

Riduzione della produzione di fanghi mediante un processo di reazione a flusso anaerobico, una soluzione applicabile su larga scala

- La sperimentazione sull'applicazione a scala reale ha portato ad un nuovo sistema di riduzione della produzione dei fanghi biologici.
- Tale soluzione ha permesso di ottenere una produzione di fanghi fino al 69% inferiore a quella di un processo convenzionale.
- Sono state ottenute prestazioni elevate e stabili per la rimozione di carbonio e sostanze nutritive.
- Non sono stati osservati effetti negativi sulla qualità dell'effluente dell'impianto

Descrizione (abstract)

Con il presente articolo documentiamo un nuovo processo, il cui acronimo è UTN (Università di Trento), per ridurre la produzione di fanghi negli impianti biologici per il trattamento delle acque reflue.

Il sistema UTN consente la riduzione dei fanghi provenienti da impianti a fanghi attivi convenzionali (CAS) dovuta alla lisi cellulare e, soprattutto, alla selezione di microrganismi con una crescita lenta.

In questo studio, il primo sistema UTN è stato testato come riadattamento di un preesistente impianto di trattamento delle acque reflue municipali situato a Marmirolo (MN) con una capacità di trattamento di 6.000 Abitanti Equivalenti.

Le prestazioni del sistema UTN hanno confermato la riduzione dei fanghi e un'efficiente rimozione del carbonio organico e dei nutrienti.

I risultati ottenuti durante gli oltre 10 mesi di monitoraggio, suddivisi in un periodo di 7 mesi e in un periodo di 3 mesi, caratterizzati da diverse condizioni operative, hanno evidenziato una produzione specifica di fanghi di 0,37 e 0,23 kg di TSS per kg di COD rimosso, rispettivamente inferiore del 50% e del 69% agli stessi periodi di riferimento durante i quali l'impianto

lavorava nell'ambito del processo convenzionale a fanghi attivi.

Inoltre, i risultati hanno confermato che il sistema UTN consente un'elevata rimozione degli inquinanti tipici delle acque reflue, senza causare effetti negativi sulla qualità dell'effluente, garantendo sempre il rispetto dei limiti di scarico normativi.

1. Introduzione

Il crescente numero di impianti di trattamento delle acque reflue (WasteWaterTreatmentPlant) costruiti, l'espansione di quelli esistenti e criteri di regolazione più rigorosi hanno portato a un forte aumento della produzione di fanghi di supero ([Collivignarelli et al., 2019](#)). Sebbene il volume di fanghi prodotto dai WWTP sia solo l'1% del volume di liquami che scorrono negli impianti, il loro trattamento e smaltimento finale comportano fino al 50% dei costi totali di trattamento ([Turunen et al., 2018](#)). Pertanto, trovare soluzioni tecnologiche per ridurre la produzione dei fanghi da smaltire è un argomento di interesse sia tra i ricercatori che tra gli operatori degli impianti di trattamento delle acque reflue. Negli ultimi anni sono state sviluppate molte tecniche per la minimizzazione dei fanghi, che potrebbero essere suddivise in due tipologie di intervento:

- a) ridurre la produzione di fanghi nella linea di trattamento delle acque reflue
- b) ottenere la riduzione dei fanghi nella linea di trattamento dei fanghi

In generale, le due tipologie non sono attivate contemporaneamente nello stesso WWTP ([Wang et al., 2017](#)).

La prima opzione è di grande interesse perché gestisce il problema dei fanghi alla sua origine, riducendo così la quantità di invio della WWTP alla linea fanghi ([Di Iaconi et al., 2020](#)). Queste tecnologie di riduzione dei fanghi includono trattamenti chimici approfonditi di ossidazione avanzata o disaccoppiamento ([Romero et al., 2015](#)), trattamenti meccanici per la rottura cellulare

[\(Mohammadi et al., 2011\)](#), trattamenti termici ([Camacho et al., 2005](#)) e biologici ([Ferrentino et al., 2014](#); [Semblante et al., 2014](#)).

La maggior parte di queste tecnologie si basa sul meccanismo del metabolismo della crescita e del mantenimento della lisi cellulare; esse provocano un rilascio di sostanze intracellulari ed extracellulari, che diventano substrato disponibile per la biodegradazione, per cui si ottiene una riduzione dei fanghi ([Van Loosdrecht e Henze, 1999](#)).

Oltre a ciò, alcune tecnologie per ridurre la produzione di fanghi nella linea di trattamento delle acque reflue includono la selezione di una particolare struttura della comunità microbica ([Cheng et al., 2017](#); [Ferrentino et al., 2016](#); [Wang et al., 2009](#)).

La maggior parte di queste tecnologie avevano ottenuto un'efficace riduzione dei fanghi su test di laboratorio e impianti pilota. Al contrario, solo pochi di essi sono stati applicati con successo su vasta scala, a causa degli eccessivi costi operativi o della mancanza di una conoscenza approfondita dei meccanismi di riduzione dei fanghi. Rispetto alle tecnologie meccaniche e chimiche, i processi biologici, come il reattore a flusso anaerobico (ASSR) o il processo oxic-settling anaerobic (OSA), hanno ricevuto la massima attenzione per la loro natura economica e rispettosa dell'ambiente ([Khurshed e Kazmi, 2011](#)).

Tuttavia, è stato possibile trovare solo pochissime applicazioni su larga scala. La prima ASSR su larga scala in Europa è stata messa in funzione nel 2008 nell'impianto WWTP di Levico (Italia), trattando una popolazione equivalente a 48.000 abitanti. L'ASSR è stato costruito secondo il processo commerciale Cannibal ([Ragazzi et al., 2015](#)). È stato in funzione per più di 5 anni e la resa osservata dei fanghi (Y_{ob}) era di 0,35 g SS g⁻¹ COD, rispetto a 0,44 g SS g⁻¹ COD nella configurazione convenzionale dei fanghi attivati (CAS) ([Velho et al., 2016](#)). La riduzione di Y_{ob} del 20% è stata inferiore a quelle riportati in letteratura, dove i risultati sono stati tutti riferiti alle acque reflue sintetiche ([Chon et al., 2011a, 2011b](#); [Kim et al., 2012](#); [Novak et](#)

[al., 2007](#); [Saby et al., 2003](#)). Pertanto, questa esperienza ha dimostrato che l'ASSR – processi che hanno affrontato alcuni ostacoli tecnici come il lungo tempo di ritenzione solida (SRT) e gli effetti negativi sulla qualità degli effluenti o un ingombro maggiore a causa del lungo tempo di ritenzione idraulica (HRT), portando molti a evidenziare che le conoscenze sui meccanismi di riduzione dei fanghi erano insufficienti.

Nel nostro precedente studio, abbiamo scoperto che esiste una combinazione di meccanismi biologici che portano alla riduzione della produzione di fanghi nel processo ASSR che comprende idrolisi, decadimento dei fanghi, distruzione delle sostanze extra polimeriche (EPS) e, soprattutto, la selezione di batteri a crescita lenta, come organismi di accumulo di fosfati denitrificanti (DPAO) e batteri riducenti del solfato (SRB) ([Ferrentino et al., 2018](#)). In generale, i batteri totali che accumulano fosforo (TPAO) sono in grado di rilasciare fosforo in condizioni anaerobiche e assorbimento di fosforo in condizioni anossiche e ossidiche. Inoltre, la DPAO, un particolare sottogruppo di TPAO, è caratterizzato da un basso rendimento di crescita, quindi, la loro selezione, potrebbe contribuire a ridurre la produzione di fanghi nell'ASSR ([Ferrentino et al., 2018](#)). Una combinazione di condizioni operative basata sul tempo di ritenzione solido anaerobico (SRT_{ASSR}) e il rapporto di interscambio (IR), con nuove logiche di processo è stato proposto su scala di laboratorio, per implementare con successo il processo ASSR ([Ferrentino et al., 2019](#)).

Nel presente documento, questo nuovo schema del processo ASSR, il cui acronimo è UTN (Università di Trento; brevetto n. 102016000035388), viene proposto e testato, per la prima volta, su larga scala per ridurre la quantità di fanghi in uno schema integrato con la linea di acque reflue di un WWTP.

Il sistema UTN è un efficiente trattamento di riduzione dei fanghi, costituito da: i) un reattore mainstream nella linea delle acque reflue, configurato per eseguire fasi aerobiche e anossiche alternative e sedimentazione collegate a ii) un ASSR posto nella linea dei fanghi di

ritorno configurato per trattare una porzione dei fanghi sedimentati o ispessiti e per fornire un ambiente agitato anaerobico; iii) un controllore che gestisce l'intera attività del WWTP, in particolare le fasi alternative nel reattore mainstream e il ricircolo dei fanghi dal reattore mainstream all'ASSR e viceversa; iv) infine, un reattore a flusso denitrificante (DSSR), situato prima dell'ASSR, configurato sia per rimuovere il nitrato eventualmente presente nei fanghi sia per addensare i fanghi, aumentando la concentrazione di biomassa da fornire all'ASSR (Andreottola et al., 2016). I due principali parametri operativi del sistema UTN sono il rapporto di interscambio (IR) e il tempo di ritenzione dei fanghi anaerobici (SRT_{ASSR}). L'IR definisce la quantità di fanghi da fornire all'ASSR come una percentuale di massa della biomassa presente nel reattore principale. Il valore IR varia tra il 10% e il 100% mentre SRT_{ASSR} è inferiore a 10 giorni, preferibilmente inferiore a 5 giorni.

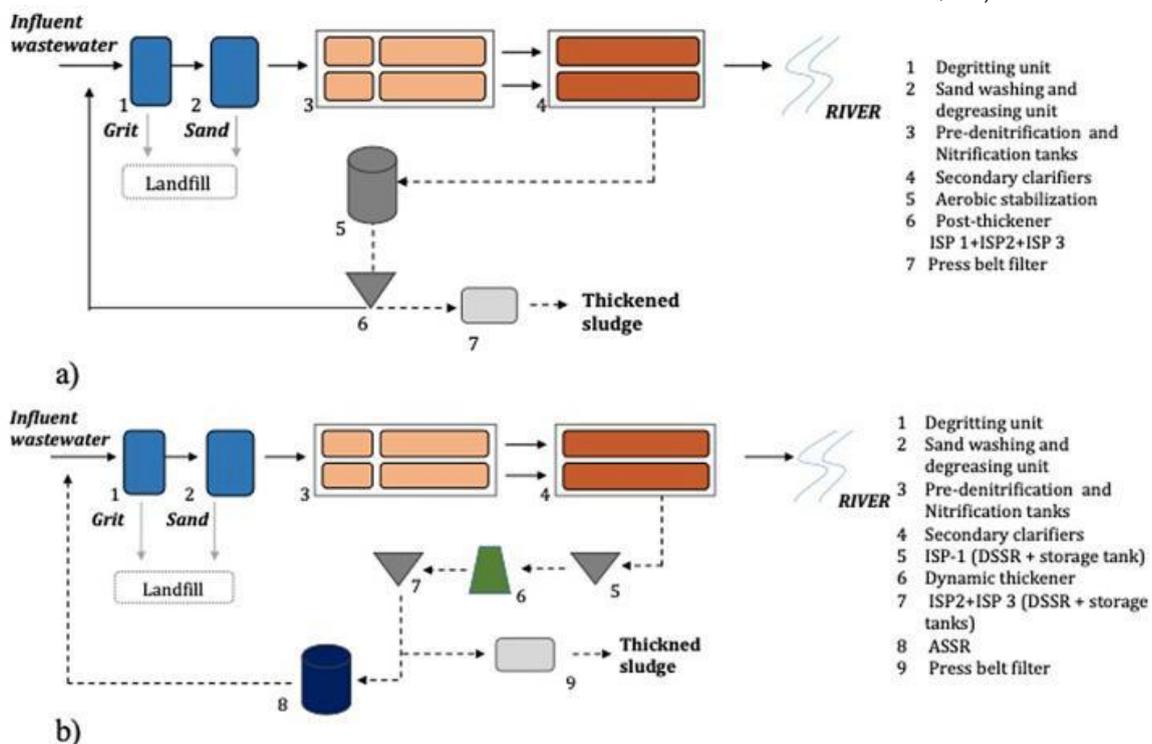
Nel presente documento, le prestazioni della prima implementazione del sistema UTN su larga scala, ottenute riadattando un WWTP di fanghi attivi esistente, sono state valutate in termini di riduzione dei fanghi insieme all'efficienza convenzionale di rimozione degli inquinanti. Sono state inoltre studiate l'attività biologica e il consumo di energia. Queste prestazioni sono state confrontate con quelle dello stesso WWTP prima dell'installazione del sistema UTN.

2. Materiali e metodi

2.1. Descrizione e funzionamento dell'impianto

Il primo impianto dimostrativo UTN è stato costruito nel 2018 riadattando l'impianto a fanghi attivi esistente di Marmiolo (MN). Il WWTP di Marmiolo tratta le acque reflue municipali e ha una capacità di trattamento progettuale di 6.000 abitanti equivalenti (AE), espressa in termini di carico organico. La linea dell'acqua consiste in fasi preliminari di trattamento per le operazioni di grigliatura, dissabbiatura e disoleatura, stadio biologico anossico (2 serbatoi, per un volume totale di 340 m³) e aerobico (2 serbatoi, per un volume totale di 595 m³), compartimenti per la rimozione del carbonio e dell'azoto, basati sul processo dei fanghi attivi, sedimentazione secondaria (2 sedimentatori, volume totale 940 m³) e trattamenti terziari per la disinfezione. La linea fanghi si basa sulla digestione aerobica (258 m³ vol.), un'unità di post-ispessimento dei fanghi stabilizzati (3 serbatoi per un volume totale di 39 m³) e un'unità di disidratazione meccanica con nastro pressa.

Per implementare il processo UTN, sono state apportate alcune modifiche alla configurazione WWTP esistente (Fig. 1): i) sono state implementate fasi anossiche/aerobiche alternative nel compartimento biologico della linea d'acqua; ii) la digestione aerobica è stata convertita in ASSR; iii) è stato installato un



addensamento dinamico per addensare i fanghi in eccesso prima di alimentarlo nell'ASSR; iv) una delle tre unità di post-ispessimento è stata convertita sia in serbatoio di stoccaggio, per il successivo addensamento dinamico, sia in serbatoio post-denitrificazione, chiamato DSSR; v) le altre due unità di post-ispessimento sono state utilizzate sia come serbatoio di stoccaggio a monte della pressa a nastro che come DSSR aggiuntivo a monte dell'ASSR.

Fig. 1. Schema di flusso della WWTP a) prima e b) dopo l'implementazione del sistema UTN.

La caratteristica principale del sistema UTN è quella di garantire un valido tempo di ritenzione nell'ASSR (SRT_{ASSR}) preferibilmente inferiore a 5 giorni e un rapporto di interscambio (IR), definito come il tasso di solidi che passano attraverso l'ASSR dal reattore mainstream (solitamente espresso in percentuale al giorno della massa totale presente nella linea d'acqua) almeno superiore al 50%. Inoltre, per un'applicazione efficace del processo UTN, le concentrazioni di nitrati e ossigeno nei fanghi in eccesso devono essere, rispettivamente, inferiori a 5 mg di $NO_3-N L^{-1}$ e vicini allo zero (Ferrentino et al., 2018). Le modifiche apportate al WWTP di Marmirolo hanno permesso di ottenere un SRT_{ASSR} pari a 2,4 giorni e un rapporto di interscambio IR dell' 60%, garantendo con precisione una bassa concentrazione di nitrati e un contenuto di ossigeno vicino allo zero nei fanghi in eccesso. I valori di SRT_{ASSR} e l'IR sono stati fissati in base ai risultati ottenuti su scala di laboratorio (Ferrentino et al., 2018, 2019, 2016).

Il sistema UTN è stato utilizzato per 10 mesi. La campagna sperimentale è stata divisa in due periodi. Il primo periodo (periodo I), durato circa 7 mesi (da febbraio a settembre 2018) e il secondo periodo (periodo II) durato circa 3 mesi (da aprile a luglio 2019). La differenza principale tra il periodo I e il II era nelle modifiche apportate all'addensamento dinamico situato prima dell'ASSR. I risultati di entrambi i periodi sono stati confrontati con un periodo di riferimento (da luglio 2016 a giugno 2017) durante il quale la WWTP di Marmirolo ha lavorato seguendo lo schema di processo

CAS. Le caratteristiche delle acque reflue influenti in ciascun periodo sperimentale sono riportate nella [tabella 1](#).

Tabella 1. Caratteristiche delle acque reflue influenti.

Parameter	Reference period	Period I	Period II
COD ($mg L^{-1}$)	194 ± 100	276 ± 163	257 ± 174
NH_4-N ($mg L^{-1}$)	35 ± 20	28 ± 19	15 ± 10
NO_3-N ($mg L^{-1}$)	0.5 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1
TN ($mg L^{-1}$)	38 ± 19	35 ± 25	34 ± 16
COD/TN	5.2 ± 1.0	9 ± 3	7 ± 4
N_{org} ($mg L^{-1}$)	3 ± 2	4 ± 4	-
TKN ($mg L^{-1}$)	38 ± 19	35 ± 25	-
TP ($mg L^{-1}$)	4 ± 2	4 ± 3	4 ± 3
TSS ($mg L^{-1}$)	56 ± 40	70 ± 35	210 ± 157

2.2. Resa dei fanghi osservata e tempo di ritenzione solido

La resa dei fanghi osservata (Y_{Ob}) è stata utilizzata per valutare la produzione di fanghi nel comparto biologico della WWTP prima e dopo l'attuazione del sistema UTN. Y_{Ob} è stato determinato utilizzando un metodo di regressione applicato alla quantità di fanghi cumulativi generati e alla quantità di substrato cumulativo rimosso. I fanghi generati cumulativamente sono costituiti da tutta la variazione TSS nell'impianto, considerando sia l'aumento del volume dei fanghi nella linea d'acqua che i fanghi di depurazione cumulativi prodotti. Il substrato cumulativo consumato è stato valutato come la differenza tra il carico di COD influente e quello degli effluenti (Ferrentino et al., 2018). Il valore di Y_{Ob} per ogni periodo di monitoraggio è stato calcolato come pendenza della curva di regressione lineare che si adatta al TSS cumulativo prodotto rispetto al COD cumulativo rimosso. Questo metodo tiene conto di tutte le variazioni sia nei substrati che nelle concentrazioni solide eventualmente presenti durante il periodo sperimentale fornendo un'attenta stima della produzione di fanghi. Inoltre, la Y_{Ob} è stata confrontata con la specifica produzione di fanghi del WWTP ($kg TS_{Secchi} kg di COD^{-1}_{Rimosso}$) valutati sulla base della quantità di fanghi disidratati smaltiti prima e dopo l'attuazione del sistema UTN.

Il tempo di ritenzione solido (SRT) dell'impianto è stato stimato secondo Eq. (1). L'SRT è stato valutato come

rapporto tra la massa totale di fanghi nell'impianto e la velocità di massa dei fanghi che escono dal sistema.

$$SRT = \frac{V_{WL} \cdot X_{WL} + V_{ASSR} \cdot X_{ASSR}}{Q_{eff} \cdot X_{eff} + Q_{qw} \cdot X_{qw}} \quad (1)$$

where V_{WL} (m^3) and X_{WL} (kg TSS m^{-3}) sono, rispettivamente, il volume e la concentrazione TSS del compartimento biologico della linea di galleggiamento, V_{ASSR} (m^3) e X_{ASSR} (kg TSS m^{-3}) sono, rispettivamente, il volume e la concentrazione TSS dell'ASSR, Q_{eff} ($m^3 d^{-1}$) e Q_{qw} ($m^3 d^{-1}$) sono rispettivamente la portata dell'effluente e dello spreco di fanghi e X_{eff} (kg TSS m^{-3}) e X_{qw} (kg TSS m^{-3}) sono la concentrazione di TSS nell'effluente e in i fanghi di scarto.

2.3. Test in batch

I test del tasso di assorbimento del fosfato (PUR) sono stati eseguiti durante l'intero periodo sperimentale come un modo semplice e indiretto per valutare l'attività degli organismi che accumulano fosfato totale (TPAO) e dell'organismo che accumula fosfato denitrificante (DPAO). I test PUR sono stati eseguiti secondo la procedura riportata in Ferrentino et al., 2018. Il tasso di assorbimento del fosforo specifico di TPAO (SPUR_{tot}) è stato determinato in un dosaggio batch a 2 fasi, inizialmente in condizioni strettamente anaerobiche (primo stadio) e poi in condizioni aerobiche (secondo stadio). Il tasso di assorbimento del fosforo specifico dei DPAO (SPUR_{DPAO}) è stato determinato in un dosaggio batch in 2 fasi come per TPAO, inizialmente in condizioni strettamente anaerobiche (primo stadio) e poi in condizioni anossiche (secondo stadio). Entrambe le attività specifiche TPAO e DPAO sono state calcolate dalla pendenza della sezione iniziale delle curve PO_4-P nel primo e secondo stadio, divisa per la concentrazione di TSS nel reattore batch. I risultati sono stati espressi come velocità di rilascio (v_P) di fosforo in condizioni anaerobiche per TPAO, velocità di assorbimento di fosforo in condizioni anossiche per DPAO (v_S , DPAO) e velocità di assorbimento in condizioni aerobiche per TPAO (v_S , TPAO) e utilizzate per valutare la percentuale per DPAO su TPAO. I test in batch sono stati eseguiti in duplicato una volta al mese.

2.4. Metodi analitici

Le prestazioni dell'impianto sono state valutate in termini di parametri tradizionali per esprimere la principale efficienza di rimozione degli inquinanti e la produzione di fanghi. Domanda chimica di ossigeno (COD), domanda chimica solubile di ossigeno (COD_{sol}), solidi sospesi totali (TSS), solidi sospesi volatili (VSS), azoto Kjeldahl totale (TKN), azoto ammoniacale (NH_4-N), nitrato ($NO_3 - N$), nitrito (NO_2-N), azoto totale (TN), fosforo solubile (PO_4-P) e fosforo totale (TP) sono stati determinati secondo i metodi standard (APHA et al., 2012). Questi parametri sono stati misurati una volta alla settimana nei campioni in ingresso e in effluente del WWTP, nel comparto biologico principale della linea dell'acqua, nella linea di riciclaggio dei fanghi attivi, nel campione di fanghi in eccesso e nel campione di acque reflue e influenti dell'ASSR

2.5. Consumo Energetico

Il consumo energetico totale dell'impianto di depurazione è stato raccolto da un sistema di lettura automatica dei contatori. Questa valutazione è stata fatta considerando il periodo e il periodo di riferimento I. Il consumo energetico è stato riferito alla portata media influente considerando sia il consumo di apparecchiature elettromeccaniche associate alla catena di trattamento acqua e aria, sia il consumo di macchine ausiliarie, come l'illuminazione, raffreddamento e quadri elettrici.

3. Risultati e discussioni

3.1. Prestazione del WWTP

Dopo un periodo di acclimatazione microbica di 60 giorni, il sistema UTN è stato continuamente azionato e monitorato con analisi chimiche. L'efficienza di rimozione del COD del WWTP è stata pressoché elevata e stabile durante tutto il periodo di monitoraggio. Il COD medio nelle concentrazioni degli effluenti era 16 ± 5 mg L⁻¹, 18 ± 7 mg L⁻¹ e 24 ± 22

mg L⁻¹, rispettivamente, durante il periodo di riferimento, periodo I e periodo II, ottenendo una rimozione efficiente del COD del 90% , 92% e 82%, rispettivamente. Le efficienze di rimozione del COD nel periodo di riferimento e nel periodo I erano pressoché uguali; al contrario, la rimozione media di COD nel periodo II è stata inferiore rispetto ai periodi di monitoraggio precedenti. Considerando quest'ultimo periodo, l'efficienza di rimozione del COD è stata in media superiore al 94% ad eccezione di tre campioni in cui sono state misurate concentrazioni di COD insignificanti, evidenziando una maggiore variabilità nelle concentrazioni di COD influenti ed effluenti rispetto al periodo di riferimento e al periodo I. Tuttavia, l'efficienza di rimozione del COD nell'intervallo, era comune per i processi OSA e ASSR (84-91%) che trattano acque reflue reali (Ferrentino et al., 2019; Velho et al., 2019; Zhou et al., 2015a).

Con una concentrazione di NH₄-N influente di 35 ± 5 mg L⁻¹, 28 ± 19 mg L⁻¹ e 15 ± 10 mg L⁻¹, rispettivamente nel periodo di riferimento, periodo I e periodo II, il WWTP è stato ugualmente efficace nella rimozione di NH₄-N e durante il periodo di riferimento e il periodo I, ottenendo un'elevata efficienza di nitrificazione, pari rispettivamente al 97% e al 98% nel periodo I e II. Nel periodo di riferimento è stata osservata un'efficienza di rimozione di NH₄-N leggermente inferiore, pari all'87%. Rendimenti efficienti di rimozione di COD e NH₄-N sono stati attribuiti alle elevate attività eterotrofe e autotrofe nel WWTP.

L'efficienza di rimozione della TN è aumentata dal 66% nel periodo di riferimento al 90% e all'81% nel periodo I e II. Sia i processi di nitrificazione che di denitrificazione del WWTP sono stati migliorati garantendo concentrazioni più basse di azoto ammonio e nitrato negli effluenti. Il miglioramento è stato attribuito all'implementazione di fasi alternate anossiche/aerobiche nella linea dell'acqua, insieme alla presenza dell'ASSR, che ha contribuito alla selezione di una particolare biomassa denitrificante e al rilascio nell'ASSR di ulteriore fonte di carbonio dalla

degradazione di substrati organici secondari(Cheng et al., 2017).

La rimozione del TP è aumentata dal 79% nel periodo di riferimento fino al 92% sia nel periodo I che nel II, dopo l'attuazione del sistema UTN. Le rimozioni di TP erano relativamente più alte rispetto ai precedenti studi di letteratura sull'ASSR. (2017), studiando gli effetti del diverso rapporto side-stream (IR pari al 20%, 50% e 100%) sulla riduzione dei fanghi dell'ASSR accoppiata con bioreattori a membrana, ha ottenuto effetti insignificanti sulla rimozione del TP che hanno oscillato in un intervallo ristretto dal 15% al 20%. Gli autori hanno attribuito la bassa rimozione del TP ottenuta al lungo SRT dell'intero sistema a membrana accoppiata ASSR e alla bassa concentrazione di COD nell'influente che ha studiato la rimozione biologica dei nutrienti nell'ASSR accoppiata con bioreattori a membrana, ottenendo una bassa rimozione del TP, che varia tra il 37% e il 50%.,

I risultati attuali, in termini di COD, NH₄-Rimozione di N, TN e TP ottenuti su larga scala, hanno confermato ciò che è stato dimostrato in applicazioni su scala di laboratorio (Ferrentino et al., 2019). L'inserimento di un ASSR in uno schema convenzionale di fanghi attivi utilizzando la configurazione UTN non ha avuto effetti negativi sulla degradazione organica e sulla rimozione dei nutrienti ma, al contrario, migliora le prestazioni del WWTP. Pertanto, non sono stati riscontrati effetti negativi sulla qualità delle acque reflue, poiché le concentrazioni di effluenti degli inquinanti comuni presenti nelle acque reflue erano sempre inferiori ai limiti di scarico normativi. Inoltre, i risultati hanno rivelato che il sistema UTN consente di ottenere una migliore prestazione dell'intero impianto, o al massimo uguale allo schema di riferimento.

3.2. Valutazione della riduzione dei fanghi

La produzione cumulativa di biomassa è stata tracciata rispetto alla materia organica cumulativa rimossa al fine di valutare la resa dei fanghi osservata (Y_{Ob}) del comparto biologico riferito al periodo di riferimento, al periodo I e II dopo l'attuazione del sistema UTN. È stata

determinata la pendenza delle curve di regressione lineare per ogni periodo sperimentale. Nel periodo di riferimento, la Y_{Ob} era pari a $0,7703 \text{ kg SST kg}^{-1} \text{ Cod}$ ($R^2 = 0,9909$). La Y_{Ob} di un piccolo WWTP varia tra $0,30$ e $0,45 \text{ kg di SST kg}^{-1} \text{ COD}$ (Foladori et al., 2010), senza considerare il contributo del post-trattamento dei fanghi (cioè digestione anaerobica o aerobica). Così, la Y_{Ob} riferita al periodo di riferimento era superiore ai valori dichiarati delle acque reflue domestiche tipiche.

Inoltre, è stata valutata la produzione specifica di fanghi in termini di quantità di fanghi essiccati smaltiti. Nel periodo di riferimento, la massa totale di fanghi di supero dall'impianto come rifiuti ha riguardato $38.525 \text{ kg di TS}_{Secchi}$, mentre la quantità di substrato rimosso era di 66.629 kg di COD . Pertanto, la produzione complessiva specifica di fanghi nel periodo di riferimento è stata stimata in $0,58 \text{ kg di TS}_{Secchi} \text{ Kg}^{-1} \text{ Cod}_{Rimosso}$. Il confronto tra questo risultato e la Y biologica $_{Ob}$ ha suggerito che, durante il periodo di riferimento, la digestione aerobica dei fanghi ha contribuito per il 24% alla riduzione dei fanghi. Per quanto riguarda la Y biologica $_{Ob}$, il valore della produzione specifica di fanghi secchi è stato superiore a quello riportato in letteratura per i tipici WWTP domestici, pari a $0,30 \pm 0,07 \text{ kg di TS}_{Secchi} \text{ Kg}^{-1} \text{ COD}$ (Foladori et al., 2010). Questi risultati hanno contribuito a dimostrare che la produzione di fanghi del WWTP di Marmirolo è elevata rispetto ad altri piccoli WWTP. Pertanto, alcune modifiche al WWTP di Marmirolo potrebbero essere utili per garantire un miglioramento dell'intero regime WWTP al fine di ottenere una minore produzione di fanghi.

La stessa valutazione della Y_{Ob} , riferita solo al compartimento biologico del WWTP, è stato eseguito dopo l'attuazione del sistema UTN sia per il periodo I che per il II. La Y_{Ob} del periodo I e II era di $0,3864 \text{ kg SST kg}^{-1} \text{ Cod}$ ($R^2 = 0,9616$) e $0,2344 \text{ kg SST kg}^{-1} \text{ Cod}$ ($R^2 = 0,9898$), rispettivamente (Fig. 2), entrambi inferiori alla Y_{Ob} calcolati nel periodo di riferimento.

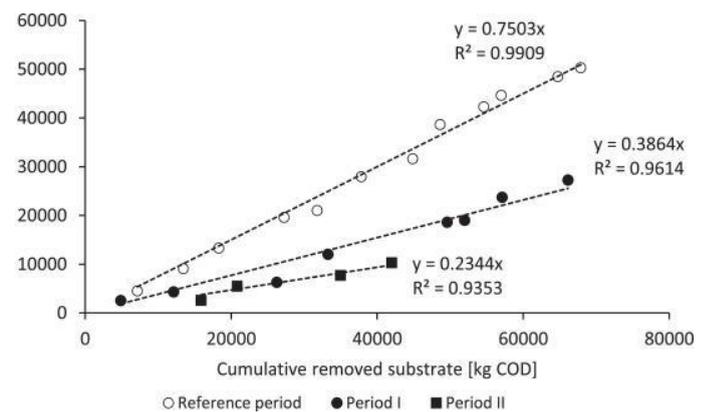


Fig. 2. Produzione cumulativa di fanghi.

I risultati hanno mostrato che l'attuazione del sistema UTN ha contribuito rispettivamente al 50% e al 69% nella riduzione dei fanghi biologici nel periodo I e II rispetto al periodo di riferimento. Inoltre, la massa dei fanghi di supero dal WWTP come rifiuto era pari a $19.702 \text{ kg di TS}_{Secchi}$ e $9200 \text{ kg di TS}_{Secchi}$ durante il periodo I e II rispettivamente, mentre la quantità di substrato rimosso era di 51.896 kg di COD nel periodo I e di 325 kg di COD nel periodo II. Pertanto, la produzione complessiva di fanghi nel periodo I è stata stimata in $0,38 \text{ kg di TS}_{Secchi} \text{ Kg}^{-1} \text{ COD}$ e $0,24 \text{ kg di TS}_{Secchi} \text{ Kg}^{-1} \text{ COD}$ nel periodo II. Questi dati hanno evidenziato che, in entrambi i periodi, la produzione di fanghi secchi era pari alla produzione specifica di fanghi del compartimento biologico poiché, dopo l'implementazione del sistema UTN, la linea dei fanghi comprendeva solo il filtro pressa a nastro, senza alcun altro trattamento per la riduzione dei fanghi come la digestione anaerobica/aerobica.

Inoltre, considerando il contributo della digestione aerobica nel periodo di riferimento e la produzione complessiva di fanghi di $0,58 \text{ kg di TS}_{Secchi} \text{ Kg}^{-1} \text{ Cod}$, l'implementazione del sistema UTN consente di ottenere una riduzione della produzione totale di fanghi del WWTP pari rispettivamente al 34% e al 59% nei tempi I e II.

Nonostante la riduzione dei fanghi ottenuta in questa applicazione su larga scala dopo l'implementazione dell'UTN, i risultati ottenuti sono stati inferiori a quelli

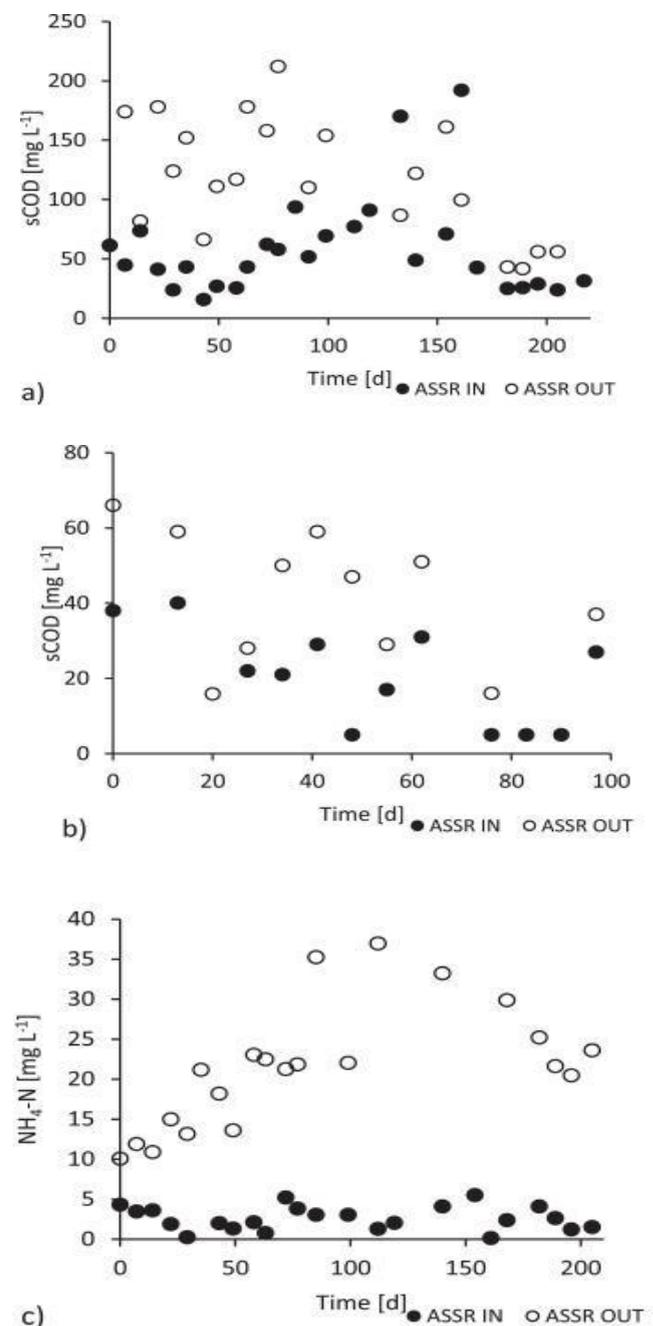
riportati nei nostri studi precedenti su scala di laboratorio ([Ferrentino et al., 2018, 2016](#)), dove per un sistema SBR-ASSR che funziona a 2,5 giorni di SRT e 100% IR è stata ottenuta una Y_{ob} di 0,12 g di TSS g^{-1} di COD, con una riduzione dei fanghi del 66%. Questo è stato probabilmente collegato alla $srt_{inferiore_{ASSR}}$ fissato a 2,4 giorni nell'applicazione su larga scala e all'IR di progettazione inferiore che era di circa il 60%. Inoltre, in applicazioni su vasta scala, va considerato che le caratteristiche influenti delle acque reflue, e di conseguenza le caratteristiche dei fanghi di riciclaggio, sono variabili, causando così una fluttuazione del valore IR. In questo studio, l'IR effettivo è stato effettivamente inferiore a quello di progettazione a causa di una variazione della concentrazione di fanghi TSS, che varia dal 24% al 55%. Questa variazione del valore IR potrebbe influenzare negativamente le prestazioni del processo UTN, portando a una riduzione dei fanghi inferiore rispetto al previsto dal progetto.

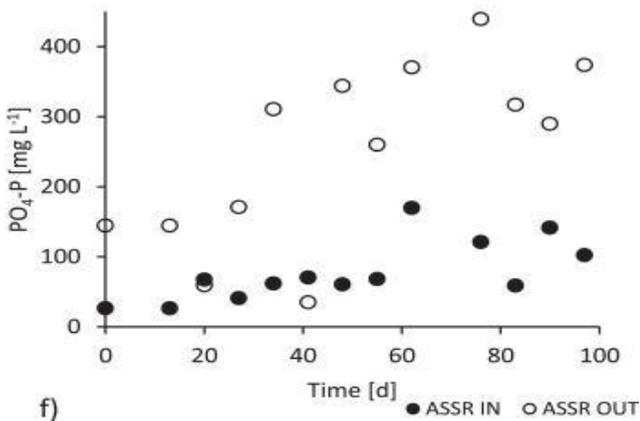
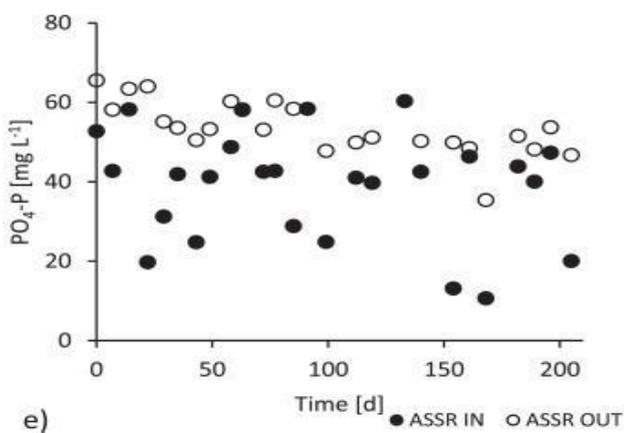
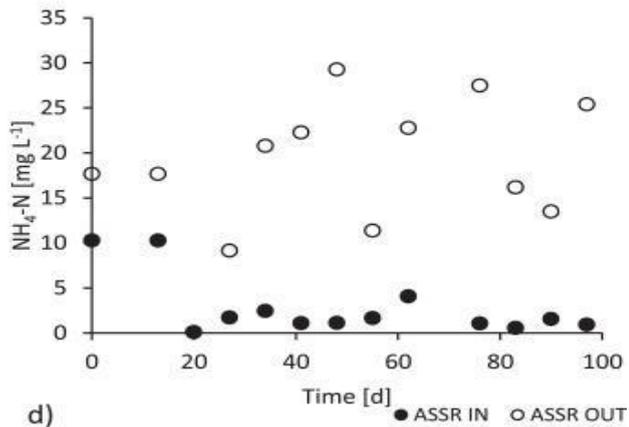
Al contrario, la riduzione dei fanghi ottenuta in questa applicazione su larga scala è stata superiore a quella riportata [da Velho et al. \(2016\)](#) che ha riportato, nella configurazione ASSR, un valore di Y_{ob} pari a 0,35 kg TSS kg^{-1} COD, inferiore del 20% a quello del processo convenzionale attivato (0,44 kg di TSS kg^{-1} Cod). La riduzione dei fanghi tuttavia, è stata leggermente superiore (28%) rispetto a quella riportata nello studio precedente (20%), probabilmente a causa del periodo di monitoraggio più ridotto. Questi risultati sono riferiti a una configurazione ASSR.

Inoltre, nell'attuale applicazione su larga scala, l'introduzione dell'ASSR ha promosso un aumento dell'SRT dell'intero WWTP (comparto biologico e ASSR) da 29 giorni fino a 75 giorni. Anche se alcuni studi di letteratura hanno riferito che un lungo SRT potrebbe contribuire alla riduzione della produzione di fanghi, tuttavia i risultati ottenuti in questo studio non possono essere collegati esclusivamente a questo aspetto confermando ciò che è stato affrontato da Salehiziri.

3.3. Prestazioni ASSR

[La fig. 3](#) a e b mostra la concentrazione di COD solubile influente e effluente dell'ASSR. Il valore medio del COD solubile nel flusso influente dell'ASSR era pari a 58 ± 30 mg L^{-1} e 20 ± 13 mg L^{-1} , rispettivamente, durante il periodo I e il periodo II, mentre era pari a 120 ± 50 mg L^{-1} e 36 ± 20 mg L^{-1} nel flusso di effluenti dell'ASSR evidenziando la solubilizzazione del substrato. Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale, l'aumento della concentrazione è stato ancora più pronunciato (fig. 3 e, d)





Il valore medio di $\text{NH}_4\text{-N}$ nella linea di galleggiamento era $4,3 \pm 1,5 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,9 \pm 1,0 \text{ mg L}^{-1}$, rispettivamente, durante il periodo I e II mentre raggiungeva $25 \pm 12 \text{ mg L}^{-1}$ e $18 \pm 8 \text{ mg L}^{-1}$ nell'effluente dell'ASSR. Questi risultati sono coerenti con studi precedenti (Wang et al., 2008), in cui è stato osservato il rilascio di COD solubile e $\text{NH}_4\text{-N}$ nel reattore anaerobico. I composti solubili nel surnatante

dei fanghi dopo l'ASSR possono provenire dall'idrolisi di componenti organiche delle acque reflue, dalla lisi cellulare o da enzimi extracellulari (McSwain et al., 2005). Nell'ASSR alcuni composti organici particolati sono stati idrolizzati a monomeri semplici e quindi questi substrati organici semplici sono stati degradati ulteriormente in acidi grassi volatili (VFA) come acetato, etanolo, propionato e butirato (Wang et al., 2008). Inoltre, i composti solubilizzati potrebbero essere utilizzati come substrati critici per la crescita di microrganismi aerobici, la denitrificazione e il rilascio anaerobico di fosforo, il che significa che la maggior parte di questi sono biodegradabili e, quindi, non causano effetti negativi sull'efficienza di rimozione (Semblante et al., 2017). Inoltre, l'aumento dell' $\text{NH}_4\text{-N}$ e dell'azoto organico totale è stato osservato anche da Zhou et al. (2015b) dove il rilascio di prodotti microbici solubili era associato all'idrolisi di sostanze organiche particellari e alla lisi cellulare nel serbatoio di contenimento dei fanghi, dimostrando gli effetti del decadimento del fango in condizioni anaerobiche. Le concentrazioni di ortofosfato (Fig. 3e ed f) nell'influente dell'ASSR erano sempre inferiori a quella dell'effluente. Nel periodo I la concentrazione media di $\text{PO}_4\text{-P}$ nella linea di galleggiamento era pari a $39 \pm 14 \text{ mg L}^{-1}$ mentre, dopo il trattamento anaerobico, ha raggiunto un valore medio di $54 \pm 7 \text{ mg L}^{-1}$. L'aumento della concentrazione di $\text{PO}_4\text{-P}$, dopo il trattamento ASSR, è stato ancora più pronunciato nel periodo II in cui la concentrazione media influente all'ASSR era di $79 \pm 43 \text{ mg L}^{-1}$ mentre la concentrazione dell'effluente era di $251 \pm 127 \text{ mg L}^{-1}$. L'aumento di $\text{PO}_4\text{-P}$ rilasciato in condizioni anaerobiche potrebbe essere correlato all'aumento della selezione di organismi poli-P (de Oliveira et al., 2018). Questi risultati sono coerenti con quelli riportati da Goel e Noguera (2006), dove è stato rilevato un aumento della concentrazione di $\text{PO}_4\text{-P}$ in condizioni anaerobiche. Gli autori hanno evidenziato che l'alternanza tra ambienti aerobici e anaerobici può favorire la selezione e la crescita di organismi che accumulano fosfati (PAO) e organismi denitrificanti che accumulano fosfati (DPAO), che, utilizzando i composti

biodegradabili generati dalla lisi cellulare, contribuiscono alla riduzione della produzione di fanghi e alla rimozione biologica del fosforo. Per valutare la presenza di PAO e DPAO nel fango dell'ASSR, sono stati utilizzati dei test PUR. I risultati dei test sul TPAO, nel primo monitoraggio del sistema UTN (periodo I), hanno mostrato che il tasso medio di assorbimento specifico del fosforo in condizioni aerobiche era uguale a $1.58 \text{ mg PO}_4\text{-P g}^{-1} \text{ TSS h}^{-1}$, mentre il tasso medio specifico di assorbimento del fosforo di DPAO in condizioni anossiche era pari a $0,71 \text{ mg di PO}_4\text{-P g}^{-1} \text{ TSS h}^{-1}$. Questi risultati hanno permesso di calcolare la percentuale di DPAO rispetto al TPAO che variava dal 34 al 54% con un valore medio del 41%.

La selezione di TPAO e DPAO è stata ancora più evidente nel periodo II, in cui il tasso specifico di assorbimento del fosforo in condizioni aerobiche era pari a $1,95 \text{ mg di PO}_4\text{-P g}^{-1} \text{ TSS h}^{-1}$ mentre il tasso medio specifico di assorbimento del fosforo di DPAO in condizioni anossiche era pari a $0,76 \text{ mg di PO}_4\text{-P g}^{-1} \text{ TSS h}^{-1}$. Pertanto, la percentuale di DPAO rispetto al TPAO variava tra il 45 e il 77%, con un valore medio del 61%. Il tasso di assorbimento del fosforo ottenuto e la percentuale di DPAO rispetto al TPAO sono coerenti con i risultati ottenuti su scala di laboratorio ([Ferrentino et al., 2018](#)), il che significa che è stata ottenuta una selezione di DPAO anche nell'implementazione su larga scala del sistema UTN.

3.4. Consumo energetico

Il consumo energetico giornaliero del WWTP è stato pari a $457 \pm 44 \text{ kWh d}^{-1}$ e $550 \pm 50 \text{ kWh d}^{-1}$, rispettivamente, durante il periodo di riferimento e il periodo I, rivelando che il consumo energetico complessivo dopo l'attuazione del sistema UTN era superiore a quello del periodo di riferimento.

Tuttavia, al fine di effettuare un confronto di coppia tra i due periodi di monitoraggio, sono stati valutati i consumi energetici specifici per quanto riguarda la quantità di COD rimosso, espressa in kg, e l'IS.

Il consumo specifico di energia basato sul COD rimosso è stato simile durante entrambi i periodi monitorati, pari a $2,50 \pm 1,1 \text{ kg Wh kg}^{-1} \text{ COD}$ e $2,52 \pm 1,4 \text{ kg Wh kg}^{-1} \text{ COD}$, rispettivamente, indica che nel periodo I un carico più elevato di COD è stato trattato dal WWTP rispetto al periodo di riferimento. Analogamente, il consumo specifico di energia basato sull'IS, ha riguardato $90 \pm 30 \text{ kWh PE}^{-1} \text{ Anno}^{-1}$ e $84 \pm 43 \text{ kWh PE}^{-1} \text{ Anno}^{-1}$, rispettivamente, nel periodo di riferimento e nel periodo I. I valori riportati sono compresi nell'intervallo con quelli riportati in letteratura per i piccoli WWTP ($55 - 90 \text{ kWh PE}^{-1} \text{ Anno}^{-1}$) ([Campanelli et al., 2013](#)). Pertanto, è stato registrato un leggero aumento del consumo energetico del WWTP. Pertanto, il consumo di energia è stato analizzato in dettaglio. [La fig. 4](#) riassume il consumo, in percentuale, delle diverse unità di trattamento sul consumo energetico complessivo di WWTP.

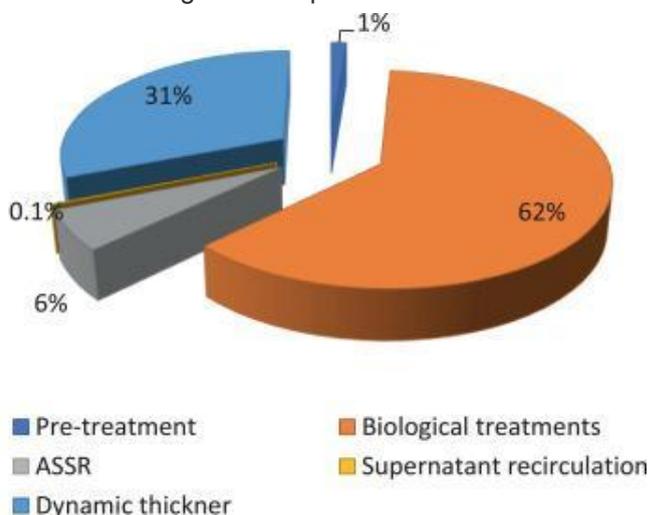
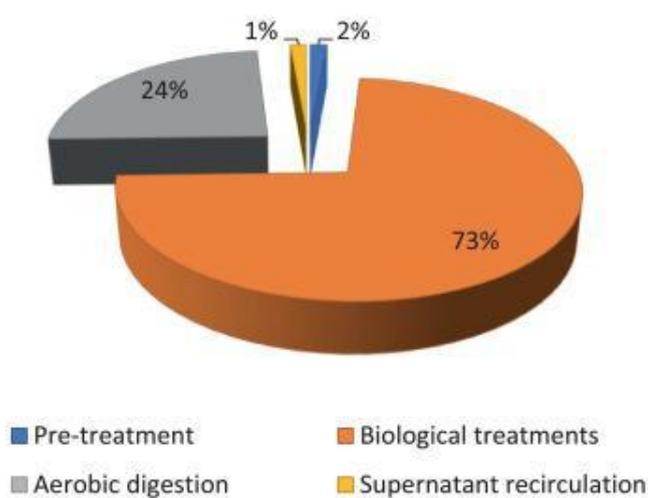


Fig. 4. Consumo energetico di diverse unità di trattamento nel periodo a) di riferimento e b) periodo I.

Dopo l'implementazione del sistema UTN, il consumo della linea idrica, comprendente pre-trattamenti e compartimenti biologici, ha rappresentato il 63% del consumo totale di energia contro il 73% del periodo di riferimento. Pertanto, è stata osservata una diminuzione del 10% principalmente attribuita ad una migliore gestione delle fasi di aerazione nei compartimenti biologici dovuta all'implementazione di fasi anossiche/aerobiche alternate. Considerando il trattamento dei fanghi, nel periodo di riferimento, il consumo energetico è stato pari al 24% (digestione aerobica) contro il 37% dopo l'implementazione del sistema UTN (ASSR + addensamento dinamico). Tuttavia, va sottolineato che nel sistema UTN, l'ASSR contribuisce solo per il 15% del consumo totale di energia della linea fanghi, mentre il maggiore consumo energetico è dovuto all'unità di separazione solida utilizzata prima del reattore ASSR, cioè un'unità ad alta intensità energetica. Di conseguenza, altre unità di separazione solida, oltre all'addensamento dinamico, possono essere prese in considerazione nell'implementazione del sistema UTN, al fine di ottimizzare i consumi energetici.

3.5. Limitazioni di ricerca e futuri sviluppi

La principale limitazione di questo studio è stata l'implementazione del sistema UTN in un WWTP esistente. Pertanto, non c'era la possibilità di costruire un impianto con un volume di reattori ottimale per il processo, ma tutti i compartimenti esistenti sono stati adattati allo schema proposto. Ciò ha comportato la necessità di compiere scelte progettuali che meglio si adattassero ai parametri del processo UTN, con la consapevolezza che il processo non veniva applicato per esprimere il suo massimo potenziale.

Inoltre, mancano dettagli specifici sui costi e sui benefici del processo. I costi potrebbero essere attribuiti alla costruzione, al funzionamento, alla manutenzione e alla gestione del processo. Al contrario, i benefici potrebbero essere attribuiti a una minore quantità di fanghi da smaltire e, di conseguenza, a una minore

incidenza di questa voce di costo sui costi complessivi di gestione degli impianti e, inoltre, alla necessità di non aggiungere sostanze chimiche per la rimozione dei nutrienti.

Tuttavia, questa prima applicazione su larga scala ha rivelato chiaramente la fattibilità dell'implementazione del sistema UTN, sia in un WWTP nuovo che in quelli esistenti. Nell'Unione Europea la produzione di fanghi è di circa 13,5 Mt SS all'anno¹ ([Eurostat, 2020](#)). Considerando un costo di smaltimento dei fanghi di circa 100 € ton, l'applicazione del sistema UTN potrebbe ridurre la produzione di fanghi fino a 6,75 Mt anno⁻¹ e far risparmiare fino a 675 milioni all'anno.

4. Conclusioni

Un nuovo sistema di riduzione dei fanghi, il cui acronimo è UTN (Università di Trento), è stato proposto e testato su larga scala per ridurre la quantità di fanghi in una linea d'acqua integrata - configurazione della linea di fanghi dell'impianto di trattamento delle acque reflue. L'adozione su vasta scala di un nuovo trattamento economico per la riduzione dei fanghi contribuisce all'innovazione e alla gestione tecnologica. Il sistema UTN è stato monitorato per 10 mesi; la produzione di fanghi e i parametri tipici degli inquinanti di 6000 PE WWTP sono stati valutati per determinare l'efficacia del processo. A seconda delle condizioni operative dell'UTN, la produzione cumulativa di fanghi è stata pari a 0,23 - 0,37 kg di TSS per kg di COD rimosso, il 50-69% inferiore a quella osservata nel periodo di riferimento. Inoltre, prestazioni elevate e stabili in termini di rimozione efficaci di COD, NH₄-N, TN e PO₄-P, rispettivamente fino al 92%, 98%, 90% e 92%.

Dichiarazione di interesse concorrente

Gli autori dichiarano di non avere interessi finanziari concorrenti noti o relazioni personali che avrebbero potuto influenzare il lavoro riportato in questo articolo.

Riconoscimento

Gli autori desiderano ringraziare i tecnici e gli operatori di Trentino Acque srl e Società Trattamento Acque srl (STA) per il loro supporto durante il monitoraggio degli impianti di trattamento delle acque reflue. Inoltre, gli autori ringraziano Tea Acque srl per aver permesso che l'applicazione su larga scala fosse effettuata presso il WWTP di Marmirolo e per il suo contributo al monitoraggio.