

Indice

INTRODUZIONE	1
---------------------------	---

CAPITOLO 1 – Normativa sulle acque reflue

1.1 Decreto Legislativo n. 152/2006.....	3
1.2 Piano di tutela delle acque della regione Veneto.....	5
1.3 DGR n. 3856 del 15/12/2009.....	6

CAPITOLO 2 – Trattamenti depurativi

2.1 Trattamenti primari.....	9
2.1.1 Grigliatura e stacciatura.....	9
2.1.2 Dissabbiatura e disoleatura.....	10
2.1.3 Sollevamento.....	11
2.1.4 Equalizzazione.....	11
2.2 Trattamenti secondari.....	11
2.2.1 Ossidazione biologica.....	12
2.2.2 Nitrificazione.....	14
2.2.3 Denitrificazione.....	15
2.2.4 Sedimentazione secondaria.....	17
2.3 Trattamenti terziari.....	18
2.3.1 Defosfatazione.....	18
2.3.2 Disinfezione.....	19
2.4 Trattamenti del fango.....	21
2.4.1 Ispessimento e accumulo.....	21
2.4.2 Stabilizzazione.....	21
2.4.3 Disidratazione e smaltimento.....	22

CAPITOLO 3 – Descrizione dell’impianto di Creazzo

3.1	Introduzione.....	23
3.2	Limiti allo scarico.....	23
3.3	Schema a blocchi.....	24
3.4	Linea acque.....	26
3.4.1	Sollevamento iniziale.....	26
3.4.2	Pretrattamenti – Staccatura.....	26
3.4.3	Vasca di emergenza.....	26
3.4.4	Bilanciamento.....	27
3.4.5	Ossidazione.....	27
3.4.6	Sedimentazione finale.....	28
3.4.7	Disinfezione.....	28
3.4.8	Prelievo finale.....	29
3.5	Linea fanghi.....	29
3.5.1	Fanghi di ricircolo e supero.....	29
3.5.2	Ispessimento.....	29
3.5.3	Disidratazione fanghi.....	30
3.5.4	Acqua di risulta.....	30

CAPITOLO 4 – Analisi di funzionamento dell’impianto di Creazzo

4.1	Obiettivi, materiali e metodi.....	31
4.2	Portate e carichi.....	34
4.3	Valutazione dei parametri.....	40
4.3.1	Capacità ossidante.....	41
4.3.2	Capacità nitrificante.....	42
4.3.3	Calcolo della capacità limite del sedimentatore.....	43
4.3.4	Calcolo dell’età del fango.....	44
4.3.5	Verifica dei parametri dell’ispessitore.....	45

CONCLUSIONI.....47

BIBLIOGRAFIA.....49

Introduzione

La crescente attenzione alla salvaguardia delle acque e in particolare delle aree sensibili come l'agglomerato denominato Vicenza, ha comportato la stesura di normative con limiti allo scarico sempre più restrittivi. Gli impianti di depurazione trattano i reflui civili e industriali permettendone la reimmissione nell'ambiente, limitandone l'impatto.

L'obiettivo di questa tesi è l'analisi di funzionamento dell'impianto di depurazione delle acque reflue civili di Creazzo, per verificarne la capacità depurativa ed eventuali punti critici.

L'analisi è condotta con l'acquisizione dei dati di progetto, con la misura delle portate, con l'esecuzione di campionamenti e analisi chimiche lungo la filiera depurativa. Sulla base di questi dati si calcolano i carichi inquinanti in ingresso ed in uscita, le rese di abbattimento e gli altri parametri di funzionamento.

CAPITOLO 1

Normativa sulle acque reflue

In questo capitolo saranno considerate le principali normative nazionali e regionali per la tutela delle acque dall'inquinamento, con particolare riferimento agli scarichi di impianti di depurazione di acque reflue urbane.

1.1 Decreto Legislativo n. 152/2006

L'attuale legge-quadro per la tutela delle acque dall'inquinamento è il D.Lgs. 152/2006 alla parte III; esso ha sostituito il precedente D.Lgs. 152/1999 e lo ha integrato all'interno di un testo unico. A tal proposito, al fine di comprenderne meglio i contenuti per quel che può riguardare l'impianto di depurazione di Creazzo (VI), oggetto di questa tesi, si riportano qui alcune definizioni importanti:

- Abitante equivalente (A.E.): il carico organico biodegradabile avente una richiesta biochimica di ossigeno a 5 giorni (BOD₅) pari a 60 grammi al giorno.
- Acque reflue domestiche: acque reflue provenienti da insediamenti di tipo residenziale e da servizi, e derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e da attività domestiche.
- Acque reflue industriali: qualsiasi tipo di acque reflue scaricate da edifici o impianti in cui si svolgono attività commerciali o di produzione di beni, diverse dalle acque reflue domestiche.
- Acque reflue urbane: acque reflue domestiche o il miscuglio di acque reflue domestiche, di acque reflue industriali e/o di quelle meteoriche di dilavamento convogliate in reti fognarie, anche separate, e provenienti da agglomerato.
- Fognatura mista: rete fognaria che canalizza sia acque reflue urbane che acque reflue meteoriche di dilavamento.

Il D.Lgs. 152/2006 stabilisce la disciplina degli scarichi a livello nazionale. Tutti gli impianti di depurazione di acque reflue urbane di potenzialità superiore a 2000 A.E. devono rispettare i limiti allo scarico della tab.1 Allegato 5 alla parte III.

Tabella 1.1: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane. [2]

Potenzialità impianto A.E.	2.000 – 10.000		> 10.000	
Parametri (media giornal.)	Concentrazione	% riduzione	Concentrazione	% riduzione
BOD ₅ (senza nitrificazione)	≤ 25	70-90	≤ 25	80
COD	≤ 125	75	≤ 125	75
Solidi Sospesi	≤ 35	90	≤ 35	90

In alcune zone, definite dall'art. 91 come "aree sensibili", si applicano anche limiti restrittivi per l'azoto e il fosforo; tali aree sono individuate con i criteri specificati all'Allegato 6. Si considera area sensibile un sistema idrico classificabile in uno dei seguenti gruppi:

- Laghi naturali, altre acque dolci, estuari e acque del litorale già eutrofizzati o probabilmente esposti a prossima eutrofizzazione in assenza di interventi protettivi specifici;
- Acque dolci superficiali destinate alla produzione di acqua potabile che potrebbero contenere, in assenza di interventi, una concentrazione di nitrato superiore a 50 mg/L;
- Aree che necessitano, per gli scarichi afferenti, di un trattamento supplementare al trattamento secondario al fine di conformarsi alle prescrizioni previste dalla presente norma.

La tabella 2 dell'Allegato 5 (tabella 1.2) alla parte III stabilisce i limiti per l'azoto e il fosforo nelle aree sensibili; le concentrazioni o le percentuali di riduzione del carico inquinante indicate devono essere raggiunti per uno od entrambi i parametri a seconda della situazione locale.

Tabella 1.2: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili.[2]

Parametri (media annua)	Potenzialità impianto in A.E.			
	10.000 – 100.000		> 100.000	
	Concentrazione	% riduzione	Concentrazione	% riduzione
Fosforo totale	≤ 2	80	≤ 1	80
Azoto totale	≤ 15	70-80	≤ 10	70-80

1.2 Il piano di tutela delle acque della regione Veneto

Il piano di tutela delle acque è la normativa locale di riferimento; esso è stato adottato nel 2009 ed è composto da 3 documenti: sintesi degli aspetti conoscitivi, indirizzi di piano, norme tecniche di attuazione. La parte più importante per la disciplina degli scarichi sono le norme tecniche di attuazione. In particolare il PTA divide il territorio in zone a differente sensibilità sulla base di criteri geomorfologici, idrologici e di densità abitativa: zona montana, zona di pianura (a bassa o ad elevata densità insediativa), zona di ricarica degli acquiferi, zona costiera, mare; in base alla zona e alla potenzialità (A.E.) dello scarico vengono stabiliti i limiti come mostrato in tab.1.3; tali limiti, riferiti ai parametri significativi per scarichi urbani, sono riportati in tab. 1.4.

Per quanto riguarda l'impianto di Creazzo, esso, a partire dal Dicembre 2012, verrà considerato all'interno di un agglomerato da più di 100.000 A.E. e presente all'interno di area sensibile; inoltre verrà a trovarsi in una zona di pianura ad elevata densità insediativa.

Tabella 1.3: soglie per l'applicazione dei limiti di emissione allo scarico delle acque reflue urbane in acque superficiali.[1]

Abitanti equivalenti	Zona montana	Zona di pianura a bassa densità insediativa	Zona di pianura ad elevata densità insediativa	Zona di ricarica degli acquiferi	Zona costiera	Acque marine
> 100						E
Da 100 a 199				A		E
Da 200 a 499			A	A	A	E
Da 500 a 1999	A	A	A	B	A	E
Da 2000 a 9999	B	C	C	D	C	E
≥ 10000	C	C	C	D	C	E

Tabella 1.4: limite di emissione per gli scarichi di acque reflue urbane in acque superficiali.[1]

	Unità di misura	A	B	C	D	E
Solidi sospesi totali	mg/L	200	150	35	35	35
BOD ₅ (come O ₂)	mg/L	< 190	80	25	25	25
COD (come O ₂)	mg/L	< 380	250	125	125	125
Azoto ammoniacale (come NH ₄)	mg/L	30	30	15	5	30
Azoto nitroso (come N)	mg/L	2	2	0,6	0,2	2
Azoto nitrico (come N)	mg/L			20	20	50
Azoto tot. Inorganico come N	mg/L	55	55			
Grassi e oli animali / vegetali	mg/L	40	20	20	20	20
Fosforo totale (come P)	mg/L	20	15	10	5	20

1.3 DGR n. 3856 del 15/12/2009

Infine, è necessario entrare nel merito della questione legata alla definizione degli agglomerati, argomento ampiamente trattato nel DGR n. 3856 del 15/12/2009. La direttiva 91/271/ CEE ha introdotto il concetto di “agglomerato” quale riferimento territoriale per i servizi di collettamento e trattamento delle acque reflue urbane, definendolo come “l’area in cui la popolazione e/o le attività economiche sono sufficientemente concentrate così da rendere possibile la raccolta e il convogliamento delle acque reflue urbane verso un sistema di trattamento di acque reflue urbane o verso un punto di scarico finale”. Oltre che dal punto di vista geografico gli agglomerati sono stati caratterizzati anche in termini quantitativi, determinandone in particolare il cosiddetto “carico generato”, parametro che esprime la dimensione dell’agglomerato in termini tecnici ed è il principale criterio per la determinazione dei requisiti di collettamento e di trattamento delle acque reflue urbane previsti dalla Direttiva.

Il carico generato è il carico organico biodegradabile dell’agglomerato, espresso in abitanti equivalenti (A.E.), e consiste nel carico di acque reflue urbane (domestiche, industriali e meteoriche di dilavamento se non separate) che devono essere collettate, o altrimenti convogliate, ai sensi della Direttiva; esso non include il carico delle acque reflue industriali trattate separatamente e che scaricano direttamente in acque superficiali, ma tiene conto del contributo di:

- popolazione residente;
- popolazione non residente (cosiddetta fluttuante);
- acque reflue industriali generate da imprese e attività economiche che sono o dovrebbero essere scaricate nel sistema di collettamento pubblico o nell’impianto di trattamento delle acque reflue urbane.

Il carico generato include anche le acque reflue generate in un agglomerato e trattate in sistemi individuali o altri sistemi adeguati. La Direttiva 91/271/CEE, all’art. 3, prevede che gli Stati Membri provvedano affinché tutti gli agglomerati con carico generato pari o superiore a 2.000 A.E. siano dotati di sistemi di collettamento completi, ovvero affinché tutte le acque reflue urbane generate all’interno dell’agglomerato siano collettate in pubblica fognatura. In casi eccezionali in cui la realizzazione di un sistema di collettamento non sia giustificata (perché non presenterebbe vantaggi dal punto di vista ambientale o perché comporterebbe costi eccessivi), le acque reflue urbane devono essere convogliate attraverso sistemi individuali o altri sistemi adeguati (i cosiddetti “IAS”) che dovranno raggiungere lo stesso livello di protezione ambientale garantita dalle acque reflue urbane convogliate dal sistema di collettamento. [6]

La dimensione di un agglomerato (carico generato) insieme alla tipologia (acqua dolce, estuario, acque costiere) ed alle caratteristiche del corpo idrico recettore (area sensibile,

area normale, bacino drenante in area sensibile) determina anche i requisiti di trattamento di cui alla Direttiva 91/271/CEE.

In Veneto sono stati censiti complessivamente 726 agglomerati, di cui 10 con carico generato oltre i 100.000 A.E., 83 tra 10.000 e 100.000 A.E. e 130 tra 2.000 e 10.000 A.E. La maggior parte degli agglomerati individuati (503) è quindi di piccole dimensioni (al di sotto dei 2.000 A.E.), ma oltre il 97% del carico generato negli agglomerati si colloca nelle classi al di sopra dei 2.000 A.E.

L'A.T.O. (ambito territoriale ottimale) Bacchiglione in particolare è costituito da 140 comuni appartenenti alle province di Padova, Venezia e Vicenza che ricadono all'interno del territorio di pertinenza del bacino idrografico del fiume Bacchiglione. Nell'A.T.O. sono stati censiti complessivamente 101 agglomerati, per un carico generato totale di 1.176.658 A.E., di cui circa il 75% è costituito da popolazione residente, il 13% da popolazione fluttuante e il 12% da carichi di origine produttiva.

Gli agglomerati con oltre 100.000 A.E. sono quelli di Padova (297.358 A.E.), Vicenza (205.082 A.E.) e Thiene (168.759 A.E.). Sono invece 12 gli agglomerati con carico generato compreso tra 10.000 e 100.000 A.E. (per un totale di 355.320 A.E.), di cui i principali risultano Schio, Codevigo, Grisignano di Zocco, Isola Vicentina e Abano Terme. Gli agglomerati tra i 2.000 e i 10.000 A.E. sono 23, con un carico generato di 129.066 A.E., mentre quelli al di sotto dei 2.000 A.E. sono 63, per circa 21.000 A.E. totali.

Per quanto concerne il servizio di fognatura, in base ai dati raccolti dalla Regione Veneto presso l'A.A.T.O. (autorità ambito territoriale ottimale) e i gestori del servizio idrico, il grado di collettamento generale negli agglomerati al di sopra dei 2.000 A.E. risulta pari al 93%. Negli agglomerati sopra i 100.000 A.E. la copertura fognaria risulta pari al 95% (con Padova al 96%, Vicenza al 100%, Thiene all'87%). Tra i 10.000 e i 100.000 A.E. la percentuale di allacciamento a fognatura è del 91% (Schio si attesta al 92%, Codevigo all'88%, Grisignano di Zocco al 98%, Isola Vicentina all'86% e Abano Terme al 97%), mentre tra i 2.000 A.E. e i 10.000 A.E. risulta pari all'84%.

CAPITOLO 2

Trattamenti depurativi

2.1 I trattamenti primari

I trattamenti primari sono processi semplici, basati su principi fisici, eseguiti sul liquame in ingresso nell'impianto; sono necessari per un corretto funzionamento delle unità successive.

2.1.1 Grigliatura e stacciatura

La grigliatura e la stacciatura sono processi finalizzati a trattenere i solidi sospesi grossolani che potrebbero danneggiare organi meccanici a valle e intasare le tubazioni e le valvole. Questo materiale presente nei liquami viene fermato mediante l'utilizzo di griglie o reti metalliche; la capacità di trattenimento dei solidi sospesi dipende dalle caratteristiche strutturali e dalla luce libera di passaggio. Il tipo più semplice di griglia è costituito da una serie di sbarre disposte ortogonalmente alla direzione di moto dell'acqua e a distanza tale l'una dall'altra da trattenere il materiale: un rastrello mobile, i cui denti scorrono tra le sbarre della griglia, rimuove sistematicamente i corpi solidi trattenuti. Esistono anche diversi sistemi a griglie mobili (e rastrelli fissi) che possono essere automatizzati meglio. La grigliatura può essere classificata come:

- Grigliatura grossolana: l'intervallo tra due barre è compreso tra 3 – 6 cm e vengono trattenuti soltanto i solidi più grossolani;
- Grigliatura fine: l'intervallo tra due barre è compreso tra 0,8 – 3 cm e vengono intercettate le parti di minore dimensione;
- Grigliatura finissima: l'intervallo tra due barre è compreso tra 1 – 8 mm e questo trattamento è indicato se nell'impianto non è presente la sedimentazione primaria;
- Stacciatura: avviene con l'uso di reti metalliche o stacci rotanti in lamiera forata e trattiene solidi con dimensioni superiori a 0,2 – 0,5 mm.

La quantità di materiale raccolto dalle griglie è molto variabile. La pulizia delle griglie avviene generalmente con sistemi automatizzati di vario tipo; il materiale è smaltito come rifiuto solido.

2.1.2 Dissabbiatura e disoleatura

La dissabbiatura e la disoleatura sono trattamenti di notevole importanza per le successive operazioni. La dissabbiatura è necessaria sia per evitare abrasioni o intasamenti delle condutture, sia per evitare depositi di sabbia nelle vasche di trattamento biologico, in quanto ne ridurrebbero il volume utile. I dissabbiatori trattengono particelle silicee di diametro uguale o superiore a 0,20 mm. La velocità dell'acqua è calcolata, secondo Bloodgood, in base alla formula:

$$v = 1000 * (\rho - 1) * r \quad (2.1)$$

Nella formula v rappresenta la velocità [cm/s], ρ la densità [g/cm³] e r il raggio dei granuli [cm]. Le principali tipologie di dissabbiatori sono:

- Dissabbiatori a canale: in questo caso il liquame attraversa un canale o più canaletti costituenti un percorso stabilito con fondale a forma di v , ove le sabbie si depositano per gravità. Il dimensionamento è basato sulla velocità di passaggio tra 0,2 – 0,4 m/s; la lunghezza di un canale dissabbiatore è circa 20 – 25 volte l'altezza massima.
- Dissabbiatori aerati: sfruttano l'azione di un deflettore e delle forze di gravità e centrifuga per far depositare la sabbia. Il liquame scorre longitudinalmente, mentre viene insufflata aria in senso ortogonale; essa imprime un moto a spirale alle sabbie facendole urtare contro le pareti e quindi depositare. Le sabbie sono raccolte con un carroponete entro un eiettore idropneumatico. Questo sistema è impiegato sia in piccoli che in grandi impianti.
- Dissabbiatori a vortice: sono macchine costituite da una vasca circolare a fondo conico in cui l'effluente entra ed esce tangenzialmente. Il materiale sabbioso per effetto della forza centrifuga è spinto contro le pareti della vasca e si deposita sul fondo, da cui viene poi allontanato. L'acqua viene rimossa attraverso un troppo-pieno. Per evitare la deposizione del materiale organico più leggero si mantiene agitato il liquame mediante palette.

L'operazione di dissabbiatura necessita di particolare attenzione: il dissabbiatore deve infatti trattenere efficacemente le sabbie ma non deve fermare i composti organici putrescibili. La sabbia raccolta deve essere smaltita, ma se rispetta i limiti di concentrazione massima per le sostanze organiche può essere considerata materiale inerte.

La dissabbiatura può essere abbinata alla disoleatura. Questa è necessaria per evitare che oli e grassi ostacolino gli scambi tra aria e biomassa nel successivo trattamento biologico. Nei dissabbiatori aerati, ad esempio, si crea una zona di calma dove gli oli flottati per effetto dell'aria possono raccogliersi, essere allontanati e quindi smaltiti come rifiuti secondo le normative.

2.1.3 Sollevamento

Il sollevamento è l'operazione consistente nel portare il liquame ad un livello più alto rispetto al piano campagna, in modo che poi possa fluire da un trattamento al successivo per gravità. In generale è più economico costruire vasche sopraelevate piuttosto che interrate, e per giunta queste ultime sono a più diretto contatto con le falde idriche. Questa operazione, solitamente posta a valle della grigliatura/stacciatura per evitare problemi meccanici, si esegue per mezzo di pompe sommerse oppure di coclee. Poiché il pompaggio deve essere effettuato con graduali variazioni di portata evitando brusche discontinuità, di norma si adottano più pompe di portata pari a una frazione della massima e attivate in successione da interruttori a galleggiante.

2.1.4 Equalizzazione

L'equalizzazione ha lo scopo di limitare le variazioni di portata e carico organico all'impianto. I valori massimi di carico si rilevano in genere durante le ore diurne, mentre i valori minimi nelle ore notturne. Per attuare questa operazione, nell'impianto viene realizzata una vasca di compensazione giornaliera con funzione di polmone, da cui il refluo viene poi pompato ai successivi trattamenti con portata costante. In questo stadio si deve mantenere un'efficace agitazione per evitare deposizione di solidi sul fondo e garantire l'ossigenazione dell'ambiente affinché non si instaurino condizioni settiche.

2.2 I trattamenti secondari

I trattamenti secondari sono finalizzati all'abbattimento del carico organico, dei composti azotati e fosforici presenti nel liquame per via biologica o chimica. Questi composti devono essere rimossi per evitare il consumo dell'ossigeno contenuto nei corpi idrici recettori, e inoltre azoto e fosforo potrebbero provocare fenomeni di eutrofizzazione.

2.2.1 Ossidazione biologica

L'ossidazione consiste in un insieme di reazioni biochimiche di trasformazione di sostanze organiche disciolte e sospese non sedimentabili fino a sostanze sedimentabili e prodotti semplici come acqua e anidride carbonica. I microrganismi che ossidano le sostanze contenute nel liquame si aggregano in forma di fiocchi di fango attivo. La misura della quantità di massa biologica viva e attiva è ricondotta ai solidi sospesi volatili nella vasca di aerazione; essi sono mediamente il 65% - 75% dei solidi sospesi totali. L'azione catabolica del metabolismo ha come principale effetto il consumo di inquinante solubile per ottenere energia necessaria alla vita dei batteri; l'anabolismo è la produzione di nuova biomassa.

Dapprima i fiocchi di fango attivo catturano la sostanza contenuta nel refluo (bioflocculazione), che viene poi idrolizzata e ossidata. Queste reazioni biologiche necessitano di ossigeno, che viene fornito in genere insufflando aria compressa mediante appositi diffusori posti al fondo della vasca; l'aria insufflata provvede anche alla miscelazione delle vasche. L'acqua depurata viene poi separata dalla biomassa in un sedimentatore; parte della biomassa addensata viene ricircolata alle vasche biologiche per garantirne una sufficiente concentrazione nel processo, parte è estratta come fango di supero e avviata alla linea trattamento fanghi. Un'elevata concentrazione di massa biologica permette una più veloce ossidazione in minori spazi; valori usuali sono 3 – 6 KgSS/m³. Il principale parametro di dimensionamento delle vasche di ossidazione biologica è il carico del fango, ossia il rapporto tra il carico di sostanza organica in ingresso e la quantità di biomassa presente nella vasca:

$$F_c = f/(m*t) \quad (2.2)$$

In questa formula f/t è la portata di composto organico [KgBOD₅/giorno], m è la massa di microrganismi presenti nella miscela aerata [KgSS]. Gli impianti sono detti ad ossidazione pro-lungata per $F_c < 0,10$ KgBOD₅/KgSSd, basso carico per F_c compreso tra 0,10 – 0,30 KgBOD₅/KgSSd, a medio carico per F_c tra 0,30 – 0,50 KgBOD₅/KgSSd, ad alto carico per $F_c > 0,50$ KgBOD₅/KgSSd. Quanto minore è il carico del fango, tanto più elevato è il grado di stabilizzazione della sostanza organica, maggiore la richiesta di ossigeno e minore la produzione di fango di supero.

L'ossigeno insufflato è consumato dapprima da composti riducenti come mercaptani, aldeidi, solfuri e solfiti; quindi è consumato nelle reazioni biochimiche di ossidazione della sostanza organica e di respirazione endogena. La quantità di ossigeno richiesta dall'ossidazione biologica si calcola con la seguente formula [4]:

$$O = I + a'*F_a + (t/24)*b'*M_d + 4,6*m*TKN - 2,85*m'*N \quad (2.3)$$

Nella formula O è la richiesta complessiva di ossigeno [KgO₂/d], I è la richiesta immediata di ossigeno, F_a è il BOD₅ abbattuto nel sistema [KgBOD₅/d], a' è il coefficiente di respirazione per sintesi [KgO₂/KgBOD₅], M_d è la massa complessiva di microrganismi [KgSSV], b' è il coefficiente di assorbimento di ossigeno per respirazione endogena [KgO₂/KgSSVd], t è il numero di ore in cui sono in funzione gli aeratori, 4,6 sono i Kg O₂ assorbiti per i nitrati in 1 Kg di N-TKN, TKN è l'azoto che viene nitrificato [KgTKN/d], m è la frazione di azoto ridotto nitrificato, N è l'azoto sottoforma di nitrato soggetto a denitrificazione [KgN-NO₃/d], m' è la frazione di azoto sottoforma di nitrato soggetto a denitrificazione, 2,85 sono i Kg di O₂ recuperati a seguito della riduzione di 1 Kg di NO₃ in azoto gas.

Un altro parametro molto importante è il rapporto di ricircolo definito come:

$$R = Q_r/Q_i = C_a/(C_r - C_a) \quad (2.4)$$

Qui Q_r è la portata di ricircolo, Q_i è la portata di liquame in ingresso, C_a è la concentrazione di fango nella vasca, C_r è la concentrazione di fango nel ricircolo. In fase di gestione, aumentando il rapporto di ricircolo aumenta la concentrazione del fango nella vasca di ossidazione, però con un limite rappresentato dal maggiore carico di solidi che arrivano al sedimentatore e ne possono pregiudicare l'efficienza.

Infine l'età del fango (misurata in giorni) è definita come il rapporto tra la biomassa totale presente nella vasca di ossidazione e la quantità che viene estratta giornalmente come fango di supero:

$$E = M/\Delta X \quad (2.5)$$

Qui E rappresenta l'età del fango, M è la quantità di fango presente complessivamente nel sistema [KgSS] e ΔX è la quantità di fango di supero prodotta giornalmente [KgSS/d].

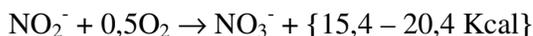
2.2.2 Nitrificazione

La nitrificazione è una trasformazione che consente di ottenere nitrati dall'azoto ammoniacale, reazione che avviene ad opera di batteri autotrofi strettamente aerobi, che traggono cioè l'energia necessaria alle loro funzioni vitali dall'ossidazione dell'ammoniaca. In realtà la trasformazione non è diretta ma composta dalla reazione di nitrosazione, ad opera di batteri del genere *Nitrosomonas* che trasformano l'azoto ammoniacale in nitrito, e dalla reazione di nitrificazione vera e propria, in cui i batteri del genere *Nitrobacter* convertono i nitriti in nitrati. [4]

Nitrosazione



Nitrificazione



Dalle formule si può osservare che l'ossidazione di una mole di ammoniaca da parte dei *Nitrosomonas* libera più energia che non per i *Nitrobacter* per cui la crescita batterica dei primi deve essere maggiore dei secondi; infatti per i *Nitrosomonas* il coefficiente di produzione dei batteri $y = 0,04-0,15$ gSSV/gNH₄-N ossidato e per i *Nitrobacter* $y = 0,02-$

0,07 gSSV/gNO₂-N ossidato. La velocità del processo di nitrificazione dipende principalmente dalla concentrazione di ossigeno disciolto, dal pH e dalla temperatura. Lo stadio limitante del processo di conversione dell'azoto è dato dalla nitrosazione. Per garantire la nitrificazione nella vasca in cui avviene l'ossidazione occorre mantenere una velocità di asportazione di fango di supero sempre inferiore della velocità di produzione del microrganismo; ossia si deve operare con carichi del fango non oltre 0,15 KgBOD₅/KgSSd. La concentrazione minima di ossigeno disciolto da mantenere nella vasca è 2 mg/L O₂. I valori ottimali di pH sono all'interno del range 8,4 – 9; al di sotto della soglia di 6 la nitrificazione non avviene. Questo parametro deve essere attentamente controllato in quanto la reazione di nitrificazione abbassa l'alcalinità dell'effluente (pari a 7,14 g di CaCO₃ per ogni g di N ossidato). Il processo funziona bene anche a basse temperature (5 – 6°C), ma l'innesco della reazione avviene spontaneamente solo se a temperature superiori a 10°C; la velocità del processo dipende esponenzialmente dalla temperatura con fattore di correzione 1,12 per ogni grado. I batteri nitrificanti sono i più sensibili alle perturbazioni fra cui scarichi di metalli pesanti, e ne potrebbero risultare avvelenati. La velocità di nitrificazione è descritta con la cinetica di Monod: [4]

$$v_T = v_{\max} * S_n / (K_n + S_n) * OD / (K_o + OD) * \phi^{T-20} * [1 - 0,833 * (7,2 - pH)] \quad (2.6)$$

In questa formula v_T è la velocità di nitrificazione alla temperatura T [KgN/KgSSVd], v_{\max} è la velocità specifica massima (0,096 KgN/KgSSVd), K_o è la costante di affinità O₂-batteri e vale 1 mg/L, ϕ è il coefficiente di correzione per la temperatura e vale 1,12, K_n è la costante di affinità TKN-batteri e vale 0,1 mg/L, S_n è la concentrazione di TKN nella vasca [mg/L], OD è la concentrazione di ossigeno disciolto nella vasca [mg/L].

L'influenza del pH infine sulla velocità di nitrificazione è calcolabile con la formula: [4]

$$\mu = \mu_{\max} * (1 - 0,833 * (7,2 - pH)) \quad (2.7)$$

Qui μ rappresenta la velocità di crescita batterica nitrificante.

I sistemi a nitrificazione si distinguono in: sistemi a nitrificazione simultanea con la rimozione del BOD₅ (fanghi attivi, letti percolatori, biodischi a basso carico) e sistemi a nitrificazione separata, realizzati cioè come stadio singolo di nitrificazione e posti perciò come secondo stadio a valle dello stadio di rimozione del BOD₅. Fra i primi occorre annoverare la nitrificazione combinata con colture sospese e la nitrificazione combinata con colture fissate in letti percolatori; per i secondi, la nitrificazione separata con colture sospese, la nitrificazione separata con colture fissate in letti percolatori e la nitrificazione con colture fissate a dischi biologici.

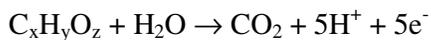
2.2.3 Denitrificazione

Il processo di denitrificazione è finalizzato a rimuovere l'azoto nitrico formatosi nella nitrificazione trasformandolo in azoto gassoso molecolare. Questa trasformazione avviene ad opera di batteri eterotrofi facoltativi del genere *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Spirillum*, e avviene in ambiente anossico (con carenza di ossigeno disciolto), per cui si devono evitare tutte le possibili cause di trasferimento di ossigeno all'effluente. Questi batteri utilizzano i nitrati come accettori finali di elettroni, ceduti dai composti organici, per attuare il completamento della catena enzimatica-catabolica che fornisce l'energia ai batteri, con conseguente produzione di acqua, anidride carbonica e azoto molecolare. Le reazioni su cui si basa la denitrificazione sono:

Denitrificazione dissimilatoria



Sintesi



Queste reazioni aumentano l'alcalinità dell'effluente di circa 3,14 g di alcalinità (CaCO_3) per g di N-NO_3 ridotto. La velocità di denitrificazione è influenzata dalla temperatura, e se ne tiene conto con la formula:

$$v_{\text{DN},T} = v_{\text{DN},20^\circ\text{C}} * \theta^{T-20^\circ\text{C}} \quad (2.8)$$

In questa formula $v_{\text{DN},20^\circ\text{C}}$ è la velocità di denitrificazione a 20°C (0,08 KgN/KgSSVd per la predenitrificazione, 0,01 KgN/KgSSVd per la post-denitrificazione), T è la temperatura, θ è il coefficiente di correzione per la temperatura e vale 1,07. Anche la denitrificazione è influenzata dal pH e l'intervallo ottimale è 6,5 – 7,5. Per la concentrazione massima limite di ossigeno per garantire la denitrificazione è bene distinguere le condizioni microambientali delle immediate vicinanze delle membrane batteriche tipiche dell'interno dei fiocchi o dei biofilm dalle condizioni macroambientali dell'ambiente liquido circostante. Si possono avere infatti microambienti privi di ossigeno anche in macroambienti in cui questo elemento è presente a concentrazioni superiori a 0,5 mg/L O_2 e in questi casi può comunque avvenire una efficace denitrificazione. I tipi di impianto possono essere suddivisi in 2 grandi classi: i sistemi a colture sospese e i sistemi a colture fissate a un supporto. Fra questi si ricordano le colonne di denitrificazione con supporto fisso (percolatori immersi), i sistemi con colture su supporto mobile (biodischi), i sistemi su letto fluido (sabbia).

Le configurazioni impiantistiche per il processo di denitrificazione sono:

1. Predenitrificazione: questo sistema prevede la vasca di denitrificazione a monte di quella di ossidazione - nitrificazione. In tal modo nella vasca di denitrificazione giunge parte del ricircolo contenente nitrati e il liquame grezzo che contiene elevate concentrazioni di sostanze carboniose utili al processo.
2. Postdenitrificazione: questa configurazione prevede la denitrificazione a valle della ossidazione - nitrificazione. Qui la vasca anossica riceve una torbida contenente nitrati ma gran parte delle sostanze carboniose sono state abbattute e la velocità del processo è molto minore rispetto al caso precedente.
3. Denitrificazione ad intermittenza: in questo caso si procede nella stessa vasca sia alla nitrificazione che alla denitrificazione, alternando condizioni ambientali aerobiche e condizioni anossiche, attivando ad intermittenza i compressori che insufflano aria.

Tra le configurazioni citate, la più idonea alla depurazione delle acque reflue civili è la predenitrificazione.

2.2.4 Sedimentazione secondaria

La sedimentazione secondaria permette la separazione dell'effluente trattato biologicamente dal fango attivo presente in sospensione, col fine di abbatterne la torbidità e ottenere un effluente il più limpido possibile. In seguito, il fango attivo viene in parte ricircolato al processo biologico (fango di ricircolo) e il rimanente è inviato alla linea di trattamento dei fanghi (fango di supero).

I parametri utili al dimensionamento della sedimentazione secondaria sono:

- Carico idraulico superficiale:

$$C_{is} = Q/A \quad (2.9)$$

Q è la portata entrante nell'impianto (non si deve considerare la Q di ricircolo), A è la superficie della vasca. E' preferibile non superare un valore di 0,9 m/h con la portata ascensionale massima e avere un valore di 0,3 – 0,4 m/h con la portata media.

- Carico superficiale di solidi sospesi:

$$P_{ss} = (Q \cdot C_a)/A = ((Q_i + Q_r) \cdot C_a)/A \quad (2.10)$$

P_{ss} è il carico specifico superficiale in solidi sospesi [KgSS/m²h], Q è la portata idraulica complessiva [m³/h], Q_i è la portata idraulica entrante nell'impianto [m³/h], Q_r è la portata di ricircolo [m³/h], C_a è la concentrazione del fango nella miscela aerata [KgSS/m³], A è la superficie della vasca di sedimentazione [m²]. Questo parametro influisce sulla funzione di ispessimento della vasca, e non dovrebbe superare 5 KgSS/m²h in caso di tempo secco e 8 KgSS/m²h in caso di pioggia.

- Tempo di ritenzione idraulico:

$$t_r = Q_i/V \quad (2.11)$$

Q_i è la portata idraulica entrante nell'impianto [m³/h], V è il volume del sedimentatore [m³]. Il tempo minimo è di 3 – 4 ore sulla portata media.

- Altezza liquida:

Questo parametro individua la distanza tra il pelo libero del surnatante e il fango nel fondo. Per favorire la sedimentazione è consigliabile avere un'altezza media di 3 – 3,5 m; questo valore dovrà essere superiore se l'impianto è soggetto a forti punte di carico in particolare per eventi meteorici. Per quanto riguarda invece le altezze minime periferiche (parte cilindrica delle vasche circolari) i valori sono 1,8 – 2 m.

2.3 I trattamenti terziari

2.3.1 Defosfatazione

Il fosforo nelle acque è eliminato solo in quantità trascurabile per via biologica, e si preferisce agire con trattamenti chimici più efficaci, raggiungendo rendimenti di abbattimento fino al 90%. Per abbattere il fosforo si procede aggiungendo sali metallici come cloruro ferrico e solfato di alluminio al fine di formare fosfati insolubili che precipitano. Il cloruro ferrico è usato per la sua economicità e per la sua facilità a formare fiocchi compatti e grossi, oltre che per la facilità di dosaggio della sua soluzione acquosa. Esso è adatto per liquami concentrati, a pH alcalino, ricchi anche di ammoniaca. Il solfato di alluminio invece è particolarmente adatto su liquami diluiti, non settici e con pH vicino alla neutralità. L'azione destabilizzante di questi prodotti si attua principalmente per effetto della carica elettropositiva del catione metallico, in grado di annullare la carica, in genere elettronegativa, delle particelle liofobe colloidali in sospensione: il contatto avviene per adsorbimento, e le particelle colloidali così neutralizzate non tendono più a respingersi

vicendevolmente, ma tendono invece ad agglomerarsi (flocculazione) formando un coagulo chimico nel liquido. Il fenomeno è tanto più rilevante quanto maggiore è il numero delle cariche. Inoltre, i sali in questione, agiscono anche con una coagulazione “per raccolta”, nel senso che, combinandosi con l'alcalinità dell'acqua dovuta ai bicarbonati ivi naturalmente presenti, danno luogo alla formazione di microflocchi di idrossidi che, nel loro moto nell'acqua, adsorbono e catturano le particelle precedentemente destabilizzate dallo stato colloidale, nonché taluni microrganismi. La coagulazione deve essere eseguita con energica miscelazione.

2.3.2 La disinfezione

Questo processo ha lo scopo di abbattere i microrganismi prima dell'immissione dell'acqua depurata nel corpo ricettore. La disinfezione non è sempre necessaria: per il D.Lgs. 152/2006 infatti è obbligatorio che esista nell'impianto un sistema di disinfezione, ma questo viene attivato secondo gli usi del corpo ricettore o in caso di particolari problemi sanitari come epidemie. [3] Come disinfettanti si possono utilizzare composti chimici di diverso tipo, ognuno con vantaggi e svantaggi.

- Composti clorurati: cloro (Cl_2), ipoclorito di sodio (NaClO) e di calcio (Ca(OCl)_2) sono composti clorurati caratterizzati da una elevata azione ossidante nei confronti di specie organiche ed inorganiche, efficaci contro virus e batteri, e a basso costo. Il cloro esercita infatti una potente azione batterica e di distruzione dei virus attraverso il “blocco” delle attività vitali dei microrganismi, con meccanismi piuttosto complessi. Affinché il cloro possa attivare efficacemente la sua funzione, si richiede un adeguato tempo di contatto con l'acqua da disinfettare. L'azione del cloro sul liquame è molto condizionata anche da una miscelazione intensa e breve, con regime fortemente turbolento. La fase di contatto viene realizzata in apposite “vasche di contatto” con tempo di residenza circa 30 minuti. Questi agenti disinfettanti, largamente impiegati in tempi passati, non vengono tuttavia più utilizzati dato l'impatto ambientale provocato dal cloro residuo e dai suoi derivati (composti organoalogenati) tossici per la fauna acquatica.
- Acido peracetico: l'acido peracetico (CH_3COOOH) è un composto di recente utilizzo in sostituzione dei composti clorurati; a differenza di quest'ultimi non forma composti tossici, possiede un'azione virulicida inferiore ma può essere impiegato su effluenti grezzi. Questo composto in acqua si decompone in ossigeno, che comporta un'azione ossidante, e in acido acetico, che è invece causa di un lieve aumento dei valori dei parametri COD e BOD dell'effluente.
- Ozono: l'ozono (O_3) è un gas che tende a decomporsi in ossigeno molecolare e in ossigeno nascente; per questo deve essere prodotto sul luogo di utilizzo. L'elevata

capacità ossidativa di questo gas si esplica in una efficace azione di “rottura” di molte molecole organiche complesse in molecole più semplici, che da refrattarie si trasformano in sostanze biodegradabili. Tutto questo garantisce all’ozono un’elevata azione virulicida e battericida, però la sua produzione è molto costosa energeticamente.

- UV: questo metodo non utilizza reagenti chimici e si basa sull’uso di lampade che emettono radiazioni UV di lunghezze d’onda comprese tra i 200 e i 280 nm, che sono caratterizzate da un’elevata azione battericida e virulicida; l’efficacia massima rilevata si aggira intorno a valori di lunghezza d’onda di 250 nm. Questo metodo prevede bassi tempi di contatto, non comporta rischi chimici per il personale né impatto ambientale; il limite invece è posto dalla presenza di materiale sospeso che possa agire da schermante per batteri e virus.

In tutti questi sistemi esiste un parametro denominato dose D, che è indice della quantità di disinfettante utilizzata. Quindi per i metodi chimici, la relazione è data dal prodotto di concentrazione – tempo di contatto, per il metodo fisso a raggi UV invece è dato dal prodotto intensità di radiazione della lampada – tempo di contatto.

2.4 I trattamenti del fango

Il fango estratto dai sedimentatori primari e secondari è putrescibile, contiene molti batteri ed è molto ricco di acqua (98 – 99% del peso), quindi deve essere stabilizzato e ridotto in volume il più possibile per poter essere poi avviato allo smaltimento finale.

2.4.1 L’ispessimento e l’accumulo

L’ispessimento è finalizzato alla diminuzione del volume del fango, ossia all’eliminazione di parte dell’acqua presente. Questo processo avviene in una vasca dotata di fondo inclinato (ispessitore) in cui il fango rimane per un tempo di 1 – 2 giorni in condizioni di quiete; il fango al fondo si addensa, grazie alla gravità, fino a percentuali di secco del 2,5 – 4% per poter poi essere avviato ai trattamenti successivi mentre il liquido surnatante viene inviato in testa all’impianto alla linea acque perché è molto inquinato.

2.4.2 La stabilizzazione

La stabilizzazione ha il compito di rendere il fango ispessito inerte, ossia biologicamente inattivo e consono alla disidratazione, nonché meglio manipolabile e con una ridotta carica batterica. I metodi per la stabilizzazione possono essere chimici o biologici. [3]

- Stabilizzazione chimica: la stabilizzazione chimica consiste nell'aggiunta di reagenti che creino condizioni ambientali proibitive alla vita e allo sviluppo dei microrganismi; tipico esempio è la calce viva o idratata che aumenta il pH fino al valore 11 – 12; in queste condizioni però l'ammoniaca può essere strippata. Altra tipologia di stabilizzazione chimica è mediante ossidanti che degradano chimicamente le sostanze organiche (cloro).
- Stabilizzazione biologica aerobica: questa tipologia di stabilizzazione è condotta dagli stessi microrganismi che conducono il processo a fanghi attivi, ma con la differenza che il prodotto da trattare è fango anziché liquame e quindi prevale la fase di respirazione endogena. Impiantisticamente questo trattamento si svolge in vasche con un sistema di insufflazione d'aria; i tempi di residenza sono dell'ordine dei giorni.
- Stabilizzazione biologica anaerobica: questa tipologia di stabilizzazione, detta anche digestione, si svolge in assenza di ossigeno; i microrganismi anaerobi e facoltativi utilizzano l'ossigeno occorrente per i processi di nutrizione e di sviluppo, prelevandolo dalla massa delle sostanze organiche biodegradabili presenti nel fango. Essi così riducono i composti organici dapprima ad acidi ed alcoli, che in seguito vengono gassificati a metano ed anidride carbonica (biogas).

2.4.3 La disidratazione e lo smaltimento

La disidratazione è un processo di rilevante interesse economico per l'impianto, infatti una disidratazione efficace consente di ottenere inferiori volumi di fango da inviare allo smaltimento e quindi minori costi. Dopo la disidratazione il fango ha una concentrazione di sostanza secca del 18 – 30% e può essere quindi movimentato come un solido (palabile). Nel processo si ha da una parte la produzione di fango disidratato e dall'altra la produzione di "acqua del fango" più o meno carica di sostanze inquinanti. La disidratazione può avvenire mediante:

- Nastropresse: il fango con elevato tenore di acqua è posto tra due nastri, e percorrendo un tragitto tra rulli rotanti viene pressato consentendone una diminuzione di umidità.
- Centrifughe: in questo caso la disidratazione è condotta sfruttando la forza centrifuga, ponendo il fango all'interno di un tamburo rotante che lo fa aderire alle pareti e permette l'eliminazione dell'umidità dalla parte centrale della macchina.
- Filtropresse: le filtropresse sono costituite da una serie di elementi costituiti a loro volta ognuno da un telaio quadrato in cui è posizionata una tela. Il fango, in condizioni di elevate pressioni, attraversa questa serie di elementi ottenendo la separazione dei solidi dall'acqua: il fango aderisce alla tela e in seguito verrà

asportato mediante lo smontaggio della filtropressa. Il limite di questa tecnologia è dato dalla discontinuità del processo.

Con i processi di disidratazione, naturali o “meccanici”, il fango “liquido” diventa un materiale “solido”, e quindi, per il suo smaltimento finale, possono essere adottati tutti gli innumerevoli sistemi applicati per i rifiuti solidi urbani.

CAPITOLO 3

Descrizione dell'impianto di Creazzo

3.1 Introduzione

L'impianto di depurazione di Creazzo è gestito dalla società Acque Vicentine S.p.a., la quale gestisce il servizio idrico integrato per Vicenza e altri 30 comuni della provincia servendo 285.000 abitanti. L'impianto, situato a Creazzo, depura le acque reflue urbane di questo comune e del territorio di Sovizzo. La rete fognaria che collette le acque è di tipo misto. L'impianto è stato dimensionato (configurazione di progetto) per 12.500 abitanti equivalenti.

3.2 Limiti allo scarico

L'impianto di Creazzo appartiene all'agglomerato denominato Vicenza. A partire dal dicembre 2012 si costituirà una zona di pianura ad elevata densità insediativa da più di 100.000 abitanti equivalenti, considerata peraltro area sensibile; essa cioè dovrà rispettare i nuovi limiti per azoto e fosforo totali. Di conseguenza anche l'impianto oggetto di studio sarà soggetto a vincoli particolarmente restrittivi. In tabella 3.1 sono riportati i limiti allo scarico che l'impianto di Creazzo deve rispettare.

Tabella 3.1: limiti allo scarico per l'impianto di Creazzo[1]

	unità di misura	valore
SST	mg/L	35
BOD ₅ (come O ₂)	mg/L	25
COD (come O ₂)	mg/L	125
Azoto ammoniacale (come NH ₄)	mg/L	15
Azoto nitroso (come N)	mg/L	0,6
Azoto nitrico (come N)	mg/L	20
Grassi e oli animali / vegetali	mg/L	20
Fosforo totale (come P)	mg/L	1

Per quanto riguarda invece i limiti allo scarico da rispettare per l'impianto in quanto presente all'interno di area sensibile essi sono fissati in questi termini: ottenere una concentrazione in uscita di fosforo totale minore o uguale a 1 mg/L e ottenere una riduzione dell'azoto totale pari o maggiore del 75 %.

3.3 Schema dell'impianto di depurazione

In fig. 3.1 è rappresentato lo schema a blocchi dell'impianto di depurazione delle acque di Creazzo; si possono identificare due linee, una di trattamento del liquame con ottenimento di acqua depurata, e una di trattamento dei fanghi ottenuti da processi biologici.

3.4 Linea Acque

3.4.1 Sollevamento iniziale

Il pozzo di sollevamento esistente è stato realizzato sulla sponda sinistra del fiume Retrone, cioè sulla sponda opposta del fiume rispetto all'impianto di depurazione, e vi sono installate 4 pompe sommergibili con la predisposizione per una eventuale quinta unità. Le quattro pompe hanno una portata unitaria dell'ordine di 130 m³/h ed una potenza di 6 KW. Le quattro pompe esistenti risultano pertanto sufficienti a sollevare i 375 m³/h individuati come portata di punta di alimentazione dell'impianto; una pompa risulta, quindi, di riserva. Tale soluzione impiantistica consente dei ridotti consumi energetici.

3.4.2 Pretrattamenti – Stacciatura

La stacciatura installata è di tipo rotativo autopulente, con luci da 2 mm e della portata di 400 m³/h a protezione delle sezioni più delicate dell'impianto, prevenendo così in particolare, i possibili intasamenti delle pompe e delle valvole di regolazione ed il danneggiamento dei teli della nastropressa. Il filtro a tamburo rotativo è installato su un'apposita piattaforma realizzata al di sopra della vasca del Bilanciamento; le acque poi, dopo la stacciatura, passano per caduta nella vasca sottostante, mentre i materiali di risulta (materiali grossolani) vengono raccolti in un apposito contenitore. Non sono attualmente previste invece per il funzionamento normale dell'impianto sezioni di dissabbiatura e disoleatura; comunque la soluzione adottata permette di dare una risposta sufficientemente adeguata alle attuali esigenze dell'impianto.

3.4.3 Vasca di emergenza

La vasca di emergenza è stata concepita per consentire, in particolari circostanze, il sequestro dei liquami in ingresso. E' sufficiente isolare l'alimentazione della stacciatura, deviando il flusso alla vasca di arrivo, e da qui, per troppo pieno, alla vasca di emergenza. Tale operazione consente un certo lasso di tempo per poter intervenire opportunamente sullo scarico anomalo in fognatura, proteggendo, nel contempo, l'impianto biologico da eventuali rischi. Le acque stoccate, in funzione delle loro caratteristiche, possono essere smaltite indipendentemente al di fuori dell'impianto od essere alimentate lentamente al bilanciamento, a portata ridotta.

3.4.4 Bilanciamento

La sezione di bilanciamento è necessaria per l'equalizzazione quantitativa delle portate e l'omogeneizzazione qualitativa dei reflui. Nella parete comune alle due vasche sono state create delle opportune luci di passaggio di $4,5 - 5 \text{ m}^2$, che consentono la comunicazione dei due bacini e quindi la circolazione dei reflui, garantendo una migliore miscelazione degli stessi. Nel bacino così realizzato, con flusso a carosello, è installato un idoneo sistema di agitazione ed aerazione, costituito da due agitatori sommergibili da 2,8 KW e due aeratori sommergibili da 3 KW. Nelle tramogge di un bacino sono installate due pompe sommergibili della portata di $160 \text{ m}^3/\text{h}$, per l'alimentazione dell'ossidazione, mentre le tramogge dell'altro sono riempite di cemento. Il volume utile complessivo risulta pari a 458 m^3 e il franco pari a 30 cm. Il tempo di permanenza, valutato sulla portata media di $158 \text{ m}^3/\text{h}$, risulta pari a circa 3 ore. Per ogni eventualità è previsto lo sfioro per troppo pieno con scarico direttamente in Retrone. Pompe, agitatori ed aeratori vengono gestiti in automatico, in funzione del livello, da una apposita catena di misura del tipo ad ultrasuoni.

3.4.5 Ossidazione

La fase di ossidazione è stata realizzata in due bacini. Il franco tra pelo libero e sommità del muro risulta 30 cm e i volumi utili ricavati sono: 1.032 m^3 per l'ossidazione 1, 664 m^3 per l'ossidazione 2, per un totale di 1.696 m^3 . Le due vasche di ossidazione sono collegate in parallelo. La ripartizione delle portate equalizzate tra le due vasche di ossidazione viene realizzata con due catene di regolazione: ciascuna catena di regolazione è costituita da un misuratore di portata di tipo elettromagnetico e valvola automatica a comando pneumatico. In tale maniera, qualsiasi sia il livello del bilanciamento, è possibile assicurare la precisa ripartizione delle portate in misura proporzionale ai volumi delle due vasche (o secondo valori prestabiliti nel caso di sperimentazioni particolari). Analogamente, anche per la ripartizione del fango di ricircolo sono previste due catene di regolazione di portata costituite ciascuna da misuratore di portata e valvola modulante, quest'ultima però a comando manuale, data la costanza del livello nella vasca fanghi e, quindi, la costanza della prevalenza delle pompe. Il sistema di ossigenazione è del tipo ad aria insufflata, con diffusori a bolle fini del tipo a disco con membrana in gomma anti intasamento. L'efficienza di trasferimento dell'ossigeno è pari al 20%. Le reti di aerazione delle due vasche prevedono indicativamente 450 diffusori per la linea 1 e 300 diffusori per la linea 2. L'aria viene fornita da tre soffianti ad aspi rotanti della portata unitaria di $1.340 \text{ Nm}^3/\text{h}$, comuni ad entrambe le reti. La corretta distribuzione è assicurata dall'identico battente idraulico all'interno delle vasche. La concentrazione di ossigeno disciolto può essere controllata mediante due apposite catene di misura, che avviano in automatico la seconda soffiante, non appena in una delle due vasche la concentrazione dovesse scendere al di

sotto del valore minimo prefissato. Le soffianti trovano collocazione in un apposito locale, adiacente alla sala quadri. Lo sfioro dai due bacini di ossidazione viene realizzato con una apposita vaschetta, comune alle due vasche, caratterizzata da lunghezze di sfioro proporzionali ai volumi (e quindi alle portate), in modo da mantenere uguale l'altezza d'acqua nelle due vasche. Sulla base dei dati di progetto, a fronte di un BOD in ingresso di 594 KgBOD/d, assunta una concentrazione di fango attivo in vasca di 4,2 KgSST/m³, si ricava un carico del fango pari a 0,08 KgBOD/KgSSTd, tipico di un processo ad ossidazione totale.

3.4.6 Sedimentazione finale

Per la sedimentazione si usa il sedimentatore esistente di diametro di 17 m, superficie di 227 m² e volume di 545 m³. I principali dati di esercizio, poco differenti dai rispettivi valori di progetto, sono: carico idraulico pari a 0,7 m/h, carico solido pari a 5,85 KgSST/m²h, tempo di permanenza pari a 3,44 h. Il carico solido è stato calcolato sulla base di una portata di ricircolo del fango pari al 100% della portata media in ingresso, e di una concentrazione di fango attivo di 4,2 KgSST/m³. E' presente un sistema di rimozione galleggianti e un pozzetto di sollevamento; il carroponete è dotato di lama schiumatrice e nel bacino è installata la tramoggia di raccolta. Per quanto riguarda le pompe, delle due addette, una viene utilizzata mentre la seconda viene tenuta a magazzino di riserva. Il funzionamento della pompa è automatico, comandato da interruttori di livello. I solidi galleggianti raccolti sono inviati all'ispessitore.

3.4.7 Disinfezione

E' presente una vasca del volume di 55 m³, munita di miscelazione, in grado di assicurare un tempo di contatto di circa 20 minuti alla portata media di esercizio. L'ingresso e l'uscita dalla vasca sono ottenuti grazie al tubo in uscita dal sedimentatore. Attraverso un pancone in legno, posizionabile alternativamente in due sedi, è possibile by-passare la vasca per consentire le operazioni di pulizia. Normalmente, anche in assenza di dosaggio del reagente sterilizzante, le acque attraversano comunque la vasca per consentire il prelievo della portata necessaria al lavaggio dei teli e della nastropressa. Come reagente sterilizzante si usa l'acido peracetico. Va ricordato comunque che il dosaggio avviene soltanto in situazioni di rischio sanitario. Per lo stoccaggio è previsto un serbatoio della capacità di 3 m³, installato all'interno di un bacino di contenimento munito di tettoia per evitare l'accumulo di acque piovane nel bacino stesso. Il dosaggio viene effettuato mediante una pompa dosatrice della portata di 0 – 15 L/h, funzionante in parallelo con le pompe di alimentazione al biologico.

3.4.8 Prelievo finale

Nel pozzetto di prelievo finale giungono le acque depurate in uscita dalla disinfezione. Dal pozzetto, le acque raggiungono direttamente lo scarico nel fiume Retrone.

3.5 Linea fanghi

3.5.1 Fanghi di ricircolo e supero

Nel pozzetto di sollevamento vi sono tre pompe da 80 m³/h ciascuna, idonee al sollevamento delle portate richieste di fanghi di ricircolo e di supero. La portata di fanghi di ricircolo risulta di 158 m³/h; la produzione di fango di supero risulta pari a 342 KgSST/d, corrispondente ad una portata di 41 m³/h, calcolata sulla base di una produzione specifica di 0,6 KgSST/KgBOD_{rimosso} ed assunta una concentrazione del fango di ricircolo pari a 8,4 KgSST/m³ (il doppio della concentrazione del fango in ossidazione). L'età del fango ammonta a 21 d, indice di una buona mineralizzazione.

3.5.2 Ispessimento

All'ispessitore giungono i fanghi di supero biologici ed i galleggianti rimossi nella sedimentazione finale. L'ispessitore, a pianta quadrata e fondo troncoconico, ha lato di 3,5 m, per una superficie di 12,2 m² e volume di 34 m³. A fronte di un fango in ingresso allo 0,84% (valore indicativo di progetto) si può ottenere in uscita un fango al 3%. Il carico solido risulta pari a 20 KgSST/m²h ed il tempo di permanenza medio risulta pari a 1,3 d. Ciò è sufficiente a consentire, anche se con qualche difficoltà, la gestione della disidratazione fanghi.

3.5.3 Disidratazione fanghi

Esistevano all'interno dell'impianto quattro letti di essiccamento, ciascuno con una superficie di 242 m². Tre di essi sono stati demoliti mentre l'ultimo è stato adeguato strutturalmente e viene utilizzato. L'impianto è dotato di una sezione di disidratazione meccanica. La nastropressa adottata ha teli della larghezza utile di 1,10 m ed ha una portata massima di 8 m³/h. Con un carico di esercizio specifico inferiore a 200 KgSST/mLh, il progetto prevede che si ottenga un grado di secco dei fanghi disidratati del 18%. Tenuto conto che i fanghi da disidratare settimanalmente ammontano a circa 2.400 KgSST/sett (342 KgSST/d), pari a 80 m³/sett (11,4 m³/d), con un grado di secco del fango ispessito del 3%, si può operare con la nastropressa per 3 giorni alla settimana e per 3,8 ore al giorno,

considerata la capacità dell'ispessitore. L'alimentazione della sezione viene effettuata per mezzo di una pompa monovite a giri variabili, installata ai piedi dell'ispessitore. Il polielettrolita necessario per la flocculazione del fango viene preparato in un impianto automatico della capacità di 1.000 L/h. Il quantitativo settimanale di fango disidratato, nell'ipotesi di un grado di secco del 18%, ammonta a circa 13,5 m³. La gestione AV prevede comunque che venga utilizzata la seguente procedura: dapprima viene utilizzato il letto di essiccamento, successivamente viene effettuato il prelievo con autobotte e infine la disidratazione viene realizzata presso un impianto centralizzato.

3.5.4 Acqua di risulta

Durante il ciclo di trattamento si verifica la formazione di acqua di risulta relativamente alle sezioni di ispessimento e disidratazione fanghi. Per il sollevamento delle stesse ed il loro invio in testa al ciclo depurativo (ingresso bilanciamento), viene riutilizzato il sollevamento.

CAPITOLO 4

Analisi di funzionamento dell'impianto di Creazzo

4.1 Obiettivi, materiali e metodi

In questo capitolo si esamina il funzionamento dell'impianto di depurazione di Creazzo nel corso dell'anno 2010. Quest'analisi di funzionamento si basa su dati di laboratorio ottenuti da campionamenti avvenuti nell'impianto nel corso dell'anno 2010. E' stato scelto di analizzare questo anno poiché per il 2011 non sono a disposizione dati completi per i parametri inquinanti; in ogni caso comunque è stata riscontrata una sostanziale continuità tra le rilevazioni effettuate nel 2010 e quelle a disposizione per il 2011. Il laboratorio è accreditato, è interno alla società Acque Vicentine S.p.a. ed esegue prove analitiche chimiche e biologiche conformi alla normativa UNI CEI EN ISO/IEC 17025. Sono stati acquisiti dal gestore dell'impianto (Acque Vicentine S.p.a. con sede a Vicenza) questi dati:

- portata sollevata giornaliera [m^3/h] di liquame in arrivo all'impianto mediante fognatura;
- portata giornaliera [m^3/h] trattata nella sezione biologica 1;
- portata giornaliera [m^3/h] trattata nella sezione biologica 2;
- portata giornaliera [m^3/h] complessivamente trattata nella sezione biologica dell'impianto (derivante dalla somma delle due voci sopra);
- concentrazione di ossigeno nelle due vasche di ossidazione 1 e 2 [mg/L];
- concentrazione dei principali inquinanti (BOD_5 , COD, SST, TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, tot-N, tot-P) [mg/L] in ingresso e in uscita, relativa a campioni istantanei;
- concentrazione di fango nelle vasche di ossidazione (SST e SSV) [kg/m^3].

Qui verranno brevemente descritte le metodiche analitiche utilizzate in laboratorio.

SST: sono i solidi sospesi totali ossia tutte le sostanze indissolte nel campione. Settimanalmente è stata condotta la determinazione del contenuto di SST nell'effluente depurato, mensilmente nei fanghi attivi delle vasche di ossidazione n.1 e n.2. Nelle acque i SST presenti in un'aliquota di campione vengono raccolti per filtrazione su un apposito filtro a membrana e determinati per via gravimetrica dopo essiccamento del filtro ad una temperatura di 103-105°C fino a peso costante. Se il tempo richiesto per la filtrazione

risulta troppo lungo (superiore a un'ora) è opportuno operare una prefiltrazione del campione su filtro avente porosità superiore a $0,45\ \mu\text{m}$ e filtrare il liquido risultante su filtro da $0,45\ \mu\text{m}$; il contenuto di solidi sospesi si determina dalla somma dei due residui. Per quanto riguarda invece l'analisi dei SST (residuo secco) a 105°C sui fanghi, il metodo utilizzato è denominato CNR IRSA 2 Q. 64 Vol. Par. Tecn. 1984.

SSV: sono i solidi sospesi volatili. Mensilmente è stata condotta, come già detto sopra, la determinazione dei SST nel fango delle vasche di ossidazione biologica n.1 e n.2. I SSV sono determinati per differenza tra i SST e il residuo secco a 550°C (solidi non volatili o STF), e corrispondono alla sostanza organica presente nel campione. Nel fango delle vasche di ossidazione biologica dell'impianto in esame i SSV sono circa il 65–70% dei SST e rappresentano approssimativamente appunto la biomassa attiva.

BOD₅ (Biochemical Oxygen Demand): è la domanda complessiva di ossigeno richiesto dai microrganismi per degradare la sostanza organica presente nei liquami. Per i liquami domestici, nelle misurazioni del BOD convenzionalmente si fa riferimento a un periodo di 5 giorni e ad una temperatura di 20°C ; la determinazione del BOD viene effettuata con il Met. Int. 102 BOD respirometrico. Le rilevazioni vengono compiute settimanalmente in entrata e in uscita.

COD (Chemical Oxygen Demand): è la domanda chimica di ossigeno ossia la quantità di ossigeno richiesta per ossidare chimicamente tutte le sostanze ossidabili presenti nei liquami (biodegradabili e non biodegradabili). Il metodo usato prevede l'ossidazione delle sostanze presenti nel campione mediante una soluzione di dicromato di potassio in presenza di acido solforico concentrato e di solfato di argento come catalizzatore. L'eccesso di dicromato viene titolato con una soluzione di solfato ferroso ammonico. La concentrazione delle sostanze organiche ed inorganiche ossidabili, nelle condizioni del metodo, è proporzionale alla quantità di dicromato di potassio consumato. Lo ione cloruro interferisce, e l'effetto si elimina con solfato di mercurio. Le rilevazioni vengono compiute settimanalmente in entrata e in uscita.

Azoto ammoniacale: la determinazione dell'azoto ammoniacale in entrata e in uscita è stata condotta settimanalmente. Il metodo utilizzato è la determinazione potenziometrica; esso si basa sull'impiego dell'elettrodo specifico del tipo a membrana a diffusione gassosa, alcalinizzando preventivamente il campione per portare lo ione ammonio a NH_3 . Una membrana permeabile al gas consente il passaggio dell'ammoniaca dal campione alla soluzione interna all'elettrodo; la quantità di ammoniaca penetrata è misurata attraverso una variazione del pH dello strato di elettrolita a più stretto contatto con la parete interna della membrana.

Azoto TKN (Kjeldahl): l'azoto TKN si ottiene dalla somma tra l'azoto organico e l'azoto ammoniacale. I prelievi per le analisi vengono effettuati settimanalmente in entrata e in uscita. All'entrata il TKN coincide con l'azoto totale, perché l'ambiente riducente della fognatura non permette la formazione di nitriti e nitrati; in uscita il TKN spesso coincide con l'azoto ammoniacale, in quanto l'azoto organico è idrolizzato nel tempo di residenza del refluo nell'impianto.

Azoto nitrico e nitroso: è stata condotta settimanalmente la determinazione dell'azoto nitrico e dell'azoto nitroso in entrata e in uscita. Il metodo utilizzato è basato sulla determinazione simultanea di specie anioniche mediante cromatografia ionica. Questa tecnica si basa sulla separazione degli analiti mediante colonna di scambio anionico in base alla loro affinità per la fase stazionaria. L'eluente, contenente gli analiti separati, passa poi attraverso un dispositivo di derivatizzazione chimica post-colonna detto soppressore che, scambiando protoni con la fase mobile, abbassa la conducibilità di fondo dell'eluente per formazione dell'acido debole coniugato, ed esalta il segnale dell'analita che viene rivelato mediante un conduttimetro in linea. Il riconoscimento degli analiti viene effettuato confrontando il tempo di ritenzione dei picchi del campione con il tempo di ritenzione di soluzioni di riferimento. La concentrazione viene determinata confrontando l'area del picco con la curva di taratura dell'analita costruita mediante una serie di soluzioni di riferimento a diverse concentrazioni.

Azoto totale e Fosforo totale: è stata condotta settimanalmente la determinazione dell'azoto totale e fosforo totale in entrata e in uscita. Il metodo usato si basa su una preliminare trasformazione di tutti i composti dell'azoto e del fosforo totale, organici ed inorganici, a nitrato ed ortofosfato, rispettivamente, mediante ossidazione con una miscela di perossidissolfato, acido bórico e idrossido di sodio. Per l'ossidazione di composti azotati è necessaria una miscela ossidante alcalina, mentre l'ossidazione dei composti del fosforo deve essere condotta in ambiente acido; quindi la miscela impiegata nel metodo assicura condizioni ottimali di pH (9,7 all'inizio e 5-6 alla fine della reazione) per la trasformazione simultanea dei composti in questione. Dopo l'ossidazione, il contenuto di nitrato nel campione viene determinato misurando l'assorbanza alla lunghezza d'onda di 220 nm. È possibile utilizzare, altresì, il metodo spettrofotometrico basato sulla reazione di diazocopolazione del nitrito, ottenuto dalla riduzione del nitrato dopo percolazione del campione su una colonna di cadmio metallico ramato. L'ortofosfato si determina con il metodo spettrofotometrico al blu di molibdeno. Generalmente l'azoto totale in ingresso coincide con l'azoto TKN, non essendoci nitriti e/o nitrati; l'azoto in uscita è invece la somma di azoto ammoniacale, nitroso e nitrico.

4.2 Portate e carichi

In questo paragrafo vengono descritti gli andamenti di alcuni parametri, sui quali si baserà l'analisi di funzionamento dell'impianto di Creazzo relativa al 2010. Il grafico di fig. 4.1 riporta l'andamento della portata in ingresso (e uscita) di refluo media giornaliera e la portata media giornaliera trattata complessivamente nella sezione biologica; la differenza è la portata sfiorata. La popolazione servita è pressoché costante durante tutto l'anno senza picchi stagionali. In fig. 4.1 è riportato l'andamento della portata di liquame entrante e della portata trattata.

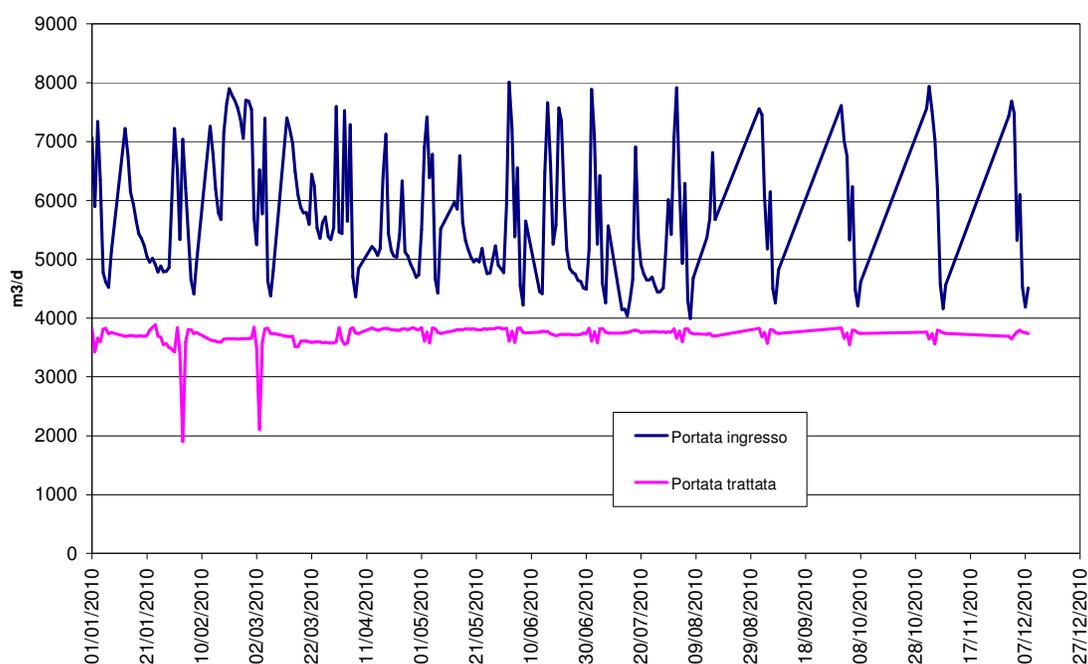


Fig 4.1 Andamento della portata di liquame entrante e della portata trattata.

Nei grafici di figura 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 si riportano gli andamenti delle concentrazioni dei parametri di SST, COD, BOD, TKN, azoto totale, fosforo totale in ingresso e in uscita per l'anno 2010. Però va ricordato che nel 2010 i limiti allo scarico in media annuale per i diversi parametri erano diversi da quelli che entreranno in vigore per Creazzo dal dicembre 2012. In particolare, facendo riferimento alla concentrazione di Azoto totale e Fosforo totale si rammenta che all'epoca erano fissati sui valori rispettivamente di 15 mg/L e 2 mg/L. Nei casi in cui i valori sono al di sotto dei limiti di rilevabilità, nei grafici sono stati posti uguali a tali limiti; per l'Azoto totale il limite di rilevabilità vale 5 mg/L mentre per il Fosforo totale vale 0,1 mg/L. Per il parametro SST sono stati rilevati soltanto i valori in uscita nell'effluente finale depurato.

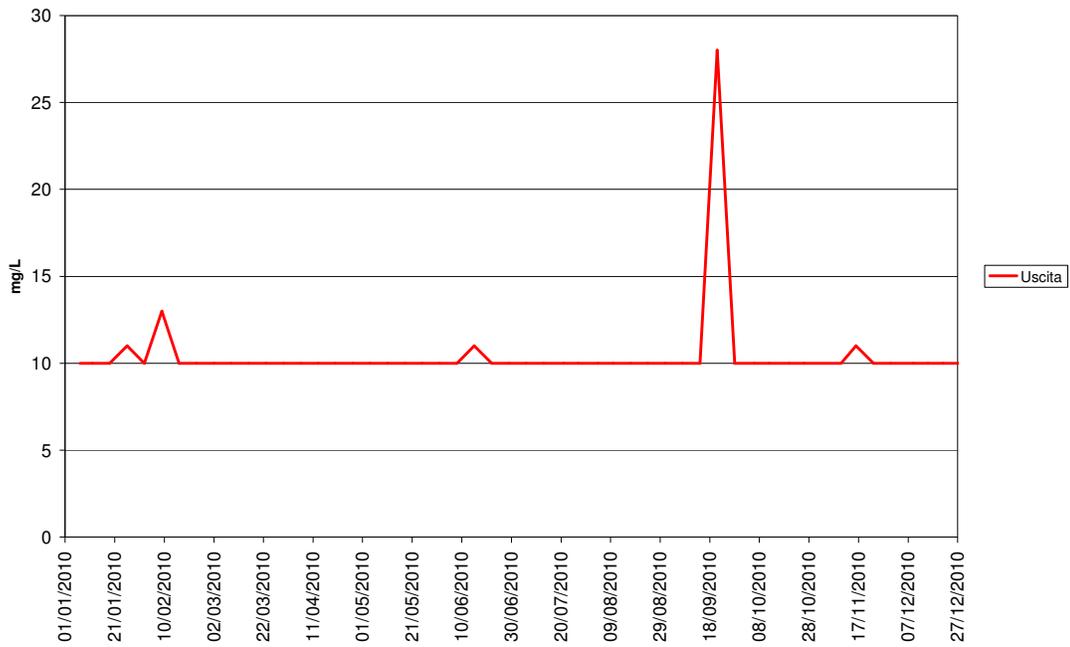


Fig. 4.2 Andamento della concentrazione di SST.

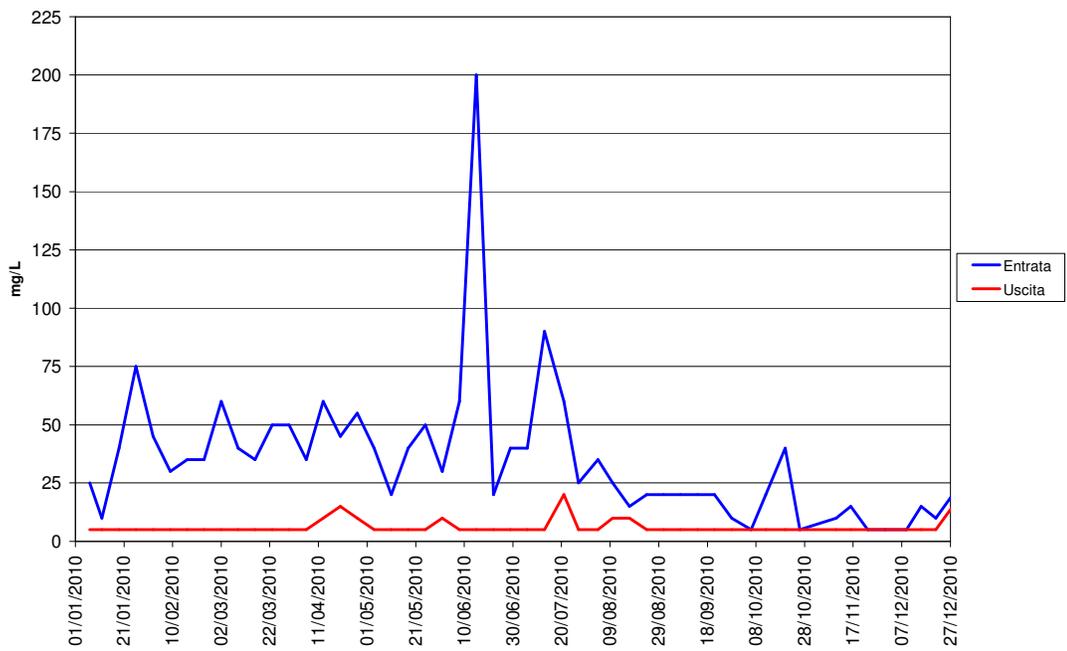


Fig. 4.3 Andamento della concentrazione di BOD.

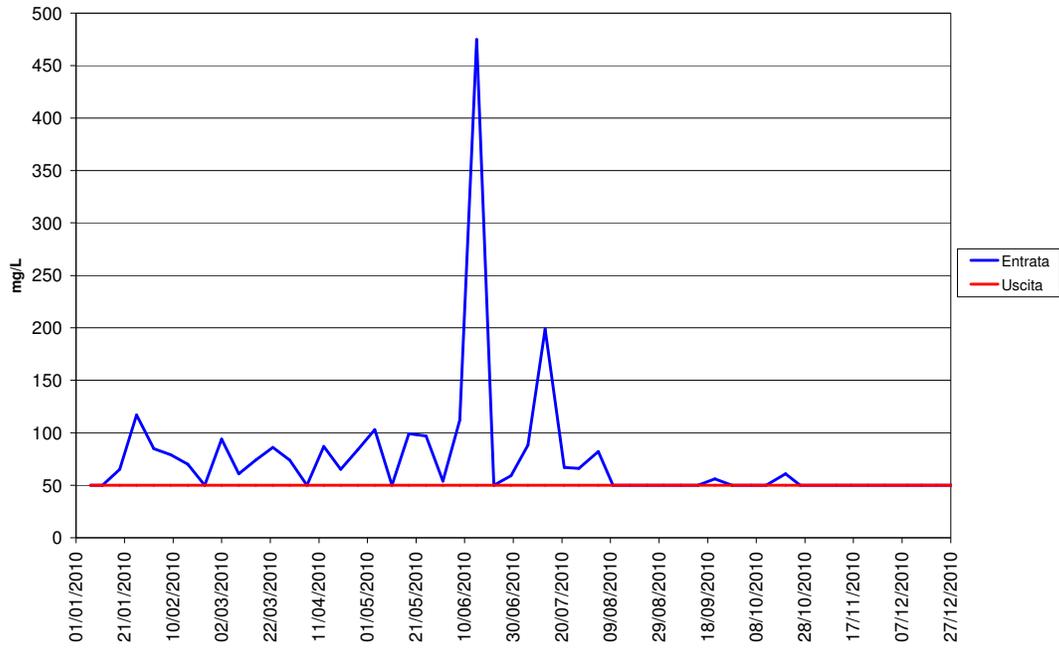


Fig. 4.4 Andamento della concentrazione di COD.

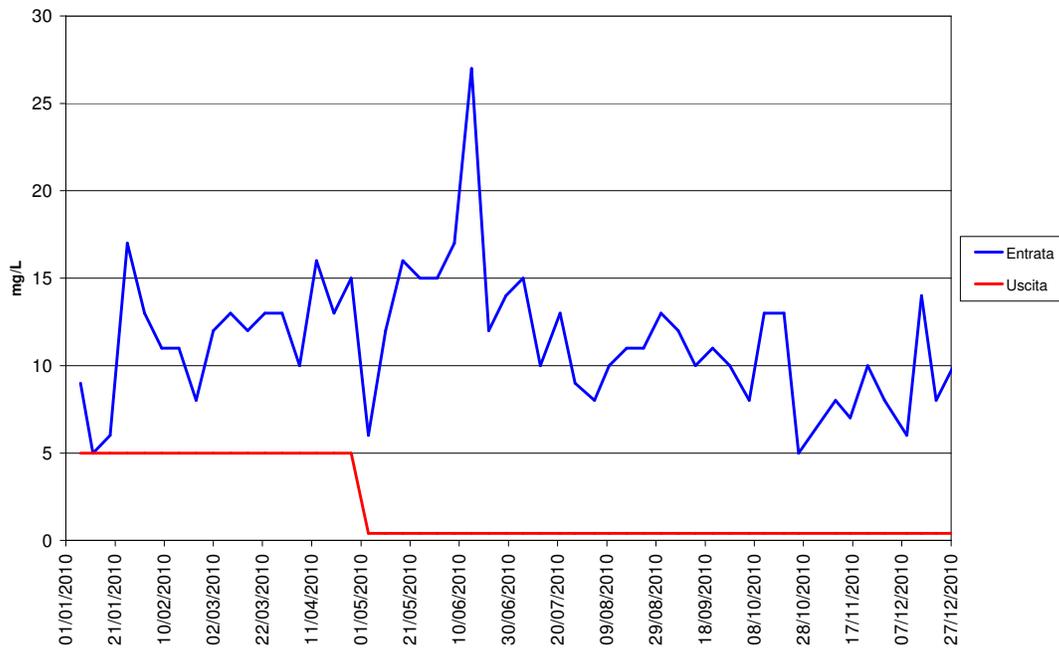


Fig. 4.5 Andamento della concentrazione di TKN.

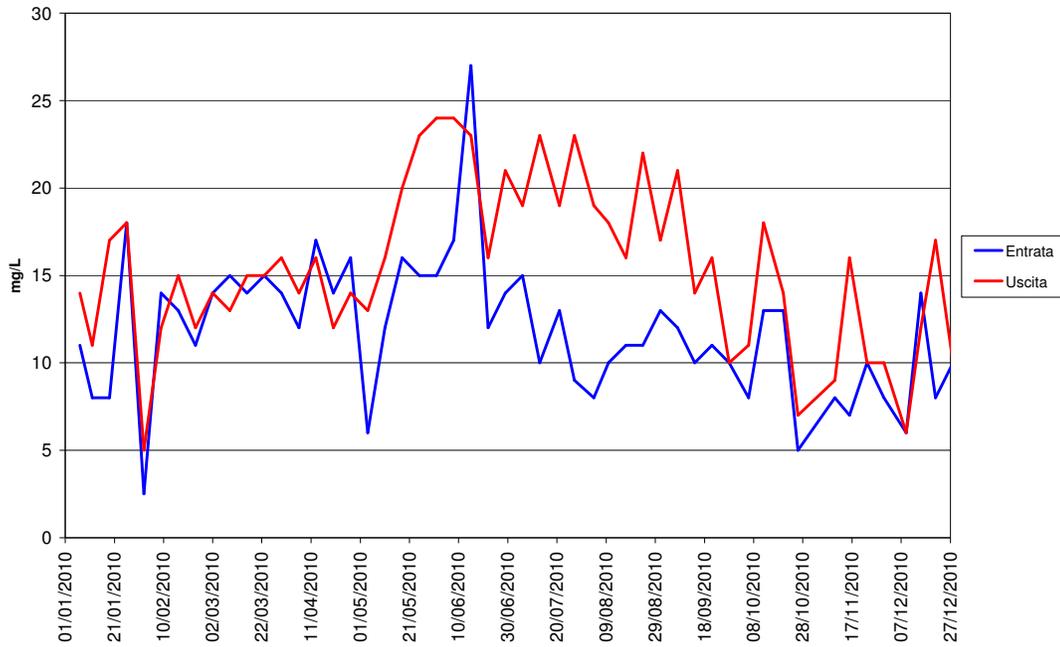


Fig. 4.6 Andamento della concentrazione di Azoto totale.

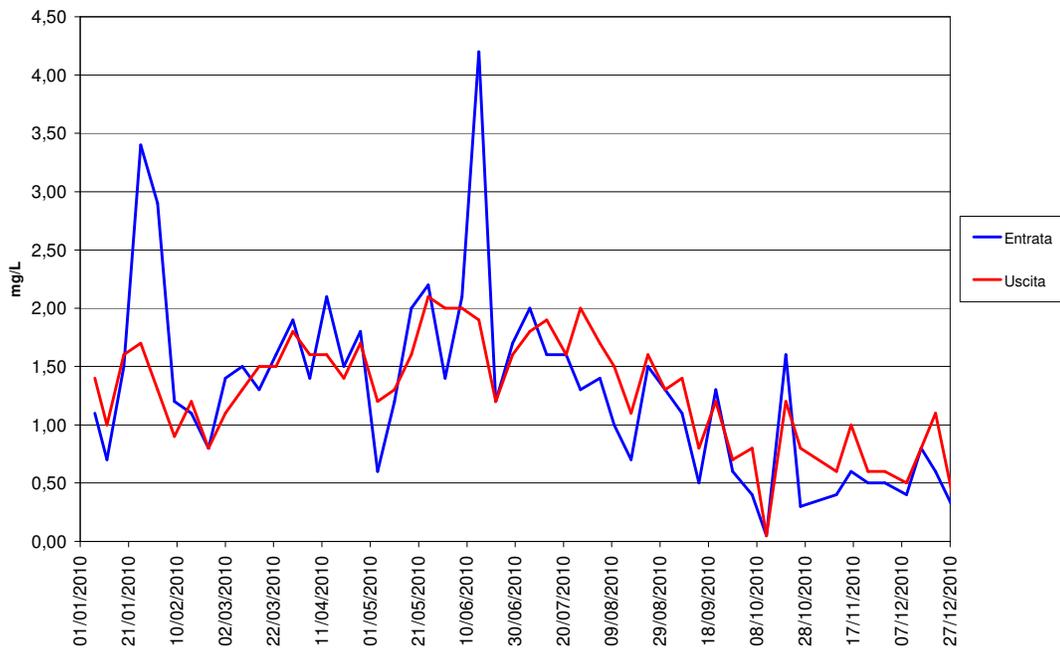


Fig. 4.7 Andamento della concentrazione di Fosforo totale.

Dai grafici di figura 4.2, 4.3, 4.4, 4.5 si può constatare come l'impianto risponda efficacemente alle fluttuanti concentrazioni di SST, COD, BOD, TKN in ingresso: infatti l'andamento delle concentrazioni di tali parametri in uscita è pressoché stabile. Vi è però da fare una considerazione in merito ai grafici della fig. 4.6 e della fig. 4.7: in essi si può notare infatti che molti valori in uscita sono maggiori dei valori in ingresso. Questo fatto insolito trova tuttavia una spiegazione, in quanto tutte le misure sono state effettuate su campioni istantanei; dati i tempi di residenza del liquame nell'impianto (mediamente 17 ore), le maggiori concentrazioni di azoto e fosforo rilevate in uscita sono il risultato di carichi maggiori entranti molte ore prima del momento dei prelievi, data l'assenza di un comparto di denitrificazione e di un trattamento chimico specifico di defosfatazione.

Nelle tabelle 4.1 e 4.2 sono riportati i valori minimi, medi e massimi in entrata e uscita dei parametri presentati nei grafici precedenti; sulla base dei dati medi sono stati calcolati i carichi medi giornalieri in ingresso, in uscita e rimossi nella tabella 4.3. Per l'elaborazione di quest'ultima tabella è stata considerata la portata media complessivamente trattata nelle linee biologiche (pari alla portata entrante in impianto meno la quota sfiorata prima dell'ingresso nelle vasche biologiche) e il cui valore si attesta sui 3708 m³/d.

Tabella 4.1: concentrazioni di inquinanti in ingresso (minime, medie e massime)

	MIN	MED	MAX	U.m.
SST				mg/L
COD	50,0	75,67	475,0	mg O ₂ /L
BOD	5,0	34,9	200,0	mg O ₂ /L
TKN	5,0	11,45	27,0	mg N /L
N - TOT	2,5	11,83	27,0	mg N /L
P - TOT	0,05	1,3	4,2	mg P /L
Azoto nitroso	0,05	0,08	0,4	mg N /L
Azoto nitrico	0,25	0,71	3,1	mg N /L

Tabella 4.2: concentrazioni di inquinanti in uscita (minime, medie e massime)

	MIN	MED	MAX	U.m.
SST	10,0	10,47	28,0	mg/L
COD	50,0	50,0	50,0	mg O ₂ /L
BOD	5,0	6,18	20,0	mg O ₂ /L
TKN	0,4	1,93	5,0	mg N /L
N - TOT	5,0	15,49	24,0	mg N /L
P - TOT	0,05	1,28	2,1	mg P /L
Azoto nitroso	0,1	0,1	0,1	mg N /L
Azoto nitrico	0,5	12,63	18,8	mg N /L

Tabella 4.3: carichi inquinanti medi in ingresso, in uscita e rimossi con relative rese

	Ingresso	Uscita	Rimosso	Resa	U.m.
SST		38,8			Kg /d
COD	280,6	185,4	95,2	33,9 %	Kg O ₂ /d
BOD	129,4	22,9	106,5	82,3 %	Kg O ₂ /d
TKN	42,45	7,16	35,29	83,1 %	Kg N /d
Azoto nitroso		0,37		0 %	Kg N /d
Azoto nitrico		46,83		0 %	Kg N /d
N - TOT	43,8	57,4		0 %	Kg N /d
P - TOT	4,82	4,75	0,07	1,5 %	Kg P /d

Analizzando le tabelle e confrontando i risultati ottenuti per l'anno 2010 con i dati di progetto si può constatare come la portata media trattata risulti leggermente inferiore al suo valore di progetto che si attesta sui 3800 m³/d. Inoltre la portata media in ingresso di liquame sollevata risulta pari a 5712 m³/d elaborando i dati di esercizio; questo valore è superiore al corrispettivo di progetto, ossia 4800 m³/d. Infine, vanno considerati i vari carichi degli inquinanti in ingresso all'impianto biologico; per quanto riguarda il BOD il carico reale risulta 129 KgO₂/d mentre il valore di progetto è 594 KgO₂/d. Per il COD il carico reale risulta 281 KgO₂/d mentre secondo il progetto il valore dovrebbe essere 1385 KgO₂/d. Analizzando il TKN il valore del carico reale risulta 42,5 KgN/d mentre quello di progetto è 119 KgN/d; infine, considerando il Fosforo totale, il carico reale risulta 4,8 KgP/d mentre quello di progetto si attesta su 17,8 KgP/d. L'impianto è quindi sovraccaricato dal punto di vista idraulico, ma è molto sottocaricato per quanto riguarda la sostanza organica, l'azoto e il fosforo; ciò indica la presenza di notevoli infiltrazioni nella rete.

4.3 Valutazione dei parametri

In questo paragrafo vengono eseguiti calcoli di verifica di funzionamento dell'impianto, con particolare attenzione alle vasche biologiche e alla sedimentazione secondaria.

La prima parte di verifica consiste nel confronto tra capacità massime di ossidazione e nitrificazione con i carichi abbattuti dall'impianto durante l'anno 2010. Nella seconda parte di verifica si calcolano i parametri descrittivi della capacità limite del sedimentatore (carico idraulico superficiale e carico superficiale di solidi sospesi) e l'età del fango. Nella terza parte infine viene eseguita la verifica dei parametri dell'ispessitore.

4.3.1 Capacità ossidante

La capacità di ossidazione è un parametro che dà indicazione sulla quantità massima giornaliera di BOD che può essere ossidata [KgBOD/d] e si calcola dalla relazione:

$$C_{OX} = F_C * SSV_{OX} * V_{OX}$$

Nella formula:

- F_C è il carico del fango: si assume un valore di 0,025 KgBOD/KgSSVd
- SSV_{OX} sono i solidi sospesi volatili e il parametro identifica la concentrazione media di microrganismi di biomassa attiva che procede all'ossidazione: 3,0 KgSSV/m³
- V_{OX} è il volume totale delle due vasche di ossidazione: 1.696 m³

Sostituendo si ottiene:

$$C_{OX} = 0,025 * 3,0 * 1.696 = 127 \text{ KgBOD/d}$$

Il valore medio di BOD ossidato giornalmente nell'anno 2010 è calcolato eseguendo un bilancio di materia sui composti ossidabili biologicamente:

$$BOD_{ossidato} = BOD_{in} - BOD_{out}$$

Nella formula:

- BOD_{in} rappresenta il carico di BOD in ingresso all'impianto: 129,4 KgBOD/d
- BOD_{out} rappresenta il carico di BOD in uscita all'impianto: 22,9 Kg BOD/d

Sostituendo, si ottiene:

$$BOD_{ossidato} = 129,4 - 22,9 = 106,5 \text{ KgBOD/d}$$

Quindi la vasca di ossidazione ha una capacità di ossidazione residua di:

$$C_{OX,RES} = 127 - 106,5 = 20,5 \text{ kgBOD/d}$$

pari al 16% della sua capacità ossidante massima.

4.3.2 Capacità nitrificante

La capacità nitrificante N_{NITR} [KgN/d] è indice della quantità massima di azoto TKN (organico e ammoniacale) giornaliero che può essere convertito ad azoto nitrico, e si determina dalla:

$$N_{NITR} = v_{NITR} * f * SSV_{OX} * V_{NITR}$$

Nella formula:

- v_{NITR} è la velocità di nitrificazione, pari a 0,49 KgN/KgSSNd a 12°C.
- f è la frazione batterica nitrificante e vale 0,04 KgSSN/KgSSV
- SSV_{OX} è la concentrazione di solidi sospesi volatili, valore medio tra le due vasche di ossidazione: 3 KgSSV/m³
- V_{NITR} è il volume della vasca di nitrificazione, ossia il volume complessivo delle due vasche di ossidazione: 1.696 m³

Sostituendo si ottiene:

$$N_{NITR} = 0,49 * 0,04 * 3 * 1.696 = 100 \text{ KgN/d}$$

Il bilancio sulla quantità media di azoto che viene nitrificato quotidianamente per l'anno 2010 è:

$$TKN_{NITRIFICATO} = TKN_{IN} - TKN_{OUT} - TKN_{ASSIMILATO}$$

Nella formula:

- TKN_{IN} è il TKN in ingresso: 42,5 KgN/d
- TKN_{OUT} è il TKN in uscita: 7,2 KgN/d
- $TKN_{ASSIMILATO}$ è il TKN assimilato dai batteri per la crescita cellulare ed è pari al 5 % del BOD rimosso: 5,3 KgN/d

Sostituendo si ottiene:

$$TKN_{NITRIFICATO} = 42,45 - 7,16 - 5,33 = 30 \text{ KgN/d}$$

Quindi la capacità residua di nitrificazione risulta:

$$N_{NITR,RES} = (100 - 30) / 100 = 70 \%$$

4.3.3 Calcolo della capacità limite del sedimentatore

I parametri che permettono di calcolare la capacità limite del sedimentatore sono il carico idraulico superficiale e il carico superficiale di solidi sospesi; il secondo termine indica la capacità del sedimentatore di ottenere uno strato di fango compatto e ben ispessito nel fondo.

Carico idraulico superficiale

Il carico idraulico superficiale [m/h] si calcola mediante:

$$C_{is} = Q/A$$

Nella formula:

- Q indica la portata in ingresso media: 155 m³/h
- A indica l'area superficiale del sedimentatore: 227 m²

Sostituendo si ottiene:

$$C_{is} = 155 / 227 = 0,68 \text{ m/h}$$

Questo valore è poco superiore all'intervallo suggerito dalla letteratura tecnica per la portata media (non oltre 0,6 m/h); ma la portata massima differisce poco dalla media per la presenza dello sfioratore a monte, quindi il valore è inferiore al massimo suggerito con la portata di punta (1,5 m/h).

Carico superficiale di solidi sospesi

Il carico superficiale di solidi sospesi o P_{SS} [KgSST/hm²] si calcola dalla relazione:

$$P_{SS} = ((Q + Q_R) * SST_{OX}) / A$$

Nella formula:

- Q è la portata in ingresso: 155 m³/h
- SST_{OX} è la concentrazione di SST mediata nelle vasche di ossidazione: 4,6 KgSST/m³
- A è l'area superficiale del sedimentatore: 227 m²
- Q_R è la portata media di ricircolo, pari a quella in ingresso: 155 m³/h

Sostituendo si ottiene:

$$P_{SS} = ((154,49 + 154,49) * 4,6) / 227 = 6,26 \text{ KgSST/hm}^2$$

Il valore è di poco superiore al massimo suggerito dalla letteratura tecnica (6 KgSST/hm²), ma considerando la presenza dello sfioro che rende pressoché nulle le punte di portata, il sedimentatore si può considerare sufficiente.

4.3.4 Calcolo dell'età del fango

L'età del fango si calcola mediante la relazione:

$$E = (V_{OX} * SST_{OX}) / (Q_{SUPERO} * SST_R + Q * SST_{OUT})$$

Nella formula:

- V_{OX} è il volume totale delle due vasche di ossidazione: 1.696 m³
- SST_{OX} è la concentrazione di SST mediata nelle vasche di ossidazione: 4,6 KgSST/m³
- Q_{SUPERO} è la portata di fango di supero: 41 m³/d
- Q è la portata in ingresso: 3.708 m³/d
- SST_R è la concentrazione di SST di ricircolo: 9,2 KgSST/m³
- SST_{OUT} è la concentrazione di SST in uscita: 0,01 KgSST/m³

Sostituendo si ottiene:

$$E = (1696 * 4,6) / (41 * 9,2 + 3708 * 0,01) = 18,8 \text{ d}$$

4.3.5 Verifica dei parametri dell'ispessitore

Il carico idraulico superficiale nell'ispessitore [m/h] è definito dall'equazione:

$$C = Q_{SUPERO} / S$$

Nella formula:

- Q_{SUPERO} è la portata di fango di supero: 1,71 m³/h
- S è la superficie dell'ispessitore: 12,2 m²

Sostituendo si ottiene:

$$C = 1,71 / 12,2 = 0,14 \text{ m/h}$$

Il carico superficiale di solidi sospesi [KgSST/m²d] è definito dall'equazione:

$$C_{SS} = C_{SUPERO} / S$$

Nella formula:

- C_{SUPERO} è il carico di fango di supero: 342 KgSST/d
- S è la superficie dell'ispessitore: 12,2 m²

Sostituendo si ottiene:

$$C_{SS} = 342 / 12,2 = 28 \text{ KgSST/m}^2\text{d}$$

Il valore è di poco superiore al valore di progetto, pari a 20 KgSST/m²h, e comunque rientra nell'intervallo di valori usuale.

Il tempo di ritenzione nell'ispessitore [h] è definito da:

$$t = V / Q_{SUPERO}$$

Nella formula:

- V è il volume dell'ispessitore: 34 m³
- Q_{SUPERO} è la portata di fango di supero: 1,71 m³/h

Sostituendo si ottiene:

$$t = 34 / 1,71 = 19,9 \text{ h}$$

Il valore è di poco inferiore al valore di progetto, pari a 1,3 d, e comunque rientra nell'intervallo di valori usuale.

CONCLUSIONI

In questa tesi è stata svolta l'analisi di funzionamento dell'impianto di depurazione di Creazzo (Vi) sulla base dei dati dell'anno 2010.

L'impianto ha ricevuto mediamente una portata di liquame in ingresso di 5712 m³/d, mentre la portata trattata complessivamente nella sezione biologica al netto dello sfioro è stata 3708 m³/d. L'impianto ha trattato i seguenti carichi inquinanti nel comparto biologico: 129 KgBOD/d, 281 KgCOD/d, 42,5 KgTKN/d, 4,8 KgP/d.

Dall'analisi di funzionamento sono state rilevate le seguenti rese di abbattimento: 33,9 % per il COD, 82,3 % per il BOD, 83,1 % per il TKN e 1,5 % per il Fosforo totale.

Dalla verifica delle capacità di trattamento delle due vasche biologiche si rileva una capacità residua di ossidazione del 16 % e una capacità residua di nitrificazione del 70 %.

Il sedimentatore è soggetto a un carico idraulico superficiale di 0,68 m/h e un carico superficiale di solidi sospesi di 6,26 KgSST/m²h. L'età del fango nell'impianto ha un valore medio di 18,8 d.

All'ispessitore il carico idraulico superficiale risulta 0,14 m/h, il carico superficiale di solidi sospesi risulta 28 KgSST/m²d e il tempo di ritenzione è 19,9 h. Il fango viene ispessito e poi disidratato in una nastropressa fino ad una concentrazione di secco del 18 % (valore di progetto).

BIBLIOGRAFIA

- [1] Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006, Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152
- [2] Regione Veneto, Piano di tutela acque (PTA), (deliberazione del Consiglio regionale n. 107 del 5 novembre 2009)
- [3] L. Masotti, Depurazione delle acque – tecniche di impianti per il trattamento delle acque di rifiuto, edizioni Calderoli, Bologna 2005
- [4] R. Vismara, Depurazione biologica: teoria e processi, edizioni Ulrico Hoepli, Milano 1998
- [5] Relazioni tecniche e dati storici forniti dal gestore dell'impianto
- [6] DGR n. 3856 del 15/12/2009