

Precipitazione chimica nei trattamenti primari e utilizzo della biomassa adesa nel ciclo di depurazione delle acque

di Auriemma Francesco

Scuola Interregionale di Tecnologia per Tecnici Cartari

Il corso è realizzato grazie al contributo di:

**BANCA POPOLARE
DI VERONA**

**GRUPPO BANCO POPOLARE
DI VERONA E NOVARA**



Camera di Commercio, Industria,
Artigianato e Agricoltura di Verona.



INDICE

1. L'INQUINAMENTO

- 1.1 Sistema ecologico
- 1.2 Inquinamento e biodegradazione
- 1.3 COD e BOD i principali parametri d'inquinamento
- 1.4 Trattabilità biologica e il rapporto COD/BOD5-20
- 1.5 Legislazione
 - 1.5.1 Oggetto del decreto
 - 1.5.2 Articolazione del decreto

2. TRATTAMENTO PRIMARIO PER PRECIPITAZIONE CHIMICA

- 2.1 Cenni sulle soluzioni, sospensioni e stato colloidale
- 2.2 La sedimentazione
- 2.4 Meccanismo d'azione dei flocculanti - Reagenti coagulanti
- 2.5 Vasca di sedimentazione

3. I PRINCIPI BIOCHIMICI DELLA DEPURAZIONE BIOLOGICA

- 3.1 Respirazione e sintesi
 - 3.1.1 La respirazione
 - 3.1.2 La sintesi
- 3.2 N e F sostanze indispensabili
- 3.3 Scelta del trattamento aerobico

4. I CONTATTORI BIOLOGICI ROTANTI (CBR)

- 4.1 Descrizione dei CBR
- 4.3 Materiale tossici inibenti
- 4.4 Abbattimento del COD nei CBR
 - 4.4.1 Nitrificazione
 - 4.4.2 Denitrificazione

5. DIMENSIONAMENTO DEI CBR

- 5.1 Parametri di dimensionamento primari
- 5.2 Parametri di dimensionamento secondari
- 5.3 Formule per il dimensionamento
- 5.4 Verifica del dimensionamento dell'impianto biologico presente in stabilimento
- 5.6 Discussione dei risultati e conclusioni

RINGRAZIAMENTI

BIBLIOGRAFIA

INTRODUZIONE

La civiltà dipende dall'ambiente naturale, non solo per l'energia ed i materiali, ma anche per i fondamentali processi di mantenimento della vita come i cicli dell'aria e dell'acqua, le leggi della natura non sono mutate, è mutata l'attività dell'uomo ma fortunatamente anche le sue conoscenze (*Loreto Rossi Odum basi d'ecologia*).

Ritengo opportuno iniziare questo lavoro di tesi con tale affermazione perché credo nello sviluppo sostenibile e nella tecnologia, tutto ciò dove essere al servizio dell'uomo e non contro esso; nel momento in cui la nostra attenzione si distoglie da tale obiettivo non possiamo più parlare di progresso.

Cercherò di affrontare lo studio di questo processo al fine di poterne illustrare i principali concetti che lo governano ed i loro legami a chi approccia per la prima volta questa tematica. Non avrebbe senso descrivere le formule di dimensionamento senza aver fornito gli strumenti adatti per comprendere i criteri di scelta e di valutazione di alcuni parametri fondamentali.

Il primo capitolo consiste in un accenno sul significato di sistema ecologico ed inquinamento, cercherò di rispondere brevemente alle domande: “cos'è un ecosistema?”, “cosa significa inquinamento”, “cosa sono gli indici t50, BOD e COD?”, “cosa dice la legge?”, indispensabile sarà comprendere il significato di sistema e dei flussi d'ingresso e d'uscita. Ovviamente tutto questo a riguardo del trattamento delle acque.

Nel secondo capitolo illustrerò il primo trattamento solitamente presente negli impianti di depurazione similari a quello dello stabilimento di Sarego, chiamato appunto trattamento primario, accennerò alle soluzioni, sospensioni e agli stati colloidali, per poi passare alla sedimentazione, al potenziale z ed al meccanismo d'azione dei reagenti utilizzati per accelerare la sedimentazione.

Nel terzo capitolo affronterò la depurazione biologica spiegando cosa si intende per “depurazione biologica” partendo dai principi biochimici, che ci permetteranno di capire in modo più approfondito i meccanismi attraverso i quali i batteri effettuano la depurazione. Il quarto tratterà esclusivamente i biodischi descrivendone per sommi capi sia la struttura meccanica che il meccanismo di funzionamento, e successivamente, la componente biologica e la sua azione.

Infine nell'ultimo capitolo descriverò i parametri di dimensionamento dei CBR e le formule applicate dalla ditta costruttrice. In ultimo applicherò le formule all'impianto attualmente presente nello stabilimento di Sarego.

1. L'INQUINAMENTO

1.1 Sistema ecologico

Il termine “**ecologia**” è stato proposto per la prima volta dal biologo Ernest Hackel nel 1869, deriva dal greco *oikos* che significa “casa” o “*posto per vivere*”, e *logos* significa “discorso”, dunque discorso dell’ambiente in cui si vive, per citare una definizione: l’ecologia è “*lo studio della vita nella casa*”. Un **sistema** è invece un “insieme di componenti interdipendenti che regolarmente interagiscono e formano un tutt’uno”. (*Webster’s Unabridged Dictionary*)

Con queste definizioni è facile intuire, l’ampio significato del termine ecosistema o sistema ecologico, comunità e ambiente, componenti che interagiscono fra loro e con l’ambiente fisico nel quale vivono. All’interno del sistema è presente un flusso di energia e di materiali tra viventi e non viventi. Possiamo dunque parlare dell’**Ecosistema**, nel quale il sistema è l’intero pianeta, oppure di sottoinsiemi i quali a loro volta sono formati da altri sottoinsiemi e così via. Tutti **sistemi aperti**, con flussi d’entrata ed uscita in equilibrio dinamico. Concetti magari ovvi ma ho ritenuto necessario sottolinearli, perché di essi verte tutta la materia che tratterò.

Il termine economia, significa invece “gestione del posto”, *oikos*, e *nomics* gestione, ne consegue che economia ed ecologia dovrebbero essere discipline affini tra loro, ma purtroppo solo recentemente la nostra civiltà sembra essersene accorta.

1.2 Inquinamento e biodegradazione

Possiamo considerare l’inquinamento come un’azione nella quale in un determinato ecosistema, viene immessa una sostanza in esso non presente o presente in concentrazioni inferiori, quest’azione ne altera gli equilibri. Come sappiamo l’ambiente è in grado di “assimilare e smaltire” eventuali sostanze attraverso reazioni biologiche, alcune di esse però per la loro struttura molecolare, resistono agli attacchi delle suddette reazioni biologiche; ne consegue che il sistema non riesce ad “assorbirle” (in termini scientifici *biodegradarle*), inevitabilmente queste sostanze interagendo con gli abitanti dell’habitat ne sbilanciano gli equilibri.

Per ciò che concerne l’inquinamento delle acque, pur essendo un termine vago si può dire che un’acqua è inquinata quando in essa sono presenti determinate sostanze tali da alterarne l’equilibrio biologico e chimico-fisico e ne derivano perciò inconvenienti all’uomo agli animali e agli esseri viventi.

Le numerose definizioni riportate in letteratura per il termine **biodegradazione**, data la vastità del concetto, esprimono la difficoltà di giungere ad un’espressione univoca. Ne sono un esempio le diverse definizioni di biodegradazione fornite nei test [ISO](#)

(12,13,14,15,16,17,18,19) per la valutazione della biodegradabilità. Riporto dunque una definizione a mio avviso semplice e diretta, tratta da uno dei testi ai quali attingo per questo lavoro. Per essa la biodegradazione consiste nella: *Degradazione molecolare di una sostanza organica risultante da complesse azioni di organismi vivi*. Ne consegue che; **biodegradabili** sono le sostanze in grado di essere utilizzate e quindi trasformate dai microrganismi in sostanze più semplici in un determinato tempo.

La vera discriminante che determina la biodegradabilità di una sostanza è dunque il tempo necessario ai microrganismi per realizzare questa degradazione della molecola. I principali parametri che ci permettono di valutare la biodegradabilità di una sostanza si basano sulla misura dei diversi prodotti o sottoprodotti di questo processo (biodegradazione), in un determinato tempo come:

- scomparsa del substrato
- crescita batterica
- consumo d'ossigeno
- formazione di prodotti anabolici
- formazione di prodotti del co-metabolismo
- “variazione del pH o dell'alcalinità”

Tra queste la classificazione più generica di biodegradabilità si ottiene attraverso il parametro t₅₀, (anche se in seguito useremo un parametro differente, il t₅₀ risulta utile sia a fini didattici sia per la classificazione di biodegradabilità delle sostanze).

Il t₅₀ chiamato tempo di dimezzamento o di semivita t_{1/2}, rappresenta il tempo necessario (giorni) per la scomparsa del 50% in peso del composto originario; questo parametro, pur non avendo validità scientifica (perché non presuppone particolari indicazioni sulle condizioni al contorno durante la prova), fornisce un'utile indicazione sul tempo di trasformazione della sostanza in esame.

In base a questo sono considerate velocemente biodegradabili le molecole che hanno una t₅₀ di qualche giorno e persistenti o recalcitranti le molecole il cui t₅₀ supera un anno.

I composti velocemente biodegradabili o non persistenti sono in genere molecole molto diffuse in natura, ma possono anche essere prodotti di sintesi; composti di struttura semplice contenenti carbonio, idrogeno ed ossigeno, (es. acetaldeidi, chetoni, acido acetico, catecolo, acido formico ecc.) composti dunque facilmente utilizzabili dai microrganismi come fonti di carbonio.

I composti organici difficilmente biodegradabili detti appunto recalcitranti sono composti umici o contenenti lignina ed i composti organo clorurati solitamente molto

stabili, solubili nei grassi, insolubili in acqua e inerti: cloro benzeni, naftaleni, bifenili; questi composti sono d'origine entropica (di sintesi) ed i sistemi enzimatici evoluti nel tempo non hanno ancora sviluppato la capacità di decomporli o mineralizzarli.

Non tutti i parametri si misurano con facilità, infatti, nei test ufficiali per la biodegradazione si considerano solo quelli che variano in modo consistente nel passaggio tra reagenti e prodotti; per non indurre eccessivi errori sperimentali che potrebbero condizionare il risultato, tra questi il parametro maggiormente utilizzato è il consumo d'ossigeno (BOD, COD).

1.3 COD e BOD i principali parametri d'inquinamento

Si indica con BOD: (Biological Oxygen Demand) la quantità d'ossigeno richiesta dai microrganismi aerobi, per procedere all'assimilazione e alla degradazione delle sostanze organiche presenti nei liquami, costituenti il "cibo" dei microrganismi. La richiesta biochimica d'ossigeno è tanto più elevata quanto maggiore è la presenza di sostanze organiche, e quanto maggiore è la velocità con cui sono degradate dai microrganismi: la misura del BOD costituisce perciò il principale dato numerico atto ad individuare il carico inquinante o "forza del liquame" (Tab. 1.1)

Parametro	Concentrazione (mg/l)		
	Forte	medio	debole
BOD5 a 20° C	450	300	170
COD	1000	500	250

Tab. 1.1: Carico inquinante del liquame riferito a valori di COD e BOD (Calderini, Masotti)

Il BOD è definito come: *quantità in mgO₂/l d'ossigeno libero utilizzato dai batteri nel periodo di 5 o 20 giorni, alle condizioni termiche costanti 20°C, in ambiente buio (per evitare crescite algali) e pH neutro con batteri acclimatati.*

Il grafico di Thirault riporta come si sviluppa la richiesta cumulativa d'ossigeno (BOD) al variare dal tempo e per i diversi valori di temperatura:

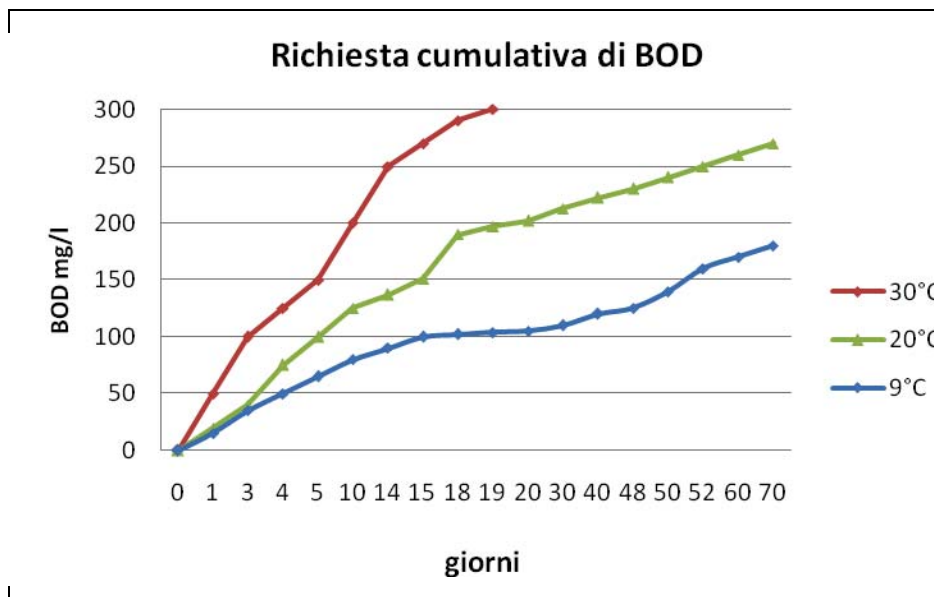


Grafico 1.1: Il grafico di Thirault richiesta d'ossigeno al variare dal tempo

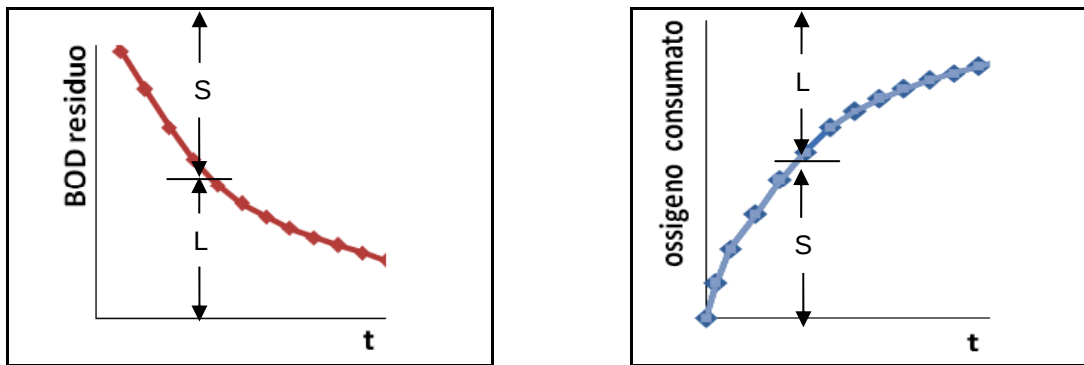
Si distingue un **primo stadio**, di sviluppo del BOD, dovuto all'ossidazione biologica della "frazione carboniosa" dei composti organici (idrati di carbonio, grassi e carbonio contenuto nelle proteine), dopo un certo tempo, tanto più breve quanto più la temperatura è elevata, inizia un **secondo stadio** che si sovrappone al primo, dovuto all'ossidazione biologica della frazione azotata (nitrificazione).

Lo sviluppo del BOD nel primo stadio, dovuto alla frazione carboniosa, ha un andamento abbastanza regolare, che può essere espresso in termini analitici. In effetti, la velocità di rimozione del BOD può essere approssimata da **una reazione del primo ordine**: in ogni momento, il tasso di rimozione del BOD (vale a dire il tasso d'ossidazione delle sostanze organiche presenti in un certo campione del liquame) è proporzionale alla quantità di BOD (concentrazione di sostanza organica) presente nel campione. In termini analitici :

$dL/dt =$ velocità di rimozione del BOD ($-K_1L$)

$L =$ quantità di BOD che deve essere soddisfatta (sostanza organica ancora da ossidare biologicamente) nel tempo t

$S =$ ossigeno consumato per via biologica



Grafici 1.2 e 1.3: Andamento nel tempo del BOD residuo e dell'ossigeno consumato (BOD già soddisfatto).
 L = Quantità di BOD che deve essere soddisfatta, (sostanza organica ancora da ossidare biologicamente),
 S = Ossigeno consumato per via metabolica.

SI indica con COD (mg/l): (chimica oxygen demand), è la quantità d'ossigeno richiesta per l'ossidazione chimica, con particolari modalità operative standardizzate, delle sostanze ossidabili presenti nei liquami: è un indice che individua non solo le sostanze organiche ossidabili biologicamente, ma anche le sostanze organiche non biodegradabili ossidabili solo chimicamente.

Il COD è dunque definito come: *mgO₂/l equivalenti di ossidante utilizzato in un campione soggetto ad ossidazione chimica a caldo (150°C) mediante ossidante (K₂Cr₂O₇) in condizioni fortemente acide*. Il procedimento consiste nel fare reagire il campione di liquame, acidificato con acido solforico ed eccesso di dicromato di potassio (ossidante particolarmente energetico K₂Cr₂O₇) portando ad ebollizione per circa due ore, e dopo la reazione di ossidazione chimica, nel titolare il restante dicromato.

Dato un liquame con caratteristiche sufficientemente omogenee nel tempo, una volta che si sia individuata una correlazione fra BOD₅ e COD, ci si può limitare alla sola misura di COD, molto più semplice, in quanto sono sufficienti 2-3 ore per eseguirla contro 5 giorni per il BOD₅.

1.4 Trattabilità biologica e il rapporto COD/BOD₅₋₂₀

Da sempre il rapporto COD/BOD o il suo inverso, rappresenta il primo e più immediato indice di trattabilità biologica, soprattutto per quanto attiene ai liquami civili e industriali costituiti da miscele ignote, o in rapporti ignoti. Naturalmente si tratta di un indice di screening piuttosto grezzo, ma avente l'innegabile pregio della sua comprensione e realizzazione, nonché estremamente economico e rapido. Generalmente è possibile affermare che il rapporto COD/BOD prossimo a 1 significa elevata trattabilità biologica in quanto tutto il COD viene respirato anche tramite BOD₅₋₂₀. Liquami considerati d'elevata trattabilità biologica presentano rapporti di COD/BOD₅ tra 1.8 e 2.4, mentre viene considerato scarsamente trattabile

biologicamente un campione con rapporto COD/BOD > 4-5. Ricordiamo comunque che per quanto riguarda l'intervallo considerato in letteratura non esistono limiti tracciati per definizione.

“La trattabilità biologica di una sostanza o di una miscela di sostanze, è la proprietà di tali sostanze di essere degradate biologicamente.

Una soddisfacente trattabilità biologica deve implicare che la biotecnologia utilizzata rimuova la miscela d'inquinanti con un grado d'efficienza soddisfacente, ovviamente in tempi tecnici e con costi ragionevoli (in alternativa ad altre soluzioni tecnologiche), ad esempio un biofiltro aerobico ha tempi di contatto di minuti, mentre un biofiltro anaerobico ha tempi tecnici d'uno o 10 giorni. In realtà i test di biodegradabilità che si effettuano per la scelta della tipologia di trattamento, sono molto complessi, il loro fine è quello di simulare le condizioni del processo biologico scelto, come concentrazione dei substrati, temperature, tempi, età. Il primo step avviene in laboratorio, in seguito su impianti pilota; l'obiettivo è quello di riprodurre un ecosistema e le variabili in gioco sono praticamente infinite. Bisogna dunque individuare quelle maggiormente influenti nel sistema, primi fra questi i fattori limitanti. *(per approfondimenti: I Fattori limitanti odum basi d'ecologia).*

1.5 Legislazione

Il Decreto Legislativo del 3 aprile 2006, n. 152 chiamato "Norme in materia ambientale" e pubblicato sulla *Gazzetta Ufficiale* n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96, contiene una complessiva revisione ed accorpamento della disciplina ambientale.

1.5.1 Oggetto del decreto:

«Norme in materia ambientale» che esegue quasi completamente la delega che la legge del 15 dicembre 2004, n. 3081, conferiva al Governo a coordinare, riordinare e integrare le disposizioni legislative di tutti i settori ambientali con, in buona sostanza, la sola esclusione delle norme sul cosiddetto “inquinamento acustico”; (Ambiente & Sicurezza - Il Sole 24 ORE, n. 9/2006).

1.5.2 Articolazione del decreto:

- Parte Prima art. 1-4. Disposizioni comuni.
- Parte Seconda art. 4-52. Procedura per la valutazione ambientale strategica (VAS), per la valutazione d'impatto ambientale (VIA) e per l'autorizzazione ambientale integrata (IPPC).

- Parte Terza art. 54-176. Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche. Così suddivisa:

Sezione 1; norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione

Sezione 2; tutela della acque dall'inquinamento

Sezione 3; gestione delle risorse idriche

Sezione 4; disposizioni transitorie e finali

- Parte Quarta art. 177-266. Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati.

- Parte quinta art. 267-318. Norme di tutela dell'aria e di riduzione delle emissioni in atmosfera.

La disciplina relativa l'inquinamento delle acque è trattata nella parte Terza sezione Seconda composta 122 articoli e 10 allegati così suddivisa:

TITOLO I - PRINCIPI GENERALI E COMPETENZE

TITOLO II - OBIETTIVI DI QUALITÀ

- CAPO I: obiettivo di qualità ambientale e obiettivo di qualità per specifica destinazione
- CAPO II: acque a specifica destinazione

TITOLO III - TUTELA DEI CORPI IDRICI E DISCIPLINA DEGLI SCARICHI

- CAPO I: aree richiedenti specifiche misure di prevenzione dall'inquinamento e di risanamento
- CAPO II: tutela quantitativa della risorsa e risparmio idrico
- CAPO IV: ulteriori misure per la tutela dei corpi idrici 109-116

TITOLO IV- STRUMENTI DI TUTELA

- CAPO I: piani di gestione e piani di tutela delle acque
- CAPO II: autorizzazione agli scarichi
- CAPO III: controllo degli scarichi

TITOLO V-SANZIONI

- CAPO I: sanzioni amministrative
- CAPO II: sanzioni penali

ALLEGATI:

Allegato 1 - Monitoraggio e classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità e ambiente

Allegato 2 - Criteri per la classificazione dei corpi idrici a destinazione funzionale

Allegato 3 - Rilevamento delle caratteristiche dei bacini idrografici e analisi dell'impatto esercitato dall'attività antropica

Allegato 4 - Contenuti dei piani - Parte a: piani di gestione dei bacini idrografici
Parte b: piani di tutela delle acque

Allegato 5 - Limiti di emissione degli scarichi idrici

Allegato 6 - Criteri per la individuazione delle aree sensibili

Allegato 7 - Parte a - zone vulnerabili da nitrati di origine agricola
Parte b - zone vulnerabili da prodotti fitosanitari

Allegato 8 - Elenco indicativo dei principali inquinanti

Allegato 9 - Aree protette

Allegato 10 - Analisi economica

Allegato 11 - Elenco indicativo delle misure supplementari da inserire nei programmi di misure.

Riporto di seguito una delle varie tabelle contenute nell'allegato 5 del d.lgs. con alcuni valori limite, riguardanti gli scarichi in corsi d'acqua superficiali. In totale questi valori sarebbero 51 ne ho elencati 10 scelti per la loro rappresentatività relativa ad un ciclo di fabbricazione come quello di Sarego. Appare ovvio che i limiti vengono applicati per tutte le realtà produttive, ma in ognuna di esse vengono monitorati con maggior frequenza alcuni valori piuttosto che altri, in relazione al ciclo produttivo.

Numero parametro	Sostanze	unità di misura	scarico in acque superficiali
1	pH		5,5-9,5
2	temperatura	*vedi nota 1	
3	colore	non percettibile con diluizione 1:20	
4	odore	Non deve essere causa di molestie	
5	Materiali grossolani	Assenti	
6	Solidi sospesi totali	mg/L	≤80
7	BOD5	mg/L	≤40
8	COD	mg/L	≤160
26	Cloro attivo libero	mg/L	≤0,2
42	Tensioattivi totali	mg/L	≤2

Per i corsi d'acqua la variazione massima tra temperature medie di qualsiasi sezione del corso d'acqua a monte e a valle del punto di immissione non deve superare i 3°C.

Tabella 3 allegato 5 del decreto del 3 Aprile 2006, contiene i limiti di emissione di scarichi industriali in acque reflue superficiali.

2. TRATTAMENTO PRIMARIO PER PRECIPITAZIONE CHIMICA

È intuibile che il fine ultimo della depurazione sia quello di separare dall'acqua tutto ciò che H₂O non è, dunque tutto ciò che la “inquina”. Nella precipitazione chimica questo è chiaramente visibile, è infatti costituita da metodiche nelle quali viene eseguito un primo screening, permettendo una fisica separazione (precipitazione o flocculazione) con l'ausilio di prodotti chimici.

I trattamenti di precipitazione chimica sono stati i primi e propri trattamenti “spinti” delle acque di rifiuto tant'è vero che apparvero in Francia nel 1740 e in Inghilterra nel 1762; nel secolo scorso a partire dal 1870 furono ampiamente utilizzati ed al giorno d'oggi li troviamo solitamente affiancati ad altri processi.

Nel nostro caso le acque destinate al trattamento con biodischi subiscono prima un processo chimico fisico al fine di presentarsi ai CBR con un discreto grado di inquinamento.

Chi ha lavorato in cartiera non potrà non essersi imbattuto in concetti come la sedimentazione, lo stato colloidale, la ritenzione ed il potenziale Z, sia per chi è in reparto fabbricazione, sia per chi gestisce le acque di scarico soprattutto se in stabilimento è presente il ciclo di patinatura. Le acque di patinatura subiscono un trattamento primario (cono decantatore patina) prima di incontrare le acque di scarto del processo, e successivamente assieme ad esse essere ulteriormente trattate nell'ultima vasca di decantazione.

Prima di elencare e descrivere tecnicamente questi cicli è necessario un piccolo approfondimento, sui concetti che accomunano questi processi. Le acque che devono essere trattate si presentano come sistemi stabili, ovvero i vari pigmenti sono dispersi nel solvente acquoso, questo a causa delle loro dimensioni o peso specifico, e se non si interviene chimicamente o meglio elettrochimicamente risulta impossibile separarli (considerando ovviamente tempi ed energie applicabili ragionevoli).

2.1 Cenni sulle soluzioni, sospensioni e stato colloidale

Le soluzioni sono costituite da ioni o molecole singole o piccoli aggregati molecolari (da 1 a 1000 atomi) disciolte in un solvente. Le particelle disciolte sono estremamente piccole, con diametri particellari inferiori a 0,001 µm. Esse non sono osservabili neppure al microscopio elettronico e attraversano agevolmente le membrane *dializzatrici*.

Le sospensioni sedimentabili contengono grossi aggregati molecolari, con diametri particellari oltre 0,1 µm. Le particelle della fase dispersa sono osservabili al comune

microscopio e spesso anche ad occhio nudo; tendono a sedimentare e sono separabili dalla fase disperdente per filtrazione su comune carta da filtro o per decantazione.

Lo stato colloidale è intermedio fra quello delle soluzioni vere e proprie e quello delle sospensioni sedimentabili. Le dispersioni colloidali (impropriamente dette soluzioni colloidali) sono costituite da aggregati molecolari disciolti in un solvente (fase disperdente). *Le particelle disciolte* (fase dispersa) hanno diametri particellari compresi fra 0,001 e 0,1 μm ; illuminate trasversalmente danno luogo al fenomeno di Tindall. Esse sono osservabili al microscopio elettronico, attraversano agevolmente la carta da filtro, ma non le membrane dializzatrici. **Le particelle colloidali**, non sono mai in quiete, ma soggette al **moto Browniano** (movimento disordinato, dovuto agli urti con le molecole del liquido in continua agitazione termica). Finché le particelle restano piccole, la sedimentazione (moto ordinato dovuto alla gravità) è sopraffatta dall'agitazione termica.

2.2 La sedimentazione

La velocità di sedimentazione, *a parità di altre condizioni*, dipende dal diametro delle particelle, in base alla legge di Stokes.

I dati riportati nella tabella seguente sulla velocità di sedimentazione per particelle di vario diametro, sono stati calcolati teoricamente.

Sostanze sospese	Diametro particellare μm	Tempo di caduta da 1 m
Ghiaia	10000	1,5 sec
Sabbia grossa	1000	6 sec
Sabbia fine	100	3 min
Limo	10	3 ore
Batteri	1	300 ore
Argilla	0,1	1500 giorni
Sospensioni colloidali	0,01	450 anni

Tab. 2.1. Influenza del diametro delle particelle (supposte sferiche, prive di carica elettrica, con densità 2,6) sospese in acqua, sul tempo di sedimentazione da 1 m di altezza.

In pratica, solo le sospensioni di particelle con diametri superiori a 10 μm richiedono tempi di sedimentazione accettabili in campo industriale. Come avremo modo di approfondire successivamente, le sospensioni finemente disperse sedimentano con gran difficoltà, risultando sistemi stabili, (altrimenti non sarebbero disperse) questo può essere provocato oltre che dal piccolo diametro particellare, **anche da equilibri di forze elettrochimiche instaurati tra le particelle.**

2.3 Il potenziale Z e il doppio strato dielettrico

Consideriamo un sol formato da ioduro di argento (AgI) in acqua: in teoria gli ioni Ag^+ e I^- che costituiscono il solido, a seguito delle interazioni elettrostatiche presenti in soluzione acquosa, dovrebbero collidere continuamente formando aggregati sempre più grandi e conseguentemente precipitare per formazione di AgI insolubile. In realtà questi colloidi sono molto stabili addirittura per anni. Evidentemente esiste un fattore elettrostatico che governa tale stabilità.

Effettuando l'elettroforesi di una tale soluzione si nota che tutte le particelle del sol migrano **totalmente** verso un solo elettrodo; è quindi presente una carica univoca adsorbita sulla superficie. In effetti la termodinamica ha dimostrato l'esistenza del cosiddetto **doppio strato elettrico**: AgI assorbe sulla sua superficie lo ione presente in eccesso dando, rispettivamente, l'aggregato $[\text{AgI}]\text{I}^-$ o $[\text{AgI}]\text{Ag}^+$ circondato dai rispettivi controioni Ag^+ e I^- (o altri, presenti in soluzione) che neutralizzano la carica totale. Schematizzando, possono aversi specie come $[\text{AgI}]\text{I}^- | \text{Ag}^+$ e $[\text{AgI}]\text{Ag}^+ | \text{I}^-$.

Un siffatto doppio strato elettrico origina un potenziale denominato **potenziale zeta** ovvero **potenziale elettrocinetico**, simboleggiato con ζ , il quale è tanto maggiore quanto è distante il confine tra il doppio strato e il punto di elettroneutralità in cui termina la sua influenza.

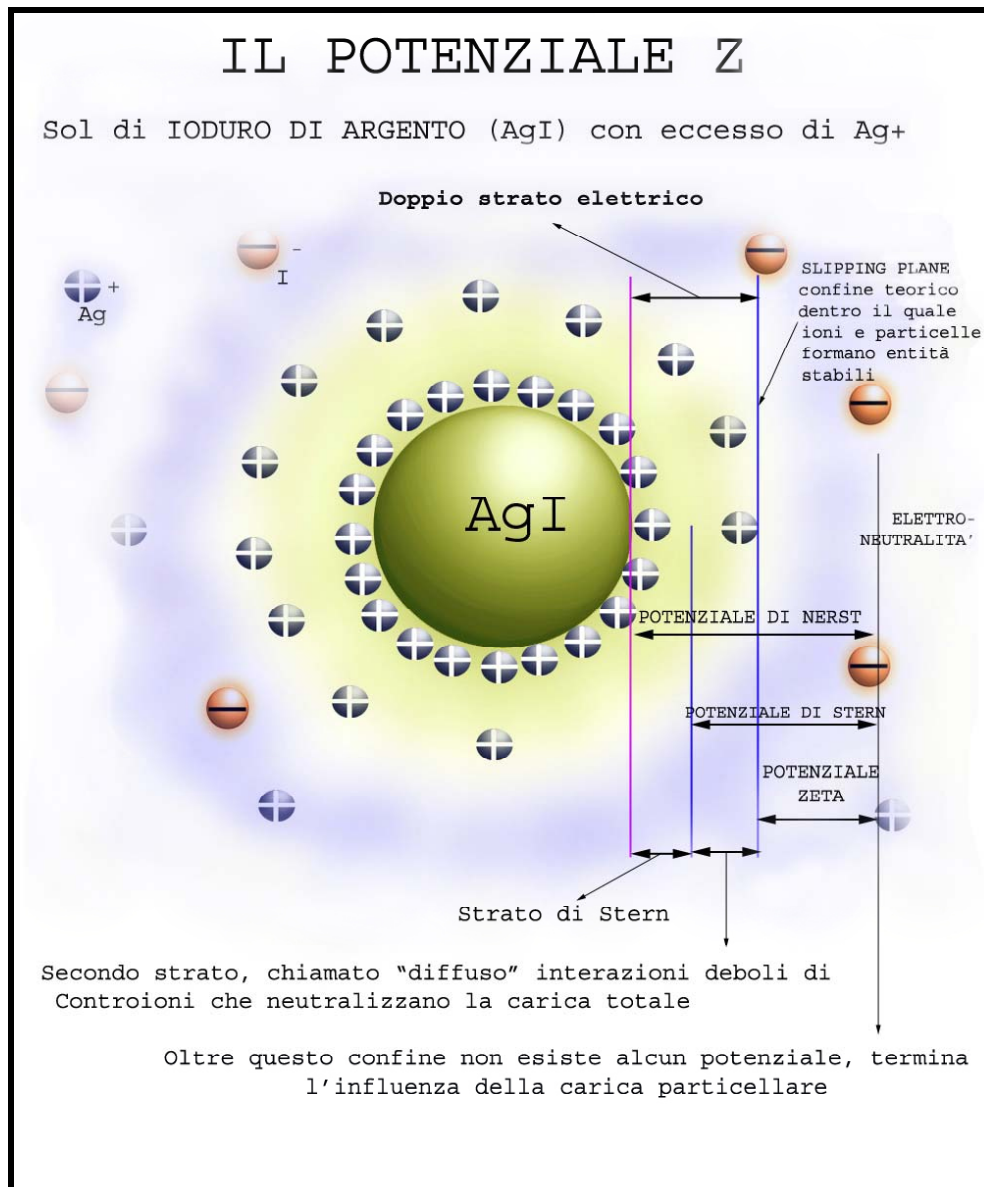
Tale potenziale può essere ricavato dall'equazione di Henry:

$$U_e = \frac{2 \cdot \varepsilon \cdot \zeta \cdot f(ka)}{3 \cdot \eta} \implies \zeta = \frac{U_e \cdot 3 \cdot \eta}{2 \cdot \varepsilon \cdot f(ka)}$$

U_e mobilità elettroforetica (velocità di migrazione in campo elettrico applicato).

ε costante dielettrica. Permettività elettrica (nel Sistema Internazionale), o impropriamente costante dielettrica nel linguaggio comune, compare nella legge di Culomb e varia secondo il materiale in cui sono immerse le cariche elettriche, si misura in fard su metro, nei mezzi si indica con ε . Risulta massima nel vuoto e diminuisce al crescere della permittività relativa. Maggiore è la costante dielettrica di un mezzo, più esso presenterà caratteristiche isolanti. Nel caso dell'aria, la permittività elettrica è $\varepsilon_r = 1,00059$, approssimata a 1 che è il valore assegnato alla costante dielettrica nel vuoto. L'aria è l'unico mezzo fisico che viene assimilato allo spazio vuoto.

ζ potenziale zeta, $f(ka)$ la funzione di Henry, η viscosità del solvente



Schema 2.1: Il potenziale Z

Gli ioni che si trovano all'interno del confine delimitato dallo **slipping plane** seguono la particella nei suoi spostamenti.

- La differenza di potenziale esistente fra la superficie della particella ed il punto di elettroneutralità, è detta **potenziale di Nerst**.
- La differenza di potenziale fra lo strato stazionario ed il **punto di elettroneutralità**, si chiama **potenziale Zeta**.
- Il **punto di elettroneutralità** di due particelle (identiche nel medesimo sol) corrisponde ad un limite chimico fisico, all'esterno di esso l'influenza elettromagnetica delle particelle non ha alcun effetto.

Maggiore è il valore del potenziale zeta maggiore sarà la stabilità del sistema. Il potenziale zeta stabilizza le soluzioni colloidali, opponendosi alla collisione fra due o

più particelle vaganti. La presenza di potenziale Z indica dunque un difetto di ioni di carica opposta alla particella capaci di neutralizzarne la carica nel doppio strato, questo causa una zona più o meno ampia di ulteriore influenza della particella colloidale sul sistema. Di conseguenza un'alta concentrazione nella soluzione di particelle colloidali identiche (con medesima carica ed un alto potenziale, dunque un ampio raggio di influenza) causa una continua repulsione tra le medesime particelle, l'impossibilità di collidere e la stabilità del sistema. Con un potenziale Z uguale a 0 il punto di elettroneutralità corrisponderà allo spilling plane, il confine del doppio strato, questo permetterà oltre che la collisione anche una "unione" dei nuclei particellari che potranno condividere ioni di carica opposta, questo ne permette l'agglomerazione e la precipitazione.

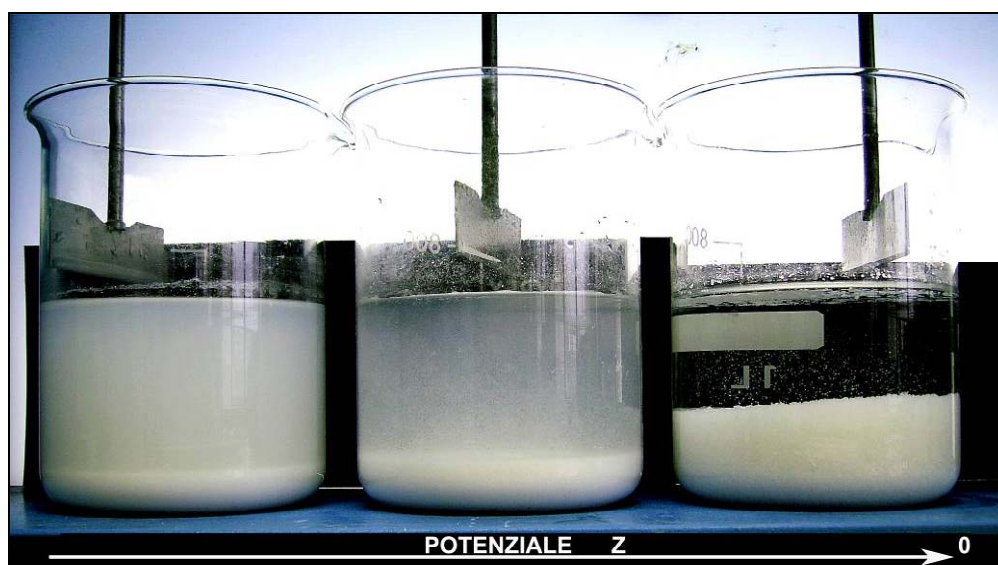


Fig. 2.2 effetto della coagulazione, in relazione al potenziale Z

2.4 Meccanismo d'azione dei flocculanti

Come abbiamo appena avuto modo di vedere, le particelle colloidali (organiche ed inorganiche), si trovano in uno stato di sospensione stabile per effetto dell'azione di repulsione reciproca determinata dalle cariche elettriche dello stesso segno (in genere negativo), queste possono essere destabilizzate con l'aggiunta di reagenti chimici, con conseguente coagulazione (più specificatamente "pericinetica o elettrocinetica") che si verifica con elevata velocità all'atto stesso del contatto con i reagenti chimici (**fase di coagulazione**), la destabilizzazione si manifesta con un avvicinamento reciproco delle particelle colloidali, potendo, una volta annullata o ridotta la carica elettrica, avere la predominanza delle forze di attrazione reciproca molecolare fra le singole particelle (**forze Van der Waals**).

La carica elettrica viene dunque ridotta o annullata per mezzo dell'aggiunta di elettroliti i quali provocano uno squilibrio di cariche che altererà l'equilibrio

elettrostatico provocando la “*flocculazione indotta*”, l’addensamento delle particelle, con formazione di fiocchi pesanti che sedimentano velocemente.

Gli ioni attivi come coagulanti devono possedere carica opposta a quella della particella colloidale. Aumentando la concentrazione dell’elettrolita, aumenta anche la concentrazione dei suoi ioni nello strato stazionario, con effetto schermante sul potenziale zeta che diminuirà fortemente. Il potere coagulante aumenta notevolmente al crescere della valenza dello ione. *La coagulazione del colloide è dunque causata dalla diminuzione del potenziale zeta, dovuta all’adsorbimento di ioni di segno opposto a quello della particella colloidale.* L’adsorbimento ionico aumenta all’aumentare della carica ionica e ciò spiega l’enorme effetto di questo parametro sulla coagulazione. La teoria dell’adsorbimento, spiega anche l’effetto del pH sulla coagulazione: infatti, gli ioni H^+ e OH^- sono notoriamente tra quelli che vengono più fortemente adsorbiti. L’aumento della temperatura generalmente accelera il processo di coagulazione, non solo perché fa diminuire la viscosità del liquido disperdente, ma soprattutto perché aumenta l’energia cinetica delle particelle e quindi la frequenza delle loro collisioni. La diminuzione del potenziale zeta, sebbene importante, non è sufficiente da sola a giustificare il complesso fenomeno della coagulazione. Infatti, a volte la coagulazione è lenta anche con bassi potenziali zeta, e altre volte essa si verifica in modo soddisfacente con valori alti di detto potenziale. In effetti, la maggiore efficacia dei cationi bi e trivalenti nell’indurre la coagulazione, non dipende soltanto dall’effetto deprimente sul potenziale zeta, ma anche dal fatto che essi, in ambiente neutro od alcalino formano sali o idrossidi fioccosi e poco o pochissimo solubili. Questi fiocchi sedimentano rapidamente trascinando le particelle colloidali sospese, in parte per azione elettrostatica, ed in parte per semplice azione meccanica. La coagulazione consta di due fasi successive: la prima chiamata coagulazione pericinetica inizia con la diminuzione del potenziale zeta, instabilizzazione del colloide e termina con la formazione dei microfocchi. La seconda coagulazione ortocinetica consistente nell’agglomerazione dei microfocchi, in fiocchi grossi e pesanti, facilmente sedimentabili (flocculazione).

I fattori principali che influenzano il processo di coagulazione, sono:

- pH della soluzione
- temperatura
- tempo di reazione
- dosaggio dei reagenti
- ordine di aggiunta dei reagenti
- velocità di agitazione

Per ciò che riguarda il pH e la temperatura, si rimanda alle precedenti considerazioni. Il tempo di reazione è pure molto importante per consentire ai fiocchi l’ingrossamento

necessario ad una rapida sedimentazione. Per tale motivo, si consiglia di lasciar ultimare la coagulazione pericinetica prima di introdurre l'acqua trattata, nel bacino di decantazione ove si conclude la coagulazione ortocinetica. Le quantità e l'ordine di aggiunta dei reagenti, hanno spesso un'importanza determinante, indicando che ciascun flocculante agisce con un suo particolare meccanismo chimico fisico.

Al crescere della velocità di agitazione, migliorano le caratteristiche di sedimentabilità dei fiocchi, ma solo fino a un dato limite, oltre il quale esse peggiorano bruscamente fino ad annullarsi. Infatti con un'agitazione eccessiva il moto del fluido da laminare diventa turbolento ed i vortici che ne conseguono, rompono per azione puramente meccanica i fiocchi già formati. ***La coagulazione-flocculazione è pertanto la trasformazione di sostanze colloidali, non sedimentabili, in sostanze sedimentabili, cioè in fiocchi che in una successiva fase di sedimentazione, possono essere agevolmente raccolti sul fondo della vasca o comparto di sedimentazione, sotto forma di fango.***

2.4.1 Reagenti coagulanti

Da quanto affermato precedentemente, emerge che un buon reagente coagulante per il trattamento delle acque deve essere un elettrolita idrosolubile, innocuo, di basso costo e possedere carica ionica bi o meglio trivalente, di segno opposto a quella del colloide che si desidera flocculare; pertanto si usano flocculanti cationici per colloidali anionici e viceversa. Fin dal secolo scorso i reattivi più adatti sono i Sali di ferro e di alluminio e specificatamente:

- Policloruro di alluminio (PAC)
- Solfato di alluminio
- Solfato ferroso e ferrico
- Cloruro ferrico

Il Policloruro di Alluminio (cloruro basico di alluminio) $\text{Al}_2(\text{OH})_4\text{Cl}_2$ (PAC) è un prodotto complesso polimolecolare dalla formula generale $\text{Al}_n(\text{OH})_n\text{Cl}_{3n}$. Si tratta di un coagulante per il trattamento chimico del liquame; la sua azione coagulante è poco influenzata dal pH e si esplica bene in un campo compreso fra pH5 e pH10; la sua azione flocculante non richiede l'interazione con l'alcalinità dell'acqua: per queste particolarità, il prodotto ha caratteristiche ancora migliori del cloruro ferrico. Il PAC ha un'azione acida.

Il solfato di alluminio fornisce una buona coagulazione sia in fase pericinetica, sia ortocinetica, con formazione di idrossido di alluminio bianco fioccoso.

Il valore ottimale del pH è di 6,3 - 6,5. Il dosaggio di questo coagulante dipende dal carico inquinante dell'acqua e può variare da 50 a 200 mg/l.

I sali metallici citati, oltre ad agire con la meccanica indicata, agiscono anche con una coagulazione per “raccolta” (“sweep coagulation”), nel senso che, combinandosi con l’alcalinità dell’acqua dovuta ai bicarbonati ivi naturalmente presenti, danno luogo alla formazione di micro fiocchi di idrossidi che, nel loro moto nell’acqua, adsorbono e “catturano” le particelle precedentemente destabilizzate dallo stato colloidale.

Ioni carichi positivamente, (“cationi”) presentano una loro capacità coagulante nei riguardi delle particelle inquinanti cariche elettronegativamente, ma con gli ioni metallici trivalenti risulta particolarmente efficace, come evidenziato dalla seguente scaletta comparativa (Miller).

Ione	Potere coagulante
K^+	1,2
H^+	25
Ca^{++}	63
Cu^{++}	52
Fe^{++}	2500
Al^{+++}	50000

Tab. 2.2 Tabella di Miller potere coagulante.

Questi prodotti minerali vengono aggiunti all’acqua con dosaggi dello ione metallico (cioè di Fe o Al) di 10/40 mg/l (ad esempio i dosaggi di Al_2SO_4 sono di 70-300 mg/l, e di $FeCl_3$, di 40-200 mg/l).

2.4.1.1 Ausiliari alla coagulazione

Vengono inoltre utilizzati come ausiliari alla flocculazione prodotti quali, *silice attivata ed i polielettroliti* che favoriscono l’azione di agglomerazione dei fiocchi nella fase di flocculazione. La loro azione sui fiocchi sviluppa con un “rinforzo” della loro consistenza: essi creano una struttura reticolata, formando dei “ponti” fra le varie particelle di fiocchi, costituendo cioè delle “catene” stabili e robuste, i fiocchi risulteranno dunque resistenti ad azioni meccaniche che si verificano nelle fasi di flocculazione e sedimentazione (dosaggio 0,2-1 mg/l).

Dopo la coagulazione di un colloide elettronegativo, i cationi polivalenti del coagulante, adsorbiti sulla superficie delle particelle, possono indurre l’inversione di carica elettrica e del potenziale zeta. Le particelle tornano a respingersi per la loro carica non più negativa, ma positiva. Ciò comporta l’arresto dell’accrescimento particellare nella fase ortocinetica. Per superare tale difficoltà si ricorre agli ausiliari di coagulazione, sostanze che coadiuvano, anche a piccole dosi, l’azione dei reagenti coagulanti. Per i coagulanti cationici occorrono ausiliari di tipo anionico. Gli anioni

dell'ausiliare, adsorbiti sulle particelle con carica invertita, diminuiscono nuovamente il potenziale zeta ed il processo d'aggregazione riparte. I più importanti vantaggi degli ausiliari di coagulazione sono:

- aumento della velocità di sedimentazione dei fiocchi
- assetto più compatto e maggiore disidratabilità di fanghi
- diminuzione della torbidità dell'effluente finale
- allargamento dell'intervallo del pH di lavoro
- diminuzione delle dosi di coagulante richieste

Molto impiegati come ausiliari della coagulazione sono i flocculanti organici del tipo polielettroliti, che possono essere sia anionici che cationici, e con peso molecolare variabile.

I *Polielettroliti* sono composti organici macromolecolari (polimeri) fabbricati a partire da prodotti naturali (alginati, amidi) sia interamente che sintetici.

Una volta in sospensione nell'acqua, forniscono delle soluzioni colloidali, le cui molecole (per i tipi anionici e cationici), sono cariche elettricamente; essi sono classificabili in tre categorie:

A) anionici, essenzialmente poliammidi a gruppi carbossilici sostituiti con cariche negative, o con peso molecolare pari a 2-10 (milioni) ed in KD.

B) non ionici, senza carica, piliacrilammidi, oppure derivati dall'amido, con peso molecolare di 1 milione.

C) cationici, con carica positiva, derivati cationici dell'amido oppure delle acrilammidi, peso molecolare 1-1,5 milioni.

2.5 Vasca di sedimentazione

Il principio secondo il quale viene progettata e dimensionata una vasca di sedimentazione è finalizzato ad ottimizzare i tempi di decantazione dei materiali solidi presenti nelle acque, per materiali solidi intendo in primo luogo i fiocchi formati con l'utilizzo di flocculanti. Ovviamente il parametro di dimensionamento principale è la portata, attraverso questa ed il volume del decantatore si ottiene il tempo di permanenza dell'acqua. Nel nostro stabilimento è di circa 3,3 ore.

Generalmente queste vasche hanno quattro stazioni; nella prima stazione avviene l'effettiva coagulazione dei fiocchi attraverso un'azione di forte agitazione (con soffi di aria compressa immersi, o agitatori ad elica) si assicura in tal modo la completa saturazione dei siti di legame delle lunghe molecole che compongono i flocculanti dosati prima dell'ingresso nella vasca.

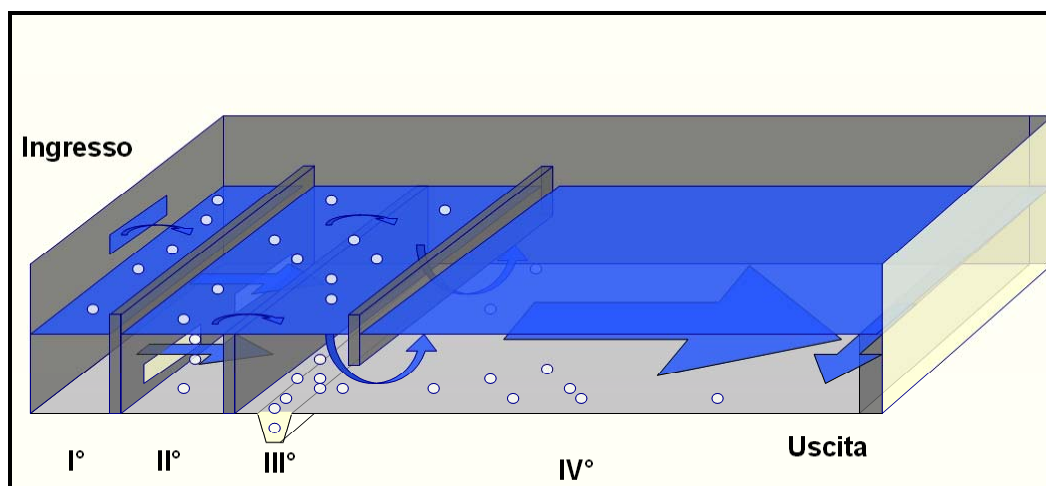


Fig. 2.2: Schema esemplificativo della suddivisione in stadi del vascone decantatore.

Ovviamente in questa stazione il liquame permarrà per breve tempo circa 20', per entrare successivamente nel secondo stadio attraverso fessure presenti sul fondo della vasca nel muretto di separazione vedi figura 2.2.

Nel secondo stadio si assicura il completamento della reazione, e questa volta per stramazzo entra nel terzo stadio dove inizia il processo di sedimentazione.

Nel quarto ed ultimo stadio, dove l'acqua permane per circa 2,3 ore si completa la fase di decantazione, sempre attraverso uno stramazzo si immette infine nella canaletta di uscita per poi entrare nel trattamento biologico.



Fig.2.2: Primo stadio.

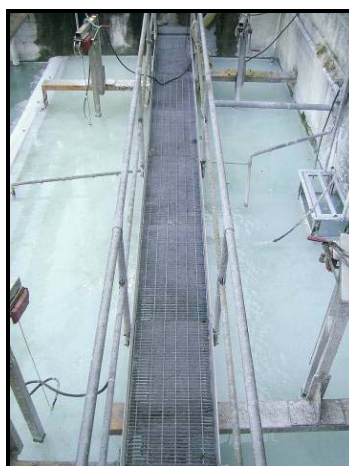


Fig.2.3: Primo e secondo.



Fig.2.4: Secondo stadio.



Fig.2.5: Stramazzo dal secondo al terzo stadio.



Fig.2.6: Quarto stadio (di permanenza).



Fig.2.7: Canaletta di uscita.

3. I PRINCIPI BIOCHIMICI DELLA DEPURAZIONE BIOLOGICA

La depurazione biologica consiste nell'utilizzo di biomassa (o più precisamente del suo metabolismo) per la depurazione di acque. Per biomassa si intende materia vivente, in questo caso potrebbero essere alghe, piante acquatiche o più comunemente batteri; questi possono trovarsi sia dispersi in acqua, che adesi su specifici supporti. La depurazione biologica trova vastissime applicazioni e diverse tipologie di impiego, il principio di funzionamento di questi impianti fu ideato nel 1913 dagli inglesi Arden e Lockett, i quali proposero un sistema allora rivoluzionario; in seguito lo sviluppo di questa tecnologia, come di tutte quelle destinate alla depurazione, ha subito un notevole incremento dettato da un aumento della sensibilità ambientale da parte delle comunità.

Se il liquame è inquinato da sostanze biodegradabili e non sono presenti composti tossici o inibenti per i microrganismi, il sistema depurativo più conveniente è appunto quello biologico. Questo consiste nel riprodurre, in tempi e spazi contenuti ciò che avviene normalmente in natura, dove le sostanze di rifiuto vengono degradate da opportuni microrganismi demolitori che la trasformano in composti minerali i quali rientrano a far parte dei cicli essendo assimilabili dagli organismi vegetali.

I depuratori biologici sono quindi essenzialmente impianti in cui si realizza, in vari modi, il contatto tra liquame da depurare e una grande massa di microrganismi degradatori. A seconda che i microrganismi lo richiedano o meno, il processo può svolgersi in presenza o in assenza di ossigeno. Nel primo caso si parla di ossidazione biologica o degradazione aerobica, nel secondo caso di fermentazione o degradazione anaerobica. Molti ceppi di microrganismi possono svolgere entrambe le funzioni; chiamati facoltativi, questi si distinguono dagli aerobi stretti o anaerobi stretti che sono unicamente specializzati in una delle funzioni e non possono sopravvivere in condizioni diverse.

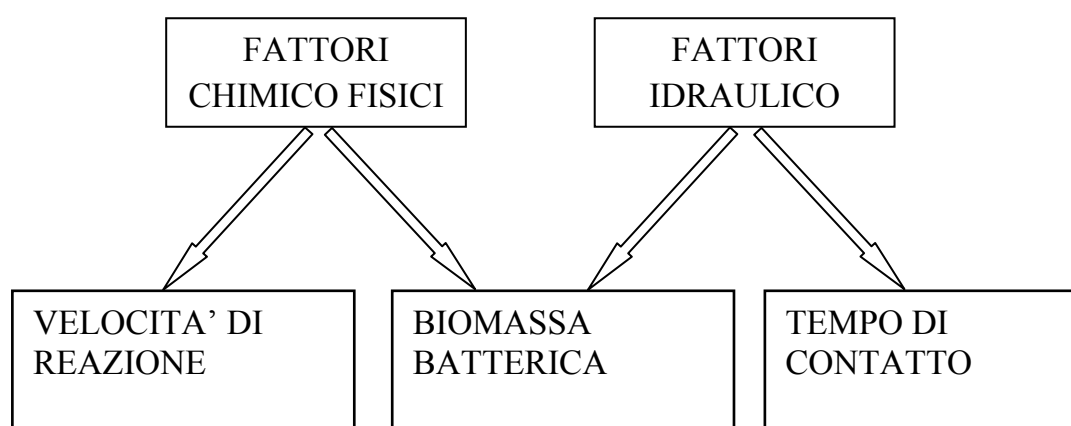
Gli impianti di depurazione biologica possono essere costruiti per operare uno o l'altro dei due principi ma non con entrambi contemporaneamente. Le strutture reattive sono infatti profondamente diverse. Nel caso di impianti aerobi, si forniscono grandi quantità di aria (o di ossigeno) alle masse biologiche, nel caso di impianti anaerobi queste devono essere protette anche dal contatto di aria atmosferica. I due tipi di impianto hanno applicazioni diverse.

L'ossidazione biologica del substrato organico si basa dunque sull'attività di batteri aerobici, questi ad opera del loro metabolismo demoliscono i composti organici attraverso l'inglobamento delle sostanze sospese non sedimentabili nella biomassa stessa. I batteri coinvolti in questo processo utilizzano come fonte metabolica, il carico

inquinante presente nelle acque destinate alla depurazione, il quale verrà trasformato in materiale cellulare; a ciò consegue un accrescimento del fango (aumento della popolazione batterica che lo compone) a questo accrescimento si opporrà una frazione di fango in esubero che dovrà necessariamente essere smaltito.

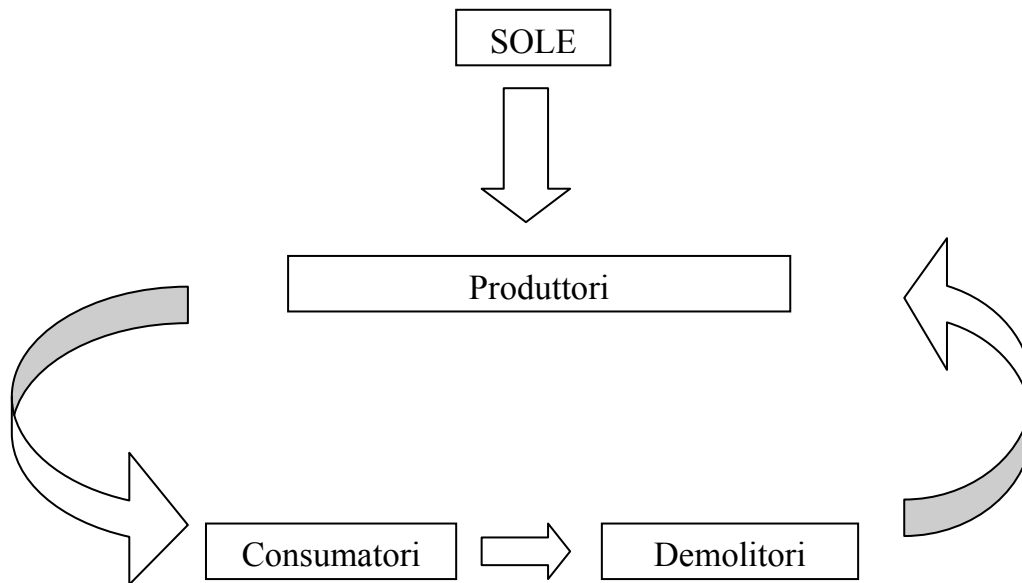
Tra i principali parametri dimensionali che consentono l'equilibrio dinamico del sistema troviamo dunque: la velocità della reazione biologica v , il volume di biomassa batterica che vi opera x , e il tempo di contatto t tra il substrato in soluzione e la biomassa batterica.

Questi tre fattori principali soggiacciono all'influenza di fattori secondari, come quelli chimici, fisici ed ambientali oltre che ai fattori idraulico-impiantistici. Questi parametri dimensionali sono dunque uno strumento utile per monitorare l'efficienza dell'impianto.



Schema 3.1: Dipendenza dei tre principali fattori responsabili della depurazione biologica.

Come accennato precedentemente il “motore” principale del sistema di depurazione biologica, sono i batteri, organismi unicellulari di dimensioni dell'ordine di del μm (millesimo di millimetro) possono esistere come singole cellule o aggregati di diverse forme cocchi bacilli, vibrioni, spirilli. Al fine di questo lavoro è fondamentale sottolineare in primo luogo il compito principale di questi organismi (nel ciclo ecologico) cioè quello di demolire i prodotti di rifiuto derivati dal metabolismo dei consumatori (regno animale) e trasformarli in composti nuovamente disponibili ai produttori (regno vegetale).



Schema 3.2: Il flusso energetico.

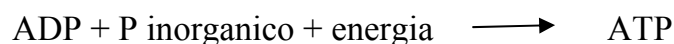
3.1 Respirazione e sintesi

I processi biologici della sintesi e della respirazione, avvengono necessariamente nello stesso tempo anche se l'attività dell'una o dell'altra è più o meno marcata in determinate condizioni fisiologiche od ambientali; ciò in dipendenza del fatto che nessuna attività biologica è possibile se manca l'energia necessaria a compierla. Oltre a questo vincolo di tipo energetico si verifica che a livello biologico le reazioni a cui ricorrono i due processi sono spesso identiche, non solo, ma gli stessi materiali possono essere utilizzati a seconda delle esigenze fisiologiche per l'una o per l'altra via.

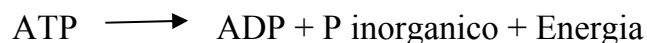
Il ciclo di Krebs e la catena citocromica sono il principale sistema di reazioni di approvvigionamento energetico del catabolismo batterico, il quale immagazzina e riutilizza l'energia sotto forma chimica come ADP e ATP (adenosindifosfato 2F e adenosintrifosfato 3F).

APT: Adenosintrifosfato, composto chimico fondamentale nei processi metabolici perché in esso viene immagazzinata l'energia di legame liberata dalla cellula nelle reazione di ossidazione (respirazione) e poi utilizzata dalla cellula per le varie reazioni che si svolgono al suo interno.

Il catabolismo realizza la reazione di immagazzinamento energetico tramite la seguente reazione schematica:



L'anabolismo utilizza l'energia immagazzinata tramite la reazione inversa:



In tal modo si realizza il continuo passaggio energetico tra le strutture atte alla respirazione e a quelle atte alla sintesi.

3.1.1 La respirazione

Lavoiser: “ *la respirazione non è altro che una lenta combustione di carbonio e idrogeno, completamente simile a quella che avviene in una lanterna o in una candela e quindi, da questo punto di vista gli animali che vivono sono dei veri corpi combustibili che bruciano e consumano se stessi. Si può dire che questa analogia tra la combustione e la respirazione non era sfuggita all'attenzione dei poeti, o meglio dei filosofi dell'antichità, e che essi l'avevano spiegata e interpretata. Questo fuoco rubato al cielo, questa torcia di Prometeo, non rappresenta soltanto un'ingegnosa idea poetica, ma è anche l'immagine dell'opera della natura, almeno per gli animali che respirano, si può quindi dire che la torcia della vita illumina se stessa dal momento che il bambino trae il primo respiro e non si spegne mai fino alla morte*”.

(Da una memoria di Armand Seguin e Antonie Lavoiser 1789 e citata da Lavoiser (1862) Ouvres de Lavoiser, Imprimerie Impériale, Parigi).

Ho voluto utilizzare questa citazione per ricordare al lettore che tutti i processi anche quelli biologici, non vanno osservati solo con sguardo tecnicistico, altrimenti limiteremmo la nostra visione.

Le sorgenti più comuni di carbonio cellulare per i microrganismi sono il carbonio organico e la CO₂. Organismi che usano carbonio organico per la formazione di tessuto cellulare sono chiamati eterotrofi, organismi che usano CO₂ sono chiamati autotrofi. La trasformazione di CO₂ in tessuto cellulare richiede più energia quindi i batteri autotrofi crescono più velocemente. L'energia richiesta per la sintesi cellulare viene fornita da una reazione di ossidazione chimica.

Tutte le reazioni di ossidoriduzione richiedono un accettore di elettroni; quando si impiega ossigeno molecolare come accettore di elettroni nel metabolismo, il processo è chiamato respirazione e gli organismi sono chiamati aerobici. In assenza di ossigeno, i

composti inorganici ossidati come nitrati e nitriti possono essere accettori di elettroni per alcuni microorganismi che sono chiamati anossici o anaerobici.

Da un punto di vista chimico, una cellula batterica è costituita per circa l'80% da acqua e per il restante 20% da materia secca, quest'ultima costituita approssimativamente dal 90% di sostanza organica e dal 10% di sostanza inorganica. La frazione organica della sostanza cellulare può essere rappresentata con una formula bruta che tiene conto del rapporto in peso tra gli elementi più importanti; una delle più utilizzate è $C_5H_7NO_2$.

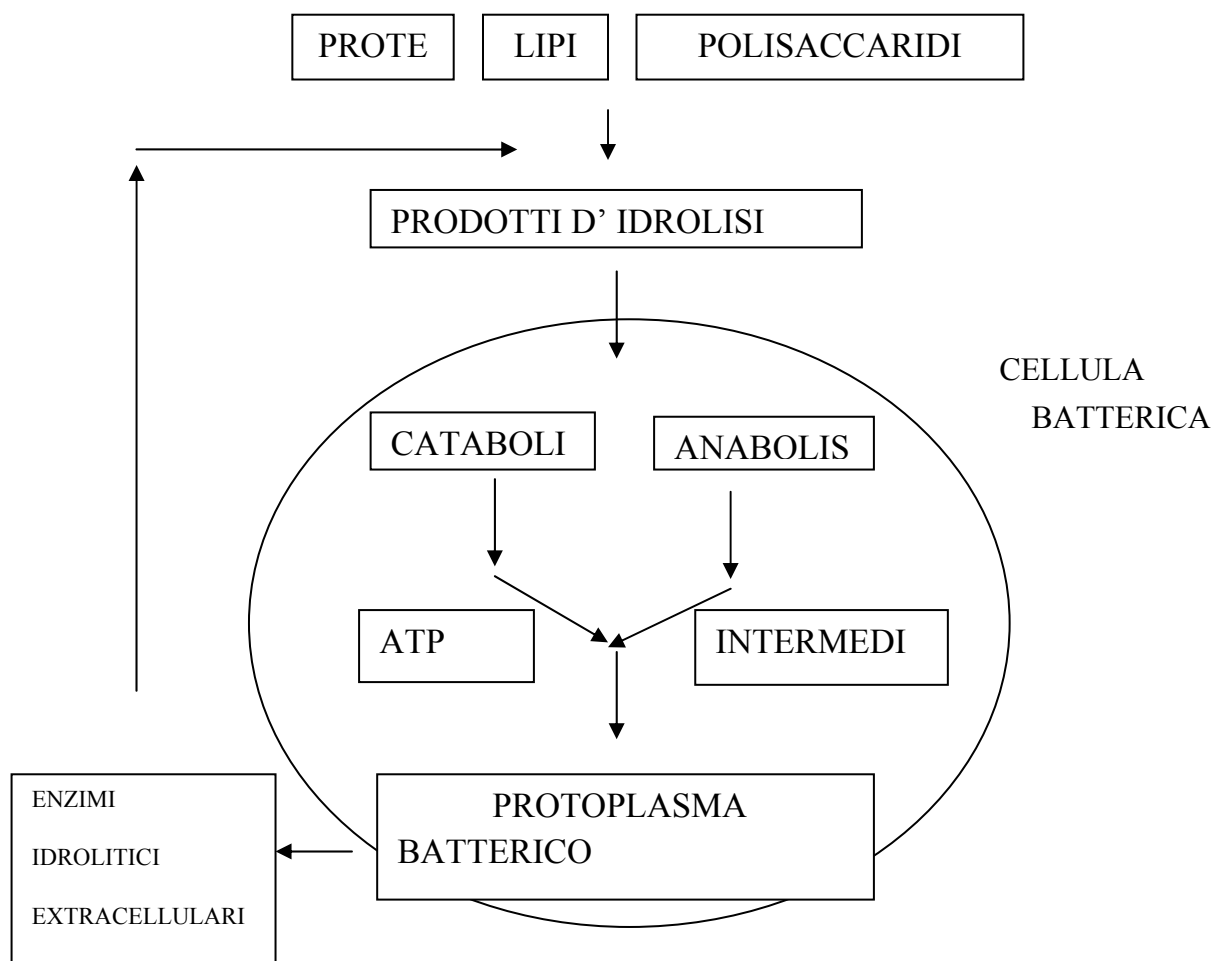
Le sostanze utilizzate (nei nostri processi di degradazione) dai batteri per il loro metabolismo sono i composti organici carboniosi biodegradabili disciolti (batteri eterotrofi). Ne consegue che i batteri eterotrofi sono i principali artefici della rimozione biologica del COD e del BOD disciolto.

3.1.2 La sintesi

La sintesi è il processo mediante il quale un batterio produce i materiali necessari alla sua crescita e, dal momento che si moltiplica per scissione binaria, anche per la riproduzione. Quando si parla di sintesi va fatta innanzitutto una distinzione tra batteri dal punto di vista nutrizionale.

Come appena accennato gli atomi che compongono il batterio sono per la maggior parte C, H, O, N, inoltre in piccola quantità alcuni elementi quali: P, S, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mo, Co, Mn, Zn, Cu. Tutti questi atomi costituiscono i mattoni necessari alla costruzione delle macromolecole biologiche di cui necessita il microorganismo; principalmente grassi, carboidrati, proteine ed acidi nucleici.

Tali composti organici macromolecolari vengono prodotti all'interno delle cellule dalle reazioni biochimiche le quali sfruttano l'energia ottenuta col catabolismo e trasformata in ATP, (adenosintrifosfato, "la moneta di scambio") ne attuano la sintesi (la costruiscono) a partire da piccole molecole di composti semplici presenti nel mezzo acquoso preventivamente degradati per via enzimatica soprattutto per idrolisi, una reazione che ha la funzione di ridurre grosse molecole polimeriche in monomeri. Avviene così che lunghe catene di polisaccaridi (cellulosa ed amido), proteine, acidi nucleici vengono demolite in piccoli pezzi per poter essere assimilate nelle cellule e poi venire ricostruite con strutture quali identiche.



Schema 3.1: Demolizione e sintesi delle macromolecole organiche dalla sostanza inerte alla biomassa vivente.

3.2 N e F Sostanze indispensabili

Anche se come visto dalle formule empiriche, i maggiori costituenti cellulari sono C, H, O e cioè sostanze organiche, ciononostante la frazione degli elementi presenti in minori proporzioni ha una notevole importanza per la crescita batterica, la quale è da essi influenzata sia nel numero che nella specie (*per approfondimenti I Fattori limitanti Cap. 5 Basi di ecologia odum*).

Ciò è particolarmente valido per N e O che devono essere presenti in proporzioni piuttosto ragguardevoli, mentre gli oligoelementi (Ca, Mg, K, Mn, Fe, Co ed altri) sono richiesti solo in tracce per cui in genere si trovano sempre in eccesso nelle acque di scarico, anche in quelle di provenienza industriale.

Mentre le fonti di Azoto possono essere varie, NO₃, NO₂, NH₃, N organico, a seconda del tipo di metabolismo batterico, il fosforo è sempre richiesto come fosfato

inorganico. Le proporzioni in cui tali elementi sono richiesti variano al variare della velocità di crescita, in particolare sono alte in fase di crescita attiva (N=12% del secco totale) e più basse invece man mano che ci si avvicina ai livelli di respirazione endogena (N=5% del secco totale). Le proporzioni che BOD5 :N :F possono valere per condizioni di intensa velocità di crescita, e perciò alto carico organico sono le seguenti:

$$\text{BOD5} : \text{N} : \text{P} = 100 : 5 : 1$$

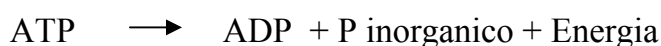
Mentre in condizioni endogene si può porre:

$$\text{BOD5} : \text{N} : \text{P} = 200 : 5 : 1$$

Tali rapporti sono in genere largamente soddisfatti nel caso di liquami civili, mentre sono deficienti di N o P in alcuni casi di scarichi industriali. Si provvede allora a calcolare tale deficit ed a colmarlo immettendo nello scarico sali di N e di P in genere come (NH₄)⁺ e (PO₄)⁻⁻⁻ evitando di usare nitrati perché sono facilmente soggetti a denitrificazione e produzione di N₂ gassoso che disturba la fase di sedimentazione.

Uno dei più importanti aspetti delle deficienze nutrizionali negli scarichi è il loro notevole effetto nella predominanza biologica. E' noto ad esempio che uno scarico con parziale deficienza di azoto favorirà **la proliferazione di filamentosi**.

La sintesi di tutte queste macromolecole ripercorre spesso in senso inverso le rimozioni enzimatiche che portano alla loro degradazione. In questo caso però, per sintetizzare, cioè creare dei legami chimici, bisogna consumare energia necessaria alla sintesi:



Naturalmente si misura un equilibrio dinamico per cui la produzione di energia e la sintesi (produzione e consumo di ATP) avvengono contemporaneamente e continuamente.

Siccome nelle reazioni metaboliche l'energia formata viene immagazzinata come ATP, la quantità di ATP prodotta per mole di sostanza metabolizzata dà la resa energetica e quindi anche una informazione della facilità di moltiplicazione di un batterio con un dato tipo di metabolismo.

3.3 Scelta del trattamento aerobico

Se confrontiamo l'ATP prodotto per la respirazione aerobica con quello prodotto per fermentazione anaerobica da una mole di glucosio, vediamo che la respirazione aerobica produce 5 volte in più di ATP che viene prodotto da un substrato e più materiale cellulare si forma.

Ne deriva che in condizioni anaerobiche il carbonio disponibile nel substrato utilizzato per la sintesi cellulare è minore che non condizioni aerobiche.

Questo fenomeno ha una grande importanza dal punto di vista pratico poiché in un sistema di trattamento aerobico, la quantità di substrato consumato (molecole degradate) e di conseguenza il fango biologico prodotto, è di quantità molto superiore (fino a cinque volte) rispetto a quello formato in condizioni anaerobiche, dunque l'efficienza di tale trattamento è altamente superiore rispetto ad un sistema anaerobico. Ovviamente il sistema aerobico è attuato quando tale processo permette di degradare tutte le molecole inquinanti presenti nelle acque di scarico, in alcuni casi invece sarà indispensabile utilizzare un processo anaerobico quando sono presenti nelle acque sostanze non assimilabili dai processi aerobici.

4. I CONTATTORI BIOLOGICI ROTANTI (CBR)



Fig. 4.1 CBR presso lo stabilimento di Sarego

Tutte le precedenti considerazioni sulla depurazione possono essere applicate su qualsiasi sistema di depurazione che contempli l'utilizzo di biomassa aerobica, cioè che necessita di ossigeno per il metabolismo, ovvero batteri che eseguono l'ossidazione del carbonio utilizzando l'ossigeno come accettore di elettroni. In questo ambito però i sistemi utilizzati sono diversi, cioè esistono diverse tipologie di depurazione a biomassa: la prima distinzione è tra biomassa dispersa e biomassa adesa, nell'ambito di quest'ultima, tra i più comuni troviamo i letti percolatori ed i biodischi chiamati anche CBR (Rotating Biologic Contactors - Contattori Biologici Rotanti). Questi sono applicati nello stabilimento di Sarego e come tutti i sistemi a biomassa adesa presentano alcuni vantaggi come la possibilità di svincolare il tempo di residenza cellulare da quello di ritenzione idraulica, senza operare ricircoli di biomassa, aumentare le concentrazioni di biomassa, con la conseguente riduzione di volume dei reattori e delle superfici occupate, e l'indipendenza della sedimentabilità del fango.

(Ing. Geneve Ferabegoli Università di Roma "La sapienza" dispense processi biologici di depurazione a Biomassa Adesa).

Inizieremo dunque ad entrare più in dettaglio illustrando in primo luogo uno schema di massima dei CBR ed una spiegazione del loro funzionamento, analizzeremo la biomassa presente ed infine procederemo ad un loro dimensionamento, utilizzando i parametri presenti nello stabilimento di Sarego.

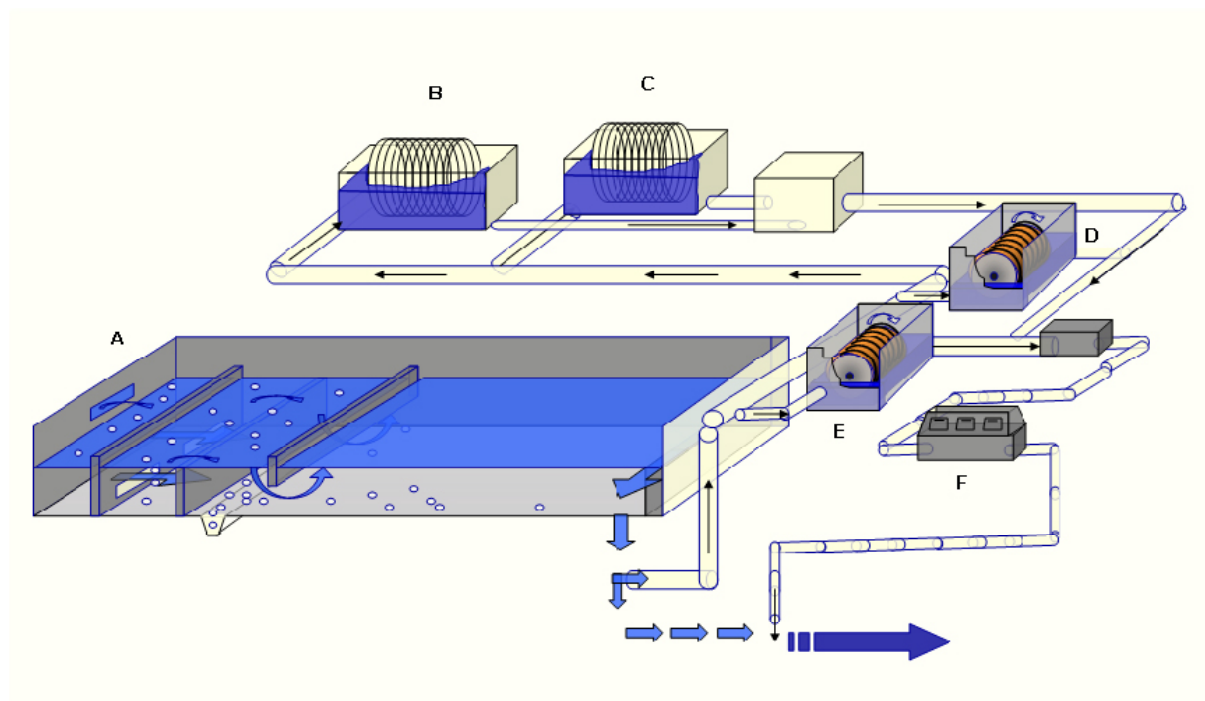


Fig. 4.2 Sedimentazione primaria e depurazione biologica Stabilimento di Sarego

Come illustrato nella figura e descritto precedentemente nel capitolo 2 la sedimentazione primaria è il primo trattamento che precede la depurazione biologica. Il trattamento primario (sedimentazione) avviene nella vasca A, dopo un tempo di permanenza di circa 3 ore (dipende dalla portata) l'acqua arriva nei reattori, biodischi B – C – D – E i quali collegati in parallelo (un solo stadio) effettuano l'abbattimento del COD residuo; al termine di questo processo il flusso d'acqua viene veicolata nel discfilter (filtro a dischi F), il quale ha il compito di effettuare una “grigliatura” con membrane di 20 μm al fine di trattenere eventuale biomassa residua che verrà convogliata in una cisterna e reimmessa nella vasca di sedimentazione. La biomassa in eccesso verrà dunque raccolta e smaltita assieme ai fanghi ottenuti dalla sedimentazione primaria.

4.1 Descrizione dei CBR

I biodischi sono costituiti da un albero rotante sul quale sono montati un gran numero di pannelli plastici in polietilene regolarmente separati l'un l'altro da uno spazio che permette la circolazione dell'aria. I pannelli plastici sono immersi per il 40% nell'acqua da depurare e vengono mantenuti in lenta rotazione (1,5-2 giri/minuto) esponendosi alternativamente al liquame e all'aria. Quando, in seguito alla rotazione, una sezione dei dischi emerge dall'acqua, trascina con sé un sottile velo liquido che

favorisce lo scambio dei gas respiratori. L'ossidazione del carbonio descritta è un processo che avviene in presenza di ossigeno, cioè in ambiente aerobico.

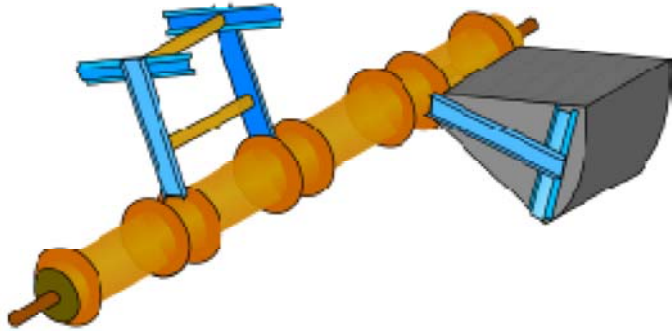


Fig. 4.3 3D dell'asse con uno spicchio di pannelli plastici circa 70 per settore (da Sernagiotto)

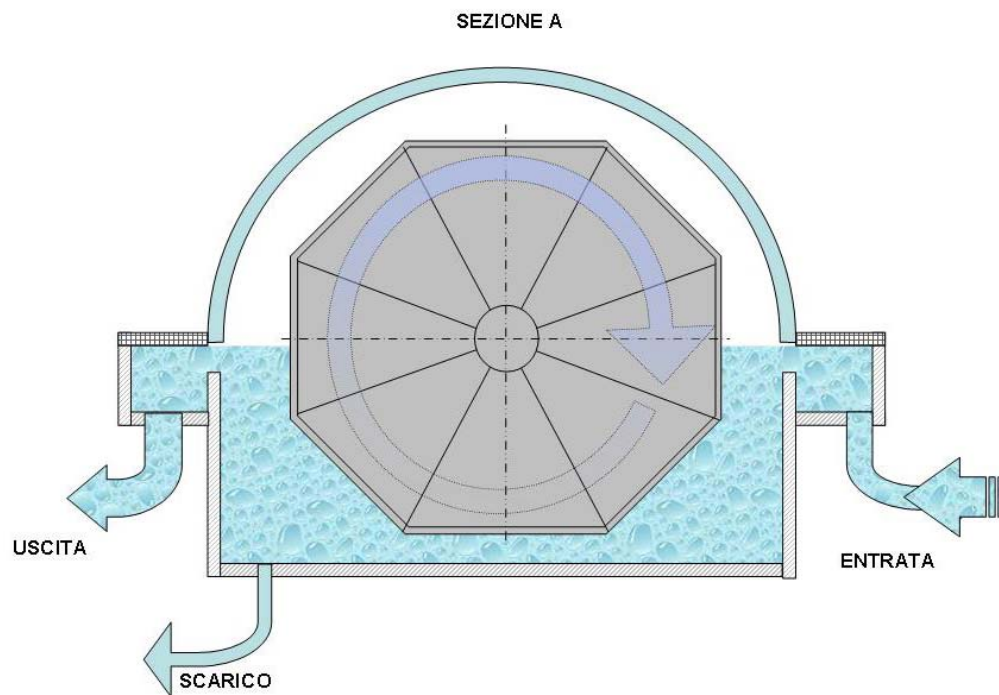


Fig. 4.4: Sezione frontale

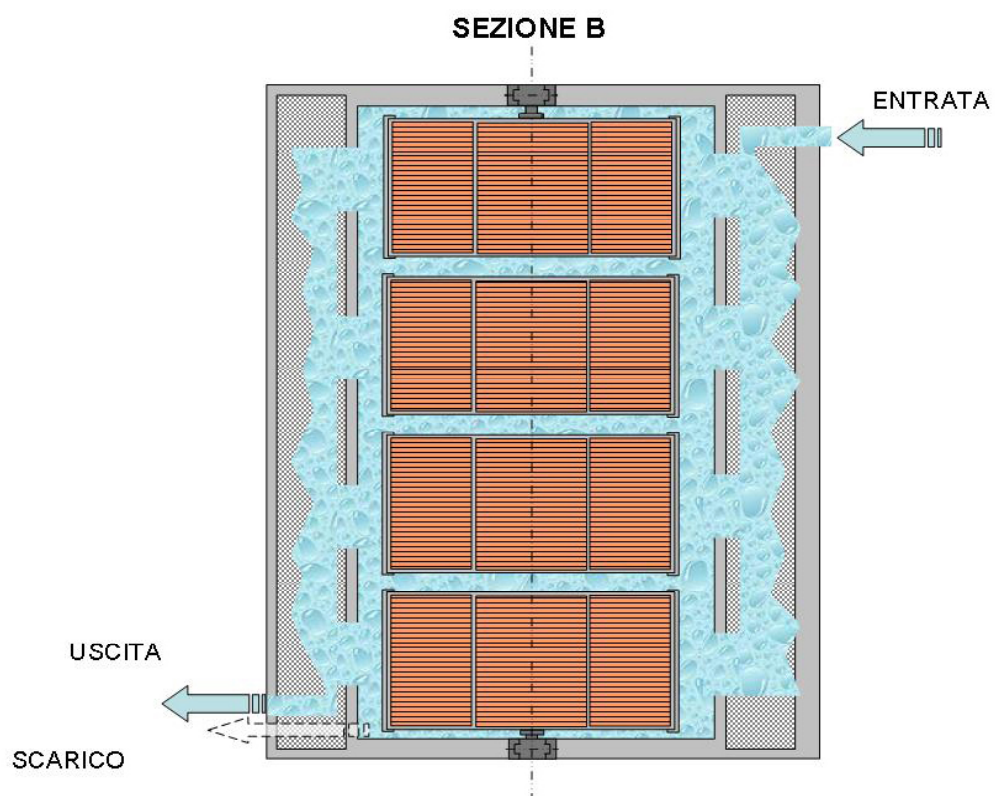


Fig. 4.5 Pianta

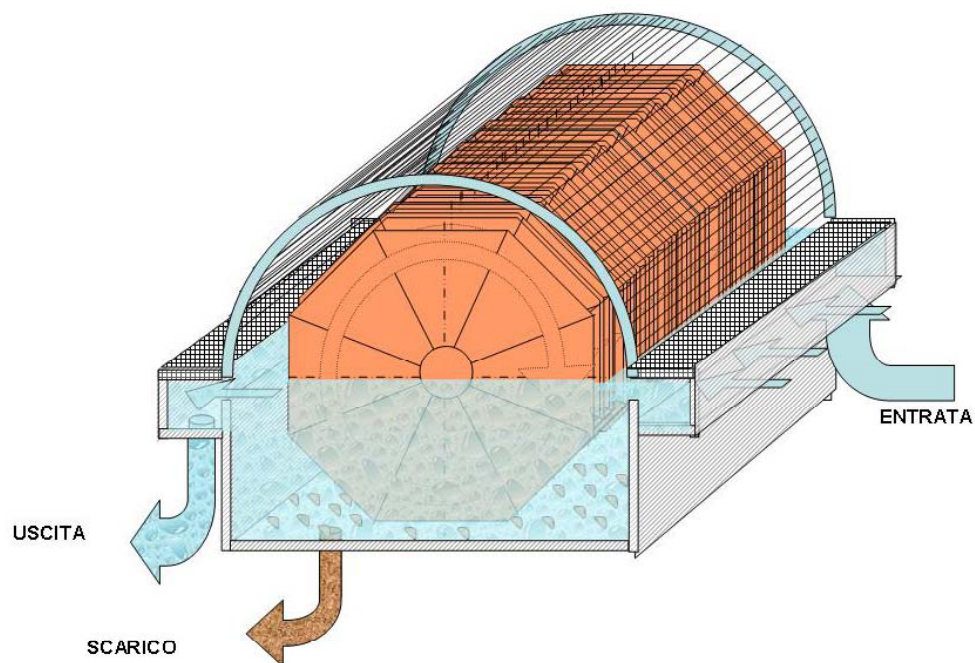


Fig. 4.6: Prospettiva



Fig. 4.7 Pannelli plastici, montati prima di essere immersi nell'apposita vasca

In seguito al contatto con il refluo da depurare e alla disponibilità di ossigeno assunto dall'atmosfera, sulla superficie dei pannelli si sviluppa una patina biologica (biofilm) costituita da microrganismi (in gran parte batteri) che vivono e crescono traendo nutrimento dalle sostanze inquinanti disciolte nel liquame.

La continua crescita di biomassa sui pannelli viene compensata dal distacco del fango biologico senescente che finisce nel refluo depurato ed è infine separato per filtrazione e reimpresso nel decantatore.

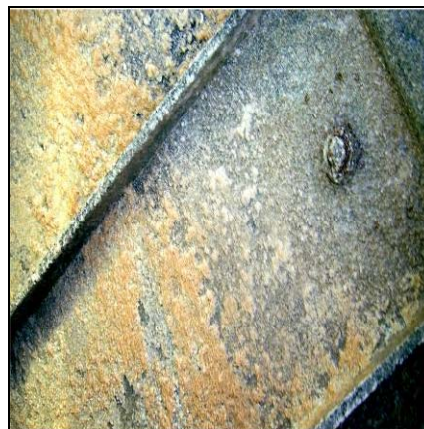


Fig. 4.8: Biomassa adesa cresciuta sui pannelli



Fig. 4.9 Vasca di scarico dei biofiltri, acqua prima di essere convogliata nel discfilter

4.1.1 Gli organismi che popolano la biomassa

In realtà le specie di organismi che compongono la biomassa sono numerosissime, qui ho ritenuto elencare solo alcune specie (indicate da Siemens):

- *Aerobacter aerogenes*
- *Escherichia coli*
- *Escherichia freundii* Tipo I
- *Escherichia spp.*
- *Bacillus cereus*
- *Micrococcus conglomeratus*
- *Micrococcus leteus*

- Organismi non predominanti:
 - *Pseudomonas fluorescens*
 - *Pseudomonas aeruginosa*
 - *Neisseria catarrhalis*
 - *Geotrichium candidum*
 - *Turula spp.*
 - *Rhodotorula spp.*

- Organismi predatori
- Rotifera e ciliati in genere

In realtà le specie di organismi che compongono la biomassa sono numerosissime, qui ho ritenuto elencare solo alcune specie (indicate da Siemens), ciò che invece interessa al nostro studio è che in questo micro habitat debbano essere presenti principalmente

tre tipologie di microrganismi. I Batteri che effettuano attraverso l'ossidazione la depurazione, dunque batteri aerobici obbligati, batteri anaerobici il quale metabolismo è essenziale per convertire l'ammoniaca in Azoto gassoso, e microorganismi predatori di queste specie. I batteri anaerobici crescono negli strati sottostanti il biofilm aerobico, in questi strati l'ossigeno comincia a scarseggiare questo permette l'instaurarsi di condizioni anaerobiche.

Per verificare la salute della biomassa oltre ovviamente all'indice di efficienza (percentuale di abbattimento di COD), possibile effettuare un'analisi diretta, che può essere effettuata in due modi: il primo consiste nella semina in apposite petri, contenenti terreni di coltura specifici per ogni tipologia di batterio che si intende selezionare; se ne conta il numero di colonie per unità di biomassa prelevata, ed oltre a verificarne la presenza si verifica l'equilibrio numerico tra le varie popolazioni.

Il secondo metodo è più semplice, non richiede particolari strutture ma semplicemente un microscopio ottico con ingrandimento di almeno 50x, infatti anche attraverso la semplice osservazione di quella che in gergo viene chiamata vita di contorno è possibile risalire alla salute del fango, la presenza di alcune specie di microrganismi superiori predatori dei batteri è indice di salute dell'habitat. Ovviamente anche in questo caso ci saranno dei parametri più o meno specifici in relazione al numero per unità di fango prelevato (la conta è possibile effettuarla attraverso un vetrino apposito contenente una specifica quantità di volume chiamato camera di Burk).



Fig. 4.10: Aspetto della biomassa ad occhio nudo

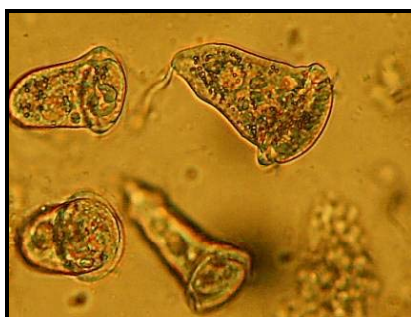


Fig. 4.10 - 4.11 Immagine di vorticelle al microscopio ottico ingrandimento 20X e 100X

I CBR sono dunque delle strutture dove coabitano numerose tipologie di microrganismi, anche con metabolismi diversi e dunque con differenti prodotti di scarto; secondo questo principio è possibile sfruttare maggiormente un tipo di metabolismo favorendo la crescita di alcuni microorganismi a scapito di altri. Infatti la depurazione con biodischi può essere applicata non solo per ottenere la rimozione del BOD5 solubile come nel nostro caso, ma anche per la nitrificazione dell'ammoniaca (che consiste nella trasformazione dell'azoto ammoniacale in azoto nitrico) e la denitrificazione dei nitrati (trasformazione dell'azoto nitrico in azoto elementare a gas). Tutto questo come sopra citato, avviene comunque anche nei nostri reattori ma il loro processo non è così spinto. Tuttavia teniamo presente che il nostro fine ultimo non è né la nitrificazione né la denitrificazione, ma l'abbattimento di BOD.

4.3 Materiale tossici inibenti

Vari inquinanti di origine industriale possono inibire la crescita dei microrganismi nel sistema di trattamento biologico. I microrganismi nitrificanti sono più sensibili dei carbonacei essendo generalmente inibiti a concentrazioni più basse di questi agenti.

I composti tossici nei confronti dei nitrificanti includono sia agenti organici che inorganici quali tiourea, amminoacidi, percloroetilene; zinco e nichel, anche se in piccole dosi sono tossici in presenza di dosi massicce di ammoniaca e nitrati. La crescita biologica può acclimatarsi a basse concentrazioni di tali sostanze, sebbene ne risulti sensibile, anche se acclimatabile, in caso di dosi troppo massicce. L'equalizzazione della portata aiuta a prevenire la tossicità di queste sostanze e può consentire l'operatività costante senza significative cadute di rendimento.

Lo stesso BOD del liquame può essere considerato un fattore inibente in quanto il grado di nitrificazione diminuisce all'aumentare del BOD. Nella rimozione combinata del BOD e dell'ammoniaca, lo stadio o gli stadi iniziali sono relativamente depauperati di nitrificanti, verificandosi un aumento nella popolazione di nitrificanti al diminuire del BOD residuo nel liquame. In genere non si verifica nitrificazione significativa finché il SBOD non sia ridotto a 15 mg/l o meno.

- Sostanze che possono inibire la riduzione dei BOD:

ammoniaca, argento, arsenico, boro, cadmio, cianuri, cromo tri o esavalente, fenoli, ferro, manganese, mercurio, nichel, piombo, rame, zinco.

- Concentrazione di sostanze che possono inibire la nitrificazione (in mg/l):

• 2,4 dinitro fenolo	150,0
• cianuri	0,3
• cresolo	5,0
• cromo esavalente	0,2
• fenolo	5,0

• magnesio	50,0
• nichel	0,25
• piombo	0,5
• rame	0,05
• solfati	500,0
• zinco	0,1

4.4 Abbattimento del COD nei CBR

Il BOD dell'acqua grezza in ingresso può essere scisso in due frazioni: il BOD solubile (SBOD) ed il BOD associato ai solidi sospesi. Per BOD solubile si intende il BOD che non viene rimosso dall'acqua dopo una filtrazione su membrana con porosità di $0,45\ \mu$; il BOD solubile è considerato il substrato per la crescita biologica dei CBR. Infatti, il tempo di ritenzione dell'acqua nella vasca dei CBR (solitamente da 1,5 a 3 ore) non permette al BOD non solubile di solubilizzarsi; il BOD non solubile dovrebbe essere rimosso nel trattamento primario e/o bioflocculato nella vasca dei CBR e successivamente rimosso con la chiarificazione secondaria.

Il metodo migliore per determinare il BOD solubile da considerare come parametro per la progettazione è quello di campionare ed analizzare l'acqua reflua in oggetto. Quando ciò non è possibile, si deve effettuare una stima sulla base di valori medi o di caratteristiche tipiche del liquame considerato.

Normalmente, nel caso di liquami non pretrattati, il BOD solubile può essere considerato pari al 35-40% del BOD totale. **Nel caso di liquami provenienti da una sedimentazione primaria, come nel nostro caso, il BOD solubile è normalmente pari al 50-55% del BOD totale.**

Anche il carico di BOD solubile presente nell'acqua derivante dai trattamenti del fango prodotto dall'impianto (es. disidratazione) deve essere aggiunto al carico di BOD solubile dell'affluente per poter determinare il carico totale da trattare con i CBR.

Quando un determinato carico di BOD solubile è applicato ad un CBR multistadio, la concentrazione di BOD solubile nell'effluente dovrà essere uguale o minore ad una concentrazione prefissata; dopo la separazione dei fanghi dall'acqua depurata, sia la concentrazione del BOD totale che dei solidi sospesi risulta essere generalmente uguale od inferiore al doppio della concentrazione del BOD solubile dell'effluente; perciò, per produrre un effluente avente ad esempio 20 mg/l di BOD totale e di solidi sospesi, occorre fissare un carico corrispondente ad un BOD solubile finale di 10 mg/l. Il processo di rimozione biologica del carbonio è influenzato dalle seguenti variabili:

- portata del liquame influente
- carico inquinante solubile e concentrazione dei solidi in sospensione
- temperatura e pH dell'influente

- disponibilità di nutrienti (azoto e fosforo)
- caratteristiche richieste per l'effluente
- numero e disposizioni degli stadi di trattamento

4.4.1 Nitrificazione

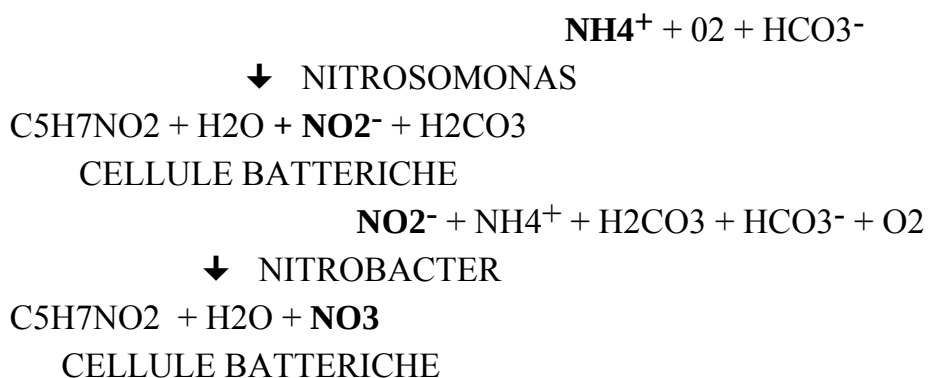
Obiettivo della nitrificazione è la trasformazione per ossidazione biologica dell'azoto ammoniacale presente nei liquami in azoto liquido. La nitrificazione avviene ad opera di batteri autotrofi, che traggono cioè energia da un composto inorganico (ammonio) piuttosto che dalla sostanza organica. La quantità di batteri nitrificanti è tanto maggiore quanto più il liquame è povero di BOD, perchè i batteri nitrificanti hanno una velocità di crescita inferiore rispetto ai batteri che ossidano i composti del carbonio (batteri eterotrofi) e dunque riescono a prevalere su quest'ultimi solo quando la concentrazione di sostanza organica (BOD) è bassa al punto da rallentare sensibilmente la crescita dei **batteri eterotrofi**. Ne consegue che l'abbattimento del BOD è preliminare alla nitrificazione.

La nitrificazione è quindi la naturale estensione della ossidazione: infatti, gli stessi CBR, una volta che la concentrazione è stata ridotta a 15 mg/l di BOD5 solubile, attuano contemporaneamente l'abbattimento del BOD solubile e dell'azoto ammoniacale.

L'abbattimento dell'ammonio è legato alla quantità di area disponibile, per cui può essere interrotto appena raggiunto il valore desiderato con piena stabilità del sistema. Lo spessore della patina biologica adesa agli stadi in cui avviene la nitrificazione è molto limitato per cui è possibile usare CBR aventi media più ravvicinati (versione ad alta densità). Questo processo avviene essenzialmente in due fasi:

I Generi coinvolti nel processo CBR sono essenzialmente due: *Nitrosomonas* responsabile della conversione da ammoniaca a nitrito, e *Nitrobacter* responsabile della conversione da nitrito a nitrato.

- conversione dell'ammoniaca a nitrito
- conversione dei nitrito a nitrato



4.4.2 Denitrificazione

La denitrificazione ha lo scopo di trasformare i nitrati (ottenuti come risultato della nitrificazione) in azoto molecolare gassoso, che in tale forma si disperde nell'atmosfera completando il ciclo di rimozione dell'azoto nelle acque.



Siccome nelle acque reflue civili l'azoto è presente principalmente in forma ammoniacale, la denitrificazione viene sempre abbinata ad un trattamento di nitrificazione per trasformare l'azoto ammoniacale in azoto nitrico. La denitrificazione è svolta ad opera di batteri che in condizioni di anossia (presenza di ossigeno prossima allo zero) demoliscono la sostanza organica utilizzando l'ossigeno contenuto nei nitrati. Il risultato è la rimozione di BOD e la contestuale trasformazione dei nitrati in azoto gassoso. Il mantenimento dell'anossia richiede il totale isolamento del biodisco dall'esterno e una maggiore sommersione dei pannelli plastici rispetto a quella adottata nei CBR aerobici. Il processo di denitrificazione può svilupparsi secondo due schemi tecnologici alternativi: la post denitrificazione e la pre-denitrificazione. La denitrificazione può essere realizzata con l'uso di CBR mantenuti in ambiente anossico, immersi totalmente nel liquame da trattare, oppure parzialmente immersi e dotati di copertura stagna. La necessaria fonte di carbonio può essere lo stesso liquame grezzo miscelato con l'acqua riciclata proveniente dalla nitrificazione, oppure metanolo dosato dall'esterno.

5. Dimensionamento dei CBR

La progettazione ed il dimensionamento di un impianto di depurazione con Contattori Biologici Rotanti (CBR) si basa su modelli teorici ed empirici. Modelli teorici basati sulla cinetica della crescita biologica sono stati proposti solo recentemente per il processo CBR, mentre un modello empirico per la progettazione è stato messo a punto all'inizio degli anni '70 basandosi sui parametri operativi di affluenti ed effluenti ai CBR in impianti municipali.

Questo metodo è basato sulla rimozione di un carico totale di massa organica per unità di superficie a contatto per produrre nell'effluente una concentrazione specifica di sostanza organica sospesa.

Il suddetto metodo può fornire anche una valutazione di massima per il trattamento di acque di origine differente da quella civile.

Il processo logico seguito è essenzialmente il seguente:

- Determinazione della quantità di substrato abbattuto giornalmente dall'unità di area in funzione del risultato che si vuole ottenere (valori in uscita);
- Determinazione dell'area necessaria per abbattere il substrato che giornalmente occorre rimuovere.

I calcoli matematici sono piuttosto semplici e di rapida esecuzione, ma devono essere preceduti da attente considerazioni per un corretto uso delle formule, anzitutto definendo con precisione le grandezze coinvolte. I limiti consentiti nell'effluente, la portata, la temperatura del liquame, i picchi di carico, ecc., sono tutti parametri che devono essere identificati e valutati per poter determinare i potenziali effetti sul dimensionamento.

5.1 Parametri di dimensionamento primari

A = Area

Per area si intende la superficie dei dischi di supporto (media) disponibile per l'adesione della flora batterica. I CBR attualmente in commercio non sono costituiti da dischi piani, ma presentano superfici dotate di snodature, sporgenze ecc. Per evitare interpretazioni differenti dovute alla diversa area geometrica, si stabilisce che: *"un contattore biologico rotante avente supporti (media) di forma qualsiasi avrà la stessa area efficace di un rotore o dischi piani che tratta, con identico risultato la stessa portata di liquame di prova"*. Pertanto intenderemo per area quella così definita ed in conformità a tale definizione deve ritenersi l'area indicata per i nostri CBR.

So, S, R = Substrato

Si intende un parametro di inquinamento assunto come grandezza fondamentale per il dimensionamento.

Per quanto riguarda l'ossidazione della sostanza organica, il substrato che viene usato come parametro di dimensionamento è il BOD5 solubile (SBOD), cioè il BOD5 rilevato su un campione che è stato preventivamente filtrato mediante una membrana con porosità di 0,45 μm . Si utilizza tale parametro perchè molte esperienze hanno dimostrato essere, tra i tanti possibili, quello che meglio risponde alla rappresentazione numerica del fenomeno depurativo. Dovendo garantire le caratteristiche dei BOD5 in uscita, bisognerà tenere conto della frazione particellata di BOD che si aggiunge al SBOD e che è tanto minore quanto è buona la sedimentazione o i trattamenti a valle.

Q = Portata

Normalmente si assume la portata di progetto (media giornaliera), tuttavia sono necessarie alcune considerazioni per evitare errori di dimensionamento. In effetti il parametro che condiziona maggiormente il processo non è tanto la portata in se, quanto la quantità di SBOD affluente, per cui nella valutazione interviene anche la concentrazione. Stabilito il carico orario medio giornaliero e la concentrazione media, si assumerà la portata che ne consegue come portata media. **Si dovrà però verificare che il carico realmente affluente in un'ora non superi il doppio del carico medio di progetto, e che non si protragga oltre le 2 ore e mezza; in caso contrario si dovrà aumentare la portata di progetto per ottenere i risultati richiesti.** Si dovrà tenere anche conto di eventuali apporti dovuti a flussi interni (acque da disidratazione, surnatante da digestione, ecc.)

Nel caso un impianto prevedesse il parziale trattamento delle acque, e si verificasse una situazione limite, nella quale i valori totali risultassero alti, si sconsiglia l'aumento del flusso nei reattori (nel caso fossero già alla massima portata), questo ne abbasserebbe l'efficienza specifica, (BOD abbattuto per m^3/h) con il risultato che pur aumentando i volumi trattati, e riducendo quelli non trattati, i valori di BOD in uscita risulteranno più alti.

T = Temperatura del liquame

La temperatura del liquame da trattare influenza qualsiasi sistema di trattamento biologico con grado di crescita biologica più bassa a basse temperature, questo perchè la cinetica biologica subisce un rallentamento al diminuire della temperatura, per il rispetto dei valori richiesti in uscita è indispensabile adottare per il dimensionamento la temperatura minima.

Nel processo CBR, temperature tra 12,7°C e 32°C non richiedono particolari accorgimenti nel dimensionamento dell'impianto. Se si prevedono cadute di temperatura al disotto di 12,7°C, sarà necessario aumentare le superfici di contatto per ottenere le stesse rimozioni di BOD e di ammoniaca ottenibili a temperature più elevate.

5.2 Parametri di dimensionamento secondari

Variazioni di velocità

L'energia impiegata nel processo CBR è correlata esponenzialmente alla velocità di rotazione (RPM) delle unità CBR. I dati presentati per la progettazione ed il dimensionamento sono basati sulla velocità operative nominali di circa 1,5 giri al minuto.

Velocità operative più basse consentono risparmi di energia ma determinano più basse unità di area. Ci sono comunque situazioni in cui rimozioni più basse per unità di area sono accettabili e in conseguenza i potenziali risparmi di energia sono considerevoli. Per esempio, quando i limiti richiesti dall'effluente sono costanti nel corso dell'anno ed il processo è dimensionato per ottenere i limiti nell'effluente alle più basse temperature stagionali od alle più alte portate stagionali, le diminuzioni di efficienza della superficie di contatto risultante da velocità di rotazione più basse, sono molte volte annullate e compensate dalla portata affluente più bassa o da temperature più elevate.

Riciclo

Il riciclo dell'effluente dal processo CBR, sia prima che dopo la chiarificazione secondaria, non ha dimostrato di migliorare il processo o la qualità dell'effluente a normali condizioni operative. Ci sono tuttavia varie condizioni in cui la ricircolazione è auspicabile, come per esempio all'avviamento iniziale e quando la portata affluente è molto ridotta rispetto ai valori di progetto. Nel nostro caso si potrebbe prendere in considerazione periodi lunghi di fermo macchina, sempre che nel ciclo non venga immesso ovviamente del carico organico.

Durante questi periodi, la caduta del carico organico affluente determina una situazione di respirazione endogena della biomassa, e di conseguenza parti della biomassa stessa diventano la fonte alimentare o il substrato per altre porzioni della biomassa. Se queste condizioni durano abbastanza a lungo, tutta la biomassa può venire distrutta. Quando si verificano queste condizioni, il processo CBR non ha una biocrescita sufficiente ad effettuare il trattamento del liquame alla ripresa dello scarico.

Se i quantitativi di liquame possono essere riciclati dalle vasche per lo stoccaggio di fanghi (surnatante) o dalle unità di trattamento fanghi, è possibile portare al processo

CBR una certa quantità di carico organico. Tale carico può consentire di mantenere la biocrescita e, come vantaggio secondario, aiuta a stabilizzare e a ridurre le quantità di fango.

Quando un nuovo impianto viene avviato, la biomassa cresce lentamente. Se si desidera far aumentare la biomassa prima di avviare all'impianto la totalità dello scarico (come quando un CBR va a rimpiazzare un processo esistente), parte del flusso in ingresso può essere avviato direttamente al processo CBR e ricircolato. Nei primi giorni si svilupperà una biomassa minima con una rimozione limitata del carico organico. Con la ricircolazione, il carico organico non abbattuto diventa di nuovo disponibile per la biocrescita. Man mano che la biomassa aumenta, la quantità ricircolata viene ridotta aumentando contemporaneamente la quantità di liquame in ingresso ed in conseguenza il carico organico. Quando la biomassa aumenta ulteriormente, il riciclo viene ridotto a zero e la totalità dello scarico è inviata ai CBR.

Aria supplementare

L'alimentazione di aria supplementare nella vasca CBR a carichi normali, non ha dimostrato di migliorare il processo a meno che non vengano usate quantità molto elevate di aria supplementare.

Studi con impianti pilota condotti usando dischi di tipo aperto non hanno dimostrato miglioramenti nel processo quando venivano impiegati bassi livelli di aria supplementare su carichi organici.

Sebbene forti quantitativi di aria supplementare possano aumentare la rimozione del BOD solubile, tale aumento è ottenuto con un consumo molto forte di energia. E' senz'altro preferibile per nuovi impianti, prevedere unità CBR aggiuntive anziché forti quantitativi di aria supplementare.

Per impianti esistenti, quando i primi stadi hanno un sovraccarico organico e la biocrescita risulta eccessiva, possono essere tentati rimedi veloci aggiungendo forti quantitativi di aria supplementare. In queste condizioni tuttavia, la prima scelta per far fronte ai sovraccarichi potrebbe essere la rimozione delle paratie tra lo stadio sovraccaricato e lo stadio successivo. Questa operazione distribuisce il carico organico su una superficie più ampia riducendo il carico nello stadio soggetto a sovraccarico. Tale operazione, oltre a richiedere tempi brevi, non comporta ulteriori apporti di energia.

Produzione di fango

La quantità di fango prodotto dal processo CBR è varia e dipende dal grado di rimozione del BOD. Se il BOD di progetto diminuisce, aumenta il grado di respirazione endogena con conseguente diminuzione nella produzione di solidi. Poiché

i parametri dei liquame affluente che influenzano il trattamento, come la portata, la temperatura e la forza dei liquame variano, la produzione di fango non rimane costante. Anche per questo tipo di dimensionamento sono previste delle formule matematiche legate alla quantità di BOD depurato.

5.3 Formule per il dimensionamento

Il dimensionamento dei biodischi viene normalmente effettuato mediante una modellistica semplificata. (*manuale d'uso Sernagiotto*)

Dall'equazione di conservazione di substrato, nelle condizioni di regime si ha:

$$Q * S = Q * S_o - R * A$$

Relazione 1:

Dove

Q = portata di progetto (mc/d)

S_o = concentrazione del substrato in ingresso (mg/l)

S = concentrazione del substrato in uscita (mg/l)

R = substrato specifico consumato (q/mq*d)

A = area di sviluppo dei rotori (mq)

Caso specifico del trattamento del solo carbonio

Ponendo nella relazione (1)

S_o = SBOD_{5I}, BOD₅ solubile rilevato in ingresso CBR (mg/l)

S = SBOD_{5U}, BOD₅ solubile desiderato in uscita CBR (mg/l)

A = ATC area di sviluppo dei rotori (mq)

R = R_c ottenuto dalla funzione di Monod, fattore di calcolo che considera sia il limite massimo consentito di BOD₅ solubile allo scarico (vedi paragrafo 1.3), sia la cinetica di un reattore in “salute” in fase stazionaria, queste costanti sono state ottenute con prove su impianti pilota, e utilizzate nel dimensionamento di impianti con acque reflue assimilabili a quelle civili (paragrafo 1.5.).

Dunque abbiamo:

Relazione 2

$$ATC = \frac{Q * (SBOD_{5I} - SBOD_{5U})}{R_c}$$

Per tener conto dell'influenza della temperatura si introduce un fattore T_c , mentre per considerare lo stato di aerazione del liquame si introduce un fattore F .

La formula che consente di calcolare l'area totale necessaria per il trattamento del carbonio diventa quindi la seguente:

$$ATC = \frac{Q * (SBOD_5I - SBOD_5U) * T_c * F}{R_c}$$

Come accennato per il calcolo di R_c (g/mq*d di $SBOD_5$ abbattuto), nel caso di acque civili o assimilabili a queste, si usa la funzione di Monod, nella quale vengono utilizzate due costanti cinetiche (19,4 e 15,1) ottenute con prove su impianti pilota.

$$R_c = \frac{19,4 * SBOD_5U}{15,1 + SBOD_5U}$$

Per acque di diversa tipologia, occorrerà ricercare la cinetica della reazione con prove di laboratorio o in campo.

Per il calcolo di T_c si fa uso della formula:

$$T_c = 1,0537^{(12,7 - T)}$$

T è la temperatura. Questa formula è valida per temperature minori di 12,7°C; **per temperature uguali o superiori a 12,7°C, si considera $T_c=1$.**

Per il calcolo di F , si assume:

$F = 1$ per acque non pretrattate o pretrattate aerobicamente

$F = 1,5$ per acque trattate anaerobicamente (fosse settiche).

Nell'abbattimento specifico del carbonio i fattori di correzione della temperatura sono:

Tempratura °C	Coefficiente T_c
>12,7	1
10,00	1,15
7,0	1,35
4,0	1,58

Tab. 5.1: Coefficienti di temperatura

5.4 Verifica del dimensionamento dell'impianto biologico presente in stabilimento

A questo punto abbiamo tutti gli strumenti (teorici e pratici) per effettuare un dimensionamento di CBR, nel nostro caso si tratta semplicemente di verificare l'adeguatezza dell'impianto presente.

Procederemo dunque al dimensionamento utilizzando come unica incognita l'area totale dei CBR espressa in mq.

Partiamo direttamente dalla formula che consente di calcolare l'area totale (ottenuta dall'equazione di conservazione del substrato):

$$ATC = \frac{Q * (SBOD_5I - SBOD_5U) * T_c * F}{R_c}$$

BOD solubile in ingresso: utilizzo i valori medi di BOD5 la cui componente solubile in acque pretrattate è pari a circa il 55% (paragrafo 4.4).

BOD solubile in uscita: utilizzo il valore presente nella formula di dimensionamento, la quale prevede 15 mg/l di BOD5 solubile, questo parametro è utilizzato dai progettisti in caso di scarico in acque superficiali (come avviene nel nostro stabilimento), considerando i limiti di legge consentiti, i quali pongono a 40 mg/l il valore di BOD5 (totale), da questo si ottiene che il limite di BOD5 solubile.

Dunque:

$$S_0 = \text{BOD}_5 \text{ total Ingresso} = 60 \text{ mg/l} \quad \text{BOD}_5 \text{ Solubile ingresso} = 33 \text{ mg/l}$$

$$S_1 = \text{BOD}_5 \text{ solubile uscita} = 15 \text{ mg/l}$$

$$S = \text{BOD}_5 \text{ solubile abbattuto} = 18 \text{ mg/l}$$

$$Q = \text{Portata } 5000 \text{ mc/d}$$

Dato che abbiamo temperature di esercizio superiori ai 12,7 °C assumiamo $T_c = 1$

Dato che non utilizziamo un trattamento anaerobico assumiamo $F = 1$

Purtroppo per utilizzare i dati dei vari campionamenti ai fini del dimensionamento devo necessariamente effettuare delle trasformazioni, queste causeranno una perdita di precisione nei valori ottenuti. I campionamenti effettuati misurano il COD (questo per la praticità della misura), conosco però il nostro rapporto COD/BOD5, l'ho ottenuto dalle varie analisi dei laboratori esterni (48 campioni), nei quali nel medesimo campione viene misurato sia il BOD totale che il COD. Ho ottenuto un rapporto COD/BOD5 = 3,23 questo mi permette di ottenere il BOD5 dal COD. La componente solubile del BOD5 sappiamo essere del 55%, (paragrafo 4.4).

<i>TABELLA DEI VALORI UTILIZZATI NEL DIMENSIONAMENTO</i>				
	<i>INGRESSO</i>	<i>USCITA</i>	<i>VALORE ABBATTUTO</i>	<i>% ABBATTIMENTO</i>
COD	194,4	88,4	106,0	54,6
BOD5 tot	60	27,3	32,7	54,6
BOD5 solubile	33	15,0	18,0	54,6
COD/BOD5	3,24			

Nella tabella sopra riportata, sono indicati i valori di ingresso di BOD5 solubile ottenuti dalle misure di COD e trasformati in BOD5 solubile dal rapporto COD/BOD5.

Dunque:

$$ATC = \frac{Q * (\text{BOD}_{5\text{abbs}}) * 1 * 1}{R_c} = \frac{5000 \text{ mc/d} * 18 \text{ mg/l}}{R_c} = \frac{90000}{R_c}$$

Il substrato Rc:

$$R_c = \frac{19,4 * SBOD_{5s}U}{15,1 + SBOD_{5s}U} = \frac{19,4*15 \text{ mg/l}}{15,1+15 \text{ mg/l}} = 9,05$$

$$ATC = \frac{90000 \text{ g/d} \quad (\text{mc/d} * \text{mg/l})}{9,05} = 9444 \text{ mq}$$

5.6 Discussione dei risultati e conclusioni

Considerando i risultati ottenuti da questo dimensionamento i reattori biologici del nostro stabilimento risulterebbero ampiamenti dimensionati; abbiamo una superficie biologica di circa 15.000 mq, questo consentirebbe ampi margini di sicurezza, nonostante il sottoscritto abbia utilizzato valori (portata e BOD ingresso) leggermente al superiori a quelli medi.

Non ho voluto appositamente addentrarmi nell'ambito della statistica considerando le variazioni standard e le punte di carico, ma come suggerito dai costruttori ho semplicemente utilizzato valori medi. Chi conosce le realtà lavorative di uno stabilimento non può non considerare le ampie variazioni di carico organico che si possono presentare. Se avessi però utilizzato i valori massimi registrati, nei casi di punte di carico organico, avrei presumibilmente commesso un errore.

Nelle cinetiche di efficienza dei sistemi biologici come i CBR è presente uno specifico tempo di adattamento per raggiungere determinati indici di efficienza, quando viene raggiunta la punta di efficienza con il massimo carico organico, i reattori mantengono costante la loro efficienza restando nella fase stazionaria, (questo se non vi sono particolari variazioni es. temperatura). Se in seguito diminuisce repentinamente il carico organico per un periodo abbastanza lungo, il sistema acclimatandosi manterrà la medesima efficienza però riferita ai nuovi valori di ingresso, se successivamente aumento altrettanto repentinamente il carico organico in ingresso, il sistema mostrerà un deficit di efficienza con valori di uscita più alti; questo almeno finchè non si sarà nuovamente raggiunta la nuova fase stazionaria, ripristinando tali valori.

L'unico modo per ovviare a questo inconveniente in stabilimenti nei quali possono essere previste variazioni di carico, (esempio dove c'è un alto range di grammatura o alcune ricette prevedono impasti più impattanti), è avere una maggiore superficie biologica rispetto a quella ottenuta dimensionando un reattore con valori di ingresso costanti.

Intuibile che con un “sovradimensionamento” il sistema sarà maggiormente in grado di assorbire tali variazioni perché queste risulteranno distribuite su una popolazione batterica più ampia.

Al fine di verificare se il range ottimale di lavoro del nostro sistema, corrisponde con i valori utilizzati nel dimensionamento, ho ricavato una ipotetica curva di abbattimento.

Utilizzando i valori di un centinaio di campionamenti con valori di COD (ingressi e uscite) dei nostri 4 biodischi, ho suddiviso in 8 range i valori in ingresso, e per ognuno di essi ho ottenuto le percentuali di abbattimento (l'efficienza). Tale suddivisione mi ha consentito di ottenere per ogni range una media di efficienze, da questi ho estrapolato i valori minimi e massimi di uscita riferiti alla specifica efficienza.

EFFICIENZE OTTENUTE CON I CAMPIONAMENTI DI COD

RANGE INGRESSI COD totale	VALORI USCITE COD totale	VALORI USCITE BOD5tot COD/BOD5 3,24	Efficienza %
I° 40-80	24,4	7,43	39
	48,8	15,06	
II° 80-100	48,8	15,06	40
	60	18,52	
III° 100-120	60	18,52	40
	72	22,22	
IV° 120-140	73,2	22,59	39
	85,4	26,36	
V° 140-160	85,4	26,36	39
	97,6	30,12	
VI° 160-200	94,4	29,14	44
	118,8	36,67	
VII° 200-220	104	32,10	50
	114,4	35,31	

Tab. 5.2 Range di efficienza

Questa tipologia di raggruppamento è l'unica che mi permette di effettuare delle osservazioni, anche se può sembrare deviante la possibilità che col medesimo valore di ingresso (il quale rappresenta il massimo di un range ed il minimo del range

successivo), si possano ottenere efficienze diverse e differenti valori di uscita; tale situazione è però la più rappresentativa quello che realmente avviene. Questo è inoltre avallabile se consideriamo le dinamiche biologiche. Il picco di efficienza (dal 39% al 50%) si raggiunge con ingressi di COD del VI° e del VII° range, ovviamente sono dei limiti piuttosto labili, ma al di sotto di essi difficilmente potrei attendere un aumento di efficienza. Generalmente lavoriamo nel V° range avendo comunque dei valori in uscita ampiamente al di sotto dei limiti. Per ciò che concerne gli altri range non posso considerare significativa la differenza di un punto percentuale. Ho però osservato che anche quando i valori di ingresso si abbassano notevolmente al di sotto del range ottimale il sistema mantiene una efficienza di circa il 40%; attualmente non sono in possesso di strumenti che mi permettano di approfondire questo tema, ma ho voluto ugualmente riportare i dati con alcune osservazioni. Probabilmente questo micro habitat segue le medesime dinamiche di alcuni metabolismi, che sono in grado, con specifici sistemi allarme, di accorgersi quando il cibo inizia a scarseggiare, ciò iperattiva la “trascrizione” di alcuni enzimi al fine di ottimizzare il cibo a disposizione consumando anche le poche “tracce” che trova; probabilmente in questa fase diminuirà il tasso di crescita.

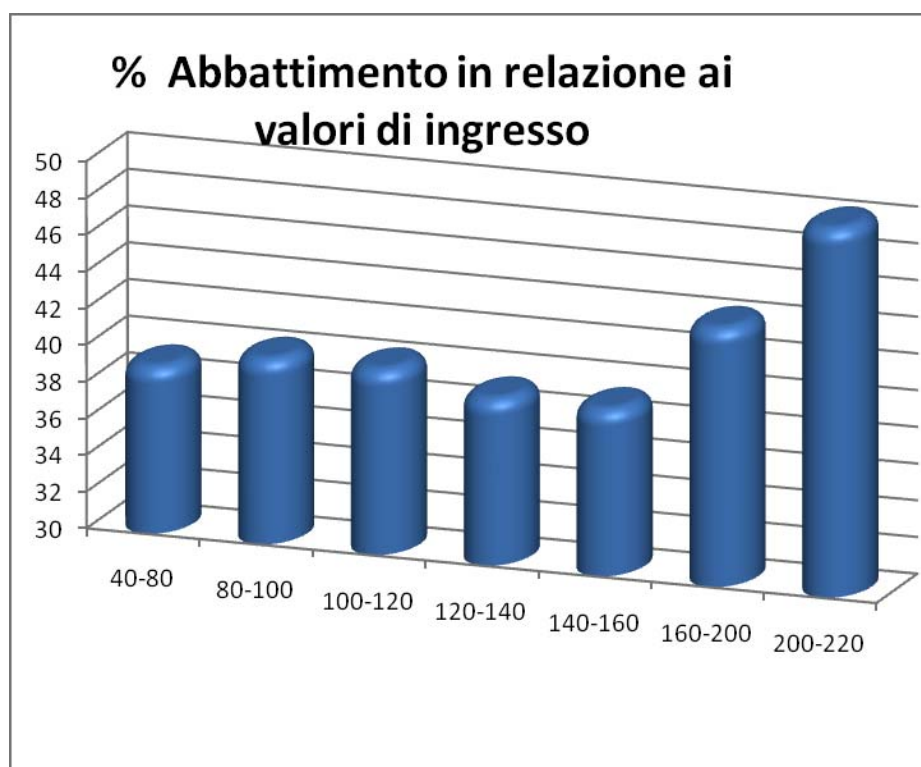


Grafico 5.1 Range di efficienza

Dai valori ottenuti dal dimensionamento dovrei avere un'area di **9444 mq** di superficie, con un valore di **COD in ingresso di 194,5 mg/l** ed un valore in **uscita di 106,0 mg/l** con un **54,6 % di efficienza**.

TABELLA DEI VALORI UTILIZZATI NEL DIMENSIONAMENTO				
	INGRESSO	USCITA	VALORE ABBATTUTO	% ABBATTIMENTO
COD	194,4	88,4	106,0	54,6
BOD5 tot	60	27,3	32,7	54,6
BOD5 solubile	33	15,0	18,0	54,6
COD/BOD5	3,24			

Valori teorici

Ingresso **COD 194,5 mg/l**
Uscita **COD 106,0 mg/l**
Abbattimento **54,6%**
Area ottenuta **9444 mq**

Effettivi

Ingresso **COD 200**
Uscita **COD 118- 104 mg/l**
Abbattimento **44-50 %**
Area **circa 15000 mq**

In effetti i valori relativi alle percentuali di abbattimento sono inferiori ma paragonabili a quelli teorici. Devo comunque considerare che ho a disposizione una superficie di depurazione di circa 5000 mq in più. Mi sarei dunque atteso una maggiore risposta depurativa; a questo proposito ho considerato la trattabilità biologica delle nostre acque la quale non è ottimale avendo un rapporto BOD/COD5 di 3,24 (riferimento al paragrafo 1.4).

Se infatti ipotizzassi una trattabilità biologica di 2,8 i valori ottenuti di BOD abbattuto per ottenere il medesimo valore di uscita (15 mg/l BOD5sol) sarebbero più alti, e l'area risultante dal dimensionamento aumenterebbe avvicinandosi ai valori effettivi. Diminuendo il rapporto COD/BOD si alza la trattabilità biologica, significa che a se paragonassimo due acque con la medesima quantità di COD ma diversa quantità di BOD, quella con il rapporto COD/BOD più basso è biologicamente più depurabile, questo perché maggiore sarebbe il cibo che i batteri hanno a disposizione, potremo anche dire che: maggiore è la trattabilità biologica, maggiore è la componente "commestibile" (biodegradabile, depurabile biologicamente) da parte dei batteri e dunque è maggiore il margine di intervento con i sistemi biologici, l'acqua risulterebbe più trattabile biologicamente.

		COD/BOD5 tot				
		1,5	2	2,5	3	3,5
COD totale ingresso	50	33	25	20	17	14
	70	47	35	28	23	20
	90	60	45	36	30	26
	110	73	55	44	36	31
	130	87	65	52	43	37
	150	100	75	60	50	43
	170	113	85	68	57	49
	190	127	95	76	63	54
	210	140	105	84	70	60
230	153	115	92	77	66	
		BOD5 totale ingresso				

Tab. 5.3 Coefficienti di trattabilità biologica

Come è possibile notare dalla tabella spostamenti verso valori di COD/BOD5 più alti danno aumenti di contenuto di BOD5; significa maggior componente depurabile e maggior area necessaria per ospitare la biomassa.

Segue un secondo dimensionamento utilizzando un valore COD/BOD5 di 2,5.

VALORI UTILIZZATI NEL DIMENSINAMENTO				
	INGRESSO	USCITA	VALORE ABBATTUTO	% ABBATTIMENTO
COD	194,4	68,2	126,2	64,9
BOD5 tot	77,8	27,3	50,5	64,9
BOD5 solubile	42,8	15,0	27,8	64,9
COD/BOD5	2,5			

Dunque:

$$ATC = \frac{Q * (BOD_{5abbs}) * 1 * 1}{Rc} = \frac{5000 \text{ mc/d} * 27,8 \text{ mg/l}}{Rc} = \frac{115000}{Rc}$$

Il substrato R_c :

$$R_c = \frac{19,4 * SBOD_{5s}U}{15,1 + SBOD_{5s}U} = \frac{19,4*15 \text{ mg/l}}{15,1+15 \text{ mg/l}} = 9,05$$

$$ATC = \frac{115000 \text{ g/d} \quad (\text{mc/d} * \text{mg/l})}{9,05} = 12707 \text{ mq}$$

Con questi risultati l'area ottenuta dai calcoli è prossima a quella effettiva.

Indipendentemente dai valori ottenuti spero di aver raggiunto i miei due principali obiettivi: il primo personale, cioè quello di aver compreso almeno in parte su quali concetti si basa la depurazione biologica ed i calcoli sul dimensionamento di un impianto. Il secondo, probabilmente più difficile, di averli illustrati in modo semplice, e di aver fornito gli strumenti a chi vorrà approfondire questo argomento.

Ringraziamenti

Ringrazio tutti coloro che hanno collaborato col sottoscritto per la stesura di questo lavoro, per la loro disponibilità nel fornirmi tutte le informazioni necessarie, per il sostegno e per la pazienza. In primo luogo ringrazio dunque il responsabile di fabbricazione dello stabilimento di Sarego, Mastrotto Amerigo, e tutto l'ufficio di fabbricazione, il responsabile del laboratorio Ing. Nicolas Marcetic e tutti i componenti del laboratorio, nonché il responsabile delle acque reflue Matteo Cristofanelli. Ringrazio la direzione di stabilimento Ing. Alberto Martini e il responsabile delle politiche ambientali Burgo Ing. Pellicciardi Moreno.

Oltre all'aiuto interno dello stabilimento ho potuto contare su numerose informazioni del sig. Coccia della Sernagiotto e del sig. Enrico Fantini Ufficio Preventivi e vendite Siemens Water technologies.

Sono state numerose le collaborazioni, che mi hanno permesso di portare a termine questo studio, del resto il "sistema azienda" è un'insieme di persone che collaborano per il medesimo fine.

Bibliografia

- Basi di ecologia Loreto Rossi Odum.
- Depurazione delle acque Calderini Luigi Masotti.
- Depurazione Biologica Renato Vismara Hoepli.
- Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 «Norme in materia ambientale».
- Ambiente & Sicurezza - Il Sole 24 ORE, n. 9/2006, pag. 109.
- Microbiologia Polsinelli Bollati editore.
- Manuale di prodotto C.B.R. Sernagiotto SIEMENS.
- Principi di biochimica Albert L. Lehninger Zanichelli.
- Dispense processi biologici di depurazione a Biomassa Adesa ing. Geneve. Ferabegoli università di Roma “La sapienza”.
- Chimica delle interfasi wikipedia - www.fabx.it/chiarofloc.htm.
- Webster's Unabridged Dictionary.