

Il trattamento dei rifiuti costituiti da acque reflue e dei rifiuti liquidi negli impianti pubblici

Prof. Carlo Collivignarelli

Ordinario di Ingegneria sanitaria-ambientale

Dipartimento di Ingegneria Civile dell'Università di Brescia, via Branze 38 - 25123 Brescia

PREMESSA

Il D.lgs 152/1999, come successivamente modificato dal D.lgs 258/2000, in tema di smaltimento di rifiuti liquidi (comunemente identificati come “reflui speciali”) presso gli impianti di trattamento di acque reflue urbane, riporta, all’art 36, importanti precisazioni:

- il gestore del sistema idrico integrato può essere autorizzato, nei limiti della capacità residua di trattamento, a smaltire rifiuti liquidi limitatamente alle tipologie compatibili con il processo di depurazione;
- il gestore del servizio integrato è autorizzato (sempre nella garanzia di non compromettere le capacità depurative dell’impianto) ad accettare alcune tipologie di rifiuti se provenienti dal medesimo ambito ottimale: reflui che rispettino i valori limite stabiliti per lo scarico in fognatura, rifiuti dalla manutenzione di sistemi di trattamento di acque reflue domestiche, materiali dalla manutenzione della rete fognaria e di altri impianti di depurazione.

In ogni caso, lo smaltimento di rifiuti non deve compromettere il riutilizzo delle acque reflue e dei fanghi.

Dal punto di vista gestionale, la presenza di stazioni di pre-trattamento di rifiuti liquidi richiede l’adozione di particolari misure, sia a livello dei pre-trattamenti stessi, sia a livello dell’impianto di depurazione. Nelle relazioni che seguono vengono descritte esperienze condotte su impianti reali con l’obiettivo di inquadrare alcune delle problematiche che possono presentarsi e i conseguenti rimedi che sono stati attuati in sede gestionale.

GESTIONE DI STAZIONI DI PRE-TRATTAMENTO DI REFLUI SPECIALI: CRITERI DI OTTIMIZZAZIONE*

*Bertanza G. *, Collivignarelli C. *, Cantoni M.^, Paradiso E.^*

*Dipartimento di Ingegneria Civile, Università di Brescia, Cattedra di Ingegneria Sanitaria-Ambientale; via Branze 38, 25123 Brescia. Tel. 030-3715522, fax 030-3715503

^A.S.M. Mortara; via De Cantiano 5, 27036 Mortara (PV). Tel. 0384-90530, fax 0384-91457

1. INTRODUZIONE

Molti impianti di depurazione municipali sono dotati di stazioni di pre-trattamento di reflui speciali. Esse sono in generale costituite da una sequenza di trattamenti chimico-fisici e/o biologici, in funzione delle caratteristiche dei liquami da smaltire e in funzione delle caratteristiche dell'impianto di depurazione che riceve l'effluente pre-trattato. Tra i reflui che vengono conferiti presso questi impianti, possono essere citati i seguenti: percolati di discarica, spurghi di fosse settiche e caditoie stradali, reflui da aziende tessili, alimentari, della lavorazione dei metalli, grafiche, chimiche, ecc..

La possibilità di trattare reflui speciali porta notevoli vantaggi, in termini economici, al bilancio gestionale dell'impianto di depurazione: gli introiti derivanti da questa attività possono infatti raggiungere somme di qualche volta superiori rispetto ai costi di gestione dell'intero impianto di depurazione. D'altro canto, importanti inconvenienti possono manifestarsi nella gestione operativa dell'impianto stesso, soprattutto considerando che, in questi casi, sono richieste fasi biologiche di nitrificazione e denitrificazione, particolarmente sensibili ai fattori inibenti.

Per conseguire un buon funzionamento dell'impianto, a livello di gestione della stazione di pre-trattamento occorre tenere presenti diversi fattori. Tra questi possiamo citare, in generale: tipologia e caratteristiche dei reflui speciali in entrata, efficienza dei pre-trattamenti, criteri di alimentazione dei reflui pre-trattati all'impianto principale (portate, punto di immissione, distribuzione temporale, ecc.). Bisogna peraltro considerare che, in un impianto di depurazione, non esistono in generale strutture specifiche che consentano ad esempio la caratterizzazione dettagliata dei reflui in ingresso. Per questo, anche se sono note le soglie di interferenza di diversi composti per il processo di nitrificazione (Andreottola et al., 1990; Beccari *et al.*, 1993), non è proponibile una ricerca di tali composti nelle acque in ingresso. Inoltre in questo modo non si può tener conto di inevitabili effetti sinergici tra le diverse sostanze presenti. Poiché, infine, la gestione della stazione si inserisce in un programma di lavoro aggiungendosi alle normali operazioni di conduzione dell'impianto, è essenziale ricercare la massima semplicità e nello stesso tempo efficacia degli strumenti gestionali.

In questo lavoro viene presentata l'esperienza condotta su un impianto alla scala reale (con potenzialità di progetto pari a 25.000 AE), dotato di una stazione di pre-trattamento di tipo chimico-fisico (con potenzialità massima autorizzata di 200 m³/d). A seguito di problemi riscontrati a livello della fase di nitrificazione dell'impianto principale, è stato avviato uno studio, con l'obiettivo di individuare le cause di tale fenomeno e mettere a punto criteri gestionali (semplici ma efficaci) per consentire di sfruttare al meglio le potenzialità dell'impianto senza interferire negativamente con il processo biologico di nitrificazione.

* Lavoro pubblicato su IA-Ingegneria Ambientale, vol. XXVI, n. 5, maggio 1997

2. DESCRIZIONE DELL'IMPIANTO E TIPOLOGIE DI REFLUI TRATTATI

2.1 L'impianto di depurazione

L'impianto oggetto dello studio (Fig. 1) ha una potenzialità di 25.000 A.E. e tratta acque miste urbane e industriali (per una portata media effettiva di circa 8.000-9.000 m³/d). Poiché è presente una componente industriale molto consistente caratterizzata da un elevato tenore di azoto, sono state previste fasi specifiche di nitrificazione e denitrificazione.

La linea acque comprende:

- opera di presa, grigliatura grossolana (spaziatura 40 mm) e sollevamento;
- microgrigliatura a pulizia automatica (spaziatura 3 mm);
- dissabbiatura e disoleatura con insufflazione d'aria;
- ossidazione-nitrificazione in quattro vasche a pianta quadrata (volume complessivo = 3.600 m³ suddiviso su due linee) dotate di aeratori superficiali;
- denitrificazione in quattro vasche uguali (volume complessivo = 1.800 m³) sempre su due linee gemelle (lo schema impiantistico di denitrificazione è del tipo "step-feed": Schlegel, 1984; Andreottola *et al.*, 1990);
- sedimentazione finale in bacino circolare (diametro = 24 m, volume = 904 m³);
- clorazione con ipoclorito di sodio.

La linea fanghi è costituita da:

- ispessimento dinamico in bacino a forma cilindrica (volume = 112 m³);
- disidratazione meccanica con filtropressa a nastro (previa aggiunta di polielettrolita);
- letti di essiccamento di riserva (superficie = 250 m²).

2.2 La stazione di pre-trattamento

La stazione di pre-trattamento dei reflui speciali è costituita dalle seguenti fasi:

- stoccaggio in 5 serbatoi (volume complessivo = 200 m³);
- microgrigliatura (spaziatura 3 mm);
- dissabbiatura tipo "pista";
- accumulo e omogeneizzazione (volume = 30 m³);
- staccatura (luci di passaggio 100 µm);
- coagulazione/flocculazione con dosaggio di calce e policloruro di alluminio (volume complessivo del comparto = 1,5 m³);
- sedimentazione (volume = 12 m³).

L'effluente dalla stazione di pre-trattamento viene inviato nel pozzetto di sollevamento dell'impianto di depurazione (v. Fig. 1).

2.3 Reflui speciali trattati

L'impianto è autorizzato a trattare le seguenti tipologie di reflui speciali (per una portata massima giornaliera pari a 200 m³/d, pari a 51.100 m³/anno):

- reflui provenienti dallo spurgo delle fosse biologiche civili e pozzi neri;
- reflui da pozzetti fognari e caditoie stradali;
- percolati di discariche di categoria I e IIB;
- reflui da aziende del settore alimentare e tessile;
- reflui da operazioni di lavaggio di stamperie;
- reflui da lavorazione e pulitura metalli;
- reflui da lavorazioni dell'industria grafica;
- reflui dal trattamento gas esausti;

- reflui da lavorazione di urine umane;
- reflui di macelleria;
- reflui da aziende del settore chimico e chimico-farmaceutico;
- soluzioni saline con componente organica;
- emulsioni oleose.

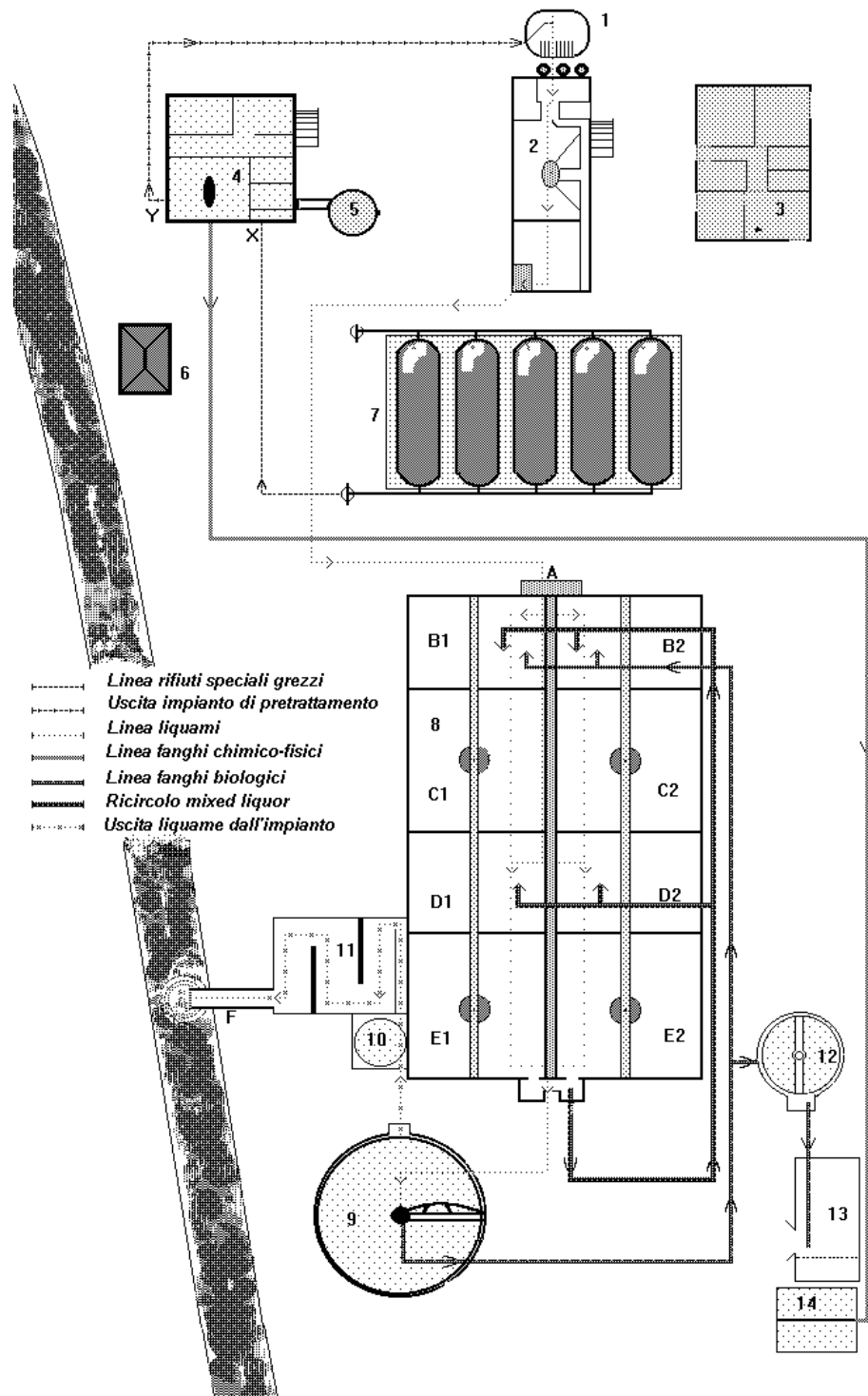


Fig. 1 - Schema dell'impianto di depurazione. LEGENDA: 1. Pozzetto di raccolta e grigliatura grossolana; 2. Sollevamento, microgrigliatura, dissabbiatura e disoleatura; 3. Uffici e laboratorio; 4. Stazione di pre-trattamento reflui speciali (X = ingresso miscela grezza; Y = uscita miscela pretrattata); 5. Biofiltro per deodorizzazione aria; 6. Locale reagenti chimici; 7. Serbatoi di stoccaggio reflui speciali; 8. Reattori biologici (A = ingresso liquame; B1, B2, D1, D2 = comparti di denitrificazione; C1, C2, E1, E2 = comparti di ossidazione-nitrificazione); 9. Sedimentatore secondario; 10. Serbatoio stoccaggio flocculante (usato in caso di problemi di sedimentabilità del fango attivo); 11. Clorazione; 12. Ispessitore fanghi biologici; 13. Locale nastropressa; 14. Letti di essiccamento; F. Uscita liquame depurato.

L'impianto ha ricevuto le diverse tipologie reflui, nei primi 9 mesi del 1996, secondo la distribuzione percentuale illustrata in Fig. 2.

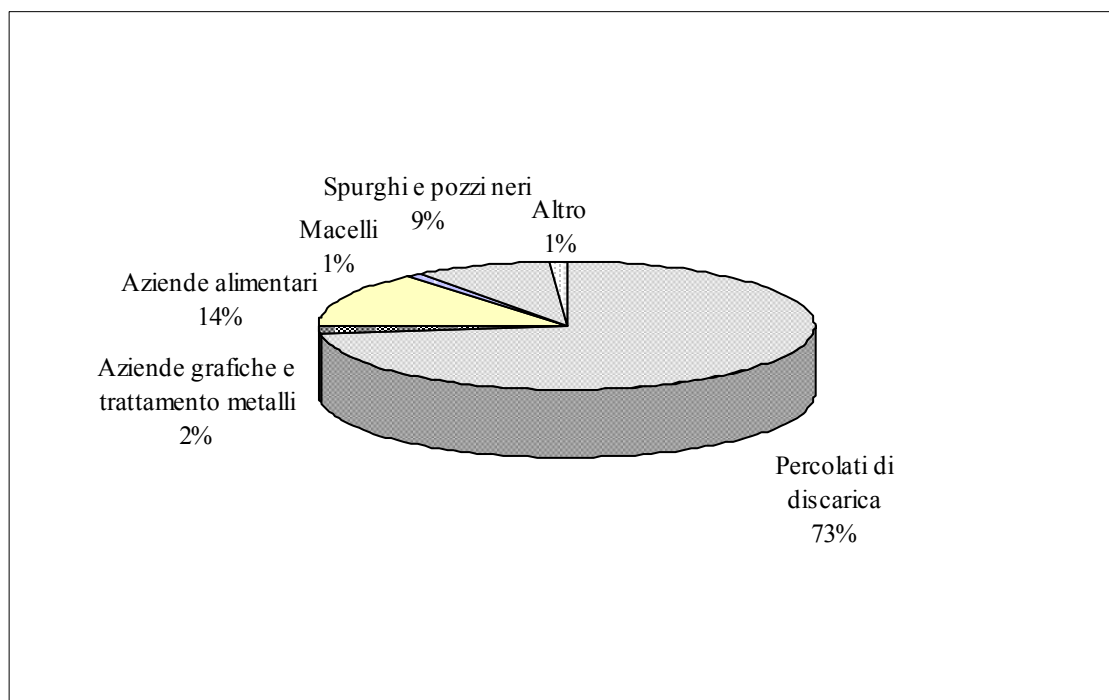


Fig. 2 - Distribuzione percentuale dei reflui trattati nei primi 9 mesi del 1996

Come si può notare, la maggior parte dei reflui trattati è costituita da percolati di discarica. Circa il 50% di tali percolati vengono inviati all'impianto direttamente dalle discariche. Le caratteristiche qualitative di tali reflui, come oggi vengono ricevuti, rientrano negli intervalli di variabilità di seguito riportati.

pH	6-8
COD	2.000-15.000 mg/l
BOD ₅	1.000-7.000 mg/l
metalli	max 2 mg/l
sali (es. Cl)	3.000-10.000 mg/l

La rimanente frazione di percolati di discarica e circa il 50% dei reflui di aziende alimentari provengono da una piattaforma che effettua un condizionamento con solfati e cloruri di ferro e calce (utilizzando come reagenti sottoprodotti di lavorazioni industriali), per cui sono caratterizzati da una elevata concentrazione salina. Le caratteristiche qualitative di questi liquami rientrano, in genere, nei seguenti intervalli:

pH	9-11
COD	5.000-40.000 mg/l
BOD ₅	1.000-10.000 mg/l
metalli	max 2 mg/l
NH ₄ ⁺	max 3.000 mg/l
Cl ⁻	max 10.000 mg/l
SO ₄ ²⁻	max 10.000 mg/l
NO ₃ ⁻	max 10.000 mg/l

In Tab. 1, a titolo esemplificativo, si riporta una caratterizzazione più dettagliata di tre diversi reflui appartenenti alle categorie sopra citate.

Tab. 1 - Caratteristiche tipiche di alcuni reflui trattati

Parametro	u.m.	Percolato di discarica pre-trattato	Refluo alimentare pre-trattato	Percolato di discarica (II B) grezzo
pH		11	9,5	7,5
Conducibilità	ms/cm	n.r.	n.r.	17,3
Stato fisico		liquido	liquido	liquido
Colore		giallo-bruno	incolore	grigiastro
Odore		mat. in ferment.	organico	caratteristico
Solidi sedimentabili	ml/l	n.r.	ass.	n.r.
COD	mg/l	40.000	40.000	5.800
BOD ₅	mg/l	n.r.	n.r.	3.500
As	mg/l	0,01	n.r.	0,17
Cd	mg/l	0,01	< 0,01	< 0,01
Cr	mg/l	0,01	0,15	0,14
Ni	mg/l	0,20	0,85	0,37
Pb	mg/l	0,01	0,10	0,20
Cu	mg/l	0,10	0,40	0,04
Zn	mg/l	0,15	0,44	0,76
Hg	mg/l	n.r.	n.r.	tracce
Se	mg/l	0,01	n.r.	n.r.
Solventi clorurati	µg/l	n.r.	< 1	n.r.

3. PROBLEMI GESTIONALI E CRITERI DI OTTIMIZZAZIONE

Dall'anno di avvio della stazione di pretrattamento (1995) si presentarono diversi problemi nella conduzione dell'impianto di depurazione derivanti dall'alimentazione dei reflui speciali. La messa a punto di criteri gestionali ottimali venne effettuata in fasi successive, cercando di risolvere i problemi che di volta in volta si presentavano. Per questo motivo, si è ritenuto opportuno riportare, in questo paragrafo, le procedure di ottimizzazione così come sono state affinate nel tempo fino a giungere alla situazione attuale.

3.1 Prima fase (1 Gen. - 31 Ott. 1995)

Durante questo periodo, ovvero durante i primi 10 mesi dall'avviamento della stazione di pretrattamento, il liquame influente all'impianto di depurazione aveva mediamente le seguenti caratteristiche:

- portata del refluo fognario: 8.000 - 9.000 m³/d;
- portata di reflui provenienti dalla stazione di pre-trattamento: da 0 a 5 m³/h;
- COD (dopo il dosaggio dei reflui pre-trattati): 520 mg/l;
- BOD₅ (dopo il dosaggio dei reflui pre-trattati): 300 mg/l;
- TKN (dopo il dosaggio dei reflui pre-trattati): 50 mg/l.

Il valore del carico del fango, calcolato considerando il solo volume dei comparti di nitrificazione, si manteneva inferiore a 0,1 kgBOD₅/kgMLSS/d, grazie ad una concentrazione di solidi in vasca intorno a 7 gSS/l.

I reflui speciali in entrata venivano sottoposti, prima dell'accettazione, ad un test di OUR (Oxygen Uptake Rate), in modo da scartare quelli poco o difficilmente biodegradabili. Dopo questa verifica, i reflui venivano stoccati nei 5 bacini (volume complessivo = 200 m³) posti a monte della stazione di pre-trattamento e alimentati a quest'ultima senza porre particolare attenzione riguardo all'omogeneità della miscela alimentata.

In queste condizioni, le prestazioni dell'impianto di depurazione risultavano buone e l'effluente rispettava con buon margine i limiti di accettabilità per lo scarico (Tab. A L. 319/76): v. Tab. 2.

Tab. 2 - Concentrazione media dei principali parametri nell'effluente dell'impianto di depurazione (prima fase)

Parametro	u.m.	Concentrazione media in uscita dall'impianto	Limite di Tab. A (L. 319/76)
COD	mg/l	100	160
BOD ₅	mg/l	21	40
N-NH ₄ ⁺	mg/l	< 2	≅ 11,6

Dalla seconda metà del mese di ottobre, si cominciarono a registrare valori significativi di concentrazione dell'azoto ammoniacale nell'effluente, con punte di 20 mg N-NH₄⁺/l. Venne quindi avviato un programma di monitoraggio "intensivo" con l'obiettivo di ricostruire nel dettaglio lo stato di fatto e tenere sotto controllo l'evoluzione temporale dei parametri gestionali.

3.2 Seconda fase (1 Nov. 1995 - 7 Gen. 1996)

Durante questo periodo, la variabilità dei parametri di processo (carico del fango = 0,05 - 0,15 kg BOD₅/kgMLSS/d; T = 13 - 18 °C) e il verificarsi di alcuni eventi esterni non consentirono di individuare la causa effettiva che determinava l'inibizione del processo di nitrificazione e in particolare non si riuscì a dimostrare il ruolo del dosaggio dei reflui speciali. Come si vede in Fig. 3, infatti, la concentrazione di ammoniaca nell'effluente risulta influenzata da diversi fattori: concentrazione influente (più bassa durante i fine settimana), condizioni meteorologiche (tempo secco, pioggia, neve), problemi tecnici ai macchinari dell'impianto (guasti alle turbine, ai mixer sommersi, ecc.). Inoltre il dosaggio dei reflui speciali veniva interrotto ogniqualvolta la concentrazione di ammoniaca nell'effluente si avvicinava al limite di accettabilità.

Si decise quindi di adottare un test di laboratorio per determinare le cinetiche di nitrificazione (AUR = Ammonia Uptake Rate) utilizzando sia il fango attivo dell'impianto in esame sia il fango di un impianto "di riferimento": si tratta di un piccolo impianto ad aerazione estesa (2.000 AE) che tratta un liquame quasi esclusivamente di natura urbana. Questi test vengono condotti in beakers aerati contenenti il fango attivo e consistono nella determinazione della velocità di rimozione dell'azoto ammoniacale (per i dettagli della procedura sperimentale si rimanda alla letteratura: es. Baldi *et al.*, 1991). In due recipienti, contenenti lo stesso fango attivo, nel nostro caso veniva dosato azoto ammoniacale sotto forma rispettivamente di:

- a) sale di ammonio (in modo da ottenere un valore di riferimento per la velocità di nitrificazione);
- b) liquame influente all'impianto (con e senza l'effluente della stazione di pre-trattamento).

Dai risultati di queste prove vennero tratte le seguenti considerazioni:

- il fango attivo dell'impianto di depurazione mostrava un'attività nitrificante inferiore rispetto all'impianto di riferimento (le velocità di rimozione dell'ammoniaca risultavano circa dimezzate), testimoniando una "condizione di salute" del fango non ottimale; questo riscontro venne confermato da alcune determinazioni di metalli pesanti nei fanghi, che rivelarono concentrazioni sensibilmente più elevate rispetto ad anni precedenti (Tab. 3), ad indicare un effetto di intossicazione a lungo termine;

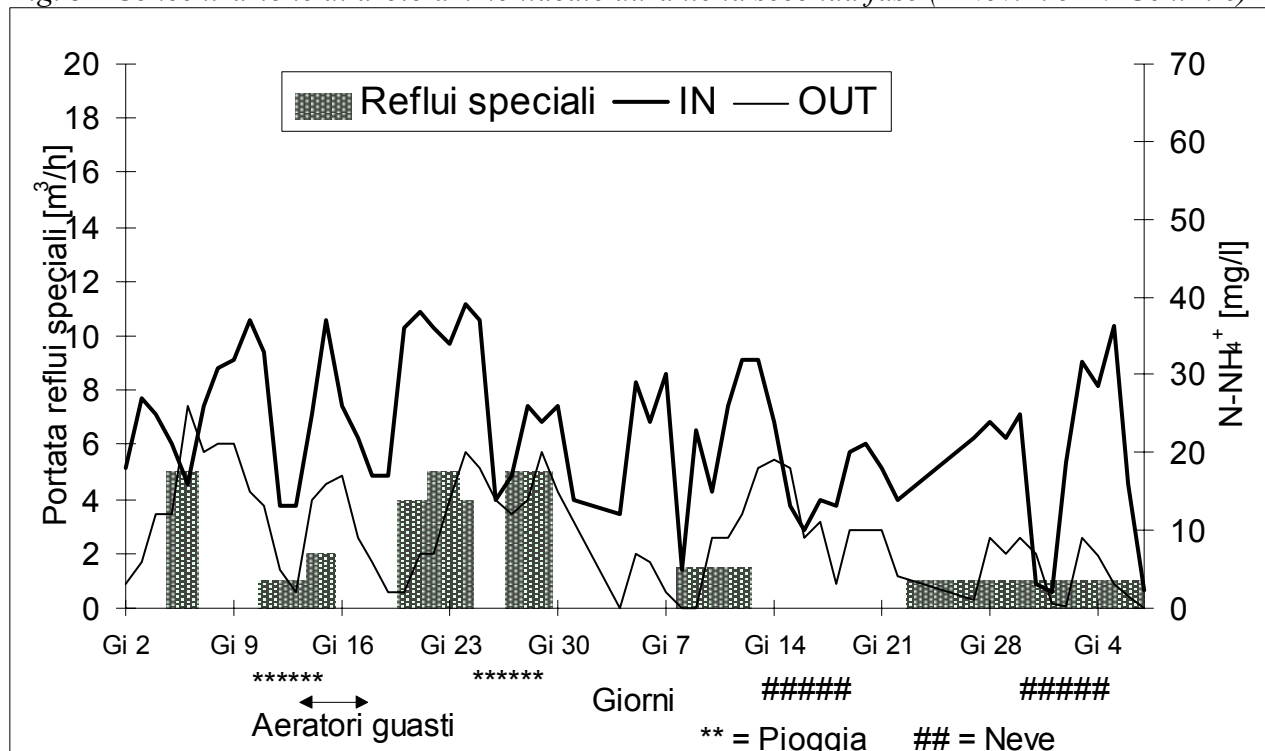
- il dosaggio dei reflui industriali (anche dopo pre-trattamento) causava la diminuzione della velocità di nitrificazione sia nel fango del nostro impianto sia nel fango dell'impianto di riferimento.

Sulla base di queste considerazioni si ipotizzò che la causa principale dei periodici innalzamenti della concentrazione di ammoniaca nell'effluente fosse da ricercare in una intossicazione della biomassa. Per questo motivo, a partire dalla seconda metà di dicembre (approfittando anche della pausa Natalizia) e per un periodo di circa 25 giorni, venne drasticamente ridotto il dosaggio di reflui speciali (mantenendolo al di sotto di 1 m³/h), in modo da consentire un sufficiente ricambio del fango nel sistema.

Tab. 3 - Concentrazione di metalli pesanti nel fango attivo (mg/kgSS): seconda fase

Metallo pesante	1994 22 Feb.	1994 12 Set.	1995 6 Dic.	1995 18 Dic.
Cadmio	3.3	1.2	<u>35</u>	6.1
Nichel	38	106	<u>1431</u>	102
Zinco	919	132	-	<u>1670</u>
Rame	133	168	1.5	<u>561</u>
Cromo tot.	71	213	-	78
Piombo	229	28	74	138

Fig. 3 - Concentrazione di azoto ammoniacale durante la seconda fase (1 Nov. '95 - 7 Gen. '96)



3.3 Terza fase (8 Gen. - 31 Mar. 1996)

Dopo la sospensione del dosaggio di reflui speciali, l'attività nitrificante dell'impianto fu ristabilita, per cui venne ripristinata l'alimentazione dei liquami pre-trattati (Fig. 4). Le buone rese di nitrificazione che si registrarono in questo periodo (tenendo conto oltretutto delle maggiori

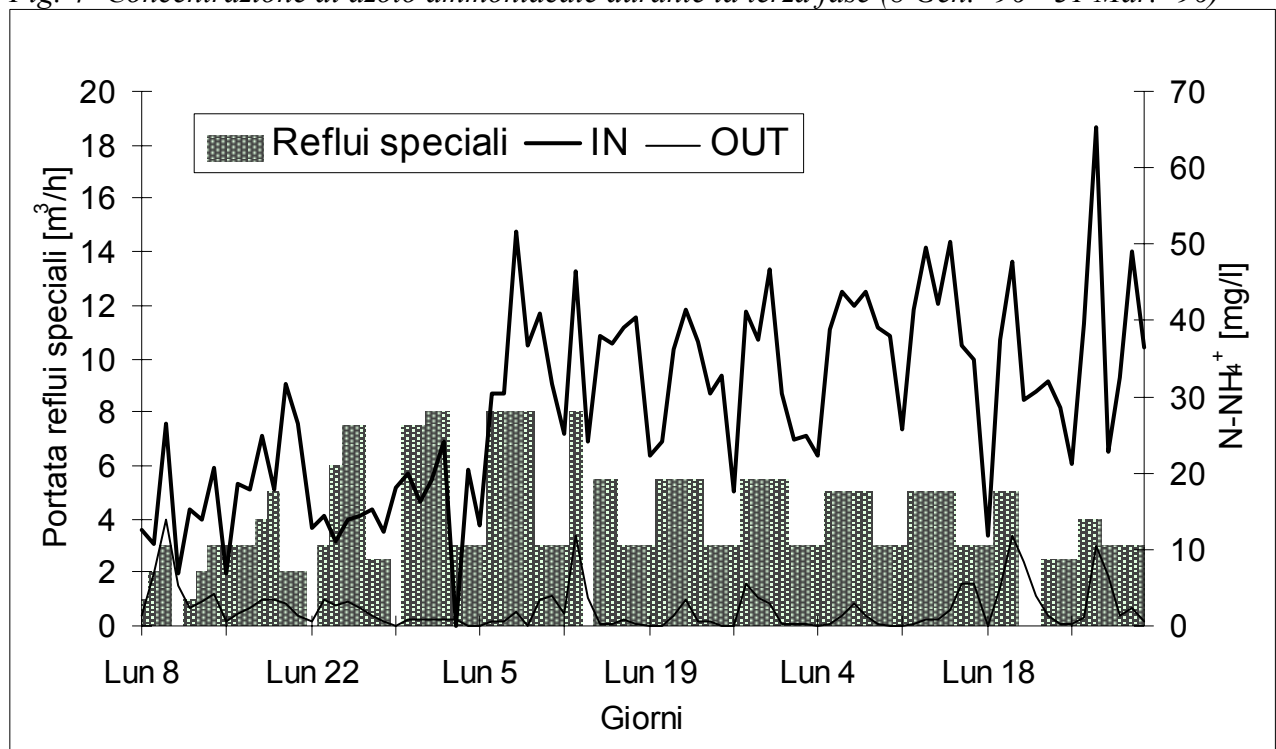
concentrazioni di ammoniaca nell'influenza e delle minori temperature: 10 - 14 °C) vennero giustificate considerando due fattori:

- la sospensione del dosaggio di reflui speciali nel periodo precedente aveva permesso la disintossicazione della biomassa; come conferma di questo fatto, si sono misurate concentrazioni di metalli pesanti nei fanghi in generale inferiori rispetto al periodo precedente (v. Tab. 4);
- durante questa fase, ogni refluo speciale, prima di essere accettato, veniva sottoposto al test di AUR (Ammonia Uptake Rate). Prendendo come riferimento la velocità di nitrificazione ottenuta aggiungendo al fango attivo un sale di ammonio (0,6 mg N-NH₄⁺/gSS/h), venivano scartati tutti i reflui con i quali si ottenevano velocità inferiori a tale valore. In pratica, i reflui accettati davano velocità comprese tra 0,6 e 1,4 mg N-NH₄⁺/gSS/h.

Dalla seconda metà di marzo si registrarono di nuovo in uscita concentrazioni relativamente elevate di azoto ammoniacale (v. Fig. 4). Esse furono dovute in parte a problemi operativi sulla stazione di pre-trattamento. Tuttavia si osservarono elevate concentrazioni di alcuni metalli pesanti nei fanghi (Nichel = 2.890 mg/kgSS; Zinco = 3.990 mg/kgSS).

Probabilmente, la sospensione del dosaggio di reflui speciali alla fine del mese di dicembre aveva avuto un effetto benefico, consentendo il parziale ricambio della biomassa e il ripristino della attività nitrificante. Inoltre l'applicazione dei test AUR e OUR permetteva di eliminare i reflui che avevano un effetto di tossicità acuta nei confronti della biomassa (il test AUR dura al massimo 4-5 ore). Queste misure non si sono però mostrate adeguate per prevenire la intossicazione del fango a lungo termine. Inoltre, altri Autori (Chen *et al.*, 1996) hanno osservato come il test OUR non sia sensibile nei confronti di reflui a limitata tossicità, che potrebbero invece far sentire il loro effetto a lungo termine.

Fig. 4- Concentrazione di azoto ammoniacale durante la terza fase (8 Gen. '96 - 31 Mar. '96)



Tab. 4 - Concentrazione di metalli pesanti nel fango attivo (mg/kgSS): terza fase

Metallo pesante	1996	1996
	7 Gen.	25 Gen.
Cadmio	5.5	0.8
Nichel	175	36
Zinco	447	511
Rame	185	185
Cromo tot.	45	31
Piombo	61	30

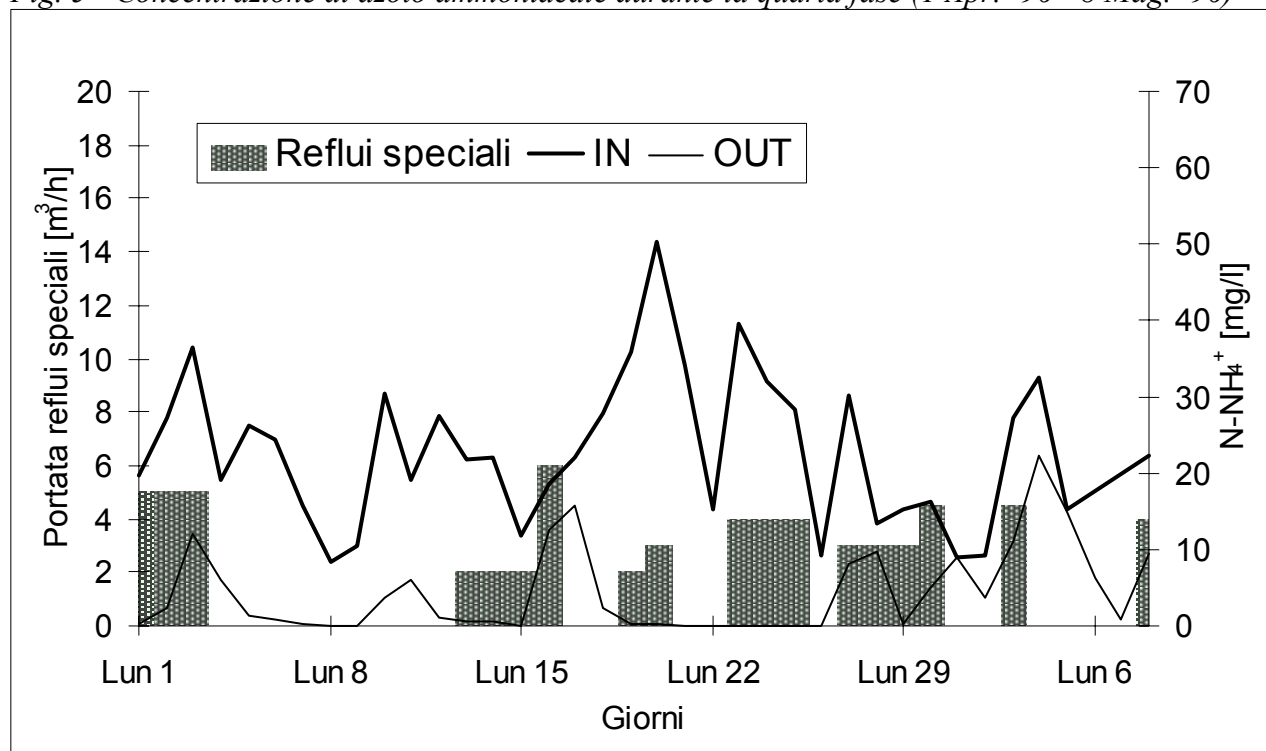
3.4 Quarta fase (1 Apr. - 8 Mag. 1996)

Una nova sospensione del dosaggio di reflui speciali si rese necessaria per disintossicare la biomassa. Come risultato si ottennero la diminuzione della concentrazione di metalli pesanti nei fanghi (Tab. 5) e il ripristino dell'attività nitrificante (Fig. 5).

Tab. 5 - Concentrazione di metalli pesanti nel fango attivo (mg/kgSS): quarta fase

Metallo pesante	1996	1996	1996
	4 Apr.	11 Apr.	15 Apr.
Cadmio	< 1	< 1	< 1
Nichel	38	27	22
Zinco	897	294	1416
Rame	173	192	170
Cromo tot.	< 15	< 15	< 15
Piombo	< 20	< 20	< 20

Fig. 5 - Concentrazione di azoto ammoniacale durante la quarta fase (1 Apr. '96 - 8 Mag. '96)



Verso la fine del periodo, la ripresa del dosaggio di reflui speciali causò un ulteriore incremento della concentrazione di ammoniaca nell'effluente (Fig. 5).

A questo punto si pose l'attenzione su un altro parametro molto importante per garantire una buona funzionalità dell'impianto: l'omogeneità delle caratteristiche della miscela alimentata. In particolare, non solo gli incrementi improvvisi del carico in ingresso, ma anche le repentine interruzioni di dosaggio dei reflui (durante i fine settimana o quando la concentrazione di ammoniaca nell'effluente si avvicinava ai limiti di accettabilità) vennero ritenute possibili cause di disturbo per il sistema biologico.

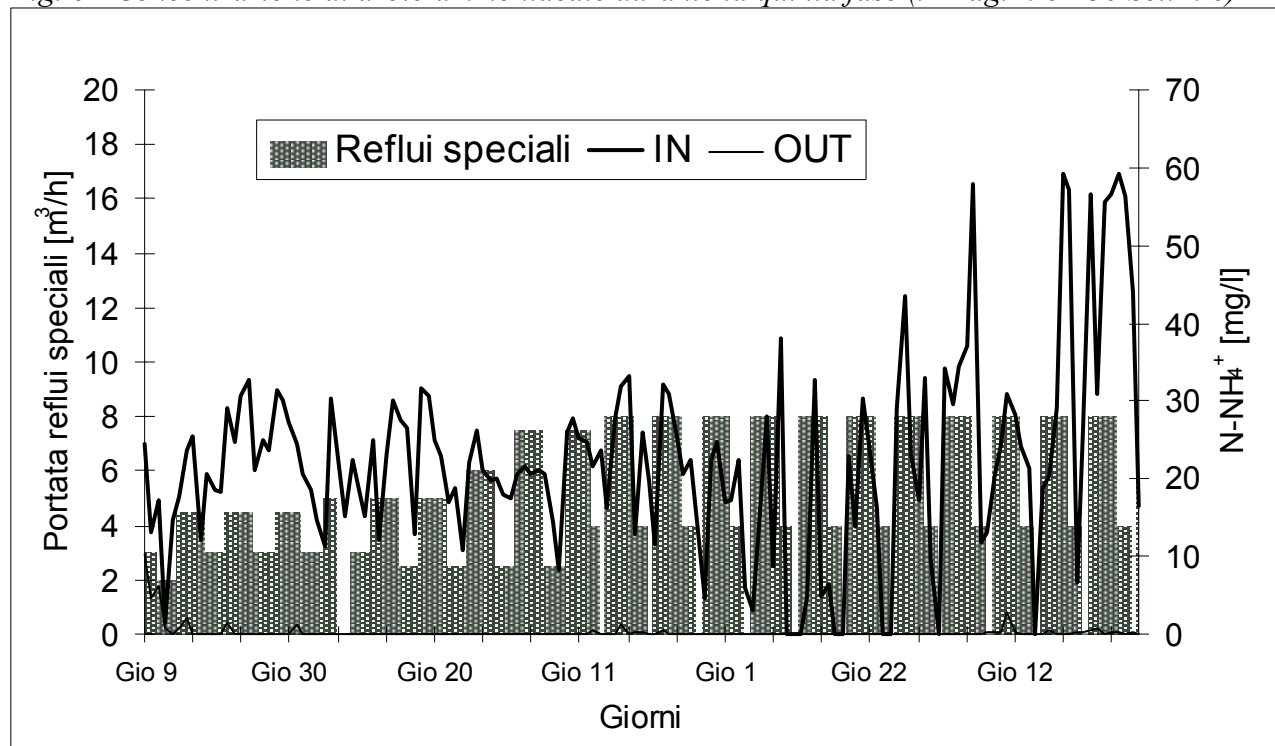
3.5 Quinta fase (9 Mag. - 30 Set. 1996)

Sulla base di tali considerazioni si cercò di individuare un criterio per alimentare alla stazione di pre-trattamento (e quindi all'impianto di depurazione) una miscela di reflui che fosse il più possibile omogenea a livello di caratteristiche qualitative e con una portata abbastanza costante. I provvedimenti adottati furono i seguenti:

- ricevimento di reflui che rientravano in range predefiniti di concentrazione dei parametri inquinanti. In particolare, dal momento che i liquami trattati in maggior quantità sono percolati di discarica e reflui alimentari pre-trattati (v. Par. 2.3), per questi si è rivelato utile (semplice ed efficace) fare riferimento, come parametro indicatore, alla salinità, misurata come contenuto di cloruri, solfati e nitrati, stabilendo, per ognuna di tali sostanze, un valore massimo di concentrazione pari a 10.000 mg/l;
- utilizzo dei 5 serbatoi di stoccaggio dei reflui speciali grezzi per realizzare miscele di alimentazione il più possibile omogenee;
- mantenimento di una portata minima di alimentazione anche durante i fine settimana (v: Fig. 5), con eventuale sospensione per un solo giorno (domenica).

L'effetto benefico di queste misure gestionali e di quelle già messe in atto in precedenza (accettazione di reflui che superassero i test di OUR e AUR) risulta evidente dall'andamento della concentrazione di ammoniaca nell'effluente riportato in Fig. 6.

Fig. 6 - Concentrazione di azoto ammoniacale durante la quinta fase (9 Mag. '96 - 30 Set. '96)



4. CONCLUSIONI

La presenza di stazioni di pre-trattamento di reflui speciali presso impianti di depurazione municipali può rendere critica, in alcuni casi, la gestione dei processi depurativi. La risoluzione del problema, ovvero la messa a punto di criteri gestionali adeguati, richiede, di volta in volta, lo studio del caso specifico, essendo diversi e particolari i fattori che possono entrare in gioco.

In questo lavoro è stato presentato il caso di un impianto da 25.000 AE, nel quale, dopo l'avvio di una stazione di pre-trattamento di reflui speciali, si erano verificati seri problemi alla fase di nitrificazione. La ricerca è stata indirizzata ad individuare le cause del fenomeno e a mettere a punto criteri gestionali che consentissero di rimuoverle o comunque contenerne gli effetti.

In circa un anno di lavoro si è pervenuti alle seguenti considerazioni conclusive.

- Le caratteristiche del liquame alimentato (sia alla stazione di pre-trattamento che all'impianto di depurazione) rappresentano, come atteso, il fattore principale da controllare per la corretta funzionalità dell'intero sistema.
- La mancanza, presso gli impianti di depurazione, di strutture e disponibilità di personale per l'effettuazione di una caratterizzazione dettagliata dei reflui in entrata impone la messa a punto e l'adozione di strumenti semplici, efficaci e che diano una veloce risposta circa la trattabilità dei liquami stessi e il loro potenziale effetto sui processi biologici. Alcune semplici misure sono inoltre richieste per individuare i criteri di alimentazione dei reflui. Infine sono necessari indicatori della eventuale intossicazione della biomassa da affiancare ai rilievi analitici in ingresso e in uscita.
- Per quanto riguarda il controllo in entrata dei reflui, si sono rivelati efficaci test in batch come l'OUR (Oxygen Uptake Rate) e l'AUR (Ammonia Uptake Rate), che forniscono una veloce e attendibile indicazione circa la eventuale tossicità acuta nei confronti dei processi biologici (essendo peraltro effettuati con il fango attivo prelevato nell'impianto di depurazione in esame).
- L'omogeneità della miscela di reflui speciali alimentata può essere ottenuta mediante l'impiego di vasche di stoccaggio e individuando parametri indicatori della qualità: laddove, come nel caso in esame, vengono trattati liquami con elevata salinità (come percolati di discarica), proprio questo parametro può essere convenientemente scelto a tal proposito. Si rimarca la necessità di garantire una sufficiente omogeneità di portata evitando gli sbalzi improvvisi sia in aumento che in diminuzione.
- L'andamento della concentrazione di alcuni metalli pesanti nel fango attivo (nel caso studiato nichel, zinco e rame in particolare) trova una buona corrispondenza con lo "stato di salute" della biomassa fornendo utili indicazioni sul livello di intossicazione della stessa (e quindi sull'adeguatezza dei criteri gestionali adottati) e suggerendo eventualmente la necessità di ricorrere a misure gestionali "drastiche" come l'interruzione del dosaggio di reflui speciali per consentire il ricambio della biomassa.

A queste misure potrebbero esserne affiancate altre che, da precedenti esperienze degli autori (Collivignarelli e Bertanza, 1996) si sono rivelate di notevole ausilio: si citano ad esempio la determinazione degli indici respirometrici sulla base di misure di BOD₅ e BOD₂₀ (Collivignarelli et al., 1979) e la conduzione parallela di un impianto pilota a flusso continuo (utile per determinare l'influenza della variazione di parametri di processo come il carico del fango, la temperatura, il tempo di ritenzione idraulica, ecc.), nonché l'applicazione di test di biotossicità (es. Microtox: Microbics Corp., 1992).

In conclusione, gli autori ritengono che la possibilità di smaltire reflui speciali presso impianti di depurazione municipali abbia importanti vantaggi sia per l'impianto stesso e il produttore del rifiuto (dal punto di vista economico), sia per quanto concerne la protezione dell'ambiente (prevenendo lo smaltimento incontrollato dei reflui industriali). D'altra parte, perché questo servizio risulti effettivamente utile, è essenziale conseguire un'adeguata gestione degli impianti: questa può essere raggiunta attraverso una buona conoscenza degli impianti stessi e l'adozione di alcuni importanti strumenti e criteri gestionali.

BIBLIOGRAFIA

- Andreottola, G., Canziani, R., Cossu, R. (1990). *Rimozione biologica dei nutrienti dalle acque di scarico*. Istituto per l'Ambiente, Milano.
- Baldi, M., Berri, A., Boldini, G., Collivignarelli, C. (1991). Valutazione della attività nitrificante di un impianto di depurazione a fanghi attivi. *Biological approach to sewage treatment process: current status and perspectives*, P. Madoni (ed.), Perugia (I), 409-412.
- Beccari, M., Passino, R., Ramadori, R., Vismara, R. (1993). *Rimozione di azoto e fosforo dai liquami*. Ed Hoepli, Milano.
- Chen, C.-Y., Huang J.-B., Wang Y.-J., Huang, J.-C., Huang, J.-W. (1996): An Evaluation of the Microbial Toxicity of Effluents from Petrochemical Plants. Proceedings of 2nd IAWQ Specialised Conference on *Pre-treatment of Industrial Wastewaters*, Athens, 16-18 October, 65-72.
- Collivignarelli, C., Olmo, M., Urbini, G. (1979). Criteri di valutazione della trattabilità biologica congiunta di liquami urbani e industriali. *Risanamento idrico del territorio*, Centro di Ricerca sulle Acque, Università di Pavia (I), 115-138.
- Collivignarelli, C., Bertanza, G. (1996). Optimization criteria for industrial wastewater pre-treatment stations: full scale experiences. Proceedings of 2nd IAWQ Specialised Conference on *Pre-treatment of Industrial Wastewaters*, Athens, 16-18 October, 82-91.
- Microtox Corp. (1992). *Microtox® Manual: a toxic testing handbook volume I-V*. Carlsbad, CA, USA.
- Schlegel, S. (1984). Nitrification and denitrification in single stage activated sludge plants - operational results of the Ludinghausen wastewater treatment plant. *Wat. Sci. & Tech.*, **16**, 131-142.

SMALTIMENTO DI REFLUI SPECIALI IN UN IMPIANTO DI DEPURAZIONE CONSORTILE: PROBLEMATICHE GESTIONALI E CRITERI DI OTTIMIZZAZIONE*

C. Collivignarelli*, G. Pasetto**, G. Bertanza*, E. Fumaneri**, A. Turrina**

* Dipartimento di Ingegneria Civile, Università di Brescia, via Branze 38, 25123 Brescia. Tel. 030-3715522, fax 030-3715503

** A.C.G. e A.G.S. - Impianto di depurazione di Peschiera del Garda (VR)

INTRODUZIONE

Molti impianti di depurazione municipali sono dotati di stazioni di pre-trattamento di reflui speciali. Esse sono in generale costituite da una sequenza di trattamenti chimico-fisici e/o biologici, in funzione delle caratteristiche dei liquami da smaltire e delle caratteristiche dell'impianto di depurazione che riceve l'effluente pre-trattato.

Tra i reflui che vengono conferiti presso questi impianti possono essere citati i seguenti: percolati di discarica, spurghi di fosse settiche e caditoie stradali, reflui da aziende tessili, alimentari, della lavorazione dei metalli, grafiche, etc..

La possibilità di trattare reflui speciali porta notevoli vantaggi in termini economici, al bilancio gestionale dell'impianto di depurazione. D'altro canto, importanti inconvenienti possono manifestarsi nella gestione operativa dell'impianto stesso, soprattutto considerando che, in questi casi, i processi biologici di nitrificazione e denitrificazione possono risultare inibite.

In questo lavoro viene presentata l'esperienza condotta su un impianto di potenzialità di progetto pari a 440.000 A.E.

Una prima parte dello studio ha riguardato la stazione di pre-trattamento dei reflui speciali (avente una potenzialità media di 250-300 m³/d) e in particolare la fase biologica, del tipo a fanghi attivi ad ossigeno puro. Poiché, nel corso degli ultimi due anni di funzionamento, si era riscontrata una diminuzione delle rese di trattamento, il lavoro era rivolto proprio alla ricerca delle cause che avevano determinato questo fenomeno. Dapprima è stata condotta una analisi dei dati storici gestionali e in una seconda fase sono stati effettuati test di biodegradabilità sui reflui trattati, sia attraverso la determinazione di indici respirometrici e l'effettuazione di prove in batch con fango attivo, sia mediante l'allestimento e la conduzione di un impianto pilota a fanghi attivi.

Nella seconda parte della ricerca si è messa a punto una procedura che, attraverso prove in batch di laboratorio con fango attivo, consente di selezionare reflui speciali caratterizzati da un elevato contenuto di BOD velocemente biodegradabile, che possono essere convenientemente dosati nei comparti di denitrificazione dell'impianto di depurazione per incrementarne le rese.

* Lavoro presentato al SIDISA, Simposio Internazionale di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Ravello, 3-7 giugno 1997

DESCRIZIONE DELL'IMPIANTO E LIQUAMI TRATTATI

L'impianto di depurazione consortile di Peschiera del Garda

Il depuratore di Peschiera del Garda è un impianto per il trattamento centralizzato dei liquami fognari (acque nere o acque nere miste ad acque di pioggia) dei comuni delle sponde bresciana e veronese del Lago di Garda.

L'impianto, avente una potenzialità di progetto di 440.000 abitanti equivalenti, è suddiviso su cinque linee di trattamento liquami (per quanto riguarda la fase biologica) e due linee di trattamento fanghi (v. Fig. 1). La portata media trattata in tempo asciutto è pari a 800÷1000 l/sec.

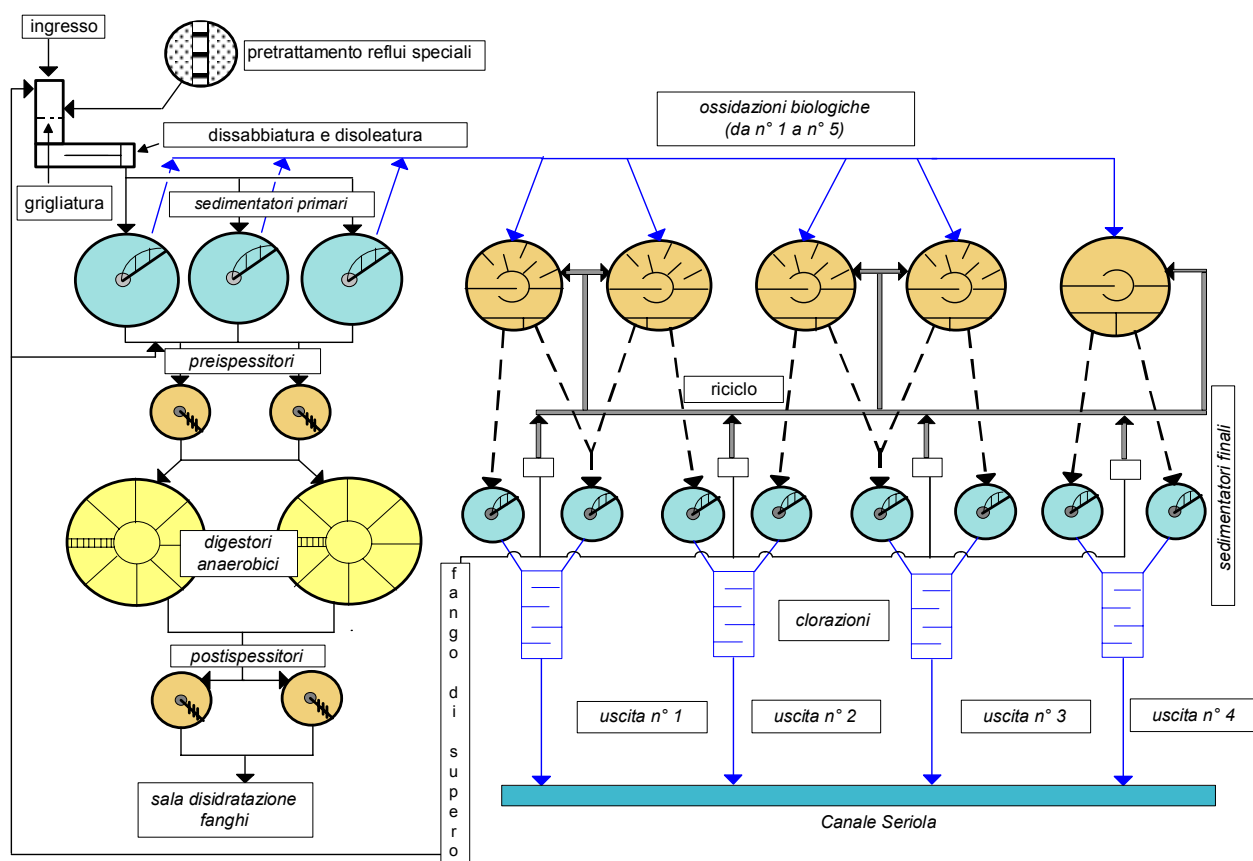


Fig.1 - Schema dei flussi principali dell'impianto di depurazione

La **linea acque** comprende le fasi di seguito elencate.

- Stazione di sollevamento.
- Grigliatura fine (spaziatura = 16 mm).
- Dissabbiatura-disoleatura del tipo ad insufflazione d'aria.
- Sedimentazione primaria in tre unità circolari (superficie utile = 733 m²/cad.; volume utile = 3.405 m³/cad.).
- Ossidazione biologica: il processo a fanghi attivi avviene in cinque vasche circolari con un nocciolo centrale e con configurazione del flusso a canale. La loro capacità complessiva è di circa 25.000 m³. Nelle prime quattro vasche si realizza la rimozione biologica di azoto e fosforo secondo il sistema A2O; nell'ultima vasca sono invece mantenute condizioni di aerazione prolungata (solo nitrificazione). L'aerazione avviene tramite un sistema di insufflazione a candele porose.

- Sedimentazione finale in otto decantatori (superficie utile = 730 m²/cad.; volume utile = 2.200 m³/cad.).
- Clorazione (eventuale) con ipoclorito di sodio.

La **linea fanghi** è costituita dalle fasi di seguito indicate.

- Pre-ispessimento in due unità (aventi ciascuna un volume utile di 500 m³ ed una superficie utile di 154 m²) funzionanti a gravità.
- Digestione anaerobica (in campo mesofilo) in due reattori paralleli, ciascuno di capacità pari a 3.300 m³.
- Post-ispessimento in due unità (aventi ciascuna un volume utile di 250 m³ ed una superficie utile di 78 m²) funzionanti a gravità.
- Disidratazione mediante due filtropresse a piastre e una nastropresa.

La stazione di pre-trattamento dei reflui speciali

La stazione di pre-trattamento dei reflui speciali prevede le unità di seguito elencate.

- Microgrigliatura con spaziatura di 3 mm.
- Dissabbiatura tipo “pista”.
- Accumulo (V = 20 m³) e sollevamento.
- Ossidazione biologica a fanghi attivi con ossigeno puro (volume del reattore = 800 m³).
- Invio del refluo pre-trattato in testa all'impianto del depuratore centralizzato.

Caratteristiche del liquame fognario

Riportiamo, in Tab. 1, i valori medi annuali (calcolati per gli anni 1995 e 1996) dei principali parametri inquinanti del liquame fognario in ingresso all'impianto.

Parametro	'95	'96
Qd (m ³ /d)	70.800	71.500
pH	7,4	7,7
COD (mg/l)	140	170
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	12	10
TKN (mg/l)	20	17
Ssosp (mg/l)	110	70

Tab. 1 - Valori medi annuali dei principali parametri inquinanti del liquame fognario in ingresso all'impianto

Notevole è l'influenza dovuta all'afflusso turistico estivo sul lago di Garda: infatti, già a partire dal mese di aprile, i valori di COD, di ammoniaca e di TKN crescono sensibilmente, fino a raggiungere, nei mesi estivi, concentrazioni tre volte superiori rispetto alla stagione invernale (ad esempio, per il COD, si passa da 80 mg/l a oltre 240 mg/l).

Caratteristiche dei reflui speciali trattati

I reflui speciali trattati in questo impianto possono essere raggruppati nelle seguenti tre tipologie:

- liquami provenienti da una stazione di pretrattamento chimico-fisico (che riceve percolati da discarica e acque di rifiuto industriali, definiti nel seguito reflui pretrattati);
- percolati da discarica;
- reflui derivanti da fosse settiche, fanghi derivanti da piccoli impianti di trattamento e acque derivanti dalla lavorazione di prodotti alimentari (tutti questi reflui nel seguito saranno definiti di origine biologica).

Le caratteristiche dei liquami conferiti sono estremamente variabili. Si riportano alcuni valori medi indicativi nella Tab. 2.

Parametro	Ref. pretrattati	Percolati	Fosse settiche	Ref. alimentari
COD t.q. (mg/l)	10.000 - 30.000	1.000 - 10.000	10.000 - 70.000	500 - 1.000.000
SSSed (ml/l)	<10	<10	10 - 200	fino a 800
TKN (mg/l)	1.000 - 5.000	1.000 - 4.000	500 - 2.000	fino a 5.000

Tab. 2 - Parametri caratteristici dei reflui speciali conferiti alla stazione di pretrattamento

All'impianto di depurazione vengono anche conferiti ogni anno, nel periodo da Novembre a Febbraio, circa 2.000 m³ di acque di vegetazione provenienti dalla molitura delle olive raccolte nella zona. Queste acque vengono trattate direttamente nella linea fanghi (digestione anaerobica).

PROBLEMATICHE NELLA GESTIONE DELLA STAZIONE DI PRE-TRATTAMENTO BIOLOGICO

La stazione di pretrattamento è stata avviata nel 1990 e, durante il suo funzionamento, si è osservata una graduale diminuzione dei rendimenti di abbattimento della sostanza organica: infatti, mentre la concentrazione del COD in ingresso non variava nel tempo, nel periodo considerato (1990-1993) si è osservato un incremento del valore del COD in uscita dal reattore biologico, in particolar modo a partire dal settembre 1992. Il rendimento di abbattimento è passato dall'85% al 50%.

Al fine di stabilire i motivi di questo calo di rendimento sono stati inizialmente analizzati i dati storici gestionali, per individuare una eventuale correlazione tra le efficienze di rimozione e i parametri operativi. In una seconda fase sono stati eseguiti test di biodegradabilità con i reflui solitamente ricevuti dall'impianto, sia in condizioni batch che con un impianto pilota a flusso continuo.

Analisi dei dati gestionali

L'analisi dei parametri di processo ha portato alle seguenti osservazioni:

- la portata in ingresso al reattore è passata da 120 a 220 m³/d: ciò comporta una diminuzione del tempo di residenza idraulica da 6,7 a 3,6 giorni;
- il rapporto F/M è passato da 0,5 a 0,6 kgCOD/(kgMLVSS*d), per effetto, da una parte, dell'aumento della portata in ingresso, e, dall'altra, di un aumento della concentrazione di biomassa nel reattore.

Esaminando le caratteristiche del refluo in ingresso sono invece emerse le seguenti considerazioni:

- la percentuale di percolato sull'ingresso totale si è sempre mantenuta attorno al 35-40%, mentre quella dei rifiuti pretrattati è risultata significativa (15 - 20%) solo a partire dal 1992;
- i valori dei rapporti BOD₅/TKN e BOD₅/P sono stati sempre bassi, garantendo un adeguato apporto di nutrienti per il processo biologico;
- il rapporto COD/BOD₅ si è mantenuto attorno al valore di 1,9 per tutto il periodo di osservazione.

Dall'analisi dei dati gestionali, è quindi risultato evidente l'effetto del tempo di residenza idraulica e della percentuale di rifiuti pretrattati (rispetto al totale) sulle rese del trattamento.

Prove di biodegradabilità in batch

Per valutare l'effetto delle diverse tipologie di reflui sull'efficienza del processo biologico, sono stati eseguiti test di biodegradabilità in condizioni batch.

Le prime valutazioni sono emerse dalla determinazione delle concentrazioni del BOD₅, BOD₂₀ e COD (test respirometrici: v. Tab. 3):

- il fatto di aver ottenuto alti valori degli indici I_b e I_{vb} (>0,5) indica che i reflui sono trattabili convenientemente attraverso un processo biologico;
- questo vale, in modo particolare, per i reflui di origine biologica, che presentano anche una bassa percentuale di COD refrattario: 18%;
- questi stessi reflui presentano peraltro un basso valore dell'indice I_{vb} in quanto molta della sostanza organica è in essi presente in forma particolata e deve essere quindi idrolizzata;
- i diversi tipi di reflui, presi singolarmente, risultano più biodegradabili rispetto alle loro miscele, in particolar modo se queste ultime contengono i reflui pretrattati.

Parametro	B	L	P	B+L+P	B+L
COD (mg/l)	30.420	5.702	10.775	11.570	14.090
I _b (= BOD ₂₀ /COD)	0,82	0,78	0,60	0,55	0,70
I _{vb} (= BOD ₅ /BOD ₂₀)	0,56	0,71	0,63	0,64	0,58
COD-BOD ₂₀ (mg/l)	5.420	1.202	4.275	5.170	4.090

Tab. 3 - Risultati dei test respirometrici (B = reflui di origine biologica; L = percolati da discarica; P = reflui pre-trattate)

Altri test sono stati condotti con fango attivo, per valutare l'effetto del dosaggio di concentrazioni crescenti di refluo sull'attività della biomassa. Durante queste prove veniva determinato il valore della velocità di respirazione del fango attivo come funzione della concentrazione del substrato dosato, secondo le procedure sperimentali descritte in letteratura (Kayser, 1969; Collivignarelli et al., 1979).

E' stato in particolare determinato il valore R (cioè il rapporto tra la velocità di respirazione globale e la velocità di respirazione endogena), in funzione della percentuale di refluo rispetto al volume di fango attivo utilizzato. I risultati di queste prove possono essere così sintetizzati:

- anche in questo caso si è verificata la buona biodegradabilità dei reflui di origine biologica, senza peraltro osservare effetti inibenti anche ad alte concentrazioni;
- i percolati di discarica e i reflui pretrattati hanno invece mostrato un lieve effetto inibente per dosaggi superiori al 5% in volume;

- la miscela dei reflui biologici e dei percolati ha mostrato una buona biodegradabilità mentre quella di tutti e tre i tipi di reflui è risultata moderatamente inibente per dosaggi superiori al 5%.

Conduzione di un impianto pilota in continuo

L'analisi dei dati gestionali (Par. 3.1) ha evidenziato, quali fattori influenti le rese del trattamento biologico, il tempo di residenza idraulica e il dosaggio di reflui pretrattati. Per valutare la fondatezza di queste ipotesi, sono stati condotti alcuni test su un impianto a fanghi attivi del volume di 10 l con alimentazione in continuo, variando appunto il tempo di residenza idraulica (2 e 4 giorni) e il tipo di alimentazione (una miscela dei tre tipi di reflui e una miscela del refluo di origine biologica e dei percolati).

I risultati di questi test possono essere così riassunti:

- il quantitativo totale di biomassa nel reattore (privo di un sistema di ricircolo) cresceva quando veniva alimentata la miscela percolato+refluo biologico mentre, a parità di carico influente, diminuiva se l'alimentazione era costituita dalla miscela dei tre reflui;
- l'effetto negativo del refluo pretrattato è risultato evidente anche considerando le efficienze del processo: con tempo di residenza idraulica di quattro giorni, infatti, le rese di rimozione del COD e del TKN sono passate dal 69 al 96% e dal 30 al 93%, rispettivamente, se il refluo pretrattato non veniva alimentato;
- in generale, alti valori del tempo di residenza idraulica hanno portato ad un miglioramento delle rese del trattamento.

Esame comparato dei risultati

L'indagine, nel complesso, ha mostrato che i principali fattori che hanno portato ad una riduzione delle rese del pre-trattamento biologico sono stati i bassi tempi di residenza idraulica e la presenza di alte percentuali di reflui pretrattati nell'influente.

I test condotti in continuo si sono rivelati molto importanti per verificare le ipotesi formulate in base ai risultati ottenuti nelle prove in batch. In generale, queste ultime possono essere utilizzate per un primo giudizio sulla biodegradabilità dei reflui che devono poi essere alimentati all'impianto reale; d'altra parte, la conduzione di un impianto pilota diviene molto importante per determinare il ruolo dei principali parametri operativi, come il tempo di residenza idraulica, il rapporto F/M, etc..

SELEZIONE DI REFLUI SPECIALI PER L'IMPIEGO COME FONTE DI CARBONIO NEI COMPARTI DI DENITRIFICAZIONE

Le vigenti normative in merito ai limiti allo scarico per le concentrazioni dei nutrienti impongono ai gestori di impianti di trattamento l'individuazione di strategie che consentano loro di migliorare i rendimenti dei processi di nitrificazione e denitrificazione.

Nel caso specifico, poiché, come evidenziato nel P.to 2.3 precedente, si presentano periodi dell'anno in cui affluiscono elevate portate di acque reflue con basso contenuto di sostanza organica, il processo di predenitrificazione può risultare sensibilmente rallentato. Una possibile soluzione al problema consiste nel dosare in testa ai comparti anossici un substrato velocemente biodegradabile. Dato l'elevato costo di composti quali l'acido acetico o il metanolo, la ricerca si è indirizzata verso l'individuazione e caratterizzazione di reflui speciali aventi alta concentrazione di sostanza rapidamente biodegradabile e bassa concentrazione di azoto totale, idonei quindi ad essere utilizzati

come fonte di carbonio esterna per il processo di denitrificazione. Tra i liquami conferiti all'impianto in oggetto, quelli considerati a priori come potenzialmente idonei allo scopo, e che sono stati quindi sottoposti all'indagine sperimentale, sono i reflui derivanti dalla lavorazione di prodotti alimentari ed alcuni reflui dell'industria farmaceutica.

Metodiche di analisi

Prove di denitrificazione in manuale

Inizialmente le metodiche di analisi utilizzate per calcolare le velocità di abbattimento dei nitrati in seguito all'aggiunta di reflui esterni erano di tipo manuale e condotte in modalità batch: aggiunti gli opportuni quantitativi di nitrati e di substrato organico a un volume di fango attivo, venivano eseguiti periodicamente prelievi di campioni sui quali veniva determinata analiticamente la concentrazione di azoto nitrico: il suo andamento nell'arco della prova consentiva di calcolare, nota la concentrazione di SSV nel fango, la velocità di denitrificazione (espressa come $\text{mg N-NO}_3^-/\text{gSSV/h}$). Queste prove venivano protratte per alcune ore allo scopo di evidenziare la variazione di velocità di denitrificazione una volta esaurita la frazione di carbonio velocemente biodegradabile. Come termine di paragone, in parallelo venivano effettuate prove, utilizzando acetato di sodio quale fonte esterna di carbonio.

Prove di denitrificazione in automatico

In un secondo momento (dall'agosto del '96) è stato possibile utilizzare un biosensore, messo a punto dai Ricercatori del Politecnico di Milano (Massone et al., 1995; Massone e Rozzi, 1996), che consente di lavorare in automatico.

Il principio di funzionamento su cui si basa questa apparecchiatura è il seguente: durante la reazione di denitrificazione, per ogni mole di nitrato ridotta viene prodotta una mole di ione OH^- ; dosando quindi dell'acido di molarità nota (nel nostro caso acido cloridrico 0,05 M) per contrastare l'aumento del pH, si può conoscere esattamente la quantità di nitrati ridotti e quindi la velocità di denitrificazione. Le operazioni di dosaggio dell'acido, di raccolta dati e di calcolo della velocità di denitrificazione avvengono in automatico, gestite da un personal computer. Le prove vengono ancora eseguite in modalità batch e, in parallelo, si valutano le velocità di riferimento ottenute senza dosaggio di carbonio (velocità endogena) e con aggiunta di acetato di sodio.

Risultati e discussione

Prove di denitrificazione in manuale

Le prove di denitrificazione che si portano come esempi sono state eseguite con acque di vegetazione con una miscela di succhi di frutta e birra scaduti. Nella Fig. 2 è riportato l'andamento dell'azoto nitrico rilevato durante la prova eseguita dosando il primo refluo.

Come si vede, nella prima ora e mezza di prova la velocità di denitrificazione ha un valore superiore (v. anche Tab. 4), in quanto, probabilmente, in questa fase viene consumata la frazione del refluo rapidamente biodegradabile. Analogo andamento è stato osservato per il secondo refluo

testato, caratterizzato, però, da un minor contenuto di substrato rapidamente biodegradabile (la fase a maggior velocità si è esaurita in un tempo minore).

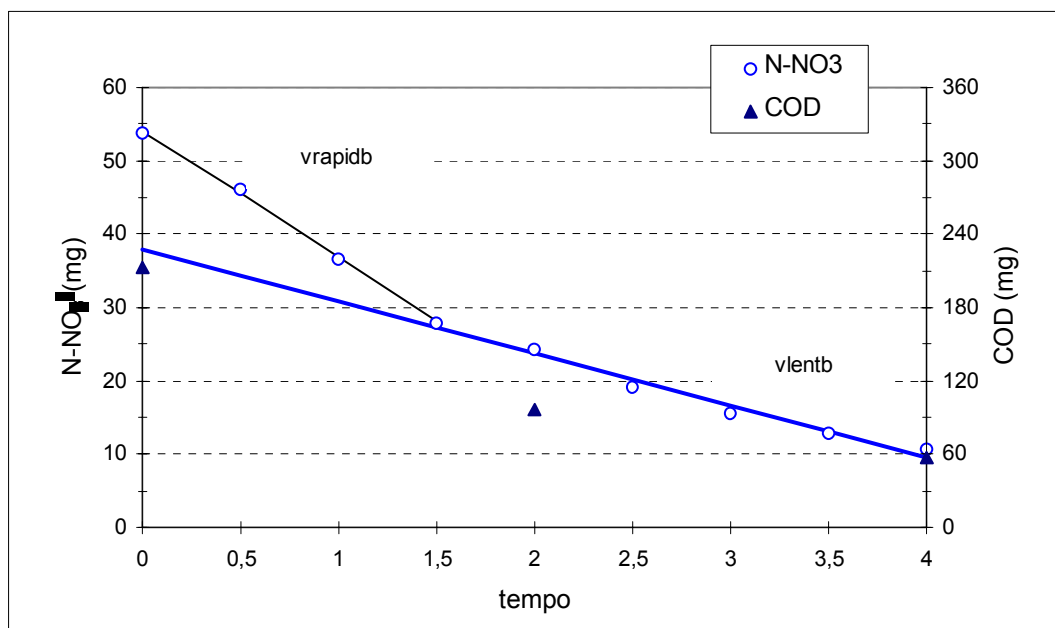


Fig. 2 - Consumo di azoto nitrico e di COD nella prova di denitrificazione in manuale effettuata con le acque di vegetazione

	Acque di vegetazione	Succhi e birra
v_{rapid_b} mg N-NO ₃ /(gSSV*h)	4,30	3,18
v_{lent_b} mg N-NO ₃ /(gSSV*h)	1,75	2,07

Tab. 4 - Velocità di denitrificazione rilevate durante le prove effettuate con acque di vegetazione e con succhi di frutta e birra (v_{rapid_b} = velocità ottenuta con la frazione di refluo rapidamente biodegradabile; v_{lent_b} = velocità ottenuta con la frazione di refluo lentamente biodegradabile): temperatura di riferimento = 20 °C

Prove di denitrificazione in automatico

Si riportano, in questo caso, i risultati delle prove eseguite con altri due tipi di reflui: acque madri idroalcoliche di sintesi di intermedi farmaceutici ed acque etanoliche.

Il grafico di Fig. 3 riporta l'andamento nel tempo del quantitativo (in mg) di azoto nitrico ridotto: come si vede, subito dopo l'aggiunta del refluo, la pendenza della curva è più elevata, grazie alla disponibilità di carbonio velocemente biodegradabile, per poi diminuire progressivamente a mano a mano che vengono consumate le frazioni più biodegradabili. La velocità di denitrificazione è passata da 3,88 mg N-NO₃/(gSSV*h) nel tratto 1 a 2,08 mg N-NO₃/(gSSV*h) nel tratto 2 (i valori sono riferiti ad una temperatura di 20° C: la temperatura di prova era pari a 26,2 °C).

Le prove effettuate utilizzando il secondo refluo (acque etanoliche), hanno fornito, per i due tratti di curva, velocità (a 20°C) rispettivamente pari a 4,95 e 2,21 mg N-NO₃/(gSSV*h).

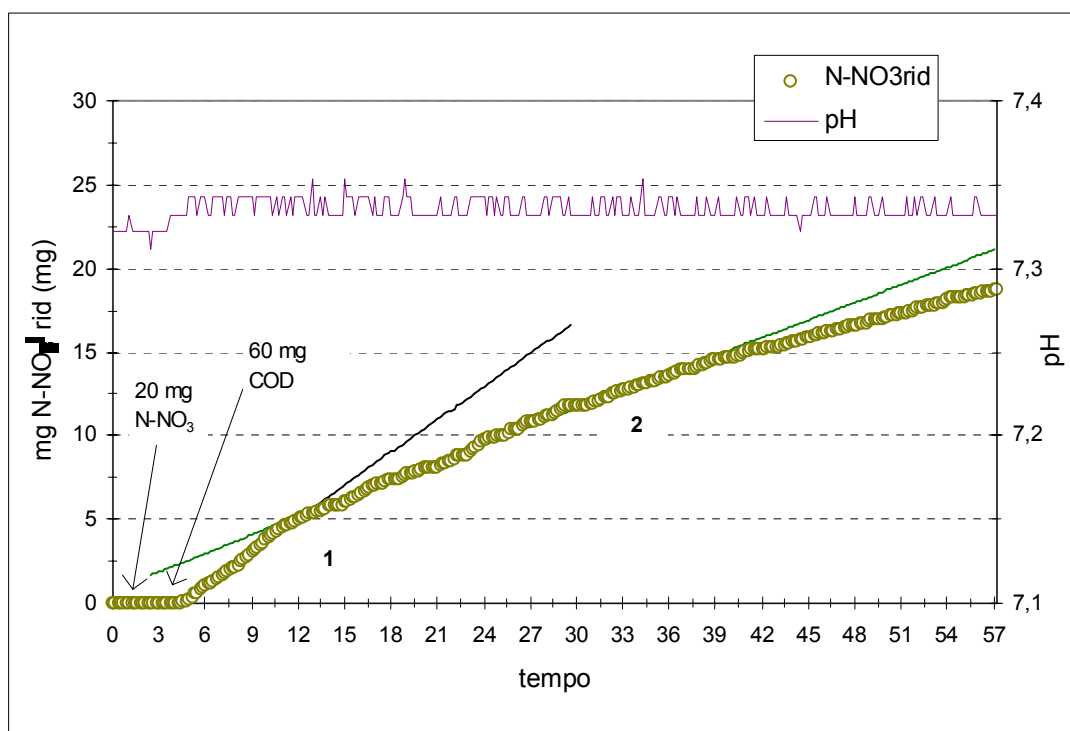


Fig. 3 - Azoto nitrico ridotto e andamento del pH durante la prova di denitrificazione in automatico effettuata con acquemadri di sintesi

Discussione dei risultati

Entrambi i metodi sopra descritti si sono rivelati molto utili nella valutazione della possibilità di utilizzo di alcuni reflui speciali per migliorare le rese del processo di denitrificazione. Le prove eseguite in modo automatico risultano tuttavia più rapide e meno onerose di quelle eseguite in manuale, consentendo di fatto l'adozione di questo tipo di controlli nel programma routinario di analisi dell'impianto di depurazione.

Mediante questi test, sono state finora individuate una dozzina di tipologie di reflui idonei allo scopo, ovvero tali per cui la velocità di denitrificazione misurata è risultata superiore o uguale a quella ottenuta, con lo stesso fango, dosando acetato di sodio.

Per l'applicazione alla piena scala è opportuno ovviamente accertarsi che il refluo non determini effetti indesiderati; per avere garanzia a questo proposito si fa riferimento ai riscontri delle analisi chimiche e ai risultati delle prove svolte routinariamente su tutti i reflui in fase di accettazione dei medesimi: prove di respirazione aerobica (per determinare l'Oxygen Uptake Rate), di nitrificazione (Ammonium Uptake Rate) e di digestione anaerobica (per determinare la produzione di biogas).

Un'altra condizione che deve essere verificata per l'impiego a scala reale è la disponibilità di sufficienti quantitativi di un determinato refluo con caratteristiche qualitative il più possibile uniformi (anche se vi è la possibilità, cui però conseguono complicazioni a livello gestionale, di omogeneizzare diversi reflui prima del dosaggio nell'impianto in modo da ottimizzare le caratteristiche della miscela).

Visti i risultati finora conseguiti, si prevede che nell'arco di qualche mese si potrà iniziare la sperimentazione alla scala reale valutando quindi gli auspici benefici sulle rese di rimozione dell'azoto.

CONCLUSIONI

In questo lavoro sono stati presentati i risultati di due indagini svolte con l'obiettivo generale di ottimizzare la gestione dello smaltimento di reflui speciali in un impianto di depurazione consortile.

La prima indagine ha messo in luce le cause di un peggioramento delle rese depurative riscontrato a livello della fase biologica della stazione di pre-trattamento. Lo studio ha in particolare evidenziato l'utilità di alcune metodologie di controllo, peraltro note da tempo in letteratura, soprattutto se le stesse vengono applicate in modo integrato. Così, ad esempio, è emerso che le prove in batch (di tipo respirometrico e con fango attivo) possono convenientemente essere utilizzate per un primo giudizio sulla biodegradabilità dei reflui che devono poi essere alimentati all'impianto reale; d'altra parte, la conduzione di un impianto pilota diviene molto importante, oltre che per verificare i risultati delle prove in batch, per determinare il ruolo dei principali parametri operativi, come il tempo di residenza idraulica, il rapporto F/M, etc..

La seconda parte del lavoro ha riguardato invece l'adozione di una metodologia di laboratorio (prove di denitrificazione con fango attivo in manuale e in automatico), che ha consentito di individuare diverse tipologie di reflui, tra quelli normalmente ricevuti presso l'impianto, potenzialmente idonei all'impiego come fonte di carbonio nei comparti di denitrificazione dell'impianto consortile. Questa soluzione, oltre al vantaggio economico, consentirebbe di incrementare sensibilmente le rese di rimozione dell'azoto che risultano poco soddisfacenti, almeno in alcuni periodi dell'anno, in cui le caratteristiche del liquame fognario, particolarmente diluito e quindi povero di substrato organico, deprimono le velocità di denitrificazione.

In conclusione, le indagini svolte hanno portato ad individuare criteri di controllo, basati sull'impiego accorto di procedure di verifica sperimentale sia convenzionali (come la determinazione degli indici respirometrici) che innovative (come le prove di denitrificazione in automatico), che nel complesso possono portare ad ottimizzare la gestione dello smaltimento di reflui speciali in impianti di depurazione urbani.

BIBLIOGRAFIA

- Collivignarelli, C., Olmo, M., Urbini, G. (1979). Criteri di valutazione della trattabilità biologica congiunta di liquami urbani e industriali. *Risanamento idrico del territorio*, Centro di Ricerca sulle Acque, Università di Pavia (I), 115-138.
- Kayser, R. (1969). Comparison of aeration efficiency under process conditions. *Proceedings of Advances in water pollution research*, IV International Conference, Prague, 477-496.
- Massone A., Gemay K., Rozzi A., Willems Prof., Verstraete W. (1995). Ammonium concentration measurement using a titrometric biosensor. *Proceedings of Ninth Forum for Applied Biotechnology*, University of Gent, Belgium, 27-30 Sept..
- Massone A. e Rozzi A. (1996). Uso di biosensori per il controllo degli impianti a fanghi attivi. *XLIV Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale*, Politecnico di Milano, 26 febbraio - 1 marzo, VII.