

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DELLA BASILICATA

APPUNTI DI INGEGNERIA SANITARIA AMBIENTALE

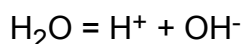
PARTE PRIMA

**"PROTEZIONE DELLA NATURA
E
CONTROLLO DELLA QUALITA' DELL'ACQUA"**

STRUTTURA CHIMICA DELL'ACQUA

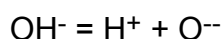
Prima di parlare delle sostanze chimiche che possono essere presenti nelle acque, si ritiene utile dare alcuni cenni sulle proprietà chimiche dell'acqua tal quale. Gli studi sull'argomento hanno dimostrato che l'acqua non è un composto semplice, ma che, in realtà, accanto ad H_2O e ai suoi prodotti di dissociazione (H^+ , OH^- , O^{--}) vi si ritrovano i composti originati da tutte le combinazioni tra gli isotopi dell'idrogeno (2H , 3H) e quelli ^{17}O , ^{18}O).

Malgrado l'estrema importanza della dissociazione e della presenza degli isotopi, agli effetti pratici si può considerare l'acqua costituita da molecole indissociate di H_2O . Il prodotto ionico, ad esempio, relativo alla reazione di dissociazione:



è a $20^\circ C$ pari a $1,002 \cdot 10^{-14}$ e interessa in pratica una molecola di H_2O per ogni 100 milioni circa.

Il prodotto ionico corrisponde a



non è praticamente misurabile a $20^\circ C$.

Inoltre gli isotopi dell' 1H e del ^{16}O sono presenti nell'acqua in quantità estremamente basse. Per l'ossigeno, su 100 atomi si può considerare che il 99,76% sia costituito da ^{16}O , circa lo 0,04% da ^{17}O , mentre lo 0,20% da ^{18}O .

Per l'idrogeno si calcola in media che per ogni 7.000 atomi 1H vi sia un atomo di deuterio (2H), mentre ogni $10^{15} - 10^{18}$ atomi di 1H se ne incontra uno di trizio (3H). La variabilità riscontrata per il trizio è dovuta alla sua radioattività, che tende, inattivandolo, a farlo scomparire dall'acqua (una data quantità si riduce allo 0,5% in 100 anni) ma nuovo trizio viene continuamente prodotto, per azione dei raggi cosmici, negli strati più alti dell'atmosfera e da questi precipita sulla terra con la pioggia.

I dati sulla composizione isotopica dell'acqua sono tuttavia da prendersi con le dovute cautele: la diversa volatilità dovuta alla diversa costituzione isotopica delle singole molecole può infatti causare frazionamenti spontanei in natura come pure arricchimenti non intenzionali nelle operazioni di purificazione in laboratorio.

La molecola dell'acqua studiata in base alla costante dielettrica e agli spettri di emissione e di assorbimento risulta costituita da legami O-H perfettamente equilibrati e formanti tra loro un angolo di circa 105° , angolo molto prossimo a quello dei legami tetraedrici degli atomi di carbonio. Accanto al legame di tipo covalente che unisce l'atomo di ossigeno a quello di idrogeno, il nucleo dell'atomo di idrogeno, avendo in parte ceduto il proprio elettrone all'atomo di ossigeno, esercita una certa attrazione, anche se modesta, sugli elettroni di altre molecole di acqua (legame idrogeno).

Essendo due, in ogni molecola, i protoni in grado di esercitare detta azione sulle cariche negative delle molecole vicine, le molecole di acqua non solo possono formare catene di legame idrogeno, ma anche dar luogo ad una regolare rete tridimensionale. Ciò è quello che si verifica quando dall'acqua allo stato liquido si passa al ghiaccio. Si ha allora una perfetta struttura cristallina.

Da studi recenti condotti da ricercatori russi ed americani è stato trovato che, in particolari condizioni, si può ottenere un vero e proprio polimero dell'acqua (poliacque) in cui i legami idrogeno si avvicinano a quelli covalenti (l'energia di legame per una unità di O-H-O è di circa 30 + 50 kcal/mole).

CARATTERISTICHE FISICHE DELL'ACQUA

L'acqua allo stato solido fonde alla temperatura di 0°C e alla pressione di 1 atmosfera, tuttavia incrementi di pressione determinano il lento abbassarsi della temperatura di fusione: ogni 135 atmosfere la temperatura di fusione si abbassa di 1°C. Ciò fa sì che acqua sottoposta ad altissime pressioni, quali si verificano ad esempio nella parte inferiore, a contatto con la roccia, in un ghiacciaio, sussista allo stato liquido anche a temperature inferiori a 0°C (acque sottoraffreddate).

L'acqua è inoltre un liquido che ha un caratteristico comportamento per ciò che riguarda la densità. A causa dei fenomeni associativi, dovuti al legame idrogeno, che in un certo intervallo termico prevalgono su quelli dissociativi dovuti alla dilatazione termica, l'acqua presenta un minimo di densità a 3,98°C.

Tra le proprietà termiche l'acqua presenta il calore specifico più elevato conosciuto per i liquidi. Lo stesso dicasi per il calore latente di evaporazione: a 20° C sono necessarie 585 calorie per fare evaporare un grammo di acqua. Inoltre tra i liquidi l'acqua presenta, con la sola eccezione del mercurio, la più elevata conducibilità termica.

Rispetto all'aria, l'acqua ha una elevata tensione superficiale: le gocce d'acqua infatti presentano una forma sferica quasi perfetta la cui parte superficiale è assai resistente alla rottura.

Nella sua struttura basilare la molecola di H₂O ha un piccolo momento dipolare ed è debolmente dissociata. L'acqua possiede un eccezionale potere solvente dovuto alla sua elevata costante dielettrica, che fa sì che due cariche di segno opposto si attirino nell'acqua con una forza che è di circa un nono di quella dell'aria. E' per questo motivo che l'acqua nella biosfera non è mai chimicamente pura.

IL CICLO DELL'ACQUA

L'acqua nella biosfera segue un ciclo naturale che, per chiudersi completamente, soddisfa la condizione che l'acqua sottratta all'ambiente con evaporazione vi ritorni in egual misura sotto forma di precipitazione.

Tuttavia parte dell'idrogeno costituente H_2O , per azione dei raggi cosmici, si perde negli strati più alti dell'atmosfera, con la conseguente scomparsa di parte dell'acqua evaporata. Tale scomparsa è compensata almeno parzialmente dalla formazione di una nuova acqua ad opera dei fenomeni vulcanici (acque giovanili).

Si è riscontrato inoltre che mentre la quantità di acqua evaporata negli oceani è più grande di quella caduta sotto forma di precipitazioni, l'inverso si verifica sui continenti. L'eccesso di acqua che si registra in tal modo sulle terre emerse va a costituire i ghiacciai, a rimpinguare le falde idriche profonde, scorre alla superficie nei fiumi, si raccoglie nei laghi ed infine viene convogliata al mare. Una rappresentazione del ciclo dell'acqua viene data nella Fig. 1. Dalla Tab. 1 si vede che l'acqua occupa un volume valutabile complessivamente intorno ai $13,53 \cdot 10^{17} \text{ m}^3$, ma solo il 2,2% rappresenta acqua dolce, che tuttavia in gran parte è sotto forma di ghiaccio.

TAB. I - risorse idriche mondiali

ACQUE SUPERFICIALI	m^3	%
laghi con acque dolci	$1,25 \cdot 10^{14}$	0,009
laghi con acque salate	$1,03 \cdot 10^{14}$	0,008
fiumi	$1,20 \cdot 10^{12}$	0,0001
TOTALE	$1,29 \cdot 10^{14}$	0,0171
ACQUE SOTTO LA SUPERFICIE		
umidità del suolo	$6,64 \cdot 10^{13}$	0,005
acque sotterranee	$8,30 \cdot 10^{15}$	0,62
TOTALE	$8,37 \cdot 10^{15}$	0,625
ALTRE ACQUE		
ghiaccio continentale	$29,05 \cdot 10^{15}$	0,15
vapore nell'atmosfera	$1,28 \cdot 10^{13}$	0,001
mare	$13,15 \cdot 10^{17}$	97,2
TOTALE	$13,44 \cdot 10^{17}$	99,351
TOTALE	$13,53 \cdot 10^{17}$	100

I COMPOSTI CHIMICI PRESENTI IN UN'ACQUA

In natura l'acqua non si trova mai allo stato puro, ma, considerando solo l'aspetto chimico, in essa sono presenti sali disciolti, materiali colloidali in sospensione, sostanze organiche, prodotti che derivano cioè dai terreni attraverso cui le acque scorrono e dagli esseri (piante ed animali) che vivono in un determinato ambiente acquatico o che solo gravitano su di esso.

Anche l'uomo partecipa all'ecosistema generale, contribuendo ad addurre nell'acqua un certo numero di sostanze solide, liquide, gassose, sia a carattere naturale sia di provenienza tecnologica.

Tutte queste sostanze possono interagire tra di loro chimicamente e fisicamente, essere trasformate biologicamente, dando luogo così ad una grandissima varietà di forme chimiche, contenute in varia misura nel corpo idrico e di cui non sempre si riesce a determinare l'identità.

In questo senso tutte le acque naturali debbono essere considerate impure in quanto non costituite da sola H_2O . Tuttavia ciò non significa che per riscontro tutte le acque naturali siano inquinate.

L'INQUINAMENTO

Quand'è che un'acqua deve considerarsi inquinata? In genere quando la sua qualità viene peggiorata da scarichi di diversa natura e provenienza fino al punto da renderla inadatta all'impiego per scopi potabili, industriali, agricoli etc. Ogni acqua, in dipendenza delle proprie condizioni di temperatura, del contenuto di ossigeno, della flora batterica etc. ha la possibilità di assimilare una certa quantità di sostanze scaricate, generalmente di natura organica, trasformandola in prodotti minerali semplici, attraverso un processo di biodegradazione comunemente noto come "autodepurazione". Se la quantità di inquinanti scaricati supera il limite di autodepurazione, la qualità dell'acqua risulta compromessa. Lo stesso avviene se negli scarichi sono presenti sostanze tossiche inibenti il processo di biodegradazione.

Le sostanze inquinanti

Le sostanze inquinanti possono essere galleggianti, sospese o disciolte. Galleggianti sono gli oli, i grassi, le schiume ed in genere le sostanze insolubili più leggere dell'acqua, le quali oltre a deteriorare le caratteristiche estetiche, impediscono la penetrazione delle radiazioni solari, ritardando i processi fotosintetici. Inoltre gli oli interferiscono con la riaereazione naturale, influenzando negativamente su tutto il sistema

ecologico acquatico. Se la quantità di olio in superficie è notevole, si hanno addirittura pericoli di incendio.

Le sostanze insolubili sospese si depositano col tempo in forma di fango sulle rive e sul fondo. Se i depositi sono consistenti, diminuiscono l'azione purificatrice dei microrganismi e influiscono negativamente sulla nutrizione dei pesci. Le sostanze sospese di natura organica si decompongono progressivamente utilizzando e consumando in alcuni casi tutto l'ossigeno disciolto, favorendo l'insorgere di processi putrefattivi.

Le sostanze disciolte sono le più numerose. Dal punto di vista dell'inquinamento interessano maggiormente quelle che, come certi acidi o alcali, i metalli pesanti, gli insetticidi, i cianuri ed altri prodotti tossici, rendono un'acqua non potabile e distruggono la vita acquatica. Anche il fenolo in tracce produce insopportabile odore e sapore.

Le sostanze organiche e le sostanze azotate sono attaccate dai microbi che le degradano utilizzando l'ossigeno disciolto nell'acqua. Quest'ultimo è consumato anche da prodotti chimici riducenti, come solfiti o sali ferrosi, dai fanghi depositati sul fondo (moria di alghe), dalla respirazione durante il buio del fitoplancton e dalle piante radicate. Se l'ossigeno disciolto diviene insufficiente, fauna e flora acquatiche tendono a scomparire.

La quantità di ossigeno necessaria per la degradazione biologica delle sostanze organiche presenti nell'acqua è misurata con il test empirico universalmente noto come BOD (Biochemical oxygen demand, ovvero richiesta biochimica di ossigeno). Il BOD viene espresso in mg di ossigeno per litro di acqua. Il relativo numero può essere assunto, in larga approssimazione, come indice dello stato di inquinamento di un'acqua.

L'ossidazione biologica completa delle sostanze organiche richiede essenzialmente venti giorni. L'esperienza insegna che dopo cinque giorni si sono consumati circa due terzi del BOD totale ed infatti normalmente si fa riferimento al BOD a cinque giorni, convenzionalmente indicato come BOD₅. In effetti, sulla velocità di degradazione delle sostanze organiche influiscono diversi fattori, quali pH, temperatura, sostanze tossiche e nutritive, concentrazione e natura dei microrganismi, etc.

Un altro indice dello stato di inquinamento di natura organica è il COD (Chemical oxygen demand, ovvero richiesta chimica di ossigeno), che misura il contenuto organico totale che può essere ossidato dal dicromato di potassio in una soluzione di acido solforico. In queste condizioni quasi tutte le sostanze organiche sono ossidate ad anidride carbonica e acqua.

Perciò il COD non indica se la sostanza organica è biodegradabile, nè la velocità con cui le sostanze biologicamente biodegradabili vengono stabilizzate, mentre include i prodotti chimici riducenti eventualmente presenti. L'uso congiunto del BOD e del COD

consente di denunciare condizioni tossiche e la presenza di sostanze non biodegradabili.

Rilevante è il numero delle sostanze organiche o inorganiche artificialmente aggiunte dall'uomo o naturalmente presenti in un'acqua. Ognuna è da considerarsi un inquinante potenziale perchè, al di sopra di una determinata concentrazione, può impartire all'acqua caratteristiche non adatte per un certo uso. In Tab. II è riportato un elenco di prodotti chimici, tipici potenziali inquinanti, che possono essere presenti in un'acqua o in uno scarico. Tra le sostanze organiche riportate nella tabella, una particolare menzione meritano alcuni tipi di larga diffusione, come alcuni tensioattivi, insetticidi, fungicidi ed erbicidi che, una volta sversati nelle acque, non vengono degradati e permangono inalterati svolgendo un'azione tossica a lungo termine.

TAB. 2 - prodotti chimici inquinanti

Acidi	Funghicidi
Agenti ossidanti	Idrocarburi
Agenti riducenti	Idrogeno solforato
Alcali e idrossidi	Insetticidi
Arsenico	Manganese
Bario	Nickel
Bitumi	Nitrati
Boro	Piombo
Cadmio	Potassio
Cesio	Rame
Cianuri	Selenio
Cloruri	Solfati
Cromo	Solfiti
Detergenti	Solfuri
Durezza	Sostanze organiche
Erbicidi	Stronzio
Fenoli	Urea
Ferro	Zinco
Fluoruri	

Dal punto di vista biologico, esistono nell'acqua microrganismi che possono essere classificati come piante o animali. Le piante microscopiche di una certa importanza sono i batteri, i funghi e le alghe. Gli animali microscopici includono i protozoi, i rotiferi, i crostacei e i nematodi.

I batteri possono provocare odori e attaccare e distruggere altre piante ed animali, ma in determinate condizioni provocano il processo di autodepurazione dei corsi d'acqua e svolgono un ruolo primario nei processi di depurazione degli scarichi. I funghi

sono simili ai batteri, ma sono strettamente aerobi. Le alghe sono piante fotosintetiche, in presenza di luce si nutrono prevalentemente di prodotti inorganici, dando luogo, nel loro metabolismo, allo sviluppo di ossigeno. Se sono presenti in eccesso, muoiono consumando ossigeno e producendo odore e sapore. Gli animali microscopici prendono la maggior parte del loro nutrimento da alghe e batteri e possono pertanto essere utili come regolatori della crescita di queste piante.

Certe sostanze inquinanti possono essere classificate considerando particolari effetti prodotti, come variazione della temperatura, formazione di colore, odore, sapore o presenza di radioattività.

Lo scarico di acque di rifiuto calde innalza la temperatura dell'acqua recipiente, con conseguente diminuzione della solubilità dell'ossigeno e accelerazione dei processi di biodegradazione delle sostanze organiche. Ne risulta un impoverimento di ossigeno nell'acqua e squilibrio nella vita acquatica.

Il colore compromette prevalentemente le caratteristiche estetiche del corso d'acqua. Di solito la sua pericolosità è scarsa, sebbene interferisca con i processi fotosintetici, ritardando la penetrazione della luce solare, salvo i casi in cui esso è prodotto da sostanze nocive disciolte o in sospensione, come i cromati, che danno colorazione gialla, o il rame che, sotto forma di complesso cupro-ammoniacale, dà colorazione blu.

Gli odori sono fastidiosi quando interessano un notevole volume dell'ambiente circostante. Di solito odore e sapore sono indice di impurezze, come fenoli o idrogeno solforato, o di decomposizione settica di sostanze organiche.

Le sostanze radioattive sono generalmente scaricate con grande cura e precauzione in condizioni strettamente controllate. Bassi livelli di radioattività possono talvolta raggiungere i corsi d'acqua, ma si tratta sempre, salvo incidenti, di situazioni immunemente sopportabili.

Le fonti di inquinamento

Le fonti di inquinamento risiedono, come si è detto, nelle diverse attività umane e principalmente in quelle domestiche, industriali e agricole. Il recapito finale delle acque reflue provenienti dalle suddette attività sono solitamente i corpi idrici, cui esse pervengono direttamente o addotte mediante opportune opere di convogliamento; esse possono essere sversate come tali o preventivamente trattate in appositi impianti di depurazione.

Non sembra assolutamente realistico che le acque scaricate debbano essere sottoposte ad un grado di depurazione "totale", cioè tale che esse presentino le stesse caratteristiche che avevano al momento del prelievo. I corsi d'acqua hanno la possibilità

di ricevere una certa quantità di scarichi senza apprezzabili danni o perchè la diluizione è abbastanza elevata o perchè suppliscono i processi di biodegradazione.

Tutto ciò richiede però un accurato controllo, che imponga il trattamento per gli scarichi eccedenti la quantità accettabile sopra indicata e conservi al corso d'acqua le caratteristiche di qualità necessarie per l'uso o l'insieme di usi cui esso è destinato.

Le principali fonti di inquinamento sono indubbiamente rappresentate dalle acque di scarico urbane e industriali. Le acque di scarico urbane contengono i rifiuti domestici, caratterizzati da elevato contenuto in sostanze organiche putrescibili, materiali galleggianti, solidi sedimentabili e da una notevole carica di microrganismi, anche patogeni. Nelle fognature cittadine confluiscono oggi anche i rifiuti delle attività artigianali, dei servizi, delle attività industriali inesistenti sull'area urbana. Perciò le acque di scarico urbane, pur conservando prevalentemente le caratteristiche delle acque domestiche, contengono oli, grassi, acidi, alcali, schiume, sostanze coloranti, sostanze tossiche, materiale in sospensione organico ed inorganico, etc.

Gli scarichi urbani di origine non domestica possono aumentare il potenziale inquinante, soprattutto per l'apporto di materiale non biodegradabile, possono interferire con i processi di depurazione per la presenza di composti tossici o comunque inibenti i processi di biodegradazione spontanei o provocati, possono infine danneggiare i manufatti in seguito a fenomeni di corrosione e di incrostazione.

La composizione degli scarichi urbani varia notevolmente da luogo a luogo, secondo il tenore di vita, l'industrializzazione urbana e, soprattutto, la disponibilità di acqua. A titolo di esempio, sono riportate in Tab. III le caratteristiche medie dei liquami della città di Roma.

I liquami urbani hanno oggi un contenuto medio di tensioattivi intorno ai 10-15 mg/l. Questo forte quantitativo di tensioattivi, insieme a quello di provenienza industriale, provoca diversi inconvenienti, tra cui la formazione di schiume e l'inibizione dei processi di depurazione anaerobi.

TAB. 3-composizione media dei liquami di roma

Costituenti	Concentrazioni
Cloruri mg/l	50÷60
Solidi sedimentabili (1h) cc/l	2,0÷2,5
Solidi totali mg/l	500÷550
Solidi sospesi mg/l	130÷160
B.O.D. ₅ mg/l	110÷120
Carica batterica n°organismi/cc.	120÷140*10 ⁶
Colimetria n°organismi/cc.	36÷40*10 ⁶
Enteroccometria n°organismi/cc.	260.000÷280.000
Azoto ammoniacale, nitroso e nitrico mg/l	25
Azoto organico mg/l	80,7
Azoto totale mg/l	33,7

La convenienza di ricorrere ai detersivi di tipo biodegradabile è però strettamente legata alla esistenza di impianti di depurazione, in assenza dei quali il grado di biodegradazione è comunque limitato.

Permangono inoltre perplessità circa la tossicità di alcuni prodotti intermedi della degradazione dei detersivi biodegradabili oggi in commercio. Indizi di tossicità si hanno peraltro anche nei confronti dei detersivi non biodegradabili, a base di alchil benzene sulfonato, particolarmente in sinergismo con altre sostanze.

Il maggior contributo all'incremento dell'inquinamento in questi ultimi anni è stato dato indubbiamente dal rapido sviluppo industriale, col grande volume di acque di rifiuto che esso comporta.

La natura delle acque di scarico industriali è la più disparata, in ragione della grandissima varietà di prodotti e di procedimenti tecnologici. La Tab. 4 riporta le caratteristiche delle acque di scarico delle industrie di maggior interesse e diffusione.

In generale può dirsi che certi scarichi industriali (industrie alimentari, distillerie, cartiere, industrie farmaceutiche) sono caratterizzati da alto contenuto di sostanze organiche putrescibili, come nel caso degli scarichi domestici. Altri scarichi possono invece contenere emulsioni (raffinerie di petrolio), colori (cartiere, industrie di coloranti, tintorie, industria tessile) polveri (cartiere, industrie metallurgiche, tessili e del marmo), sostanze tossiche, come acidi, basi, metalli pesanti, fenoli, cromati, cianuri etc. (industria chimica, galvanica, conciaria). Lo scarico di sostanze tossiche è l'inconveniente maggiore, per le conseguenze sulla salute umana, sulla flora e sulla fauna e per le interferenze con i processi depurativi naturali e indotti.

TAB. 4 - acque di rifiuto industriali

Tipo di industrie	Principali caratteristiche degli effluenti industriali
1) Industrie alimentari	
prodotti in scatola	Alto contenuto di solidi sospesi, sostanze colloidali e sostanze organiche.
latte e latticini	Alto contenuto di sostanze organiche in soluzione, principalmente proteine, grasso e lattosio.
bevande fermentate e distillate	Alto contenuto in sostanze organiche in soluzione, amidi fermentati e loro prodotti.
carne	Alto contenuto in sostanza organica in soluzione e sospensione, sangue, altre proteine e grassi.
zucchero	Alto contenuto in sostanza organica in soluzione e in sospensione, principalmente zucchero e proteine.
lievito	Alto contenuto in solidi (principalmente di natura organica) ed elevato B.O.D.
caffè	B.O.D. elevato e solidi sospesi.
pesce	B.O.D. molto elevato, alto contenuto in sostanze organiche e odore.
riso	B.O.D. elevato, presenza di solidi totali e in sospensione (principalmente amido).
bevande	pH alcalino, B.O.D. elevato, alto contenuto di solidi sospesi.
prodotti farmaceutici	Alto contenuto in sostanze organiche in sospensione e in soluzione, incluse le vitamine.

(continua)

2) Industrie dell'abbigliamento	
tessile	Colore, elevata alcalinità, temperatura e B.O.D., alto contenuto in solidi sospesi, detergenti.
prodotti in cuoio	Elevato contenuto di solidi totali, durezza, sali, solfuri, cromo calce e B.O.D.
lavanderia	Alta torbidità, alcalinità e solidi organici detergenti.
3) Industrie chimiche	
acidi	pH basso e scarso contenuto organico.
detergenti	Alto B.O.D. e sostanze tensioattive.
amido di grano	Alto B.O.D. ed elevato contenuto in sostanze organiche disciolte, principalmente amido e sostanze correlate.
esplosivi	TNT, effluenti colorati, acidi, odori, acidi organici, metalli, olii
insetticidi	Alto contenuto in sostanza organica, benzene, idrocarburi aromatici prodotti tossici per batteri e pesci, acidi.
fosfati e fosforo	Argilla, limo ed olii pesanti, pH basso, alto contenuto di solidi sospesi, fosforo, silicati e fluoruri.
formaldeide	Generalmente alto B.O.D., presenza di HCHO
4) Industrie varie	
pasta di cellulosa e carta	pH alti o bassi, effluenti colorati, alto contenuto di solidi sospesi, colloidi in soluzione, sostanze inorganiche inerti.
prodotti fotografici	Effluenti alcalini, contenenti varie sostanze organiche o, agenti inorganici riducenti.
acciaio	pH basso, acidi, alcali, fenoli, coke, olii e materiale solido in sospensione.
laminati metallici	Acidi metallici tossici e principalmente sostanze inorganiche.
prodotti in ferro	Alto contenuto in solidi sospesi, principalmente sabbia, un pò di argilla e di carbone.
raffinerie	Alto contenuto in sali disciolti, elevato B.O.D., odore, fenoli, e composti dello zolfo.
gomme	Elevato B.O.D. e odore, alto contenuto in solidi sospesi, pH variabile, cloruri.
vetro	Colore rosso, solidi sospesi non sedimentabili.
5) Centrali di produzione di energia elettrica	
vapore	Colore, elevato volume di effluente, alto contenuto in solidi inorganici disciolti.
lavorazione del carbone	Alto contenuto in solidi in sospensione, principalmente carbone, pH acido, presenza di H_2SO_4 e $FeSO_4$
Reattori nucleari materiali radioattivi	Elementi radioattivi; l'effluente può essere anche molto acido e caldo.

Per quanto riguarda l'agricoltura, la diffusione dell'uso degli insetticidi, fungicidi, rodenticidi ed erbicidi ha dato luogo ad una nuova fonte di pericolo, poichè questi prodotti raggiungono i corpi idrici per mezzo delle acque di drenaggio e sono difficilmente eliminabili. Un altro elemento di inquinamento di provenienza agricola costituito dai composti nutritivi, come fosfati, nitrati, etc. utilizzati come fertilizzanti

Alle citate fonti di inquinamento va infine aggiunto lo scarico di prodotti solidi di diversa provenienza, che possono essere in tutto o in parte disciolti dall'acqua, galleggiare o depositarsi sul fondo.

Gli effetti dell'inquinamento

Nelle descrizioni dei paragrafi precedenti emerge già chiaramente quali possono essere gli effetti dell'inquinamento identificabili macroscopicamente nelle compromissioni delle caratteristiche naturali del corpo idrico e della qualità delle acque da prelevare per i diversi usi. In funzione del grado di inquinamento, gli usi possono essere parzialmente o totalmente compromessi per cui sovente si rende necessario un trattamento preventivo in modo da riportare la qualità entro i limiti consentiti.

I requisiti di qualità più severi sono naturalmente quelli per le acque potabili, come si può osservare nella Tab. V, dato che l'acqua destinata a questo uso deve essere igienicamente sicura, presentare caratteristiche di gradevolezza, quindi assenza di odori e sapori, ed infine non essere corrosiva o incrostante.

Quando l'acqua potabile proviene da un corpo superficiale, il sistema di distribuzione è sempre dotato di un impianto di trattamento preventivo, che prevede almeno la disinfezione, molto spesso anche la filtrazione. Dati i limiti di efficienza di questi trattamenti, o anche di altri più complessi, e considerato il relativo costo, appare ovvio che all'approvvigionamento potabile siano destinate le acque di migliori caratteristiche, nelle quali non vengono sversati scarichi patogeni e tossici o che comunque alterino le caratteristiche organolettiche.

Anche le acque industriali hanno i loro requisiti di qualità, molto variabili a seconda del tipo di industria e del tipo di uso. Tali requisiti sono indicati per alcune industrie e per alcuni usi nella Tab. VI. E' evidente che certe industrie, quali quelle alimentari e farmaceutiche, hanno bisogno di acqua di elevate qualità, quando essa venga a contatto con i prodotti; che le acque usate per raffreddamento devono avere bassa temperatura e assenza di composti incrostanti o corrosivi; che le acque usate in cartiera o nella industria tessile non devono essere incrostanti e non devono contenere sostanze coloranti; che l'acqua per la produzione di vapore deve avere un minimo contenuto di sali minerali e di sostanze organiche e così via.

Naturalmente non si verifica frequentemente che le acque prelevate abbiano già le qualità richieste, specialmente per le esigenze più spinte, per cui molto spesso sono necessari trattamenti di chiarificazione, disinfezione, demineralizzazione, correzioni del pH etc. In pratica quanto maggiore è la differenza tra la qualità al prelievo e i requisiti del particolare uso, tanto maggiore è il costo dei trattamenti e conseguentemente l'incidenza sui costi della produzione.

TAB. 5 - criteri di qualita' per acque potabili

Costituenti o caratteristiche	Limiti di concentrazione raccomandati	Limiti massimi di concentrane consentiti
Batteriologiche:		
batteri coliformi per 100 ml	50	-
coliformi fecali per 100 ml	1	-
Fisiche:		
sapore e odore	gradevoli	gradevoli
colore	15 unità	-
torbidità	5 unità	-
Chimici inorganici:		
arsenico	0,01 mg/l	0,05 mg/l
ammoniaca (come N)	0,5 mg/l	-
bario	-	1,0 mg/l
boro	1,0 mg/l	-
cadmio	-	0,01 mg/l
calcio	75,0 mg/l	-
cloruri	250,0 mg/l	-
cianuri	0,01 mg/l	0,2 mg/l
cromo (VI)	-	0,05 mg/l
ferro	0,3 mg/l	-
magnesio	60 mg/l	150,0 mg/l
manganese	0,05 mg/l	-
ossigeno disciolto (minimo)	5 mg/l	-
pH (intervallo)	6-8,5	-
piombo	-	0,05 mg/l
rame	0,05 mg/l	1,0 mg/l
selenio	-	0,01 mg/l
solidi totali disciolti	500 mg/l	-
solfati	250 mg/l	-
zinco	5,0 mg/l	-
Chimici organici:		
estratto cloroformico da carbone (CCE)*	0,15 mg/l	-
fenoli	0,001 mg/l	-
oli e grassi	praticamente assenti	-
tensioattivi anionici di sintesi (MBAS)**	0,5 mg/l	-

* Carbon chloroform extract

** Sostanze attive al blu di metilene

TAB. 6 - qualita' di acque per uso industriale

Cibi cotti al forno	10	10	-	0.2	0.2	-	-	basso	0.2	Potabile
Fabbr. birra chiara	10	-	-	0.1	1.1	500	75	basso	0.2	Potabile
Fabbr. birra scura	10	-	-	0.1	1.1	1000	150	basso	0.2	Potabile
Conserviera legumi	10	-	25-75	0.2	0.2	-	-	basso	1	Potabile
Conserviera altri cibi	10	-	-	0.2	0.2	-	-	basso	1	Potabile
Bevande gassate	2	10	250	0.2	0.2	-	-	basso	1	Potabile
Distillerie gin alcolici	10	-	-	0.1	0.1	1000	150	basso	0.2	Potabile
Distillerie Wisky	10	-	-	0.1	0.1	1000	150	basso	0.2	Potabile
Distillerie per mescol.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Distillata
Alimenti in generale	10	-	-	0.2	0.2	-	-	basso	-	Potabile
Ghiaccio	5	5	-	0.2	0.2	-	-	-	-	-
Lavanderie	-	-	50	0.2	0.2	-	-	-	-	-
Plast.chiara o poco colorata	2	2	-	0.02	0.02	200	-	-	-	-
Carta, Pasta legno	50	200	180	1.0	0.5	-	-	-	-	-
Carta, Pasta Kraft	25	15	100	0.2	0.1	300	-	-	-	-
Carta, Soda e solfito	15	10	100	0,1	0,05	200	-	-	-	-
Carta leggera	5	5	50	0.1	0.05	200	-	-	-	-
Rayon, produz. pasta	5	5	8	0.05	0.03	100	-	-	-	-
Rayon,filato	0.3	-	55	0.0	0.0	-	-	-	-	-
Concerie	20	10	10-100	50-135	0.2	0.2	-	-	-	-
Tessili - generiche	5	20	-	0.25	0.25	-	-	-	-	-
Tessili - tintorie	5	5-20	-	0.25	0.25	200	-	-	-	Composiz. costante
Sgrassatura lana	-	70	1,0	1,0	-	-	-	-	-	-
Filatura cotone	5	5	2.0	0.2	-	-	-	-	-	-

Anche le acque destinate all'agricoltura hanno particolari requisiti di qualità, seppur più grossolani. Esse richiedono assenze di oli e grassi e di solidi sedimentabili fissi, che influirebbero negativamente sulla respirazione del terreno. Anche un eccesso di salinità può essere dannoso per certi tipi di colture, come indicato in Tab. VII. Naturalmente non devono essere presenti sostanze tossiche, che potrebbero successivamente arrivare all'uomo direttamente dalle piante o attraverso gli animali. Certe sostanze inquinanti possono mutare il sapore delle verdure, della frutta e del vino. Particolarmente dannoso risulta il boro, soprattutto a concentrazioni superiori a 4 mg/l, la cui presenza va purtroppo aumentando per il diffuso uso domestico dei perborati. Le quantità di acqua prelevati dai corsi d'acqua per irrigazione sono di solito molto cospicue, per cui diminuiscono la portata e la diluizione degli scarichi.

TAB. 7 - qualità' di acque per uso irriguo

	Na (%) meq/l*	Boro mg/l	Conducibilità specific μohm/cm	Solidi totali mg/l	Cloruri mg/l	Solfati mg/l
CLASSE I, da eccellente a buona, utilizzabile nella maggior parte delle condizioni.	<30-60	<0,5	500-1000	0-700	70-192	192-480
CLASSE II, da buona a dannosa, o nociva ad alcune piante in certe condizioni.	30-75	0,5-2,0	500-3000	350-2100	70-560	480-960
CLASSE III, da dannosa ad insoddisfacente o pericolosa alla maggior parte delle piante sotto molteplici condizioni	>70-75	>2,0	>2500-3000	>1750-2100	>210-560	>576-960

$$* Na(\%) = \frac{Na * 100}{Na + Ca + Mg + k}$$

Le sostanze nutritive contenute nelle acque di scarico, costituite principalmente da sali di fosforo, di azoto e di altri elementi in minor quantità (potassio etc), pervenendo nei corpi idrici, specialmente in quelli stagnanti (laghi, baie, etc.), provocano un tipo di inquinamento indiretto, noto con il nome di "eutrofizzazione". L'inconveniente principale di tale fenomeno è costituito dall'eccessiva produzione della sostanza organica vivente, rappresentata primariamente dalla componente vegetale (alghe e piante acquatiche).

In seguito alla eccessiva proliferazione dei vegetali (fioritura algale, Fig. 3), diminuisce la possibilità di penetrazione della radiazione solare e conseguentemente si

riduce la produzione di ossigeno fotosintetico. Lo stesso materiale organico di decadimento, raggiungendo gli strati inferiori, si decompone sottraendo altro ossigeno.

Nel periodo di stratificazione delle acque (stagione estiva) si verifica anche casi di totale scomparsa dell'ossigeno e comparsa di prodotti maleodoranti provenienti dalla decomposizione anaerobica.

La qualità dell'acqua può in questi casi risultare deteriorata al tal punto da non consentire la vita acquatica o un suo uso per approvvigionamento idrico o a scopo ricreativo.

Data la crescente importanza dei fenomeni eutrofici sul deterioramento dei corpi idrici che rivestono notevole importanza per l'approvvigionamento idrico (laghi naturali o artificiali) o per attività economiche primarie, quali la pesca ed il turismo (acque costiere), gli stessi verranno di seguito analizzati separatamente.

Per quanto riguarda l'uso del corso d'acqua per la navigazione, l'inquinamento può provocare danni agli scafi per attacco chimico da parte di composti chimici riducenti o di acidi e per imbrattamento da idrocarburi o da flora batterica; quest'ultima può anche attaccare le vernici e i materiali di costruzione.

Dal punto di vista naturalistico, gli effetti dell'inquinamento si ripercuotono su flora e fauna acquatiche o per la presenza di sostanze che possono interferire con la funzione respiratoria o per la presenza di composti tossici. Un ruolo primario nel normale ciclo biologico è giocato dai batteri, che utilizzano le sostanze organiche solubili per la sintesi di nuove cellule batteriche e per la respirazione endogena. Le alghe utilizzano invece materiale inorganico per formare nuove cellule algali. Le alghe e i batteri di nuova formazione divengono cibo per protozoi, rotiferi e crostacei che, insieme alle alghe e ai batteri più grandi, sono mangiati dai pesci e questi a loro volta dall'uomo. Le deiezioni dell'uomo tornano nel corpo idrico, dove i batteri metabolizzano le sostanze organiche, ricominciando il ciclo. Quindi le sostanze organiche sono necessarie per mantenere il ciclo biologico, ma in quantitativi eccessivi sono dannose, poichè i batteri, riproducendosi rapidamente, consumano l'ossigeno presente (Fig. 4) e pongono il corpo idrico in condizioni anaerobiche. Se lo scarico di sostanze organiche cessa, la popolazione batterica raggiunge un massimo e poi decresce, il corso d'acqua si riaerea, ricompaiono i protozoi, sotto lo stimolo delle grosse quantità di batteri presenti e lentamente il corso d'acqua ripristina il suo equilibrio biologico. Alla scomparsa dei protozoi, nella fase culminante del deficit di ossigeno, corrisponde la scomparsa dei pesci, che nei primi trovano nutrimento.

Particolarmente pericolosa sotto il profilo descritto, la presenza di sostanze tossiche, solidi sospesi inorganici e sostanze organiche putrescibili.

Le sostanze tossiche distruggono sia le forme di vita superiori (pesci) che quei microrganismi vegetali e animali alla presenza dei quali è dovuta l'autodepurazione. Se questi ultimi scompaiono, la qualità del corpo idrico è irreversibilmente compromessa.

Altro effetto da considerare è l'alterazione del sapore di animali marini provocato da certi inquinanti e, ben più grave, la contaminazione da parte di microrganismi patogeni, trasmissibili all'uomo se gli animali sono mangiati crudi.

Per quanto riguarda la flora macroscopica, si è già detto degli effetti dell'eutrofizzazione sulle alghe.

Anche le piante superiori subiscono spesso danni considerevoli conseguenti all'inquinamento. Vistosi possono essere i danni subiti dalle coltivazioni qualora per esempio si impieghino per usi irrigui acque contenenti anche basse percentuali di tensioattivi. Piccole quantità di sostanze tossiche possono inoltre trovare nei tessuti vegetali luoghi naturali di accumulo, con conseguenti pericoli per i consumatori.

L'alterazione della facies idrica determina spesso il mutamento delle forme di vita vegetale, con la scomparsa di specie che hanno un peso importante negli equilibri biologici di un determinato ambiente.

Da ultimo si consideri che l'alterazione dell'assetto naturale di un corpo idrico, provocato dall'inquinamento con i suoi effetti di torbidità, colore, schiuma, odore, depauperamento ittico, eutrofizzazione etc., incide gravemente sulle caratteristiche estetiche del paesaggio e sull'uso del corpo idrico stesso a scopi ricreativi, esigenza, quest'ultima, ogni giorno più sentita.

A queste alterazioni non si sottrae neppure il mare, sotto l'effetto combinato degli scarichi urbani e industriali, provenienti dalla terraferma direttamente o attraverso i fiumi, e dagli scarichi di navi e battelli. Oltre ai danni alla fauna, del tipo già visto, devono qui considerarsi gli aspetti estetici ed igienici connessi con la balneazione e il turismo, argomento che tanto allarme ha destato negli ultimi tempi nell'opinione pubblica del nostro Paese.

Nel caso del mare, particolare rilievo assume l'inquinamento da idrocarburi, per la molteplicità delle fonti da cui essi possono provenire (raffinerie e depositi costieri, navi cisterna e imbarcazioni da diporto) e per lo scarso senso di responsabilità di alcuni operatori. Gli idrocarburi sono tossici, alterano il sapore dei pesci, interferiscono con l'ossigenazione dell'acqua e con la funzione respiratoria ed inoltre sono solo in parte e molto lentamente biodegradabili.

Degno di menzione è anche il fatto che in essi si concentrano tutte quelle sostanze che vengono scaricate nell'acqua e non sono in essa solubili, come ad esempio gran parte degli antiparassitari, mentre i tensioattivi, per la loro particolare struttura in parte idrofoba ed in parte idrofila, si dispongono tra l'acqua e il velo di idrocarburi che su di essa si forma.

L'eutrofizzazione dei laghi e corsi d'acqua

La crescita delle piante, a volte chiamata produzione primaria, nelle acque naturali dipende dalla disponibilità di luce e di circa 15 elementi, tra i quali C,H,O,N,S,P e Fe sono i più importanti.

Di tali elementi C,H,O sono forniti dall'erosione delle rocce e del suolo o per inquinamento antropico. In molti laghi o fiumi la microvegetazione, alghe o fitoplacton, costituiscono la maggior parte della produzione primaria. Un primo approccio quantitativo tra produzione primaria e nutriente può derivare dalla composizione media elementare delle alghe che, in base secca, contengono:

C= 50%, P=0,5-1%, N=8-13%, clorofilla= 0,5-1,5%.

La produzione primaria può essere descritta dalla seguente relazione:



aggiungendo fosfati a tale formula si ha:



che in prima approssimazione rappresenta la composizione chimica media delle alghe. Tenendo conto della disponibilità degli elementi necessari alla crescita algale, gli unici elementi non disponibili in abbondanza in natura sono N e P che sono quindi gli elementi controllanti la crescita algale in acque naturali non inquinate. In generale è stato riscontrato che il P è l'elemento controllante la crescita di biomassa nei laghi delle zone temperate, l'azoto in molti laghi tropicali.

In laghi fortemente eutrofici e in alcuni laghi di basso livello in Olanda, l'eutrofizzazione è così rapida che la luce può diventare il fattore controllante.

L'eutrofizzazione può quindi ora essere definito come una crescita vegetale accelerata a seguito dell'aumento in concentrazione delle sostanze nutrienti controllanti, N e/o P. L'eutrofizzazione è stata notata in moltissimi laghi di tutto il mondo, invasi artificiali e certe aree costiere nell'Alto Adriatico o del Mare del Nord, rappresentando una delle cause più importanti del peggioramento della qualità delle acque a basso riciclo, acque ad invasi artificiali, negli U.S.A. e in Europa. Pochi fiumi sono risultati sino ad ora interessati da tale fenomeno, se si fa eccezione per alcune parti stagnanti della Loira.

L'aumento del carico di fosforo nei laghi, causa dell'aumento dei fenomeni eutrofici, è derivato da:

- 1) aumento della densità abitativa ed il collettamento dei liquami tramite fognature dinamiche;
- 2) l'aumento nell'uso di detersivi ricchi in fosforo;
- 3) intensificata pratica agricola con pratiche agronomiche poco

appropriate che causano erosione del suolo arricchito di fosforo apportato con la concimazione.

Al momento l'eutrofizzazione viene considerata un fenomeno indesiderato, ma non è sempre così. In alcuni laghi Africani ad esempio, la produzione ittica potrebbe essere incrementata con l'aumento controllato della produzione primaria attraverso il riciclo di acqua irrigua.

Tal primo effetto indesiderato osservato è il cambio di composizione della popolazione algale, che passa dalle diatomee e alghe verdi alle alghe blu-verdi (cianofite). Queste ultime costituiscono un alimento poco adatto allo zooplancton, cosicché la varietà del più alto livello eutrofico e il suo quantitativo assoluto decrescono. Inoltre certe alghe blu-verdi emettono odori, sapori e colori sgradevoli. Tali prodotti possono essere tossici. Infine, quando la morte delle alghe prevale sulla loro crescita, e nel periodo notturno quando l'ossigeno viene consumato anziché prodotto dalle alghe vive per il processo di respirazione, si può arrivare a condizioni di anossia estremamente pericolose per la vita acquatica.

Le conseguenze pratiche sono:

- cambio nella popolazione dell'ecosistema acquatico;
- riduzione del valore naturalistico e ricreativo del corpo idrico;
- problemi per la trattabilità dell'acqua destinata a scopi potabili e sulla sua qualità.

La produzione primaria, su base annuale, è teoricamente più correlabile al carico annuale dei nutrienti controllanti, mentre la crescita istantanea è più correlabile alla loro concentrazione.

La fig. 5 mostra un'ottima correlazione tra la concentrazione della clorofilla a, uno dei pigmenti verdi coinvolti nella fotosintesi presente in tutte le alghe (tale parametro viene utilizzato per distinguere il quantitativo di alghe nelle acque da altri solidi organici come i batteri), e la concentrazione del fosforo nei laghi.

La relazione empirica è la seguente:

$$\log(\text{clorofilla a}) = -1,09 + 1,46 \log \text{ di Pt}$$

dove : clorofilla a = concentrazione della clorofilla a (mg/m^3)

Pt = concentrazione totale del fosforo (mg/m^3)

Quando la concentrazione del fosforo è bassa, il lago è in condizione oligotrofica; quando è alta la condizione è di eutrofia.

Il controllo delle eutrofizzazioni può avvenire riducendo il carico di fosforo nel corpo idrico, o precipitandolo mediante sali di alluminio e/o ferro, e dragando i sedimenti.

CENNI AD ALCUNE TRA LE POSSIBILI TRASFORMAZIONI DEI COMPOSTI NELL'ACQUA

Sulla presenza delle sostanze chimiche immesse nei corpi idrici interferiscono una serie di processi biologici.

Alcuni elementi inorganici possono essere fissati ed accumulati dalle piante (alghe e macrofite) che in tal modo li sottraggono all'ambiente. I microrganismi, come già detto, possono trasformare i composti organici, tramite reazioni catalizzate da opportuni enzimi, in anidride carbonica e acqua. Possono inoltre convertire l'anidride carbonica libera in composti organici. Possono modificare le concentrazioni dei composti organici a base di silicio, alluminio ed altri elementi.

Tali effetti possono inoltre essere amplificati e modificati da un grandissimo numero di sostanze differenti presenti nell'acqua e dalle variazioni fluttuanti che subiscono le popolazioni stesse dei microrganismi.

I CICLI BIOGEOCHIMICI

In natura esistono veri e propri cicli (detti cicli biogeochimici) di trasformazione dei vari elementi. A tale proposito si distinguono gli elementi e i composti chimici in due grandi gruppi di biogeni: i macroelementi, cioè quegli elementi chimici che esplicano una funzione preponderante nella costituzione del protoplasma (carbonio, idrogeno, ossigeno, azoto, potassio, calcio, magnesio, zolfo, fosforo) e i microelementi, cioè quegli elementi o quei composti chimici che, pur essendo indispensabili, al pari dei primi, per il mantenimento delle attività vitali, sono tuttavia necessari in piccole quantità (ferro, manganese, rame, zinco, boro, sodio, molibdeno).

Tra i costituenti normali che si riscontrano in un'acqua naturale sono i solfati responsabili, assieme ai cloruri, della durezza permanente di un'acqua. Lo zolfo, contenuto nei solfati, viene utilizzato dalle piante autotrofe ed incorporato nelle proteine, essendo lo zolfo costituente essenziale di certi aminoacidi. Attraverso le piante, lo zolfo passa negli animali e, quando gli organismi viventi sono decomposti dai microrganismi eterotrofi, che vivono nelle acque, viene liberato idrogeno solforato. Parte di questo H_2S è poi trasformato in batteri specializzati. Una parte, date le condizioni anaerobiche dell'ambiente, rimane allo stato ridotto. Qui, in presenza di ferro-ferrico (ad esempio derivante da fosfato-ferrico), l' H_2S forma, attraverso una serie di reazioni, solfuro di ferro che costituisce il fango nero dei sedimenti e che rappresenta il pool di riserva dello zolfo (Fig. 6).

E' interessante tuttavia notare che, contemporaneamente alla formazione di Fe_2S_3 , si ha la solubilizzazione di fosforo che così diviene utilizzabile per gli organismi viventi nell'acqua. Questo esempio dimostra come un ciclo di un elemento possa regolare quello di un altro.

Mentre il ciclo dello zolfo è un esempio di un ciclo sedimentario, che cioè nei sedimenti dei corpi idrici trova il suo pool di riserva, esistono cicli di tipo gassoso con pool di riserva rappresentato dall'aria. Un esempio è costituito dal ciclo dell'azoto (Fig.7).

Di particolare interesse è il ciclo chimico-biologico del carbonio (Fig.8). Le piante prendono carbonio inorganico sotto forma di anidride carbonica e attraverso il processo di fotosintesi lo trasformano in carbonio organico facente parte dei tessuti vegetali. Gli animali si nutrono di piante e trasformano parte del carbonio in tessuto animale, parte lo ossidano trasformandolo nuovamente in anidride carbonica. Dato che gli animali non consumano tutto il tessuto vegetale e che il tessuto animale stesso ha una vita limitata, il ciclo del carbonio si chiude attraverso microrganismi che ossidano il carbonio organico residuo ed anidride carbonica. Parte di questa ossidazione residua avviene in acqua. In Fig. 9 si riporta il ciclo del fosforo.

LE SOSTANZE CHIMICHE E IL TERRENO

I fenomeni che apportano modificazioni alla qualità ed alla quantità delle sostanze chimiche presenti in un'acqua, avvengono non solo nei corpi idrici superficiali ma anche nell'acqua che, filtrando attraverso i terreni, va a ravvenare le falde idriche profonde.

Il suolo infatti non solo agisce come filtro rimuovendo molti dei batteri e virus presenti nelle acque di percolamento, ma è anche in grado di rimuovere sia con mezzi fisici, come lo scambio di ioni, che con mezzi chimici e biologici (degradazione), ioni e molecole in essa presenti. I composti che sono soggetti a degradazione biologica possono essere trasformati in ioni stabili che si ritrovano nelle acque sotterranee sotto forma di carbonati, solfati, nitrati, fosfati. Tuttavia, se in determinate condizioni il suolo è in grado di rimuovere dalle acque di percolamento gli ioni cromato, i fenoli e altri composti, è pur vero che in altre condizioni, i medesimi composti possono attraversare indisturbati gli strati del terreno e raggiungere così le falde idriche sotterranee.

9. LE SOSTANZE CHIMICHE E IL MARE

Gli inquinanti, seguendo l'acqua nel ciclo naturale, giungono inevitabilmente al mare.

Si calcola che i fiumi del mondo riversino nel mare annualmente circa 4 miliardi di tonnellate di sostanze disciolte e si è calcolato che altrettante il mare ne deposita sotto forma di sedimenti.

Mentre le acque dei fiumi che sfociano in mare contengono in media 120 ppm di solidi disciolti (principalmente ioni bicarbonato, calcio, solfato, cloruri, sodio, magnesio, potassio e nitrato), gli oceani presentano in media 35.000 parti per milione di sali disciolti. Nel mare sono presenti inoltre oltre ad una grande quantità di gas disciolti anche molte sostanze organiche: quest'ultime ammontano a 0,1 mg/l nelle acque pelagiche, e a 10 mg/l in quelle costiere. Tuttavia le correnti, i processi di mescolamento, i fattori geochimici, i processi biologici, giocano un ruolo importante nella distribuzione e nel parziale smaltimento delle sostanze presenti nell'acqua marina.

Una estesa attività biologica, ad esempio, può causare differenze notevoli tra una massa d'acqua ed un'altra, agendo sulle concentrazioni di elementi come l'ossigeno, il carbonio, il fosforo, il ferro, il silicio, l'azoto e il mercurio.

I corpi idrici partecipano così attivamente al destino delle sostanze inquinanti: reazioni chimiche avvengono incessantemente all'interfacies tra acque e sedimenti e tra acque e aria e la composizione chimica di tutte e tre le fasi risente di queste interazioni.

Ad esempio, l'argilla, l'idrossido di manganese e l'idrossido di ferro presenti nei sedimenti dei fiumi possono agire rimuovendo dall'acqua metalli pesanti come lo zinco.

In definitiva tutti i corpi idrici recipienti partecipano attivamente al destino delle sostanze presenti nell'acqua.

PARAMETRI DI CARATTERIZZAZIONE DELLE ACQUE DI SCARICO E DEI FANGHI: DEFINIZIONI E METODICHE DI ANALISI

I parametri di caratterizzazione delle acque di scarico, dei fanghi e i relativi metodi analitici sono raggruppabili in tre categorie:

- fisici e chimici;
- biologici;
- tecnologici.

Le prime due categorie comprendono i parametri (contenuto in solidi, ossigeno disciolto, COD, BOD, etc.) che descrivono le proprietà intrinseche del refluo e del fango, la terza comprende i parametri (resistenza specifica alla filtrazione, tempo di suzione capillare, etc.) che forniscono informazioni sull'attitudine del fango ad essere sottoposto a particolari trattamenti.

Campionamento

Il campionamento costituisce la prima fase di ogni procedimento di analisi, fase estremamente complessa in quanto condizionante i risultati di tutte le operazioni successive.

I risultati analitici, com'è noto, definiscono le caratteristiche di un campione nelle condizioni in cui questo si trova al momento in cui vengono effettuate le determinazioni. Sussiste quindi, evidentemente, la necessità di ottenere campioni il più possibile rappresentativi delle reali condizioni, spesso variabili col tempo, del sistema in studio.

In particolare in un impianto di depurazione le condizioni quali-quantitative delle correnti entranti ed uscenti e dei contenuti delle vasche di reazione e dei sedimentatori, sono in generale alquanto variabili entro periodi più o meno lunghi (giorno, settimana, anno).

Parametri fisici e chimici

Residuo secco

Con tale termine, o con la notazione DR (dry residue), si intende il residuo che permane in una capsula dopo l'evaporazione e il susseguente essiccamento in stufa, a temperatura definita, di un campione di fango.

Dalla temperatura e dal tempo di essiccamento dipendono, evidentemente, la perdita di peso, dovuta alla volatilizzazione del materiale organico e dell'acqua di cristallizzazione ed allo sviluppo dei gas provenienti dalla decomposizione chimica, nonché l'eventuale aumento di peso dovuto all'ossidazione.

Metodologia - Il contenuto in residuo secco di un fango è proporzionale alla variazione di peso di una quantità nota di campione essiccato, alla temperatura di $103^{\circ} \div 105^{\circ} \text{ C}$, sino a costanza di peso. Nelle analisi svolte nel corso della ricerca il tempo necessario per raggiungere tale condizione è stato pari a circa 12 ore.

Il residuo secco si calcola mediante la seguente relazione:

$$DR = \frac{P_3 - P_1}{P_2 - P_1}$$

In tale espressione:

P_1 =peso della capsula preventivamente essiccata in stufa per circa un'ora alla temperatura fissata per la determinazione del residuo;

P_2 =peso della capsula più una quantità omogenea di campione del fango di esame, tale quantità dev'essere scelta in funzione della presumibile concentrazione del fango e varia usualmente da 50 a 100 cm³ ;

P_3 =peso della capsula e del campione raffreddati in essiccatore sino a temperatura ambiente dopo essere stati essiccati in stufa alla temperatura stabilita per il tempo necessario a raggiungere la costanza di peso.

Solidi sospesi

I solidi sospesi sono rappresentativi di tutto il materiale presente in forma non disciolta nel campione. Essi vengono determinati gravimetricamente, previa separazione della fase liquida in cui sono dispersi ed eliminazione dell'acqua residua per essiccamento.

A seconda della temperatura alla quale vengono portati prima della determinazione gravimetrica sono distinti in:

- "solidi sospesi totali" o semplicemente "solidi sospesi", SS(*), determinati dopo essiccamento alla temperatura di $103^{\circ} \div 105^{\circ} \text{ C}$;

- "solidi sospesi fissi" determinati dopo incenerimento a 550° C .

La differenza tra i due valori rappresenta i "solidi sospesi volatili", VSS(*), i quali costituiscono un indice di valutazione del contenuto delle sostanze organiche non disciolte presenti. (*) Questi parametri quando si riferiscono alla miscela aerata vengono indicati con le notazioni MLSS e MLVSS (vedi processi biologici di depurazione).

Metodologia - La separazione del materiale solido dalla fase liquida, è ottenuta mediante filtrazione sotto vuoto alla pressione di 49 kN/m². A tale scopo si utilizza l'apparecchiatura per filtrazione del tipo "Millipore", che è stata connessa ad un gruppo per vuoto. La carta da filtro deve rispondere ad alcuni requisiti, in particolare dev'essere esente da ceneri, avere una porosità di 8 µm e consentire una velocità di filtrazione media.

Alla bilancia analitica vanno determinati:

- il peso P_1 del filtro essiccato a $103^\circ \div 105^\circ \text{ C}$;
- il peso P_2 del filtro e del materiale su di esso raccolto nel corso della filtrazione, dopo mantenimento in stufa a $103^\circ \div 105^\circ \text{ C}$ sino a costanza di peso;
- il peso P_3 di un crogiuolo di porcellana portato a costanza di peso, in muffola, a 550° C ;
- il peso P_4 del crogiuolo, contenente filtro e filtrato, tenuto per circa due ore nel forno a muffola a 550° C sino a completo incenerimento del filtro e del filtrato.

La filtrazione dev'essere eseguita su un campione di volume V noto, in genere pari a 100 cm³, preventivamente raccolto ed omogeneizzato in un bicchiere; a filtrazione quasi ultimata è necessario asportare, con getti di acqua demineralizzata, il materiale solido aderente alle pareti dell'imbuto in modo da raccoglierlo sul filtro, così facendo inoltre, si elimina con il filtrato buona parte del materiale disciolto trattenuto dal residuo solido. La filtrazione si considera conclusa quando il residuo solido si fessura o diventa quasi secco.

Il contenuto in solidi sospesi del campione del volume V si calcola con le formule:

$$SS = \frac{P_2 - P_1}{V}$$

per i solidi sospesi, e

$$VSS = \frac{(P_2 - P_1) - (P_4 - P_3)}{V}$$

per i solidi sospesi volatili.

Ossigeno disciolto

La concentrazione di ossigeno nella miscela aerata e nel fango in digestione aerobica, è uno dei parametri usualmente utilizzati per controllarne le condizioni di idoneo sviluppo.

Si ritiene che la quantità di aria fornita con aeratori superficiali e/o con diffusori sommersi debba essere tale da garantire concentrazioni di ossigeno non inferiori, nè troppo superiori a $1.5 \div 2 \text{ mg/l}$.

Metodologia - Le determinazioni vanno eseguite mediante un procedimento elettrometrico, impiegando un elettrodo indicatore il cui funzionamento si basa sui fenomeni di seguito descritti.

L'ossigeno disciolto in soluzione passa attraverso una membrana e si riduce al catodo di una cellula elettrolitica. La sottile membrana, dello spessore di circa 0.1 mm, costituita da un polimero organico, protegge il sistema elettrodico da altre specie riducibili eventualmente presenti in soluzione e permette il passaggio delle sole molecole di ossigeno. Il segnale di corrente, che è controllato dalla diffusione dell'ossigeno attraverso la membrana, ha una intensità proporzionale alla concentrazione dell'ossigeno.

La misura, estremamente semplice, comporta la semplice immersione dell'elettrodo nella soluzione; inoltre potendo essa avvenire direttamente nelle vasche di reazione risultano eliminati gli errori dovuti alla alterazione del campione. Il valore è fornito in mg/l.

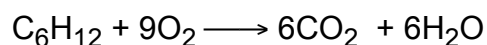
Ad intervalli di tempo non troppo lunghi è stato necessario calibrare lo strumento. Ciò è stato fatto utilizzando una soluzione satura di solfito di sodio (Na_2SO_4) avente contenuto nullo di ossigeno, in modo da regolare lo zero dello strumento, e una soluzione satura di ossigeno in acqua pura, in modo da tarare il fondo scala.

Richiesta biochimica e chimica di ossigeno (BOD e COD)

Una delle operazioni più frequenti nella depurazione delle acque è costituita dalla rimozione e trasformazione di quelle sostanze che, se scaricate in acque superficiali, ne altererebbero il bilancio dell'ossigeno riducendone la concentrazione a valori intollerabilmente bassi. La concentrazione di tali sostanze è generalmente determinata sfruttando la loro capacità di consumare ossigeno e viene espressa in termini di quantità di ossigeno con la quale possono combinarsi.

I principali procedimenti analitici usualmente adottati per la determinazione di tale quantità sono quello biochimico e quello chimico.

La determinazione della richiesta biochimica di ossigeno o BOD (biochemical oxygen demand) viene fatta, riproducendo in condizioni controllate, i fenomeni di ossidazione che avvengono naturalmente, nei corpi idrici o nei processi aerobici di depurazione, per azione della flora batterica. Tale prova viene condotta misurando, dopo un periodo standard di incubazione pari a 5 giorni (BOD_5) o a 20 giorni (BOD_{20}), il consumo di ossigeno, con il presupposto che tutta la sostanza organica biodegradabile venga ossidata a CO_2 e H_2O dai microorganismi utilizzando ossigeno molecolare. Ad esempio il BOD teorico del glucosio, in base alla reazione:



risulta pari a:

$$\text{BOD} = \text{gr di O}_2 \text{ usato/gr di carbonio ossidato} = 288,0/72,0 = 4,0 \text{ g/g di carbonio.}$$

Il BOD misurato sarà inferiore a quello teorico dato che una parte del carbonio organico viene incorporato nel nuovo tessuto cellulare.

Quando un campione di acqua contenente sostanze organiche biodegradabili viene posto in un contenitore chiuso ed inoculato con batteri, il consumo di ossigeno segue l'andamento mostrato dalla Fig.10. Nel primo periodo la cinetica del consumo di ossigeno è rapida per l'elevata concentrazione delle sostanze organiche e poi decresce insieme alla riduzione della stessa essendo associata, nell'ultimo periodo, al decadimento batterico.

Viene generalmente assunto che la velocità di consumo dell'ossigeno è pari alla concentrazione delle sostanze organiche degradabili presenti ad ogni periodo e pertanto la curva del BOD rappresentata in Fig.11 può essere matematicamente descritta come:

$$\text{BOD}_t = L(1 - 10^{-Kt})$$

dove :

t = tempo (giorni)

BOD_t = ossigeno consumato (BOD) a ciascun tempo t (mg/l)

L = BOD finale (massimo consumo possibile di ossigeno, quando le sostanze organiche sono state completamente degradate; mg/l)

K = costante cinetica del BOD (giorni^{-1})

Poichè tale equazione contiene 4 variabili, la conoscenza di 3 delle stesse ermette di conoscere la quarta variabile.

Ad esempio se il BOD_3 di un campione è pari a 75 mg/l e K è di $0,150 \text{ giorni}^{-1}$, il valore del BOD finale L sarà:

$$75 = L(1 - 10^{-(0,150 \cdot 3)}) = 0,645 L$$

$$\text{da cui } L = 75 / 0,645 = 116 \text{ mg/l.}$$

Il valore del BOD finale L esprime meglio la concentrazione effettiva delle sostanze organiche biodegradabili presenti, ma di per sè, non fornisce indicazioni sulla cinetica di consumo dell'ossigeno nel corpo idrico recipiente, che invece, è correlabile sia al valore di L che alla costante cinetica K .

Tale costante dipende dalla temperatura secondo la relazione:

$$K_T = K_{20} 0^{T-20}$$

dove:

T = temperatura di interesse, $^{\circ}\text{C}$

K_T = costante cinetica del BOD alla temperatura interessata, (giorni^{-1})

0 = coefficiente di temperatura (assunto pari a 1,135 per temperature variabili tra 4 e 20°C) Per campioni di acqua aventi lo stesso BOD_5 , il valore ultimo L risulterà lo stesso soltanto se la costante K non varierà. Ciò è illustrato dalla Fig. 9 dove sono confrontati le curve del BOD per un'acqua urbana avente $K = 0,15 \text{ giorni}^{-1}$ ed una acqua industriale avente $K = 0,05 \text{ giorni}^{-1}$ a parità di un BOD_5 uguale a 200 mg/l . L'acqua industriale ha un valore del BOD finale L molto maggiore (457 contro 243 mg/l).

Il BOD_5 è stato, quindi, scelto come valore standard, nonostante non sia rappresentativo del valore effettivo, dagli ingegneri sanitari Inglesi, i quali tennero conto che il tempo di permanenza dell'acqua nei loro fiumi non superava i 5 giorni.

Occorre, infine, tener conto che molte sostanze organiche, quali le proteine, contengono azoto che può essere ossidato con il consumo di ossigeno molecolare

(BOD_N). Tale ossidazione avviene a spese di microorganismi diversi attraverso il noto processo di nitrificazione. Come si vedrà in seguito nella trattazione dei processi di nitrificazione, il valore teorico di BOD_N = grammi di ossigeno consumato/grammi di azoto ossidato (tale valore per l'ossidazione dell'ammoniaca è pari a 4,57 g/g di N).

La cinetica del BOD_N dipende fortemente dagli organismi nitrificanti presenti, i quali sono scarsamente presenti nei liquami grezzi. La Fig.12 rappresenta il valore del BOD per il carbonio organico e per le sostanze azotate in campioni di acque grezze e trattate.

Quando si vuol determinare soltanto il BOD associato al carbonio organico occorre utilizzare delle sostanze inibenti i processi di nitrificazione. La cinetica dei processi di nitrificazione è anch'essa influenzata dalla temperatura.

Metodologia Per avere risultati analitici riproducibili, occorre standardizzare il più possibile le procedure analitiche, quando si effettuano misure del BOD.

Prima operazione: una bottiglia speciale per BOD da 300 ml viene completamente riempita con il campione di acqua da esaminare, opportunamente diluito ed inoculato con microorganismi. La bottiglia viene, quindi, chiusa per escludere ingressi di aria. La diluizione (necessaria perchè l'ossigeno disponibile ai microorganismi è quello di saturazione con un valore massimo di circa 9 mg/l) è tale che il BOD del campione diluito risulti compreso tra 2 e 6 mg/l.

L'acqua di diluizione dovrà contenere gli elementi in traccia necessari al metabolismo batterico, in modo da non costituire un fattore limitante.

Seconda operazione: occorre preparare campioni di confronto per effettuare le prove in bianco necessarie a stimare il consumo di ossigeno dell'acqua di diluizione e dell'inoculo.

Terza operazione: le bottiglie contenenti i campioni d'acqua da esaminare ed i bianchi sono incubate al buio a 20°C per il tempo desiderato, ad esempio 5 giorni. Per determinare i valori di L e di K occorrerà effettuare determinazioni a tempi diversi al fine di costruire la curva di taratura.

Quarta operazione: al tempo prefissato i campioni ed i bianchi vengono tolti dall'incubatore effettuando la relativa misura dell'ossigeno residuo. Il valore effettivo del BOD verrà ottenuto tenendo conto del fattore di diluizione adoperato.

La richiesta chimica di ossigeno o COD (chemical oxygen demand), fornisce una misura quantitativa della presenza di sostanze suscettibili di essere ossidate da un agente ossidante energetico, quale il dicromato di potassio in soluzione fortemente acida per acido solforico. Il COD è in genere correlato con il carbonio organico presente, che viene ossidato quantitativamente.

Con tale metodo possono essere rilevate le concentrazioni di sostanze che non danno contributo al BOD_5 , quale ad esempio la cellulosa; per contro può non rivelarsi

la presenza di sostanze organiche particolarmente stabili all'ossidazione chimica, ma degradabili biochimicamente dopo lungo periodo. E' questo il caso dell'azoto ammoniacale o proteico che contribuisce al valore del BOD₂₀ e non a quello del COD.

Metodologia - La diversa ossidabilità delle sostanze organiche in funzione delle condizioni adottate (tipo e concentrazione dell'ossidante, concentrazione dell'acido, catalizzatore, temperatura, etc.) impone di condurre le prove in condizioni rigorosamente controllate e costanti. Inoltre, poichè il contenuto di sostanze organiche può variare rapidamente per azione della flora batterica presente, i campioni devono essere conservati a bassa temperatura, circa 4° C, sino al momento dell'analisi.

La tecnica di analisi adottata, prevede l'ossidazione a caldo per due ore, di 20 cm³ di campione in presenza di 10³ cm di una soluzione 0.25 N (Si chiama normalità di una soluzione (N) il numero di grammo- equivalenti di soluto contenuti in un litro di soluzione impiegati per la retrotitolazione del bianco) di dicromato di potassio (K₂Cr₂O₇) e di 30 cm³ di acido solforico (H₂SO₄) addizionato con solfato d'argento (Ag₂SO₄). Nella beuta di reazione vengono aggiunti 0.5 grammi di solfato di mercurio (HgSO₄) che impedisce, complessandoli, l'ossidazione di cloruri. La reazione avviene nell'apparecchiatura mostrata in figura 10.2: per tutta la durata della prova l'ebollizione dev'essere vivace ed il liquido di raffreddamento deve circolare nella camicia del refrigeratore di Liebig.

Trascorse le due ore si raffredda sino a temperatura ambiente e si titola l'eccesso di dicromato con una soluzione standard di solfato di ferro e ammonio Fe(NH₄)₂(SO₄)₂ · 125 N, in presenza di indicatore alla ferroina: il punto di equivalenza è indicato da viraggio al rossastro dal colore iniziale verde- azzurro. In parallelo si esegue una prova in bilancio, mettendo a reagire 20 cm³ di acqua distillata con la stessa procedura adottata per il campione.

La concentrazione, espressa in mg/l di O₂, corrispondente alla richiesta chimica di ossigeno del campione si ottiene dalla formula:

$$\text{COD} = (B-A) \cdot N \cdot 400 \text{ (mg/l)}$$

in cui:

B = cm³ di soluzione standard di solfato di ferro e ammonio

A = cm³ della stessa soluzione impiegati per la retrotitolazione del campione;

N = normalità della soluzione di solfato di ferro e ammonio.

Le determinazioni del COD possono essere condotte sia su campioni tal quali, sia su campioni filtrati. Questi ultimi sono ottenuti operando la filtrazione con la stessa apparecchiatura utilizzata per la determinazione dei solidi sospesi.

Azoto e suoi composti

Nelle acque di scarico l'azoto si ritrova sotto forma di nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), ammoniacale (NH_4^+) e azoto organico.

L'azoto organico è, secondo la definizione in uso, quello legato alla materia organica allo stato di ossidazione negativo trivalente.

L'azoto ammoniacale e quello organico sono di solito determinati contemporaneamente secondo il metodo di Kjeldahl ed espressi come TKN in mg/l; la concentrazione dell'azoto ammoniacale può essere espressa anche come N-NH_3 in mg/l.

Il contenuto, in nitrati ed in nitriti, è spresso rispettivamente come N-NO_3 e N-NO_2 in mg/l.

Metodologia - Le determinazioni analitiche delle forme di azoto sono alquanto complesse, e per le operazioni da svolgere e per le numerose interferenze possibili; pertanto, esulano dalla presente trattazione trattandosi di procedure specialistiche.

10.3. Parametri biologici

10.3.1. Misure di biomassa

Gli MLSS (mixed liquor suspended solids) e gli MLVSS (mixed liquor volatile suspended solids) sono parametri correlati alla quantità di microrganismi presenti nella miscela aerata delle vasche a fanghi attivi.

Più precisamente gli MLSS sono rappresentativi di tutti i solidi sospesi presenti nella miscela aerata, mentre gli MLVSS, che ne sono la frazione volatile a 550°C , sono rappresentativi della massa cellulare microbica. In condizioni normali di esercizio la parte volatile rappresenta una frazione alquanto costante dei solidi sospesi presenti in vasca, per cui la costanza del rapporto MLVSS/MLSS è un indice di raggiunte condizioni di regime.

Metodologia - La determinazione di tali parametri è eseguita con le stesse procedure adottate per la ricerca dei solidi sospesi già descritte al paragrafo 10.2.2.

Oxygen Uptake

L'ossigeno consumato da un fango biologico è somma di quello necessario per tutte le funzioni dovute all'accrescimento, più quello dovuto alla respirazione endogena.

L'intensità dell'attività respiratoria nel corso del metabolismo aerobico è indicativa del grado di stabilità di un fango biologico: essa è elevata in presenza di un'abbondante quantità di substrato e si abbassa, al diminuire di questo, sino a raggiungere la fase di respirazione endogena.

Si considera stabile un fango avente bassi consumi di ossigeno, a causa sia dello scarso substrato ossidabile che della bassa concentrazione di popolazione batterica biologicamente attiva.

Metodologia - Il consumo di ossigeno deve essere valutato rispetto al tempo ed alla biomassa presente espressa come solidi sospesi volatili. A tal fine il campione, prelevato immediatamente prima della misura o conservato sino al momento della prova a +4 °C, deve avere un volume tale da fornire un'aliquota per la determinazione gravimetrica dei solidi sospesi volatili (vedi paragrafo 10.2.2.) ed una per la prova respirometrica.

Il campione dev'essere aerato velocemente sino a saturazione e, dopo il prelievo dell'aliquota per la determinazione dei VSS, dev'essere immesso in una bottiglia a tenuta d'aria. In tale bottiglia, sul cui fondo è posta un'ancoretta magnetica, è inserita una sonda di tipo elettrodico per la misura dell'ossigeno disciolto.

La prova richiede la registrazione della concentrazione dell'ossigeno disciolto con una frequenza di circa una lettura al minuto, ma comunque dipendente dalla velocità con cui l'ossigeno viene consumato. Durante la lettura la bottiglia va posta su un agitatore magnetico per avere un continuo rimescolamento del campione, in modo da impedire ristagni in prossimità dell'elettrodo rilevatore.

Le concentrazioni di ossigeno rilevate, vanno diagrammate su carta millimetrata in funzione del tempo: determinata dal grafico la velocità con la quale l'ossigeno viene consumato, ed espressa in grammi di O_2 al litro ed al giorno, la si divide 2 per il valore della concentrazione dei VSS ottenendo così il valore dell'oxygen uptake in $g O_2 / d.g VSS$.

Usualmente la stabilità si ritiene raggiunta per valori inferiori a $0.1 g O_2 / d.g VSS$.

Parametri tecnologici

Sedimentabilità

Dalle caratteristiche di sedimentabilità dipendono il funzionamento di sedimentatori, ispessitori e centrifughe. Spesso la sedimentabilità dà anche un'indicazione sulle caratteristiche biologiche (ad esempio fango filamentoso) ed in generale si può affermare che se la velocità di sedimentazione di un fango è molto più bassa di quella di fanghi di caratteristiche medie, il suo trattamento è più difficile e comporta costi maggiori.

La sedimentabilità è espressa generalmente tramite lo SVI (sludge volume index), lo SSV (specific standard volume) e la velocità di sedimentazione.

Metodologia - Le determinazioni dello SVI, dello SSV e della velocità di sedimentazione consistono essenzialmente nel rilevare in funzione del tempo, l'altezza dell'interfaccia di separazione

supernatante-fango.

Per lo SVI si utilizza un cilindro graduato da 1 litro, mentre per lo SSV e per la velocità di sedimentazione è stata standardizzata una colonna WRC, avente diametro interno pari a 9.4 cm e altezza utile di 50 cm, corredata di un agitatore lento (1 giro/minuto) e di una scala graduata in centimetri. La necessità di condurre le misure in un'apparecchiatura di dimensioni superiori al cilindro da 1 litro è dovuta alla convenienza di rilevare la sedimentabilità in condizioni il più possibile prossime a quelle che si hanno in una apparecchiatura reale; l'agitazione lenta consente inoltre di minimizzare gli effetti parete.

Sia lo SVI che lo SSV richiedono la preventiva determinazione dei solidi sospesi (SS) nel campione (vedi paragrafo 10.2.2.).

Per determinare lo SVI è necessario versare velocemente 1000 cm³ di campione omogeneo in un cilindro da 1 litro e rilevare dopo 30 minuti il volume V occupato dal fango addensato. Il valore è dato da:

$$SVI = \frac{V}{SS} \quad (\text{cm}^3/\text{g})$$

Per determinare lo SSV e la velocità di sedimentazione si deve versare velocemente un campione omogeneo (di circa 3.5 litri) nell'apparecchiatura di sedimentazione fino ad un'altezza di 50 cm, azionare l'agitatore lento e rilevare il livello del fango, ogni 2 minuti finché la differenza tra una misura e la seguente non è inferiore a 1 cm, successivamente ogni 5 ÷ 10 minuti. La prova si interrompe, comunque non prima di 30 minuti, quando non è più apprezzabile la differenza tra due misure successive.

Il valore dello SSV è:

$$SSV = \frac{H}{50 - SS} \quad (\text{cm}^3/\text{g})$$

H è l'altezza in centimetri del fango addensato dopo 30 minuti.

La velocità di sedimentazione si ottiene riportando su carta millimetrata i valori dell'altezza dell'interfaccia supernatante- fango (in centimetri) in funzione del tempo (in minuti). Trascurando un primo tratto, in cui si ha un progressivo aumento della pendenza, la funzione assume un andamento rettilineo del quale si determina la pendenza p. si ha:

$$v = 0.6 p$$

Resistenza specifica alla filtrazione

E' un parametro che indica l'attitudine di un fango ad essere disidratato mediante filtrazione e rappresenta la resistenza alla filtrazione di un pannello, avente peso unitario di solidi secchi depositati per unità di superficie filtranti.

Metodologia - La portata di un liquido attraverso un pannello di fango depositato su un mezzo filtrante è data dalla relazione:

$$\frac{dV}{dT} = \frac{P * A}{\nu} * \frac{1}{R_t} \quad (10.4.2.1.)$$

dove:

V = volume di liquido filtrato; (m³)

T = tempo necessario a raccogliere il volume V (s)

P = caduta totale di pressione; (N/m²)

A = area della superficie filtrante; (m²)

ν = viscosità del liquido; (Kg/m·s)

R_t = resistenza totale al flusso dovuta al pannello ed al mezzo t filtrante.

Nell'ipotesi di flusso costante attraverso tutto lo spessore del pannello, essa può esplicitarsi come somma di una resistenza dovuta al pannello (R_p) e di una dovuta al mezzo filtrante (R_f).

A differenza di R_f il termine R_p non è costante, ma cresce al procedere della filtrazione; come misura dell'aumento della resistenza è conveniente considerare l'incremento della massa di solidi secchi nel pannello. Detta quindi m la massa di solidi secchi per unità di superficie filtrante si può scrivere:

$$R_p = R * m$$

In tale espressione R è la resistenza specifica alla filtrazione.

La quantità m è generalmente espressa in termini di concentrazione di solidi secchi C secondo la:

$$m = C * w$$

essendo w il volume di liquido filtrato per unità di superficie filtrante (w = V/A) e C la massa di solidi secchi per unità di volume di filtrato (Kg/m₃).

Si ha quindi:

$$\frac{dV}{dT} = \frac{P * A}{\nu} * \frac{1}{R * C * w + R_f} \quad (10.4.2.2.)$$

La caduta totale di pressione P può essere considerata come somma della caduta di pressione attraverso il pannello (P_p) della caduta di pressione nel mezzo filtrante (P_f). Ammettendo che la caduta di pressione sia proporzionale alla resistenza incontrata dal flusso si ha:

$$\frac{P_p}{P} = \frac{R_p}{R_t} = \frac{R * C * V}{R * C * V + R_f}$$

E' evidente che se R_f può essere trascurato la caduta di pressione si può addebitare al solo pannello. Ponendo allora

$R_f = 0$, come del resto è accettabile nella pratica, l'equazione f (10.4.2.2.) diviene:

$$\frac{dV}{dT} = \frac{P^* A^*}{\nu} * \frac{1}{R^* C^* w} \quad (10.4.2.3.)$$

Per integrare tale equazione occorre conoscere come variano la concentrazione C e la resistenza specifica R durante la filtrazione.

Data la compressibilità del fango, sarebbe lecito attendersi, man mano che procede la filtrazione, un addensamento del pannello per effetto della pressione che le particelle superiori esercitano su quelle inferiori. Tale addensamento provocherebbe un aumento di concentrazione e conseguentemente un aumento di R.

Tuttavia è stato dimostrato, nell'ipotesi che la caduta di pressione rimanga costante, che pur essendoci attraverso il pannello un gradiente di concentrazione di solidi secchi, il valore medio di C rimane costante. Parimenti si può ritenere costante anche il valore della resistenza R.

Integrando sotto tali condizioni la relazione (10.4.2.3) tra l'inizio e il termine della filtrazione si ha:

$$T = \frac{\nu^* R^* C}{2^* P^* A^2} * V^2$$

oppure:

$$\frac{T}{V} = \frac{\nu^* R^* C}{2^* P^* A^2} * V \quad (10.4.2.4)$$

Tale equazione, nel piano avente per ascisse V e per ordinate T/V, rappresenta una retta con coefficiente angolare b uguale a $\frac{\nu^* R^* C}{2^* P^* A^2}$. In definitiva la resistenza specifica alla filtrazione è data da:

$$R = \frac{2^* P^* A^2}{\nu^* C} * b \quad (\text{m/Kg}) \quad (10.4.2.5)$$

Il valore della concentrazione C può essere calcolato attraverso la relazione:

$$C = \frac{C_0 * C_p}{C_p - C_0}$$

dove C_0 e C_p sono rispettivamente la concentrazione di solidi nel fango (ossia C_0 =solidi sospesi, SS) e nel pannello. Se come avviene in pratica $C_p \gg C_0$, si può utilizzare per il calcolo di R il valore della concentrazione dei solidi sospesi nel fango.

E' quindi possibile, rilevando in condizioni standard l'andamento nel tempo del volume di filtrato, calcolare il valore della pendenza b e note le altre grandezze risalire alla resistenza specifica alla filtrazione.

Nella figura 11 è riportato un esempio di calcolo del coefficiente angolare b. La determinazione sperimentale di R si esegue utilizzando una apparecchiatura per filtrazione essenzialmente costituita da un imbuto Buchner, con volume utile massimo di 250 cm³ e di diametro di 90 mm, e da un cilindro graduato da 250 cm³ per la

rilevazione dei volumi di filtrato. Tale apparecchiatura, illustrata in figura A.5, viene collegata ad una pompa da vuoto, in modo che nel corso della filtrazione si abbia una caduta di pressione costante pari a 49 kN/m^2 .

Condizione essenziale per una misura corretta è che la resistenza alla filtrazione sia imputabile solo al pannello. E' necessario pertanto, utilizzare idonei mezzi filtranti (nelle determinazioni svolte è stata sempre usata carta da filtro extra rapida Whatman 40) e considerare iniziata la prova solo quando il mezzo filtrante è stato coperto da uno strato uniforme di fango.

Per questo motivo, nell'ambito del lavoro di standardizzazione coordinato all'I.R.S.A. - C.N.R., è stato definito come "tempo di inizio della filtrazione" quello corrispondente al passaggio attraverso il filtro di un volume di filtrato pari al 10% di quello del fango in esame che è di 100 cm^3 .

La rilevazione dei dati si interrompe quando si verifica una delle seguenti condizioni:

- fessurazione del pannello (repentina caduta del vuoto);
- deviazione della retta T/V in funzione di V ;
- superamento di 60 minuti di tempo di filtrazione.

Un fango è considerato filtrabile industrialmente quando il valore della resistenza specifica risulta inferiore a circa $0.5 \times 10^{13} \text{ m/Kg}$.

Tempo di suzione capillare

Il CST (capillary suction time) è un parametro di valutazione della filtrabilità correlato con la tendenza di un fango a rilasciare acqua.

Per un determinato tipo di fango, i valori del CST sono correlabili con la resistenza specifica alla filtrazione con un errore compreso tra il -50% e il +100%. Tale livello di errore, di per sè stesso elevato, può non essere considerato eccessivo se si utilizza il CST per ottenere indicazioni sull'ordine di grandezza del valore di R . Infatti, essendo la misura del CST molto semplice e rapida, esso fornisce utili indicazioni di massima sulla disidratabilità del fango.

Metodologia - Il metodo di misura si basa sul tempo impiegato dalla frazione liquida del fango a percorrere per capillarità lo spazio compreso tra due sezioni di una carta da filtro standardizzata sulla quale il fango stesso viene versato.

L'apparecchiatura utilizzata per la determinazione del CST è quella standard Triton Electronics; essa è costituita da due componenti principali (figura 12): l'unità di filtrazione e l'unità di registrazione del tempo di suzione. Dell'unità di filtrazione fanno parte due contenitori cilindrici in acciaio, aventi diverso diametro interno (10 e 18 mm), usabili in alternativa e la carta da filtro Triton.

La misura comporta il semplice riempimento del serbatoio cilindrico dopo una opportuna omogeneizzazione del campione di fango da esaminare. L'avanzamento del liquido, drenato dalla carta da filtro, determina, grazie alla particolare disposizione dei contatti elettrici, la partenza del contasecondi il quale poi, si arresta automaticamente quando il liquido arriva a bagnare un secondo punto prefissato.

Il CST del fango è il tempo, in secondi, impiegato dal liquido a percorrere la distanza tra i due riferimenti e può esser letto direttamente sul display dell'unità di registrazione.

Sullo stesso principio fisico si basa il funzionamento di un'altra apparecchiatura, utilizzata per la misura del CST Multi- Raggio (CST M-R). Essa, si differenzia da quella descritta in precedenza per la diversa disposizione dei riferimenti elettrici sull'unità di filtrazione e per la maggiore complessità dell'unità di rilevazione e registrazione dei tempi. Con tale apparecchiatura si possono conoscere i CST relativi a cinque differenti distanze percorse dal liquido, corrispondenti ad altrettante quantità di volumi filtrati.

La conoscenza di questi valori e della concentrazione dei solidi sospesi nel fango consente di calcolare la resistenza specifica alla filtrazione in modo rapido, utilizzando un programma di elaborazione dei dati.

Nel corso della prova, si verifica un vero e proprio processo di filtrazione in cui la necessaria differenza di pressione viene determinata dalla suzione capillare della carta da filtro. La resistenza specifica alla filtrazione è data, come visto nel paragrafo precedente, dalla relazione (9.4.2.5):

$$R = \frac{2 * p * A^2}{v * C} * b$$

inserendo in tale formula i valori relativi alla pressione di filtrazione, all'area filtrante (variabile col diametro del serbatoio) ed alla viscosità del liquido si ottiene:

$R = 6.47 * 10^9 * \frac{b}{C}$ (m/Kg) per il serbatoio con ϕ 18 mm, e $R = 6.17 * 10^9 * \frac{b}{C}$ (m/Kg) per il serbatoio con ϕ 10 mm.

Il calcolo di b con la tecnica del CST M-R è molto rapido, a differenza di quello connesso all'uso dell'apparato di Buchner (vedi paragrafo 10.4.2). Adesso infatti l'andamento della filtrazione viene misurato determinando il tempo necessario a raccogliere cinque prefissati volumi di filtrato che, considerato in successione, differiscono tutti della stessa quantità. Il coefficiente b è dato dalla relazione seguente:

$$b = \frac{(\sum_{n=1}^5 (CST)_n - \sum_{n=1}^5 (CST)_n) / n}{10 * (0.309 CST_2^{-0.169})^2}$$