controllo ambientale, consente all'imprenditore di mantenere un livello termico ottimale all'interno dei ricoveri, a tutto vantaggio degli incrementi ponderali degli animali, della qualità dell'ambiente di allevamento, con una lettiera a fine ciclo caratterizzata da bassi livelli di umidità.
A questi vantaggi si deve aggiungere il risparmio di combustibile convenzionale, stimato in circa 17.774 kg di gasolio o 20.235 m^3 di metano, con un mancato costo rispettivamente pari a 16.352 e 12.141 €/ciclo/ricovero, calcolato durante un ciclo di allevamento invernale (*rif. Unità Operativa: prof. Guercini*).

4.3 Altre forme di gestione integrata degli effluenti di allevamento

Nel Progetto sono stati sviluppati due filoni di ricerca che riguardano aspetti particolari di applicazione delle tecnologie e/o delle linee tecnologiche sopra descritte.
In particolare questi approfondimenti riguardano la gestione integrata degli effluenti di allevamento attraverso:
a) utilizzo di impianti mobili di trattamento;
b) utilizzo impianti di depurazione dismessi.

4.3.1 Valutazione tecnico-economica di impianti mobili esistenti

Unità Operativa: prof. Guercini, Dip. TeSAF

Di fronte a costi elevati degli impianti di trattamento fisso per ridurre in modo significativo il carico di azoto aziendale e rientrare nei limiti definiti dalla Direttiva Nitrati, una soluzione analizzata è stata quella dell'adozione di unità mobili, acquistate o noleggiate da gruppi di aziende, in grado di intervenire presso le sedi aziendali per eseguire uno specifico trattamento.

Il termine "mobile" riguarda di fatto due distinte modalità di esecuzione impiantistica e gestionale. Vi è infatti il caso in cui l'attrezzatura risulta installata in maniera permanente sul pianale di uno o più mezzi di trasporto (autocarro, rimorchio) e da lì fatta funzionare; altri casi in cui l'attrezzatura, contenuta all'interno di un container o di uno skid, viene trasferita da un luogo ad un altro su di un mezzo di trasporto, mentre il suo funzionamento avviene dopo aver posato a terra il container o lo skid. Tra le due, la prima è quella che risponde in maniera più compiuta al concetto di mobilità in ambito zootecnico. Un'unità mobile deve infatti essere in grado di eseguire il trattamento con un adeguato grado di autonomia sia in termini di indipendenza energetica sia come presenza di attrezzature accessorie (pompe, tappeti mobili, *etc*), al fine di rendere possibile l'esecuzione del maggior numero di operazioni nel minor tempo possibile e con il minor impiego di manodopera.
L'ambito più interessante di utilizzo di un impianto mobile è quello che vede la partecipazione di un gruppo di allevamenti accomunati dalle medesime esigenze, la cui produzione di liquame sia tale da non giustificare, dal punto di vista economico, l'acquisto di una simile attrezzatura.
Diversamente, l'utilizzo dell'unità mobile può essere ricondotta alle modalità tipiche di un servizio contoterzi.

Di seguito viene fornita una panoramica dei sistemi mobili presenti sul mercato internazionale (principalmente europeo) ritenuti interessanti ed applicabili nella realtà locale. L'analisi si completa con alcune indicazioni sulla convenienza tecnico-economica all'utilizzo in situazioni di surplus di EA da parte di aziende zootecniche di piccole-medie dimensioni.
I sistemi mobili indagati, di cui è stato possibile dimostrare l'esistenza di una unità mobile costruita e funzionante, sono stati i seguenti:

Ditta	Modello	Principio di funzionamento	Tipo di effluente*
Selco-Ecopurin		Separazione L/S in 2 fasi	Liquami suini
Gyllex-Kemira	812PM	Separazione L/S in 2 fasi	Liquami suini
Evalor-Smelox		strippaggio e ossidazione catalitica NH_3	Liquami suini
Agritecnica	FAN Press-Screw	Separazione L/S a vite	vari
Pieralisi	vari	Decantazione centrifuga	vari

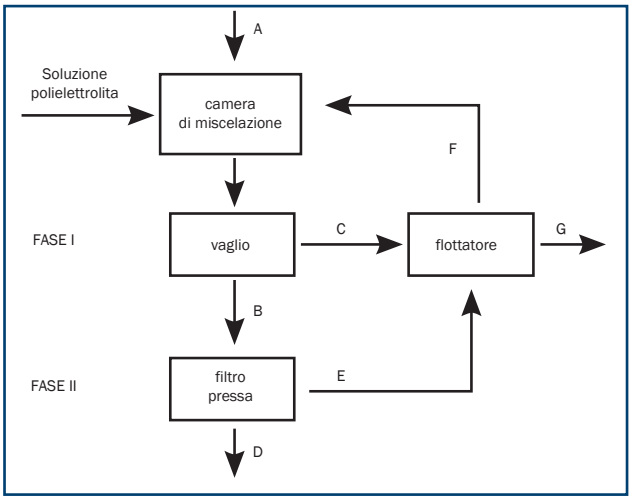
(*) Indicazione generale, al di là degli ambiti operativi rilevati nel corso del lavoro.

Selco-Ecopurin

Il sistema Selco-Ecopurin (Figura 38) è caratterizzato dall'esecuzione, in sequenza, di un trattamento di separazione L/S con un vaglio e una filtro-pressa, così come rappresentato nello schema a blocchi di figura 39.
L'affluente (A), preventivamente addizionato con un polielettrolita in una camera di miscelazione, viene immesso in un vaglio dal quale si ottiene una frazione solida (B) ed una liquida (C). La frazione solida viene immessa in una filtro-pressa dalla quale si ottengono nuovamente un pannello (D), primo prodotto del processo, e un liquido chiarificato (E) che viene unito a "C". Le due frazioni liquide, "E" e "C", vengono immesse in un flottatore il cui chiarificato (G) costituisce il secondo prodotto di processo mentre il fango flottato (F) viene ricircolato nella camera di miscelazione.

Figura 38 – L'unità mobile acquistata da APS Piemonte

Figura 39 – Schema a blocchi del processo Selco-Ecopurin



I risultati dimostrano un'elevata efficienza di rimozione dei nutrienti dall'affluente ma elevati consumi di acqua e additivi, oltre ad una complessità tecnica che richiede la presenza di un tecnico durante il funzionamento.
Un'unità mobile è stata acquistata nel 2010 da APS Piemonte (Organizzazione Produttori Suini Piemonte) che offre questo servizio agli associati.

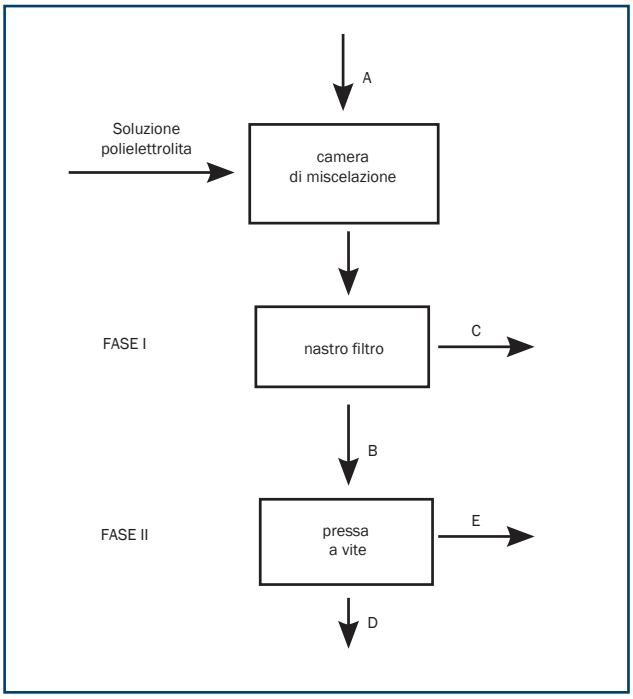
Gyllex-Kemira 812PM

L'unità mobile della Gyllex- "Kemira 812PM" (Figura 40) basa anch'essa il suo funzionamento su una sequenza di trattamenti di separazione L/S (Figura 41). Il liquame da trattare viene immesso in una camera di miscelazione (A) nella quale si procede al dosaggio di prodotto ad azione flocculante (poliacrilamide in soluzione acquosa) e di un coagulante. L'effluente così trattato passa quindi in una nastro-pressa all'uscita della quale si ottengono una frazione

chiarificata (C) e una addensata (B). Quest'ultima viene inviata alla seconda fase di separazione, operata con pressa a vite, dalla quale si ottengono una frazione solida (D) ed una liquida, che viene unita al chiarificato (E).

Figura 40 – Unità mobile Kemira trainata da trattore (H-J Brauckmann, 2010)

Figura 41 – Schema a blocchi del processo Gyllex-Kemira



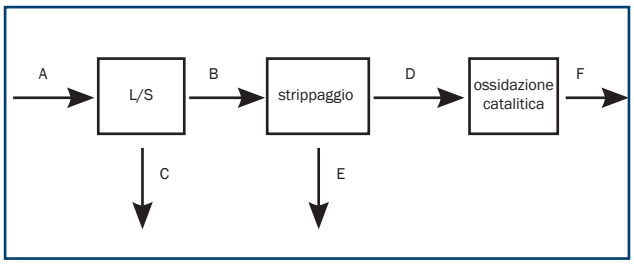
I risultati dimostrano un'elevata efficienza di rimozione dei nutrienti dall'affluente, ma una complessità tecnica che richiede la presenza di un tecnico durante le operazioni di lavoro.
Dopo l'uscita dal settore della ditta Kemira, fornitrice dei prodotti flocculanti, non è chiaro se la ditta Gyllex abbia proseguito con la proposta commerciale delle unità di trattamento.

EVALOR-SMELOX®

Il processo EVALOR-"SMELOX®" (Figura 42), indirizzato al trattamento di liquami suinicoli, attua lo strippaggio dell'ammoniaca seguito da ossidazione catalitica dei vapori di strippaggio (Figura 43). Il processo è a carico della frazione liquida ottenuta dalla centrifugazione del liquame (A) e la centrifuga fa parte integrante del sistema.
L'effluente (B) viene avviato al reattore di strippaggio, dove viene portato alla temperatura di 80-90 °C, rimanendovi per 40 minuti per favorire la volatilizzazione dell'ammoniaca.
I vapori di strippaggio (D) vengono infine avviati all'ossidazione catalitica: ad una temperatura minima di 320 °C, in presenza di un catalizzatore al platino, l'ammoniaca viene convertita in azoto molecolare gassoso (F) con efficienze superiori al 90% producendo una reazione esotermica che eleva la temperatura dei fumi di scarico a circa 400 °C. Questa energia viene recuperata attraverso uno scambiatore di calore e utilizzata per riscaldare il liquame in ingresso alla temperatura di strippaggio (90 °C) e per mantenere la temperatura minima nella camera di combustione.

Figura 42 – Una unità mobile Evalor-Smelox attualmente operativa presso un consorzio di allevatori della Bretagna

Figura 43 – Schema a blocchi del processo Smelox

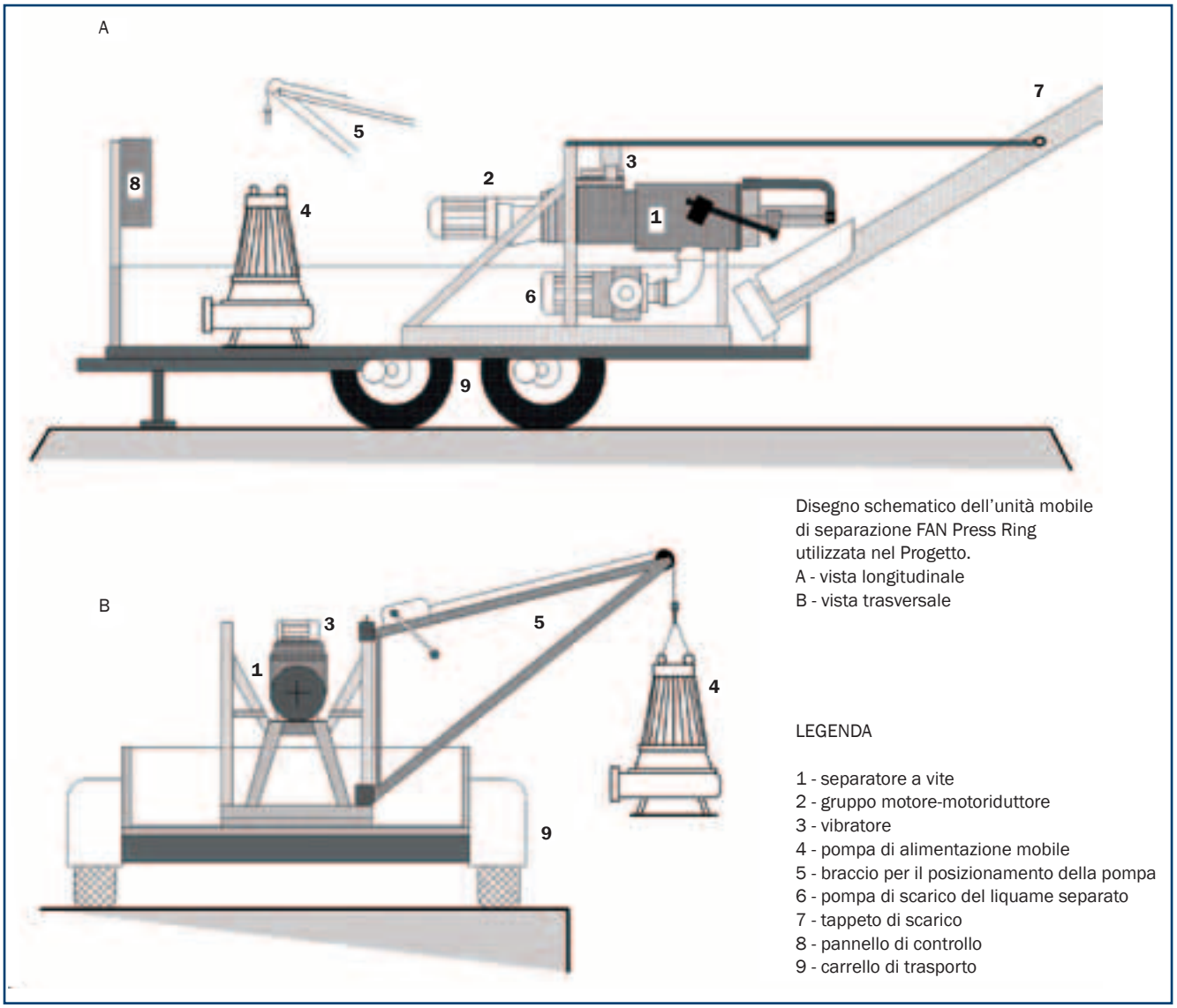


Il processo si caratterizza per essere un metodo efficace per l'abbattimento dell'azoto (tramite strippaggio e successiva ossidazione catalitica) con garanzia di emissioni a norma di legge e anche per il recupero del fosforo (tramite la separazione L/S con centrifugazione).
I costi di investimento per un'unità mobile si aggirano su 350-400.000 € a cui si devono aggiungere, se non già disponibili in azienda, i costi per la realizzazione di un hangar per alloggiare la macchina, di una vasca polmone di almeno 150 m^3 per l'accumulo del chiarificato da centrifuga e di una vasca per lo stoccaggio dell'effluente trattato. Il consumo elettrico è di circa 30 kWh/m^3 di effluente trattato; questo si traduce in 4,5 €/m^3 considerando un costo dell'energia elettrica di 0,15 €/kWh.
Attualmente sono in funzione 11 unità, di cui tre mobili, acquistate da gruppi di allevatori che la utilizzano a turno dividendo i costi di investimento e di gestione. La stessa società che da alcuni anni si occupa della produzione e commercializzazione della macchina possiede altre tre unità mobili con le quali effettua un servizio contoterzi presso gli allevamenti.

Agritecnica-FAN Press-Screw

L'Agritecnica-FAN Press-Screw è una unità mobile carrellata costituita da un separatore a vite continua dedicato al trattamento di liquami di vacche.
L'unità in questione, allestita dalla ditta Agritecnica di Bressanvido (VI), importatrice delle attrezzature con marchio FAN, è stata acquistata nel 1996 da un gruppo di 9 allevatori di bovini da latte dell'alta padovana e da allora viene utilizzata a turno per il trattamento di separazione L/S dei liquami.
Le motivazioni che ne hanno stimolato l'acquisto erano riconducibili: a) alla possibilità di utilizzare la frazione solida separata per la formazione della lettiera per le cuccette delle vacche, in sostituzione della paglia; b) alla possibilità di ridurre la formazione del crostone nelle vasche di stoccaggio.
A queste motivazioni si è affiancata quella di una migliore gestione dell'azoto contenuto nei liquami, potendo differenziare l'utilizzo della frazione liquida da quella solida.
Il separatore L/S è montato su carrello omologato per il trasporto su strada assieme ai dispositivi necessari per operare in modo autonomo presso gli allevamenti (tubazioni di carico-scarico, pompa di alimentazione, tappeto di scarico della frazione solida, quadro elettrico) (Figure 44 e 45).

Figura 44 – Schema tecnico dell'unità carrellata Agritecnica-FAN



Disegno schematico dell'unità mobile di separazione FAN Press Ring utilizzata nel Progetto.
A - vista longitudinale
B - vista trasversale

LEGENDA

1 - separatore a vite
2 - gruppo motore-motoriduttore
3 - vibratore
4 - pompa di alimentazione mobile
5 - braccio per il posizionamento della pompa
6 - pompa di scarico del liquame separato
7 - tappeto di scarico
8 - pannello di controllo
9 - carrello di trasporto

Figura 45 – Unità carrellata Agritecnica-FAN in attività presso uno degli allevamenti associati

L'unità è tutt'oggi in servizio presso il gruppo di aziende socie originarie.

Pieralisi

La ditta Pieralisi, specializzata nella costruzione di decanter centrifughi in una vasta gamma di settori applicativi, allestisce le sue macchine anche in versione mobile, termine che in questo caso comprende sia unità montate su pianali di autocarri o rimorchi, sia versioni scarrabili o telai dotati di zampe di sostegno sollevabili (Figura 46).

Attualmente in Italia sono presenti circa 52 unità mobili, operanti soprattutto nel settore industriale o del trattamento delle acque civili ed è in fase di studio la possibilità di un utilizzo esclusivo nell'ambito del trattamento di effluenti zootecnici.

4.3.2 Utilizzo impianti di depurazione dismessi

Unità Operativa: dott. Giandon, ARPAV

Nel comprensorio dei 15 comuni a nord di Castelfranco Veneto è presente un'elevata concentrazione di allevamenti intensivi (totale circa 100.000 capi bovini e 30.000 suini) che producono prevalentemente effluenti liquidi il cui utilizzo agronomico è stato notevolmente limitato dall'applicazione della Direttiva Nitrati.

In questa zona sono già operativi i collegamenti dei singoli collettori fognari dei reflui civili di ciascun Comune in direzione dell'impianto consortile. L'attuazione di una gestione integrata degli effluenti tra allevamenti, aziende agricole e servizi di depurazione delle acque reflue potrebbe contribuire a dare risposta alla necessità di ridurre i carichi di azoto zootecnico.

Pertanto all'interno del Progetto si sono volute approfondire le condizioni di funzionamento ottimali e valutare la sostenibilità economica di possibili futuri centri di trattamento degli effluenti nella zona, ricavati dalla conversione di impianti di depurazione delle acque reflue che sono stati dismessi o che lo saranno subito dopo la connessione di tutte le fognature comunali all'impianto consortile di Castelfranco.

Il dimensionamento dei processi di trattamento degli effluenti di allevamento è alquanto diverso da quello utilizzato per la depurazione dei reflui civili ma tutte le strutture logistiche di stoccaggio e movimentazione delle masse liquide assieme alla linea del materiale palabile possono essere utilizzate per entrambe le diverse tipologie di refluo.

Lo schema progettuale prevede quindi l'utilizzo delle strutture logistiche di un impianto di depurazione di reflui civili e l'installazione/integrazione di impianti di separazione liquido/solido e trattamento biologico di denitrificazione per ridurre al massimo il contenuto di azoto del liquido chiarificato di risulta, che potrebbe, una volta valutate le caratteristiche, essere scaricato nella fognatura consortile.

Risulta quindi di fondamentale importanza verificare innanzitutto quali siano le rese di abbattimento dell'azoto ottenibile dalla separazione liquido/solido degli effluenti prodotti dagli allevamenti presenti in zona, con o senza aggiunta di coadiuvanti.

È emerso come la soluzione ottimale dipenda in primo luogo dal tipo di liquame da trattare e che in particolare l'efficienza di rimozione è direttamente proporzionale al contenuto di sostanza secca del liquame.

È stato confermato che nei liquami freschi si ha una mag-

Figura 46 – a) Decenter centrifugo montato sul pianale di un autocarro durante l'esecuzione di test su digestato zootecnico; b) Decanter centrifugo installato su cassa mobile sollevabile comprendente anche un generatore elettrico per un suo utilizzo in autonomia (foto Pieralisi)

giore resa di separazione dell'azoto nella frazione solida in quanto non si è ancora del tutto attivata la trasformazione dell'azoto organico ad ammoniaca attraverso processi biologici; inoltre si è riscontrato che l'azoto indisciolto ed il fosforo nei liquami bovini è contenuto per l'80% circa nelle particelle di piccole dimensioni (diametro inferiore a 0,125 mm).
L'attività si è concentrata sui test di laboratorio necessari a verificare le caratteristiche dei liquami e le rese di separazione ottenibili per poi applicare le tecnologie a liquami selezionati in impianto pilota posizionato presso un impianto di depurazione.
Sono state testate le caratteristiche degli effluenti prodotti da diverse tipologie di allevamento presenti nell'area di indagine. A tale riguardo sono stati individuati cinque allevamenti per il prelievo dei campioni da sottoporre alle prove di caratterizzazione e separazione, appartenenti alle seguenti categorie: bovini da latte, vitelli a carne bianca, bovini da carne, suini da ingrasso e suini da riproduzione. Al fine di prelevare dei campioni quanto più rappresentativi della massa dei liquami giacenti in allevamento, è stata curata in modo particolare la miscelazione della massa stessa, tenuto conto del contenuto di sostanza secca dei liquami, della dimensione e della forma degli stoccaggi e della presenza di "cappello" sulla superficie o di strati di sedimentazione.
I campioni finali sono stati ottenuti dall'unione di almeno quattro campioni elementari e sono stati confezionati in taniche di HDPE da 10 litri, riempite per circa tre quarti.
Il protocollo di trattamento dei campioni per la separazione dei solidi ha previsto la *filtrazione attraverso setaccio* con maglie di 0,1 millimetri per la separazione dei solidi grossolani e la successiva *centrifugazione* a 4.000 giri/min per 15 minuti per la separazione dei solidi sospesi.
Sui campioni tal quali e sulle frazioni chiarificate è stata quindi eseguita la determinazione di solidi totali (ST), solidi volatili (SV), azoto Kjeldahl (TKN) e ammoniacale, COD, fosforo totale e solubile, pH e conducibilità, rame e zinco (questi ultimi solo su liquami tal quali); sul solido ottenuto dalla filtrazione 0,1 mm e dalla centrifugazione si sono invece misurati la frazione ponderale, i solidi totali (ST), il fosforo totale, il TKN e l'azoto ammoniacale.
Per valutare l'eventuale incremento di efficienza di separazione liquido/solido di componenti organici, azoto e fosforo, indotta da agenti flocculanti e coagulanti a concentrazioni diverse, sono stati eseguiti alcuni test sui campioni prelevati nei 2 allevamenti a maggior contenuto di solidi totali (vacche da latte e vitelloni).
In generale i valori riscontrati dei singoli parametri hanno mostrato una variabilità molto contenuta nel tempo. Il contenuto di solidi totali, COD e le forme azotate risultano stabili nel tempo. Maggiore variabilità è stata riscontrata per i composti del fosforo.
I risultati hanno evidenziato che il contenuto di sostanza secca (s.s.) per gli allevamenti di animali giovani (vitelli a carne bianca e suini da ingrasso) è molto basso (rispettivamente 0,65% e 1,87%), con contenuto di solidi inerti preponderante rispetto a quelli volatili (rispettivamente 73% e 52% del totale). Nei liquami con più del 5% di s.s. l'azoto organico è il 40-60% dell'azoto totale, mentre il fosforo organico è pari al 36-45% del totale.
Analizzando le rese di abbattimento di solidi, azoto e fosforo dopo i trattamenti di vagliatura e centrifugazione si è riscontrato quanto segue:

- *vitelli a carne bianca*: efficacia pressoché nulla, visto il contenuto di solidi totali molto basso; si è registrata la separazione di solo il 13% di ST e del 3% dell'azoto totale (70% dell'organico);
- *suini da ingrasso*: produzione di una frazione solida pari al 10% del liquame di partenza, la quale contiene il 30% dei ST ed il 20-25% dell'azoto totale e del fosforo totale;
- *suini da riproduzione*: rese di separazione dei nutrienti molto interessanti, pari a circa il 50% dei solidi totali ed al 70% dell'azoto organico (30% circa del totale) e del fosforo totale;
- *bovini da latte*: ottenimento di una frazione solida, ancorché molto umida, pari al 50% del liquame di partenza, nella quale sono contenuti il 90% di ST, il 70% dell'azoto totale (85% dell'azoto organico) e l'80% del fosforo totale;
- *bovini da carne*: ottenimento di una frazione solida pari al 65% del totale iniziale (con umidità relativa media dell'11,5%), con il 90% dei ST, il 70% dell'azoto totale (80% dell'azoto organico) ed il 95% del fosforo totale del liquame di partenza.

Riassumendo i risultati migliori si sono ottenuti per il liquame dei bovini da latte, dal quale si è ottenuta una frazione solida pari al 50% del liquame di partenza, nella quale sono contenuti il 90% dei solidi totali (ST), il 70% dell'azoto totale (85% dell'azoto organico) e l'80% del fosforo totale, e per quello dei bovini da carne dal quale si è ottenuta una frazione solida pari al 65% del totale iniziale con il 90% dei ST, il 70% dell'azoto totale (80% dell'azoto organico) ed il 95% del fosforo totale del liquame di partenza (Tabella 13).
Questi dati confermano l'interesse nell'utilizzo combinato di vagliatura e centrifugazione per l'abbattimento dei nutrienti in impianti di depurazione.
Parallelamente si è potuto inoltre verificare che non risulta di interesse l'aggiunta ai liquami di origine bovina di sostanze coagulanti o flocculanti.

Tabella 13 – Rese di separazione complessiva (vagliatura + centrifugazione) del trattamento di separazione condotto su 4 diverse tipologie di liquame

Parametri	% s.s.	% Solidi totali		% Azoto totale		% Fosforo totale	
		solido	*liquido*	*solido*	*liquido*	*solido*	*liquido*
Bovini da latte	7,7	87	13	69	31	80	20
Bovini da carne	10,5	90	10	70	30	95	5
Suini da riproduzione	5,7	52	48	35	65	90	10
Suini da ingrasso	1,9	35	65	20	80	25	75

(dati espressi come percentuale delle quantità misurate sul liquame tal quale)

4.4 La Valorizzazione Energetica

Unità Operativa: proff. Cecchi, Pavan, Battistoni

La Digestione Anaerobica (DA) è un processo biochimico che avviene all'interno di reattori (digestori) che, gestiti in condizioni operative ottimali ed in assenza di ossigeno, garantiscono la produzione di biogas. L'efficienza di conversione del substrato a biogas può variare da 0,3 a 0,8 m^3 per kg di sostanza volatile (SVT) alimentata al reattore (SGP - Specific Gas Production, m^3/kg SVT), a seconda del substrato utilizzato e della sua fermentescibilità, oltre che delle condizioni di processo.

I materiali in ingresso al digestore in ambito agricolo sono rappresentati dagli effluenti di allevamento, provenienti dalla stalla, miscelati ad altre matrici ad alto contenuto organico ed elevata fermentescibilità (co-digestione). Ad oggi le biomasse organiche maggiormente utilizzate sono l'insilato di mais o di altre colture cerealicole, sottoprodotti di origine animale (SOA) e scarti dall'industria agroalimentare.

I prodotti ottenuti dalla degradazione anaerobica della sostanza organica biodegradabile sono due: il biogas e il digestato.

Il *biogas*, essendo costituito in percentuale maggiore (50-70%) da metano (CH_4), dopo opportuna depurazione, si rivela un ottimo combustibile (potere calorifico medio di 5.500 Kcal/m^3) dal quale si ricava energia sia elettrica che termica via cogenerazione, ovvero solo termica attraverso combustione in caldaia.

Il *digestato* si presenta come un materiale semi-liquido, non palabile, che risulta già parzialmente stabilizzato. Esso è caratterizzato da elevati tenori di sostanze nutrienti, in particolare azoto, fosforo, potassio e magnesio. La riduzione dell'azoto prodotto in eccesso rispetto alle superfici agricole disponibili allo spandimento non avviene con l'applicazione del processo di digestione anaerobica, in quanto l'azoto organico contenuto nei substrati di partenza non viene rimosso ma bensì trasformato, in buona parte, in azoto ammoniacale. Ai fini della corretta gestione dei flussi di nutrienti, il digestato dovrà perciò essere sottoposto ad ulteriori trattamenti, distruttivi o conservativi, nei confronti dell'azoto; per tale motivo il rientro economico proveniente dalla valorizzazione energetica del biogas diviene un elemento fondamentale per permettere all'azienda di sostenere tali costi.

Pertanto i principali obiettivi della ricerca sulla DA condotta nell'ambito del Progetto sono stati:

1) la definizione delle performances, delle rese e della sostenibilità tecnico-economica dei processi di digestione anaerobica di effluenti di allevamento miscelati e non a colture dedicate/scarti dell'agro-industria;
2) la definizione delle performances, delle rese e della sostenibilità tecnico-economica dei processi di rimozione/recupero dell'azoto dal digestato.

Lo studio del processo di digestione anaerobica è stato condotto *1)* attraverso il *monitoraggio di sette impianti aziendali*, che ha enfatizzato, in particolare, la necessità di ricorrere a processi di co-digestione degli effluenti di allevamento con altri substrati al fine di massimizzare la produzione di biogas e quindi le rese energetiche ed i derivanti introiti.

Inoltre lo studio è proseguito *2) su scala pilota* presso la struttura sperimentale dell'impianto di Treviso, consentendo di verificare la possibilità di applicare carichi organici particolarmente sostenuti, tanto in condizioni mesofile che termofile, senza alcuna particolare sofferenza per il sistema. Ciò apre la possibilità, da un lato di incrementare i carichi applicati negli impianti esistenti così da massimizzare le rese energetiche del processo e, dall'altro, in fase progettuale, di dimensionare reattori con minori volumetrie, riducendo da subito i costi di investimento.

4.4.1 La co-digestione anaerobica degli effluenti di allevamento ed altri substrati come mezzo di massimizzazione delle rese energetiche per il controllo dell'azoto nel digestato

Nel corso dello studio condotto dalle Università di Verona e Venezia nell'ambito del Progetto, sono stati studiati sette differenti impianti aziendali che hanno implementato il processo di digestione anaerobica, individuati in modo tale da rappresentare sia il caso del trattamento di soli effluenti di allevamento sia casi più complessi in cui il numero di flussi trattati comprende anche colture dedicate e scarti dell'industria agro-alimentare o residui colturali in co-digestione.

L'utilizzo di alte potenze installate (1 MW) che consentono di sfruttare al massimo le incentivazioni governative, implica la necessità di ottenere elevate produzioni di biogas garantite solamente da impianti di co-digestione. In questo studio gli impianti deputati al trattamento di soli effluenti di allevamento sono minoritari rispetto agli impianti che applicano la co-digestione anaerobica con colture energetiche.

Dalla tabella 14 si può infatti osservare come solamente in un caso su sette tra quelli studiati viene applicata la digestione anaerobica dei soli effluenti zootecnici. Di fatto la norma consiste nel trattamento di effluenti di allevamento e colture energetiche, quali gli insilati di mais e triticale, opportunamente alternati nel corso dell'anno, ove le colture energetiche rappresentano, in termini di massa secca (solidi volatili), la gran parte dell'alimentazione ai reattori. Inoltre molto importante appare l'incidenza di residui agro-industriali di differente origine nelle miscele di alimentazione. Il trattamento di questi substrati è perseguito al fine di aumentare, anche considerevolmente, le rese energetiche d'impianto. Le tabelle 14 e 15, più le relative note, evidenziano come siano innumerevoli i tipi di residui alimentari potenzialmente utilizzabili in azienda, come questi incidano direttamente sulle rese dell'impianto e le condizioni operative riscontrate.

Come si può osservare dai dati riportati, si tratta di impianti operanti in mesofilia, a medio carico (con esclusione del caso I) e con rese in biogas sicuramente interessanti.

Tabella 14 – Matrici trattate negli impianti oggetto di monitoraggio

Caso di studio	Substrato			
	1	2[a]	3	4
I	EA suinicolo	---	---	---
II	EA suinicolo	Colture energetiche	Glicerolo	Scarti agro-alimentari [b]
III	EA bovino	Colture energetiche		Scarti agro-alimentari [c]
IV	EA avicolo	Colture energetiche		Scarti agro-alimentari [d]
V	EA bovino	Colture energetiche	Glicerolo	Scarti agro-alimentari [e]
VI	EA bovino (liquame) + avicolo	Colture energetiche		Scarti agro-alimentari [f]
VII	EA bovino (liquame, letame, acque di lavaggio)			Scarti agro-alimentari [g]

[a] Insilato di mais, triticale; [b] pastone di mais; [c] siero di latte, marcofrutta, scarti pasta e biscotti, sangue bovino, scarti friggitura pesce; [d] uova; [e] farina di mais; [f] marcofrutta, patate, cipolle, radicchio; [g] marcofrutta, patate
* calcolato in base ai bilanci di materia

Tabella 15 – Condizioni operative e rese degli impianti oggetto del monitoraggio

Caso	OLR	HRT	T	SGP	GPR	CH_4	CHP
	kgVS/m³day	days	°C	m³/kgVS	m³/m³ day	%	kW_{ee} nominali
I	0,5	175	32 - 33	0,28	0,5	50 - 60	80
II	3,0	45	38 - 40	0,44	1,33	59 - 61	1.042
III	2,1	42	37 - 38	0,57	2,7	48 - 52	845
IV	1,1	140	38 - 40	0,55	1,0	50	1.042
V	3,0	77	39 - 41	0,60	1,76	49 - 51	1.064
VI	3,5	67	38 - 40	0,52	1,88	49 - 51	845
VII	1,7	77	40 - 42	0,49	1,20	50 - 51	1.035

In termini di rese in biogas risulta del tutto evidente come l'apporto degli *energy crops* e degli scarti agro-industriali consenta di operare a valori medi di 0,5-0,6 m³ di biogas per kg SV alimentato. Viceversa, quando gli effluenti di allevamento (EA) sono l'unico o il principale dei materiali trattati, le rese in biogas calano drasticamente e si avvicinano a valori di 0,3 m³ di biogas per kg SV alimentato.
Prove di metanazione condotte nei laboratori dell'Università di Verona hanno permesso di evidenziare come i valori più elevati scaturiscano di fatto da substrati quali i residui agro-industriali e dagli insilati di mais e triticale mentre gli effluenti di allevamento non risultano particolarmente significativi in termini di apporto di biogas prodotto.
L'influenza della composizione dell'influente è ben evidenziato dal grafico di figura 47. Esso permette di individuare alcuni aspetti molto significativi: innanzitutto, solamente in un caso si assistite alla digestione anaerobica di soli effluenti di allevamento, nel caso specifico suinicoli (caso I), mentre in tutti gli altri casi la componente zootecnica risulta importante in termini di portate trattate, superando in due casi (caso II e caso VII), il 50% del trattato ma diviene poi meno importante quando si considera l'incidenza di questa frazione sul carico organico trattato. È evidente, infatti, che in termini di carico organico e quindi, in ultima analisi, di carbonio disponibile per la produzione di biogas, gli effluenti di allevamento influiscono meno del 30% in ben cinque casi su sette. Questo aspetto è ben evidenziato dal grafico in figura 48, dove si mette a confronto (in valori medi, escludendo il caso I) la differenza dell'incidenza di effluenti di allevamento, colture dedicate e scarti agro-alimentari, sul carico totale alimentato in termini di portata e di carico organico al digestore: il confronto evidenzia chiaramente come in termini di portate gli effluenti di allevamento incidano per circa il 45% delle portate di alimentazione ai digestori ma solamente per il 28% quando si considera il carico organico in alimentazione. Al contrario le colture dedicate e gli scarti alimentari, che rappresentano circa il 50% delle portate alimentate, incidono per circa il 72% del carico organico e quindi per il biogas prodotto.
Di fatto, o le colture energetiche o gli scarti agro-industriali risultano essere, di volta in volta, il principale carico organico trattato negli impianti, giustificando le rese osservate in termini di biogas prodotto (Figura 49). Appare quindi evidente la necessità di adottare un processo di co-digestione ove il ruolo di colture dedicate e scarti risulti fondamentale al fine di ottenere rese in biogas che rendano economicamente sostenibile il processo adottato e gli eventuali processi per il controllo dell'azoto posti a valle.

Figura 47 – Alimentazione ai digestori anaerobici - incidenza degli effluenti di allevamento

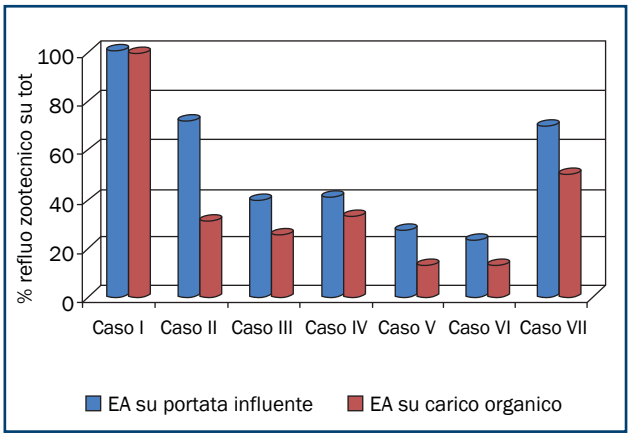
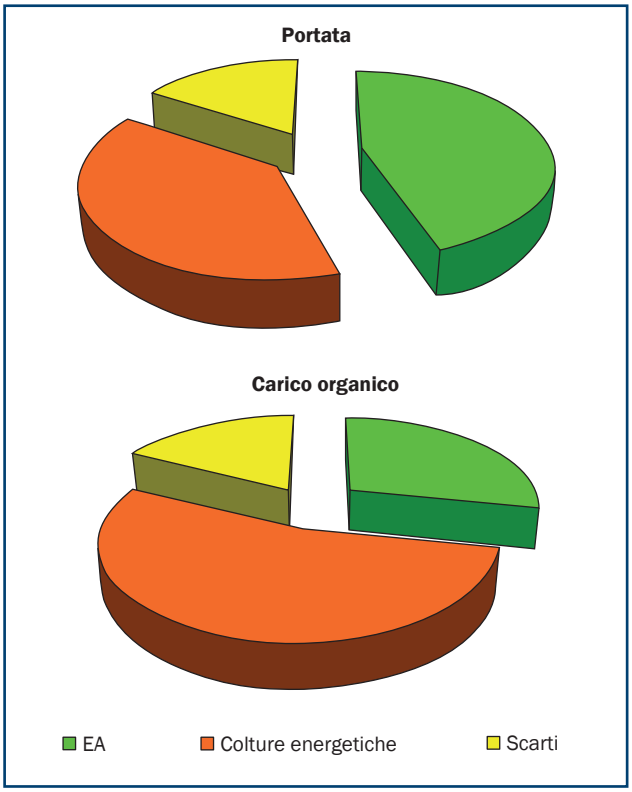
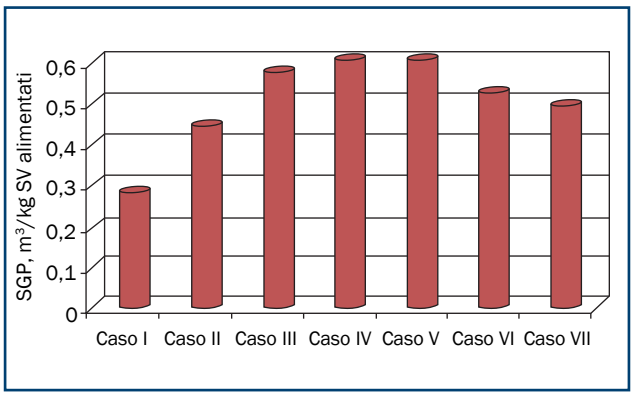


Figura 48 – Distribuzione media delle portate e del carico organico in alimentazione ai digestori anaerobici dei sette casi di studio considerati



In termini generali, tenuto conto del fatto che le colture dedicate necessitano comunque di terreno, acqua, fertilizzanti, lavoro *etc* e presentano inoltre costi tra 30 e 40 € per tonnellata (ma con prezzo variabile, molto legato alle specificità del territorio), appare interessante l'ipotesi di sostituire, per quanto possibile e conveniente, queste matrici, con scarti di origine agro-industriale che risultino, non solo dal punto di vista del processo ma anche autorizzativo, compatibili con il processo di digestione anaerobica. Le matrici di scarto, in generale, presentano caratteristiche chimico-fisiche, contenuti di nutrienti e potenziali di metanazione del tutto confrontabili con quelle delle colture dedicate. Chiaramente un loro consistente utilizzo implica necessariamente alcune revisioni a livello di impianto sia in termini di stoccaggi disponibili (anche in relazione alla stagionalità di queste matrici) sia in termini di sistemi di alimentazione e di miscelazione dei reattori.

Figura 49 – Produzione specifica di biogas nei sette impianti caso di studio



La tabella 16 illustra le caratteristiche di varie tipologie di substrati riscontrate durante la sperimentazione.
Un ulteriore aspetto di particolare interesse dal punto di vista ambientale, legato al co-trattamento anaerobico di effluenti di allevamento, colture dedicate e scarti agro-industriali, è quello connesso alla presenza di azoto. Risulta infatti di fondamentale rilevanza la sua distribuzione, come azoto organico ed ammoniacale, in ingresso ed in uscita dai digestori anaerobici. È evidente, dagli studi condotti, che il processo di digestione anaerobica, come atteso, determini una forte degradazione del materiale organico proteico con conseguente ammonificazione.
La figura 50 in particolare evidenzia come l'azoto sia presente nell'effluente per oltre il 50% in forma ammoniacale (e quindi in fase liquida) mentre nell'alimentazione (fatta eccezione per il caso di studio I in cui si alimentavano i soli effluenti di allevamento suinicolo) esso risultava presente in forma ammoniacale per <30% nel caso di studio II e VII e per <10% in tutti gli altri casi.
Conseguenza di questo fenomeno è un'elevata concentrazione di azoto ammoniacale nella fase liquida del digestato come ben evidenziato dal grafico di figura 51.

Tabella 16 – Principali caratteristiche di effluenti di allevamento, colture dedicate e alcuni scarti agro-industriali

Parametri	Solidi totali (ST)	Solidi totali volatili (SVT)	SVT/ST	COD	N	P	Biogas
Substrati	g/kg	g/kg	%	g/kg ST	mg/kg ST	mg/kg ST	m^3/kg SV
Letame bovini da latte	260-350	250-315	78-84	880-930	34-49	6,0-7,8	0,35
Liquame bovini da latte	89-97	69-76	76-89	910-1.020	31-41	7,6-8,1	0,25
Liquame suinicolo	60-90	47-76	66-83	860-965	18-42	4,2-8,5	0,27
Pollina	467-688	397-530	72-87	751-1.000	27-47	11,8-20,1	0,45
Pollina (liquida)	124-190	105-155	81-88	802-871	27-39	10,7-11,6	0,55
Deiezioni cunicoli	192-255	154-213	80-84	803-970	19-21	8,0-10,7	0,35
Insilato di mais	272-453	262-440	89-96	545-1.170	11-17	2,2-3,1	0,65
Insilato di triticale	190-315	167-282	87-95	990-1.160	13-19	1,1-4,8	0,65
Marco-frutta	220-255	210-230	96-98	1.120-1.250	25-35	1,2-3-2	0,90
Patate	157-192	167-180	92-94	980-1.050	20-26	2,2-3-9	0,75
Cipolle	103-130	96-104	91-94	880-996	20-34	3,0-3,3	0,90
Radicchio / lattuga	40-80	31-70	80-91	765-1.050	21-36	6,4-7,7	0,65

Figura 50 – Percentuale di azoto ammoniacale rispetto al totale nell'influente ed effluente dei digestori considerati nei casi di studio oggetto della ricerca

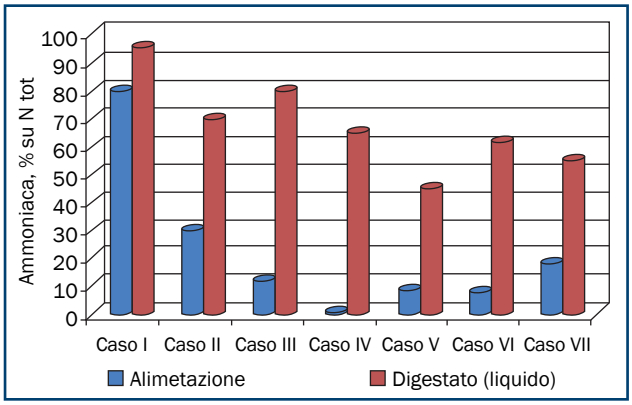
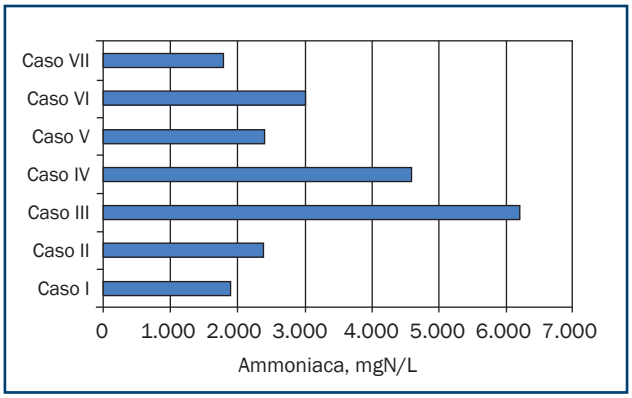


Figura 51 – Concentrazione di ammoniaca nella fase liquida del digestato



L'analisi dei bilanci di materia ha permesso di evidenziare come la principale origine di provenienza di azoto siano proprio gli effluenti di allevamento (fatta eccezione per il caso III in cui si ha il co-trattamento di sangue da macellazione), mentre *energy crops* e scarti agro-industriali apportano contenuti di azoto complessivamente accettabili.

In definitiva, quindi, considerando l'intero set di dati raccolti in casi di studio aziendali, si può evidenziare come il co-trattamento di colture energetiche e residui agro-industriali consenta un notevole incremento delle rese energetiche che tendono a raddoppiare, passando da valori di circa 0,3 m^3/kg SV nel caso dell'alimentazione di soli effluenti di allevamento a valori di 0,6 m^3/kg SV nel caso della co-digestione. Per contro, il loro apporto in termini di azoto risulta solo parzialmente significativo, determinando quindi un impatto complessivamente positivo sul processo. Qualche perplessità nasce sulla definizione degli impianti studiati: questi nascono infatti come impianti di digestione anaerobica di reflui zootecnici ma nella realtà dei fatti si trovano a trattare una molteplicità di residui, con ovvie implicazioni di carattere impiantistico, processistico, gestionale, ed amministrativo.
L'approccio della co-digestione appare comunque la chiave di volta per la gestione dei flussi di azoto in quanto è il *plus* in grado di fornire agli allevatori il margine economico necessario alla applicazione delle tecnologie chimico-fisiche e/o biologiche necessarie al trattamento dei flussi effluenti dai digestori per la rimozione o il recupero dell'azoto.

4.4.2 Considerazioni generali sui risultati della sperimentazione a scala pilota inerente la digestione anaerobica di reflui zootecnici, energy crops e residui agroindustriali

Con riferimento all'attività sperimentale condotta su scala pilota (Figura 52) si evidenzia la possibilità di operare il processo di digestione anaerobica di effluenti di allevamento, *energy crops* e residui dell'agro-industria con carichi volumetrici superiori (fino a 4-5 kg SV per m^3 di reattore al giorno) a quelli normalmente riscontrati negli impianti aziendali sia in regime termico mesofilo che termofilo, senza particolari problematiche di stabilità del processo biologico. Questi risultati confermano la possibilità di un migliore utilizzo delle volumetrie di reazione disponibili al fine di intensificare i processi ivi condotti, oppure, in fase progettuale, di dimensionare le opere con volumetrie minori (e conseguente riduzione dei costi di investimento).

Figura 52 – Impianto pilota di digestione anaerobica ubicato presso la stazione sperimentale universitaria all'interno dell'area del depuratore comunale di Treviso

A conclusione delle indagini condotte relativamente alla verifica su scala pilota del processo di co-digestione anaerobica di matrici di origine zootecnico-agroindustriale, che ha previsto la conduzione di 12 differenti condizioni di esercizio, 6 mesofile e 6 termofile, 3 a basso e 3 ad alto carico per ciascun regime termico, è possibile stabilire quanto segue:

a) *co-digestione di soli residui zootecnici (letame + liquami)*:
- le prove condotte in mesofilia sono state condotte con ottimi risultati, caricando il sistema fino a valori di 4-4,5 kg SV per m^3 di reattore, con rese in biogas dell'ordine dei 0,2 m^3 per kg SV alimentato senza che il sistema denotasse particolari sofferenze;
- nel caso del processo termofilo, inizialmente studiato nelle stesse condizioni di esercizio, si è evidenziata una certa instabilità del processo biologico, con accumulo di acidi grassi volatili nel reattore e basse rese in biogas. Il sistema è poi stato portato in condizioni di stazionarietà riducendo considerevolmente i carichi ap-

plicati al reattore (sempre <3 kg SV per m^3 di reattore al giorno) e ricircolando la fase liquida del digestato al fine di incrementare la capacità tampone del sistema. Mediante questa via si è raggiunta la stabilità del sistema che ha comunque mostrato rese in biogas contenute, tipicamente inferiori a 0,2 m^3/kg SV.

b) *co-digestione di effluenti zootecnici + energy crops*:
- l'utilizzo di un co-substrato di buona biodegradabilità ha notevolmente migliorato il comportamento del processo, sia sotto il profilo della stabilità che delle rese (SGP miscela ~ 0,4 m^3/kg SVT), in entrambi i range di temperatura (mesofilia e termofilia). Nel caso dei 55°C rimane comunque una certa maggiore sensibilità del processo verso i sovraccarichi;
- le rese ottenute indicano come maggiormente favorevole il regime termofilo ma non con aumenti tali da renderlo univocamente più interessante. Non è infatti possibile fare un parallelo con substrati quali la frazione organica dei rifiuti solidi urbani, dove il passaggio in termofilia comporta aumenti di resa oramai più che certi valutabili intorno al 30 % rispetto al regime mesofilo;
- ciò che invece risulta molto chiaro è che le condizioni ad alto carico e basso HRT (Hydraulic Retention Time) sono del tutto equivalenti sotto il profilo della stabilità e quasi del tutto sotto il profilo delle rese (circa 10-12 % al massimo in termini di SGP), a fronte di una riduzione drastica (50%) della volumetria di reazione necessaria.

c) *co-digestione di effluenti zootecnici + energy crops + scarti agroindustriali*:
- l'utilizzo di questa matrice nella miscela di alimentazione ha comportato un netto miglioramento delle caratteristiche di funzionamento del processo, portando i valori di alcalinità totale a valori decisamente elevati (circa 20.000 $mCaCO_3$/l) e soprattutto a rese specifiche della miscela intorno a 0,5 m^3/kg SVT alimentato. È evidente l'effetto sinergico delle matrici in miscela che complessivamente portano il sistema a rese maggiori rispetto a quelle relative ai singoli substrati;
- anche in questo caso, tuttavia, i benefici derivanti dal passaggio al regime termofilo non sono molto marcati mentre si conferma l'opportunità di applicare le condizioni ad alto carico, risparmiando notevolmente in termini di volumetria di reazione a parità di carico in ingresso.

4.5 Tecniche di Fitodepurazione

La fitodepurazione è un naturale processo di depurazione, ad opera di organismi microbici e/o vegetali presenti nel suolo e nelle acque, in cui si attuano meccanismi di depurazione attraverso processi fisici, chimici e biologici (filtrazione, assorbimento, assimilazione da parte degli organismi vegetali e degradazione batterica). I casi più noti in Italia sono:
- le *constructed wetlands* o zone umide ricostruite, utilizzate sia a valle dei sistemi di depurazione industriale e civile che in connessione con sistemi fluviali per ridurne il carico dei nutrienti;
- le aree filtro forestali (AFF), utilizzate sia per intercettare i nutrienti a livello di singoli appezzamenti (fasce tampone per il controllo dell'inquinamento diffuso) che come finissaggio delle acque reflue di sistemi di depurazione o per depurare quelle di corpi idrici superficiali qualitativamente compromessi.

Un vantaggio dell'utilizzazione di piante erbacee o legnose è riconducibile alla possibilità di valorizzare le biomasse prodotte (produzione di biocombustibili, di ammendanti vegetali, *etc*), generando così una redditività delle colture legata sia al servizio reso che al valore di mercato dei prodotti e dei servizi prodotti. Il servizio ambientale è riconducibile prevalentemente alla rimozione dell'azoto che avviene attraverso il metabolismo batterico e/o per assorbimento della vegetazione, la quale, in aggiunta, sequestra significative quantità di CO_2 atmosferica. In generale la maggior parte della rimozione definitiva dell'azoto è da attribuirsi al processo di denitrificazione ad opera di batteri specializzati, che comporta la riduzione dei nitrati e la liberazione di azoto gassoso. Questo processo avviene in suoli saturi (privi di ossigeno) durante tutto l'arco dell'anno. Nell'ambito del Progetto RiduCaReflui sono state monitorate le efficienze, in termini di riduzione dell'azoto, di alcuni sistemi di fitodepurazione su liquami zootecnici e sulla frazione liquida del digestato. Le tecniche considerate vanno dalle più puntuali, assimilabili alle tecnologie industriali, alle più estese a forte valenza ambientale:
- *constructed wetlands*;
- aree forestali di infiltrazione in contesti di alta pianura (AFI);
- aree filtro forestali in contesti di pianura (AFF).

4.5.1 Le *constructed wetlands*

Unità Operativa: prof. Borin

Le zone umide artificiali sono sostanzialmente riconducibili a quattro tipologie principali:
- a flusso superficiale;
- sistema flottante;
- a flusso sommerso orizzontale;
- a flusso sommerso verticale.

La prima è costituita da bacini vegetati con fondo poco permeabile all'interno dei quali l'acqua reflua viene fatta fluire lentamente per subire i processi di depurazione. I sistemi flottanti fanno ricorso a supporti galleggianti sui quali vengono poste le piante palustri che sviluppano un folto e approfondito apparato radicale funzionante da filtro direttamente all'interno dei corsi d'acqua o in vasche installate in maniera opportuna. Gli impianti a flusso sommerso sono vasche impermeabilizzate, di solito rettangolari, riempite di un substrato poroso e permeabile (ghiaia, sabbia o altro materiale) su cui viene insediata la vegetazione.

Il refluo può essere immesso nella parte alta di un lato della vasca e scaricato in basso all'estremità opposta (flusso orizzontale), oppure distribuito su tutta la superficie della

vasca e raccolto dal fondo della stessa (flusso verticale). È possibile anche realizzare impianti che prevedono combinazioni fra i diversi sistemi per magnificarne le prestazioni (sistemi ibridi). Queste tecniche, consolidate dal punto di vista del processo in quanto ampiamente utilizzate nel settore civile, hanno consumi energetici modesti o nulli e richiedono operazioni semplici di gestione e manutenzione.

Per valutare le possibilità applicative della fitodepurazione per il trattamento dell'azoto nella frazione liquida degli effluenti suini, si è condotto un monitoraggio di un impianto ibrido operante su scala aziendale, presso un'azienda di suini da ingrasso, che tratta fino a 2 m^3 di frazione fluida di liquame prodotto giornalmente, precedentemente sottoposta a pretrattamento attraverso sistema nitro-denitro e successivo passaggio in un impianto di addensamento o separazione per sedimentazione. Il sistema, che funziona quindi come finissaggio, è un impianto ibrido costituito da tre vasche a flusso sub superficiale verticale (FV) operanti in parallelo seguite da una vasca a flusso sub superficiale orizzontale (FO) (Figura 53).

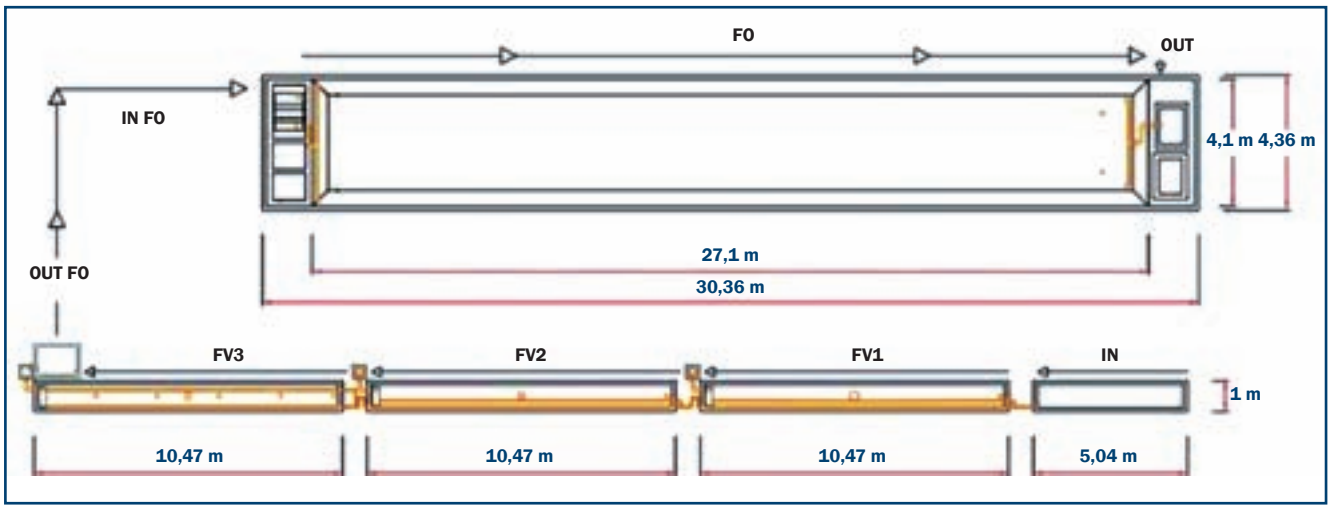
Le tre vasche FV sono riempite con ghiaino lavato vegetate rispettivamente con: *Canna indica L.* (canna indica) (FV1); *Phragmites australis (cav.) Trin.* (canna palustre) (FV2) e *Ph. Australis* (FV3). L'ultima vasca, a differenza delle altre, è riempita con ghiaino lavato seguito da sabbia di fiume e zeolite. La vasca a flusso sub superficiale orizzontale (FO) è stata riempita con ghiaino lavato ed è vegetata prevalentemente con *Ph. Australis* e alcune piante di *Carex pseudocyperus L.* (carice), *Juncus effusus L.* (giunco) e alcune piante di *Iris pseudacorus L.* (giaggiolo acquatico) (Figura 54).

L'operazione di carico e distribuzione del refluo nell'impianto di fitodepurazione avviene tramite un'elettropompa sommersa installata in una vasca di alimentazione posta in testata. Il refluo in uscita dalle vasche FV viene convogliato ad un pozzetto di accumulo che successivamente lo invia all'interno del pozzetto di entrata della vasca FO passando attraverso una coppia di filtri. Questi ultimi hanno lo scopo di trattenere eventuali particelle grossolane. Il refluo permane all'interno della vasca FO per circa 6 giorni poi defluisce verso un pozzetto collegato con una vasca cilindrica (capacità utile di 2000 m^3). Il monitoraggio dell'impianto iniziato a marzo 2010 e concluso ad agosto 2011 è stato suddiviso in tre distinte fasi:

a) da marzo a luglio 2010 durante la quale le vasche FV sono state caricate ogni giorno per tre ore e hanno funzionato come un "filtro biologico"; il livello del refluo all'interno delle vasche è stato mantenuto costante grazie a un sifone installato nel pozzetto di controllo di cui è dotata ogni vasca FV; la mancanza di un sistema di svuotamento programmato non ha consentito alle vasche FV di alternare fasi con medium saturo di refluo (ambiente in condizioni riducenti), a fasi con vasche FV con medium vuoto (ambiente ossidante) che equivalgono a condizioni di riposo;
b) da ottobre 2010 a marzo 2011 le vasche FV sono state gestite alternando fasi di "tutto pieno" e "tutto vuoto" grazie a un sistema di timer che aziona elettropompe sommerse; il tubo per lo scarico di ogni pompa è stato posizionato in modo tale da garantire il completo svuotamento delle vasche FV, creando così condizioni di saturazione del medium di riempimento (condizioni di anaerobiosi) alternate a condizioni di scarico totale del medium per favorire la diffusione dell'ossigeno anche negli strati più profondi delle vasche; durante il ciclo di scarico avveniva il carico della vasca FO, anch'esso intermittente; sono stati inoltre installati dei contalitri in

Figura 54 – *Phragmites australis (cav.) Trin.* nella vasca FO

Figura 53 – Planimetria del sistema ibrido di fitodepurazione



entrata e in uscita di ogni vasca FV e nella vasca FO per consentire di misurare con precisione e uniformare la portata tra le vasche;

c) da maggio ad agosto 2011 il sistema ibrido di fitodepurazione è stato arricchito di un'ulteriore fase di finissaggio dopo la vasca FO installando tre vasche a elementi flottanti (FS), di materiale plastico; all'interno di ogni vasca FS sono stati posizionati 8 supporti galleggianti TECH-IA che consentono a piante palustri, non galleggianti, di ancorarsi e sviluppare gli organi ipogei all'interno del refluo da trattare; la prima vasca (FS1) è stata vegetata con *Thalia dealbata Fraser ex.* (thalia), la seconda vasca (FS2) con Menyanthes trifoliata L. (trifoglio fibrino) e la terza (FS3) con *Iris pseudacorus L.* (giaggiolo acquatico) (Figura 55).

Figura 55 – Apparato aereo e radicale di *Iris pseudacorus L.* nella vasca FS3

Le prestazioni depurative dell'impianto di fitodepurazione sono state valutate prelevando ed analizzando in laboratorio campioni da sei punti diversi: vasca di alimentazione (IN), uscite dalle vasche FV (FV1, FV2, FV3), ingresso della vasca FO (IN FO) e uscita dalla stessa (OUT FO); durante l'ultima fase della sperimentazione sono stati prelevati e analizzati anche i campioni in uscita dalle vasche a elementi flottanti FS.

I risultati del monitoraggio dimostrano che l'impianto ibrido di fitodepurazione ha ridotto la concentrazione di azoto presente nel refluo pretrattato in misura variabile dal 42 al 61% in relazione ai valori di concentrazione in ingresso e alle modalità di gestione. È importante sottolineare che nel secondo periodo di monitoraggio le piante hanno saputo tollerare elevate quantità di azoto totale e ammoniacale, addirittura dieci volte superiori a quelle ritenute tipiche di reflui da trattare con la fitodepurazione. I migliori risultati sono stati conseguiti nel terzo periodo di monitoraggio (Tabella 17) grazie alla gestione del sistema con i cicli programmati di carico e scarico delle vasche a flusso verticale e l'implementazione delle vasche con elementi flottanti a valle della vasca a flusso orizzontale. In questo periodo di monitoraggio l'azoto ha subito un abbattimento del 63% per una rimozione giornaliera di 1,86 g/m^2 che corrisponderebbe a 6.789 kg/anno per ettaro di superficie depurativa. I migliori risultati di abbattimento sono stati ottenuti dalle vasche a flusso verticale, nonostante le dimensioni ridotte rispetto alla vasca a flusso orizzontale. Fra le vasche a flusso verticale, quella vegetata con canna indica ha dato prestazioni leggermente migliori di quelle a canna palustre, mentre non sono emerse differenze imputabili al diverso tipo di substrato. Le prestazioni delle vasche con elementi flottanti sono da ritenersi ancora transitorie dato lo scarso sviluppo della vegetazione, anche se è plausibile attendersi un progressivo miglioramento della loro efficacia depurativa con la crescita delle piante e dei loro apparati radicali.

In definitiva la fitodepurazione si propone come tecnologia di finissaggio affidabile e immediatamente cantierabile per alleviare il problema dell'eccesso di azoto delle aziende zootecniche. Con i valori derivati dal monitoraggio si evince che un ettaro di superficie a fitodepurazione può ricevere e eliminare un quantitativo di azoto pari ad almeno 40 ettari di superficie che riceve reflui zootecnici nelle dosi previste dalla Direttiva Nitrati. Le prestazioni potrebbero addirittura migliorare realizzando sistemi ibridi con una maggiore incidenza della superficie destinata a vasche a flusso verticale e con la piena funzionalità delle vasche con elementi flottanti. Inoltre gli impianti di fitodepurazione sono estremamente poco costosi in termini di consumi energetici e richiedono una manutenzione molto semplice, altre caratteristiche che li rendono particolarmente adatti all'interno di aziende agro-zootecniche.

4.5.2 Le Aree Forestali di Infiltrazione (AFI)

Unità Operativa: dott.ssa Gumiero

Le aree forestali di infiltrazione (AFI) sono state ideate per contrastare il preoccupante e progressivo fenomeno di abbassamento della falda freatica nella fascia delle risorgive. Tra le diverse soluzioni per invertire questa tendenza vi è quella di creare, nelle zone di "ricarica" nell'alta pianura veneta, delle aree forestali "specializzate" nel favorire l'infiltrazione di acque verso le falde (AFI). Tale azione è resa possibile grazie alla realizzazione di un fitto sistema di scoline adacquatrici, con il fondo posto a diretto contatto con gli strati permeabili del suolo, e collegate al sistema di distribuzione irriguo già esistente. L'azione di infiltrazione viene realizzata nei periodi con elevata disponibilità di acqua (esclusa quindi la stagione irrigua) e ponendo la massima attenzione nel garantire gli obiettivi di qualità dei corpi idrici superficiali derivati. Tali aree, oltre a svolgere il servizio ambientale, si prestano anche alla produzione di biomassa legnosa con sistemi a short-rotation.

Nel corso della sperimentazione si è voluto analizzare se la particolare struttura idrologica e colturale di queste aree

Tabella 17 – Valori mediani della concentrazione di azoto ammoniacale e nitrico nel sistema SIF e nelle vasche FS. Terzo periodo di monitoraggio (maggio – agosto 2011)

Parametro	IN (mg/l)	FV1 (mg/l)	FV2 (mg/l)	FV3 (mg/l)	IN FO (mg/l)	OUT FO (mg/l)	FS1 (mg/l)	FS2 (mg/l)	FS3 (mg/l)
$N\text{-}NH_4$	119	68,5	71,2	71,6	61,2	53,7	41,2	48,9	40,4
$N\text{-}NO_3$	135	75,2	87,6	86,3	66,4	49,4	43,6	48,2	44,6

sia conciliabile con l'attività di distribuzione del digestato nelle interfile degli impianti arborei rispettando i limiti normativi o, al contrario, ne favorisca la lisciviazione in falda durante la fase di infiltrazione. Inoltre si è voluto verificare se tali sistemi abbiano una maggiore capacità protettiva rispetto ad altre pratiche colturali più convenzionali, quali, nello specifico, il prato stabile.

Il sito sperimentale è ubicato all'interno di un'area forestale di infiltrazione (AFI) realizzata nel Comune di Tezze sul Brenta (VI) e compresa nei confini del Bacino Scolante della Laguna di Venezia. L'area è posta a nord rispetto al limite settentrionale della fascia delle risorgive, nella principale area di ricarica del Bacino Scolante. Il sito sperimentale è localizzato all'interno di un'azienda agricola che svolge due attività prevalenti: l'allevamento di bovine da latte e la produzione e commercializzazione di fiori sotto serra. L'azienda è provvista di un impianto a biogas da biomasse con digestione mesofila della potenza istantanea di 50 kW_e, recentemente avviato, alimentato con refluo bovino più una quota parte di colture energetiche (sorgo). Dopo separazione meccanica la frazione liquida del digestato viene distribuita nell'impianto di produzione di biomassa legnosa mentre quella solida viene commercializzata.

L'area forestale d'infiltrazione è suddivisa in 4 appezzamenti della superficie di circa 3.000 m^2 cadauno caratterizzati da impianti arborei produttivi monospecifici rispettivamente a: *Platanus hispanica, Salix alba, Fraxinus angustifolia e Paulownia* (Figura 56). Per ottenere biomassa legnosa con finalità energetiche, si prevede un governo a ceduo con turni di 2-5 anni.

Per facilitare il confronto con l'attività sperimentale effettuata presso l'area filtro forestale in bassa pianura le prove si sono concentrate in entrambi i casi su appezzamenti a *Platanus hispanica*. Inoltre l'appezzamento in questione, essendo il più vicino al canale di adduzio ne, presenta le maggiori garanzie in termini di funzionamento idraulico.

Il piano di monitoraggio ha previsto attività di analisi delle acque del suolo a diverse profondità (mediante lisimetri), misure chimico-fisiche sui campioni di suolo, misure del processo di denitrificazione nei suoli, misure delle emissioni di gas in atmosfera durante le fasi di spandimento e misura dei tassi di accrescimento della vegetazione erbacea ed arborea presente. È stato così possibile definire sia gli input e output di azoto nel sistema, che le dinamiche di trasformazioni dell'azoto all'interno del sistema suolo fino alla profondità di 90 cm.

Figura 56 – Sequenza temporale di immagini che evidenziano lo sviluppo dei platani nell'AFI in cui è stata effettuata la sperimentazione. Nelle foto centrali è possibile osservare i due diversi metodi di spandimento del digestato; in particolare la foto di destra mostra la barra realizzata nell'ambito del Progetto RiduCaReflui in azione durante le fasi di spandimento nell'interfila dell'AFI

In tabella 18 sono riassunte le quattro tesi monitorate in parallelo, nel corso della sperimentazione, più le tesi A0 e P0 di controllo.

Nel corso dell'attività sperimentale sono stati effettuati complessivamente 5 spandimenti di digestati (11/5, 29/6, 18/10 nel 2010 e 2/5, 26/7 nel 2011), con un contenuto di azoto totale mediamente di 3 kg/m^3, e in quantità differenti a seconda della tesi. Nell'AFI, data l'immaturità del sistema, la quantità effettiva di digestato distribuita, nel secondo anno dalla sua realizzazione, è risultata essere la metà di quella applicabile quando il sistema sarà giunto a maturazione. Per questo motivo nel periodo 2010-2011 è stato scelto di effettuare un confronto fra le tesi a prato (P1) e le AFI (A2).

Si riportano di seguito i risultati del bilancio complessivo dell'azoto nelle diverse tesi che permettono una rapida comprensione degli ordini di grandezza in campo (Tabella 19).

Dal confronto fra il contenuto iniziale (maggio 2010) e finale (maggio 2011) di azoto nel suolo, durante il primo anno di sperimentazione, si osserva una significativa riduzione dei quantitativi presenti. Ciò è dovuto principalmente ad un'elevata utilizzazione di questo elemento da parte della vegetazione, in particolare erbacea, che ha mostrato tassi di accrescimento molto elevati.

Per quanto concerne l'AFI, sia in A1 che in A2, la somma delle voci di output calcolate supera quella degli input. Questa differenza, ben rappresenta quello che deve essere il contributo in termini di rimozione di azoto dovuta principalmente al processo di denitrificazione. Una quota minoritaria è imputabile alla differenza in termini di accumulo di azoto nella parte fogliare e negli apparati radicali dei platani fra il momento iniziale (maggio 2010) e quello finale (maggio 2011). Vanno inoltre considerati eventuali accumuli di N nella frazione organica non estraibile dei suoli.

In P1 e P2 si può assumere che l'unica voce residua non calcolata, sia quella legata alla denitrificazione. Essendo il bilancio già negativo, si può supporre che il contributo di questo processo in termini di output sia meno importante che in AFI. Ciò che emerge con chiarezza è l'importanza del contributo, in termini di rimozione dell'azoto legato all'asportazione della vegetazione erbacea che da sola risulta in grado di controbilanciare gli input.

Inoltre i due sistemi nel corso dell'anno monitorato, hanno utilizzato, per sostenere i processi biologici, una porzione non trascurabile dell'azoto disponibile inizialmente nei suoli (riduzione del *sink* inizialmente disponibile).

Dai monitoraggi condotti è possibile trarre alcune considerazioni finali. Lo studio della *caratterizzazione idrologica* del sistema ha confermato come le zone di interfila delle AFI possano essere utilizzate per attività colturali che prevedano anche la distribuzione di digestati o reflui. Il sistema delle scoline e il sistema dei suoli presenti nelle interfile risultano nettamente separati, sono da escludere, quindi, movimenti laterali delle acque con conseguenti rischi di contaminazione delle acque di infiltrazione.

Data l'immaturità del sistema AFI, è stato possibile effettuare un'analisi solo parziale *sull'efficienza di tale sistema nel ridurre l'azoto*. Essendo stato chiaramente verificato che verso la conclusione del secondo anno dall'impianto le radici degli alberi avevano raggiunto una profondità di poco inferiore ai 90 cm, non è stato possibile verificare se la loro presenza nelle zone più profonde fosse in grado di incrementare la porzione di suolo potenzialmente in grado di interagire con le dinamiche dell'azoto.

Nonostante questo, misure dirette sull'attività di denitrificazione e la quantificazione dell'azoto lisciviato hanno dimostrato una maggiore efficienza dei suoli delle AFI nell'utilizzazione di N rispetto al prato. Infatti, osservando

Tabella 18 – Tesi monitorate nel corso della sperimentazione

Tipo di coltura	Codice	Carico teorico applicato di digestati (Kg N/ha/anno)
Area Forestale di Infiltrazione (AFI) con copertura monospecifica a *Platanus hispanica*	A0	0
Area Forestale di Infiltrazione (AFI) con copertura monospecifica a *Platanus hispanica*	A1	170
Area Forestale di Infiltrazione (AFI) con copertura monospecifica a *Platanus hispanica*	A2	340
Prato stabile	P0	0
Prato stabile	P1	170
Prato stabile	P2	340

Tabella 19 – Stima del bilancio dell'azoto in AFI e Prato

Bilancio di N tot (Kg ha^{-1} a^{-1})				
	A_1	**A_2**	**P_1**	**P_2**
ΔN_s = differenza fra il contenuto iniziale e quello finale di N nel suolo	41,3	23,2	41,5	34,3
N_d = input di N imputabile alla distribuzione di digestato	81,6	156,5	156,4	311,4
N_p = input di N apportato dalle precipitazioni al suolo	28,2	28,2	33,7	33,7
Totale INPUT	**151,1**	**207,8**	**231,5**	**379,4**
N_f = *leaching* di azoto in falda	-40,3	-55,0	-34,8	-82,6
N_v = N accumulato nella biomassa legnosa	-19,0	-31,0	0,0	0,0
N_v = N accumulato/asportato dalla vegetazione erbacea	-23,8	-35,6	-256,4	-339,9
N_g = emissioni durante la fase di spandimento	-8,6	-5,7	-1,3	-2,7
Totale OUTPUT	**-91,7**	**-127,3**	**-292,5**	**-425,1**
Differenza (voci di bilancio non quantificabili)	**59,4**	**80,6**	**-61,0**	**-45,8**

i dati riferiti alle sole zone di spandimento, si è potuto constatare che il rapporto fra l'azoto lisciviato rispetto a quello applicato per unità di superficie è significativamente inferiore in entrambe le tesi indagate in AFI rispetto a quelle nel prato; ciò sembra dipendere anche dal ruolo del processo di denitrificazione che anche in questa tipologia di suoli, in particolare nelle fasi di post-spandimento, risulta in grado di trasformare significative quantità di azoto nitrico in azoto molecolare gassoso.

Infine, sia in AFI che in prato si è osservata una certa proporzionalità fra le quantità di azoto apportate tramite distribuzione e le perdite in falda; questa evidenza porterebbe ad escludere, almeno in questa fase di maturazione dei sistemi, l'opportunità di deroghe agli attuali limiti di distribuzione.

Nel corso della sperimentazione è stato possibile trarre alcune considerazioni in merito ai *metodi di distribuzione* degli effluenti di allevamento nelle AFI e, più in generale, in suoli permeabili di alta pianura. A livello qualitativo è possibile affermare che la distribuzione mediante interramento profondo in questi suoli è fortemente sconsigliabile. Nell'unica esperienza condotta con queste modalità di distribuzione, si è osservato che a fronte di contenuti vantaggi in termini di riduzione delle emissioni gassose di ammoniaca e protossido di azoto, questo metodo di distribuzione favorisce significativamente le perdite per lisciviazione e compromette l'importante protezione costituita dal cotico erboso e dalla lettiera. Al contrario, la distribuzione con ugelli a diretto contatto con il suolo, mediante un'apposita barra progettata e realizzata nell'ambito del Progetto RiduCaReflui, offre buone prestazioni sia in termini di contenimento della lisciviazione, sia in termini di contenimento delle emissioni (perdite di N tot inferiori al 4% rispetto al distribuito).

Per quel che concerne gli effetti delle distribuzioni di digestato sullo sviluppo della vegetazione arborea ed erbacea si sono potuti osservare significativi incrementi della produttività di biomasse all'aumentare delle dosi di digestato distribuito. Anche dosaggi di 340 kg/ha/anno non sembrano eccessivi, in termini di bilanci agronomici, rispetto alle richieste molto elevate (comprese fra i 250 ed i 350 kg/ha/anno di N_{tot}) della componente erbacea. Ne deriva l'assoluta necessità, durante le periodiche operazioni di sfalcio sia in AFI che nel prato, di asportare dal sistema la vegetazione erbacea e di dirottarla verso altri utilizzi; questa pratica impedirebbe infatti a quote significative di azoto di rientrare nel ciclo di utilizzazione a seguito del processo di mineralizzazione. Lo stesso discorso, peraltro già previsto, riguarda l'asportazione della vegetazione arborea, anche se in questo caso si configura un'asportazione di azoto di un ordine di grandezza inferiore (circa 30 Kg/ha/anno N_{tot}).

I valori di biomassa evidenziano chiaramente l'effetto del digestato sulla biomassa arborea prodotta nelle diverse tesi dell'AFI, sia in termini di peso totale che di peso utile (Tabella 20). La differenza fra le tesi A1 ed A2 e la tesi A0 può risultare leggermente sovrastimata a seguito della sostituzione di alcune fallanze ad un anno dall'impianto che ha riguardato in particolare la tesi di controllo (A0).

Tabella 20 – Valori di N accumulato nella biomassa legnosa del Platano in AFI nell'anno di sperimentazione

Kg ha^{-1} a^{-1}	A_2	A_1	A_0
peso totale	14.153	8.460	6.067
azoto	31,8	19,0	13,6

L'aspetto peculiare di questo tipo di sistema è dovuto al fatto che non è stato realizzato per rimuovere l'azoto ma per altre finalità quali la ricarica delle falde e la produzione di biomassa legnosa. Di conseguenza i costi realmente imputabili all'abbattimento dell'azoto dovrebbero essere solo quelli relativi alla distribuzione, tuttavia per uniformità con gli altri sistemi si è voluto considerarlo come un unicum.

In conclusione possiamo affermare che un ettaro di AFI è in grado di infiltrare circa 1.090.000 m^3/ha anno di acqua con concentrazioni prossime a 1 mg/l di N tot verso la falda. Dalle zone di interfila oggetto di distribuzione dei digestati, nel caso peggiore, percolano circa 5.600 m^3/ha anno di acqua con concentrazioni medie di 16-30 mg/l di N tot. La falda presenta valori medi, in termini di concentrazione di N, pari a 6 mg/l. È del tutto evidente che il sistema AFI, nel suo complesso apporta significativi benefici all'acquifero non solo in termini di recupero quantitativo, ma anche in termini di recupero qualitativo.

4.5.3 Aree Filtro Forestali (AFF)

Unità Operativa: dott.ssa Gumiero

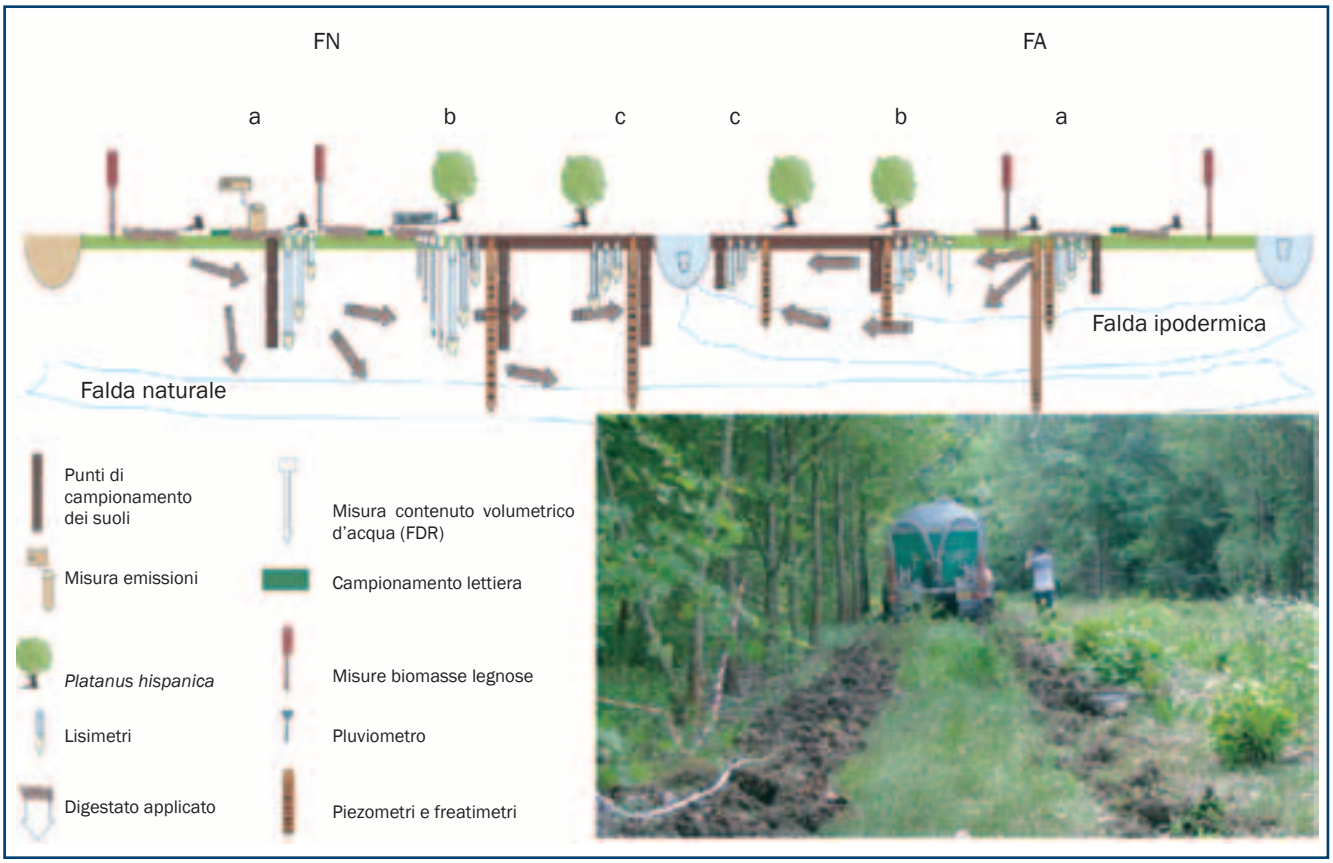
Molti studi sono stati fatti, sia in ambito internazionale che locale, sull'efficacia di fasce tampone boscate nell'abbattimento dell'azoto proveniente da fonti diffuse.

Poco note sono, invece, le capacità di aree filtro forestali, con suoli poco permeabili, nell'abbattere l'azoto proveniente dallo spandimento, all'interno del sistema, della frazione liquida di digestati. Nel corso della sperimentazione si è voluto verificarne l'efficienza e se un'eventuale perdita dell'azoto distribuito in questi sistemi forestali possa essere intercettata e rimossa da una fascia tampone bifilare non soggetta a operazioni di spandimento. Inoltre, si è voluto stabilire se la presenza di condizioni di saturazione dei suoli, indotte attraverso il sistema di scoline con irrigazione in continuo, aumenti l'efficacia di questi sistemi.

La sperimentazione è stata effettuata all'interno dell'Azienda Pilota e Dimostrativa "Diana", situata nel Comune di Mogliano Veneto (TV) e gestita da Veneto Agricoltura. Il sito sperimentale è collocato all'interno di un'area tampone arborea realizzata nel 1999 in cui ciascun appezzamento viene irrigato da un sistema di scoline con acqua prelevata, attraverso un impianto di sollevamento, dal fiume Zero. La sistemazione a baulatura favorisce il deflusso sub-superficiale delle acque attraverso l'area tampone; l'acqua viene infine raccolta da una scolina di drenaggio che convoglia le acque in un collettore che scorre parallelamente al fiume Zero e che restituisce le acque al fiume appena a valle dell'area tampone.

Il sito sperimentale è un appezzamento con un impianto monospecifico a *Platanus hispanica* di dieci anni con superficie complessiva di 2.100 m^2 (larghezza 30 m e lunghezza 70 m), suddiviso in due unità simmetriche rispetto ad una scolina di drenaggio che le separa (Figura 57).

Figura 57– Schema sperimentale e vista dell'impianto durante la distribuzione



Per poter distribuire agevolmente il digestato è stato effettuato, nella primavera del 2010, un taglio dei due filari più esterni di Platano in ciascuna delle due unità. I due filari interni sono invece stati mantenuti per simulare una fascia tampone arborea bifilare.
In tabella 21 sono riassunte le tesi, monitorate in parallelo, nel corso della sperimentazione.
Si è effettuato un unico spandimento del digestato mediante una barra con due interratori, posti ad una distanza di 2,5 metri l'uno dall'altro, per limitare le perdite di azoto in atmosfera. A causa della forte coesione data dall'argilla i solchi effettuati dagli interratori, di profondità di circa 15-20 cm, non si sono richiusi totalmente dopo il passaggio della barra lasciando il digestato incluso nel solco.
Mediante idonea strumentazione sono state effettuate misure dei volumi di irrigazione, di pioggia ed evapotraspirazione (dati ARPAV), della profondità della falda, dei deflussi tramite runoff e dell'umidità volumetrica dei suoli (sonde FDR). I diversi tipi di informazione di natura idrogeologica raccolti hanno permesso di giungere alla formulazione di un modello concettuale per descrivere in modo semplificato l'andamento dei deflussi nei due appezzamenti sperimentali FA (tesi con irrigazione) ed FN (tesi non irrigata) descritti nella tabella sopra riportata.
Per quel che concerne le dinamiche dell'azoto, si offre di seguito una stima del bilancio complessivo nelle diverse tesi che permette una rapida comprensione degli ordini di grandezza in campo.
A fronte di input molto elevati in entrambe le tesi, si riscontrano degli output molto ridotti nelle voci che sono state quantificate (Tabella 22). La differenza può essere attribuibile a tre voci principali:

- l'accumulo nella vegetazione erbacea fra la fase iniziale e quella finale che può essere non trascurabile (dell'ordine di 50 – 150 kg/ha/anno);
- l'accumulo nella frazione organica non estraibile dei suoli, difficilmente quantificabile;
- il processo di denitrificazione che ha sicuramente un ruolo prevalente nella rimozione dell'azoto in questi sistemi, come emerso dalla significativa campagna di misure puntiformi effettuata durante i mesi successivi alla distribuzione (giugno-settembre 2010).

Tabella 21 – Tesi monitorate nel corso della sperimentazione

Caratteristiche dell'area	Cod.	Carico teorico appl. (kg N/ha/anno)
Spargimento in area boscata con limitrofa Fascia Tampone bifilare; copertura monospecifica a *Platanus hispanica*; **presenza** di falda ipodermica artificialmente indotta attraverso il sistema di irrigazione	**FA** tesi con irrigazione	340
Spargimento in area boscata con limitrofa Fascia Tampone bifilare; copertura monospecifica a *Platanus hispanica*; **assenza** di falda ipodermica artificialmente indotta attraverso il sistema di irrigazione	**FN** tesi non irrigata	340
Tesi di controllo	**F0**	0

Tabella 22 – Stima del bilancio di azoto in FN e FA

Bilancio di N tot - Kg ha^{-1} anno^{-1}		
	FA	**FN**
N_d = input di N imputabile alla distribuzione di digestato	582,6	553,5
N_p = input di N apportato dalle precipitazioni al suolo	25,0	25,0
N_i = input di N apportato dalle acque di irrigazione	48,2	0,0
Totale INPUT	**655,8**	**578,4**
ΔN_s = differenza fra il contenuto iniziale e quello finale di N nel suolo	-20,4	-25,1
N_f = leaching	**-39,6**	**-26,9**
***N r* = runoff**	**-2,6**	**-2,6**
N_v = N accumulato nella biomassa legnosa	-28,0	-30,0
N_v = N accumulato nelle foglie di Platano	-50,0	-50,0
N_g = emissioni durante la fase di spandimento	**-11,5**	**-12,4**
Totale OUTPUT	**-129,1**	**-147,0**
Differenza (più voci di bilancio non quantificabili)	**526,7**	**431,4**

I risultati dell'indagine sperimentale confermano che i suoli limo-argillosi hanno un'elevata capacità conservativa. L'azoto contenuto nel digestato rimane confinato a lungo (6-8 mesi) nel solco dove è stato distribuito. Solo eventi piovosi importanti e continui, tipici del periodo autunnale, sono in grado di movimentare gradualmente l'azoto dopo che l'ammonio si è ossidato in nitrato. Lo stesso processo di nitrificazione richiede tempi lunghi, probabilmente dovuti alla poca areazione di questi suoli argillosi caratterizzati da basso tenore in ossigeno anche negli strati superficiali. Inoltre, condizioni anossiche, apporto di carbonio organico ed un elevato quantitativo di nitrati determinano ratei di denitrificazione estremamente elevati. La lunga fase di permanenza dell'azoto nel solco di interramento permette di ottimizzare l'utilizzazione da parte sia delle piante (uptake), con accumuli nella biomassa legnosa di circa 30 kg/ha/anno ed accumuli temporanei nelle foglie di circa 50 kg/ha/anno, sia dei processi batterici (in particolare denitrificazione). Infine gli *studi sull'idrologia* del sito monitorato ci permettono di affermare che non ci sono scambi tra le acque ipodermiche e la falda che si trova confinata a circa 150 cm di profondità.
Il *bilancio dell'azoto* ci permette di affermare che nonostante l'elevato apporto di azoto le perdite dall'area di spandimento, sia in atmosfera che nelle acque di falda e superficiali, risultano estremamente ridotte e corrispondono a circa il 10% con una corrispondente rimozione/utilizzazione del 90%.
Le notevoli differenze tra input ed output misurato nel bilancio dell'azoto dell'ordine di circa 450-500 kg sono imputabili per lo più ai processi di denitrificazione.
Diversamente dalle attese, dai dati ottenuti, il sito non irrigato (FN) è risultato essere quello potenzialmente più efficace nel contenere le perdite di azoto verso le acque. Infatti, l'azoto contenuto nel digestato distribuito nell'appezzamento non irrigato, rimanendo in loco a lungo, ha molte più possibilità di venire utilizzato sia dalla componente vegetale sia dalle comunità batteriche (in particolare quelli denitrificanti). Per contro, dove viene effettuata l'irrigazione ipodermica tramite scolina adacquatrice, si crea un effetto di maggior dilavamento dei suoli provocando maggiori perdite di nitrati (*leaching*) verso l'uscita della zona di spandimento. Anche in questo caso però non si registrano perdite di azoto nelle acque in uscita dall'intero sistema, perché l'area tampone (il bifilare di platani non tagliati) è in grado di rimuovere il carico in uscita dalla zona di spandimento.
In ogni caso si sconsiglia di distribuire il digestato, anche nei sistemi non irrigati, in prossimità delle scoline o di corsi d'acqua mantenendo una distanza di sicurezza di circa 5 m.
Dai monitoraggi è stato possibile dedurre alcune indicazioni gestionali sulle aree filtro forestali di bassa pianura. Diversamente dai terreni molto permeabili delle AFI di alta pianura, i suoli limo-argillosi sono particolarmente conservativi quindi, l'interramento profondo del digestato risulta essere una tecnica molto efficace ed appropriata. L'interramento del digestato, infatti, permette di accumulare elevate quantità di azoto inorganico in una zona del suolo protetta in cui le dinamiche di dilavamento sono tendenzialmente lente e legate ad eventi piovosi consistenti e continui. Nel solco d'interramento si creano condizioni particolarmente favorevoli ai processi di denitrificazione e quindi di rimozione permanente dell'azoto dal sistema.
Questa pratica di distribuzione tende inoltre ad azzerare la possibilità che le acque di *runoff* superficiale prendano a carico elevati quantitativi di azoto veicolandole direttamente verso le scoline.
In fase di spandimento del digestato si sono riscontrate diverse difficoltà dovute alla forte resistenza del suolo ed alla difficoltà del solco di richiudersi. È necessario pertanto utilizzare sistemi di interramento in grado di effettuare meccanicamente anche la chiusura del solco.
Nonostante le necessità colturali del Platano siano piuttosto contenute, l'effetto del digestato sulla biomassa legnosa nell'arco di un solo anno ha corrisposto ad un incremento del 27% nella tesi FN e del 35 % nella tesi con irrigazione (FA) rispetto alla tesi testimone.

Tabella 23 – Valori di biomassa rapportati all'ettaro nelle aree di controllo (FN_0 e FA_0) ed in FA e FN al 31 agosto 2011.

Kg ha^{-1} a^{-1}	FN_0	FA_0	FA	FN
peso totale	10.684	9.386	12.642	13.521
azoto	24	21	28	30

La tabella 23 riporta le stime di biomassa dei polloni cresciuti dopo il taglio effettuato subito prima della sperimentazione. Si può notare un valore di biomassa leggermente

più elevato nella tesi non irrigata (FN) rispetto ad FA, molto probabilmente dovuto alla maggior esposizione ai raggi solari essendo collocato sul versante sud rispetto alla tesi FA che invece subisce l'ombreggiamento delle file di alberi non tagliati.
In conclusione con questa sperimentazione si è messo in luce l'elevata efficienza tampone (90% di rimozione dell'azoto) di sistemi forestali produttivi di bassa pianura con da un lato costi aggiuntivi pressoché nulli (distribuzione del digestato) e dall'altro un interessante aumento della produzione.

4.6 Valutazioni economiche

Unità Operativa: prof. Pettenella

La valutazione economica delle soluzioni tecnologiche consente di approfondire l'efficienza dei trattamenti di valorizzazione/riduzione dei nutrienti negli EA a monte ed a valle della digestione anaerobica. Con l'obiettivo di mettere a disposizione una chiave di lettura semplice ed intuitiva del lavoro svolto presso le aziende monitorate, sono state realizzate due analisi economiche:

- analisi economica multicriterio;
- analisi di reattività delle variabili sensibili.

Lo studio condotto presso 19 aziende agricole ha permesso di coprire un ampio spettro di tipologie impiantistiche, indagando nel contempo le filiere zootecniche più rappresentative del Veneto: vacche da latte, vacche da carne, suini da ingrasso ed avicoli (Tabella 24).
Il grado di sperimentazione, la variabilità delle tecnologie e i diversi utilizzi aziendali non hanno consentito di realizzare un confronto economico-finanziario fra le tecnologie; occorre pertanto specificare che gli indicatori pubblicati si riferiscono agli specifici casi studio. Al fine di confrontare diversi sistemi integrati di gestione degli EA, il gruppo di lavoro del prof. Pettenella, Dipartimento TeSAF, ha realizzato un *software* di analisi economico-finanziaria che permette di valutare gli investimenti sulla base di diversi scenari aziendali. Il capitolo 5 descrive il *software* ValEA e propone alcune simulazioni di analisi finanziaria.

4.6.1 Analisi economica multicriterio

L'analisi economica multicriterio si basa sulla definizione di indicatori quantitativi analitici e su indicatori qualitativi descrittivi. La tabella 25 riporta le voci di costo che sono state raccolte direttamente presso le aziende agricole per realizzare le analisi economiche.

Le voci di ricavo indotte dall'introduzione delle tecnologie nel trattamento degli EA comprendono i mancati costi e l'eventuale vendita di *output* di processo. La tabella 26 specifica i valori unitari utilizzati per il calcolo degli indicatori analitici.

Per quanto concerne i costi delle operazioni di spandimento sono stati assunti i seguenti parametri: recepimento della deroga alla Direttiva Nitrati concessa alla Regione Veneto dal Comitato nitrati della Commissione Europea il 4 ottobre 2011 (decisiva 2011/721/UE)[1], distanza di spandimento di 5 km dal centro aziendale, 200 €/ha costo dei terreni in asservimento, 4,50 €/t EA costo per lo spandimento di effluenti liquidi, 2,50 €/t EA costo per lo spandimento di effluenti palabili. Al fine di completare il quadro della raccolta dei dati, si riportano nella tabella 27 i parametri utilizzati per l'analisi economica delle tecnologie di trattamento degli EA.

Tabella 24 – Divisione dei monitoraggi economici per filiera zootecnica e per tecnologia di trattamento

Specie zootecnica	Tipologia effluente trattato	Tecnologie monitorate	N° impianti in monitoriaggio economico
Bovini	Refluo tal quale	Separazione S/L	1
		Digestione anaerobica	2
		Trasformazione in materiale palabile	1
	Digestato	Separazione S/L	3
		Essiccazione/Strippaggio	2
		Fitodepurazione AFI	2
Suini	Refluo tal quale	Fitodepurazione SIF	1
		Trattamenti biologici DN/N	2
		Digestione anaerobica	1
	Digestato	Strippaggio	1
		Trasformazione in materiale palabile	1
		Trattamento biologico SBR	1
Avicoli	Refluo tal quale	Combustione	1
		Platea di stoccaggio	1
Totale			19

Tabella 25 – Voci di costo considerate nell'analisi economica delle tecnologie

Voci di costo	Dettaglio
Costi di impianto e avviamento (€)	Acquisto della tecnologia, consulenza, progettazione, concessioni edilizie, opere murarie, costi fissi impiantistica
Costi di gestione diretti (€/anno)	Energia, reagenti, monodopera diretta, attrezzature per la logistica, manutenzione ordinaria
Costi indiretti generali (€/anno)	Servizi esterni di assistenza
Costi indiretti variabili/semivariabili (€/anno)	Manutenzioni straordinarie, ricambi scadenzati

[1] La deroga consente alle aziende agricole che ne faranno richiesta di elevare il limite di spandimento da 170 kg/ha di azoto a 250 kg/ha. L'analisi della reattività delle variabili sensibili consente di valutare gli effetti di tale modifica sugli indicatori di efficienza dei trattamenti.

Tabella 26 – Voci di ricavo considerate nell'analisi economica delle tecnologie

Tipologie di OUTPUT	Valore unitario (€)
Solfato di ammonio (€/t)	55
Energia tariffa omnicomprensiva (€/MWe)	280
Energia (vendita + CV)	210
Legna a pezzi (€/t)	120
Mancanti costi	
Minori costi di spandimento (€/t)	2
Mancati costi di spandimento (€/t)	4,5
Terreni in asservimento (€/ha)	200

L'analisi multicriterio estende la valutazione dell'efficacia tecnico-economica dei trattamenti ad aspetti che riguardano l'attività aziendale. Gli indicatori descrittivi proposti sono stati raggruppati secondo cinque categorie di valutazione e per ciascuno di questi sono stati dati dei giudizi che variano secondo una scala di cinque gradi: –– molto negativo, – negativo, 0 neutro, + positivo, ++ molto positivo (Tabella 28).

La tabella 29 suddivide i monitoraggi per categorie tecnologiche omogenee: la prima colonna raccoglie gli impianti che concentrano l'azoto per poi valorizzarlo attraverso pratiche agronomiche o attraverso la vendita degli *output* di trattamento, mentre quella successiva riunisce le tecnologie che riducono il carico azotato dei reflui zootecnici. Per ogni categoria si riportano i principali indicatori analitici dei singoli monitoraggi e i risultati dell'analisi multicriterio. La quota di ammortamento unitario valuta il grado di investimento iniziale mentre l'indicatore "ricavi-costi per kg di azoto concentrato" giudica l'efficienza del trattamento monitorato. Si deve precisare che la disomogeneità dei funzionamenti delle tecnologie e il grado sperimentale dei monitoraggi rende a volte poco significativo il confronto degli indicatori analitici anche all'interno della stessa categoria.

Tabella 27 – Elenco parametri utilizzati per la validazione delle tecnologie di trattamento degli EA

Parametri economici	
Tasso di interesse (r)	5%
Manodopera (€/ora/anno)	12 €
Parametri tecnologici	
Costi opere murarie	1.500 €/m^2
Manutenzioni straordinarie	4% valore della tecnologia
Caratteristiche EA	
N nel digestato (dove non specificato)	2 kg N/t
1 m^3 effluente liquido	1 t
1 m^3 effluente palabile	0,8 t
Parametri selvicolturali	
Legna a pezzi (u = 30%)	120 €/t
1 t legna fresca	0,7 t legna stagionata
Turno tecnico AFI-AFF	5 anni
Parametri agronomici	
Costi spandimento liquido	4,50 €/m^3
Costo spandimento solido	2,50 €/m^3
Silomais autoprodotto	22 €/t
Noleggio muletto	40 €/h
Noleggio trattore	50 €/h

Tabella 28 – Elenco indicatori descrittivi utilizzati nell'analisi economica multicriterio

Indicatori microeconomici	
Costo di investimento iniziale	Valuta il costo di avvio dell'impianto e la conseguente esposizione finanziaria dell'imprenditore attraverso il costo unitario di ammortamento
Costo di gestione	Valuta l'ammontare dei costi di gestione al netto dei ricavi, attraverso CT/kg N concentrati
Output	Rileva la possibilità di ottenere *output* diretti dal modello di trattamento degli EA: energia elettrica, fertilizzanti, compost, combustibili legnosi
Mancati costi	Valuta la possibilità di ridurre i costi di gestione degli EA: costi di spandimento, costi energetici, altre attività agronomiche
Indicatori efficienza tecnologica	
Rimozione dell'azoto	L'indicatore valuta l'efficienza massima di rimozione dell'azoto totale conseguibile con l'utilizzo della tecnologia
Trasformazione dell'azoto	L'indicatore tende a valutare la trasformazione dell'azoto che favorisce le operazioni di spandimento, di trasporto e di stoccaggio degli EA
Riduzione del volume EA	La riduzione del volume influisce positivamente sulla gestione aziendale degli EA e ne riduce i costi di spandimento
Reagenti - Pretrattamento	L'uso di reagenti o la necessità di intervenire con trattamenti specifici a monte della tecnologia comporta un aggravio nell'investimento dell'imprenditore e una complicazione nella logistica aziendale
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	L'indicatore valuta la presenza di residui di lavorazione che devono essere smaltiti con costi aggiuntivi a carico dell'azienda
Indicatori macroeconomici	
Disponibilità commerciale	Valuta il grado di maturazione della tecnologia
Fattori di distorsione di mercati	Interazioni con utilizzo di materie prime e produzione di fertilizzanti concorrenti
Effetti nei mercati degli *output*	Si considerano eventuali effetti nei mercati di: energia elettrica, fertilizzanti, compost, combustibili legnosi
Interazioni con la gestione aziendale	
Semplicità di gestione	Considera la necessità di disporre di personale qualificato
Ingombro planimetrico	Valuta lo spazio occupato dall'impianto
Compatibilità con modelli integrati di gestione EA	Descrive la possibilità della tecnologia di operare in filiera per raggiungere un buon livello di efficienza nella riduzione dell'azoto
Interazione con l'ambiente	
Inquinamento acustico	Valuta la presenza di rumori durante il funzionamento della tecnologia
Emissioni in atmosfera	Valuta la possibilità di emissioni non desiderate di gas serra
Emissioni di odori	Giudica positivamente il contenimento di odori sgradevoli
Inquinamento delle acque di falda	Giudica negativamente fenomeni di *leaching* in falda

Tabella 29 – Divisione degli impianti monitorati per categorie omogenee

TRATTAMENTI CONSERVATIVI
Separatori S/L
Separatore a compressione elicoidale
Separatore a cilindri rotanti
Separatore mobile
Stoccaggio controllato delle deiezioni avicole
Concimaia per lo stoccaggio controllato delle deiezioni avicole
Digestione anaerobica
BIOGAS Revamping, 135 kWe
BIOGAS 1 MWe, Tariffa Omnicomprensiva
BIOGAS 1MWe, Certificati Verdi
Strippaggio – Essiccazione/Strippaggio
Essiccazione/Strippaggio
Strippaggio

TRATTAMENTI RIDUTTIVI
Trasformazione degli EA e del digestato in palabile con riduzione dell'azoto
Impianto di montagna, liquami suini
Impianto di pianura, digestato da allevamento bovino
Nitrificazione/Denitrificazione in continuo di liquami
Impianto aziendale
Impianto consortile
Nitrificazione/Denitrificazione in discontinuo di digestato
SBR aziendale
Combustione/termovalorizzazione delle deiezioni avicole
Caldaia aziendale
Fitodepurazione
Area Forestale di Infiltrazione (AFI)
Area Forestale Filtro (AFF)
Sistema Ibrido di Fitodepurazione (SIF)

Impianti di separazione Liquido/Solido
Pur trattandosi di tecnologie semplificate, i separatori monitorati hanno dimostrato buoni indici finanziari. Sebbene il grado di efficienza nel concentrare la componente azotata e nel ridurre i volumi degli EA sia inferiore ad altre tecnologie più sofisticate, questi hanno garantito una certa convenienza. I punti di forza di queste apparecchiature sono il contenimento dei costi di investimento e di manutenzione.

Gli indicatori di gestione aziendale (Tabella 31) evidenziano una spiccata semplicità sia nell'utilizzo che nella manutenzione ed una buona flessibilità nel trattare sia i liquami tal quali che il digestato. I separatori sono tecnologie idonee per allevamenti che non devono contenere in maniera significativa il carico azotato degli EA.

La figura 58 consente di estendere la valutazione anche ad altri criteri di funzionamento.

Figura 58 – Valutazione del processo di trattamento dei separatori L/S

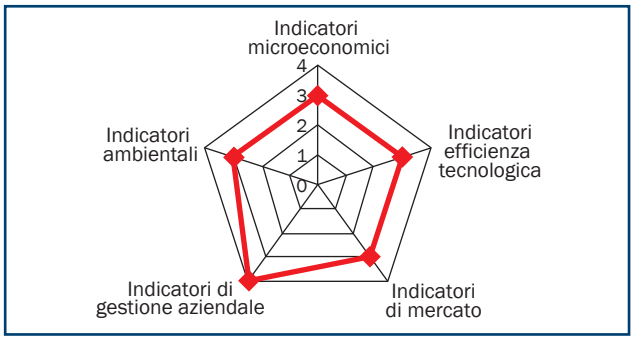


Tabella 30– Separatori L/S: indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
Separatore a compressione elicoidale, digestato	27.375	16.963	32.000	0,10	0,30
Separatore a cilindri rotanti, digestato	18.250	30.076	29.500	0,14	0,17
Separatore a compressione elicoidale, digestato	13.000	10.010	37.000	0,25	-0,07
Separatore mobile, refluo tal quale	5.640	3.488	40.000	0,64	-1,92

Tabella 31 – Separatori L/S, indicatori tecnico economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	++	Costo unitario di ammortamento (€/t) da 0,20 € a 0,60 €
Costo di gestione	0	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) da 0,3 € a -0,07 € per i separatori aziendali
Output	0	Nessuno
Mancati costi	+	Mancati costi per i terreni in asservimento da € 5.000 a 10.000
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	+	Dal 10 al 15%
Trasformazione N	0	Nessuna
Riduzione del volume	+	Dal 10 al 15% concentrazione frazione palabile del separato solido
Reagenti / Pretrattamento	+	Nessuno
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	+	Nessuno
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	++	Tecnologia matura
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	+	Nessuno
Effetti nei mercati degli *output*	0	Nessuno
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	++	Semplicità di gestione e di manutenzione
Ingombro planimetrico	++	Contenuto
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	++	I separatori lavorano su EA tal quale e su digestato
Predisposizione a modelli consortili	+	Possibilità di acquistare separatori progettati per un uso consortile, difficoltà nell'utilizzo a pieno regime
Interazione con l'ambiente		
Rumori	+	Nessuno
Emissioni in atmosfera	0	Perdite per evaporazione (< 5%)
Odori	0	Macchine semplici che non prevedono accorgimenti per ridurre le emissioni di odori
Contaminazione falda	+	Nessuno

Impianti di essiccazione e strippaggio

In questa categoria di trattamento sono stati monitorati due impianti accomunati dal fatto di lavorare a valle di un impianto di biogas e di produrre solfato d'ammonio. In realtà i due casi presentano sostanziali differenze tecnologiche: nel primo caso c'è un'essiccazione del digestato con successiva produzione di solfato d'ammonio, nel secondo, il trattamento è finalizzato alla massimizzazione della produzione dell'*output*.

In entrambi i casi le rese in termini di concentramento e riduzione dell'azoto hanno dato risultati soddisfacenti. La non chiara destinazione commerciale del solfato d'ammonio condiziona il giudizio degli indicatori microeconomici (tabella 33 e figura 59), mentre l'ingombro planimetrico e il grado tecnologico fanno di questa tecnologia un possibile investimento solo per gli allevamenti di dimensioni medie e grandi.

Figura 59 – Valutazione del processo di essiccazione e di strippaggio

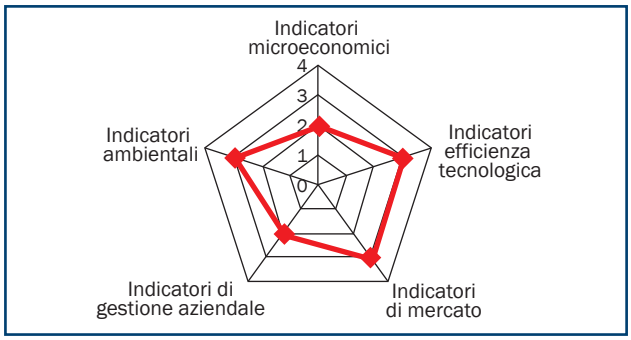


Tabella 32 – Processo di essiccazione e strippaggio, indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N/anno)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
Essiccazione/Strippaggio	4.600	31.719	845.500	15,94	-2,68
Strippaggio	33.000	42.120	568.000	1,49	-1,18

Tabella 33 – Impianti di essiccazione e strippaggio, indicatori tecnico–economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	0	Costo unitario di ammortamento (€/t) da 1,50 € a 10 €
Costo di gestione	–	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) da -1,5 € a -2 €
Output	+	Vendita solfato di ammonio, problemi con il mercato
Mancati costi	+	Mancati costi per i terreni in asservimento
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	++	Concentrazione dal 60 al 70%
Trasformazione N	+	Concentra l'azoto ammoniacale
Riduzione del volume	0	Poco significativa
Reagenti / Pretrattamento	–	Richiede energia termica e separazione azoto ammonicale
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	+	Produzione ininfluente di fanghi che trovano un utilizzo agronomico
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	+	Poche aziende rivenditrici
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	+	Nessuno
Effetti nei mercati degli *output*	–	Non sono chiare le caratteristiche del mercato del solfato d'ammonio
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	–	Presenza di personale qualificato
Ingombro planimetrico	–	Entrambi gli impianti richiedono grandi spazi
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	+	Gli impianti si integrano bene con i digestori anaerobici
Predisposizione a modelli consortili	+	Qualche vincolo nelle dimensioni degli impianti
Interazione con l'ambiente		
Rumori	+	Nessuno
Emissioni in atmosfera	+	Poco significativi
Odori	0	Nessuno
Contaminazione falda	+	Nessuno

Stoccaggio controllato delle deiezioni avicole finalizzato alla valorizzazione sul mercato dei concimi organici

La platea per lo stoccaggio controllato delle deiezioni avicole ha evidenziato nel corso dell'analisi economica buoni rendimenti in termini di convenienza (Tabella 34).

La figura 60 e la tabella 35 evidenziano i punti di forza e di debolezza di questo processo di trattamento. Tra i primi troviamo la semplicità nella costruzione della platea e nella gestione del processo di trattamento, mentre rientrano tra i secondi le dimensioni dei manufatti che condizionano la logistica aziendale e che possono ostacolare la realizzazione di impianti consortili. Infine, anche se i monitoraggi tecnici hanno dimostrato il rispetto dei limiti del Reg. (CE) 1069/2009, queste forme di trattamento possono creare qualche emissione di odori sgradevoli.

Figura 60 - Valutazione del processo di stoccaggio controllato delle deiezioni avicole su platee

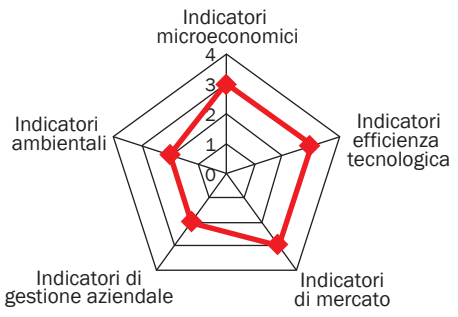


Tabella 34 – Platea per lo stoccaggio controllato delle deiezioni avicole, indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N/anno)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
Concimaia per lo stoccaggio controllato delle deiezioni avicole	525	10.178	70.000	12,33	2,45

Tabella 35 – Platea per lo stoccaggio controllato delle deiezioni avicole, indicatori tecnico economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	0	Costo unitario di ammortamento (€/t) inferiore a 10 €
Costo di gestione	+	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) circa 2 €
Output	0	Nessuno
Mancati costi	++	Il giudizio è positivo se si prevede di trasferire la lettiera trattata fuori dall'azienda
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	0	Trattamento conservativo
Trasformazione N	+	Il trattamento migliora le caratteristiche dell'EA
Riduzione del volume	0	Trattamento conservativo
Reagenti / Pretrattamento	++	Nessuno
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	++	Nessuna produzione
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	++	Impianto può essere realizzato con lavori in economia
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	+	Nessuno
Effetti nei mercati degli *output*	+	Migliora il conferimento degli EA per la produzione di concimi e fertilizzanti
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	++	Il trattamento consiste in pochi (3-4) rivoltamenti con pala meccanica nel corso di 1-2 mesi di stoccaggio
Ingombro planimetrico	– –	Le concimaie sono ingombranti e non tutte le aziende avicole hanno la possibilità di realizzarle
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	0	Possibili modelli extra aziendali per quelle aziende che non avranno la possibilità di realizzare una concimaia aziendale per mancanza di spazio
Predisposizione a modelli consortili	+	La tecnologia si presta alla dotazione da parte di società consortili. Qualche difficoltà con le dimensioni delle platee con consorzi di grandi dimensioni
Interazione con l'ambiente		
Rumori	+	Qualche rumore si può verificare durante i lavori di rivoltamento delle deiezioni
Emissioni in atmosfera	–	Manca il controllo di emissioni di azoto ammoniacale: è da ricordare comunque che il processo si inserisce pienamente nel quadro dello stoccaggio così come inteso dal CBPA; durante lo stoccaggio le emissioni di azoto possono andare dal 5 al 25% a seconda della tipologia di materiale, delle condizioni atmosferiche, delle modalità di stoccaggio stesse
Odori	–	Problemi di emissioni di odori durante le operazioni di rivoltamento
Contaminazione falda	+	Nessuno

La digestione anaerobica e gli impianti di biogas

La digestione anaerobica è un processo biologico di trasformazione degli EA volto alla valorizzazione energetica delle matrici organiche degli stessi. Tale processo non influisce in maniera significativa sulla riduzione del contenuto di azoto. Tuttavia gli impianti di biogas consentono all'azienda agricola di differenziare la PLV grazie alla vendita di energia elettrica e alla valorizzazione dell'energia termica. Pertanto, questi impianti devono essere considerati come processi di pretrattamento dei reflui ai quali devono seguire altri processi di concentrazione e/o di riduzione dell'azoto.

I monitoraggi analizzati differiscono per diversi fattori: taglia dell'impianto, livello tecnologico, tariffe di vendita dell'energia e matrici utilizzate. Per questa ragione gli indicatori economici della tabella 36 presentano un ampio *range* di valori. I punti di debolezza degli impianti di biogas riguardano gli ingombri planimetrici e la codigestione di biomasse, che in alcuni casi può influire sull'approvvigionamento dei cereali per uso zootecnico. Il grado di tecnologia degli impianti da 1 MWe richiede la presenza in azienda di personale qualificato e l'assistenza da parte di tecnici consulenti.

Figura 61 – Valutazione del processo di digestione anaerobica

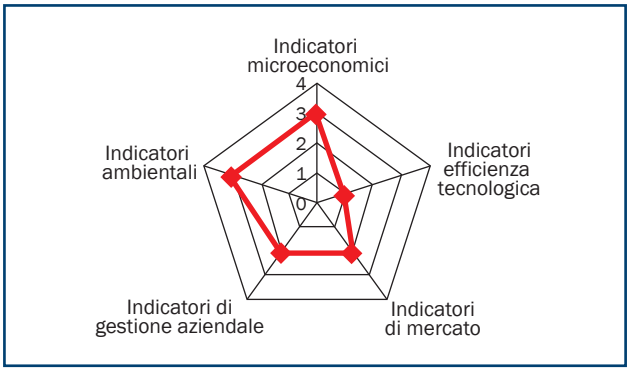


Tabella 36 – Digestione anaerobica, indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N/anno)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
Biogas Revamping, 135 kWe	27.000	54.000	964.703	3,10	0,10
Biogas 1 MWe, tariffa omnicomprensiva	27.375	54.750	4.380.000	27,82	23,55
Biogas 1 MWe, Certificati Verdi	22.000	182.500	3.233.000	13,24	5,82

Tabella 37 – Digestione anaerobica, indicatori tecnico–economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	––	Costo unitario di ammortamento (€/t) da 5 € a 20 €
Costo di gestione	++	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) superiore a 5 €
Output	++	Da 800.000 € a 2.500.000 € per la vendita dell'energia
Mancati costi	++	Mancati costi energetici (elettrici e termici)
Indicatori efficienza tecnologica finalizzata alla concentrazione dell'azoto		
Concentrazione N	–	In caso di codigestione si può verificare un aumento del carico azotato degli EA
Trasformazione N	–	Diminuzione della componente organica dell'azoto
Riduzione del volume	0	Nessuno
Reagenti / Pretrattamento	–	Per stabilizzare la produzione di biogas è diffuso l'utilizzo di biomasse e/o nitroglicerina
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	–	Presenza di fanghi nel digestore anaerobico
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	++	Tecnologie mature
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	–	Impianti progettati per utilizzare biomasse in codigestione possono causare effetti distorsivi nei mercati locali dei cereali
Effetti nei mercati degli *output*	0	Nessuno
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	–	Impianti richiedono consulenze periodiche di tecnici esterni all'azienda e personale adeguatamente formato
Ingombro planimetrico	––	Impianti ingombranti compresi fra 1.000 e 5.000 m^2
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	++	La digestione si integra bene con processi a valle per la riduzione e concentrazione del carico azotato degli EA
Predisposizione a modelli consortili	+	La scala consortile può razionalizzare l'approvvigionamento delle biomasse e la gestione degli EA, tuttavia la gestione di un impianto consortile è più complicata di una gestione aziendale
Interazione con l'ambiente		
Rumori	0	Giudizio positivo condizionato dalla scala dell'impianto
Emissioni in atmosfera	0	Gli impianti semplificati possono emettere metano ed ammoniaca
Odori	+	La digestione anaerobica riduce il problema degli odori degli EA
Contaminazione falda	+	Nessuno

Trattamento biologico di liquame tal quale con processo Nitro-Denitro

Il processo biologico di Nitro-Denitro (N-DN) si è affermato come uno dei trattamenti più efficienti nel contenere il carico azotato degli EA. Oltre alle rese tecnologiche soddisfacenti, gli impianti monitorati presentano costi unitari contenuti (Tabella 38).

Se l'efficienza tecnologica e l'affidabilità sono i principali punti di forza del trattamento, l'ingombro planimetrico e la richiesta di personale dedicato a sovrintendere il processo sono due fattori che possono condizionare la scelta di questa tecnologia.

Gli indicatori descrittivi raccolti nella tabella 39 compongono un giudizio complessivamente positivo.

Figura 62 – Valutazione del processo di trattamento del liquame tal quale Nitro-Denitro

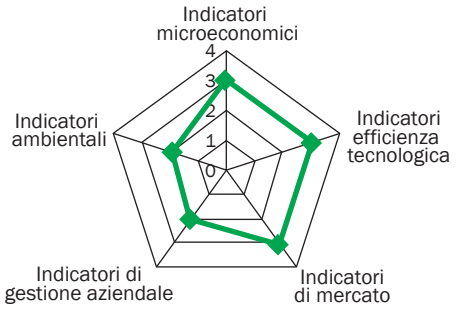


Tabella 38 – Processo di trattamento Nitro-Denitro, indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
N-DN aziendale, liquame tal quale	22.630	38.369	400.000	1,53	-1,56
N-DN consortile, liquame tal quale	30.000	65.100	553.000	1,60	-1,14

Tabella 39 – Processo Nitro-Denitro, indicatori tecnico-economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	+	Costo unitario di ammortamento (€/t) circa 1,50 €
Costo di gestione	–	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) circa – 1,50 €
Output	0	Nessuno
Mancati costi	++	I mancati costi dei due monitoraggi variano da 35.000 € a 50.000 €
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	++	Tecnologia efficiente nella concentrazione ed eliminazione dell'azoto
Trasformazione N	+	Riduzione della componente ammoniacale
Riduzione del volume	0	La tecnologia non agisce nella riduzione del volume
Reagenti / Pretrattamento	–	Il processo di DN-N funziona con un processo efficiente di separazione a monte
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	+	Produzione di fanghi poco significativi
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	++	Tecnologia matura, presenza sul mercato di ditte italiane
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	+	Nessuno
Effetti nei mercati degli *output*	0	Nessuno
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	–	Richiede la presenza di personale adeguatamente formato
Ingombro planimetrico	––	Tipologia di impianti piuttosto voluminosa
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	+	Si presta bene per funzionare con matrici tal quali e/o digestato
Predisposizione a modelli consortili	++	Uno dei due monitoraggi è consortile
Indicatori ambientali		
Rumori	+	Nessuno
Emissioni in atmosfera	0	Dalle vasche di reazione volatilizza azoto molecolare gassoso, inerte in atmosfera; emissione di azoto ammoniacale si può avere dalle vasche di stoccaggio dell'affluente all'impianto, se non coperte
Odori	–	Qualche problema con gli odori
Contaminazione falda	+	Nessuno

Trattamento biologico del digestato in reattore biologico a fasi sequenziali (SBR) in configurazione innovativa via-nitrito

Il monitoraggio sperimentale del reattore biologico SBR realizzato presso i laboratori e la stazione sperimentale delle Università di Verona e Venezia è stato monitorato anche da un punto di vista economico grazie all'ausilio di parametri economici che hanno permesso di dimensionare le opere civili. Lo scenario di riferimento per l'analisi economica è stato costruito a partire dall'allevamento suinicolo da dove sono state prelevate le matrici per le prove di laboratorio.

Gli indicatori economici della tabella 40 presentano un basso costo unitario di ammortamento e un contenuto costo unitario di trattamento.

L'analisi economica ha confermato il risultato dei monitoraggi tecnici. Questa tecnologia diffusa nel settore industriale può trovare un interessante utilizzo anche nelle filiere zootecniche con la sola modifica del processo di trattamento (figura 63).

Figura 63 – Valutazione del processo di trattamento biologico del digestato in reattore biologico a fasi sequenziali (SBR) in configurazione innovativa via-nitrito

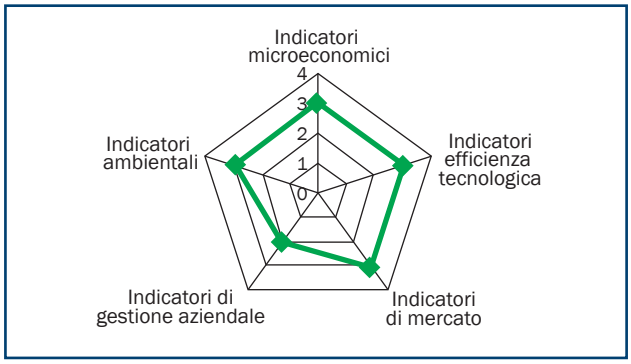


Tabella 40 – Trattamento biologico del digestato in reattore biologico a fasi sequenziali (SBR) in configurazione innovativa via-nitrito, indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N/anno)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
SBR, digestato	27.000	43.200	331.600	1,06	-1,61

Tabella 41 – Trattamento biologico del digestato in reattore biologico a fasi sequenziali (SBR) in configurazione innovativa via-nitrito, indicatori tecnico-economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	++	Costo unitario di ammortamento (€/t) da 0,5 € a 1 €
Costo di gestione	–	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) circa -1,60 €
Output	0	Nessuno
Mancati costi	+	30.000 € terreni in asservimento
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	++	75% riduzione del carico azotato EA
Trasformazione N	0	Nessuno
Riduzione del volume	0	Non ci sono riduzioni significative nel volume degli EA
Reagenti / Pretrattamento	–	Il processo richiede una separazione spinta a monte e l'utilizzo di reagenti per stabilizzare la produzione
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	+	Scarsa produzione di fanghi utilizzabili agronomicamente
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	+	Tecnologia di derivazione industriale, utilizzo per via-nitrito attraverso una modifica di funzionamento dell'impianto
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	+	Nessuno
Effetti nei mercati degli *output*	0	Si possono verificare effetti nel mercato del solfato d'ammonio
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	–	Presenza di personale formato ed assistenza specializzata in fase di avvio
Ingombro planimetrico	–	Il trattamento richiede costruzioni dedicate
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	+	L'impianto può essere previsto come sistema di abbattimento di N a valle della digestione anaerobica
Predisposizione a modelli consortili	+	L'impianto può essere progettato in un sistema integrato di EA con a monte un impianto a biogas consortile
Interazione con l'ambiente		
Rumori	+	Dai monitoraggi non sono emerse criticità
Emissioni in atmosfera	+	Dai monitoraggi tecnici non sono emerse criticità
Odori	+	Nessuno
Contaminazione falda	+	Nessuno

Trasformazione degli EA e del digestato in materiale palabile con riduzione dell'azoto

Nella categoria degli impianti in grado di concentrare e ridurre il carico azotato degli EA, il processo di trasformazione degli EA e del digestato in materiale palabile con riduzione dell'azoto si sta affermando come una soluzione che presenta numerosi punti di forza.

Dalla lettura della tabella 42 risulta una certa differenza di valori tra l'impianto di montagna e quello di pianura. Il primo risente negativamente dei maggiori costi unitari di ammortamento, condizionati da costose opere civili e da maggiori costi di gestione e dall'apporto di biomasse cellulosiche per il trattamento dei liquami suini.

L'impianto di stabilizzazione e maturazione di liquami zootecnici ha il vantaggio di funzionare in maniera automatizzata senza richiedere la presenza di personale specializzato. Sebbene rimangano da approfondire le complesse reazioni chimiche alla base della diminuzione del carico azotato dei reflui trattati, i monitoraggi hanno evidenziato risultati soddisfacenti in relazione tanto all'efficienza tecnologica, quanto alle interazioni ambientali e gestionali. I risultati di tali monitoraggi, se confortati da analoghi test effettuati in altri contesti, potrebbero indurre maggiore attenzione verso questa tecnologia per l'abbattimento dell'azoto, anche in sede comunitaria.

Queste caratteristiche favoriscono la realizzazione di impianti anche su scala consortile.

Figura 64 - Valutazioni del processo di stabilizzazione e maturazione di liquami zootecnici

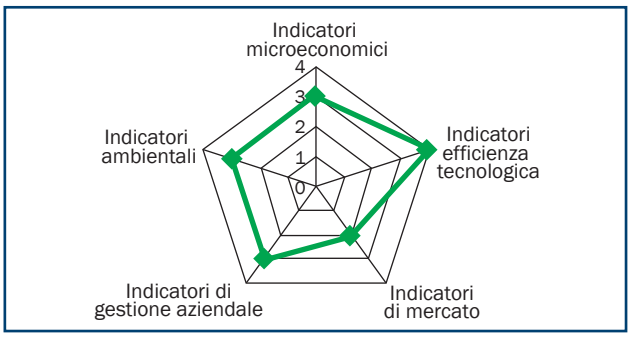


Tabella 42 – Trasformazione degli EA e del digestato in materiale palabile con riduzione dell'azoto: indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N/anno)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
Impianto di montagna, liquame	8.000	24.000	787.000	8,53	-3,21
Impianto di pianura, digestato	13.000	40.800	325.000	2,17	0,68

Tabella 43 – Impianti di stabilizzazione e maturazione di liquami zootecnici, indicatori tecnico–economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	+	Costo unitario di ammortamento (€/t) da 2 € a 5 €
Costo di gestione	0	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) circa 0,7 € a -3 €
Output	0	Nessuno
Mancati costi	++	Mancano costi terreni asservimento dai 40.000 € ai 50.000 €
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	++	Concentrazione e riduzione della componente azotata degli EA
Trasformazione N	+	Riduzione dell'azoto ammoniacale
Riduzione del volume	++	Percentuali superiori all'80%
Reagenti / Pretrattamento	0	Sul tal quale il processo richiede matrici ligno-cellulosiche
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	++	Nessuno
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	0	Tecnologia matura poche aziende rivenditrici
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	+	Nessuno
Effetti nei mercati degli *output*	0	Nessun effetto
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	++	Il funzionamento della tecnologia è automatizzato e non richiede personale specializzato
Ingombro planimetrico	––	Le platee molto voluminose e dotate di copertura
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	++	L'impianto funziona su EA tal quale e su digestato
Predisposizione a modelli consortili	0	Gli ingombri planimetrici potrebbero limitare la diffusione dell'impianto su scala consortile
Interazione con l'ambiente		
Rumori	+	Nessuno
Emissioni in atmosfera	+	I monitoraggi non hanno evidenziato emissioni di ammoniaca in atmosfera sebbene il processo preveda forti perdite di azoto per evaporazione
Odori	0	Durante le fasi di spandimento e di rivoltamento si possono diffondere odori sgradevoli
Contaminazione falda	+	Nessuno

Combustione/termovalorizzazione di lettiere avicole

Negli allevamenti avicoli dove non è possibile utilizzare agronomicamente le lettiere, la combustione sembra rappresentare una soluzione al problema dello spandimento degli effluenti di allevamento. A fronte di costi unitari di ammortamento elevati, l'analisi ha evidenziato un conveniente indicatore di efficienza di trattamento. Il processo, oltre a indurre mancati costi nel trasporto delle lettiere, consente di produrre energia termica utilizzata per riscaldare i capannoni dell'allevamento (Tabella 44). Occorre specificare che il monitoraggio economico si riferisce ad un impianto in funzione da circa quindici anni.

La completa distruzione delle lettiere avicole rappresenta un depauperamento di una risorsa non sfruttata adeguatamente a fini agronomici. L'evoluzione tecnologica delle caldaie ha consentito di risolvere i problemi legati alle emissioni in atmosfera dei residui della combustione.

Figura 65 – Valutazione del processo di combustione delle lettiere avicole

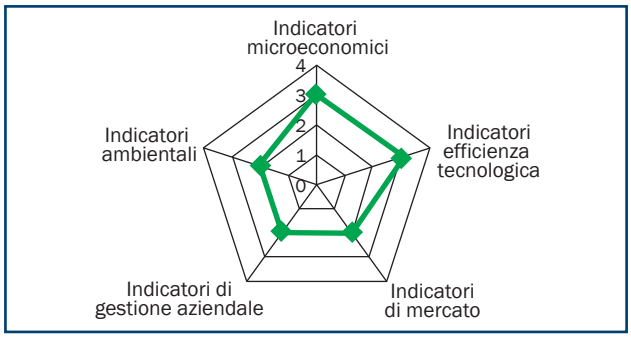


Tabella 44 – Combustione/termovalorizzazione di lettiere avicole: indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
Caldaia aziendale	1.140	33.972	166.206	12,64	3,68

Tabella 45 – Combustione/termovalorizzazione di lettiere avicole: indicatori tecnico economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	–	Costo unitario di ammortamento (€/t) superiore a 10 €
Costo di gestione	+	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) circa 3 €
Output	0	Nessuno
Mancati costi	++	Mancati costi asservimento, mancati costi energetici per il riscaldamento delle strutture aziendali
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	++	Il contenuto azotato viene eliminato con la combustione
Trasformazione N	0	Nessuno
Riduzione del volume	++	Il volume viene ridotto di oltre 90% con la combustione
Reagenti / Pretrattamento	0	Nessuno
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	–	Produzione di ceneri
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	+	Tecnologia matura, poche aziende rivenditrici
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	+	Nessuno
Effetti nei mercati degli *output*	–	La diffusione della tecnologia potrebbe condizionare i produttori di concimi ottenuti da lettiere avicole
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	+	Gestione automatizzata
Ingombro planimetrico	++	Soluzione proponibile per aziende con scarsa disponibilità di terreni agricoli
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	–	L'impianto esclude altri modelli di gestione degli EA
Predisposizione a modelli consortili	–	Nei modelli consortili si potrebbero verificare problemi con le dimensioni delle centrali termiche, che richiedono reti di teleriscaldamento per la gestione ottimale dell'energia
Interazione con l'ambiente		
Rumori	+	Non influente
Emissioni in atmosfera	–	La combustione comporta emissioni di residui di combustione gassose e polverose che devono essere controllate con sofisticati sistemi di filtro
Odori	0	Non significativi
Contaminazione falda	+	Nessuno

Sistemi di fitodepurazione multifunzionali: Aree Forestali di Infiltrazione (AFI) e Aree Filtro Forestale (AFF)

I due sistemi di fitodepurazione presi in esame differiscono principalmente per le caratteristiche pedologiche dei siti e per il grado di sviluppo degli impianti forestali. Per quanto concerne l'analisi economica si deve precisare che questa non tiene in considerazione i diversi effetti ambientali che derivano dalla realizzazione dei sistemi multifunzionali di fitodepurazione. Poiché tali effetti sono positivi (aumento della biodiversità, servizio di ricarica della falda, miglioramento del paesaggio) gli indicatori dell'analisi economica vanno considerati prudenziali. Inoltre, i risultati dei monitoraggi tecnici hanno dimostrato che la sistemazione dei suoli con scoline non è funzionale alla riduzione dell'azoto di origine zootecnica. Il costo unitario di ammortamento si aggira attorno a 1 €/t/anno e il costo per kg di azoto abbattuto è di circa 5 €. Occorre specificare che gli indicatori economici delle AFI hanno risentito in particolare dei costi di manutenzione delle scoline che abbiamo visto essere superflue ai fini della specifica funzione fitodepurativa.

Nonostante le basse capacità di trattamento imposte dalla normativa, i sistemi forestali di fitodepurazione hanno buone rese in termini di efficienza di concentramento. La produzione di combustibili legnosi ha effetti positivi sia sulle valutazioni ambientali che sugli indicatori di mercato (tabella 47).

Figura 66 – Valutazioni sistemi di fitodepurazione AFI e AFF

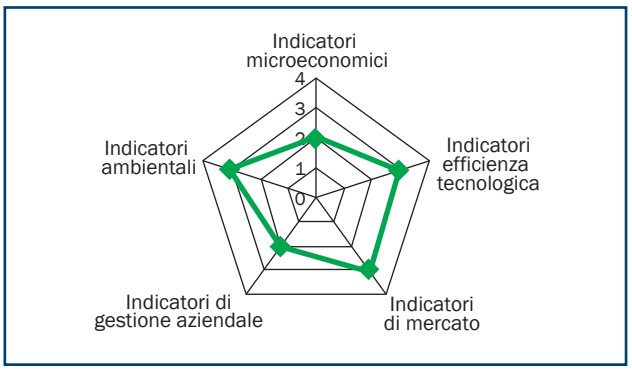


Tabella 46 – Sistemi di fitodepurazione AFI e AFF, indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N/anno)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
Area Forestale di Infiltrazione (AFI)	200	69	4.542	1,19	-5,21
Area Filtro Forestale (AFF)	210	46	3.416	0,43	-2,13

Tabella 47 – Impianti di fitodepurazione AFI e AFF, indicatori tecnico economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	0	Costo unitario di ammortamento (€/t) da 0,5 a 1 €
Costo di gestione	–	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N) da 2 a 5 €
Output	+	Interessanti ricavi dalla vendita di legna da ardere
Mancati costi	0	Mancano costi di asservimento
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	+	Buone concentrazioni di azoto
Trasformazione N	+	Azoto stabile nel suolo
Riduzione del volume	0	Nessuno
Reagenti / Pretrattamento	+	Nessuno
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	+	Importante asportare dopo il taglio periodico l'erba e il legno dalle AFI
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	++	Ottima e semplicità di realizzazione
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	0	La diffusione delle AFI e AFF potrebbe ridurre la SAU
Effetti nei mercati degli *output*	0	Nessuno
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	+	Qualche impegno da parte dell'azienda per la manutenzione delle scoline e per la cura selvicolturale degli impianti
Ingombro planimetrico	––	Gestione estensiva degli EA
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	+	Le prove sperimentali hanno dimostrato una buona resa anche con il digestato
Predisposizione a modelli consortili	+	I sistemi AFI e AFF possono trovare interessanti applicazioni anche su scala consortile
Interazione con l'ambiente		
Rumori	+	Funzione fonoassorbente, trasporto liquami
Emissioni in atmosfera	++	Produzione di combustibili rinnovabili
Odori	0	Qualche problema in fase di spandimento soprattutto per reflui tal quali
Contaminazione falda	–	Perdite in falda di parte del carico azotato delgi EA

Impianti di fitodepurazione SIF

L'impianto SIF (Sistema Ibrido di Fitodepurazione) si differenzia dal precedente sistema di trattamento biologico principalmente per essere realizzato con piante che vegetano su vasche di depurazione. La bassa capacità di trattamento del processo e il funzionamento irregolare dell'impianto monitorato hanno condizionato l'esito delle analisi economiche. Per questa ragione è stato possibile rilevare solo il costo unitario di ammortamento (tabella 48). Occorre precisare che tale sistema viene proposto come trattamento di finissaggio di depurazione degli effluenti di allevamento.
La figura 67 e la tabella 49 mostrano come il giudizio complessivo del sistema propenda a favore dei benefici ambientali e degli indicatori di gestione aziendale.

Figura 67 – Valutazione dei processi di fitodepurazione attraverso impianti SIF

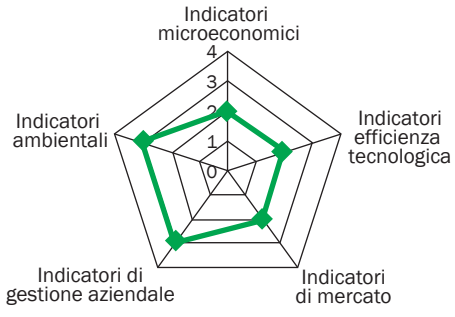


Tabella 48 – Impianti di fitodepurazione SIF, indicatori analitici

	Capacità di trattamento EA (t/anno)	Capacità di concentramento (Kg N/anno)	Costo iniziale investimento (€)	Costo unitario di ammortamento (€/t/anno)	Ricavi-costi/Kg N concentrati (€/kg N)
Sistema Ibrido di Fitodepurazione (SIF)	820	77	190.000	20,09	-

Tabella 49 – Impianto fitodepurazione SIF, indicatori tecnico economici descrittivi

Indicatore	Giudizio	Commento
Indicatori microeconomici		
Costo di investimento iniziale	–	Costo unitario di ammortamento (€/t) superiore a 10 €
Costo di gestione	–	Ricavi - costi/kg N concentrati (€/kg N)
Output	+	L'acqua depurata può essere utilizzata per scopi aziendali
Mancati costi	+	Acqua per il lavaggio porcilaie
Indicatori efficienza tecnologica		
Concentrazione N	+	Trattamento di finissaggio
Trasformazione N	0	Nessuno
Riduzione del volume	0	Nessuno
Reagenti / Pretrattamento	– –	A monte del trattamento si richiede un trattamento efficace di riduzione del carico azotato
Produzione di fanghi o scorie di lavorazione	0	Nessuno
Indicatori di mercato		
Disponibilità commerciale	+	Buona, grazie alla relativa semplicità di realizzazione
Effetti di distorsione sui mercati dei cereali	0	Nessuno
Effetti di sostituzione nei concimi organici	0	Nessuno
Flessibilità ed integrazione con la gestione aziendale		
Semplicità di gestione	++	Gestione semplice
Ingombro planimetrico	+	L'impianto è progettato per ridurre al massimo gli spazi per i processi di fitodepurazione
Integrazione con modelli integrati di gestione EA	+	Il trattamento funziona sia per i reflui tal quali che per il digestato
Predisposizione a modelli consortili	0	L'impianto può essere previsto in impianti consortili
Interazione con l'ambiente		
Rumori	+	Nessuno
Emissioni in atmosfera	+	Non significative
Odori	+	Non significativi
Perdite in falda	+	Nessuno

4.6.2 Analisi di reattività delle variabili sensibili

L'analisi tecnico-economica delle tecnologie di valorizzazione e riduzione dei reflui azotati si conclude con l'analisi di reattività delle variabili sensibili (Tabella 50). Tale ricerca vuole rispondere a due quesiti: quali sono i fattori che condizionano maggiormente le *performance* economiche dei monitoraggi? Come variano le valutazioni sull'efficacia tecnico-economica dei trattamenti con l'intervento di politiche a sostegno degli investimenti aziendali?

L'analisi ha richiesto da un lato la scelta dei monitoraggi tecnico-economici più rappresentativi fra quelli precedentemente descritti e dall'altro l'individuazione dell'indice di efficienza di trattamento (ricavi - costi/kg N concentrati) come indice di reattività. Al variare di tre variabili continue[2] (ricavi, costi gestione diretta e costo dei reagenti di processo) si è valutato il cambiamento percentuale di quest'ultimo indice. Nella tabella che segue sono state evidenziate con il colore giallo quelle variabili continue che, al variare del 10% del valore di base (scenario *Business As Usual* – BAU), fanno aumentare più del 10% l'indice di reattività.

In seconda battuta, al fine di valutare l'incidenza degli interventi pubblici sull'indice di efficienza di trattamento, si sono considerate due variabili dicotomiche[3]. In particolare, si è considerato il cofinanziamento degli impianti attraverso i fondi PSR (-30% dei costi di avviamento dell'impianto) e l'assenza della deroga al limite di spandimento degli effluenti azotati. La tabella considera, infatti, lo scenario BAU con limite di spandimento di 250 kg/ha/anno di azoto e modifica tale variabile con un limite di spandimento pari a 170 kg/ha/anno di azoto.

Per le tecnologie conservative, la variabile continua più sensibile riguarda l'aumento dei ricavi mentre, per le tecnologie in grado di abbattere il carico azotato, la variabile più reattiva è la riduzione dei costi di gestione dell'impianto. Il sistema di fitodepurazione multifunzionale AFF si distingue per avere due variabili continue con un apprezzabile grado di reattività.

I risultati dell'analisi riferita alle variabili dicotomiche hanno evidenziato un quadro contraddistinto da due scenari. Per i monitoraggi con elevati costi iniziali di investimento (superiori a 500.000 €) la variabile più significativa è stata il contributo pubblico a sostegno dell'investimento, mentre l'assenza della deroga ha influito maggiormente nelle tecnologie in grado di concentrare e ridurre l'azoto.

Osservando con più attenzione i dati della tabella sotto riportata, si riscontra che per alcuni trattamenti il contributo pubblico fa variare di poco l'indice di reattività dell'investimento. L'innalzamento del limite di spandimento da 170 kg N/ha/anno a 250 kg N/ha/anno modifica significativamente l'indice di reattività per gli impianti Nitro-Denitro, SBR e per il separatore a compressione elicoidale.

Tabella 50 – Analisi di reattività delle variabili sensibili in relazione all'indicatore efficienza di trattamento (ricavi-costi/kg N concentrato) (€/kg N)

	INDICE DI REATTIVITÀ		VARIABILI CONTINUE			VARIABILI DICOTOMICHE	
	Scenario BAU	IR +10%	Ricavi (+10%)	Costo gestione diretta (-10%)	Costo reagenti (-10%)	PSR (-30% costi avviamento)	Deroga (170 kg N_2/ha/anno)
Separatore compressione elicoidale	0,30	0,34	0,36	0,31	-	0,35	0,43
BIOGAS	5,82	6,39	6,66	5,88	5,83	6,28	-
Strippaggio	-1,18	-1,06	-1,03	-1,08	-1,14	-0,67	-0,81
CLF Modil	-3,21	-2,89	-3,01	-2,98	-3,06	-2,36	-2,93
N-DN liquame tal quale	-1,56	-1,40	-1,47	1,46	-	-1,29	-1,27
SBR, digestato	-1,63	-1,47	-1,53	-1,46	-1,53	-1,41	-1,24
AFF[4]	-2,13	-1,92	-0,40	-1,52	-	-1,54	-1,76

Fonte dei dati: ns. elaborazione

[2] Le variabili continue sono variabili che possono essere misurate su scala continua assumendo un numero infinito di valori.

[3] Le variabili dicotomiche prevedono solo due gradi di variabilità: presenza o assenza.

[4] Le AFF, al contrario degli altri monitoraggi, sono sistemi multifunzionali i cui effetti ambientali positivi non sono stati considerati nella definizione dell'indice di reattività.

Riferimenti Relazioni Finali di Progetto

Borin M.; Referente Scientifico Azione 6 *"Studi applicativi di fito-bio-depurazione inerenti lo smaltimento controllato, su superfici forestate, del digestato proveniente da impianti per la produzione di biogas e biometano; la fitodepurazione produttiva per il trattamento degli EA e del digestato; l'analisi di innovative proposte tecniche e tecnologiche"* - Sottoazione 6.3 *"Trattamento di liquami zootecnici tramite fitodepurazione per l'abbattimento del carico azotato"*. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Cecchi F., Pavan P., Battistoni P.; Referenti Scientifici Azione 5 *"Analisi di tecnologie innovative atte a valorizzare e/o ridurre l'apporto di nutrienti, con particolare riferimento all'azoto, e valutazione della sostenibilità tecnico-economica"* - Sottoazione 5.1 *"Scelta aziende zootecniche e tecnologie innovative per ottimizzazione dei prodotti della digestione quali il digestato ed il biogas. Monitoraggio delle tecnologie di trattamento presso aziende zootecniche dotate di digestore anaerobico con produzione di digestato e biogas"* Unità Operativa 5.1.3. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Chiumenti R.; Referente Scientifico Azione 5 *"Analisi di tecnologie innovative atte a valorizzare e/o ridurre l'apporto di nutrienti, con particolare riferimento all'azoto, e valutazione della sostenibilità tecnico-economica"* - Sottoazione 5.1 *"Scelta aziende zootecniche e tecnologie innovative per ottimizzazione dei prodotti della digestione quali il digestato ed il biogas. Monitoraggio delle tecnologie di trattamento presso aziende zootecniche dotate di digestore anaerobico con produzione di digestato e biogas"* Unità Operativa 5.1.1. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Giandon P.; Referente Scientifico Azione 4 *"Conferimento di parte degli EA a depuratori dismessi nell'ambito del Bacino Scolante in Laguna di Venezia"*. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Guercini S.; Referente Scientifico Azione 2 *"Valutazione tecnico-economica di impianti mobili esistenti e presenti sul mercato"*. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Guercini S.; Referente Scientifico Azione 5 *"Analisi di tecnologie innovative atte a valorizzare e/o ridurre l'apporto di nutrienti, con particolare riferimento all'azoto, e valutazione della sostenibilità tecnico-economica"* - Sottoazione 5.1 *"Scelta aziende zootecniche e tecnologie innovative per ottimizzazione dei prodotti della digestione quali il digestato ed il biogas. Monitoraggio delle tecnologie di trattamento presso aziende zootecniche dotate di digestore anaerobico con produzione di digestato e biogas"* Unità Operativa 5.1.2. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Gumiero B., Referente Scientifico Azione 6 *"Studi applicativi di fito-bio-depurazione inerenti lo smaltimento controllato, su superfici forestate, del digestato proveniente da impianti per la produzione di biogas e biometano; la fitodepurazione produttiva per il trattamento degli EA e del digestato; l'analisi di innovative proposte tecniche e tecnologiche"* – Sottoazione 6.1 *"Studio applicativo di fito-bio-depurazione inerente lo smaltimento controllato, su superfici forestate, del digestato proveniente da impianti per la produzione di biogas e biometano: uso di aree forestali di infiltrazione in contesti di alta pianura"*. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Gumiero B., Referente Scientifico Azione 6 *"Studi applicativi di fito-bio-depurazione inerenti lo smaltimento controllato, su superfici forestate, del digestato proveniente da impianti per la produzione di biogas e biometano; la fitodepurazione produttiva per il trattamento degli EA e del digestato; l'analisi di innovative proposte tecniche e tecnologiche"* – Sottoazione 6.2 *"Studio applicativo di fito-bio-depurazione inerente lo smaltimento controllato, su superfici forestate, del digestato proveniente da impianti per la produzione di biogas e biometano: uso di aree filtro forestali in contesti di pianura"*. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Pettenella D.; Referente Scientifico Azione 5 *"Analisi di tecnologie innovative atte a valorizzare e/o ridurre l'apporto di nutrienti, con particolare riferimento all'azoto, e valutazione della sostenibilità tecnico-economica"* - Sottoazione 5.2 *"Validazione economica delle tecnologie"*. Relazione scientifica finale Progetto RiduCaReflui, novembre 2011.

Riferimenti bibliografici

AA.VV.; Atti del workshop *"Managing Livestock Manure for Sustainable Agricolture"* (24-25/11/2010 Wageningen, The Netherlands).

Borin M., 2010. *"La fitodepurazione riduce i nitrati zootecnici"*. Terra e vita n.4: 34-35.

Flotats X., Bonmatí A., Fernández B., Magrí A. (2009). *Manure treatment technologies: on-farm versus centralized strategies*. NE Spain as case study. Bioresource Technology, 100(22), pp. 5519-5526.

Gumiero, B., Boz, B., Cornelio, P. and Casella, S. (2011), *Shallow groundwater nitrogen and denitrification in a newly afforested, subirrigated riparian buffer*. Journal of Applied Ecology, 48: 1135–1144. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02025/x.

Mezzalira G.; Monaci M.; Cogato A.; Astolfi A., (2005), *Un primo tentativo di valutazione del valore di finissaggio delle acque reflue attraverso i sistemi filtro forestali*, Atti del Convegno "Tecnologie di fitodepurazione dell'acqua" (Padova 23/11/2005).

Rajagopal R., Béline F. (2011), *Nitrogen removal via nitrite pathway and the related nitrous oxide emission during piggery wastewater treatment*. Bioresource Technology, 102 (5), pp. 4042-4046.