

# ALLEGATO 2

Elementi per l'individuazione di  
strumenti di verifica e  
aggiornamento degli obiettivi  
di qualità nei corsi d'acqua  
superficiali (modelli dei carichi  
inquinanti)

Parma, 22 novembre 2004

# Indice

1	Principi di base dei modelli	1
1.1	Analisi delle interazioni tra domanda biochimica di ossigeno, ossigeno disciolto e nutrienti	2
1.1.1	Caratteristiche delle sorgenti inquinanti	2
	Sorgenti puntuali	2
	Sorgenti diffuse	2
1.1.2	Trasporto e destino degli inquinanti in un corso d'acqua	4
	Avvezione	4
	Dispersione	4
	Reazioni	4
1.1.3	Condizioni del corso d'acqua ricevente	7
1.1.4	Domanda biochimica di ossigeno e cinetica delle reazioni dell'ossigeno disciolto	10
1.1.4.1	Ossidazione del carbonio organico	11
1.1.4.2	Ossidazione dell'azoto (Nitrificazione)	14
1.1.4.3	Riareaazione	15
1.1.4.4	Domanda di ossigeno dei sedimenti (SOD)	16
1.1.4.5	Fotosintesi e Respirazione	17
1.1.5	Cinetiche di eutrofizzazione	18
1.1.5.1	Crescita algale e andamento dei nutrienti	20
1.1.5.2	La morte delle alghe	24
1.1.5.3	Deposizione algale	25
1.1.5.4	Composti dell'azoto	25
1.1.5.5	Composti del fosforo	27
1.1.5.6	Rilascio dei nutrienti dai sedimenti	27
1.2	Equazioni di sistema	27
1.2.1	Il principio del bilancio di massa	27
1.2.2	Equazione di bilancio di massa per l'ossigeno disciolto	28
1.2.3	Equazione del bilancio di massa per i vari composti presi separatamente	32
2	Coefficienti e costanti dei modelli	34
2.1	Carichi	34
2.1.1	Concentrazioni negli effluenti	34
2.1.2	Rapporto $CBOD_U/BOD_5$ e $CBOD_U/CBOD_5$ negli effluenti	38
2.1.3	Carichi da sorgenti diffuse	38
2.2	Parametri fisici	41
2.2.1	Dinamica fluviale	41
2.2.2	Analisi delle portate minime	43
2.2.3	Stima dei tempi di scorrimento	43
2.2.4	Coefficiente di dispersione longitudinale	45
2.3	Cinetica di ossidazione del carbonio organico	46
2.3.1	Utilizzo dei dati del monitoraggio per la determinazione di $K_r$ e $k_d$	46
2.3.2	Previsione della velocità di ossidazione del carbonio organico	48
2.4	Cinetica di ossidazione dell'azoto (nitrificazione)	49

2.4.1	Utilizzo dei dati del monitoraggio per la determinazione di $K_n$	49
2.4.2	Previsione della velocità di ossidazione dell'azoto	51
2.5	<b>Cinetiche di riareazione</b>	<b>52</b>
2.5.1	Misura della velocità di riareazione	52
2.5.2	Previsione del coefficiente di riareazione	52
2.5.3	Riareazione dovuta a briglie e traverse	57
2.5.4	Concentrazione di saturazione dell'ossigeno disciolto	57
2.6	<b>Domanda di ossigeno dei sedimenti (SOD)</b>	<b>58</b>
2.6.1	Misure dirette dell'SOD	58
2.6.2	Previsione dell'SOD	58
2.7	<b>Fotosintesi e respirazione</b>	<b>59</b>
2.7.1	Metodi di calcolo	59
2.7.2	Consumo di ossigeno nelle bottiglie dovuto al BOD	62
2.8	<b>Cinetica di crescita del <i>fitoplancton</i></b>	<b>62</b>
2.8.1	Velocità di crescita	62
2.8.2	Effetto della luce sulla crescita del <i>Fitoplancton</i>	63
2.8.3	Tasso di mortalità	65
2.8.4	Tasso di deposizione	65
2.8.5	Stechiometria della biomassa	66
2.8.6	Costanti di semisaturazione	66
2.9	<b>Velocità di riciclo dei nutrienti</b>	<b>67</b>
2.9.1	Velocità di mineralizzazione del fosforo	67
2.9.2	Velocità di idrolisi dell'azoto organico e velocità di nitrificazione dell'ammoniaca	67
2.10	<b>Cinetica di rilascio dei nutrienti dai sedimenti</b>	<b>68</b>
2.11	<b>Effetto della temperatura sulle costanti cinetiche di reazione</b>	<b>69</b>
3	<b>Scelta di un modello e rassegna degli strumenti disponibili</b>	<b>71</b>
3.1	Criteri per la scelta di un modello	72
3.2	Limiti e obiettivi degli studi	74
3.3	<b>Sorgenti inquinanti, risoluzione spaziale e temporale e meccanismi di trasporto</b>	<b>75</b>
3.3.1	Sorgenti inquinanti	75
3.3.2	Scala dimensionale del modello	77
3.3.3	Scala spaziale del modello	78
3.3.4	Scala temporale del modello	78
3.3.5	Meccanismi di trasporto	81
	Stadio 1	82
	Stadio 2	82
3.3.6	Interazioni tra gli inquinanti	85
3.4	<b>Descrizione dei modelli</b>	<b>89</b>
3.4.1	Il modello CE-QUAL-RIV1	89
3.4.2	Il modello CE-QUAL-W2	91
3.4.3	Il modello HSPF (Hydrologic Simulation Program-Fortran)	93
3.4.4	Il modello CE-QUAL-ICM	96

3.4.5	Il modello EFDC/HEM3D	98
3.4.6	Il modello QUAL2E	100
3.4.7	Il modello MIKE 11	102
3.4.8	Il modello MIKE 21	103
3.4.9	Il modello MIKE 3	104
3.4.10	Il modello AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution Model)	105
3.4.11	Il modello SWRRBWQ (Simulator for Water Resources in Rural Basin – Water Quality)	106
3.4.12	Il modello HEC-5Q	108
3.4.13	Il modello WQRRS (Water Quality for River-Reservoir System)	108
3.5	Considerazioni generali sui modelli	109
3.5.1	Descrizione della geometria fluviale	109
3.5.2	Impostazione del regime idraulico	111
3.5.3	Approccio ai fenomeni meteorologici	112
3.5.4	Utilizzo dei dati di qualità delle acque	113
4	Procedura di calibrazione e validazione del modello	115
4.1	Obiettivi dello studio	115
4.2	Valutazioni iniziali	117
4.2.1	Valutazione dell'area da studiare	117
	Obiettivi di qualità delle acque	117
	Individuazione dei problemi esistenti e potenziali di qualità delle acque	117
4.2.2	Analisi dei dati disponibili	119
4.2.3	Analisi preliminare	119
	Analisi preliminare della relazione Alghe – Nutrienti	119
	Analisi del <i>fitoplancton</i> su piccoli corsi d'acqua	123
	Variazioni giornaliere dell'ossigeno disciolto dovute alle alghe	126

# 1 Principi di base dei modelli

L'uso di modelli matematici per la simulazione degli effetti che l'inquinamento dovuto alle attività antropiche ha sullo stato ecologico dei corsi d'acqua superficiali è cresciuto notevolmente negli ultimi trent'anni. Le tecniche di simulazione offrono un metodo integrato e relativamente ben definito per valutare i possibili scenari che l'immissione di carichi inquinanti in un corso d'acqua possono generare.

Comunque, predire il comportamento di un sistema basandosi sull'uso di tecniche di simulazione matematica può, in certi casi, condurre a valutazioni errate specie se alcuni meccanismi non sono ben rappresentati nel modello. Inoltre, anche laddove il modello descrive fedelmente il comportamento del sistema, si possono ottenere scarsi risultati se i dati disponibili non sono sufficienti per stimare correttamente i parametri necessari al funzionamento del modello stesso.

Molto del lavoro fatto negli ultimi anni nel campo dei modelli di qualità delle acque è stato orientato al miglioramento di questi attraverso l'utilizzo di tecniche di soluzione numerica sempre più efficaci, attraverso l'ampliamento dei costituenti chimici simulati nonché attraverso una rappresentazione sempre più realistica dei fenomeni fisici, chimici e biologici analizzati.

Questo ha portato ad un'intensa proliferazione degli strumenti di analisi ognuno dei quali ben si adatta, in relazione alle proprie caratteristiche, allo studio dei diversi sistemi ambientali quali corsi d'acqua, laghi o estuari.

I modelli che simulano i processi che avvengono nei corsi d'acqua si differenziano molto tra di loro in ragione del grado di sofisticazione con cui questi vengono descritti e analizzati e del livello di dettaglio che l'analisi modellistica permette di raggiungere.

Il grado di sofisticazione dei modelli varia da sistemi molto semplici, come possono essere i modelli a diluizione o quelli che utilizzano le equazioni di Streeter-Phelps per l'analisi dell'ossigeno disciolto, fino ad arrivare a sistemi molto complessi che simulano il comportamento dell'ecosistema fluviale attraverso l'utilizzo di molti processi interattivi, come la dinamica dell'ossigeno, il ciclo dei nutrienti, nonché le dinamiche algali e zooplanctoniche.

Quindi le maggiori differenze tra essi sono rilevabili sulla base dell'analisi dei parametri utilizzati, delle equazioni utilizzate per descrivere ogni processo, delle tecniche numeriche usate per risolvere le equazioni nonché delle condizioni di moto del corso d'acqua assumibili (stato dinamico o stato stazionario).

Comunque, a dispetto di queste differenze, tutti i modelli hanno un approccio comune al problema dei carichi inquinanti nel senso che, nonostante la maggiore o minore complessità nel descrivere i fenomeni, la struttura teorica su cui si basano è comune a tutti. Questo fa sì che molti dei dati richiesti dai modelli per simulare i processi evolutivi delle sostanze inquinanti in un corso d'acqua siano sostanzialmente uguali. Vediamo allora nel dettaglio quali sono i principi di base su cui vengono sviluppati i modelli.

## 1.1 **Analisi delle interazioni tra domanda biochimica di ossigeno, ossigeno disciolto e nutrienti**

Esaminiamo le relazioni tra il destino degli inquinanti immessi e i processi di trasporto in un corpo idrico naturale e la risposta in termini di ossigeno disciolto fornita da questo. I fattori che governano queste relazioni sono correlati alle dimensioni e alla variabilità delle fonti di inquinamento ed alle condizioni idrologiche delle acque riceventi.

### 1.1.1 **Caratteristiche delle sorgenti inquinanti**

Tra le cose importanti da fare prima di cominciare a modellizzare il comportamento di un corpo idrico o di un bacino al fine di valutare come si distribuiscono gli inquinanti immessi in esso, è caratterizzare le sorgenti di inquinamento e stimare i rilasci ad esse associati. Le sorgenti inquinanti possono essere suddivise in sorgenti puntuali e sorgenti diffuse. Queste due categorie di sorgenti sono si comportano in modo diverso il che si traduce in un diverso tipo di impatto sulle acque riceventi.

#### **Sorgenti puntuali**

Le sorgenti puntuali includono non solo gli effluenti provenienti dagli impianti di trattamento civili e industriali e quelli provenienti dagli impianti di fitodepurazione ma anche tutte quelle immissioni di inquinanti discretizzabili dovute a condotte di qualunque genere, a scarichi da carri-botte e così via.

Ma sorgenti puntuali possono essere considerate anche le immissioni dovute ad affluenti o ad altri corsi d'acqua minori, come i canali di bonifica, che recapitano le loro acque in corpi idrici di maggiori dimensioni.

Le immissioni dovute a queste sorgenti, soprattutto quando si tratta di impianti autorizzati, sono in genere ben caratterizzate dal punto di vista dei carichi inquinanti in virtù del monitoraggio che viene condotto su di essi dagli enti preposti. Qualora questi dati non siano disponibili è possibile, in prima approssimazione, stimare i carichi ad essi associati utilizzando i valori riportati in letteratura.

#### **Sorgenti diffuse**

I carichi inquinanti dovuti alle sorgenti diffuse vengono generati dalla rimozione dal suolo degli inquinanti stessi ad opera del ruscellamento superficiale delle acque di pioggia che cadono in un bacino drenante. L'uso del suolo e le caratteristiche idrologiche di un bacino sono i fattori determinanti le dimensioni del contributo dovuto ad una sorgente diffusa.

La continua deforestazione e la conseguente urbanizzazione o conversione verso un uso agricolo dei suoli, ha causato un notevole aumento del

contributo delle sorgenti diffuse all'inquinamento dei fiumi e delle acque costiere.

La dimensione del problema si è incominciato a capire negli ultimi vent'anni il che ha spinto le amministrazioni dei vari paesi a proporre delle pratiche di gestione dei suoli, sia agricoli che urbani (Codici di Buona Pratica Agricola, raccolta delle acque di prima pioggia provenienti dal dilavamento stradale), volte a ridurre il contributo all'inquinamento delle sorgenti diffuse.

Molti modelli sono stati sviluppati per stimare il contributo inquinante di queste sorgenti. Infatti, sebbene in origine i modelli venivano sviluppati soprattutto in funzione delle sorgenti puntuali, quando si è cominciato a ragionare a scala di bacino, si è avvertita la necessità di includere nei modelli funzioni in grado di valutare il contributo, non trascurabile, di queste. Ciò ha comportato un notevole aumento della complessità di funzionamento dei modelli stessi ed un incremento delle informazioni da questi richieste per il funzionamento.

Altre sorgenti diffuse, che possono incrementare l'apporto di carichi inquinanti in un corpo idrico, sono l'infiltrazione di acque sotterranee, la deposizione atmosferica e la disgregazione delle rocce e dei suoli. Queste sorgenti sono difficili da controllare e, in condizioni naturali, esse rappresentano la sola fonte inquinante di un corpo idrico.

Quando si studia l'evoluzione dell'inquinamento di un corpo idrico, il contributo dovuto a queste sorgenti incontrollabili dovrebbe essere in qualche modo stimato, almeno come ordine di grandezza, in modo da poter valutare le effettive capacità autodepurative del corpo idrico stesso. Ma i processi di disgregazione e conseguente solubilizzazione delle rocce e dei suoli sono meccanismi naturali di difficile valutazione, mentre la deposizione atmosferica, che è generata dalle attività industriali e dalle attività antropiche in generale (tralasciando il contributo naturale comunque non modesto), risente dell'influenza di un ambito molto più grande di quello di interesse. Perciò la valutazione a livello puntuale ed anche a livello di bacino di questo contributo non è possibile e deve essere comunque considerato come una possibile fonte di errore.

Il contributo dovuto alle acque sotterranee assume un certo interesse se le acque in questione sono considerate inquinate. In generale, poiché le acque sotterranee sono a contatto con formazioni geologiche che sono soggette a disgregazione e solubilizzazione, il contributo inquinante dovuto ad acque non ulteriormente contaminate, va considerato come parte di quello non stimabile. Viceversa quando si tratta di acque contaminate, l'infiltrazione di queste nelle acque superficiali fornisce un contributo all'inquinamento che assume un certo interesse e vale la pena di essere studiato soprattutto per identificare le possibili fonti dell'inquinamento stesso nonché la dimensione effettiva del fenomeno. A tal fine è stata sviluppata una notevole letteratura per valutare appunto le interazioni tra fonti di inquinamento, acque sotterranee e acque superficiali.

## 1.1.2 Trasporto e destino degli inquinanti in un corso d'acqua

Quando un'inquinante viene scaricato in un corso d'acqua è soggetto a fenomeni di trasporto e decomposizione che ne modificano la concentrazione nelle acque. I fattori che ne determinano la concentrazione sono la dispersione, l'avvezione e le reazioni.

### **Avvezione**

L'avvezione, che sta ad indicare il moto in direzione dell'asse di scorrimento, rappresenta il principale fenomeno di trasporto di un inquinante all'interno di un corso d'acqua. In realtà l'avvezione può essere riferita anche al moto in direzione verticale rispetto all'asse di scorrimento, ma solitamente questo tipo di trasporto viene considerato trascurabile. Infatti di solito nei modelli si assume che, poco più a valle di uno scarico inquinato, ci sia un completo mescolamento tra gli inquinanti e l'ambiente acquatico sia in direzione verticale che laterale rispetto all'asse di scorrimento.

### **Dispersione**

Se tutti gli ipotetici elementi d'acqua in cui può essere suddiviso un corso d'acqua viaggiassero alla stessa velocità rispetto ad una qualunque sezione trasversale al moto, allora essi raggiungerebbero un dato punto allo stesso tempo. In realtà, invece, le differenze nelle velocità laterali fanno sì che ogni elemento raggiunge un punto prestabilito ad un tempo diverso rispetto agli altri, il che si traduce in un'apparente mescolamento dovuto proprio ai diversi gradienti di velocità laterale e verticale. Per esempio, l'acqua al centro di un torrente e vicino alla superficie si muove più velocemente rispetto a quanto non faccia in prossimità degli argini o del fondo. Questo fenomeno è chiamato dispersione longitudinale. Di solito quando si analizzano gli effetti che uno scarico ha sulla qualità di un corso d'acqua, gli effetti della dispersione si trascurano giacché sono di gran lunga inferiori rispetto a quelli dovuti all'avvezione. D'altro canto, però, quando si studiano gli effetti di uno scarico non costante, come può essere quello dovuto agli sfioratori di piena di una condotta fognaria durante eventi di precipitazione intensa, allora la dispersione longitudinale deve essere presa in considerazione giacché la schematizzazione che di solito viene fatta in un modello di uno scarico, come di una serie costante di piccoli impulsi, non può più essere adottata trattandosi di un evento unico.

### **Reazioni**

Il materiale biodegradabile che viene scaricato in un torrente o in un fiume è sottoposto all'azione degradatrice dei batteri presenti nella colonna d'acqua. In presenza di ossigeno disciolto, i batteri convertono la materia organica in prodotti finiti come  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_3$  e  $\text{H}_2\text{O}$  stabilizzando di fatto gli inquinanti. Inoltre le alghe utilizzano i nutrienti come il fosforo e l'azoto inorganici durante la fotosintesi riducendone la concentrazione nelle acque. La biomassa algale



---

viene poi a sua volta convertita in nutrienti inorganici e così via. Un numero elevato di reazioni chimiche, biologiche e biochimiche contribuisce quindi all'attenuazione della concentrazione degli inquinanti immessi in un corpo idrico.

Le interazioni di questi fattori sono schematizzate in Figura 1-1 dove viene rappresentato cosa si osserverebbe se fosse possibile seguire per un determinato lasso di tempo il destino di una singola immissione di inquinante lungo un fiume. Una sostanza conservativa come il cloro sarebbe sottoposta solo all'effetto dell'avvezione o dell'avvezione e della dispersione insieme, mentre una sostanza reattiva sarebbe sottoposta anche all'effetto delle reazioni. Perciò il comportamento di una sostanza disciolta nell'acqua di un fiume o di un torrente è il risultato della combinazione della velocità e delle azioni di mescolamento dovute all'acqua e delle trasformazioni chimiche e biologiche dovute alle reazioni.

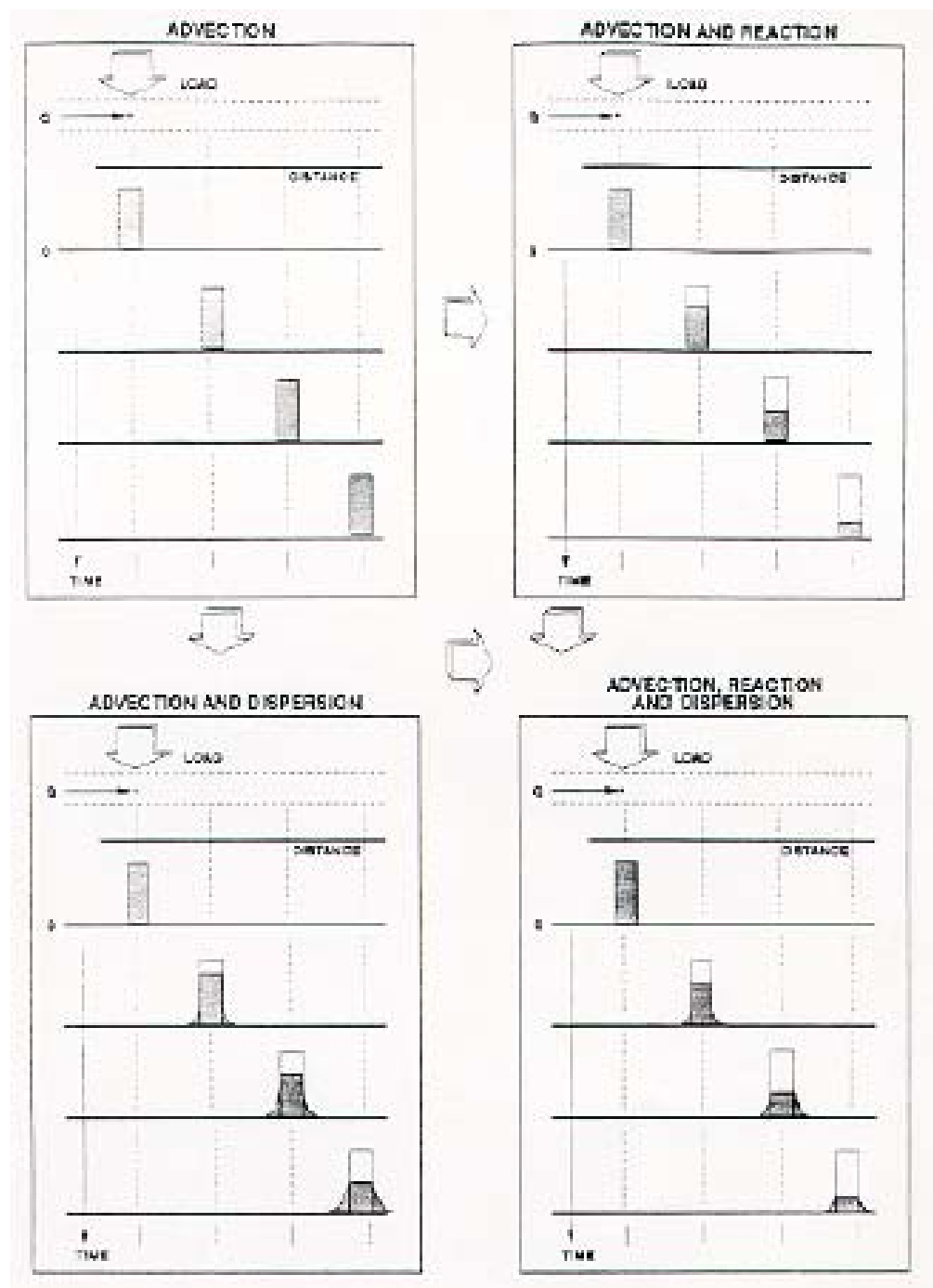


Figura 1-1 Interazione tra meccanismi di trasporto e reazioni per un'inquinante in un corso d'acqua

### 1.1.3 Condizioni del corso d'acqua ricevente

L'impatto locale di uno scarico inquinante sulle acque di un fiume o di un torrente dipende molto dal rapporto esistente in termini di portata tra il corso d'acqua e lo scarico stesso. La capacità da parte di un corso d'acqua di assimilare uno scarico inquinante, senza che si alteri il suo stato ecologico, dipende fortemente dalle sue condizioni "idrologiche" definite in termini di portata, caratteristiche di trasporto e condizioni di qualità preesistenti. In ragione di ciò, durante l'applicazione di un modello ad un corso d'acqua, ci si può trovare di fronte ad un gran numero di situazioni diverse da analizzare.

Ad esempio, le variazioni di portata, l'aumento delle concentrazioni di inquinanti e le caratteristiche delle acque di dilavamento dei suoli, possono esercitare un impatto molto diverso su di un corso d'acqua durante e immediatamente dopo un intenso evento piovoso se le fonti di inquinamento principale con cui si ha a che fare sono sorgenti diffuse. Durante l'evento la portata del fiume è generalmente elevata il che si traduce in un'elevata capacità di trasporto e di conseguenza in una elevata capacità di assimilazione. Ma la deposizione e l'accumulo degli inquinanti sul fondo del fiume o nelle aree golenali, che può verificarsi durante l'evento, può tradursi, in seguito alla riduzione della portata, in un aumento notevole della domanda di ossigeno. Quindi quando le sorgenti diffuse sono la principale causa di inquinamento di un corso d'acqua, occorre utilizzare modelli in grado di simulare fenomeni di questo tipo.

Se invece ci si trova a dover studiare un corso d'acqua la cui criticità è rappresentata soprattutto da sorgenti puntuali, allora l'approccio da seguire è diverso. Di solito in questi casi l'obiettivo dell'applicazione di un modello è lo studio della variazione della domanda di ossigeno. Si preferisce allora studiare dapprima l'effetto che gli scarichi hanno sul corso d'acqua in condizioni di magra in quanto questa condizione idrologica si verifica solitamente nel periodo estivo in cui alla scarsità d'acqua va sommato l'effetto dell'elevata temperatura. Questa combinazione di eventi rappresenta la condizione più critica per un corso d'acqua e per la sua capacità di assimilare gli scarichi inquinanti che, nel caso si tratti di sorgenti puntuali, mantengono costanti le proprie caratteristiche. In questo caso, nella simulazione modellistica si assume che le condizioni di flusso siano in stato stazionario il che rappresenta una condizione ben diversa rispetto a quella vista precedentemente.

In generale il trasporto rapido degli inquinanti e il buon mescolamento di questi che si ha in condizioni di portata elevata, rappresenta la condizione in cui si verifica il minimo danno ecologico per un corpo idrico. Al contrario, la lenta rimozione degli inquinanti e il lungo tempo di residenza di questi nel breve tratto, dovuti a condizioni di bassa portata, sono causa di un aumento del danno ecologico che si manifesta con una riduzione dell'ossigeno disciolto, un aumento delle concentrazioni dei nutrienti ed il manifestarsi di fenomeni di eutrofizzazione.

I fattori che influenzano il tempo di permanenza degli inquinanti in un corso d'acqua sono la profondità, la larghezza dell'alveo, l'area della sezione trasversale e la geometria del fondo alveo. Queste grandezze sono variabili nel tempo per cui un'attenta analisi delle condizioni di salute di un corso d'acqua, fatta mediante l'utilizzo di un modello, dovrebbe essere in grado di

predire i cambiamenti che, la variazione di queste, possono generare sulla qualità delle acque.

Esistono due approcci diversi per quantificare queste grandezze e l'effetto che le loro variazioni possono indurre sulla qualità. Il primo è quello proposto da Leopold e Maddock (1953) i quali, dopo aver analizzato il comportamento di vari fiumi, svilupparono una relazione empirica tra la portata (Q), la velocità (U), la profondità o altezza idrometrica (H) e la larghezza (W), usando delle funzioni esponenziali con la portata come variabile indipendente:

$$U = a Q^n$$

$$H = b Q^m$$

$$W = c Q^f$$

dove a, b, e c sono costanti per il corso d'acqua mentre n, m e f sono esponenti che definiscono le relazioni fondamentali. Queste costanti variano con le dimensioni del bacino sotteso.

Il secondo approccio prevede il calcolo della velocità di scorrimento, dell'altezza idrometrica e della larghezza per diverse condizioni di portata. Di solito per questi calcoli vengono usati dei modelli idrodinamici *ad hoc* che solitamente sono ricompresi all'interno degli stessi modelli di qualità delle acque.

Un approccio modellistico semplificato di questo tipo prevede l'uso dell'equazione di Manning che pone in relazione velocità, altezza, pendenza e scabrezza dell'alveo per definire le portate e le velocità per diversi valori dell'altezza. Solitamente è più facile stimare o estrapolare il coefficiente di scabrezza (coefficiente di Manning) piuttosto che stimare le costanti e gli esponenti delle equazioni sopra riportate. Comunque l'equazione di Manning è una formulazione semiempirica che potrebbe non riflettere le condizioni attuali di un corso d'acqua naturale.

Mentre entrambe le metodologie sono semiempiriche, l'equazione di Manning prevede l'uso di un solo coefficiente che è stato attentamente studiato dagli ingegneri idraulici. Inoltre l'equazione di Manning fornisce una migliore comprensione dei fenomeni fisici attraverso l'integrazione degli effetti dovuti alla pendenza e quelli dovuti alla geometria del sistema.

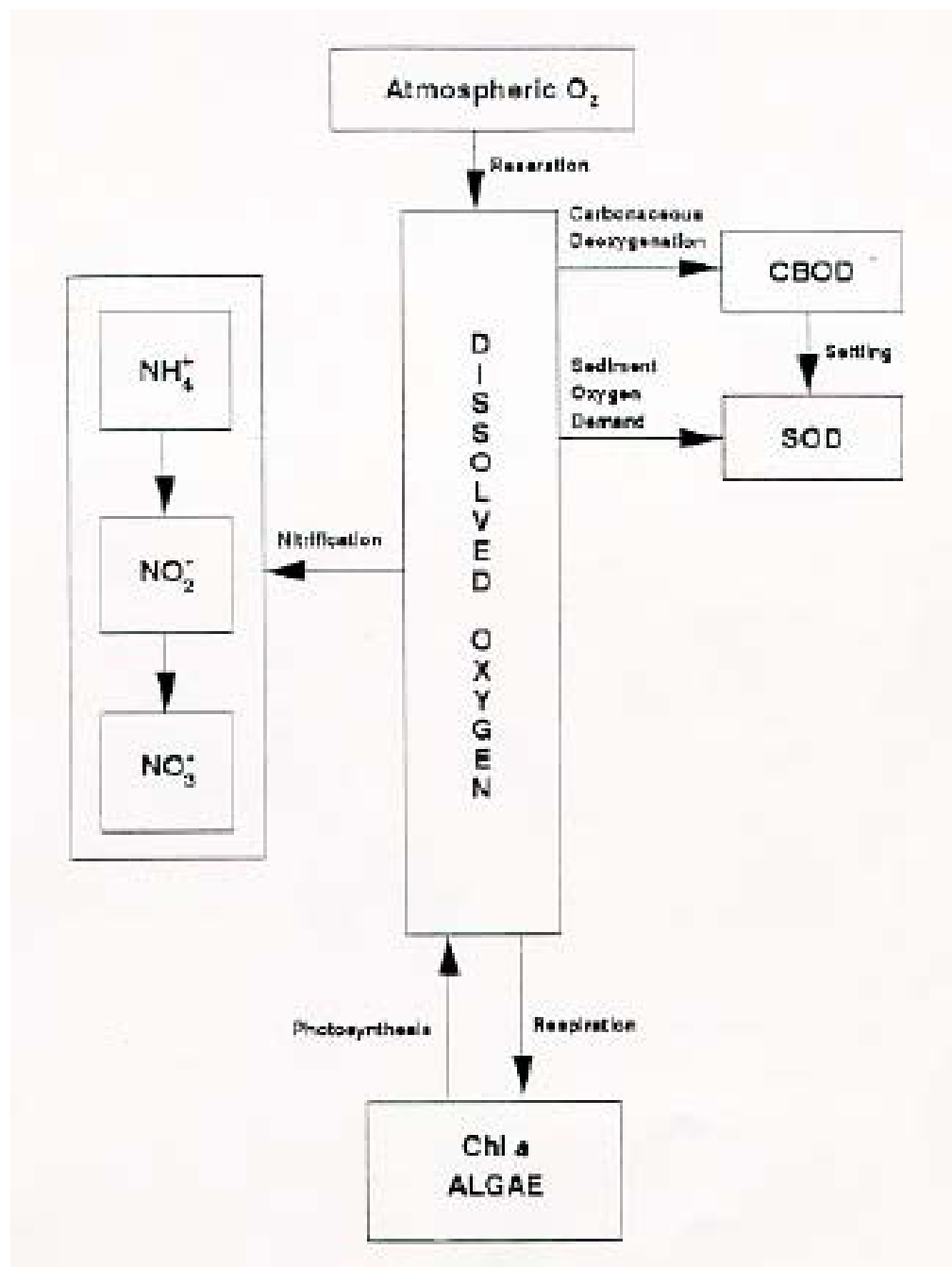


Figura 1-2

Interrelazione tra i maggiori processi cinetici come rappresentati nei modelli di qualità

### 1.1.4 Domanda biochimica di ossigeno e cinetica delle reazioni dell'ossigeno disciolto

La Figura 1-2 mostra le interrelazioni tra i maggiori processi cinetici coinvolgenti il BOD e l'OD nella colonna d'acqua, così come vengono rappresentati nei modelli di qualità delle acque:

- 1 Ossidazione del carbonio organico;
- 2 Ossidazione dell'azoto (nitrificazione);
- 3 Riareaazione;
- 4 Domanda di ossigeno dei sedimenti;
- 5 Fotosintesi e Respirazione.

Prima di descrivere questi processi è necessaria una breve illustrazione del concetto di domanda biochimica di ossigeno (d'ora in poi BOD). BOD è la misura dell'ammontare di ossigeno richiesto per stabilizzare la materia organica in acque inquinate. Come tale il BOD è un indicatore diverso rispetto ad una costante fisica o ad un parametro chimico. Esso misura la concentrazione totale di ossigeno disciolto che dovrebbe essere richiesta durante la degradazione della sostanza organica in acque inquinate. La validità del BOD come indicatore della qualità delle acque è stata spesso messa in discussione: tuttavia il concetto di BOD rimane lo standard per l'ossigeno disciolto utilizzato nell'analisi modellistica.

Il BOD viene determinato mediante un test che determina l'ossigeno disponibile in un campione dopo aver tenuto questo in incubazione a 20°C per un lasso di tempo che di solito ammonta a cinque giorni. Il processo di ossidazione di solito si svolge in due stadi: ossidazione del carbonio e ossidazione dell'azoto. Il primo stadio è favorito dagli organismi saprofiti che derivano la loro energia dalla rottura dei composti organici carbonati; il secondo stadio è invece favorito dai batteri autotrofi che utilizzano semplici composti inorganici contenenti azoto.

Ogni stadio è suddiviso in due passaggi: sintesi e respirazione. Nell'ossidazione del carbonio l'energia richiesta per la sintesi viene ottenuta dalla rottura dei composti organici contenenti carbonio, il che produce CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O. Dopo che la materia organica è stata convertita in cellule batteriche, la respirazione endogena degli organismi sintetizzati ha inizio producendo ancora CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O e in più NH<sub>3</sub>. Nel test del BOD c'è un notevole ritardo tra l'ossidazione del carbonio organico e quella dell'azoto che in genere comincia dopo dieci giorni. Questo ritardo è meno pronunciato nel caso di acque trattate (stabilizzate) e si aggira nell'ordine degli uno due giorni per le acque fortemente stabilizzate. Nei corsi d'acqua i due stadi frequentemente procedono simultaneamente sebbene potrebbe esserci un ritardo nell'avvio della nitrificazione per acque fortemente inquinate o per quelle contenenti un basso tenore di ossigeno disciolto.

### 1.1.4.1 Ossidazione del carbonio organico

La prima fase della reazione del BOD coinvolge l'ossidazione del carbonio organico. La reazione viene approssimata ad una reazione del primo ordine. L'ossigeno richiesto,  $O$ , si approssima alla domanda totale di ossigeno dovuta a tutti i processi,  $L_0$ , e la velocità si assume proporzionale all'ammontare di sostanza organica rimanente espressa sempre in termini di ossigeno come ( $L_0 - O$ ):

$$\frac{dO}{dt} = K_1 (L_0 - O)$$

L'integrazione di questa espressione da:

$$O = L_0 (1 - e^{-K_1 t})$$

che riorganizzata in termini di sostanza organica rimanente può essere scritta come:

$$L = L_0 e^{-K_1 t}$$

dove  $K_1$  = costante cinetica della reazione del BOD ( $d^{-1}$ )

$O$  = ossigeno consumato

$L$  = sostanza organica rimanente espresso come ossigeno

$L_0$  = domanda totale di ossigeno

$t$  = tempo (d)

La prima equazione indica che la velocità a cui l'ossigeno viene consumato ( $dO/dt$ ) è proporzionale alla concentrazione della sostanza organica biodegradabile presente come pure alla concentrazione delle sostanze chimicamente ossidabili. La costante  $K_1$  dipende dallo stato con cui si presenta la materia organica e dal suo grado di stabilizzazione. Per gli effluenti urbani la costante può assumere i seguenti valori:  $0,35 d^{-1}$  per le acque grezze;  $0,40 d^{-1}$  per le acque che hanno subito trattamenti primari;  $0,25 d^{-1}$  per le acque trattate. A causa della natura e della composizione delle acque reflue urbane, questi valori variano notevolmente da caso a caso. Per le acque reflue industriali i valori di  $K_1$  hanno una variabilità ancora maggiore. I valori di  $K_1$  determinati da vari campioni prelevati in diversi corsi d'acqua, indicano che molti fattori influiscono sulla velocità con cui la reazione procede. In molti casi la velocità della reazione nei corsi d'acqua naturali è risultata inferiore rispetto a quella misurata sui campioni non diluiti delle acque reflue scaricate in essi, ed è stata evidenziata anche un'ulteriore diminuzione della velocità all'aumentare della distanza lungo il corso d'acqua dal punto di immissione.

Come abbiamo già ricordato, le misure del BOD vengono condotte solitamente in cinque giorni. Di conseguenza le normative che regolano le condizioni che gli scarichi idrici devono rispettare per poter essere immessi nelle acque superficiali utilizzano questo tipo di dato come riferimento. Poiché è possibile utilizzare durante la misura del BOD un inibitore della nitrificazione, il che permette di misurare solo l'ossigeno necessario all'ossidazione del carbonio organico, vengono convenzionalmente utilizzate due diverse

terminologie per indicare il modo in cui è stato condotto il test e cioè semplicemente BOD<sub>5</sub> nel primo caso e CBOD<sub>5</sub> nel secondo. Nelle normative si fa sempre riferimento al primo metodo e cioè quello senza inibitore. E' sempre più frequente l'utilizzo di test condotti su campioni che vengono tenuti in incubazione per oltre venti giorni il che permette di valutare l'effettiva quantità di ossigeno necessaria ad ossidare le sostanze presenti nelle acque: si parla in questo caso di BOD definitivo o BOD<sub>u</sub>. Talvolta questi test vengono spinti fino al limite dei cento giorni, ma misure di questo tipo sono di scarso significato se si vuole rappresentare il comportamento di un corso d'acqua in quanto, in molti torrenti e fiumi, la riduzione dell'ossigeno disciolto dal momento dell'immissione dello scarico si verifica in poche ore o pochi giorni ed inoltre non è trascurabile per questi ultimi l'effetto di diluizione dovuto ad eventuali affluenti. Comunque queste misure così spinte consentono, quando si fa uso di modelli, di trasformare i risultati ottenuti come CBOD<sub>u</sub> in CBOD<sub>5</sub>. Il risultato ultimo di tutti questi test è la determinazione di  $K_1$ . Quando sono disponibili una serie di valori  $O$ , espressi come BOD o CBOD, ad un determinato tempo  $t$ , è possibile determinare sia  $K_1$  che  $L_0$ .

Un altro aspetto importante che riguarda il BOD è raffigurato in Figura 1-3. Quando un campione prelevato da un corso d'acqua viene analizzato in laboratorio, il risultato delle analisi dovrebbe essere rappresentato da una famiglia di curve di ossigeno consumato rispetto al tempo di incubazione (figura b). Ognuna di queste curve avrà un valore diverso di  $K_r$ . Questo valore diminuirà andando da monte verso valle del corso d'acqua. Se i valori di CBOD<sub>5</sub> vengono diagrammati in funzione della distanza (sempre da monte verso valle), si può osservare una diminuzione dei valori ottenuti (figura a). Questo andamento segue una relazione esponenziale che può essere approssimata dalla seguente equazione:

$$L(\text{CBOD}_u) = L_0(\text{CBOD}_u) e^{-K_r x/U}$$

dove  $L(\text{CBOD}_u)$  = sostanza organica misurata in una determinata stazione ed espressa come ossigeno

$L_0(\text{CBOD}_u)$  = domanda totale di ossigeno misurata alla sorgente dell'inquinamento dopo completo mescolamento

$K_r$  = costante di rimozione del CBOD<sub>u</sub> nel corso d'acqua (d<sup>-1</sup>)

$x$  = distanza dalla sorgente dell'inquinamento

$U$  = velocità media di scorrimento del corso d'acqua

Il tempo di trasporto da una stazione all'altra,  $t$ , è uguale a  $x/U$ . Il significato di quest'ultima equazione è che le sostanze responsabili del consumo di ossigeno vengono rimosse dalla colonna d'acqua con una velocità sempre inferiore. E' da ricordare che  $K_r$  viene usata per caratterizzare la perdita complessiva di sostanza organica disciolta nella colonna d'acqua ad opera dell'ossidazione biochimica e della deposizione e che, essendo un parametro fortemente empirico, va determinato dai dati sperimentali mediante l'utilizzo di una curva di decadimento esponenziale.



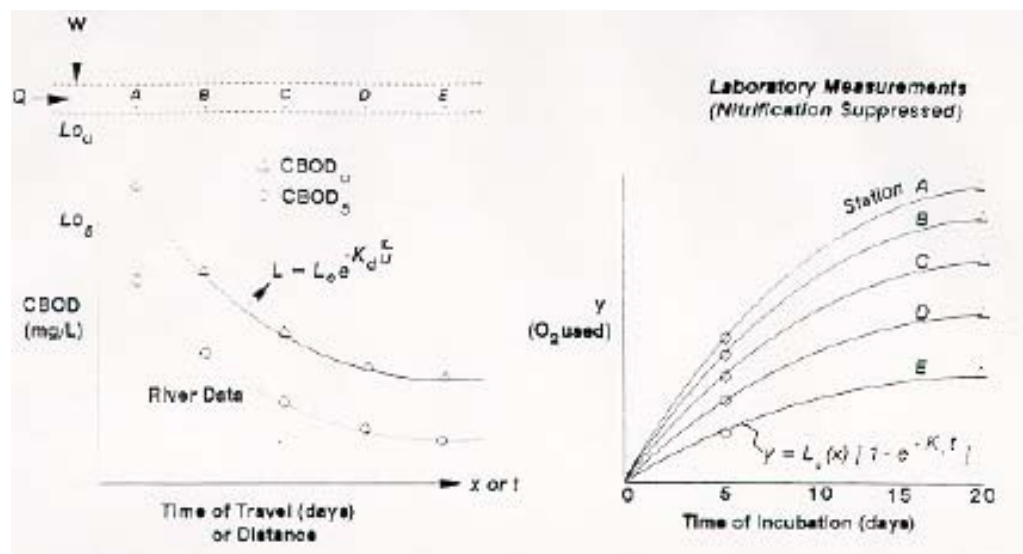


Figura 1-3 (a e b) Confronto tra i valori di BOD misurati a vari tempi di incubazione

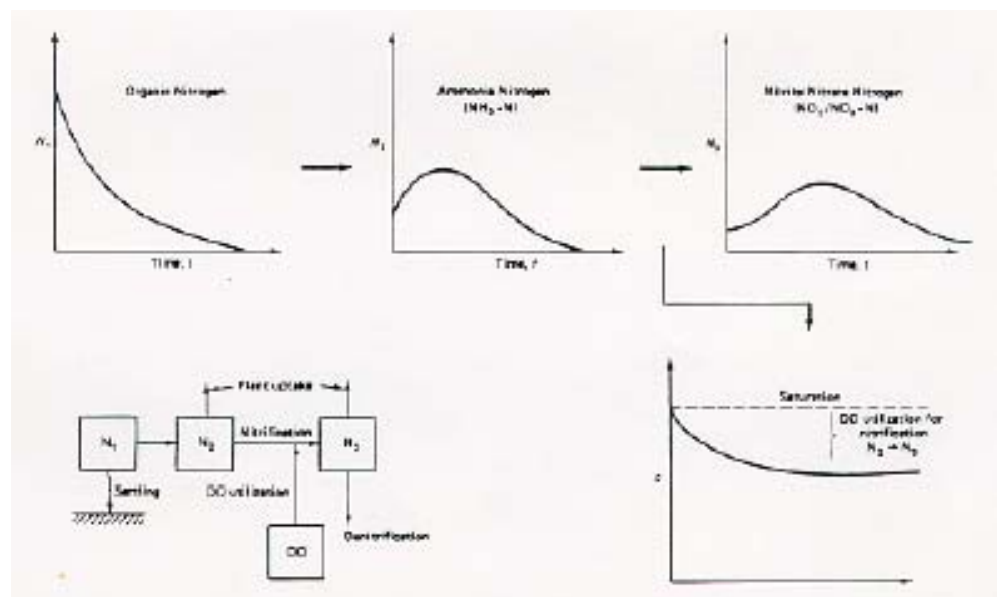


Figura 1-4 Stadi della nitrificazione e del consumo di ossigeno

La velocità di rimozione della sostanza organica dalla colonna d'acqua non è necessariamente uguale alla velocità con cui viene utilizzato l'ossigeno disciolto. La costante che descrive il consumo dell'ossigeno può essere indicata come  $K_d$ . Se esiste una differenza tra la velocità di rimozione del BOD ( $K_r$ ) e di utilizzazione dell'ossigeno ( $K_d$ ), questa può essere attribuita a fattori come la sedimentazione, la flocculazione e la volatilizzazione. Ad esempio,  $K_r$  può essere significativamente maggiore di  $K_d$  per effluenti con alte concentrazioni di solidi sospesi, che rapidamente si depositano sul fondo del corso d'acqua. Nella maggior parte degli effluenti trattati la concentrazione di solidi sospesi è bassa e il refluo è ben stabilizzato. In questi casi è facile trovare che la velocità di rimozione della sostanza organica è uguale alla velocità di utilizzazione dell'ossigeno ( $K_r = K_d$ ). Di solito si confrontano i valori ottenuti su campioni filtrati e quelli ottenuti su campioni non filtrati per verificare se  $K_r = K_d$ .

Sia il  $CBOD_5$  che il  $CBOD_U$  possono essere usati per descrivere il decadimento del CBOD in un corso d'acqua quando il rapporto tra i due resta relativamente costante andando da monte verso valle. Comunque solo il  $CBOD_U$  può essere usato per simulare la perdita di ossigeno disciolto in un corso d'acqua se si usa un modello. Per questo motivo occorre disporre di valori di  $CBOD_U$  per tarare il modello che si vuole usare. Se si hanno a disposizione solo misure di  $CBOD_5$  è necessario determinare la relazione tra  $CBOD_5$  e  $CBOD_U$ . Uno dei modi per farlo è stato descritto precedentemente quando si è parlato dei test spinti oltre i cento giorni.

#### 1.1.4.2 Ossidazione dell'azoto (Nitrificazione)

Lo stadio che coinvolge l'azoto nel test del BOD include la conversione dell'azoto organico in ammoniaca e la conseguente ossidazione di questa (Figura 1-4). Molti reflui contengono azoto organico, come ad esempio l'urea, e/o ammoniaca. L'azoto organico viene idrolizzato ad ammoniaca in condizioni sia aerobiche che anaerobiche senza l'uso di ossigeno. Successivamente l'ammoniaca viene ossidata a nitrito e da questo a nitrato grazie all'azione di organismi detti *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* rispettivamente. Le reazioni in gioco sono di seguito riportate.



Stechiometricamente sono necessari 3,43 e 1,14 grammi di ossigeno per trasformare ogni grammo di ammoniaca ad azoto nitroso e questo ad azoto nitrico. Quindi il decadimento dell'azoto organico richiede indirettamente ossigeno in quanto è solo la sua forma idrolizzata ad essere ossidata. Alcuni ricercatori hanno suggerito che la richiesta di ossigeno per queste reazioni può essere ridotta a 3,22 e 1,11 grammi rispettivamente visto che tanto basta agli organismi suddetti per la sintesi cellulare.

L'approccio più comune utilizzato per modellizzare la nitrificazione prevede l'utilizzo di una cinetica del primo ordine (del tipo di quella utilizzata per il BOD) per caratterizzare le reazioni su riportate. In questo caso la velocità di accumulo o riduzione dipende linearmente dall'ammontare di azoto disponibile. I fattori che possono influenzare la velocità di nitrificazione sono la

temperatura, il pH, la concentrazione dell'azoto, l'ossigeno disciolto, i solidi sospesi e i composti organici ed inorganici.

In virtù della semplicità con cui i composti dell'azoto possono essere misurati, i modelli di qualità delle acque includono i bilanci di massa per ogni specie azotata. La nitrificazione viene simulata come un processo a cascata che passa per l'idrolisi dell'azoto organico, l'ossidazione dell'ammoniaca e l'ossidazione del nitrito. In alcuni modelli lo stadio intermedio dell'ossidazione del nitrito viene sostituito con l'ossidazione completa dell'ammoniaca a nitrato, ma in questo caso l'efficienza di calcolo è molto limitata. D'altronde la conversione del nitrito a nitrato è molto rapida, quindi la combinazione degli stadi non è irragionevole.

Numerosi studi hanno dimostrato che la nitrificazione (e la denitrificazione di cui diremo tra poco) nella colonna d'acqua possono essere dominati dai processi bentonici, soprattutto in fiumi e torrenti poco profondi. La conta degli organismi nitrificanti ha dimostrato infatti che nelle popolazioni bentoniche questi possono essere di due o tre ordini di grandezza maggiori rispetto a quelli presenti nelle popolazioni della colonna d'acqua. In questi casi più del 95% della nitrificazione totale avviene a carico dei processi bentonici.

Questa tesi è supportata anche da alcune evidenze sperimentali. Dall'analisi delle precedenti reazioni di mineralizzazione dell'azoto e sua nitrificazione si vede che il nitrato dovrebbe accumularsi come prodotto finale delle reazioni. Molti studi invece hanno dimostrato che il nitrato in realtà viene allontanato contemporaneamente alla conversione dell'ammoniaca a nitrito e di questo a nitrato. E' stato osservato infatti che nei sedimenti di molti fiumi, laghi, estuari e coste la velocità di denitrificazione, osservata attraverso la produzione di  $\text{NO}_2$ , è di gran lunga maggiore rispetto alla corrispondente velocità di sedimentazione del nitrato proveniente dalla colonna d'acqua. Questo evidenzia che la maggior parte del nitrato usato nella denitrificazione dagli organismi presenti nei sedimenti, provenga in realtà dalla stessa nitrificazione che si ha nei sedimenti piuttosto che dalla diffusione del nitrato dalla colonna d'acqua ai sedimenti.

#### 1.1.4.3 Riareazione

L'ossigeno può essere rimosso o addizionato all'acqua grazie a reazioni chimiche e/o biologiche e a processi fisici. Se l'ossigeno viene rimosso dalla colonna d'acqua e la sua concentrazione scende al di sotto del livello di saturazione, c'è la tendenza a colmare questo deficit attraverso il suo trasferimento dall'atmosfera grazie ad un processo all'interfaccia gas-liquido che avviene ad una certa velocità. Se l'ossigeno viene addizionato alla colonna d'acqua e la sua concentrazione in questa diviene superiore al livello di saturazione, allora questa supersaturazione viene ridotta attraverso il processo opposto ossia il trasferimento di ossigeno dall'acqua all'atmosfera. Queste interazioni tra la fase gassosa e la fase liquida sono attivate dalla dai gradienti di pressione parziale nella fase gassosa e dai gradienti di concentrazione nella fase liquida. In generale il trasferimento di ossigeno nelle acque naturali dipende da:

- 1 Mescolamento interno e turbolenze dovuti a gradienti di velocità e fluttuazioni;

- 2 Temperatura;
- 3 Azione eolica;
- 4 Cascate, dighe e rapide;
- 5 Film superficiali;
- 6 Altezza della colonna d'acqua.

La cinetica di trasferimento, utilizzata per l'analisi modellistica di BOD e DO, è data dall'equazione:

$$\frac{dC}{dt} = K_a (C_s - C)$$

dove  $dC/dt$  = velocità con cui varia la concentrazione dell'ossigeno disciolto

$C_s$  = concentrazione di saturazione dell'ossigeno disciolto

$C$  = concentrazione dell'ossigeno disciolto nel corso d'acqua

$K_a$  = costante cinetica di riareazione ( $d^{-1}$ )

Molte relazioni empiriche sono state sviluppate per stimare la costante cinetica di riareazione. Per esempio, il modello QUAL2E offre la possibilità di scegliere tra otto diverse formulazioni riportate in letteratura. Comunque il valore di questa costante varia in un ampio intervallo di valori (solitamente compreso tra 0,1 e 10  $d^{-1}$ ) ed ha una grande influenza sulla concentrazione dell'ossigeno disciolto più di quanta non ne abbia la costante di reazione del BOD.

#### 1.1.4.4 Domanda di ossigeno dei sedimenti (SOD)

La decomposizione bentonica della sostanza organica è considerata come la stabilizzazione dei solidi sospesi volatili che si depositano sul fondo alveo. Questi depositi sono stabilizzati dall'attività biologica di molti organismi compresi alcuni batteri. L'immissione di sostanze inquinanti sedimentabili in un corso d'acqua può generare la formazione di uno strato di fango sul fondo alveo nell'area immediatamente a valle dello scarico. Lo spessore dello strato può diventare consistente se la velocità di deposizione è maggiore della velocità di decomposizione o di quella di rimozione fisica.

La domanda di ossigeno dei sedimenti e degli organismi bentonici può rappresentare, in alcuni casi, una parte importante della domanda di ossigeno totale. Questo è particolarmente vero nei piccoli torrenti. L'effetto può essere particolarmente rilevante durante condizioni di basse portate ed alte temperature. La decomposizione della sostanza organica e la respirazione degli organismi invertebrati costituiscono la maggiore fonte di richiesta di ossigeno dai sedimenti. In aggiunta alla decomposizione biologica e alla respirazione degli organismi bentonici invertebrati, anche la produzione di ossigeno per via fotosintetica ad opera delle alghe bentoniche (*periphyton*) può rappresentare una componente significativa nella determinazione del SOD. Il bilancio dell'ossigeno nei torrenti poco profondi, in particolare, può essere influenzato da questo processo giacché questo tipo di alghe è molto

frequente in essi. Sebbene questi processi siano distinti, essi vengono solitamente considerati insieme in quanto, nel determinare l'ossigeno da misure effettuate *in situ*, è difficile scinderli e il farlo dopo potrebbe causare un incremento della complessità del modello di simulazione.

A causa di questa complessità, è difficile stimare l'SOD analiticamente e indipendentemente. Le misure *in situ* dell'SOD vengono di solito effettuate utilizzando delle camere posizionate sul fondo del corso d'acqua. Misure in continuo dell'ossigeno, condotte per opportuni intervalli temporali, possono fornire i dati necessari a calcolare la velocità di consumo dell'ossigeno. In alcuni casi, campioni di sedimenti fluviali (imperturbati), vengono raccolti e portati in laboratorio per misurare la richiesta di ossigeno delle melme di fondo. L'ammontare di ossigeno usato durante il test viene calcolato come grammi di ossigeno per metro quadro per giorno ( $\text{g O}_2/\text{m}^2\text{-d}$ ). In un'analisi modellistica la richiesta di ossigeno dei sedimenti viene solitamente considerata come un processo di ordine zero, per cui l'equazione che la rappresenta è del tipo:

$$\frac{dC}{dt} = -SOD / H$$

dove  $dC/dt$  = velocità di cambiamento della concentrazione dell'ossigeno ( $\text{g O}_2/\text{m}^3\text{-d}$ )

$SOD$  = domanda di ossigeno dei sedimenti ( $\text{g O}_2/\text{m}^2\text{-d}$ )

$H$  = profondità media del corso d'acqua (m)

Come molte altre costanti cinetiche, il valore di SOD può essere determinato grazie alla calibratura del modello se opportune misure di campo non sono disponibili. Le difficoltà sorgono quando si ha bisogno di valori di SOD per predire condizioni future. Negli ultimi anni sono apparsi alcuni modelli che simulano le interazioni colonna d'acqua-sedimenti e che permettono di quantificare separatamente il tasso di richiesta di ossigeno dei sedimenti. Per esempio è stato sviluppato un modello basato sulla diagenesi del particolato organico per predire la produzione di idrogeno solforato ( $\text{H}_2\text{S}$ ), ammonio ( $\text{NH}_4$ ), ortofosfato ( $\text{PO}_4$ ) e silicio (Si).

#### 1.1.4.5 Fotosintesi e Respirazione

Il *fitoplancton*, il *periphyton* e le piante acquatiche possono influenzare in maniera significativa il livello di ossigeno disciolto nella colonna d'acqua attraverso i processi della fotosintesi e della respirazione. Poiché la crescita del *fitoplancton* richiede la presenza di luce e nutrienti, per quantificare l'ossigeno prodotto per via fotosintetica occorre studiare la dinamica *fitoplancton*-nutrienti. Comunque in molti modelli il problema viene affrontato in maniera semplificata per cui il tasso di produzione dell'ossigeno dovuto alla fotosintesi e la velocità con cui questo viene consumato dalla respirazione del *fitoplancton*, vengono fissati per cui il calcolo diventa indipendente dalla dinamica *fitoplancton*-nutrienti.

In questo caso il modello considera che la produzione media giornaliera di ossigeno dovuta alla fotosintesi e il consumo di questo dovuto alla respirazione siano in relazione secondo la formula:

$$\frac{dC}{dt} = P - R$$

dove  $dC/dt$  = velocità di variazione della concentrazione dell'ossigeno (mg O<sub>2</sub>/L-d)

$P$  = produzione media di ossigeno per via fotosintetica (mg O<sub>2</sub>/L-d)

$R$  = consumo medio di ossigeno dovuto alla respirazione (mg O<sub>2</sub>/L-d)

E' da notare che in  $R$  viene considerato solo il contributo dovuto alla respirazione delle piante ed è quindi escluso il contributo dovuto alla respirazione dei microbi impegnati nella deossidazione carbonatica e nella nitrificazione. Nei modelli come QUAL2E, il termine del flusso di massa per le piante acquatiche che contribuisce al bilancio dell'ossigeno viene considerato come un processo di ordine zero:

$$\frac{dC}{dt} = (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho) A_g$$

dove  $dC/dt$  = velocità di variazione della concentrazione dell'ossigeno (mg O<sub>2</sub>/L-d)

$A_g$  = concentrazione della biomassa algale (mg/L)

$\mu$  = costante di velocità della crescita algale (d<sup>-1</sup>)

$\rho$  = costante di velocità della respirazione algale (d<sup>-1</sup>)

$\alpha_3$  = rapporto stechiometrico di produzione dell'ossigeno per unità di alga fotosintetica (mg/mg)

$\alpha_4$  = rapporto stechiometrico di ossigeno consumato per unità di alga respirante (mg/mg)

### 1.1.5 Cinetiche di eutrofizzazione

La Figura 1-5 mostra i maggiori processi cinetici solitamente considerati in un'analisi completa del DO, BOD e dei nutrienti. I processi in questione sono:

- 1 Crescita algale e andamento dei nutrienti;
- 2 Morte delle alghe e loro sedimentazione;
- 3 Mineralizzazione dei nutrienti;
- 4 Rilascio di nutrienti dai sedimenti.

Vediamo in modo dettagliato come questi processi vengono descritti nei modelli.

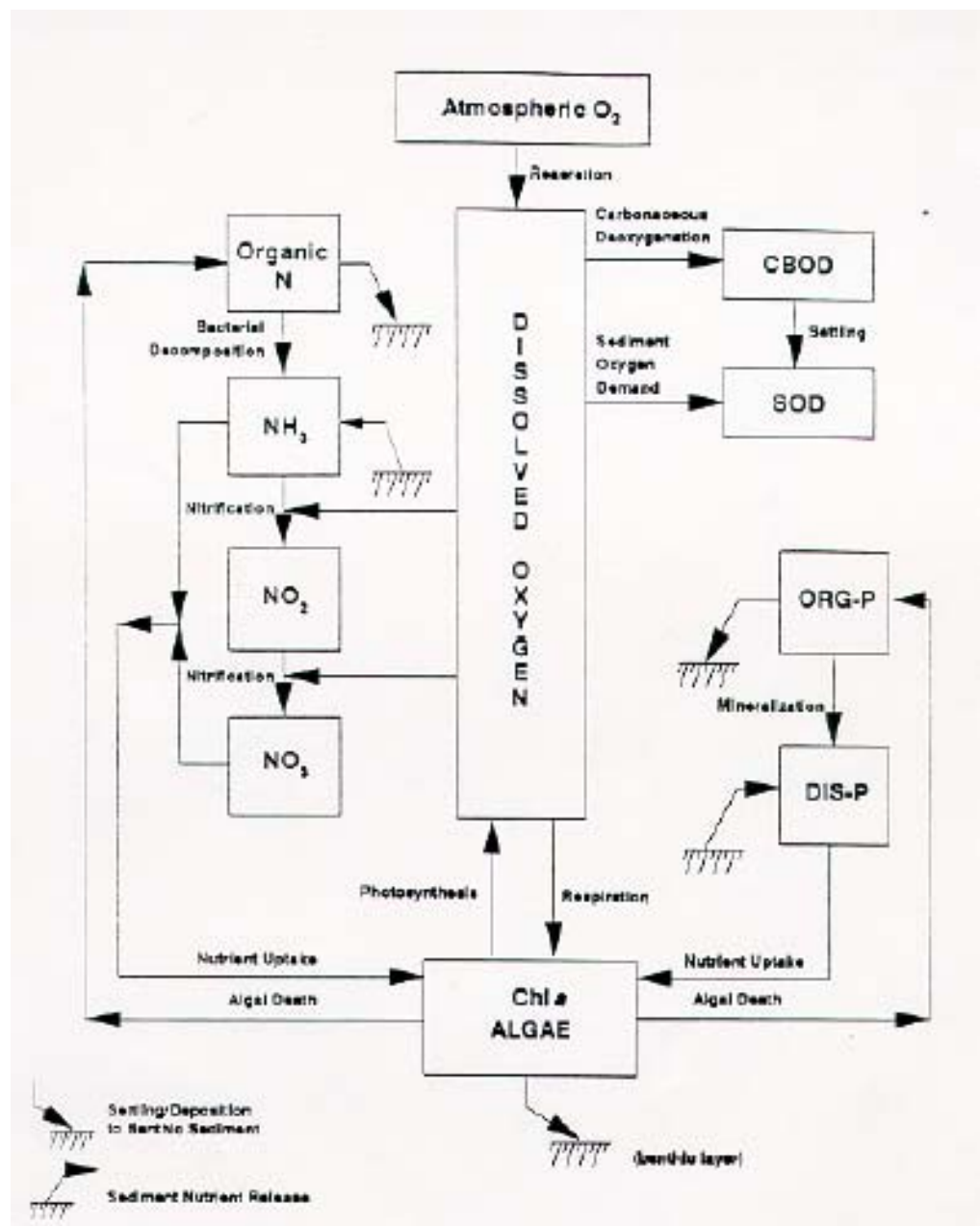


Figura 1-5

Interrelazione tra i maggiori processi cinetici per DO, BOD e nutrienti così come rappresentati dai modelli di qualità.

### 1.1.5.1 Crescita algale e andamento dei nutrienti

La crescita del *fitoplancton* è direttamente correlata alla temperatura, nei climi moderati, all'effetto dei nutrienti e all'intensità della luce:

$$G_p = G_T r_L r_n$$

dove  $G_p$  = velocità di crescita del *fitoplancton* ( $d^{-1}$ )

$G_T$  = velocità di crescita del *fitoplancton* dipendente dalla temperatura ( $d^{-1}$ )

$r_L$  = effetto della luce (adimensionale)

$r_n$  = effetto dei nutrienti (adimensionale)

La dipendenza dalla temperatura,  $G_T$ , viene approssimata dall'equazione:

$$G_T = G_{max} (1,066)^{T-20}$$

dove  $G_{max}$  = velocità massima di crescita ( $d^{-1}$ )

$T$  = temperatura ( $^{\circ}C$ )

Il valore suggerito per  $G_{max}$  in condizioni standard per una popolazione fitoplanctonica è approssimativamente  $1,8 (d^{-1})$ .

In Figura 1-6 vengono riportati i dati di crescita del *fitoplancton* ottenuti da vari esperimenti condotti a diverse temperature. Dal grafico si evidenzia come la temperatura ottimale vari a seconda della specie di *fitoplancton* (diatomee, alghe verdi e alghe blu-verdi). La velocità di crescita alle condizioni di saturazione della luce, dipende anch'essa dalla specie di alga come mostra la Figura 1-7. Poiché l'energia luminosa disponibile per il *fitoplancton* varia in funzione della profondità e dell'ora del giorno, occorre disporre nel modello di un'equazione in grado di valutare questa disponibilità. Un'equazione sperimentale molto usata è:

$$r_L = \frac{2,718 f}{K_e H T} [ e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2} ]$$

dove  $r_L$  = effetto della luce

$I_s$  = intensità di saturazione della luce ( $ly/d$ )

$I_T$  = radiazione solare totale giornaliera ( $ly$ )

$f$  = fotoperiodo ( $d$ )

$K_e$  = coefficiente di estinzione della luce ( $m^{-1}$ )

$T$  = periodo medio ( $d$ )

Il coefficiente di estinzione della luce,  $K_e$ , dipende dai solidi inorganici, dal particolato e dalla biomassa fitoplanctonica presente nel corpo idrico. Il valore di  $K_e$  nei corpi idrici naturali varia solitamente tra  $0,05$  e  $6,9 m^{-1}$ , mentre quello di  $I_T$  varia tra  $250$  e  $500 ly$ . Di conseguenza l'intervallo di valori tra cui oscilla  $r_L$  è  $0,1 - 0,5$ .



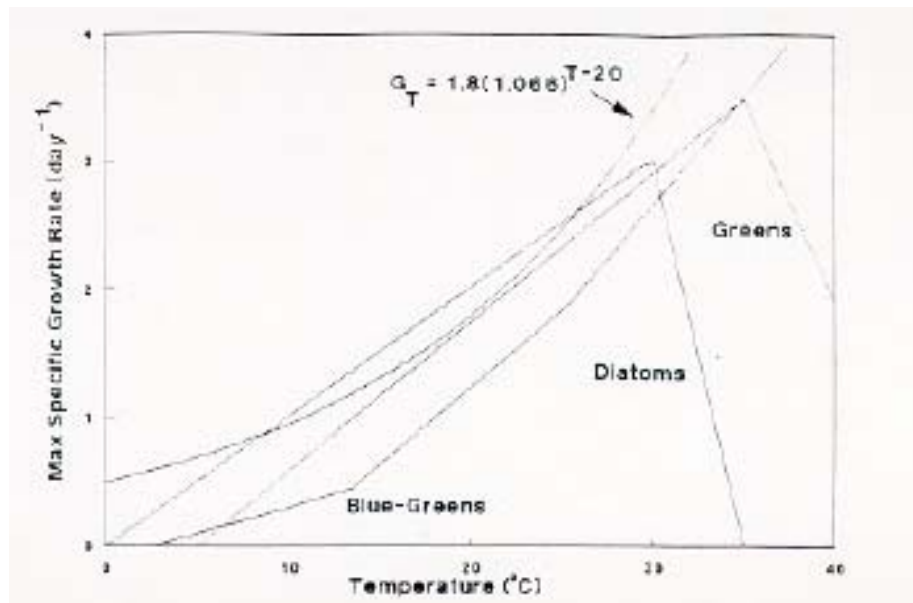


Figura 1-6 Velocità specifica di crescita algale in funzione della temperatura

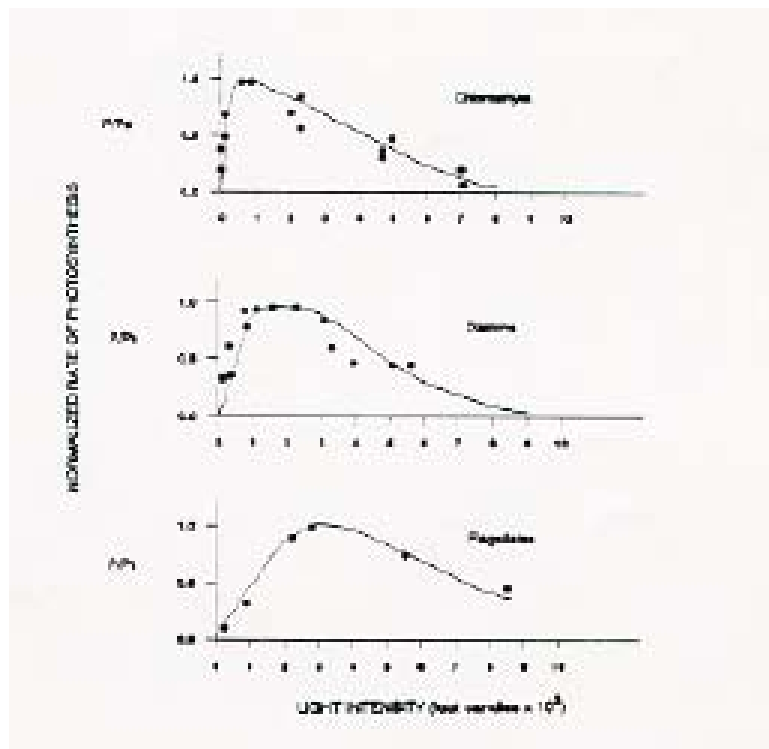


Figura 1-7 Effetto dell'intensità della luce sulla crescita algale

Tutto questo si traduce in una riduzione della velocità giornaliera di crescita delle alghe pari al 50-90%.

Ma la velocità di crescita delle alghe è anche funzione della concentrazione dei nutrienti. La Figura 1-8 mostra l'andamento della velocità in funzione della concentrazione dei nutrienti. Come si può osservare, per una concentrazione di nutrienti pari a zero non si ha crescita mentre all'aumentare della concentrazione la velocità di crescita aumenta dapprima linearmente per poi tendere ad un valore costante raggiunto il quale all'ulteriore aumento della concentrazione non corrisponde un aumento della velocità. Un andamento di questo tipo è ben rappresentato dall'equazione di Michaelis-Menten per cui l'effetto dei nutrienti sulla crescita algale,  $r_n$ , può essere scritto come:

$$r_n = \frac{Nut}{K_m + Nut}$$

dove  $Nut$  = concentrazione dei nutrienti ( $\mu\text{g/L}$ )

$K_m$  = costante di semisaturazione ( $\mu\text{g/L}$ )

La costante di semisaturazione di Michaelis, che è funzione del tipo di alga, non è altro che la metà del valore massimo di concentrazione algale raggiungibile che corrisponde ad un valore del fattore di riduzione pari a 0,5 (questo perché l'equazione di Michaelis-Menten è un'equazione cinetica del primo ordine). Al valore di  $K_m$  corrispondono di solito a valori di concentrazione dei nutrienti compresi tra a 5-25  $\mu\text{g/L}$  per l'azoto e 1-5  $\mu\text{g/L}$  per il fosforo a seconda delle specie.

Quando nella simulazione vengono considerati gli effetti di più nutrienti allora  $r_n$  è dato da:

$$r_n = \min \left( \frac{DIN}{K_{mn} + DIN} ; \frac{DIP}{K_{mp} + DIP} ; \frac{Si}{K_{Si} + Si} ; \dots \right)$$

dove  $r_n$  = effetto dei nutrienti

$DIN$  = concentrazione dell'azoto inorganico (somma di ammoniaca, nitriti e nitrati) ( $\mu\text{g/L}$ )

$DIP$  = concentrazione del fosforo inorganico disciolto ( $\mu\text{g/L}$ )

$Si$  = concentrazione del silicio inorganico disciolto ( $\mu\text{g/L}$ )

$K_{mn}$  = costante di Michaelis-Menten per l'azoto ( $\mu\text{g/L}$ )

$K_{mp}$  = costante di Michaelis-Menten per il fosforo ( $\mu\text{g/L}$ )

$K_{Si}$  = costante di Michaelis-Menten per il silicio ( $\mu\text{g/L}$ )

Ovviamente il nutriente presente in concentrazione inferiore rappresenterà il fattore limitante la reazione è verrà descritto come il nutriente che limita la crescita algale. L'azoto e il fosforo sono richiesti da tutte le specie algali mentre il silicio è richiesto solo dalle diatomee.

La Figura 1-9 mostra l'equazione di Michaelis-Menten in un formato leggermente differente. In questa figura  $K_{mn} = 25 \mu\text{g/L}$  e  $K_{mp} = 1 \mu\text{g/L}$ .

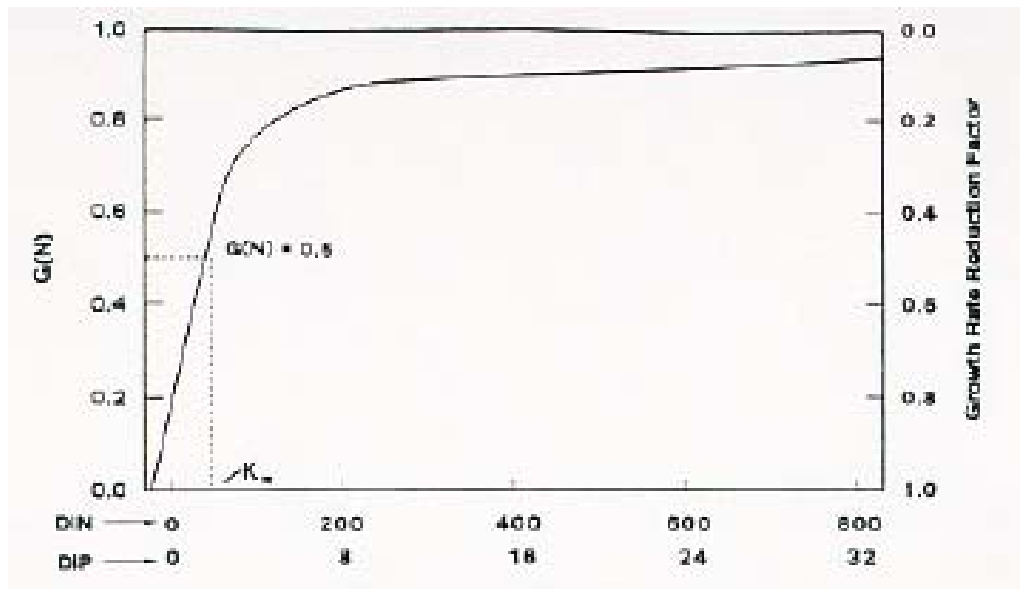


Figura 1-8 Effetto dei nutrienti sulla crescita algale

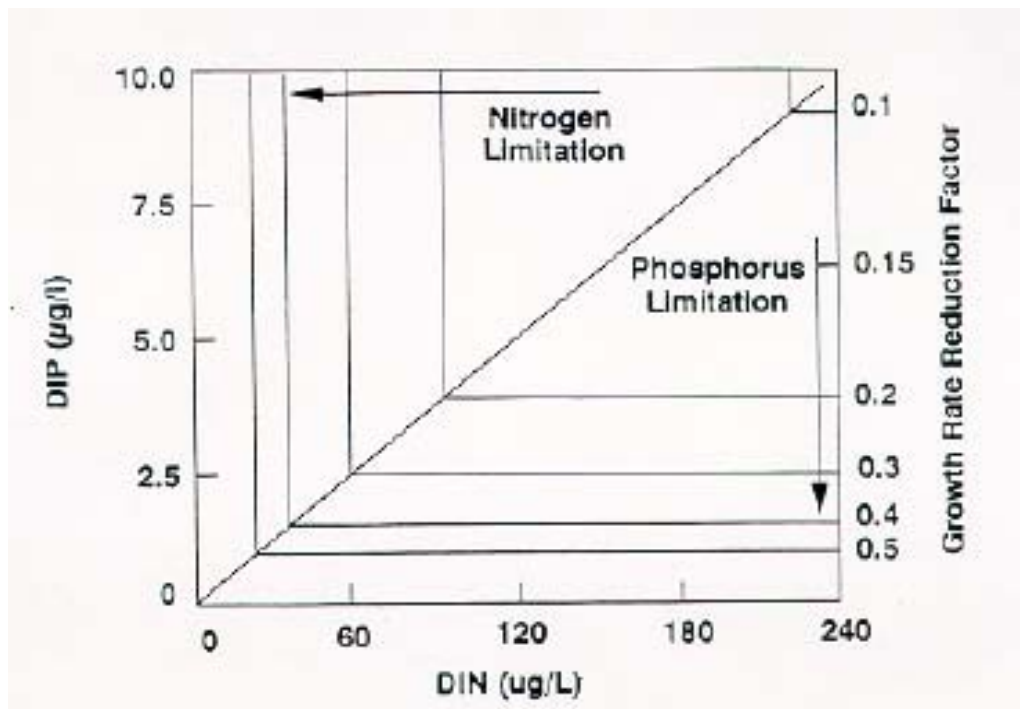


Figura 1-9 Nutrienti come fattore limitante della crescita algale

Per un corso d'acqua ad una concentrazione di azoto inorganico pari a 100  $\mu\text{g/L}$  corrisponde una riduzione della velocità di crescita algale pari al 20% ( $r_n = 0,8$ ). Invece perché il fosforo diventi il nutriente limitante la concentrazione del fosforo inorganico disciolto deve raggiungere un valore di 4  $\mu\text{g/L}$  o inferiore. Se per un corso d'acqua si decidesse di voler tenere sotto controllo la concentrazione dell'azoto, fino a ridurla ad un valore di 60  $\mu\text{g/L}$ , allora per far sì che il fattore limitante la crescita algale resti ancora il fosforo la sua concentrazione dovrebbe essere ridotta proporzionalmente a 2,5  $\mu\text{g/L}$ . In altre parole se in un corso d'acqua il fattore limitante la crescita algale diventa il fosforo, ad esempio in seguito ad una politica di riduzione della sua concentrazione negli effluenti provenienti da sorgenti puntuali, allora, a qualunque azione intrapresa che porti alla riduzione anche degli apporti di azoto, dovrà corrispondere, se si vuole che il fosforo resti il fattore limitante, un'ulteriore azione di riduzione di questo in modo che il rapporto N/P resti intorno al valore di 10.

### 1.1.5.2 La morte delle alghe

La diminuzione della biomassa algale è dovuta a due processi: respirazione algale e morte algale. Per respirazione si intende la respirazione endogena con cui la biomassa algale viene ossidata a  $\text{CO}_2$ . Per morte delle alghe si intendono invece meccanismi come il consumo di queste come nutrimento ad opera dello zooplancton (ma solo diatomee e alghe verdi) o la distruzione delle cellule ad opera dei batteri, il loro decadimento causato da eventuali malattie, i danni causati da azioni fisico-meccaniche, il normale processo di invecchiamento, nonché altri meccanismi. La distinzione tra riduzione del *fitoplancton* attraverso la morte o la respirazione viene fatta perché, a seconda del tipo di meccanismo seguito, le sostanze di cui le alghe sono costituite seguono percorsi diversi. Ad esempio durante la respirazione il carbonio viene espulso come  $\text{CO}_2$  piuttosto che come CBOD contrariamente a quanto avviene in caso di morte "naturale" a seguito della quale la biomassa algale viene ritrasformata in CBOD, azoto organico e fosforo organico. Nel caso invece che queste costituiscano il nutrimento dello zooplancton solo una piccola parte del contenuto organico di esse ritornerà ad essere disponibile.

La velocità di riduzione delle alghe può essere espressa come:

$$D_p = D_{p1}(T) + D_z$$

dove  $D_{p1}(T)$  = velocità di decadimento ad opera della respirazione endogena dipendente dalla temperatura ( $\text{d}^{-1}$ )

$D_z$  = velocità di decadimento per morte ("naturale" o dovuta al consumo come alimento) ( $\text{d}^{-1}$ )

La velocità di decadimento per morte del *fitoplancton*,  $D_z$ , è una funzione della popolazione zooplanctonica e della velocità con cui questa lo consuma come cibo. Lo *zooplancton* quindi controlla il *fitoplancton* attraverso un meccanismo del tipo preda-predatore. Esso inoltre ricicla i nutrienti contenuti nelle prede. Solitamente un numero limitato di dati non consente di elaborare formulazioni particolari in grado di descrivere questo processo. Avendo però la concentrazione dello *zooplancton* e la sua velocità di filtrazione è possibile formulare un profilo della velocità con cui il *fitoplancton* viene consumato.

### 1.1.5.3 Deposizione algale

Il *fitoplancton* viene ridotto nella colonna d'acqua ad opera della deposizione sul fondo. La velocità di deposizione nella colonna d'acqua, al netto della risospensione dal fondo, può essere espressa come:

$$S = \frac{V_s}{H}$$

dove  $S$  = velocità netta di deposizione ( $d^{-1}$ )

$V_s$  = velocità di sedimentazione del *fitoplancton* (m/d)

$H$  = profondità media (m)

Nei modelli viene considerata persa per deposizione tutta la materia organica contenuta nelle cellule del *fitoplancton* a meno che il modello non contenga una subroutine in grado di simulare la dinamica tra sedimenti e colonna d'acqua. Come altri parametri che regolano il processo dell'eutrofizzazione, anche la velocità di sedimentazione del *fitoplancton* dipende dalle specie algali e dalla dimensione degli organismi. Essa può variare dagli 0,1 m/d delle piccole cellule, come i clorofiti, fino ad arrivare ai 10 m/d delle cellule più grandi, come quelle delle diatomee.

### 1.1.5.4 Composti dell'azoto

L'azoto nella colonna d'acqua si presenta in varie forme le più importanti delle quali sono quella organica, derivante dalla disgregazione della sostanza organica, quella ammoniacale, e quella nitrica e nitrosa. Nelle acque naturali avviene una progressiva trasformazione dell'azoto organico ad ammoniaca e di questa a nitrito e poi a nitrato. Questo processo genera i nutrienti necessari alla crescita algale come mostra la Figura 1-5. Le cinetiche delle trasformazioni dipendono dalla temperatura.

Durante la respirazione e la morte algale, l'azoto contenuto nelle cellule ritorna ad essere disponibile nella colonna d'acqua. L'azoto organico è sottoposto all'azione di decomposizione dei batteri il cui prodotto finale è l'ammoniaca. Questa, in presenza di batteri nitrificanti e di ossigeno, viene ossidata a nitrito e poi a nitrato (nitrificazione). Sia l'ammoniaca che il nitrato sono utilizzabili dalle alghe per la loro crescita; comunque, per ragioni fisiologiche, la forma da queste preferita è l'ammoniaca. Questa preferenza viene ben esplicitata dalla Figura 1-10. All'aumentare della concentrazione di nitrato, per una data concentrazione di ammoniaca, la preferenza per quest'ultima da parte delle alghe tende a diminuire fino a stabilizzarsi. Questo vuol dire che pur essendo il nitrato disponibile in concentrazione di gran lunga superiore, una parte di ammoniaca sarà sempre consumata dalle alghe e questa parte sarà tanto maggiore quanto maggiore è la concentrazione di ammoniaca fino a tendere ad una preferenza assoluta, espressa dal valore 1,0 nel grafico, per concentrazioni superiori ai 200  $\mu\text{g/L}$ .

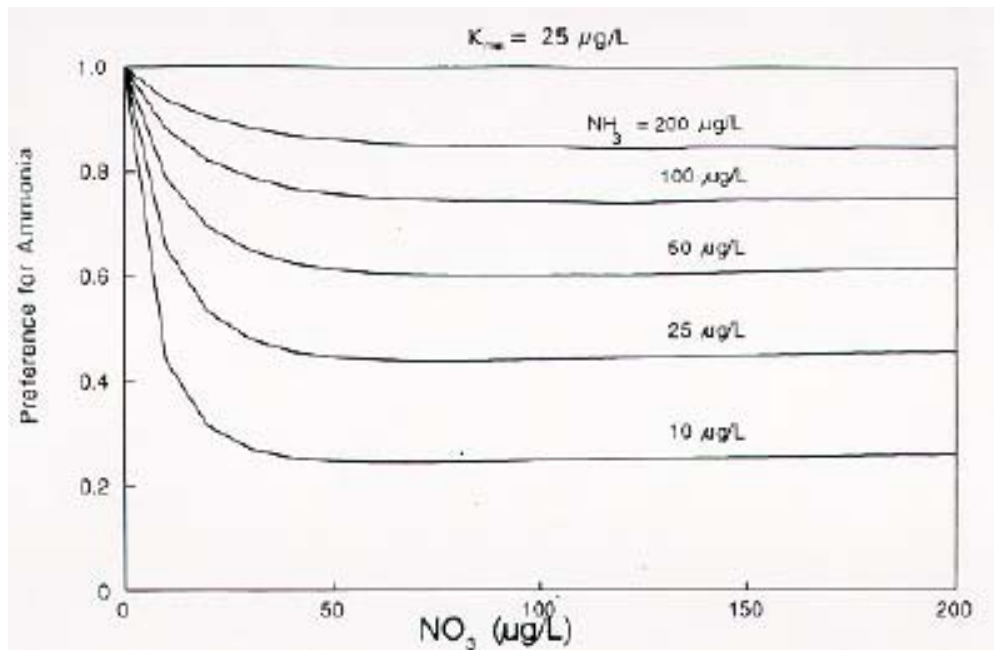


Figura 1-10 Preferenza per l'ammoniaca nei processi di crescita algale

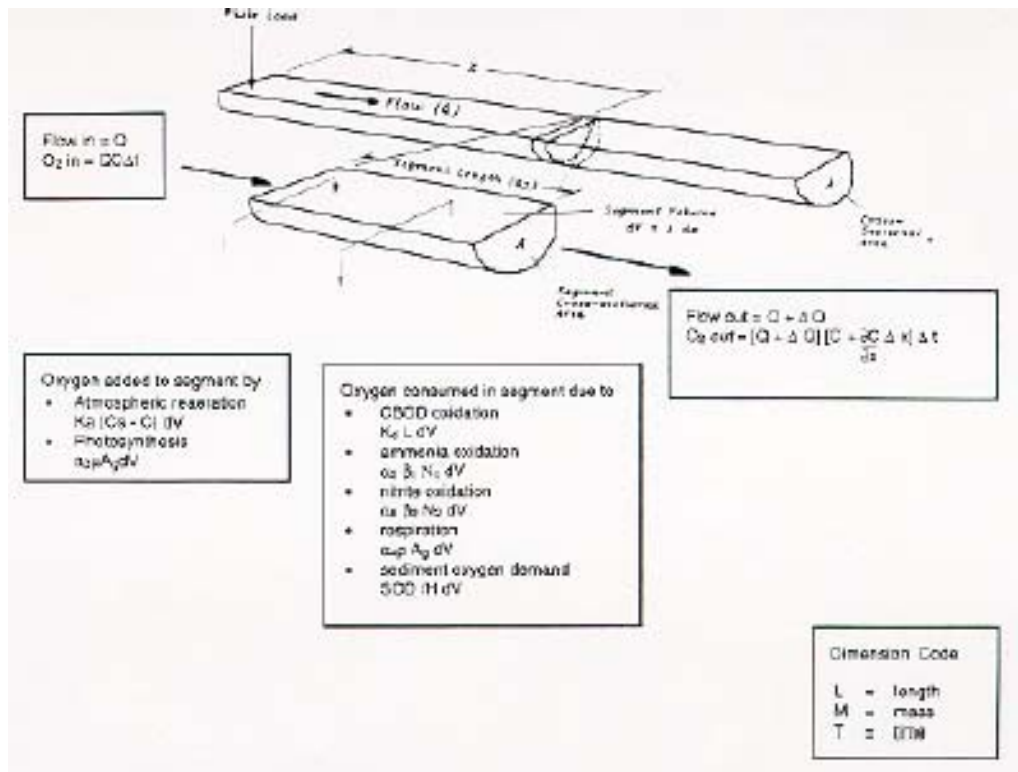


Figura 1-11 Equazione del bilancio di massa per l'ossigeno disciolto

### 1.1.5.5 Composti del fosforo

In molti modelli di qualità al fosforo vengono attribuite due diverse forme: disciolto e particolato. Una frazione del fosforo rilasciato durante la respirazione e la morte algale si trova nella forma inorganica ed è quindi immediatamente disponibile per l'assunzione da parte delle cellule ancora in vita. La restante frazione si trova invece in forma organica e deve essere sottoposta a mineralizzazione o a decomposizione batterica per essere trasformata in fosforo inorganico prima di poter essere utilizzata dal *fitoplancton*.

Esiste un'interazione assorbimento-desorbimento tra il fosforo inorganico disciolto e il particolato in sospensione nella colonna d'acqua. La sedimentazione dei solidi sospesi trasporta al fondo il fosforo inorganico che è stato assorbito sulla superficie di questi. Ciò genera un significativo processo di rimozione del fosforo dalla colonna d'acqua e il conseguente accumulo di fosforo nei sedimenti. Confrontandola con le velocità di reazione dei processi algali e biologici, che sono dell'ordine dei giorni, la velocità del processo di assorbimento-desorbimento è di gran lunga più veloce, il che permette di assumere l'equilibrio istantaneo nei calcoli. Nell'esecuzione dei modelli, la quantità di fosforo presente deve essere ripartita tra le concentrazioni del fosforo disciolto e particolato. In letteratura sono disponibili numerosi coefficienti di ripartizione del fosforo i cui valori vanno da 4,540 a 15,900.

### 1.1.5.6 Rilascio dei nutrienti dai sedimenti

Oltre all'immissione di nutrienti da parte di sorgenti esterne anche il rilascio di questi da parte dei sedimenti può essere importante. Questi rilasci avvengono in conseguenza dell'esistenza di un gradiente di concentrazione tra la colonna d'acqua e l'acqua interstiziale dei sedimenti. In alcuni sistemi l'impatto dovuto al rilascio di nutrienti ad opera dei sedimenti può essere significativo e può generare fenomeni di eutrofizzazione anche dopo la sostanziale riduzione dell'apporto di nutrienti ad opera delle sorgenti esterne. Il rilascio di nutrienti ad opera dei sedimenti può essere trattato nei modelli come il contributo dovuto ad una singola sorgente. Questo contributo, in assenza di misure sito-specifiche, può essere approssimato sulla base della stima dell'SOD.

## 1.2 Equazioni di sistema

### 1.2.1 Il principio del bilancio di massa

Il principio che sta alla base dei calcoli che vengono effettuati dai modelli di qualità delle acque è il bilancio di massa. Per un dato tratto di corso d'acqua, l'accumulo in esso di un dato componente chimico è dato dalla somma della massa di questo entrante nel tratto più quella entrante tramite sorgenti esterne meno quella uscente dal tratto meno quella persa a seguito di trasformazioni di qualunque genere.

**$Accumulo = Massa\ entrante - Massa\ uscente + Sorgenti - Trasformazioni$**

Applicando questo principio ad un piccolo segmento di un corso d'acqua è possibile sviluppare la seguente equazione:

$$dV \Delta C = Q C \Delta t - [Q + \Delta Q] \left[ C + \frac{\delta C}{\delta x} \Delta x \right] \Delta t + W \Delta t - dV K C \Delta t$$

dove  $dV$  = volume del segmento uguale a  $A \Delta x$  ( $L^3$ )

$\Delta C$  = variazione di concentrazione ( $M/L^3$ )

$Q$  = portata ( $L^3/t$ )

$C$  = concentrazione ( $M/L^3$ )

$\Delta t$  = piccolo incremento di tempo (t)

$\Delta Q$  = variazione di portata lungo il segmento

$\delta C/\delta x$  = gradiente di concentrazione lungo  $\Delta x$  ( $M/L^4$ )

$W$  = velocità di immissione del composto in analisi proveniente da una sorgente esterna ( $Mt^{-1}$ )

$K$  = costante cinetica del primo ordine ( $t^{-1}$ )

Dividendo l'equazione precedente per  $dV \Delta t$  si ottiene:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = \frac{-Q}{A} \frac{\delta C}{\delta x} - \frac{C}{A} \frac{\delta Q}{\delta x} + \frac{W}{dV} - KC$$

Assumendo le condizioni di stato stazionario e trascurando il gradiente di portata, l'equazione precedente diventa:

$$0 = \frac{-Q}{A} \frac{\delta C}{\delta x} + \frac{W}{dV} - KC$$

E' evidente che il termine  $KC$  varierà a seconda della reazione che in studio che potrà essere la deossigenazione del carbonio o dell'azoto, la riareazione o qualunque altra reazione del primo ordine.

## 1.2.2 Equazione di bilancio di massa per l'ossigeno disciolto

L'equazione del bilancio di massa per l'ossigeno disciolto, alla luce di quanto precedentemente esposto, può essere formulata nel modo seguente:

$$0 = \frac{-Q}{A} \frac{dC}{dx} + K_a (C_s - C) - K_d L - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A_g - \frac{SOD}{H}$$

dove  $Q$  = portata ( $L^3/T$ )

$C$  = concentrazione dell'ossigeno disciolto ( $M/L^3$ )

$C_s$  = concentrazione di saturazione dell'ossigeno disciolto ( $M/L^3$ )

$L$  = concentrazione del CBOD ( $M/L^3$ )



$H$  = profondità media (L)

$\alpha_3$  = rapporto stechiometrico di ossigeno prodotto per unità di alga fotosintetica (M/M)

$\alpha_4$  = rapporto stechiometrico di ossigeno consumato per unità di alga respirante (M/M)

$\alpha_5, \alpha_6$  = rapporto stechiometrico di ossigeno consumato per unità di ammoniaca e azoto nitroso ossidati, rispettivamente (M/M)

$\beta_1, \beta_2$  = velocità di ossidazione di ammoniaca e azoto nitroso, rispettivamente ( $T^{-1}$ )

$\mu$  = velocità di crescita algale ( $T^{-1}$ )

$\rho$  = velocità di respirazione algale ( $T^{-1}$ )

$N_1, N_2$  = concentrazione di ammoniaca e azoto nitroso, rispettivamente ( $M/L^3$ )

$A_g$  = concentrazione della biomassa algale ( $M/L^3$ )

$SOD$  = costante cinetica per SOD ( $M/L^2T$ )

$K_a$  = tasso di riareazione atmosferica: segue una cinetica del primo ordine e rappresenta il processo grazie al quale è possibile sopperire ad un deficit di ossigeno,  $e^{-K_a t} = e^{-K_a rL}$  ( $T^{-1}$ )

$K_a (C_S - C)$  = variazione della concentrazione di ossigeno disciolto in un tratto di corso d'acqua che, moltiplicato per il volume del tratto  $dV$ , fornisce la variazione della massa di ossigeno disciolto nel tratto ( $M/L^3T$ )

$K_d$  = velocità di ossidazione del BOD stimato sulla rimozione di tutto il CBOD ( $T^{-1}$ )

I termini di destra dell'equazione rappresentano: il trasporto di ossigeno verso valle dovuto allo scorrimento dell'acqua, la riareazione atmosferica, l'ossidazione biologica del CBOD, l'ossidazione biologica dell'ammoniaca, l'ossidazione biologica del nitrito dovuto alla fotosintesi e al netto della respirazione e l'ossidazione biologica dei sedimenti. Se il CBOD viene rimosso solo per ossidazione diretta, la costante cinetica di deossigenazione,  $K_d$ , rappresenterà la riduzione di ossigeno attuale nel sistema e sarà uguale alla costante cinetica di rimozione del CBOD,  $K_r$ . L'equazione precedente può essere trasformata ponendo  $A dx/Q = dt$ , da cui:

$$\frac{dC}{dt} = K_a (C_S - C) - K_d L - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A_g - \frac{SOD}{H}$$

Questa equazione differenziale viene risolta numericamente in QUAL2E per descrivere la variazione di ossigeno in corso d'acqua mono-dimensionale.

In alcuni modelli BOD/DO, si preferisce utilizzare il deficit di ossigeno disciolto,  $D = (C_S - C)$ , per formulare l'andamento dell'ossigeno disciolto, per cui l'equazione di bilancio di massa in questo caso diviene:

$$0 = \frac{-Q}{A} \frac{dD}{dx} + K_a D - K_d L + \alpha_5 \beta_1 N_1 + \alpha_6 \beta_2 N_2 - (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A_g + \frac{SOD}{H}$$

In questo caso, in virtù dell'utilizzo di equazioni cinetiche di ordine zero e primo, è possibile aggiungere all'equazione termini che rappresentano i contributi al deficit di ossigeno dovuti a diverse sorgenti. In un caso semplice in cui la nitrificazione, l'SOD, la fotosintesi algale e la respirazione algale sono poco significativi e quindi trascurabili, l'equazione diviene:

$$D = \frac{K_d L_0}{K_a - K_r} \left( e^{-K_r x/U} - e^{-K_s x/U} \right) + D_0 e^{-K_a x/U}$$

La Figura 1-12 mostra l'andamento dell'ossigeno disciolto ottenuto sottraendo, nell'equazione precedente, il deficit di ossigeno disciolto dalla concentrazione di saturazione di ossigeno disciolto. Inoltre la figura riporta anche l'andamento del CBOD<sub>U</sub>. Per  $x = 0$ , la concentrazione iniziale di CBOD<sub>U</sub> è 10 mg/L considerando la completa miscelazione tra effluente inquinato e acque del fiume. Dopo 10 giorni tutto il CBOD<sub>U</sub> è stato consumato. Giacché il test per il CBOD misura l'ammontare di sostanza organica presente in termini dell'ammontare di ossigeno richiesto per la sua stabilizzazione ad opera dei batteri, la riduzione della concentrazione del CBOD è equivalente al consumo di ossigeno disciolto. Il secondo grafico della figura mostra due possibili profili dell'ossigeno disciolto associabili al profilo del CBOD riportato nella prima. Il profilo più in basso nella figura rappresenta l'andamento della concentrazione dell'ossigeno disciolto in un fiume se l'ossigeno non viene reintegrato tramite la riareazione. In questo caso la concentrazione iniziale di ossigeno disciolto, assunta pari a 12 mg/L, viene ridotta a 2 mg/L per la riduzione del CBOD. Il profilo più in alto, invece, riporta il possibile andamento della concentrazione dell'ossigeno disciolto nel caso in cui questo venga reintegrato tramite riareazione.

Il caratteristico andamento della curva dell'ossigeno disciolto in un corso d'acqua, chiamata curva a sacco, è il risultato dell'interazione tra ossidazione biologica e velocità di riareazione. Ciascuno dei due processi viene rappresentato da un'equazione cinetica del primo ordine. Nei primi stadi l'ossidazione eccede grandemente la riareazione a causa dell'elevata concentrazione di CBOD cosicché la concentrazione di ossigeno disciolto nel fiume tende alla saturazione. L'ossigeno quindi viene consumato più rapidamente di quanto non sia reintegrato causando la riduzione della concentrazione di ossigeno disciolto nelle acque. Con lo spostamento verso valle degli inquinanti, il consumo dell'ossigeno disciolto diminuisce e il rifornimento di ossigeno dall'atmosfera aumenta in virtù del grande deficit che si viene a creare. La forza motrice che spinge al reintegro dell'ossigeno attraverso la riareazione è direttamente proporzionale al deficit di ossigeno che si è venuto a creare. In un determinato punto a valle dell'immissione degli effluenti inquinati, le velocità di consumo e di reintegrazione dell'ossigeno diventano uguali. Questo punto viene indicato come punto critico e qui si raggiunge la più bassa concentrazione di ossigeno disciolto. Poco più a valle di questo punto, la velocità di reintegro dell'ossigeno eccede quella di utilizzo il che porta ad un completo recupero della concentrazione di ossigeno disponibile nell'acqua.

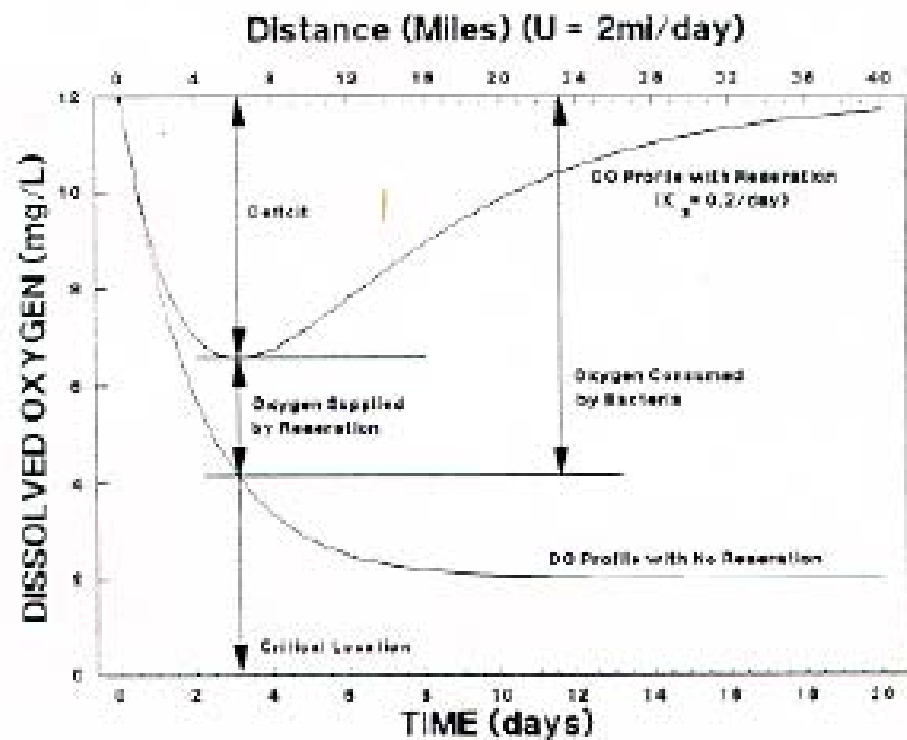
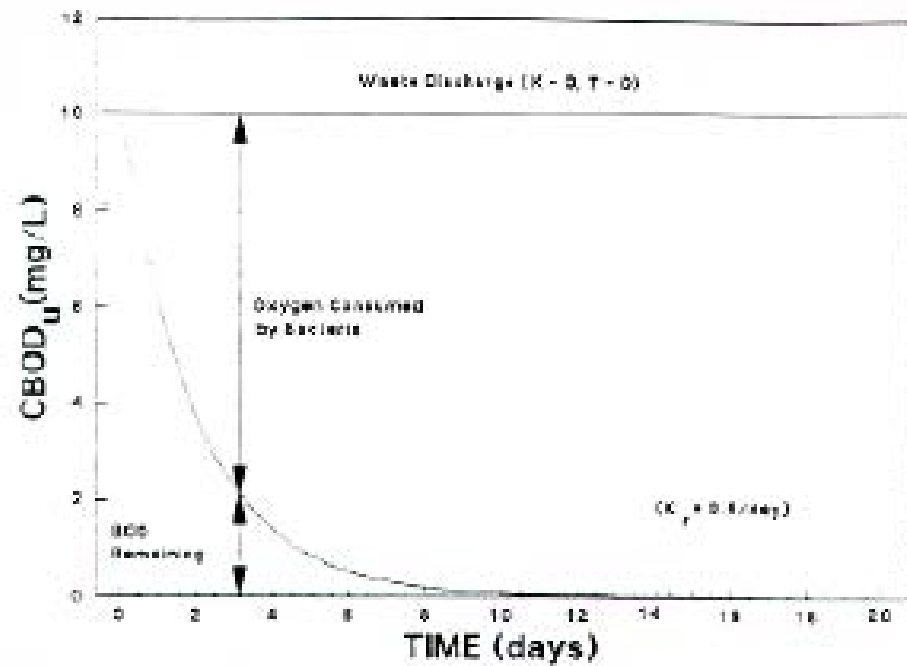


Figura 1-12 Andamento dell'ossigeno disciolto a valle di una sorgente inquinante

Quanto finora detto è una semplice illustrazione di come un modello simula l'andamento del BOD/DO quando in esso si assume che la decomposizione organica e la riareazione sono i processi dominanti che influiscono sul bilancio organico. In realtà molti altri fattori come la nitrificazione e l'SOD possono influenzare l'andamento dell'ossigeno disciolto nelle acque. Molti corsi d'acqua ricevono gli inquinanti provenienti da sorgenti diffuse a monte di sorgenti puntuali oppure ricevono gli inquinanti di altre sorgenti puntuali a valle di una precedente il che riduce la concentrazione di ossigeno disciolto al di sotto del valore di saturazione. Anche il naturale inquinamento delle acque in alcuni casi può indurre questo effetto. E' da notare inoltre che nella trattazione precedente si è assunto che la geometria fluviale sia costante. Ma in un corso d'acqua naturale è difficile che questa condizione sia rispettata. In questi casi il corso d'acqua viene diviso in vari tratti per i quali questa condizione di uniformità sia rispettata.

### 1.2.3 Equazione del bilancio di massa per i vari composti presi separatamente

La dinamica dell'ossigeno disciolto dipende dall'interazione di molti processi. I composti che influenzano direttamente l'ossigeno includono il BOD, l'azoto ammoniacale e l'azoto nitrico. Azoto e fosforo influenzano la crescita del *fitoplancton*, del *periphyton* e delle piante acquatiche e di conseguenza influenzano l'ossigeno disciolto attraverso i processi fotosintetici e la respirazione. Per ogni composto che partecipa al bilancio di massa dell'ossigeno disciolto è possibile formulare un'equazione di bilancio di massa indipendente che può essere utilizzata per stimarne la concentrazione. Usando i principi esposti nei paragrafi precedenti si ricavano, per ogni composto, le equazioni riportate di seguito:

$$\text{CBOD} \quad \frac{dL}{dt} = - (K_d + K_s) L = - K_r L$$

$$\text{Azoto ammoniacale} \quad \frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \frac{\sigma_3}{H} - F \alpha_1 \mu A_g$$

$$\text{Azoto nitroso} \quad \frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$$

$$\text{Azoto nitrico} \quad \frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F) \alpha_1 \mu A_g$$

$$\text{Azoto organico} \quad \frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A_g - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4$$

$$\text{Alghe} \quad \frac{dA_g}{dt} = (\mu - \rho) A_g$$

$$\text{Fosforo organico} \quad \frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A_g - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1$$

$$\text{Fosforo disciolto} \quad \frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \frac{\sigma_2}{H} - \alpha_2 \mu A_g$$

- dove
- $N_3$  = concentrazione dell'azoto nitrico (M/L<sup>3</sup>)
  - $N_4$  = concentrazione dell'azoto organico (M/L<sup>3</sup>)
  - $P_1$  = concentrazione del fosforo organico (M/L<sup>3</sup>)
  - $P_2$  = concentrazione del fosforo disciolto (M/L<sup>3</sup>)
  - $\alpha_1$  = frazione azotata della biomassa algale (M/M)
  - $\alpha_2$  = contenuto di fosforo nelle alghe (M/M)
  - $K_s$  = velocità di perdita per deposizione (T<sup>-1</sup>)
  - $F$  = frazione dell'azoto algale che ritorna in soluzione sotto forma di ammoniacale
  - $\beta_3$  = velocità di idrolisi dell'azoto organico (T<sup>-1</sup>)
  - $\beta_4$  = velocità di decadimento del fosforo organico (T<sup>-1</sup>)
  - $\sigma_2$  = sorgenti bentoniche di fosforo disciolto (M/L<sup>2</sup>T)
  - $\sigma_3$  = sorgenti bentoniche per azoto ammoniacale (M/L<sup>2</sup>T)
  - $\sigma_4$  = velocità di deposizione dell'azoto organico (T<sup>-1</sup>)
  - $\sigma_5$  = velocità di deposizione del fosforo organico (T<sup>-1</sup>)

Queste equazioni di bilancio di massa possono essere ritrovate in molti modelli di qualità delle acque.

La maggiore differenza tra i modelli che usano l'approccio BOD/DO e quelli che usano l'approccio nutrienti/eutrofizzazione, sta proprio nelle equazioni utilizzate. Le equazioni che descrivono la crescita del *fitoplancton* sono funzioni non lineari dei nutrienti e della disponibilità di luce mentre, quelle del BOD/DO, sono equazioni lineari. Infatti, i problemi maggiori che incontrano i modelli *fitoplancton*/nutrienti, sono legati alla complessità della biologia algale, alle interazioni non lineari tra nutrienti e piante acquatiche e alle interazioni all'interfaccia sedimenti-colonna d'acqua. In conseguenza di ciò, la sovrapposizione dei risultati provenienti da un modello BOD/DO può essere utile per isolare gli effetti delle singole reazioni mentre non altrettanto può essere fatto con i risultati provenienti da un modello nutrienti/eutrofizzazione.

## 2 Coefficienti e costanti dei modelli

Come risulta evidente dal capitolo precedente, i modelli di qualità delle acque per poter funzionare richiedono la determinazione del valore di un considerevole numero di coefficienti e parametri. Questi valori possono essere ottenuti in quattro modi diversi:

- 1 Misure dirette;
- 2 Stima indiretta dai dati del monitoraggio;
- 3 Valori riportati in letteratura;
- 4 Calibrazione del modello.

La calibrazione del modello è un'operazione richiesta indipendentemente dall'approccio seguito per la determinazione di costanti e coefficienti. Comunque, i coefficienti sito-specifici o quelli che possono variare in un intervallo ampio di valori, dovrebbero essere misurati direttamente o stimati dai dati del monitoraggio. Lo scopo di questo capitolo è quello di fornire informazioni e dati sufficienti a sviluppare un set consistente di valori per coefficienti e costanti tale da permettere l'utilizzo di un modello di qualità delle acque.

### 2.1 Carichi

#### 2.1.1 Concentrazioni negli effluenti

Come già illustrato in precedenza, i carichi inquinanti provenienti da sorgenti puntuali come gli impianti di trattamento municipali, gli impianti di fitodepurazione o gli impianti industriali, dovrebbero essere misurati direttamente. Comunque, nel caso non siano disponibili dati diretti, è possibile, in prima approssimazione, attribuire ad ogni sorgente un carico stimato indirettamente attraverso l'utilizzo dei dati riportati in letteratura. Le tabelle che seguono rappresentano solo un esempio dei dati presenti in letteratura e non vogliono essere assolutamente esaustive visto che questi dati dipendono da una serie di variabili (dimensioni degli agglomerati urbani serviti, tipologie produttive presenti, ecc.) che non ne permettono una semplice generalizzazione.

PARAMETRI	CONCENTRAZIONE (mg/L)		
	Liquami forti	Liquami medi	Liquami deboli
Solidi totali	1200	700	350
Solidi disciolti totali	850	500	250
- non volatili	525	300	145
- volatili	325	200	105
Solidi sospesi totali	350	200	100
- non volatili	75	5	30
- volatili	275	150	70
Solidi sedimentabili (mL/L)	20	10	5
Richiesta biochimica di ossigeno (BOD <sub>5</sub> )	300	200	100
Carbonio organico totale (TOC)	300	200	100
Richiesta chimica di ossigeno (COD)	1000	500	250
Azoto (somma di tutte le forme come N)	85	40	20
-organico	35	15	8
- ammoniacale	50	25	72
- nitrico	0	0	0
- nitroso	0	0	0
Fosforo (somma di tutte le forme come P)	20	10	6
- organico	5	3	2
- inorganico	15	7	4
Cloruri	100	50	30
Alcalinità (come CaCO <sub>3</sub> )	200	100	50
Olii e grassi	150	100	50

Tabella 2-1 Composizione tipica di acque di scarico urbane

Processi di trattamento	Qualità degli effluenti						
	SS (mg/L)	BOD5 (mg/L)	COD (mg/L)	Ntot (mg/L)	N-NH3 (mg/L)	PO4 come P (mg/L)	Torbidità (NTU)
Fanghi attivi + filtrazione	4 - 6	< 5 -10	30 - 70	15 - 35	15 - 25	4 - 10	0,3 - 5
Fanghi attivi + filtrazione + adsorbimento su carboni attivi	<3	<1	5 - 15	15 - 30	15 - 25	4 - 10	0,3 - 3
Fanghi attivi/nitrificazione, stadio singolo	10 - 25	5 - 15	20 - 45	20 - 30	1 - 5	6 - 10	5 - 15
Fanghi attivi/nitrificazione-denitrificazione, stadi separati	10 - 25	5 - 15	20 - 35	5 - 10	1 - 2	6 - 10	5 - 15
Fanghi attivi con l'aggiunta di flocculanti inorganici	10 - 20	10 - 20	30 - 70	15 - 30	15 - 25	<2	5 - 10
Fanghi attivi con l'aggiunta di flocculanti inorganici + nitrificazione-denitrificazione + filtrazione	5 - 10	<5 - 15	20 - 30	3 - 5	1 - 2	<1	0,3 - 3
Rimozione biologica del fosforo	10 - 20	5 - 15	20 - 35	15 - 25	5 - 10	<2	5 - 10
Rimozione biologica del fosforo e dell'azoto + filtrazione	<10	<5	20 - 30	<5	<2	<1	0,3 - 3

Tabella 2-2 Concentrazioni dei vari inquinanti realizzabili negli effluenti mediante l'utilizzo di varie forme di trattamento delle acque



Tipologia	Concerie	Cartiere	Chimiche e petrolchimiche	Raffinerie	Galvaniche e metallurgiche	Cementifici e lavorazione pietre	Tessili e tintorie	Minerarie	Distillerie e birrerie	Macelli e conservative	Caseifici	Zuccherifici	Oli vegetali e margarine	Raffreddamento
pH	x	x	x	x	x	x	x	x					x	
Temperatura							x					x		x
Colore		x	x				x		x					
Odore	x		x											
Materiali grossolani	x	x	x			x		x	x	x	x	x		
Materiali sedimentabili	x	x	x			x		x	x	x	x	x		
Materiali in sospensione	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	
BOD e COD	x	x	x		x		x		x	x	x	x	x	
Metalli tossici	x	x	x		x			x						
Cianuri					x									
Cloro		x			x		x							x
Solfuri	x			x										
Solfiti		x												
Solfati	x		x	x	x									
Cloruri	x		x	x	x			x						
Fluoruri					x									
Fosfati			x					x						x
Grassi, oli vegetali e animali			x	x									x	
Fenoli			x		x								x	
Solventi organici			x											
Tensioattivi			x				x							
Pesticidi	x	x	x				x							

Tabella 2-3 Principali contaminanti presenti nelle acque di scarico di alcune tipologie industriali

## 2.1.2 Rapporto $CBOD_U/BOD_5$ e $CBOD_U/CBOD_5$ negli effluenti

I rapporti tra  $CBOD_U$  e  $BOD_5$  o  $CBOD_U$  e  $CBOD_5$  negli effluenti sono richiesti nell'analisi modellistica dell'ossigeno disciolto per stimare il  $CBOD_U$  dai dati di  $BOD_5$  o  $CBOD_5$  degli effluenti. In Figura 2-1 viene riportato l'andamento di questi rapporti a seconda che il dato disponibile sia il  $BOD_5$  o il  $CBOD_5$ . Come si può vedere il valore medio per questi rapporti è di 2,47 per  $CBOD_U/BOD_5$  e 2,84 per  $CBOD_U/CBOD_5$ . Da alcuni studi condotti negli Stati Uniti, è emerso che per le acque reflue urbane il rapporto medio  $CBOD_U/CBOD_5$  è pari a 1,2 se le acque non sono trattate, a 1,6 se le acque sono sottoposte a trattamenti primari e secondari, a 3,2 se sono trattate in impianti a fanghi attivi e 2,84 se subiscono trattamenti primari spinti. In assenza di dati sito-specifici, questi rapporti rappresentano una ragionevole approssimazione per un'analisi modellistica.

Comunque, quando ciò è possibile, è fortemente raccomandato di utilizzare i dati provenienti da impianti di trattamento esistenti o da impianti pilota. In questo caso, il test del BOD a lungo termine può essere utilizzato per determinare il valore di  $K_1$ , come avevamo visto nel paragrafo 1.1.4.1, e di conseguenza il valore del rapporto  $CBOD_U/CBOD_5$ . E' da tener presente che, quando si usano dati provenienti da un impianto esistente, quest'ultimo deve avere delle tipologie di trattamento quanto più simili possibile a quelle dell'impianto che si sta studiando per poterlo usare come guida.

Il rapporto  $CBOD_U/CBOD_5$  per acque reflue industriali dipende fortemente dal tipo di industria e dal processo di produzione, dai sistemi di trattamento, dalle tecniche di misura e da altri fattori. Gli effluenti provenienti dalla produzione della carta, ad esempio, sono caratterizzati da un elevato rapporto  $CBOD_U/CBOD_5$  a causa della natura refrattaria della cellulosa e degli altri composti inquinanti. Per molti altri reflui industriali, il rapporto può variare al variare della concentrazione del BOD.

## 2.1.3 Carichi da sorgenti diffuse

Anche nel caso delle sorgenti diffuse sono disponibili in letteratura numerosi studi che si sono occupati della quantificazione dei carichi da esse provenienti a seconda della tipologia di sorgente (acque di dilavamento dei suoli urbani, acque di dilavamento di suoli agricoli, ecc.). Anche in questo caso riportiamo in Tabella 2-4 una lista non esaustiva dei valori disponibili, ricordando che comunque questi sono fortemente dipendenti dall'area oggetto di studio.

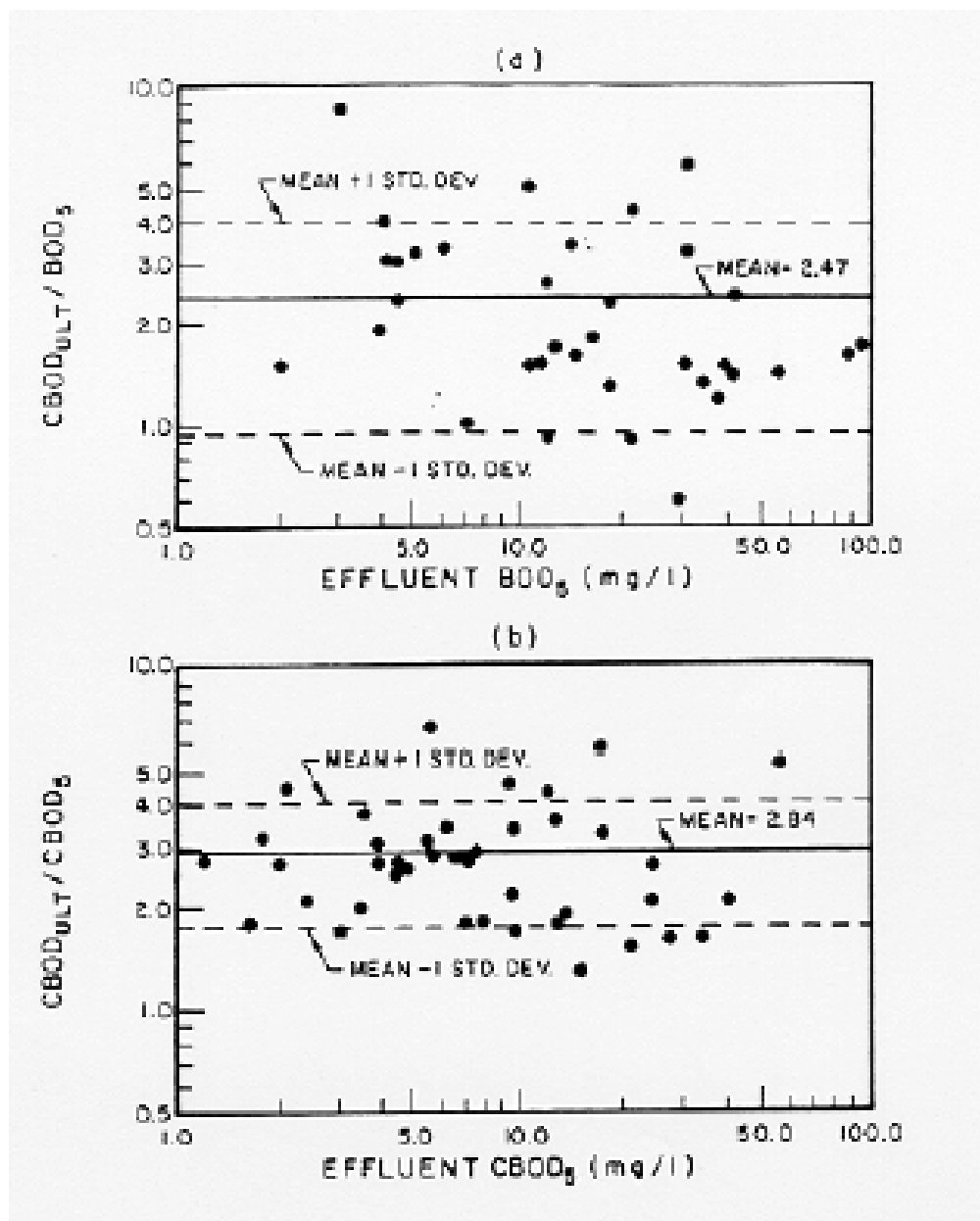


Figura 2-1 Andamento del CBOD<sub>U</sub> in funzione del CBOD<sub>5</sub> e del BOD<sub>5</sub> per effluenti provenienti da impianti di trattamento delle acque reflue urbane

Sorgenti	Intervallo	Autori
<b>Inquinamento naturale</b>		
Deficit di ossigeno disciolto	0,5 – 2,0 (mg/L)	Hydroscience, 1968
BOD <sub>5</sub>	0,5 – 3,0 (mg/L)	Hydroscience, 1975
NH <sub>3</sub>	0,05 – 0,27 (mg/L)	Hydroscience, 1975
NO <sub>3</sub>	0,07 – 0,37 (mg/L)	Hydroscience, 1975
Azoto organico	0,05 – 0,50 (mg/L)	Hydroscience, 1975
<b>Acque reflue urbane non trattate</b>		
BOD	115 (mg/L)	Thomann and Muller, 1987
Azoto organico	3,8 (mg/L)	Metclaf and Eddy, 1977
TN	9,1 (mg/L)	Thomann and Muller, 1987
<b>Sorgenti non puntuali (kg/ha/a)</b>		
<i>Urbane</i>		
Generale		
TN	5,62 – 17,23	Shahane, 1982
TP	0,40 – 4,46	Manhattan College, 1980
BOD <sub>5</sub>	34,23 – 58,97	NURP, 1983
Residenziali		
TN	0,87 – 7,16	Shahane, 1982
TP	0,17 – 1,03	Manhattan College, 1980
BOD <sub>5</sub>	28,55 – 28,67	NURP, 1983
Industriali		
TN	2,39 – 17,83	Shahane, 1982
TP	0,07 – 2,70	Manhattan College, 1980
BOD <sub>5</sub>	13,03 – 78,03	NURP, 1983
<i>Agricole</i>		
Generali		
TN	0,63 – 59,71	Manhattan College, 1980
TP	0,08 – 7,16	Manhattan College, 1980
Seminativi		
TN	0,09 – 47,77	Sweeten and Melvin, 1985
TP	0,04 – 5,58	Sweeten and Melvin, 1985
Pascoli		
TN	2,31 – 4,17	Sweeten and Melvin, 1985
TP	0,24 – 0,44	Haith and Shoemaker, 1987
<i>Foreste</i>		
TN	0,79 – 10,35	Sweeten and Melvin, 1985

Tabella 2-4 Carichi provenienti da sorgenti diffuse

## 2.2 Parametri fisici

### 2.2.1 Dinamica fluviale

Per descrivere la dinamica fluviale occorre conoscere le velocità, le portate e le altezze dell'acqua. Le portate includono le portate a monte dell'area interessata dallo studio, le portate di tutti gli affluenti, le portate entranti nel sistema dovute al ruscellamento e quelle dovute alle acque sotterranee, le portate derivate, le portate di rigurgito nonché i livelli idrici in alcune sezioni. In un'analisi dettagliata occorre considerare significative anche le portate degli scarichi inquinanti che superano del 5 o 10% la portata complessiva del sistema in studio.

Però mentre le portate di monte, quelle degli affluenti e quelle delle derivazioni possono essere misurate direttamente, quelle dovute al ruscellamento o alle acque sotterranee devono essere stimate per differenza tra le portate misurate in sezioni successive.

Come indicato nel paragrafo 1.1.3, i modelli matematici come l'equazione di Manning e gli altri modelli idrodinamici possono essere usati per quantificare le curve di portata per ogni tratto di un corso d'acqua. E' inoltre possibile sviluppare funzioni esponenziali, come quelle del paragrafo 1.1.3, che mettono in relazione le portate con le velocità, le altezze idriche e l'area delle sezioni trasversali. Da studi condotti è stato valutato che gli esponenti di queste funzioni hanno valori che ricadono negli intervalli:

- $n = 0,4 - 0,6$  (valore tipico 0,43)
- $m = 0,3 - 0,5$  (valore tipico 0,45)
- $f = 0 - 0,2$  (valore tipico 0,12)

Se si hanno a disposizione più set di dati è possibile costruire diagrammi logaritmici delle aree, delle altezze e delle velocità in funzione delle portate. La pendenza di questi grafici fornisce il valore del singolo esponente per il tratto a cui si riferiscono i dati (Figura 2-2). Quando i dati disponibili si riferiscono ad un solo valore di portata, è possibile estrapolare valori attribuibili ad altre portate utilizzando le seguenti relazioni:

$$\text{velocità:} \quad U_2/U_1 = (Q_2/Q_1)^{0,43}$$

$$\text{altezza:} \quad H_2/H_1 = (Q_2/Q_1)^{0,45}$$

$$\text{area sezione trasversale:} \quad A_2/A_1 = (Q_2/Q_1)^{0,43}$$

$$\text{tempo:} \quad T_2/T_1 = (Q_2/Q_1)^{0,43}$$

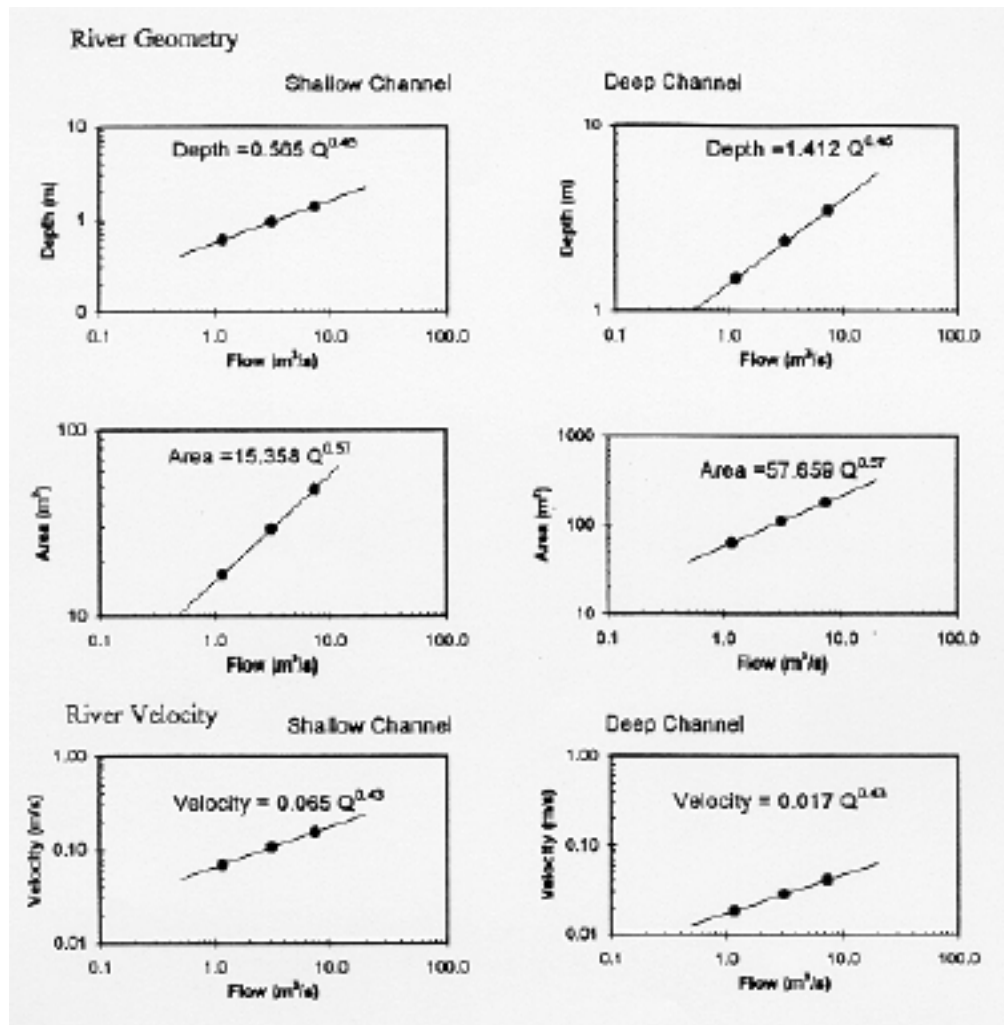


Figura 2-2 Relazioni empiriche tra i parametri di dinamica fluviale

Queste relazioni sono valide solo per corsi d'acqua non regimati e il loro utilizzo in presenza di dighe o derivazioni per uso idroelettrico deve essere fatto con attenzione.

## 2.2.2 Analisi delle portate minime

Nell'analisi modellistica è importante conoscere partendo da un set di dati determinati su più anni, come si distribuiscono le portate medie minime, calcolate rispetto ad un prefissato intervallo di tempo. L'intervallo temporale rispetto a cui calcolare la portata media minima può essere, a seconda delle esigenze, una settimana, un mese, una stagione o anche un anno. Da questa analisi si ottengono grafici del tipo riportato in Figura 2-3 dove vengono analizzate le portate minime calcolate a 7, 30, 90 e 365 giorni per un corso d'acqua a partire da un set di dati misurati nell'arco di 90 anni. Come si può vedere sull'asse delle ascisse viene riportata la frequenza, espressa come percentuale di tempo in cui si verifica l'evento, con cui una data portata rappresenta il minimo nell'intervallo di tempo prefissato e per quel set di dati. Ad esempio, per il corso d'acqua in questione, la frequenza con cui la portata assume il valore di 1000 cfs in 7 giorni è circa il 30%, mentre il valore meno frequente di questa (1% dei valori), per lo stesso intervallo di tempo, è circa 600 cfs. Questo vuol dire che in 90 anni per questo corso d'acqua nell'arco di una settimana è sempre stata garantita una portata minima di circa 600 cfs. Se si sceglie un intervallo di tempo più ampio ovviamente i valori di portata crescono. Allora in 365 giorni abbiamo che la portata media minima più frequentemente riscontrata è stata di oltre 20.000 cfs, mentre quella meno frequente è stata di circa 3.500 cfs.

## 2.2.3 Stima dei tempi di scorrimento

I tempi di scorrimento possono essere determinati utilizzando vari metodi. I più importanti prevedono l'uso di galleggianti, l'uso di traccianti come i radionuclidi o la misura delle aree delle sezioni trasversali.

I galleggianti superficiali possono essere seguiti durante il loro viaggio lungo una distanza nota, per cui la misura del tempo di scorrimento può essere fatta direttamente. Questo tecnica richiede molta attenzione durante la misura in quanto il galleggiante viene spesso catturato dai gorghi, dai tronchi o da qualunque altro ostacolo lungo il tragitto, per cui occorre recuperarlo di continuo e rimetterlo nel flusso della corrente. In questo caso però bisogna stabilire *a priori* per quanto tempo è giusto lasciare il galleggiante nelle zone di corrente lenta prima di rimetterlo nel flusso principale e in che posizione bisogna rimetterlo. La velocità di scorrimento superficiale è maggiore rispetto alla velocità media dell'intero corso d'acqua e quindi la misura va corretta applicando un opportuno fattore: una velocità media uguale all'85% della velocità superficiale è una approssimazione ragionevole. Le arance rappresentano degli ottimi galleggianti in quanto la loro densità è tale da far sì che solo una piccola parte della superficie affiori sull'acqua e quindi sia esposta all'azione eolica, ed inoltre il loro colore le rende facilmente individuabili nell'acqua.

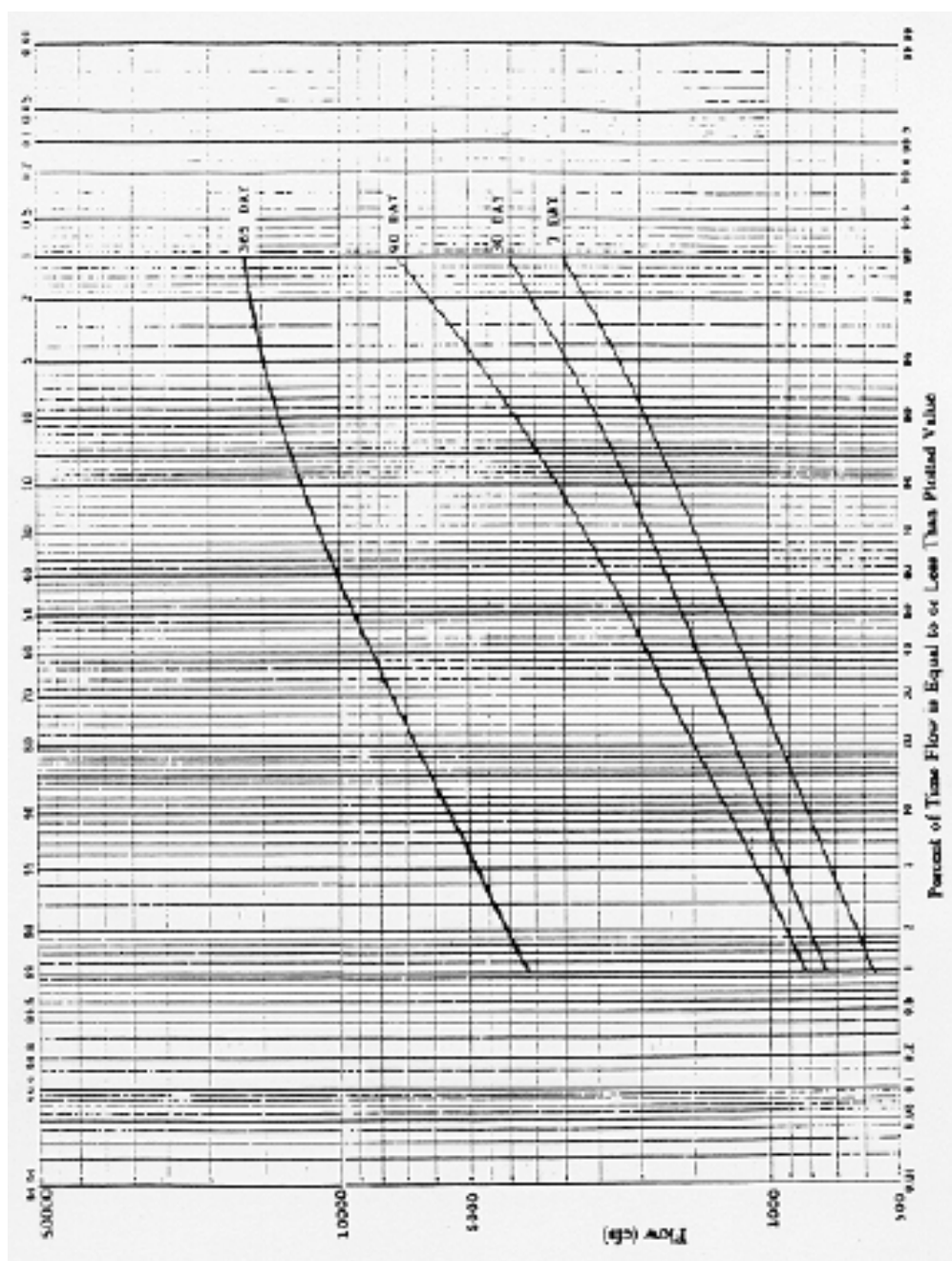


Figura 2-3 Esempio di curve di frequenza delle portate minime



La misura delle aree di sezioni trasversali al flusso, situate poco distanti l'una dall'altra, e il calcolo della velocità media a partire da queste e dalla portata del corso d'acqua, rappresenta un metodo indiretto per la determinazione dei tempi di scorrimento. Questo metodo fornisce comunque anche altre informazioni che possono risultare utili per altri scopi. Ad esempio i coefficienti di riareazione possono essere calcolati utilizzando una formula basata sulle altezze medie e le velocità.

Il metodo più accurato per misurare i tempi di percorrenza, che è tra l'altro anche un buon metodo per misurare le velocità, prevede l'uso di traccianti. Effluenti di origine industriale possono talvolta contenere sostanze che possono essere utilizzate a questo scopo, ma generalmente i migliori risultati si ottengono con l'uso di radioisotopi anche se l'utilizzo di questi può comportare qualche problema. Molte sostanze sono state usate per questo tipo di misura, inclusa la più recente che è la Rodamina WT. Questa può essere rilevata anche in concentrazioni dell'ordine dei 0,05 ppb ( $\mu\text{g/L}$ ) mediante l'utilizzo di un fluorometro. Il tracciante viene immesso trasversalmente al corso d'acqua in un punto a monte del punto di misura, avendo l'accortezza di essere quanto più veloci possibile. A causa del mescolamento longitudinale, il tracciante arriva al punto di misura con concentrazioni variabili. Il tempo di scorrimento sarà dato dalla differenza tra il tempo di immissione nel corso d'acqua e il tempo in cui transita al punto di misura il centroide della distribuzione delle concentrazioni. La figura rappresenta un esempio di come possono essere rappresentati i dati di dinamica fluviale e il tempo di scorrimento a seconda delle condizioni di flusso di un corso d'acqua.

## 2.2.4 Coefficiente di dispersione longitudinale

Sebbene i meccanismi della dispersione longitudinale siano ben conosciuti, una trattazione analitica generale del problema è estremamente difficile se non addirittura impossibile. L'analisi teorica del fenomeno ha portato allo sviluppo di una serie di equazioni che permettono di calcolare la dispersione longitudinale nei modelli di simulazione mono-dimensionali. Una di queste equazioni, suggerita da Fischer et al. (1979), è:

$$D_x = \frac{0,011 U^2 W^2}{H U^*}$$

dove  $D_x$  = coefficiente di dispersione longitudinale

$U$  = velocità media (m/s o ft/s)

$W$  = larghezza del corso d'acqua (m o ft)

$H$  = altezza media del corso d'acqua (m o ft)

$U^*$  = velocità di taglio (m/s o ft/s)

Questa formula non tiene conto dell'effetto che le irregolarità del corso d'acqua hanno sulla dispersione, ma poiché in genere i risultati delle simulazioni non risentono in modo drammatico delle variazioni di questo coefficiente, l'equazione suesposta può essere considerata una buona approssimazione per la sua determinazione.

## 2.3 Cinetica di ossidazione del carbonio organico

### 2.3.1 Utilizzo dei dati del monitoraggio per la determinazione di $K_r$ e $k_d$

La costante cinetica di ossidazione del carbonio organico può essere stimata a partire dai dati del monitoraggio costruendo un diagramma logaritmico delle misure di CBOD in funzione del tempo di scorrimento basato sull'equazione

$$L(\text{CBOD}_t) = L_0(\text{CBOD}_t) e^{-K_r x/U}$$

vista nel paragrafo 1.1.4.1. La velocità di ossidazione viene calcolata dalla pendenza della retta che meglio interpola i dati:

$$K_r = - \frac{\ln(L/L_0)}{t}$$

dove  $L$  = sostanza organica, misurata come ossigeno, presente nel corso d'acqua in una data località (mg/L)

$L_0$  = domanda totale di ossigeno misurata nel punto di immissione degli inquinanti dopo completo mescolamento (mg/L)

$t$  = tempo di scorrimento (d)

L'equazione appena vista, basata sulle concentrazioni, è applicabile nel caso in cui la dinamica fluviale sia costante. In realtà la geometria dei corsi d'acqua varia spesso ed inoltre in essi vengono immesse dagli affluenti portate addizionali che hanno l'effetto di diluire le concentrazioni. Tutto ciò altera la dinamica fluviale. Un modo più pratico per calcolare la costante  $K_r$  prevede di diagrammare la velocità di immissione dei carichi (kg/d) di BOD al posto delle concentrazioni. La velocità di immissione dei carichi inquinanti in ogni punto del corso d'acqua è data dal prodotto della concentrazione di BOD misurata per la sua portata. Un diagramma di questo tipo è mostrato in Figura 2-4. E' da notare l'effetto di diluizione dovuto all'affluente.

La curva di Figura 2-4 è divisibile in due parti. La prima parte è ripida a dimostrazione del fatto che la velocità massima di rimozione ( $K_r$ ) si ha quando sia i processi di sedimentazione che di rimozione biologica sono significativi. La seconda parte è caratterizzata da una pendenza minore il che sta ad indicare che, dopo la sedimentazione della maggior parte del materiale in sospensione, diventa consistente la rimozione dell'ossigeno ad opera del COD ( $K_d$ ). La velocità di sedimentazione può essere stimata come differenza tra  $K_r$  e  $K_d$ .

Questa procedura è valida sia per il  $\text{CBOD}_5$  che per il  $\text{CBOD}_U$  purché la costante determinata in laboratorio  $K_1$  sia identica per tutte le stazioni monitorate. Se  $K_1$  varia da stazione a stazione allora è necessario usare il  $\text{CBOD}_U$ .

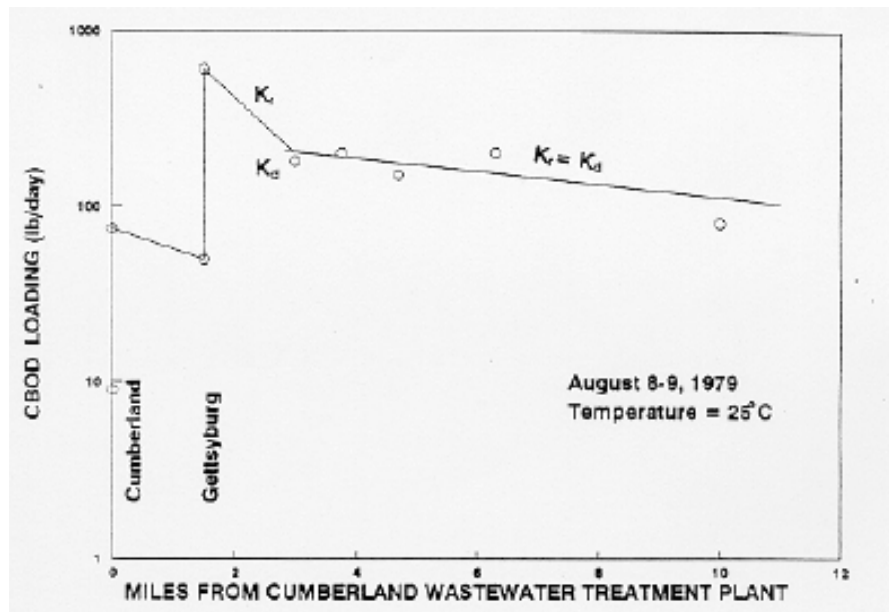


Figura 2-4 Esempio di grafico per la determinazione della costante cinetica di rimozione del CBOD

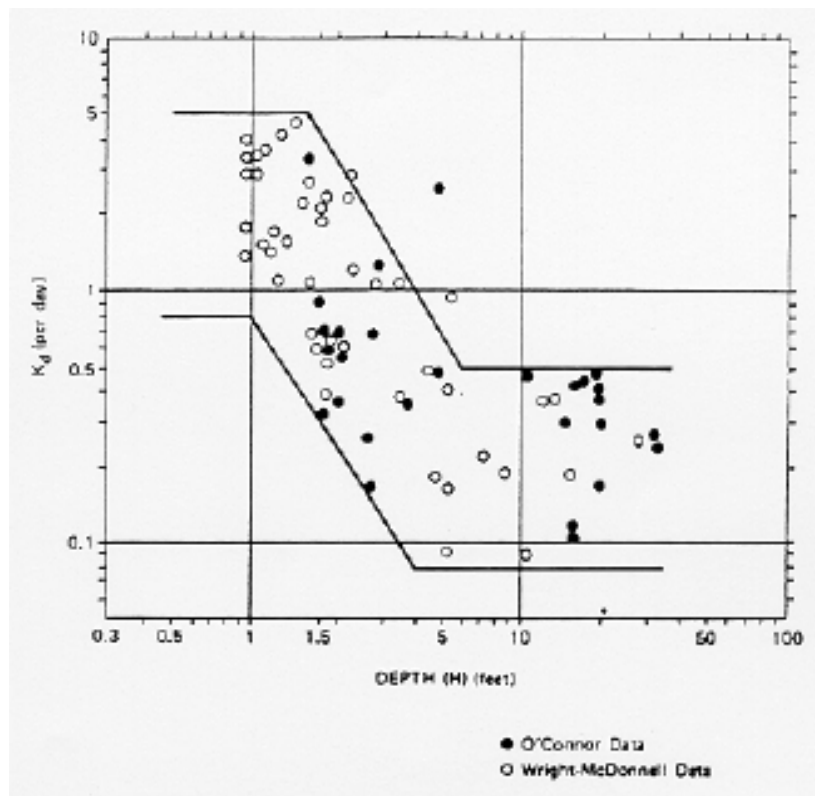


Figura 2-5 Andamenti di  $K_d$  in funzione della profondità (nei valori riportati è inclusa la deossigenazione bentonica); Hydroscience, 1971

Alcuni ricercatori hanno calcolato la variazione di  $K_d$  conseguente all'utilizzo di trattamenti spinti negli impianti di depurazione delle acque reflue. I dati indicano che si ha una diminuzione del valore di  $K_d$  in questo caso il che sta a indicare una maggiore refrattarietà del CBOD rimanente che viene immesso dall'impianto nel corso d'acqua.

La presenza delle alghe può causare un'errata valutazione del CBOD e di conseguenza di  $K_d$ . La respirazione e il decadimento delle alghe nelle bottiglie usate per la determinazione del CBOD, può causare un aumento dei valori misurati di quest'ultimo rispetto a quelli calcolati in assenza di alghe. Inoltre, se la concentrazione delle alghe sospese non è costante a valle dello scarico, le misure della concentrazione del CBOD non sono in grado di fornire un valore definito di  $K_d$ . Dove la concentrazione delle alghe sospese aumenta ci sarà un aumento del valore di CBOD misurato a valle dello scarico. Per minimizzare questo effetto, bisogna analizzare campioni filtrati e non, prelevati in più stazioni a valle dello scarico, per determinare il CBOD. La domanda di ossigeno risultante dai campioni filtrati viene poi utilizzata per la determinazione, in separata sede, di  $K_s$  (sedimentazione del BOD) e dell'SOD. Comunque, anche con i dati provenienti dai campioni filtrati e non, è difficile determinare un valore della costante da utilizzare per la calibrazione del modello. Quando elevati valori di concentrazione algale vengono rilevati nelle acque riceventi è conveniente determinare un intervallo di valori di  $K_d$  basati sulle misure da campioni filtrati e non. Alcune regole generali da ricordare sono:

- le alghe forniscono un impatto su  $K_d$  ovunque vengano rilevate grandi valori di clorofilla "a" o grandi fluttuazione nei valori misurati di ossigeno disciolto;
- 10  $\mu\text{g/L}$  di clorofilla "a" causano un incremento nei valori di concentrazione di  $\text{CBOD}_U$  pari a 1  $\text{mg/L}$  rispetto a quelli misurati in assenza di alghe. Una stima grezza può essere ottenuta utilizzando i multipli di questa relazione, cioè 100  $\mu\text{g/L}$  di clorofilla "a" possono incrementare i valori di concentrazione di  $\text{CBOD}_U$  di 10  $\text{mg/L}$ ;
- se la qualità del corso d'acqua è fortemente influenzata dallo scarico per quanto riguarda il CBOD, allora i campioni filtrati possono non essere indispensabili o quanto meno diminuiti. Contrariamente, se ad influenzare la concentrazione di CBOD sono le alghe, allora l'utilizzo di campioni filtrati e non è indispensabile.

### 2.3.2 Previsione della velocità di ossidazione del carbonio organico

Uno degli obiettivi dell'analisi modellistica può essere predire il valore di  $K_d$  in condizioni future. Dai dati riportati in letteratura è stato possibile ricavare l'andamento di  $K_d$  in funzione della profondità dei corsi d'acqua (Figura 2-5). L'andamento delle curve in Figura 2-5 è regolato dal principio secondo cui quanto maggiore è il perimetro bagnato, tanto maggiore sarà la superficie di contatto tra le sostanze inquinanti e gli organismi bentonici e quindi più spinti saranno i processi di ossidazione naturali. Questo effetto sarà più evidente nel caso di alvei rocciosi piuttosto che in alvei sabbiosi. Comunque, questo andamento generale appare ragionevole fino ad una profondità di circa 5 o 10

ft (si riporta la misura in ft anziché m per omogeneità con la Figura 2-5). È stato proposto per questo andamento la seguente relazione:

$$K_d = 0,3 \left[ \frac{H}{8} \right]^{-0,434}$$

per  $H$  (altezza in ft) compreso tra 0 e 8, mentre per  $H$  maggiore di 8  $K_d = 0,3$ . Se invece si vuole ricavare l'andamento in funzione della portata si può utilizzare l'equazione:

$$K_d = 10,3 Q^{-0,49}$$

dove  $Q$  = portata

Per portate superiori a 800 cfs,  $K_d$  diventa coerente con  $K_1$  calcolata per l'effluente. In altre parole, per corsi d'acqua larghi e profondi, le caratteristiche del fondo alveo influenzano poco il valore di  $K_d$  e diventano predominanti gli effetti del livello di trattamento degli effluenti. A seconda del tipo di trattamento è possibile indicare per  $K_d$  i seguenti valori:

- 1 Trattamenti primari  $0,4 \text{ d}^{-1}$
- 2 Trattamenti intermedi  $0,3 \text{ d}^{-1}$
- 3 Trattamenti secondari  $0,2 \text{ d}^{-1}$
- 4 Trattamenti terziari  $0,1 \text{ d}^{-1}$

Questi valori sono in accordo con il fatto che, all'aumentare del livello di trattamento, aumenta la refrattarietà all'ossidazione della frazione organica restante e quindi diminuisce il valore di  $K_d$ .

## 2.4 Cinetica di ossidazione dell'azoto (nitrificazione)

### 2.4.1 Utilizzo dei dati del monitoraggio per la determinazione di $K_n$

La procedura descritta in precedenza per la determinazione di  $K_d$ , può essere usata anche per determinare la costante cinetica di nitrificazione dell'NBOD,  $K_n$ . In questo caso è possibile usare indifferentemente sia i dati provenienti da test di laboratorio per la misura del BOD che i dati di concentrazione dell'ammoniaca misurati in varie stazioni lungo il corso d'acqua. Questi infatti dovrebbero fornire lo stesso valore di  $K_n$  se si utilizza una cinetica del primo ordine. L'eventuale spostamento delle curve tempo-concentrazione ottenibile nei due casi è dovuto al rapporto stechiometrico tra ossigeno e ammoniaca che è approssimativamente 4,57. La Figura 2-6 mostra un esempio di determinazione di  $K_n$  per un corso d'acqua.

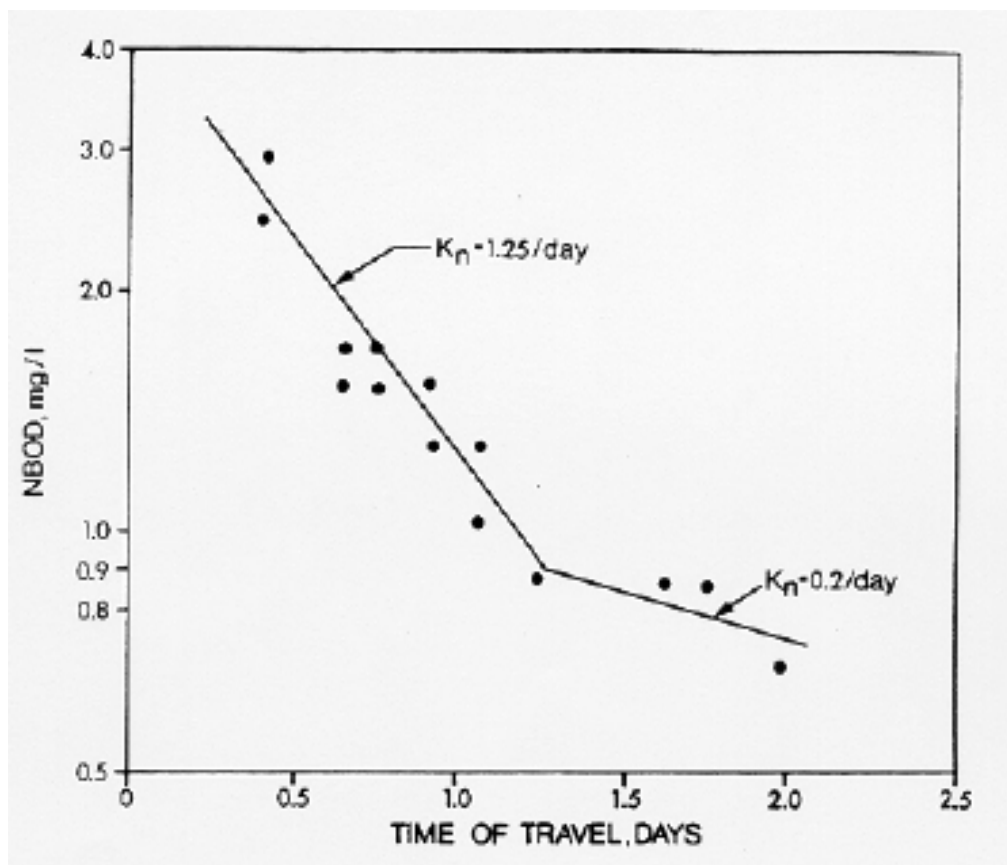


Figura 2-6 Esempio di grafico per la determinazione della costante cinetica di rimozione del NBOD

La rigenerazione dell'ammoniaca ad opera degli organismi bentonici e l'elevata concentrazione di alghe, sia sospese che bentoniche, influenzano ovviamente i valori ottenibili di  $K_n$ . L'approccio mostrato in Figura 2-6 per determinare il valore di  $K_n$  tiene in considerazione la perdita netta di ammoniaca. Questo tipo di approccio può condurre ad una sovrastima di  $K_n$  qualora sia presente un forte effetto riconducibile alla presenza di alghe. Le alghe consumano l'ammoniaca come nutriente, quindi, una determinazione di  $K_n$  basata solo sulla perdita di ammoniaca dovrebbe considerare tanto il processo di assunzione da parte delle alghe quanto quello di ossidazione dell'ammoniaca.

In alcuni casi usare la velocità di incremento del nitrato rappresenta un approccio migliore alla determinazione di  $K_n$  in quanto l'incremento del nitrato risulta direttamente dall'ossidazione dell'ammoniaca. Comunque, in alcuni casi e sotto determinate condizioni, le alghe possono consumare sia il nitrato che l'ammoniaca e, in più, la denitrificazione bentonica può rappresentare una componente importante del bilancio totale dell'azoto in quanto meccanismo di perdita del nitrato. Quindi, il valore di  $K_n$  derivato dai dati sul nitrato dovrebbe rappresentare il valore minimo ottenibile di  $K_n$ .

Un altro punto critico nella determinazione di  $K_n$  è rappresentato dal periodo dell'anno in cui vengono effettuate le misure. Sebbene i dati sull'ammoniaca e sui nitrati possano portare a dei valori relativamente alti di  $K_n$  se misurati in luglio e agosto, il valore di  $K_n$  misurato per lo stesso corso d'acqua nei mesi invernali, e persino in quelli autunnali e primaverili, può risultare trascurabile. E' possibile ottenere un valore di  $K_n$  unico, che tenga conto della variabilità stagionale, utilizzando opportune relazioni che tengano conto dell'effetto della temperatura e che vedremo in seguito.

## 2.4.2 Previsione della velocità di ossidazione dell'azoto

I valori di  $K_n$  per fiumi profondi e a corrente lenta, sono più bassi rispetto a quelli ottenibili per i torrenti che sono in genere poco profondi e a corrente veloce. La disponibilità di superficie utilizzabile dai batteri nitrificanti per attaccarsi può influire sul valore di  $K_n$ . Questa superficie include il fondo alveo e le particelle sospese nella colonna d'acqua. Quindi i torrenti poco profondi e con il fondale roccioso favoriscono la crescita dei batteri nitrificanti al che si associano elevati valori di  $K_n$ . Fiumi profondi con fondali composti da sabbia, limo e argilla invece non forniscono buoni supporti per l'attacco dei nitrificanti. Quindi, sebbene questi corsi d'acqua possano supportare significative colonie di batteri nitrificanti nella colonna d'acqua, hanno tendenzialmente valori di  $K_n$  inferiori rispetto a quelli dei torrenti poco profondi.

Una delle difficoltà che si incontrano nella determinazione di  $K_n$  riguarda l'individuazione dell'inizio dei processi di nitrificazione. Abbiamo detto in precedenza che esiste un ritardo nell'avvio dei processi di nitrificazione nei corsi d'acqua fortemente inquinati e in quelli con un basso tenore di ossigeno disciolto. In un'analisi fatta per predire il comportamento di un corso d'acqua rispetto ai fenomeni di inquinamento, un punto di criticità sta proprio nello stabilire dove e quando la nitrificazione incomincerà soprattutto quando gli effluenti immessi nel corso d'acqua sono stati soggetti a trattamenti come la nitrificazione.

## 2.5 Cinetiche di riareazione

### 2.5.1 Misura della velocità di riareazione

In letteratura sono riportati numerosi metodi per la determinazione della costante cinetica di riareazione,  $K_a$ . Uno dei metodi si basa sul bilancio dell'ossigeno disciolto ed è noto sin dal 1962. Il metodo richiede che tutti i fattori che possono influenzare il bilancio siano noti o trascurabili. A causa della difficoltà che si incontrano nel misurare tutti questi fattori, questo metodo è soggetto a considerevoli errori. Nel 1967 è stato sviluppato un metodo che, basandosi sull'utilizzo di un gas tracciante per la misura diretta della quantità di gas trasferito all'acqua, eliminava il problema della conoscenza di tutti i fattori necessari al bilancio dell'ossigeno. In questo metodo si usa anche un tracciante fluorescente per determinare il tempo di percorrenza e la dispersione longitudinale. I composti usati sono il Trizio, come indicatore della dispersione totale, e il Krypton-85, come gas tracciante. Tra i vari metodi questo del gas tracciante è sicuramente il più accurato, in quanto non richiede la stima di nessun altro fattore, anche se, prevedendo l'uso di composti radioattivi, il suo utilizzo è molto limitato. Una modifica a questo metodo fu fatta nel 1975 e prevedeva l'uso di Etilene o Propene come gas traccianti.

### 2.5.2 Previsione del coefficiente di riareazione

Anche per le equazioni di previsione la letteratura in merito alla riareazione è molto ricca. Una delle formule teoriche più diffuse è la seguente:

$$K_a = \frac{12,9 U^{1/2}}{H^{3/2}}$$

dove  $U$  = velocità media dell'acqua (m/s)

$H$  = altezza media dell'acqua (m)

Questa formula è stata derivata da alcune considerazioni teoriche riguardanti il rinnovo del film liquido alla superficie dell'acqua attraverso i processi turbolenti interni. La Figura 2-7 riporta una lista delle possibili equazioni rinvenibili in letteratura basate su argomentazioni teoriche, empiriche o semiempiriche. I modelli possono utilizzare anche più di una di queste a seconda dei casi. Il modello QUAL2E ad esempio offre la possibilità di scegliere tra ben otto diverse equazioni.

Un esempio di come  $K_a$  possa variare per lo stesso corso d'acqua a seconda dell'equazione utilizzata per stimarla è riportato in Figura 2-8 dove sono state applicate sei delle diverse equazioni proposte in Figura 2-7. Sebbene le sei equazioni non fossero tutte applicabili allo specifico corso d'acqua, si è ricorso al loro utilizzo proprio per evidenziare la differenza dei risultati raggiungibili. In alcuni casi il valore di  $K_a$  è stato ottenuto utilizzando formule empiriche che hanno un grado di incertezza superiore rispetto a quello atteso. Usare un'equazione di previsione sviluppata per condizioni del corso d'acqua ricevente simili a quelle del corso d'acqua che si vuole modellare è estremamente importante.



$K_a$ , base e ( $\text{day}^{-1}$ at 20 °C)	Units	Applicability	Author(s)
$\frac{12.9U^{0.4}}{H^{1.5}}$	U-fps H-feet	Moderately deep to deep channels: $1 \text{ ft} \leq H \leq 30 \text{ ft}$ , $0.5 \leq U \leq 1.6 \text{ fps}$ . $0.5 \leq k_2 \leq 12.2/\text{day}$ . O'Connor and Dobbins also developed a second formula for shallow streams, but O'Connor (1958) showed that the differences between the two formulas was insignificant and recommended that the first formula be used.	O'Connor and Dobbins (1958)
$\frac{11.6U^{0.969}}{H^{1.573}}$	U-fps H-feet	Based on observed reaeration rates below dams from which oxygen-deficient water was released. $2 \leq H \leq 11 \text{ ft}$ ; $1.8 \leq U \leq 5 \text{ fps}$ . Churchill et al. also developed other formulas, but recommended this formula.	Churchill et al. (1962)
$\frac{21.7U^{0.67}}{H^{1.85}}$	U-fps H-feet	Oxygen recovery monitored for six streams in England following deoxygenation with sodium sulfite. $0.4 \leq H \leq 11 \text{ ft}$ ; $0.1 \leq U \leq 5 \text{ fps}$ .	Owens et al. (1964)
$\frac{23.3U^{0.73}}{H^{1.75}}$	U-fps H-feet	This is a second formula developed by Owens et al., and it applies for $0.4 \leq H \leq 11 \text{ ft}$ ; $0.1 \leq U \leq 1.8 \text{ fps}$ .	Owens et al. (1964)
$\frac{7.6U}{H^{1.33}}$	U-fps H-feet	Based on synthesis of data from O'Connor-Dobbins (1958), Churchill et al. (1962), Krenkel and Orllob (1963), and Streeter et al. (1936). (Also known as USGS equation.)	Langhain and Durum (1967)
$\frac{8.62U}{H^{1.5}}$	U-fps H-feet	Developed using regression analyses from data collected using a recirculating cylindrical tank. $0.5 \leq H \leq 1.5 \text{ ft}$ ; $0.6 \leq U \leq 1.6 \text{ fps}$ .	Issacs and Gaudy (1969)
$\frac{48.4(1 + 0.17F^2)(SU)^{3/8}}{H}$	U-m/s S-m/m H-meters	Developed from data collected in 12 sewers and in natural streams.	Parkhurst and Pomeroy (1972)
$10.9 \left(\frac{U}{H}\right)^{0.85}$	U-fps H-feet	Developed from a recirculating flume with depths less than 0.5 feet.	Negulescu and Rejanski (1969)
$\frac{24.9(1 + F^{0.5})U}{H}$	U-fps H-feet	Based on measurements made in 2ft wide flume with deoxygenated waters. $0.5 \leq H \leq 0.23 \text{ ft}$ .	Thackston and Krenkel (1969)
$2515 \left(\frac{U}{U}\right) \frac{3U}{H}$	U-fps U-fps H-feet	Based on reanalysis of the data of Thackston and Krenkel (1969), Krenkel (1960), and Churchill et al. (1962).	Lau (1972)
$\frac{234(US)^{408}}{H^{66}}$	U-fps S-ft/ft H-feet	Based on 1-ft-wide flume data. $0.08 \leq H \leq 0.2 \text{ ft}$	Krenkel and Orllob (1962)
$\frac{8.4D_L^{1.321}}{H^{2.32}}$	$D_L$ -ft <sup>2</sup> /min H-feet	Experiments performed in a 1-ft-wide flume by deoxygenating the water. Other similar formulas are also reported. The flume dispersion coefficient, $D_L$ , was below the range expected in natural systems.	Krenkel and Orllob (1962)
$\frac{6.9U^{0.703}}{H^{0.654}}$	U-fps H-feet	Regression analysis performed on data where $9.8 < k_2 < 28.8/\text{day}$ .	Padden and Gloyna (1971)
$\frac{336(US)^{0.5}}{H}$	U-fps S-ft/ft H-feet	Based on multivariate analysis of reaeration data.	Cadwalader and McDonnel (1969)

Figura 2-7 Equazione per la determinazione del coefficiente di riareazione  $K_a$

$K_d$ , base e ( $\text{day}^{-1}$ at 20 °C)	Units	Applicability	Author(s)
$\frac{4.67U^{0.6}}{H^{1.4}}$	U-ips H-feet	Based on reanalysis of reeration data in numerous rivers.	Bansal (1973)
$\frac{108U^{0.413}S^{0.273}}{H^{1.408}}$	U-ips S-ft/ft H-feet	These two equations are based on a reanalysis of historical data, with the second equation being almost as good a predictor as the first, but not having the slope term.	Bennett and Rathbun (1972)
$\frac{20.2U^{0.607}}{H^{1.686}}$			
$\frac{117(1+F^2(US)^{0.375})}{(0.9+F)^{1.5}H} \coth \left[ \frac{4.10(US)^{0.125}}{(0.9+F)^{0.5}} \right]$	U-ips H-feet S-ft/ft	Theory combined with measurements in natural streams, and flume data of Krenkel and Orlob (1963).	Dobbins (1964)
$\frac{37W^{2/3}S^{1/2}U^{7/8}g^{1/2}}{Q^{3/5}}$	W-feet S-ft/ft U-ips Q-ft <sup>3</sup> /sec	Based on data collected in several small Oregon streams.	Ice and Brown (1978)
$\frac{-1n \left[ 1 - 2 \left( \frac{\alpha / 24}{\pi (30.48H)^2} \right)^{0.5} \right]}{l}$	H-feet $\alpha = 1.42 (1.1)^{T-20}$ T-°C	Based on the Velz method (1970) and replaces the iterative techniques. The expressions for the mix internal $l$ are based on an accumulation of applications of the Velz technique.	McCutcheon and Jennings (1982)
$l = \begin{cases} 0.0018 + 0.0005 H & H \leq 2.28 \text{ ft} \\ 0.0097 \ln(H) - 0.0052 & H \leq 2.26 \text{ ft} \end{cases}$			
$\frac{1.923 U^{0.273}}{H^{0.694}}$	U-m/sec H-meters	Known as the Texas equation. Based on data collected on streams in Texas.	Long (1984)
$0.30 + 0.195 q^{0.5}$ at 25 °C	S-ft/mi	Radioactive tracer technique used on small streams in Kentucky. $0 < S < 42$ ft/mi.	Foree (1976)
$0.888 (0.63 + 0.4S^{1.15})q^{0.25}$ at 25 °C for $0.05 \leq q \leq 1$	S-ft/mi q-cfs/mi <sup>2</sup>	Reanalysis of Foree's (1976) data.	Foree (1977)
$0.888 (0.63 + 0.4S^{1.15})$ at 25 °C for $q > 1$			
$0.42 (0.63 + 0.4S)^{1.15}$ at 25 °C for $q < 0.05$			
$0.054 \frac{\Delta h}{l}$ at 25 °C	$\Delta h$ -feet l-days	Based on summary of radioactive tracer applications to 5 rivers.	Tsvoglou and Wallace (1972)
$0.11 \left( \frac{\Delta h}{l} \right)$	$\Delta h$ -feet l-days	Based on data collected on 24 different streams using radioactive tracer method.	Tsvoglou and Neal (1976)
for $1 \leq Q \leq 10$ cfs			
$0.054 \left( \frac{\Delta h}{l} \right)$			
for $25 \leq Q \leq 3000$ cfs			
$0.09 \left( \frac{\Delta h}{l} \right)$ at 25 °C	$\Delta h$ -feet l-days	Based on data from 10 small streams in Wisconsin using radioactive tracer techniques: $2.1 \leq k_2 \leq 55/\text{day}$ $1.2 \leq S \leq 70$ ft/mile $0.3 \leq Q \leq 37$ cfs	Grant (1976)

Figura 2-7 (continua)

$K_{r, \text{base } e} \text{ (day}^{-1} \text{ at } 20 \text{ }^{\circ}\text{C)}$	Units	Applicability	Author(s)
$0.06 \left( \frac{\Delta h}{t} \right) \text{ at } 25 \text{ }^{\circ}\text{C}$	$\Delta h$ -feet t-days	Based on radioactive tracer data developed on Rock River, Wisconsin and Illinois: $0.01 \leq k_2 \leq 0.8/\text{day}$ $0.25 \leq U \leq 1.6 \text{ fps}$ $0.2 \leq S \leq 3.5 \text{ ft/mi}$ $260 \leq Q \leq 1030 \text{ cfs}$	Grant (1978)
$0.08 \left( \frac{\Delta h}{t} \right) \text{ at } 25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ for $Q \leq 10 \text{ cfs}$	$\Delta h$ -feet t-days	Based on statistical analysis of reaeration coefficients for rivers in 7 states, where the radioactive tracer method was used to find the reaeration rates.	Shindala and Traux (1980)
$0.06 \left( \frac{\Delta h}{t} \right) \text{ at } 25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ for $10 \leq Q \leq 280 \text{ cfs}$			
Eloubaigy and Plata (1972)	Wind effects analyzed. See text for discussion.		
Mattingly (1977)	Wind effects analyzed. See text for discussion.		
Gulliver and Stefan (1981)	Wind effects analyzed.		
Frexes et al. (1984)	Wind effects analyzed.		
<u>Definitions of Symbols:</u>			
$D_L$	= longitudinal dispersion coefficient		
$F$	= Froude number		
	$= \frac{U}{(gh)^{0.5}}$		
$g$	= acceleration due to gravity		
$\Delta h$	= change in stream bed elevation between two points		
$R$	= stream discharge divided by drainage area		
$S$	= slope		
$t$	= travel time between two points where $\Delta h$ measured		
$U$	= stream velocity		
$u^*$	= shear velocity = $\sqrt{gRS}$		
$W$	= width		

Figura 2-7 (continua)

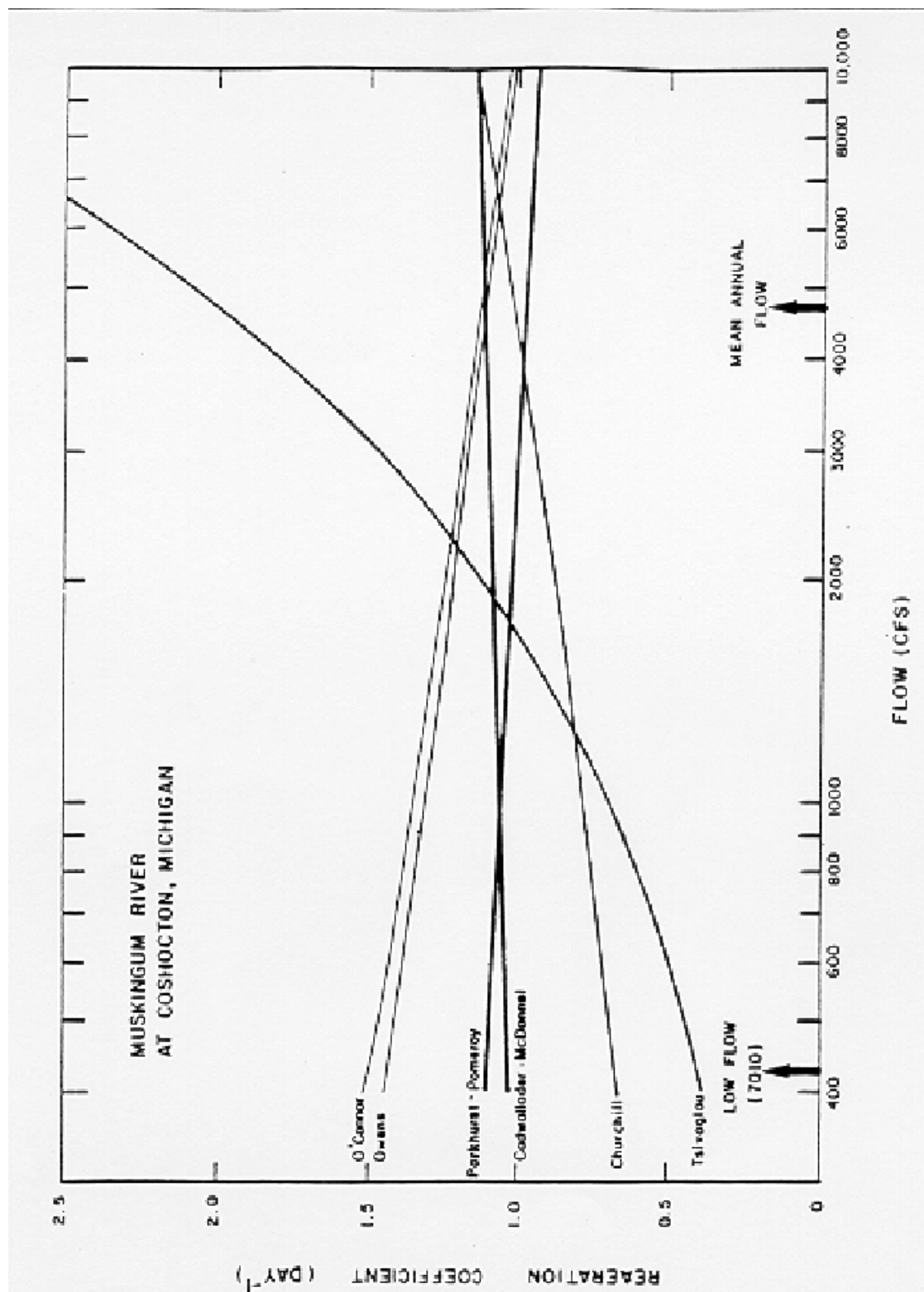


Figura 2-8 Coefficiente di riareazione calcolato con sei diverse equazioni per lo stesso corso d'acqua

### 2.5.3 Riareazione dovuta a briglie e traverse

L'effetto sulla riareazione dovuto alla presenza lungo il corso d'acqua di opere quali briglie e traverse va tenuto doverosamente in conto nel corso di una modellazione. Il modello QUAL2E utilizza la seguente equazione per stimare l'incremento dell'ossigeno disciolto a valle di una di queste opere:

$$D_a - D_b = \left[ 1 - \frac{1}{1 + 0,116 a b H (1 - 0,034 H) (1 + 0,046 T)} \right] D_a$$

dove  $D_a$  = deficit di ossigeno disciolto a monte dell'opera (mg/L)

$D_b$  = deficit di ossigeno disciolto a valle dell'opera (mg/L)

$T$  = temperatura (°C)

$H$  = altezza del salto d'acqua (m)

$a = 1,80$  per acque pulite

= 1,60 per acque poco inquinate

= 1,00 per acque moderatamente inquinate

= 0,65 per acque fortemente inquinate

$b = 0,70 - 0,90$  per traverse piatte e con cresta larga

= 1,05 per traverse con cresta a taglio seguita da una parete con una pendenza inferiore ai 90°

= 0,80 per traverse con cresta a taglio seguita da una parete verticale

= 0,05 per chiuse con scarico sommerso

I parametri  $H$ ,  $a$  e  $b$  devono essere assegnati per ogni opera.

### 2.5.4 Concentrazione di saturazione dell'ossigeno disciolto

La solubilità dell'ossigeno nell'acqua dipende dalla temperatura dell'acqua stessa, dalla pressione atmosferica (cioè dall'altitudine) e dalla concentrazione dei solidi disciolti nell'acqua. La concentrazione di saturazione dell'ossigeno diminuisce all'aumentare della temperatura e dei sali disciolti ed aumenta all'aumentare della pressione barometrica. Per i torrenti, le cui acque hanno una temperatura che oscilla tra i 0 e i 30 °C, la concentrazione di saturazione dell'ossigeno solitamente oscilla tra i 7,5 e i 15 mg/L. L'equazione che segue è quella che di solito viene usata per calcolare la concentrazione di saturazione in funzione della temperatura:

$$C_s = \frac{468}{316,6 + T}$$

dove  $T$  è la temperatura in gradi centigradi. Questa equazione risulta accurata fino ad una concentrazione di 0,03 mg/L se confrontata con l'equazione sulla quale si basano le tabelle contenute negli Standard Methods.

## 2.6 Domanda di ossigeno dei sedimenti (SOD)

### 2.6.1 Misure dirette dell'SOD

Misure dirette di campo sul consumo di ossigeno da parte dei sedimenti, a monte e a valle di uno scarico, rappresentano l'approccio preferibile per ottenere i dati necessari al funzionamento di un modello. Le tecniche utilizzate per determinare l'SOD direttamente nei corsi d'acqua sono in continua evoluzione. Le due tecniche più diffuse al momento sono quelle della "camera *in situ*" e quella dell'estrazione di una carota di sedimenti per la misura in laboratorio. Il primo richiede l'immersione di una camera chiusa sul fondo del corso d'acqua all'interno della quale viene misurato periodicamente l'ossigeno disciolto per determinare la velocità di assorbimento di questo da parte dei sedimenti. Il secondo si basa su misure condotte in laboratorio su di un campione di sedimenti posto in una colonna ben ossigenata all'interno della quale viene misurato l'ossigeno entrante in un periodo di tempo sufficiente alla determinazione della costante di assorbimento. Nel mondo scientifico ci sono opinioni discordanti sui meriti delle due tecniche. Comunque l'uso delle misure *in situ* sembra essere la tecnica preferita.

### 2.6.2 Previsione dell'SOD

Preveder l'effetto che uno scarico può avere sulla qualità di un corso d'acqua a seconda delle condizioni di portata di questo è l'obiettivo di chi solitamente usa un modello revisionale. Fare delle previsioni in tal senso, rispetto alle variazioni di SOD che possono risultare da un cambiamento delle caratteristiche di uno scarico, non è cosa semplice. Sulla rivista HydroQual nel 1987 venne pubblicato uno studio che dimostrava che la riduzione del carbonio organico totale apportato nel Potomac da un suo affluente da 92.540 lb/d, nel 1969, a 57.800 lb/d, nel 1985, aveva comportato una riduzione dell'SOD medio da 2,2 a 1,8 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup> d. La relazione usata per associare la riduzione del TOC con la riduzione dell'SOD in questo studio non è assolutamente semplice.

Comunque finché non saranno disponibili modelli in grado di porre in relazione la deposizione del particolato organico con la richiesta di ossigeno dei sedimenti, sarà fuori portata della maggior parte degli studi sui corsi d'acqua la previsione della velocità di consumo dell'ossigeno da parte dei sedimenti giacché l'SOD non è linearmente proporzionale all'inquinamento da carbonio organico nelle acque. In questo caso, per fare delle previsioni sulle condizioni future di qualità di un corso d'acqua, sarà preferibile usare lo stesso valore di SOD misurato per tarare il modello. Come minimo questo approccio risulterà conservativo sulle previsioni dei livelli di ossigeno di un corso d'acqua visto che, i miglioramenti eventualmente apportati alla gestione degli scarichi, non potranno che apportare dei miglioramenti in tal senso.

## 2.7 Fotosintesi e respirazione

### 2.7.1 Metodi di calcolo

Tre metodi per la stima della fotosintesi ( $P$ ) e della respirazione ( $R$ ) da usare nell'applicazione di un modello di qualità sono.

- 1 stima dai livelli di clorofilla "a" osservati;
- 2 misura delle variazioni giornaliere della concentrazione di ossigeno disciolto;
- 3 misura dell'ossigeno disciolto mediante l'utilizzo di bottiglie trasparenti e scure.

Il primo metodo risente di alcune difficoltà: attribuire la concentrazione di *fitoplancton* in un corso d'acqua e stimare la produzione media giornaliera di ossigeno. Una tecnica per effettuare questa stima usa le seguenti equazioni:

$$P = 0,25 \text{ Chl } a$$

$$R = 0,0025 \text{ Chl } a$$

nelle quali  $\text{Chl } a$  è la concentrazione di clorofilla "a" in  $\mu\text{g/L}$ .

Per il secondo metodo è stato sviluppato un metodo analitico per calcolare  $P$  basato sulla misura dell'intervallo giornaliero di ossigeno disciolto:

$$P = \frac{F K_a (1 - e^{-K_a T})}{(1 - e^{-K_a f T}) (1 - e^{-K_a T(1-f)})} \Delta$$

dove  $f$  = fotoperiodo ( $0 < f < 1$ )

$K_a$  = costante cinetica di riareazione ( $\text{d}^{-1}$ )

$T$  = 1 – numero dei giorni

$\Delta$  = intervallo giornaliero di ossigeno disciolto ( $\text{mg/L}$ ) (max – min)

Questa equazione può anche essere usata per calcolare l'intervallo giornaliero di ossigeno disciolto nel caso in cui sia disponibile il valore di  $P$  calcolato con una delle equazioni del primo metodo.

Il metodo delle bottiglie trasparenti e scure viene descritto nel dettaglio negli Standard Methods. Come mostrato in Figura 2-9 bottiglie di vetro trasparente (chiare) e bottiglie avvolte di carta stagnola (scure) vengono posizionate o sospese a prefissate profondità del corso d'acqua e riempite con acqua raccolta alla stessa profondità a cui si trovano. Solitamente nei fiumi profondi si cerca di sospendere le bottiglie in modo tale da comprendere tutta la zona eufotica.

Le misure di ossigeno disciolto vengono fatte ad intervalli di tempo regolari: dalle bottiglie trasparenti, che ricevono la radiazione solare, si ottiene la produzione netta di ossigeno per via fotosintetica ( $P - R$ ), mentre dalle bottiglie scure, in assenza di luce, si ottiene la misura grezza della respirazione ( $R$ ) come mostrato in Figura 2-9.

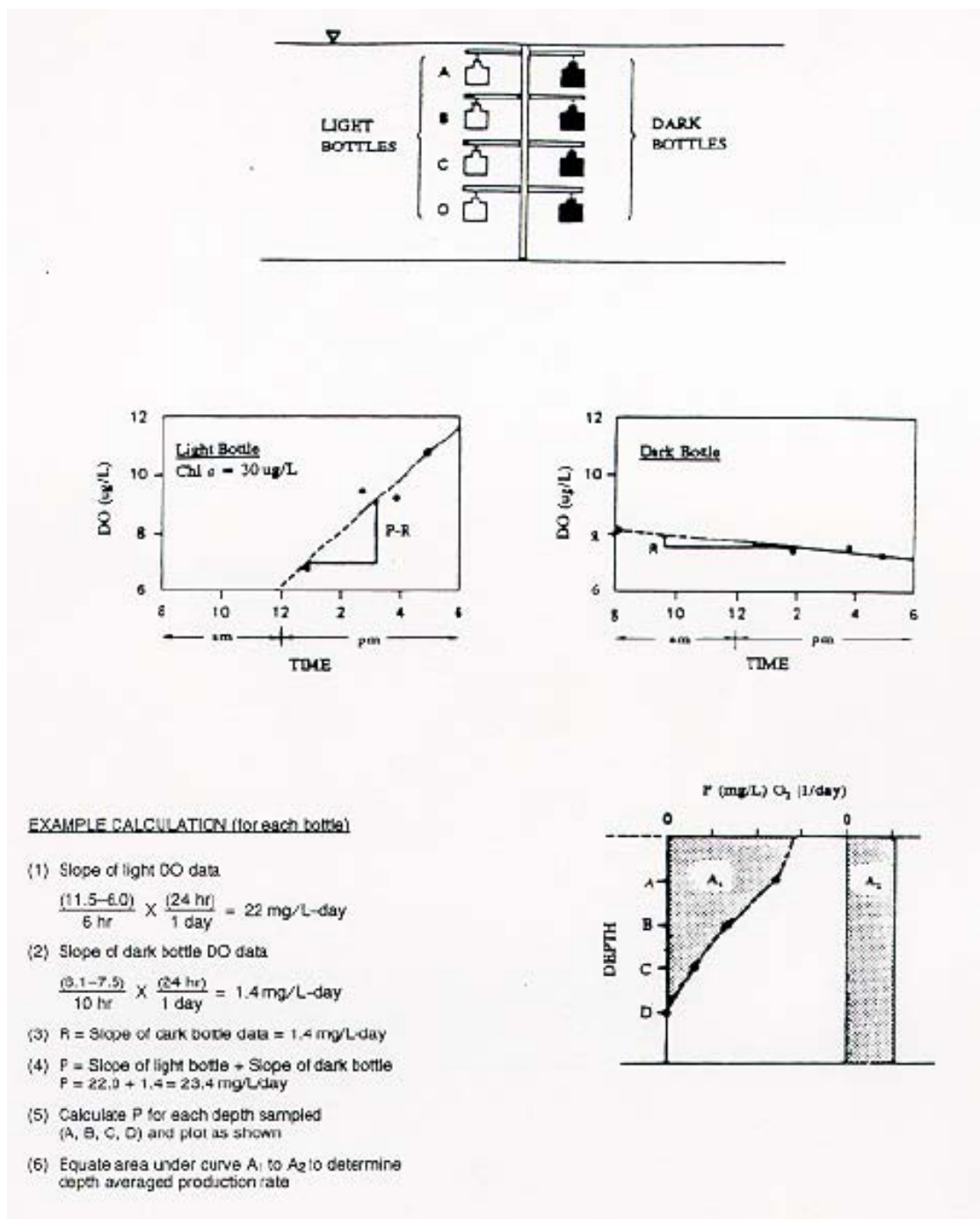


Figura 2-9 Metodo delle bottiglie trasparenti e scure



Bisogna porre in evidenza che:

- 1 questo metodo rispetto al metodo delle variazioni giornaliere, in cui vengono presi in considerazione i contributi della colonna d'acqua e delle alghe bentoniche o delle macrofite al bilancio dell'ossigeno, misura solo l'attività fotosintetica delle alghe nella colonna d'acqua (*fitoplancton*). Se ci sono significative quantità di alghe attaccate o di piante acquatiche, nessuna misura del loro contributo alla fotosintesi viene considerato;
- 2 la stima della respirazione ( $R$ ) fatta con le bottiglie scure, include sia la respirazione algale che la respirazione batterica dovuta all'ossidazione dei composti del carbonio e dell'azoto;
- 3 sia  $P$  che  $R$  dipendono dalla temperatura. Giacché essi sono essenzialmente l'espressione del tasso di crescita e di respirazione, espressi in equivalenti di ossigeno, le relazioni indicanti la dipendenza dalla temperatura per la crescita e la respirazione algale, viste nel capitolo precedente, possono essere applicate direttamente alle misure di  $P$  e  $R$  ottenute con il metodo delle bottiglie.

La relazione tra produzione di ossigeno e profondità, sviluppata sulla base del test delle bottiglie e mostrata nella figura precedente, fornisce una prima valutazione del tasso di produzione medio per tutte le profondità. Per ottenere un valore mediato anche in funzione del tempo, occorre tener conto del periodo temporale a cui fanno riferimento le misure. Poiché la fotosintesi varia significativamente con la profondità ed il tempo, occorre prestare molta attenzione nel fare valutazioni sulla base dei risultati del test delle bottiglie.

Quando si effettua il test è essenziale che alle bottiglie trasparenti non venga permesso di raggiungere il punto di sovrasaturazione dell'ossigeno. Inoltre la perdita di ossigeno durante la manipolazione dei campioni e gli errori analitici in cui si può incorrere nell'eseguire le misure, introducono fonti di errore nel risultato del test. Il massimo incremento orario di ossigeno disciolto nelle bottiglie trasparenti può essere calcolato come segue:

$$\Delta C = \frac{a_{OC} a_C G_{max} 1,066^{(T-20)} Chl}{(1000) (24)}$$

dove  $\Delta C$  = massimo aumento orario di ossigeno disciolto (mg/L-hr)

$a_{OC}$  = rapporto stechiometrico ossigeno/carbonio = 2,67 (mg O<sub>2</sub>/mg C)

$a_C$  = rapporto stechiometrico carbonio/clorofilla "a" (mg C/mg Chl)

$G_{max}$  = velocità massima di crescita algale (d<sup>-1</sup>)

$T$  = temperatura dell'acqua (°C)

$Chl$  = concentrazione istantanea di clorofilla "a" (µg/L)

Questa equazione può essere usata per stimare un appropriato intervallo di campionamento e la durata massima della misura per le bottiglie trasparenti.

## 2.7.2 Consumo di ossigeno nelle bottiglie dovuto al BOD

L'empio seguente illustra come calcolare la respirazione algale dai risultati del test delle bottiglie in presenza di una concentrazione significativa di BOD. Il valore iniziale di OD nelle bottiglie, sia trasparenti che scure, è 7,0 mg/L. Dopo un giorno il valore di OD nella bottiglia scura diventa 2,0 mg/L mentre quello nella bottiglia trasparente diventa 9,0 mg/L. Il BOD<sub>5</sub> nel campione d'acqua senza alghe è 10 mg/L e K<sub>1</sub> è 0,3 d<sup>-1</sup>. Usando l'equazione  $O = L_o (1 - e^{-K_1 t})$ , vista a pagina 10, si ha:

$$10 = BOD_U [1 - e^{-(0,3)(5)}]$$

da cui si ottiene un valore di BOD<sub>U</sub> uguale a 12,9 mg/L. Perciò, BOD<sub>1</sub> può essere calcolato come

$$BOD_1 = 12,9 [1 - e^{-(0,31)(1)}] = 3,34$$

Questo è l'ammontare di ossigeno consumato dai batteri per ridurre il valore di BOD di 3,34 mg/L. La respirazione algale è quindi uguale a 7,0 – 2,0 – 3,34 o semplicemente 1,66 mg/L.

## 2.8 Cinetica di crescita del *fitoplancton*

### 2.8.1 Velocità di crescita

I dati sulla crescita algale raccolti monitorando una grande varietà di specie, possono essere sintetizzati nell'equazione:

$$G_T = G_{max} \theta^{T-20}$$

dove  $G_T$  = velocità di crescita corretta tenendo conto della temperatura (d<sup>-1</sup>)

$G_{max}$  = massima velocità di crescita a 20°C (d<sup>-1</sup>)

$\theta$  = costante di correzione

$T$  = temperatura (°C)

Sia  $G_T$  che  $G_{max}$  rappresentano la velocità di crescita specifica in determinate condizioni di luce e di concentrazione di nutrienti. Gli intervalli riportati in letteratura per  $G_{max}$  e  $\theta$  sono 1 – 3 (d<sup>-1</sup>), a 20°C, e 1,01 – 1,18 rispettivamente.

Come prima approssimazione si possono usare un valore di  $G_{max}$  pari a 1,8 (d<sup>-1</sup>) e di  $\theta$  pari a 1,066. Da questi si ottiene:

$$G_T = 1,8 (1,066)^{T-20}$$

Questa equazione è mostrata in Figura 1-6. La relazione evidenziata può essere vista come un inviluppo rappresentante la massima crescita algale ad ogni temperatura in condizioni ottimali di luce e di concentrazione dei nutrienti.

## 2.8.2 Effetto della luce sulla crescita del *Fitoplancton*

L'effetto mediato sul tempo e la profondità che l'energia luminosa disponibile ha sulla crescita algale, può essere ottenuto integrando l'equazione dell'intensità luminosa in funzione del tempo e della profondità. Il risultato che si ottiene è l'equazione:

$$r_L = \frac{2,718 f}{K_e H T} (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2})$$

dove  $\alpha_1 = -(I_T/I_S) e^{-K_e H}$

$$\alpha_2 = -(I_T/I_S)$$

$r_L$  = fattore di limitazione della luce

$f$  = fotoperiodo – frazione di luce solare nel periodo medio (d)

$T$  = periodo medio (d)

$K_e$  = coefficiente di estinzione della luce ( $m^{-1}$ )

$H$  = profondità media del segmento (m)

$I_a$  = media della luce incidente sulla superficie dell'acqua nelle 24 ore (ly/d)

$I_T$  = media della luce incidente nel fotoperiodo (=  $I_a/f$ ) (ly)

$I_S$  = intensità di saturazione della luce (ly/d) (vedi Figura 1-7)

L'espressione completa per la crescita algale può essere sintetizzata, a partire dalle ultime equazioni viste, come segue:

$$G_p = G_{max} 1,066^{(T-20)} \left[ \frac{2,718 f}{K_e H T} (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2}) \right] \min \left( \frac{DIN}{K_{mn} + DIN} ; \frac{DIP}{K_{mp} + DIP} ; \frac{Si}{K_{Si} + Si} \right)$$

La radiazione solare dovrebbe essere misurata regolarmente presso le centraline meteorologiche. Normalmente questa viene espressa in langley (ly), che è la misura della radiazione solare totale di tutte le lunghezze d'onda che raggiunge la superficie della terra. Rispetto al Sistema Internazionale di misura si ha che  $1 \text{ ly} = 1 \text{ g cal/cm}^2$ . Le alghe e le altre piante fotosintetiche reagiscono alla radiazione solare che ricade nello spettro del visibile. L'energia della luce nello spettro del visibile è stata storicamente misurata come ft-candles. La conversione di questa strana unità di misura in ly è data dalla relazione  $2000 \text{ ft-candles} = 350 \text{ ly/d}$ . Attualmente negli studi prodotti l'intensità della luce incidente viene espressa in  $\mu\text{Em}^{-2} \text{ s}$  (micro Einstein), per cui i fattori di conversione possono essere riassunti come segue:

$$1 \text{ ly d}^{-1} = 0,485 \text{ watt m}^{-2} (\text{w m}^{-2})$$

$$1 \text{ w m}^{-2} = 4,6 \mu\text{Em}^{-2} \text{ s}^{-1}$$

Il fattore di riduzione della luce,  $r_L$ , interpretato come porzione del tasso ottimale di crescita, è sensibile al prodotto  $K_e H$ , che appare al denominatore dell'equazione che ne esprime il valore. È stato osservato che per i corsi d'acqua puliti e poco profondi si hanno valori elevati di  $r_L$ . Questi quindi, a differenza dei corsi d'acqua torbidi e profondi, offrono condizioni favorevoli alla crescita algale.  $K_e H$  è un numero adimensionale e viene spesso indicato come il fattore di estinzione della luce.

$K_e$  varia in un ampio intervallo di valori che dipendono dal tipo di corpo idrico e soprattutto dall'ammontare dei solidi sospesi e della biomassa fitoplanctonica presente nella colonna d'acqua. In Tabella 2-5 vengono riassunti gli intervalli di valori tipici di  $K_e$  per diversi corpi idrici.

$K_e = 1,5/SD$ (m <sup>-1</sup> )	Profondità di Secchi (m)	Tipo di corpo idrico
0,02 – 0,06	30 - 80	Acque oceaniche pulite ed oligotrofiche
0,2	8 - 10	Acque lacustri pulite
0,2 – 0,5	3 - 8	Acque marine costiere
0,5 – 5,0	0,3 – 3,0	Fiumi ed estuari

Tabella 2-5 Valori tipici del coefficiente di estinzione della luce

Il coefficiente di estinzione può essere determinato direttamente utilizzando i valori di intensità della luce misurati nelle campagne di monitoraggio. L'attenuazione della luce con la profondità può essere calcolata mediante l'uso della seguente equazione:

$$I = I_0 e^{-K_e z}$$

Diagrammando i valori del  $\ln(I/I_0)$  in funzione della profondità  $z$ , si ottiene una retta la cui pendenza fornisce il valore di  $K_e$ . Se non si hanno misure dirette dell'intensità della luce alle varie temperature,  $K_e$  può essere determinata utilizzando la relazione empirica:

$$K_e = \frac{1,7}{\text{Profondità di Secchi}}$$

Va comunque posto in evidenza che la correlazione tra il coefficiente di estinzione della luce e la profondità di Secchi è debole, sicché l'intervallo di valori ottenibili può oscillare tra 1,5 e 5,0. Perciò è sempre preferibile ottenere  $K_e$  utilizzando dati misurati direttamente.

Oltre alle relazioni riportate sopra, è disponibile un'altra equazione per la determinazione del coefficiente di estinzione. Questa equazione è basata su di un approccio teorico-empirico che prevede la determinazione del coefficiente di estinzione come funzione dei solidi sospesi non volatili, dei detriti e della clorofilla:

$$K_e = 0,052 \text{ NVSS} + 0,174 \text{ VSS} + 0,031 \text{ Chl}$$

dove NVSS = concentrazione dei solidi sospesi non volatili (mg/L)

VSS = concentrazione dei detriti (mg/L)

Chl = concentrazione della clorofilla (μg/L)

I solidi sospesi non volatili (particolato inorganico) possono sia assorbire che diffondere la luce, mentre i detriti organici e la clorofilla possono solo assorbirla. E' stato dimostrato che l'equazione precedente è applicabile per valori di  $K_e$  approssimativamente minori di  $5,0 \text{ m}^{-1}$  e per valori di concentrazione della biomassa lagale di circa  $15 \text{ } \mu\text{g/L}$ .

### 2.8.3 Tasso di mortalità

La velocità di respirazione endogena,  $D_{p1}$ , è dato approssimativamente da:

$$D_{p1} = \mu_R (1,08)^{T-20}$$

dove  $\mu_R$  varia da  $0,05$  a  $0,25 \text{ d}^{-1}$ . Solitamente come prima approssimazione si usa un valore di  $\mu_R$  pari a  $0,15 \text{ d}^{-1}$ .

### 2.8.4 Tasso di deposizione

Il tasso di deposizione del *fitoplancton* viene stimata dividendo la velocità di deposizione per la profondità del corso d'acqua. Valori sperimentali della velocità di deposizione del *fitoplancton* sono riportati in Tabella 2-6.

Velocità di deposizione (m/d)	Riferimenti
0,05 – 0,5	Chen e Orlob (1975)
0,05 – 0,2	O' Condor et al. (1975, 1981)
0,02 – 0,05	Canale et al. (1976)
0,4	Lombardo (1972)
0,03 – 0,05	Scavia (1980)
0,04	Bierman et al. (1980)
0,2 – 0,25	Youngberg (1977)
0,04 – 0,6	Jorgensen et al. (1978, 1981)
0,01 – 4,0	Baca e Arnett (1976)
0,0 – 2,0	Chen e Orlob (1975)
0,15 – 2,0	Duke e Masch (1973)
0,0 – 0,2	Brandes (1976)
0,0 – 30,0	Jorgensen (1979)

Tabella 2-6

Velocità sperimentali di deposizione del *fitoplancton*

Alcuni tipi di *fitoplancton* come le alghe blu-verdi, sviluppano alcune cavità nei tessuti in grado di intrappolare i gas cosicché sono in grado di galleggiare e di formare aggregati sulla superficie dell'acqua. La proliferazione di queste specie rappresenta un problema in quanto la velocità di deposizione di queste può essere nulla o addirittura negativa e di conseguenza il *fitoplancton* tende a restare nella colonna d'acqua o ad accumularsi sulla superficie.

## 2.8.5 Stechiometria della biomassa

Il peso secco della biomassa è correlato ai nutrienti (carbonio, azoto e fosforo) e alla clorofilla "a" attraverso rapporti stechiometrici che forniscono il quantitativo di ciascuno di essi nella biomassa totale. La composizione rispetto ai nutrienti tipica della biomassa algale è riassunta, per le diverse specie in Tabella 2-7.

Tipo di alga	C/Chl a	N/Chl a	P/Chl a	Si/Chl a	Riferimenti
Fitoplancton totale	50 - 100	7 - 15	0,5 - 1,0		Thomann et al. (1975)
		0,5			Salisbury et al. (1983)
	7,2	0,63		Larsen et al. (1973)	
	25 - 112	7 - 29	1,0	Jorgensen et al. (1979)	
	10 - 100	2,7 - 9,1		O' Connor et al. (1981)	
Diatomee	100	1 - 15	0,5 - 1,0	40 - 50	Di Toro e Connelly (1980)
		0,5			Salisbury et al. (1983)
	5 - 200			Baca e Arnett (1976)	
	18 - 500	2,2 - 74,6	0,27 - 19,2	2,4 - 50,7	Di Toro et al. (1971)
Alghe verdi	20 - 100				Baca e Arnett (1976)
Alghe blu-verdi	14 - 67				Baca e Arnett (1976)
Dino flagellati	275	19,3			O' Connor et al. (1981)

Tabella 2-7 Composizione delle cellule algali – Rapporto nutrienti clorofilla "a"

## 2.8.6 Costanti di semisaturazione

Le costanti di semisaturazione sono richieste per descrivere la dipendenza dai nutrienti della velocità di crescita algale. Nella Tabella 2-8 vengono riassunti le costanti di semisaturazione per alcune popolazioni.

Taxa	Statistica descrittiva	NO <sub>3</sub> (µgN/L)	NH <sub>4</sub> -N (µgN/L)	Si(OH) <sub>4</sub> (µgSi/L)	PO <sub>4</sub> -P (µgP/L)
<u>Diatomee</u>	Media	15,25	22,46	55,00	27,46
	Min	1,40	0,28	2,46	10,00
	Max	71,40	130,20	158,20	53,32
	Obs	43	30	39	5
<u>Flagellati</u>	Media	64,12	56,47		

	Min	1,40	15,40		
	Max	144,20	79,80		
	Obs	5	3	ND	ND
	Media	7,14	2,17		
<u>Clorofiti</u>	Min	1,82	0,28		
	Max	19,60	4,90		
	Obs	4	6	ND	ND
	Media	7,14	4,37		
<u>Crisofiti</u>	Min	5,88	0,42		
	Max	8,40	7,42		
	Obs	2	9	ND	ND
	Media	7,14	4,37		

Tabella 2-8 Costanti di semisaturazione per azoto, fosforo e silicio di alcune popolazioni fitoplanctoniche

## 2.9 Velocità di riciclo dei nutrienti

### 2.9.1 Velocità di mineralizzazione del fosforo

La velocità di trasformazione da fosforo particolato a ortofosfato nella colonna d'acqua può variare da 0,02 a 0,10 d<sup>-1</sup>. Come prima approssimazione può essere usato un valore di 0,03 d<sup>-1</sup>.

### 2.9.2 Velocità di idrolisi dell'azoto organico e velocità di nitrificazione dell'ammoniaca

In Tabella 2-9 vengono riportate le costanti cinetiche delle reazioni di trasformazione dell'azoto determinate da vari studi condotti sull'utilizzo dei modelli.

Da azoto organico particolato a NH <sub>3</sub>	Da NH <sub>3</sub> a NO <sub>2</sub>	Da NH <sub>3</sub> a NO <sub>3</sub>	Da NO <sub>2</sub> a NO <sub>3</sub>	Riferimenti
0,035		0,04		Thomann et al. (1975)
0,03				Thomann et al. (1979)
0,03		0,12		Di Toro e Connolly (1980)
0,03		0,20		Di Toro e Matystik (1980)
0,075		0,09 – 0,13		Thomann e Fitzpatrick (1982)
0,1 – 0,15		0,05 – 0,15		Lung (1986)
0,1	0,05			Lung e Pearl (1988)
0,003	0,02		0,25	Tetra Tech, Inc. (1980)

0,01	0,02	0,25	Porcella et al. (1983)
0,1 – 0,4	0,1 – 0,5	5,0 – 10,0	Basca et al. (1973)
0,02 – 0,04	0,1 – 0,5	3,0 – 10,0	Basca e Arnett (1976)

Tabella 2-9 Costanti cinetiche di trasformazione dell'azoto nella colonna d'acqua ( $d^{-1}$ )

## 2.10 Cinetica di rilascio dei nutrienti dai sedimenti

I rilasci di nutrienti dai sedimenti misurati in campo vengono solitamente riportati in  $mg/m^2-d$ . In Tabella 2-10, come esempio, vengono riportati alcuni dati sul flusso di nutrienti dai sedimenti misurati dai ricercatori statunitensi in condizioni sia aerobiche che anaerobiche.

	Flusso in condizioni aerobiche ( $mg/m^2-d$ )		Flusso in condizioni anaerobiche ( $mg/m^2-d$ )			Riferimenti
	Fosforo totale disciolto	NH <sub>3</sub> -N	Fosforo totale disciolto	NH <sub>3</sub> -N	Si	
Corpo idrico						
Fiume Muddy	9,6		96 (max)			Fillos e Swanson (1975)
Lago Warner	1,2		26 (max)			Bannerman (1975)
Lago Ontario	0,2					
	6,0	44				
Lago Erie	3,0	30				Di Toro e O' Connelly (1980)
	2,0	22				
Lago White			34	32	297	Freedman e Canale (1977)
Capo Lockout		40 (inverno) 325 (estate)				Martens et al. (1980)
Estuario del Potomac	1 - 10					Calendar e Hammond (1982)

Tabella 2-10 Velocità di rilascio dei nutrienti dai sedimenti

Quando l'acqua sovrastante i sedimenti è in condizioni anaerobiche, il flusso di fosforo dai sedimenti si incrementa significativamente in conseguenza della maggiore facilità di diffusione tra i sedimenti e l'acqua stessa. Questa facilità di diffusione deriva dalla formazione di complessi del ferro all'interfaccia acqua-sedimenti.

Poiché i dati sui processi che coinvolgono i nutrienti all'interno dei sedimenti non sono di solito disponibili, la velocità di trasferimento di ammoniaca e fosforo, dai sedimenti alla colonna d'acqua, in condizioni aerobiche, può essere stimata come l'equivalente stechiometrico della componente biochimica dell'SOD usando i rapporti di Redfield per O:C:N:P (109 – 41 – 7,2



– 1). Usando per il rapporto O:N i valori di 109 mg O<sub>2</sub> e 7,2 mg N, la rigenerazione bentonica di ammoniaca può essere stimata come:

$$jNH_3 = SOD [1000 \text{ mg O}_2/\text{g O}_2] [1 \text{ mg N}/15,14 \text{ mg O}_2]$$

dove SOD viene misurato come g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>-d e jNH<sub>3</sub> come mg N/ m<sup>2</sup>-d. Questa metodologia è stata convalidata effettuando misure accoppiate di flusso di SOD e jNH<sub>3</sub> in condizioni aerobiche.

Sebbene le interazioni acqua-sedimenti per il fosforo siano complesse, il metodo di Redfield è appropriato per effettuare una stima preliminare del flusso di fosfato dai sedimenti in condizioni aerobiche. Usando per il rapporto N:P i valori di 7,2 mg N e 1,0 mg P, la rigenerazione bentonica di fosfato può essere stimata come:

$$jPO_4 = jNH_3 (1 \text{ mg P}/7,2 \text{ mg N})$$

dove jPO<sub>4</sub> viene misurato come mg P/ m<sup>2</sup>-d e jNH<sub>3</sub> come mg N/ m<sup>2</sup>-d. Oltre che per il rilascio di azoto, i processi bentonici, con l'assorbimento di ammoniaca e nitrati, possono rappresentare una componente significativa del bilancio complessivo dell'azoto in un corso d'acqua.

## 2.11 Effetto della temperatura sulle costanti cinetiche di reazione

La temperatura dell'acqua gioca un ruolo importante nella complessità di processi che avvengono in un corso d'acqua in quanto influisce sulle costanti cinetiche del primo ordine secondo la classica relazione di van't Hoff-Arrhenius:

$$K_T = K_{20} \theta^{T-20}$$

in cui K<sub>T</sub> e K<sub>20</sub> sono rispettivamente il valore della costante cinetica alla temperatura T e quello alla temperatura di 20°C. Le tabelle che seguono riportano esempi di valori di θ misurati dallo studio delle cinetiche di diverse reazioni.

Coefficiente di temperatura θ	Limiti di applicabilità (°C)	Riferimenti
1,047		Chen (1970)
1,05		Rich (1973)
1,03 – 1,06	(0 – 5) (30 – 35)	Smith (1978)
1,075		Imhoff et al. (1981)
1,024		MWCOG (1982)
1,021 – 1,06		Baca et al. (1973)
1,04		Di Toro e Connolly (1980)
1,05 – 1,15	5 - 30	Fair et al. (1968)

Tabella 2-11 Valori del coefficiente di temperatura θ per le reazioni di decadimento del CBOD

Ossidazione dell'ammoniaca	Ossidazione del nitrito	Riferimenti
1,0876	1,0576	Stratton (1966)
1,0997	1,0608	Knowles et al. (1965)
1,0757	-	Buswell et al. (1957)
1,0548	-	Wild et al. (1971)
1,1030	-	Bridle et al. (1979)
1,0689	1,0470	Sharma e Ahlert (1977)
-	1,0689	Laudelout e Van Tichelen (1960)
1,0850	1,0586	<b>Media</b>

Tabella 2-12 Valori del coefficiente di temperatura  $\theta$  per le reazioni di nitrificazione

Modello	$\theta$	$Q_{10}$ <sup>1</sup>	Riferimenti
DOSAG-3	1,047	1,58	Duke e Masch (1973)
QUAL-II	1,047	1,58	Roesner et al. (1977)
Vermont QUAL-II	1,047	1,58	JRB Associates (1983)
Modello del Lago Eire	1,08	2,16	Di Toro e Connelly (1980)
WASP	1,08	2,16	Thomann e Fitzpatrick (1982)
WASP	1,1	2,59	O' Condor et al. (1981)
LAKECO	1,02	1,22	Chen e Orlob (1972, 1975)
WQRRS	1,02 – 1,04	1,22 – 1,48	Smith (1978)
ESTECO	1,02 – 1,04	1,22 – 1,48	Brandes (1976)
DEM	1,04	1,48	Genet et al. (1974)
EAM	1,02	1,22	Bowie et al. (1980)
EAM	1,047	1,58	Tetra Tech (1980)
USGS-Stazionario	1,065	1,88	Bauer et al. (1979)
AQUA-IV	1,02 – 1,09	1,22	Baca e Arnett (1976)
EXPLORE-I	1,05	1,63	Baca et al. (1973)
Laboratorio/Misure di campo	1,040 – 1,130	1,5 – 3,4	Zison et al. (1978)

Tabella 2-13 Valori del coefficiente di temperatura  $\theta$  per SOD usati in alcuni modelli di qualità

<sup>1</sup>  $Q_{10} = K(20^\circ\text{C})/K(10^\circ\text{C}) = \theta^{10}$  derivata da  $K(T) = K_{20} \theta^{T-20}$  per  $T = 10^\circ\text{C}$

### 3 Scelta di un modello e rassegna degli strumenti disponibili

Il successo di una modellizzazione del comportamento di un corpo idrico, fatta per supportare le scelte sulla distribuzione dei carichi massimi ammissibili, dipende fortemente dalla comprensione dei meccanismi che influenzano la qualità delle acque del corpo idrico stesso.

Questa comprensione servirà a definire il grado di accuratezza con cui si può operare, ad analizzare le implicazioni che eventuali semplificazioni assunte nel modello comportano e a scegliere la strategia, nonché lo strumento, di modellizzazione idonei.

Viene generalmente riconosciuto che l'approccio preferibile a questo problema, implica l'uso del più semplice dei modelli disponibili in grado di simulare i processi di maggior rilievo che influiscono sulla qualità del corpo idrico in studio.

La comprensione del comportamento del corpo idrico normalmente la si ottiene attraverso la realizzazione di specifici studi di caratterizzazione e l'utilizzo dei dati di monitoraggio della qualità. Questi sono gli unici contributi in grado di fornire risposte a quesiti come: che influenza hanno le sorgenti diffuse sulla qualità del corpo idrico in studio? E' possibile controllare l'impatto delle sorgenti diffuse o di parte di esse? E' necessaria una modellizzazione a scala di bacino, e se sì, qual è il livello di dettaglio sufficiente da adottare? Quali sono i limiti spaziali e temporali da assumere?

In generale i risultati della caratterizzazione del bacino e della qualità delle acque permettono di definire quali sono i dati che occorrono per la modellizzazione e quindi di impostare eventuali campagne di monitoraggio specifiche e altre attività di supporto.

La scelta di un modello troppo semplificato può portare a delle previsioni di comportamento del corpo idrico non esatte. Questo potrebbe comportare scelte di gestione sbagliate i cui effetti potrebbero portare ad investimenti sbagliati, con il relativo danno economico, e ad un peggioramento della qualità delle acque. Previsioni non esatte sul comportamento futuro di un corpo idrico possono essere causate da un'insufficiente sensibilità dello strumento utilizzato verso i cambiamenti occorsi nell'assetto di un bacino o verso i processi che caratterizzano la qualità delle acque, come il bilancio della domanda di ossigeno dei sedimenti in specifiche porzioni del corpo idrico o in determinate stagioni.

D'altro canto la scelta di un modello troppo sofisticato può portare ad indirizzare le risorse in modo sbagliato, dilazionando eccessivamente gli studi per la applicazione del modello, con conseguente aumento dei costi. Inoltre l'inefficienza del modello può addirittura aumentare in questo caso in quanto si può finire con l'avere una serie di variabili indipendenti del modello non ben stimate a causa dell'indisponibilità di dati e risorse.

## 3.1 Criteri per la scelta di un modello

Il successo della scelta di un modello deriva dalla disponibilità di dati fisici, idrologici e di qualità delle acque sito-specifici in grado di fornire il mezzo di confronto per verificare l'attendibilità dei risultati della modellizzazione.

Esistono due categorie di modelli in grado di assistere, chi si occupa di pianificazione, nella valutazione dei carichi massimi ammissibili.

La prima categoria consiste nei modelli a scala di bacino che possono essere utilizzati per stimare i carichi inquinanti provenienti sia da sorgenti puntuali che da sorgenti diffuse. Questi modelli si basano da un lato sulla conoscenza dei processi ideologici e sul bilancio delle acque a scala di bacino e, dall'altro, sulla conoscenza delle caratteristiche fisiografiche del bacino incluse l'uso e la copertura dei suoli, la topografia, gli usi delle acque e la localizzazione degli scarichi civili e industriali.

La seconda categoria di modelli si basa sull'assunto che il corpo idrico in studio sia un semplice ricettore di acque derivanti da sistemi più complessi (modelli di qualità). Questi modelli possono essere utilizzati per studiare l'impatto che i carichi inquinanti provenienti da sorgenti puntuali o veicolati da corsi d'acqua affluenti hanno sulla qualità delle acque del corpo idrico. Le informazioni necessarie al funzionamento di questi modelli comprendono le caratteristiche di trasporto del sistema ricevente, incluse le portate, la morfologia e le condizioni al contorno, i parametri relativi alla riareaazione e alla dispersione, nonché le informazioni sul destino degli inquinanti all'interno di ogni tratto del corpo idrico.

I modelli disponibili, sia a scala di bacino che di qualità, utilizzano sistemi di calcolo che vanno dalle semplici procedure empiriche e statistiche, alle più sofisticate procedure deterministiche e multidimensionali. In più questi modelli possono differenziarsi sulla base di un certo numero di criteri quali:

- parametri di qualità delle acque modellizzati;
- risoluzione spaziale e temporale dei risultati;
- livello di dettaglio utilizzato per simulare i processi idrologici e di qualità delle acque;
- livello di sforzo necessario a reperire i dati richiesti per la specifica applicazione;
- semplicità di utilizzo inclusi trattamento dei dati in ingresso e in uscita, supporto per l'utilizzatore, documentazione e sistemi operativi richiesti.

Molto importante è che il processo di scelta del modello sia focalizzato sulla determinazione di quali tra i processi a scala di bacino o di qualità delle acque influenzino maggiormente le caratteristiche sito-specifiche del corpo idrico.

Come detto in precedenza i risultati della caratterizzazione del bacino o delle condizioni di qualità delle acque possono facilitare questa scelta in quanto forniscono informazioni in grado di aiutare ad individuare gli obiettivi e i limiti da imporre allo studio, a determinare il livello di dettaglio richiesto per rappresentare il problema degli scarichi inquinanti, delle condizioni al contorno e di identificazione delle condizioni di criticità in termini di risoluzione spaziale

e temporale, e a determinare gli inquinanti da studiare nonché le formulazioni matematiche necessarie a descrivere le interazioni idrologiche e di qualità delle acque.

Il primo stadio degli studi di caratterizzazione consiste nel raccogliere tutte le informazioni disponibili sul corpo idrico in studio cosicché possano essere identificati i processi fisici e chimici dominanti. Queste informazioni devono includere tutti gli studi sito specifici disponibili, i dati del monitoraggio, i precedenti studi modellistici che abbiano identificato le sorgenti di inquinamento e la loro importanza, i dati di portata, le caratteristiche idrologiche e statistiche, e le conoscenze circa il livello di inquinamento dell'ambiente acquatico. In alcuni casi possono rendersi necessarie alcune semplici elaborazioni dei dati disponibili prima di avviare la fase di scelta del modello. Queste elaborazioni possono includere la stima dei carichi inquinanti gravanti sul sistema fatta mediante l'uso di semplici funzioni matematiche, la predizione del trasporto degli inquinanti attraverso l'uso di equazioni di stato stazionario, o la predizione del superamento dei limiti di qualità per alcuni parametri mediante l'uso delle tecniche di analisi dei trend. Il risultato di questo primo stadio è una descrizione dettagliata dell'oggetto dello studio e dei possibili limiti che avrà la modellizzazione. L'analisi dell'influenza degli scarichi provenienti da sorgenti diffuse sulla qualità delle acque riceventi può aiutare a capire se è necessario utilizzare un modello a scala di bacino o se è sufficiente un più semplice modello di qualità per rappresentare i processi di trasporto dominanti.

Il secondo stadio degli studi di caratterizzazione può coinvolgere ulteriori valutazioni della variabilità delle sorgenti inquinanti e del regime idrologico per valutare il livello di approfondimento richiesto al modello per rappresentare i fenomeni di inquinamento in studio con la risoluzione spaziale e temporale voluta. L'analisi della variabilità delle sorgenti inquinanti e l'identificazione delle aree in cui si misura un preoccupante livello di inquinamento delle acque, forniscono il livello di risoluzione temporale e spaziale che deve essere considerato nello sviluppo del modello per assicurare un'accurata rappresentazione del sistema. A questo stadio l'analisi dovrebbe garantire che, il modello a scala di bacino o il modello di qualità delle acque che sia, è proprio ciò che occorre e che tutte le assunzioni fatte sono nei limiti dell'accettabilità per quel tipo di modello. Sebbene molti fiumi e torrenti possano essere rappresentati usando un modello mono-dimensionale in stato stazionario, alcuni di essi particolarmente larghi o profondi possono mostrare significativi gradienti di qualità delle acque laterali o verticali, il che richiede, per la loro rappresentazione, un modello almeno bi-dimensionale. In entrambi questi casi un semplice modello a scala di bacino può essere sufficiente a fornire i dati in ingresso ad un modello di qualità. Comunque l'utilizzo di un modello più sofisticato in grado di rappresentare fenomeni ad una scala temporale molto ristretta, può essere necessario quando i livelli critici di inquinamento vengono raggiunti, per il sistema in studio, durante eventi di precipitazioni intense, o se è richiesta una rappresentazione dinamica della qualità per studiarne la variabilità giornaliera, o se si vuole studiare le ragioni del superamento dei valori critici di concentrazione degli inquinanti in un determinato tratto del corso d'acqua.

Nel terzo, ed ultimo stadio, degli studi di caratterizzazione è necessaria una prima valutazione delle interazioni dominanti la qualità delle acque al fine di garantirsi che, l'opportuna combinazione di parametri e formulazioni cinetiche

sia rappresentabile dal modello. Ad esempio, laddove la fotosintesi e la respirazione algale rappresentano una piccola componente del bilancio dell'ossigeno disciolto, i corrispondenti termini e costanti cinetiche possono essere ignorati nelle equazioni del modello. Allo stesso modo, la sequenza di reazioni a cui danno origine le varie forme di azoto organico ed inorganico può essere non lineare, rendendo così inaffidabile un modello che combina tutte le reazioni dell'azoto in un unico termine.

Gli stadi che abbiamo elencato verranno meglio descritti nei prossimi paragrafi, rapportando i vari passaggi ai parametri di maggiore interesse quali BOD, OD e nutrienti. La scelta di un modello può richiedere talvolta una fase di approccio in cui delle semplici formulazioni vengono inizialmente utilizzate per definire i carichi massimi ammissibili. Non appena i nuovi dati di monitoraggio e gli studi di caratterizzazione sono disponibili si può cominciare a lavorare all'applicazione di un modello più complesso.

## 3.2 Limiti e obiettivi degli studi

Il primo stadio di uno studio di caratterizzazione volto a individuare quale tra i modelli disponibili sia quello più appropriato a sviluppare i carichi massimi ammissibili per il corpo idrico che si intende studiare, è rappresentato, come detto nel precedente paragrafo, dalla ricerca di tutti i dati esistenti su scarichi inquinanti, portate e qualità dell'ambiente acquatico in studio. La stima dei carichi inquinanti provenienti dalle sorgenti diffuse presenti in un bacino, può richiedere la raccolta di dati circa l'uso del suolo, le caratteristiche pedologiche dei suoli, le pratiche agricole, i parametri che caratterizzano il dilavamento dei suoli, oltre ai dati climatologici e idrologici. Questi dati dovrebbero essere raccolti per verificare se il superamento di eventuali limiti di concentrazione posti sui composti inquinati, o i problemi di qualità in generale, sono associati a fluttuazioni giornaliere, eventi di pioggia intensa, variazioni di portata o variazioni stagionali.

Nel selezionare un modello di qualità, il tecnico può usare queste informazioni per determinare la risoluzione temporale (stato stazionario, stato semi-stazionario, tempo reale) e l'influenza e la variabilità delle varie sorgenti puntuali e diffuse da utilizzare nell'approccio modellistico scelto. I dati sulla qualità dell'ambiente acquatico possono anche indicare dove il superamento di concentrazioni imposte o problemi di qualità in generale si verificano, e se esistono significativi gradienti spaziali di concentrazione. La combinazione delle informazioni raccolte sul bacino, sulle caratteristiche idrologiche e sui problemi di qualità delle acque, saranno d'aiuto per determinare il livello di accuratezza richiesto e il tipo di processi che, caratterizzando la qualità delle acque, andranno presi in considerazione. Un esempio dei processi che vanno analizzati quando si effettua uno studio di modellizzazione di BOD, DO e nutrienti in un fiume, include l'ossidazione del BOD, l'ossidazione dei nitriti, la domanda di ossigeno dei sedimenti (SOD), la ri reazione atmosferica nonché la fotosintesi e la respirazione algale.

La struttura del modello dovrebbe includere un primo bilancio di massa, fatto mediante l'uso di semplici equazioni analitiche, per poter definire quali sono i processi che condizionano la qualità delle acque. Con questo metodo andrebbero ricercate soluzioni analitiche per vari scenari caratterizzati da diversi valori dei carichi inquinanti e da diverse condizioni di portata del corso

d'acqua. I processi di abbattimento degli inquinanti all'interno del corso d'acqua, in questo caso possono essere descritti mediante l'utilizzo di equazioni di decadimento di ordine zero e primo.

In questa fase di ricognizione è anche consigliabile raccogliere tutte le informazioni disponibili su eventuali miglioramenti tecnologici che verranno messi in atto nel futuro per ridurre le condizioni di inquinamento delle acque, e su tutti quei cambiamenti che occorreranno nel bacino in studio che possano comportare un cambiamento nei valori dei carichi inquinanti apportabili alle acque (cambiamenti nell'uso del suolo, introduzione di nuove possibili fonti di inquinamento, ed altro). Queste informazioni potranno essere riassunte in termini di variazioni di impatto e quindi essere trasformate in nuovi possibili dati per il funzionamento del modello.

### **3.3 Sorgenti inquinanti, risoluzione spaziale e temporale e meccanismi di trasporto**

#### **3.3.1 Sorgenti inquinanti**

Sono varie le fonti di inquinamento che influenzano la distribuzione dell'ossigeno disciolto nei torrenti e nei fiumi. Tra le più comuni si possono annoverare: gli scarichi degli impianti di trattamento delle acque reflue civili e industriali; i collettori fognari, sia misti che separati, che veicolano gli inquinanti provenienti dagli scarichi domestici e dal dilavamento dei suoli urbani; le acque provenienti dal dilavamento delle aree agricole e forestali, e le acque di dilavamento delle aree periferiche urbane. Nei corsi d'acqua i processi che influiscono sulla distribuzione dell'ossigeno disciolto includono la richiesta di ossigeno dei sedimenti (SOD), la rigenerazione bentonica e la produzione e l'utilizzazione dell'ossigeno ad opera del *fitoplancton* e delle altre piante acquatiche.

Tutte le sorgenti che vengono incluse nello studio della distribuzione dei carichi massimi ammissibili richiedono misure dirette, condotte in un'opportuna scala temporale e spaziale, in grado di fornire informazioni circa le dimensioni dell'impatto che esse hanno in termini di apporti di inquinanti. Vanno poi condotte misure, in diverse condizioni, sulle acque riceventi in modo da valutare gli effetti che le sorgenti individuate hanno sulla qualità delle acque.

I principali contaminanti associati alle sorgenti puntuali sono i composti organici del carbonio, che rappresentano una fonte di richiesta di ossigeno (CBOD), e le forme ridotte dell'azoto che si originano dai processi di nitrificazione. Per ogni sorgente occorre definire la dimensione della richiesta di ossigeno ( $BOD_U$ ) relativa ad entrambe le classi di inquinanti. Inoltre, possono essere necessarie misure dirette, condotte in campo o in laboratorio, per distinguere tra le forme di azoto organico che possono idrolizzare ad ammonio e quelle che invece risultano essere refrattarie ad ogni trasformazione. Questa distinzione può risultare importante quando la nitrificazione è uno dei processi rilevanti da considerare nella modellizzazione. Gli effluenti provenienti da impianti di trattamento che non hanno lo stadio della nitrificazione, possono contenere concentrazioni potenzialmente

significative di azoto organico. Il grado di nitrificazione richiesto può essere influenzato dal livello di azoto organico contenuto in questi effluenti che può essere trasformato in ammonio e quindi ossidato nelle acque del fiume o del torrente del caso. Inoltre, un ulteriore contributo di inquinanti può provenire dagli impianti di trattamento delle acque che non hanno vasche di prima pioggia in grado di trattenere parte dell'inquinamento proveniente dal dilavamento delle strade che viene veicolato agli impianti durante le piogge intense. Anche le acque sotterranee possono contribuire significativamente all'apporto di azoto nelle acque superficiali sebbene, senza studi accurati, questo apporto è incontrollabile a breve termine.

Le sorgenti di inquinamento diffuso sono rappresentate, come abbiamo già avuto modo di dire, dai terreni agricoli, dalle aree forestali e dalle aree suburbane.

Le aree agricole possono fornire un enorme contributo all'inquinamento delle acque superficiali in termini di nutrienti. Il maggiore o minore impatto di queste sulle acque dipende dalle pratiche agricole utilizzate ed in particolare dai programmi di fertilizzazione. In particolari periodi dell'anno queste aree possono fornire un discreto contributo anche in termini di composti organici. Il problema principale legato allo studio di questo tipo di inquinamento consiste nel trovare la relazione diretta esistente tra le pratiche agricole e gli eventi pioggia intensa, visto che sono questi ultimi a veicolare gli inquinanti alle acque.

Molti ricercatori sono concordi col dire che le aree forestali sono rappresentative in qualche modo di quella che doveva essere la condizione originaria di un bacino in quanto gli inquinanti provenienti da queste sono in genere sempre il risultato di processi naturali. Queste sorgenti quindi forniscono quell'inquinamento di fondo che non può essere in alcun modo controllato. Comunque alcune attività silvocolturali, quali la realizzazione di strade, il taglio degli alberi o gli incendi boschivi, possono rappresentare una perturbazione dell'assetto delle aree a cui può conseguire un inquinamento del tipo di quello dovuto alle aree agricole. Gli inquinanti in questo caso consistono in solidi sedimentabili e rifiuti organici originati dalla asportazione del terreno superficiale.

L'inquinamento proveniente dalle aree suburbane è anch'esso fortemente dipendente dai fenomeni meteorologici. Il dilavamento di queste aree apporta ai corsi d'acqua grossi quantitativi di metalli. La realizzazione in queste aree di discariche o cave, fornisce un ulteriore elemento di criticità proveniente da queste aree.

Infine il dilavamento delle aree urbane rappresenta un ulteriore fonte di inquinamento diffuso soprattutto quando i sistemi fognari cittadini non sono in grado di separare le acque piovane da quelle domestiche (fognatura mista). In questo caso gli impianti di trattamento a cui vengono veicolate le acque di fogna se non hanno le così dette vasche di prima pioggia, non sono in grado di trattare gli enormi quantitativi di acqua che vengono recapitati durante piogge intense e sono costretti a bypassare la portata in eccesso che viene direttamente scaricata nel corpo idrico ricevente.



### 3.3.2 Scala dimensionale del modello

Molti dei progetti di modellizzazione che si prefiggono lo scopo di studiare l'andamento dell'inquinamento di un corso d'acqua, attraverso l'analisi dell'ossigeno disciolto in condizioni di basse portate, quali sono quelle che si verificano nel periodo estivo, utilizzano modelli mono-dimensionali in stato stazionario. Sia la teoria che la pratica hanno dimostrato che i gradienti di ossigeno disciolto nei corsi d'acqua sono più significativi lungo l'asse di scorrimento o asse longitudinale. I gradienti laterali e verticali sono di gran lunga più piccoli eccetto che nella zona di miscelazione che si crea nel punto di immissione di uno scarico. Vicino alle rive di un torrente o di un fiume, possono aversi dei gradienti laterali di ossigeno disciolto. Le cause che li originano possono essere varie, quali: l'immissione di acque sotterranee povere di ossigeno; l'attività respiratoria e fotosintetica delle alghe attaccate alle rive; l'elevata temperatura; la ridotta velocità dell'acqua, e di conseguenza la cattiva riareazione atmosferica, dovuta alla scarsa profondità. Generalmente si evita di utilizzare modelli tri-dimensionali per descrivere il comportamento degli inquinanti nella zona di miscelazione anche perché è stato dimostrato, soprattutto per il CBOD e l'ossigeno disciolto, che si commette un piccolo errore a considerare l'immediata miscelazione nel punto di ingresso dell'effluente. Per rilevare gli effetti dello ione ammonio e di altri composti tossici nella zona di miscelazione, si usa di solito posizionare dei sistemi di rilevamento di tossicità cronica al limite della zona e dei sistemi di rilevamento di tossicità acuta all'interno della zona. Comunque è importante anche stimare la potenziale tossicità di uno scarico a lunga distanza da esso, in quanto gli effetti tossici si possono manifestare anche a seguito dell'alterazione dei valori di pH, temperatura e durezza dell'acqua. Infatti, l'effluente proveniente da un impianto di trattamento delle acque reflue urbane, del tipo a fanghi attivi, che è caratterizzato da bassi valori di pH, non causa problemi di tossicità, dovuti allo ione ammonio, nella zona di miscelazione, ma molto più a valle quando il pH ritorna a valori normali.

Certi fiumi possono richiedere una struttura del modello di simulazione che racchiuda un'analisi bi-dimensionale. Questa situazione si verifica di solito con fiumi molto profondi o particolarmente regimati per i quali i gradienti verticali o laterali diventano importanti. A seconda della geomorfologia, i tratti di un corso d'acqua a monte di un lago o di un bacino artificiale, possono essere caratterizzati da significative variazioni laterali del gradiente dell'ossigeno disciolto, paragonabile a quello longitudinale, il che rende necessario l'uso di modelli bi-dimensionali.

Se una seconda dimensione, cioè profondità o larghezza, è necessaria per descrivere correttamente il comportamento di un corso d'acqua, sarà necessario raccogliere molti più dati per mettere appunto il modello, ed inoltre molti dei parametri necessari al suo funzionamento non potranno essere direttamente misurati. Perciò, se lo studio di caratterizzazione non è ben fatto, la dimensione addizionale può portare ad un indebolimento della capacità del modello di simulare la realtà con conseguente aumento della possibilità di commettere errori nel momento decisionale. Comunque, se dai dati rilevati si osserva la presenza di gradienti laterali o verticali per l'ossigeno disciolto, va usato un modello bi-dimensionale.

Per l'analisi tri-dimensionale di un corso d'acqua i problemi relativi alla realizzazione di un modello diventano tali da rendere il ricorso a questo tipo di modellizzazione solo in quei casi in cui non è possibile fare diversamente.

### 3.3.3 Scala spaziale del modello

Il tratto di corso d'acqua che andrebbe preso in considerazione per effettuare un'analisi modellistica dovrebbe estendersi dal punto in cui si ha la prima perturbazione delle condizioni naturali di qualità delle acque, che si manifesta con un abbassamento del contenuto di ossigeno disciolto, fino ad un punto, a valle dell'ultima perturbazione, in cui si ha un recupero del contenuto di ossigeno disciolto al livello di quello misurato nelle condizioni di naturalità (vedi Figura 1-12).

Questa copertura spaziale è necessaria per varie ragioni:

- la riareazione è un fattore dominante nelle zone in cui si ha il ripristino di ossigeno disciolto e l'analisi dei tratti in cui si verifica il ripristino dell'ossigeno disciolto può fornire informazioni importanti sul valore del coefficiente di riareazione;
- in molti casi, la qualità delle acque di un tratto di un fiume è condizionata dalla nitrificazione e dalla velocità con cui essa si svolge. In questi casi, l'estensione del tratto di fiume da studiare fino alla zona di ripristino dell'ossigeno disciolto è giustificata dal fatto che questa può fornire informazioni utili circa la velocità di nitrificazione in assenza di fattori perturbanti. Queste informazioni possono risultare utili qualora si vogliano effettuare simulazioni di qualità delle acque per quei tratti in cui si prevede di migliorare i sistemi di trattamento degli scarichi e si vuole quindi avere dati sulla velocità di nitrificazione in condizioni quasi naturali;
- le indicazioni sulla velocità di crescita del *fitoplancton* e delle altre piante acquatiche possono essere ottenute esaminando la zona di ripristino dell'ossigeno disciolto.

Le informazioni ottenibili dallo studio della zona di ripristino dell'ossigeno disciolto dipenderanno, in buona parte, dall'uniformità del corso d'acqua.

### 3.3.4 Scala temporale del modello

La scala temporale per le analisi modellistiche, dovrebbe essere scelta sia funzione sia della qualità delle acque complessivamente osservata che del livello di ossigeno disciolto misurato per il sistema in studio. L'analisi dell'ossigeno disciolto nei fiumi e nei torrenti viene solitamente eseguita a scala stagionale, utilizzando sia l'ipotesi dello stato stazionario che quella della variabilità temporale. Dall'elaborazione dei dati di qualità raccolti durante diverse stagioni, si può individuare il periodo in cui si verificano le condizioni di maggiore criticità per la qualità delle acque del corpo idrico. Questo solitamente coincide con il periodo estivo in cui, all'elevata temperatura si somma il problema delle basse portate. Anche il periodo invernale può risultare critico laddove si ha la formazione di ghiaccio sulla superficie delle acque che impedisce la riareazione. Questa criticità può essere accentuata se

a monte dei tratti ghiacciati si trovano sorgenti di carbonio organico che causano una considerevole diminuzione dell'ossigeno disciolto. Le piene primaverili, che trasportano grosse quantità di detriti raccolti nelle aree golenali, possono essere causa di riduzione dell'ossigeno disciolto o delle fioriture algali. Comunque per alcuni corsi d'acqua che attraversano grandi pianure, nel periodo primaverile si può verificare una condizione di portata di magra prima dello scioglimento dei ghiacciai. In generale è necessaria un'attenta analisi idraulica per definire il periodo critico in relazione al bilancio dell'ossigeno.

Quindi sulla base delle informazioni raccolte durante il monitoraggio, l'analista può determinare l'intervallo di tempo da utilizzare durante le simulazioni con un modello. Una volta individuata la scala temporale, può scegliere tra i vari tipi di condizioni di flusso:

- stato stazionario;
- stato semi-stazionario, che include varie alternative quali
  - scarichi effluenti costanti, condizioni di portata costante del corso d'acqua e variazioni giornaliere dell'ossigeno disciolto prodotto dal *fitoplancton* o dalle piante acquatiche
  - scarichi effluenti costanti e condizioni di portata variabile del corso d'acqua
  - scarichi effluenti variabili e condizioni di portata costante del corso d'acqua
  - altre possibili combinazioni delle condizioni sopra riportate
- analisi dinamica completamente tempo dipendente.

In un'analisi in stato stazionario, viene calcolato un profilo spaziale delle concentrazioni così come dovrebbe risultare alle condizioni di equilibrio (condizioni di portata, di scarico degli effluenti, temperatura ed altro costanti). Per fare questo partendo dai dati disponibili dal monitoraggio, le condizioni di portata, di scarico degli effluenti, e gli altri fattori, possono essere approssimati a valori costanti per l'arco temporale individuato dalla simulazione di modo che la curva delle concentrazioni che si otterrà si approssimerà ai valori medi delle concentrazioni puntuali del periodo.

Un'analisi dinamica, completamente tempo dipendente, effettua invece una serie di elaborazioni successive relativamente a piccoli intervalli di tempo in cui i valori dei parametri, quali la portata, le condizioni di scarico degli effluenti, la temperatura e gli altri, possono variare dall'una all'altra. Il risultato è una registrazione delle variazioni spaziali e temporali delle concentrazioni, calcolate per ogni stadio dell'elaborazione. Problemi di costo e di disponibilità di tempo, di solito fanno sì che queste simulazioni si limitino al periodo critico per la qualità del corso d'acqua.

La versione continua di un'analisi dinamica estende le elaborazioni ad un intervallo di tempo molto più ampio attraverso l'utilizzo di stadi di calcolo riferiti ad intervalli di tempo più grandi dei precedenti e utilizzando, per questi, valori delle variabili in ingresso mediati nell'intervallo di tempo considerato. Come risultato si ottiene una curva delle concentrazioni da cui non è possibile avere informazioni circa le variazioni a breve termine, ma che riproduce l'andamento

delle fluttuazioni di queste a lungo termine. Sono inoltre disponibili modelli in grado di descrivere, attraverso un'analisi continua, la complessità dei processi cinetici che collegano i livelli di ossigeno disciolto alla popolazione fitoplanctonica (clorofilla "a"), che a sua volta è controllata dalla illuminazione, dalla presenza di nutrienti, dallo *zooplankton* e da altri fattori, poiché questi processi sono tempo dipendenti e richiedono un trattamento estensivo dei dati.

Le analisi in stato semi-stazionario solitamente hanno una variabile tempo dipendente presa tra quelle che costituiscono la base su cui viene effettuata un'analisi in stato stazionario. Ad esempio il modello QUAL2E assume che la portata del corso d'acqua e gli scarichi siano costanti e considera variabili l'illuminazione, la temperatura ed il vento. Sono inoltre disponibili modelli semi-stazionari che integrano i calcoli condotti in stato stazionario con calcoli sulle variazioni giornaliere dell'ossigeno disciolto condotte in funzione del tempo.

Il monitoraggio in continuo dell'ossigeno disciolto e delle portate è utile per determinare la scala temporale da utilizzare per la modellizzazione della distribuzione dei carichi massimi ammissibili. Ad esempio, se il livello di ossigeno disciolto raggiunge un valore basso che si mantiene costante per un lungo periodo, e se la portata del corso d'acqua e gli scarichi effluenti sono relativamente costanti in questo periodo, può essere utilizzata un'analisi in stato stazionario. Di conseguenza, se i livelli di ossigeno disciolto variano con continuità, è necessario utilizzare un modello semi-stazionario o dinamico. Comunque, anche quando si evidenzia la necessità di utilizzare un modello dinamico, è sempre preferibile applicare prima un modello stazionario che utilizza valori dei parametri mediati su scala giornaliera nell'intervallo di tempo individuato per lo studio. Infatti se vengono studiate preventivamente le condizioni medie di qualità del corso d'acqua, le fluttuazioni di queste e le relazioni tra esse e i valori giornalieri o orari dell'ossigeno disciolto, possono essere comprese meglio.

La variabilità degli scarichi degli effluenti e delle condizioni di monte, non necessariamente impongono l'uso di un modello dinamico. Solo una significativa variabilità della qualità delle acque del sistema in studio durante il periodo critico, che si manifesta con una riduzione dell'ossigeno disciolto, giustifica l'uso di un simile strumento per determinare quali siano le esatte condizioni che ingenerano la criticità.

Variazioni giornaliere dovute alla fotosintesi, allo stesso modo non giustificano il ricorso da una simulazione dinamica o semi-stazionaria. E' stato provato che è possibile simulare l'andamento della produzione dell'ossigeno disciolto al netto della respirazione ( $P-R$ ). Comunque, le fluttuazioni del valore medio dell'ossigeno disciolto, in questo caso, devono essere misurate o stimate con un metodo alternativo e questo va tenuto in conto.

In generale, le simulazioni in stato semi-stazionario sono quelle più comunemente usate. I contributi delle sorgenti puntuali, la domanda di ossigeno dei sedimenti, gli apporti delle acque sotterranee e le condizioni di monte possono generalmente essere considerati costanti o comunque adeguatamente mediati. Un'analisi dinamica può essere giustificata solo se si vuole raggiungere l'obiettivo di mantenere il livello di ossigeno disciolto nelle acque ad un valore accettabile per tutto l'arco temporale in studio, o per la

maggior parte di esso (più del 95% del tempo), ed è noto che gli scarichi presenti causano una variabilità dei livelli di ossigeno disciolto notevole. Anche gli effetti della fotosintesi possono normalmente essere simulati con un modello semi-stazionario. Si ricorre ad un modello dinamico solo quando si vuole avere delle previsioni molto affidabili, ma la mole di dati necessari al funzionamento del modello, in questo caso, possono creare difficoltà nell'interpretazione dei risultati.

La scelta della scala temporale dell'analisi è in parte subordinata anche al comportamento delle sorgenti inquinanti più rilevanti. Gli scarichi di effluenti puntuali, la domanda di ossigeno dei sedimenti e le condizioni di monte, possono essere rappresentate di solito con un modello stazionario che impiega valori medi dei parametri che caratterizzano queste sorgenti. Lo stesso tipo di analisi può essere appropriata per alcune sorgenti diffuse come quelle associate agli apporti da acque sotterranee, alla lisciviazione dei sedimenti e al drenaggio in generale, non solo riferito agli eventi di pioggia intensa. Al contrario, gli apporti di inquinanti dovuti a fenomeni discretizzabili che coinvolgono sorgenti diffuse come il dilavamento delle aree urbane o quello di altri tipi di aree, possono richiedere sia un'analisi di tipo dinamico che una di tipo semi-stazionario. L'analisi semi-stazionaria può essere utilizzata quando il corpo idrico ricevente è di dimensioni tali da poter trascurare l'aumento di portata che consegue ad eventi di questo tipo. Per molte di queste sorgenti, comunque, può risultare necessario l'uso di un modello dinamico.

L'analisi dinamica può essere applicata, come è stato più volte ricordato, solo se esistono un numero sufficiente di dati o se questi possono essere facilmente ottenuti. L'applicazione di questi modelli presenta comunque dei problemi anche per quanto riguarda l'identificazione degli eventi piovosi, o della sequenza di questi, da usare nelle simulazioni per la determinazione dei carichi massimi ammissibili, in relazione agli apporti inquinanti da sorgenti diffuse. Inoltre, i fenomeni discretizzabili, di cui sopra, possono essere influenzati dall'idrografia e dalla geomorfologia del corpo idrico.

### 3.3.5 Meccanismi di trasporto

I meccanismi di trasporto che influenzano la distribuzione degli inquinanti immessi in un corso d'acqua includono il trasporto advettivo e quello dispersivo. Il trasporto advettivo rappresenta il trasporto di massa, ad opera della corrente, e spesso è il meccanismo di trasporto più importante. Il trasporto dispersivo rappresenta il miscelamento laterale e longitudinale causato dai gradienti di velocità locali interni al trasporto di massa, ed è normalmente una piccola parte del trasporto complessivo tranne nei casi in cui il corso d'acqua risente dell'azione di fenomeni come il rigurgito, ad opera del corpo idrico in cui recapita, o delle maree, se sfocia in mare.

La dispersione è presente, in varia misura, in tutti i corpi idrici. Comunque, i profili di qualità delle acque, intesi come le curve di concentrazione dell'ossigeno disciolto, non possono essere influenzati quando il miscelamento dispersivo è piccolo e il trasporto advettivo grande. In questi casi, le decisioni dell'analista non devono essere influenzate dall'inclusione della dispersione nell'analisi. Per alcuni tipi di corpi idrici, caratterizzati da correnti molto lente e con configurazioni particolarmente complesse, i processi

dispersivi possono diventare le componenti più importanti del trasporto. Conseguentemente, la complessità dei calcoli e della raccolta dei dati diminuisce.

L'importanza della dispersione per il sistema in studio può essere stimata utilizzando la seguente procedura:

### Stadio 1

Calcolare approssimativamente il coefficiente di dispersione longitudinale:

$$D_x = 0.011 U^2 W^2 / H U$$

dove  $D_x$  = coefficiente di dispersione longitudinale (m<sup>2</sup>/s)

$U$  = velocità media della corrente (m/s)

$W$  = larghezza del corso d'acqua (m)

$H$  = profondità del corso d'acqua (m)

$U$  = velocità di taglio (m/s)

La velocità di taglio ( $U$ ) per molti corsi d'acqua è approssimativamente 1/10 della velocità media e può essere stimata come:

$$U^* = \sqrt{g H S}$$

dove  $g$  = accelerazione di gravità (m/s<sup>2</sup>)

$S$  = pendenza del fondo alveo (m/m)

### Stadio 2

Calcolare il numero di estuario  $n$  così come definito da O' Connor (Hydroscience, 1971). Il coefficiente di dispersione longitudinale può essere combinato con la velocità della corrente e la costante cinetica di ossidazione ( $K_d$ ) per ottenere un numero adimensionale che è l'espressione di  $n$ :

$$n = \frac{K_d D_x}{U^2}$$

Il numero di estuario  $n$  e il rapporto tra la costante cinetica di riareazione  $K_a$  e la costante cinetica di ossidazione  $K_d$

$$\Phi = K_a / K_d$$

possono essere usati, insieme alla Figura 3-1, per stabilire una prima base su cui valutare il peso della dispersione nei calcoli della concentrazione dell'ossigeno disciolto.

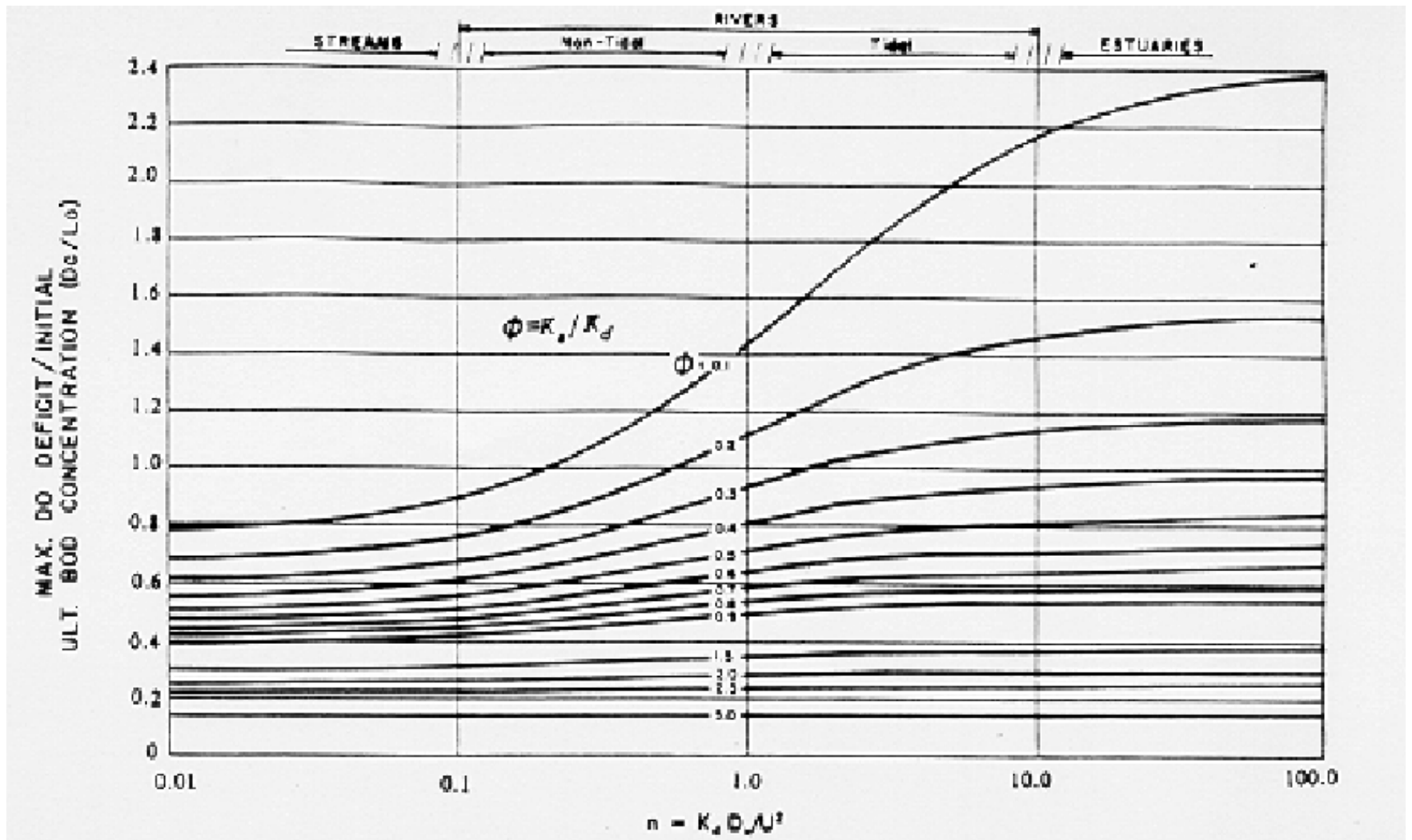


Figura 3-1 Risposta dell'ossigeno disciolto come funzione del numero di estuario  $n = K_d D_x / U^2$  e di  $\phi = K_a / K_d$

La Figura 3-1 indica che per corsi d'acqua a prevalente trasporto advettivo con valori di  $n$  uguali a circa 0.1 o minori, il trascurare gli effetti della dispersione può comportare un errore nella valutazione del massimo deficit di ossigeno disciolto ( $D_c$ ) minore del 10%. Quando si considerano condizioni di stato stazionario la dispersione può essere ignorata. Dove la riareazione è grande rispetto alla velocità di deossigenazione (alti valori di  $\phi$ ), la diminuzione di sensibilità rispetto alla dispersione si estende agli alti valori di  $n$ , così come indicato dalla curva essenzialmente orizzontale che si ha per alti valori di  $\phi$ .

Va notato che la stima del coefficiente di dispersione e del rapporto tra il massimo deficit di ossigeno disciolto e la concentrazione iniziale di BOD ( $D_0/L_0$ ) comporta molte semplificazioni. Quindi l'approccio prima descritto deve essere considerato un'approssimazione anche se il suo uso può risultare adeguato in molti studi.

Possono esserci situazioni dove la dispersione viene considerata significativa dall'analista anche se l'analisi condotta con il metodo prima illustrato direbbe il contrario. Esempi di questo tipo si possono avere quando si studiano le paludi o corsi d'acqua che risentono dell'effetto del rigurgito. Se lo schema di calcolo utilizzato nell'analisi permette di introdurre la dispersione dovuta alla segmentazione spaziale (dispersione numerica), lo studio può contenere una stima dell'influenza della dispersione sui calcoli della qualità delle acque. Quindi, in questo caso, può essere valutata l'influenza della dispersione sulla distribuzione dei carichi massimi ammissibili. I requisiti per l'applicazione della dispersione numerica possono essere ottenuti confrontando i dati analitici con i dati forniti dal computer in condizioni comparabili.

Infine, occorre ricordare che la conoscenza delle condizioni di flusso è di fondamentale importanza nello studio dell'andamento degli inquinanti in un corso d'acqua in quanto sono fondamentali per la redazione di un bilancio di massa complessivo. Infatti, al fine del bilancio di massa, occorrerebbe che ogni dato qualitativo venisse accompagnato da una misura di portata per definire la quantità esatta di sostanza che attraversa il corso d'acqua nel punto di campionamento.

Ma, come si è già avuto modo di dire nei capitoli precedenti, sono necessari molti dati per caratterizzare il regime idraulico di un fiume all'interno di un'area oggetto di studio. Questi includono le portate a monte dell'area interessata dallo studio, le portate di tutti gli affluenti, le portate entranti nel sistema dovute al ruscellamento o alle acque sotterranee, le portate derivate, le portate di rigurgito nonché i livelli idrici in alcune sezioni. In un'analisi dettagliata occorre considerare significative anche le portate degli scarichi inquinanti che superano del 5 o 10% la portata complessiva del sistema in studio.

Però mentre le portate di monte, quelle degli affluenti e quelle delle derivazioni possono essere misurate direttamente, quelle dovute al ruscellamento o alle acque sotterranee devono essere stimate per differenza tra le portate misurate in sezioni successive.

Molti modelli permettono di utilizzare profili idrici differenziati per ogni tratto in cui viene suddiviso il corso d'acqua. Ciò richiede la misura simultanea delle altezze idrometriche e della portata per una serie di valori di portate in tutto l'intervallo d'interesse. Sebbene due coppie di dati siano sufficienti per costruire una scala di deflusso, è preferibile costruirla utilizzando tre o più



coppie di dati per migliorarne l'accuratezza. Se possibile le portate misurate devono coprire l'intero intervallo di condizioni attese nello studio che si vuole affrontare. A tal fine può essere utile un'analisi preliminare per stimare le relazioni esistenti tra altezza idrometrica ( $h$ ), area della sezione trasversale ( $A$ ), velocità di flusso ( $v$ ) e portata ( $Q$ ) presso stazioni di misura esistenti anche se queste raramente sono rappresentative di tratti molto lunghi perché sono di solito localizzate in punti di controllo per i quali la relazione tra livello idrico e portata è unica.

### 3.3.6 Interazioni tra gli inquinanti

La dinamica dell'ossigeno disciolto dipende dall'interazione tra i vari composti e i processi a loro ascrivibili. I composti includono l'ossigeno disciolto, il CBOD, l'ammoniaca, i nitriti, la temperatura e, in alcuni casi, il *fitoplancton*, il *periphyton*, e le piante acquatiche.

Questi composti e i processi relativi possono essere modellizzati mediante l'uso di una serie di equazioni di bilancio di massa del tipo di quelle riportate nel paragrafo 1.2.3. La scelta dei composti e dei processi deve essere fatta sulla base delle conoscenze relative all'area di studio e dei problemi specifici che la interessano. La documentazione sulla base della quale vengono effettuate le scelte dovrebbe essere disponibile nei primi stadi dello studio e dovrebbe includere un esame dei dati di qualità, raccolti durante le campagne di monitoraggio, e di tutte le variabili necessarie al funzionamento del modello, nonché la descrizione del quadro complessivo delle analisi che si vuole effettuare a supporto del processo decisionale, che è poi lo scopo ultimo dello studio.

Gli intervalli in cui variano le costanti cinetiche delle singole reazioni e le procedure per la definizione di queste, relativamente alle condizioni sito-specifiche, sono state illustrate nei capitoli precedenti. L'individuazione delle condizioni iniziali da cui far partire lo studio, dovrebbero essere documentate all'inizio del progetto e a queste dovrebbe essere associata la descrizione di tutte le informazioni che si ritiene opportuno acquisire ai fini della modellizzazione.

Ci sono casi in cui può risultare necessario prendere in considerazione equazioni cinetiche non lineari, come nel caso di sistemi caratterizzati da bassi contenuti di ossigeno disciolto. In questo caso si usa solitamente l'equazione di Michaelis, per la quale la velocità complessiva della reazione decresce al diminuire della concentrazione delle specie chimiche reagenti. L'ossigeno disciolto è una delle specie chimiche che controlla questo tipo di meccanismi cinetici. In particolare è stato osservato che la velocità di nitrificazione è controllata dai livelli di ossigeno disciolto per valori minori o uguali a 2 mg/L.

Un metodo per approssimare le reazioni di nitrificazione che seguono un andamento non lineare consiste nell'usare bassi valori della costante cinetica del primo ordine in quelle aree caratterizzate da bassi valori di ossigeno disciolto. I bassi valori di ossigeno disciolto possono anche ridurre la velocità di ossidazione del BOD e l'utilizzo di ossigeno da parte dei sedimenti. Inoltre possono aumentare il rilascio di sostanze inquinanti da parte dei sedimenti anche se ciò si verifica per valori davvero molto bassi di ossigeno disciolto

dell'ordine dei 0.1 mg/L o meno. Per corpi idrici con grandi tempi di ritenzione, come ad esempio i laghi a lento ricambio, possono essere occasionalmente utilizzate, per descrivere il sistema, sequenze di equazioni che comprendono le possibili inversioni delle reazioni. Ad esempio, la morte e la decomposizione delle alghe causa un ritorno di azoto organico al sistema. Anche per le reazioni inverse è possibile utilizzare equazioni cinetiche del primo ordine. La sequenza di reazioni solitamente utilizzata nello studio dell'andamento dell'ossigeno disciolto è riportato in Figura 1-2 e Figura 1-5.

Molti modelli usano un'architettura semplificata che ignora o combina alcuni dei processi mostrati in Figura 1-5. Ad esempio, in sistemi nei quali la fotosintesi e la respirazione sono piccole componenti del bilancio complessivo dell'ossigeno disciolto, i termini corrispondenti e le loro equazioni possono essere tralasciati nell'analisi. Modelli semplificati e tecniche di calcolo manuale spesso rappresentano il ciclo dell'azoto usando un'unica equazione per la nitrificazione o combinando l'NBOD e il CBOD in un unico termine che rappresenta il BOD totale.

I modelli differiscono nel numero di stadi in cui suddividono il ciclo dell'azoto anche quando esso non è rappresentato da un'unica reazione. La sequenza completa dovrebbe includere l'idrolisi dell'azoto organico ad ammoniaca e l'ossidazione di questa a nitrito e quindi a nitrato. Comunque, molti modelli non includono l'azoto organico come costituente separato. Può però essere importante in molti casi distinguere tra azoto organico e concentrazione di ammoniaca, piuttosto che definire la domanda di ossigeno relativa all'azoto (NOD o NBOD) calcolata sulla base della concentrazione totale di azoto Kjeldahl (TKN), la quale ricomprende entrambi i termini. Infatti, gli intervalli spaziale e temporale per cui si ha l'abbassamento del profilo della curva dell'ossigeno disciolto possono risentire in maniera significativa delle reazioni associate all'azoto organico. Se le due specie di azoto vengono combinate durante la calibrazione e la validazione del modello, la costante cinetica della reazione di nitrificazione ( $K_n$ ) sarà minore rispetto alla costante reale relativa alla nitrificazione dell'ammoniaca. Il rapporto tra TKN e N-NH<sub>3</sub> influenza il valore della velocità complessiva di ossidazione. Quando questo rapporto cambia dopo l'esecuzione del modello ci si trova di fronte ad un ulteriore elemento di incertezza dell'analisi. Molti modelli includono la possibilità di utilizzare sia l'azoto organico che il fosforo organico. Molti altri lasciano fuori dall'analisi i nitriti cosicché si considera che l'ammoniaca venga direttamente ossidata a nitrato. In molti casi la concentrazione di NO<sub>2</sub> osservata e calcolata è molto bassa o tende ad essere costante, il che riduce l'incertezza introdotta da questa semplificazione. Va inoltre notato che per quei sistemi in cui il problema delle alghe assume un certo rilievo, l'ammoniaca può essere introdotta direttamente dalle alghe.

Molti livelli di approfondimento possono essere usati per considerare l'influenza che il *fitoplancton* e le altre piante acquatiche hanno sui processi finora descritti. Questi possono essere riassunti come segue:

- a. misura di P-R e/o delle oscillazioni dei valori giornalieri di OD: utilizzo di questi dati in modelli in stato stazionario o semi-stazionario;
- b. misura della clorofilla "a", della luce, del coefficiente di estinzione della luce, dei nutrienti: utilizzo di questi dati in modelli in stato stazionario o

semi-stazionario – calcolo di P-R – confronto tra P-R e le oscillazioni di OD;

- c. modellizzazione della clorofilla “a”, dei nutrienti, dell’OD, ecc. – in questo caso è richiesto un modello dinamico che utilizza equazioni cinetiche non lineari.

Il livello a., che usa valori misurati di fotosintesi e respirazione (P-R) e dati giornalieri sull’ossigeno disciolto, può rappresentare un buon livello di approssimazione in molti casi. Quando variazioni significative nella concentrazione dei nutrienti e nel coefficiente di estinzione della luce sono previsti, è preferibile usare il livello di approssimazione b..

Il livello c. rappresenta invece il miglior livello di approssimazione utilizzabile, in quanto si riferisce ad un approccio globale al problema. L’incremento dei costi del monitoraggio che esso comporta, né giustifica l’uso solo quando i processi sono dominati dalla produzione e dall’uso di ossigeno per via fotosintetica e dove gli effetti, in termini di costi ambientali, sono significativi.

L’analisi dell’eutrofizzazione richiede modelli in grado di simulare le dinamiche dei nutrienti e delle alghe. Il fosforo e l’azoto sono in genere i soli nutrienti considerati in queste trattazioni, sebbene anche il silicio possa essere considerato laddove le diatomee rappresentano una componente dominante della comunità fitoplanctonica. I processi più importanti che caratterizzano questo tipo di studi sono la crescita algale, l’attività algale, i rilasci dai sedimenti e la nitrificazione. Il *periphyton* e le piante acquatiche vengono raramente inclusi nei modelli di qualità delle acque a causa della difficoltà di predire la quantità di biomassa ad essi associata, sebbene questi organismi fotosintetici possano rappresentare delle componenti importanti nel bilancio dell’ossigeno e dei nutrienti, soprattutto nei corsi d’acqua poco profondi. Un’architettura analitica del tipo di quella descritta dal livello a. di approssimazione, può essere usata per stimare le variazioni giornaliere di ossigeno disciolto dovute alle piante acquatiche. Un approccio modellistica più quantitativo del problema richiederebbe equazioni analoghe a quelle usate per le alghe tranne che per il termine legato alla sedimentazione che viene sostituito da un termine rappresentante la mortalità non legata ai predatori. L’approccio alternativo prevede l’uso di dati sperimentali per stimare il contributo fotosintetico netto dovuto alle alghe presenti nella colonna d’acqua, al *periphyton* e alle piante acquatiche espresso in termini di P-R nel bilancio dell’ossigeno.

Oltre allo studio dell’ossigeno disciolto, può essere importante lo studio della tossicità dell’ammoniaca. La tossicità dell’ammoniaca è dovuta alla forma non ionizzata di questa. La frazione non ionizzata dell’ammoniaca totale aumenta, nelle acque, all’aumentare del pH e della temperatura. Questa relazione è mostrata nel grafico di Figura 3-2. Molti dei modelli di qualità attualmente disponibili non simulano l’ammoniaca non ionizzata e il pH. Quindi, la distribuzione dei carichi massimi ammissibili di ammoniaca deve essere basata su di una simulazione complessiva dell’ammoniaca in combinazione con i dati del monitoraggio relativi al pH e alla temperatura. La concentrazione di ammoniaca non ionizzata può essere calcolata con l’uso di modelli specifici e di relazioni del tipo di quella riportata in Figura 3-2.

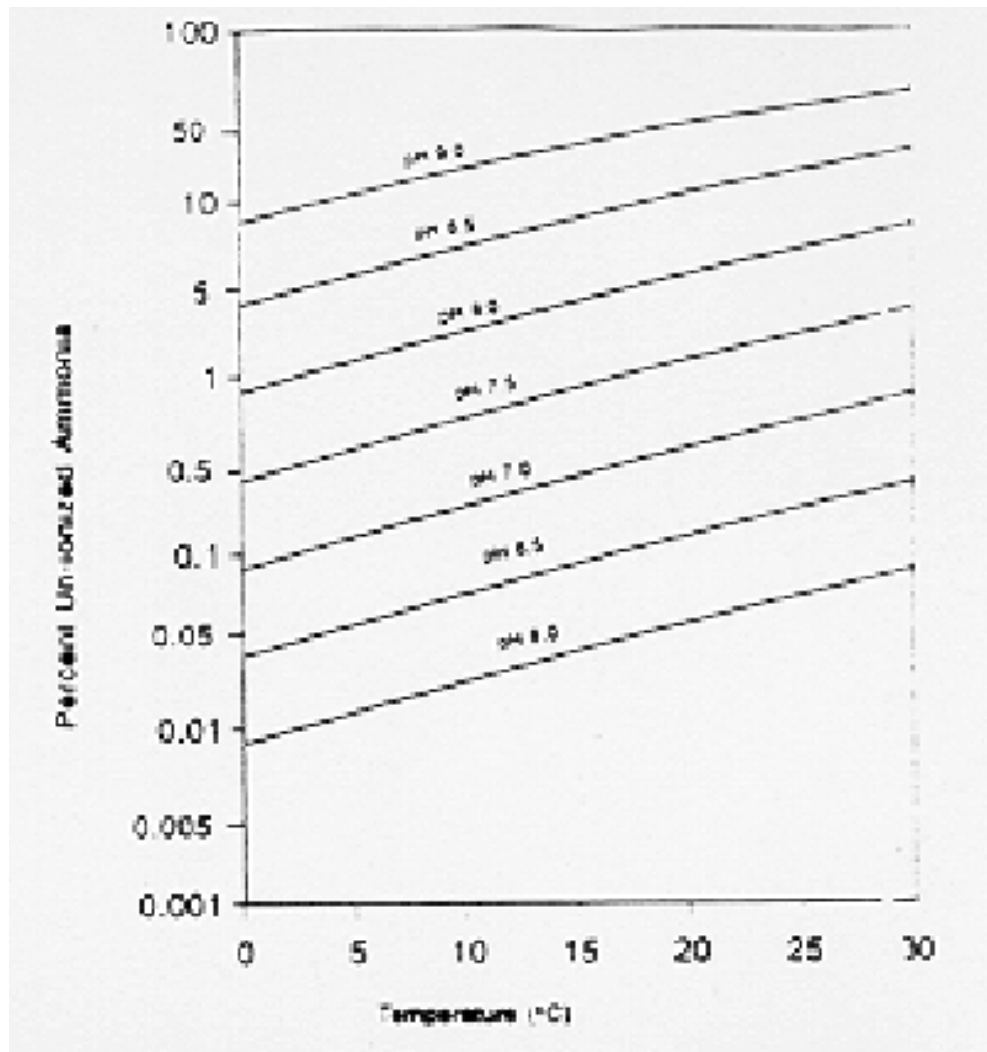


Figura 3-2 Effetto del pH e della temperatura sulla ionizzazione dell'ammoniaca.

## 3.4 Descrizione dei modelli

Da una verifica condotta è emerso che sono disponibili circa una trentina di modelli di simulazione matematica che permettono di analizzare il comportamento di un corso d'acqua sia per quanto riguarda il moto delle acque che la diffusione degli inquinanti in esse.

I modelli si differenziano molto tra loro. Ci sono modelli mono, bi e tri-dimensionali, modelli che lavorano a scala di bacino e altri che lavorano su scale più piccole, modelli che considerano il moto stazionario e altri non, e così via.

Di seguito vengono brevemente descritti quelli che si è ritenuto fossero i più interessanti per lo scopo del presente documento.

### 3.4.1 Il modello CE-QUAL-RIV1

CE-QUAL-RIV1 è un modello dinamico monodimensionale utilizzato per simulare il moto e la qualità di fiumi per i quali le variazioni lungo l'asse di scorrimento sono importanti mentre quelle laterali e verticali possono essere trascurate.

Molti corsi d'acqua hanno un comportamento della distribuzione degli inquinati che può essere rappresentato con un modello monodimensionale, ma questo implica che i gradienti di concentrazione laterali e verticali dei costituenti chimici debbano essere nulli o trascurabili rispetto ai gradienti longitudinali. Questa assunzione che i gradienti verticali di temperatura e densità, e che la stratificazione chimica (che gioca un ruolo importante nella qualità delle acque dei laghi ad esempio) siano inesistenti o comunque trascurabili ai fini dell'analisi del comportamento, vanno ovviamente verificate a priori. Inoltre, nei pressi dei punti di immissione di scarichi puntuali o di affluenti, il modello ovviamente non fornisce valutazioni attendibili non essendo soddisfatte le condizioni di cui sopra.

L'utilizzo di questo modello è comunque consigliabile in tutti quei casi in cui il comportamento del corso d'acqua varia notevolmente nel breve periodo attraverso un moto di tipo non stazionario. Non esiste un criterio unico con cui definire quali siano le condizioni oltre le quali l'utilizzo di un modello dinamico sia consigliabile, la scelta dipende molto dalle esigenze dello studio e dal tipo di risoluzione richiesta in esso. Ad esempio, se è sufficiente valutare il comportamento che il corso d'acqua ha mediamente in un intervallo di tempo di 24 ore, l'approccio semplicistico del moto in stato stazionario può essere sufficiente anche per un corso d'acqua caratterizzato da un moto non stazionario. Persino se è richiesta una dettagliata analisi del comportamento del corso d'acqua nell'arco di 24 ore può essere utilizzato l'approccio semplicistico dello stato stazionario ammesso però che il moto del corso d'acqua sia relativamente costante o che i cambiamenti risultino lenti nel corso della simulazione. Ma se le variazioni che si possono riscontrare nell'arco di 24 ore, come picchi di concentrazione, sono importanti ai fini dello studio, l'uso di un modello dinamico per moto non stazionario è consigliabile. E' questo il caso per esempio in cui si voglia valutare gli effetti che il rilascio di una centrale idroelettrica ha sul tratto di fiume immediatamente a valle. E' noto che

le variazioni improvvise delle condizioni di flusso possono causare grandi fluttuazioni giornaliere nei valori di temperatura dell'acqua con il conseguente effetto che questa ha sulla concentrazione dell'ossigeno disciolto.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO	
	Temperatura
	Coliformi
	Azoto
	BOD
	Alghe
	Fosforo
	Ossigeno disciolto
	Metalli

DATI RICHIESTI DAL MODELLO	
GENERALI	Descrizione della struttura del corso d'acqua
	Profili trasversali o rappresentazione geometrica delle sezioni trasversali relative ai punti di cui varia la geometria del corso d'acqua
	Angolazione delle immissioni degli affluenti
DI FLUSSO	Portata di monte
	Portata di valle
	Portata affluenti
	Portate immissioni puntuali e prelievi
METEOROLOGICI	Nuvolosità
	Velocità del vento
	Temperatura di bulbo secco
	Temperatura di bulbo umido
	Pressione atmosferica
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Concentrazione di monte di tutti i costituenti analizzati
	Concentrazione di tutti i costituenti analizzati immessi da affluenti o scarichi puntuali

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO	
IDROLOGICI	Coefficiente di dispersione longitudinale
	Coefficiente di Manning
	Coefficiente di perdita di carico per i tratti in cui si riduce la sezione di scorrimento
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Coefficiente di scambio termico al fondo
	Temperatura dei sedimenti sul fondo
	Tasso di sedimentazione dell'azoto e del fosforo organico
	Tasso di decomposizione dell'azoto e del fosforo organico

Tasso di nitrificazione
Tasso di denitrificazione
Tasso di assorbimento dell'azoto ammoniacale e dei fosfati da parte dei sedimenti
Rapporto tra CBOD <sub>5</sub> e CBOD
Tasso di decomposizione del CBOD
Coefficiente di reazione
Tasso di crescita e decomposizione algale
Coefficienti stechiometrici dell'ossigeno nelle reazioni
Richiesta di ossigeno dei sedimenti
Tasso di estinzione dei coliformi
Tasso di crescita del fitoplancton
Tasso di estinzione del fitoplancton
Tasso di crescita del periphiton
Tasso di estinzione del periphiton
Coefficiente di estinzione della luce
Costante di semisaturazione delle concentrazioni di N e P limitanti la crescita algale
Costante di ossidazione di Fe <sup>2+</sup> e Mn <sup>2+</sup>

### 3.4.2 Il modello CE-QUAL-W2

CE-QUAL-W2 è un modello bidimensionale che considera trascurabili i gradienti laterali. In virtù di questa assunzione il modello ben si presta a studiare il comportamento di quei corpi idrici che, avendo una ridotta sezione e una discreta lunghezza, mostrano apprezzabili gradienti solo in senso verticale e longitudinale. Il modello può quindi essere applicato indistintamente a fiumi, laghi e estuari purché abbiano le caratteristiche di cui sopra.

Il modello permette di variare le dimensioni della griglia di calcolo, sia in termini di lunghezza del segmento considerato che dello spessore degli strati, così da permettere un'elevata precisione nella verifica del comportamento del corso d'acqua laddove questa sia richiesta. Le equazioni di calcolo sono basate sull'approssimazione idrostatica che trascura le accelerazioni verticali. Adatti coefficienti vengono poi utilizzati per simulare il moto turbolento. Il passo temporale di simulazione idrodinamica è calcolato internamente come il massimo intervallo di tempo utilizzabile che garantisce stabilità numerica.

La parte del modello che simula l'andamento della qualità del corso d'acqua include i più importanti processi eutrofici nonché una parte specifica per lo studio delle crescite algali. Le particelle di solidi sedimentate sul fondo di un corso d'acqua rilasciano sostanze nutritive nella colonna d'acqua e esercitano una richiesta di ossigeno disciolto: è in corso di sviluppo una porzione del modello in grado di simulare tutti i fenomeni diagenetici.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO
Temperatura

Solidi sospesi totali
Coliformi
Sedimenti inorganici sospesi
Materia organica sospesa
BOD
Alghe
Detriti
Fosforo
Azoto
Ossigeno disciolto
Ferro
Alcalinità
pH
Sedimenti

DATI RICHIESTI DAL MODELLO	
GENERALI	Sezioni
	Orientamento dei segmenti
DI FLUSSO	Portata di monte
	Portata di valle
METEOROLOGICI	Nuvolosità
	Velocità del vento e direzione
	Precipitazioni
	Temperatura dell'aria
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Concentrazione di monte di tutti i costituenti analizzati
	Concentrazione di tutti i costituenti analizzati immessi dagli affluenti
	Concentrazione di tutti i costituenti analizzati immessi da sorgenti puntuali e diffuse
	Concentrazione di tutti i costituenti apportati dalle piogge

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO	
IDROLOGICI	Viscosità
	Coefficiente di dispersione longitudinale
	Coefficiente di Chezy
	Coefficiente di riparo dall'azione eolica
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Coefficiente di scambio termico al fondo
	Frazione della luce assorbita alla superficie
	Tasso di rilascio dell'azoto e del fosforo dai sedimenti in condizioni di anossia
	Tasso di denitrificazione
	Tasso di nitrificazione
	Velocità di sedimentazione di detriti e solidi sospesi
	Tasso di decadimento di detriti, CBOD, DOM labile e DOM refrattario



Rapporto tra CBOD <sub>5</sub> e CBOD
Tasso di conversione da DOM labile a DOM refrattario
Coefficienti stechiometrici dell'ossigeno nelle reazioni metaboliche e redox
Tasso di estinzione dei coliformi
Tasso di crescita del fitoplancton e del periphiton
Tasso di estinzione del fitoplancton e del periphiton
Tasso di escrezione del fitoplancton e del periphiton
Tasso di respirazione del fitoplancton e del periphiton
Coefficiente di estinzione della luce
Costante di semisaturazione delle concentrazioni di N e P limitanti la crescita algale
Coefficienti stechiometrici di carbonio, azoto e fosforo nella biomassa algale
Frazione di carbonio e clorofilla "a" nella biomassa algale
Intensità di saturazione della luce per la fotosintesi
Velocità di sedimentazione delle alghe
Velocità di fissazione del ferro
Tasso di rilascio del ferro dai sedimenti come frazione di SOD
SOD alla temperatura di riferimento

### 3.4.3

## Il modello HSPF (Hydrologic Simulation Program-Fortran)

HSPF è un modello idrologico a scala di bacino che simula il moto delle acque di pioggia, o anche delle precipitazioni nevose, dal suolo fino al corpo idrico. Quindi permette di simulare il trasporto di un'ampia varietà di composti chimici attraverso il bacino passando dal suolo e continuando nel corpo idrico recettore. La scala temporale su cui permette di operare va dal singolo evento meteorico ad alcuni anni.

Le simulazioni dei processi chimici, fisici e biologici che vengono eseguite dal modello sono basate su di una serie di relazioni empiriche e teoriche. Il risultato è un modello semplice e versatile ma al tempo stesso molto complesso a causa dell'innumerabile numero di parametri che vengono richiesti.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO
Temperatura
Sedimenti inorganici sospesi
BOD
Alghe
Fosforo
Azoto
Ossigeno disciolto
pH

Carbonio inorganico totale
Zooplankton
Detriti
Pesticidi

DATI RICHIESTI DAL MODELLO	
GENERALI	Descrizione del bacino suddiviso in aree con caratteristiche ideologiche simili
	Quote, latitudine e pendenza di ogni area
	Copertura vegetazionale di ogni area
DI FLUSSO	Scale di deflusso
METEOROLOGICI	Nuvolosità
	Velocità del vento
	Precipitazioni
	Temperatura dell'aria
	Punto di rugiada
	Radiazione solare
	Evapotraspirazione potenziale
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Indici di deposizione (umido e secco) atmosferica di nutrienti e pesticidi

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO		
PER I PROCESSI DI VERSANTE	IDROLOGICI	Capacità di intercettazione della vegetazione
		Capacità di ritenzione
		Coefficiente di Manning per lo scorrimento superficiale
		Parametro di recessione dell'interflusso
		Capacità di campo delle aree non vegetate
		Evapotraspirazione potenziale delle aree non vegetate e della falda freatica
		Infiltrazione
	GHIACCIAI	Fattore di correzione dalla temperatura dell'aria ad alta quota
		Soglia di temperatura per le precipitazioni nevose
		Densità della neve fresca
		Coefficienti di sublimazione e condensazione alle condizioni di temperatura e pressione misurati
		Capacità di ritenzione idrica dei ghiacciai
		Tasso di liquefazione dovuta al calore irradiato dal suolo
	SEDIMENTI	Coefficienti di rimozione dovuti all'impatto delle piogge sul suolo
		Coefficienti di trasporto dei sedimenti dovuto allo scorrimento superficiale
		Coefficienti di asporto del suolo dovuto allo scorrimento superficiale
		Coefficienti di recupero del suolo
	NUTRIENTI	Tasso di deposizione atmosferica (umida e asciutta)
		Isoterma di assorbimento dell'azoto particolato e labile
		Tasso di volatilizzazione dell'ammoniaca

		Tasso di assorbimento dell'azoto e del fosforo da parte delle piante	
		Tasso di conversione dell'azoto contenuto nelle piante in azoto contenuto nell'humus	
		Tasso di conversione dell'azoto contenuto nell'humus in azoto organico contenuto nel terreno	
		Tasso di immobilizzazione e mineralizzazione del fosforo	
	PESTICIDI	Tasso di deposizione atmosferica (umida e asciutta)	
		Isoterma di Freundlich	
	ALTRI COMPOSTI	Tasso di deposizione atmosferica (umida e asciutta) per tutti i componenti	
		Concentrazione nei sedimenti	
		Concentrazione nelle acque di interflusso	
		Concentrazione nelle acque di falda	
		Dilavamento potenziale dovuto allo scorrimento superficiale	
	PER I PROCESSI DI CANALE	GENERALI	Coefficiente di Manning per la definizione delle scale di deflusso
		CALORE	Coefficiente per la definizione della perdita di calore dovuto all'evaporazione generata dal vento
			Coefficiente di conduzione del calore tra i sedimenti e la colonna d'acqua
NUTRIENTI		Tasso di deposizione atmosferica (umida e asciutta) per tutti i componenti	
		Coefficiente di rilascio di azoto e fosforo dai sedimenti in condizioni di anossia	
		Tasso di nitrificazione	
		Tasso di denitrificazione	
		Coefficiente di ripartizione dell'azoto e del fosforo tra sedimenti e acqua	
		Tasso di volatilizzazione dell'ammoniaca	
		Tasso di mineralizzazione di azoto e fosforo	
ALTRI COMPOSTI		SOD	
		Tasso di rilascio di BOD dai sedimenti	
		Tasso di decadimento del BOD	
		Coefficiente di reazione	
		Quantità di CO <sub>2</sub> immessa con la reazione	
		Tasso di rilascio della CO <sub>2</sub> dai sedimenti	
		Costanti relative ai processi di decadimento, idrolisi, ossidazione, fotolisi, volatilizzazione, biodegradazione, assorbimento e desorbimento	
FITOPLANCTON E PERIPHITON		Coefficiente di estinzione della luce	
		Concentrazione del plancton non soggetto ad advezione	
		Coefficienti stechiometrici di carbonio, azoto e fosforo nella biomassa	
		Tasso di crescita algale	
		Tasso di respirazione a 20°C	
		Costante di semisaturazione per l'azoto e il fosforo	
		Costante di limitazione della crescita algale dovuta alla luce	
		Mortalità algale in condizioni ambientali favorevoli e sfavorevoli	
ZOOPLANCTON		Tasso di filtrazione	
		Tasso di ingestione	
		Efficienza di assimilazione	
	Tasso di respirazione a 20°C		

	SOLIDI SOSPESI	Tasso di mortalità in condizioni aerobiche e anaerobiche
		Diametro, densità e velocità di sedimentazione delle particelle
		Coefficiente di erodibilità
		Capacità di trasporto per le sabbie

### 3.4.4 Il modello CE-QUAL-ICM

CE-QUAL-ICM è un modello per valutare il grado di eutrofizzazione in un volume finito che può essere utilizzato per calcolare le variabili mono, bi e tri dimensionali che caratterizzano la qualità delle acque. Il modello può quindi essere applicato ad ogni corpo idrico superficiale, inclusi i sistemi ben miscelati come gli estuari.

Il modello incorpora 22 variabili di stato che riguardano alghe, carbonio, azoto, fosforo, silicio e ossigeno disciolto. Inoltre contiene un sottomodello che simula i processi bentici compresi la richiesta di ossigeno dei sedimenti il flusso di nutrienti dai sedimenti alla colonna d'acqua.

Il modello non simula i processi idrodinamici per cui dati quali coefficienti di diffusione, e curve di portata devono essere valutati con altri strumenti e riportati al suo interno. Di solito per queste operazioni viene utilizzato il modello CH3D-WES che è un modello idrodinamico tridimensionale in grado di simulare tutti i processi fisici che afferiscono al miscelamento di un corpo idrico.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO	
	Temperatura
	Salinità
	Sostanza organica disciolta
	Detriti
	Ossigeno disciolto
	Azoto
	Composti conservativi
	Fosforo
	Alghe
	Metalli
	Silicio
	COD
	Diagenesi dei sedimenti

DATI RICHIESTI DAL MODELLO	
GENERALI	Organizzazione del sistema in celle tridimensionali
	Creazione di un file in grado di mettere in relazione ogni cella con la portata relativa al tratto

DI FLUSSO	Utilizzo di un modello idrodinamico di supporto
	Curve di portata e coefficienti diffusivi per ogni cella
	Curve volume superficie per ogni strato
METEOROLOGICI	Dati giornalieri se disponibili
	Coefficiente di scambio termico alla superficie
	Temperatura di equilibrio
	Illuminazione giornaliera
	Durata del giorno medio
	Precipitazioni
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Concentrazione di tutti i costituenti analizzati immessi da sorgenti puntuali e diffuse
	Concentrazione di azoto e fosforo apportati dalle piogge

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO	
IDROLOGICI	Coefficiente di diffusione orizzontale ottenuto col modello idrodinamico di supporto
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Coefficiente di scambio termico alla superficie
	Coefficiente di diffusione all'interfaccia acqua sedimenti
	Tasso di denitrificazione
	Tasso di nitrificazione
	Concentrazione di semisaturazione dell'ossigeno disciolto
	Concentrazione di semisaturazione del nitrato per la denitrificazione
	Concentrazione di semisaturazione dell'ammonio e del ossigeno disciolto per la nitrificazione
	Tasso di conversione dell'azoto e del fosforo contenuti nel particolato
	Tasso di conversione del silicio contenuto nel particolato
	Coefficiente di partizione del fosforo inorganico
	Coefficiente di partizione del silicio disponibile
	Velocità di sedimentazione del fosforo, dell'azoto e del silicio organici contenuti nel particolato
	Distribuzione dei nutrienti liberati dai processi metabolici tra particolato, materia organica disciolta e composti inorganici disciolti
	Tasso di decadimento del carbonio organico disciolto
	Tasso di conversione da carbonio organico particolato a carbonio organico disciolto
	Velocità di sedimentazione del carbonio organico particolato
	Tasso di ossidazione del COD
	Concentrazione di semisaturazione dell'ossigeno disciolto necessario all'ossidazione del COD
	Rapporto carbonio ossigeno nelle reazioni
	Coefficiente di reareaazione
	Parametri specifici per cianobatteri, alghe verdi e diatomee
	Costante metabolica alla temperatura di riferimento
	Profondità di massima produzione algale
Velocità di sedimentazione delle alghe	
Coefficiente di estinzione della luce	
Intensità di saturazione della luce necessaria alla fotosintesi	
Rapporto azoto carbonio e silicio carbonio nella biomassa algale	

	Rapporto carbonio clorofilla "a" nella biomassa algale
	Concentrazione di semisaturazione dell'azoto del fosforo e del silicio limitanti la crescita
	Fattore di preferenza per l'azoto ammoniacale
	Velocità di sedimentazione dei metalli
	Tasso di rilascio di metalli dai sedimenti in condizioni anossiche
	Concentrazione di semisaturazione dell'ossigeno disciolto per la cessazione del rilascio dei metalli dai sedimenti
	Solubilità dei metalli in condizioni anossiche
	Flusso tra colonna d'acqua e sedimenti di carbonio, azoto, fosforo, silicio ed ossigeno alla temperatura di riferimento
	Coefficiente di trasferimento di massa del nitrato dalla colonna d'acqua agli interstizi dei sedimenti
	Concentrazione di semisaturazione dell'ossigeno disciolto per il consumo di ossigeno da parte dei sedimenti

### 3.4.5 Il modello EFDC/HEM3D

Il modello EFDC e il modello HEM3D sono dei modelli tridimensionali per la simulazione dei processi idrodinamici e di diffusione degli inquinanti nelle acque superficiali quali fiumi, laghi, zone umide, estuari e coste marine. I processi fisici vengono simulati utilizzando un modulo di calcolo simile a quello utilizzato dal CH3D-WES. Ma, a differenza di CH3D-WES, EFDC è in grado di rappresentare anche i processi idraulici per sistemi a flusso controllato, il condizionamento del moto delle acque dovuto alla resistenza offerta dalla vegetazione nelle zone umide e i fenomeni di stress dovuti alla radiazione solare nelle zone costiere.

EFDC utilizza un'equazione idrostatica tridimensionale di moto per fluidi a densità variabile che viene risolta su griglie ortogonali in cui le coordinate verticali sono coordinate sigma mentre quelle orizzontali sono coordinate curvilinee o Cartesiane. Il moto turbolento viene simulato da uno schema Mellor-Yamada di livello 2,5. Al suo interno EFDC contiene anche un sottomodulo che permette di simulare le condizioni al contorno tra i vari livelli.

L'andamento della salinità, la distribuzione di calore, sedimenti e sostanze tossiche, che possono essere descritti mediante un equilibrio di partizione tra fase acquosa e fase solida, vengono ben rappresentati dall'equazione di cui sopra. Anche il trasporto delle larve dei molluschi può essere simulato e a tal proposito il modello contiene delle subroutine specifiche per questo tipo di applicazione.

Per simulare l'andamento delle sostanze la cui distribuzione è condizionata anche da reazioni in fase acquosa, il modello EFDC è stato integrato con un altro modulo denominato HEM3D che permette di valutare, oltretutto, anche i processi eutrofici e quelli di diagenesi dei sedimenti. Questi ultimi processi vengono trattati come nel modello CE-QUAL-ICM.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO

Temperatura
Coliformi
Salinità
Sostanza organica disciolta
Detriti
Ossigeno disciolto
Azoto
Traccianti conservativi
Fosforo
Alghe
Metalli
Silicio
COD
Sedimenti
Diagenesi dei sedimenti

DATI RICHIESTI DAL MODELLO	
GENERALI	Batimetria
	Suddivisione del sistema in una griglia tridimensionale
	Localizzazione delle strutture di controllo
	Tipi di vegetazione e loro densità nelle zone umide
DI FLUSSO	Curve di livello
	Curve di portata
METEOROLOGICI	Velocità e direzione del vento
	Precipitazioni
	Evaporazione
	Pressione atmosferica
	Temperatura (bulbo secco e umido)
	Radiazione solare
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Concentrazione di tutti i costituenti chimici immessi dalle sorgenti puntuali
	Concentrazione di tutti i costituenti chimici immessi dalle sorgenti diffuse

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO	
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Tasso di denitrificazione
	Tasso di nitrificazione
	Concentrazione di semisaturazione dell'ossigeno disciolto necessario all'ossidazione di composti tossici
	Concentrazione di semisaturazione del nitrato necessario alla denitrificazione
	Concentrazione di semisaturazione dell'ossigeno disciolto e dell'ammonio necessari alla nitrificazione
	Tasso di trasformazione del particolato ad azoto e fosforo organici
	Tasso di conversione da silicio biogenico a silicio disponibile

Coefficiente di partizione del fosforo inorganico
Coefficiente di partizione del silicio disponibile
Velocità di sedimentazione del fosforo, dell'azoto e del silicio organici contenuti nel particolato
Distribuzione dei nutrienti liberati dai processi metabolici tra particolato, materia organica disciolta e composti inorganici disciolti
Tasso di decadimento del carbonio organico disciolto
Tasso di conversione da carbonio organico particolato a carbonio organico disciolto
Velocità di sedimentazione del carbonio organico particolato
Tasso di ossidazione del COD
Concentrazione di semisaturazione dell'ossigeno disciolto necessario all'ossidazione del COD
Rapporto carbonio ossigeno nelle reazioni
Coefficiente di reareaazione
Parametri specifici per cianobatteri, alghe verdi e diatomee
Costante metabolica alla temperatura di riferimento
Profondità di massima produzione algale
Velocità di sedimentazione delle alghe
Coefficiente di estinzione della luce
Intensità di saturazione della luce necessaria alla fotosintesi
Rapporto azoto carbonio e silicio carbonio nella biomassa algale
Rapporto carbonio clorofilla "a" nella biomassa algale
Concentrazione di semisaturazione dell'azoto del fosforo e del silicio limitanti la crescita
Fattore di preferenza per l'azoto ammoniacale
Velocità di sedimentazione dei metalli
Tasso di rilascio di metalli dai sedimenti in condizioni anossiche
Concentrazione di semisaturazione del ossigeno disciolto per la cessazione del rilascio dei metalli dai sedimenti
Solubilità dei metalli in condizioni anossiche
Volume specifico dei sedimenti
Gravità specifica dei sedimenti
Velocità di sedimentazione
Risospensione dei sedimenti
Flusso tra colonna d'acqua e sedimenti di carbonio, azoto, fosforo, silicio ed ossigeno alla temperatura di riferimento
Coefficiente di trasferimento di massa del nitrato dalla colonna d'acqua agli interstizi dei sedimenti
Concentrazione di semisaturazione dell'ossigeno disciolto per il consumo di ossigeno da parte dei sedimenti

### 3.4.6 Il modello QUAL2E

QUAL2E è un modello monodimensionale in grado di simulare le condizioni idrodinamiche e di diffusione degli inquinanti di fiumi e torrenti per i quali possa essere assunto il perfetto mescolamento e quindi lo stato stazionario. Non è quindi utilizzabile in condizioni di flusso non stazionario o quando nel



sistema in analisi vengono immerse portate d'acqua la cui qualità non è costante. Comunque gli effetti che le variazioni delle condizioni meteorologiche possono avere sulla temperatura dell'acqua, con ciò che ne consegue, e sulla fotosintesi algale possono essere comunque simulati. Il modello è stato sviluppato come uno strumento di pianificazione in grado di aiutare a definire i carichi massimi giornalieri accettabili per un corso d'acqua.

Un'evoluzione del modello, il QUAL2E-UNCAS, fornisce anche uno strumento in grado di analizzare la sensibilità dei risultati ottenuti con la simulazione rispetto all'incertezza dei dati utilizzati in ingresso. Sono disponibili tre strumenti per la valutazione dell'incertezza: l'analisi della sensibilità, l'analisi dell'errore del primo ordine e la simulazione Monte Carlo. Quantificare l'incertezza della previsione del modello può consentire di stimare quanto sia probabile che un indicatore di qualità dei corsi d'acqua venga a trovarsi al di sotto o al di sopra di un valore considerato ottimale.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO	
Ossigeno disciolto	
BOD	
Temperatura	
Alghe come Clorofilla "a"	
Azoto	
Fosforo	
Coliformi	
Composti specifici scelti dall'operatore (uno non conservativo e tre conservativi)	

DATI RICHIESTI DAL MODELLO	
GENERALI	Descrizione della struttura del corso d'acqua
	Sezioni trapezoidali localizzate in modo da definire le variazioni di geometria del corso d'acqua o in alternativa Scale di deflusso
DI FLUSSO	Condizioni stazionarie di flusso per ogni sezione di monte
	Condizioni stazionarie di flusso per ogni immissione e ogni derivazione puntuale
	Condizioni stazionarie di flusso per ogni immissione e ogni derivazione non puntuale
METEOROLOGICI	Nuvolosità
	Velocità del vento
	Temperatura di bulbo secco
	Temperatura di bulbo umido
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Pressione atmosferica
	Concentrazione di ogni costituente nelle sezioni di monte e nelle immissioni puntuali e diffuse
	Concentrazione dei costituenti nella sezione di valle: opzionale

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO	
IDROLOGICI	Coefficiente di dispersione longitudinale per ogni porzione in cui viene suddiviso il sistema

	Coefficiente di Manning per ogni porzione in cui viene suddiviso il sistema
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Coefficienti empirici in grado di fornire la perdita di calore in funzione della velocità del vento
	Coefficiente di estinzione della luce
	Tasso di decadimento dell'azoto e del fosforo organico
	Tasso di sedimentazione dell'azoto e del fosforo organico
	Tasso di ossidazione del nitrito a nitrato
	Tasso di rilascio dell'azoto e del fosforo dai sedimenti in condizioni anossiche
	Tasso di decadimento del CBOD
	Tasso di sedimentazione del CBOD
	Tasso di richiesta di ossigeno dei sedimenti
	Coefficiente di reareaazione
	Coefficiente stechiometrico dell'ossigeno nelle reazioni metaboliche
	Velocità di decadimento lineare dei costituenti scelti dall'operatore
	Velocità di sedimentazione dei costituenti scelti dall'operatore
	Tasso di rilascio areale dai sedimenti dei costituenti scelti dall'operatore
	Tasso massimo di crescita di Fitoplancton e Periphiton
	Tasso massimo di respirazione di Fitoplancton e Periphiton
	Coefficienti stechiometrici di carbonio, azoto e fosforo nella biomassa algale
	Coefficiente di conversione da clorofilla "a" biomassa
	Costante di semisaturazione di fosforo e azoto limitante la crescita
	Intensità di saturazione della luce necessaria alla fotosintesi
Velocità di sedimentazione delle alghe	
Fattore di preferenza per l'azoto ammoniacale	

### 3.4.7 Il modello MIKE 11

MIKE 11 è un modello monodimensionale in grado di descrivere il comportamento di fiumi, torrenti e canali caratterizzati da qualsiasi tipo di moto grazie all'utilizzo dell'intero sistema di equazioni di St. Venant. Il modulo di calcolo permette inoltre di valutare la diffusione degli inquinanti all'interno di un corso d'acqua dando conto anche degli effetti che, il dilavamento superficiale e l'assetto morfologico, hanno su di essa.

Grazie al sofisticato modulo idrodinamico disponibile, il modello può simulare il trasporto dei sedimenti, l'andamento dell'ossigeno disciolto, dei nutrienti e dei fenomeni eutrofici.

Il modello può anche simulare i processi di trasporto, e con essi i processi biochimici associati, relativi a corpi idrici stratificati, come gli estuari, grazie ad un modulo associato che è il MIKE 12.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO
Alghe

Zooplankton
Detriti
Sedimenti
Ossigeno disciolto
Temperatura
Azoto
Fosforo
BOD
Coliformi
Metalli
Composti specifici scelti dall'operatore

<b>DATI RICHIESTI DAL MODELLO</b>
Non disponibili

<b>PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO</b>
Non disponibili

### 3.4.8 Il modello MIKE 21

MIKE 21 è un modello bidimensionale che può essere applicato ai laghi, gli estuari, le aree costiere e al mare purché i fenomeni di stratificazione siano trascurabili. MIKE 21 nasce come modello idrodinamico, così come MIKE 11, per cui può essere utilizzato per simulare molti fenomeni idraulici come il moto delle maree, la rottura delle dighe o addirittura gli tsunami.

Il modulo relativo alla qualità delle acque, può simulare il trasporto di costituenti conservativi o che comunque decadono linearmente, i processi eutrofici incluso il ciclo dei nutrienti, l'andamento del fitoplancton e dello zooplankton, la crescita algale, i processi afferenti all'ossigeno disciolto, lo scambio dei metalli tra i sedimenti e la colonna d'acqua, nonché il trasporto, la deposizione e l'erosione dei sedimenti.

<b>COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO</b>
Salinità
Alghe
Zooplankton
Detriti
Sedimenti
Ossigeno disciolto
Temperatura

Azoto
Fosforo
BOD
Coliformi
Metalli
Composti specifici scelti dall'operatore

<b>DATI RICHIESTI DAL MODELLO</b>
Non disponibili

<b>PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO</b>
Non disponibili

### 3.4.9 Il modello MIKE 3

MIKE 3 è un modello tridimensionale in grado di rappresentare i processi idrodinamici più complessi compresi i fenomeni dispersivi. Il suo modulo idrodinamico utilizza le equazioni di Reynolds e Navier-Stokes.

Il modulo di qualità delle acque è analogo a quello del modello MIKE 21.

<b>COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO</b>
Salinità
Alghe
Zooplankton
Detriti
Sedimenti
Ossigeno disciolto
Temperatura
Azoto
Fosforo
BOD
Coliformi
Metalli
Composti specifici scelti dall'operatore

<b>DATI RICHIESTI DAL MODELLO</b>
Non disponibili

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO
Non disponibili

### 3.4.10 Il modello AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution Model)

AGNPS è un modello di bacino che simula il trasporto di nutrienti e sedimenti dai terreni agricoli fino alle acque superficiali. I nutrienti considerati sono l'azoto e il fosforo, che costituiscono gli elementi base nella crescita delle piante nonché i maggiori responsabili dei fenomeni eutrofici nelle acque superficiali. Inoltre il modello prende in considerazione anche gli apporti di questi componenti imputabili alle sorgenti puntuali e agli spandimenti di liquami di origine zootecnica sui terreni agricoli.

Il modello è in grado di fornire le caratteristiche qualitative di un corso d'acqua anche in sezioni intermedie rispetto a quella di chiusura del bacino. Questa capacità è legata alla struttura del modello che funziona sulla base di una schematizzazione a celle omogenee, ognuna delle quali contiene una parte delle informazioni riguardanti il bacino.

Il modello usa equazioni e metodologie ben consolidate e diffusamente utilizzate da agenzie quali l'USDA. Il volume delle acque di ruscellamento e i picchi di portata vengono stimati usando il metodo SCS. In particolare i picchi di portata in ogni cella vengono stimati usando una relazione empirica che viene usata anche in modelli come CREAMS. L'erosione e il trasporto di sedimenti vengono invece stimati usando una forma modificata della USLE (Universal Soil Loss Equation). Il dato relativo ad ogni cella viene trasportato alla cella successiva e il valore complessivo viene valutato utilizzando un'equazione basata sull'ipotesi dello stato stazionario. Il trasporto dei composti chimici inquinanti viene calcolato utilizzando una relazione adattata dal CREAMS nonché un modello di calcolo basato sulla suddivisione delle celle in sottoaree, che vengono assimilate a sorgenti puntuali, e che contengono i dati relativi alle deiezioni animali sparse sul terreno che non vengono assorbite dal suolo ma trasportate direttamente ai corsi d'acqua mediante il ruscellamento (feedlot). I dati relativi alle altre sorgenti puntuali vengono immessi considerando cella per cella gli aumenti di portata e le concentrazioni relative di inquinanti.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO
Volume di ruscellamento
Picchi di portata
Frazione di ruscellamento relativo ad ogni cella
Erosione
Sedimenti trasportati da ogni cella
Azoto
Fosforo

COD
Sedimenti
Massa del materiale solubile ruscettato
Concentrazione dei materiali solubili

DATI RICHIESTI DAL MODELLO	
GENERALI	Numero di celle
	Pendenza dei suoli
	DTM dei terreni
	Tessitura dei suoli
	Carta dell'uso dei suoli
DI FLUSSO	Pendenza degli alvei
	Pendenza delle sponde
METEOROLOGICI	Velocità e direzione del vento
	Precipitazioni
	Evaporazione
	Pressione atmosferica
	Temperatura (bulbo secco e umido)
	Radiazione solare
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Concentrazione degli inquinati nelle sorgenti puntuali
	Informazioni sulle pratiche agricole (spandimenti, quantità e tipo di fertilizzanti utilizzati)

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO	
IDROLOGICI	Direzione dei deflussi
	Coefficiente di Manning
DI QUALITA' DELLE ACQUE	Fattore di erodibilità dei suoli
	Fattore di decadimento del COD

### 3.4.11 Il modello SWRRBWQ (Simulator for Water Resources in Rural Basin – Water Quality)

SWRRBWQ è un modello sviluppato dall'USDA in grado di simulare l'andamento delle condizioni meteorologiche, l'idrologia e il trasporto di nutrienti, pesticidi e sedimenti a scala di bacino. I processi considerati includono lo scorrimento superficiale, l'affioramento della falda superficiale, la percolazione, l'evapotraspirazione, le perdite per trasmissione, la presenza di invasi, la sedimentazione e la crescita delle colture. Un generatore meteo permette di simulare le precipitazioni, la temperatura e la radiazione solare in mancanza di dati. Il modello delle precipitazioni è il Markov del primo ordine, mentre la temperatura e la radiazione solare vengono generate da una distribuzione normale.

Per quanto riguarda la simulazione dei componenti principali, SWRRBWQ è molto simile al modello AGNPS. L'andamento dei sedimenti viene simulato utilizzando una modificazione della USLE mentre quello dei nutrienti viene valutato utilizzando il modello EPIC. Per i pesticidi viene utilizzata una modificazione del CREAMS mentre per i volumi di ruscellamento si utilizza il metodo SCS.

Per le altre componenti invece il discorso è un po' più articolato. Per l'affioramento della falda superficiale, il contributo alle portate ad esso dovuto, viene valutato come funzione delle proprietà idrauliche del suolo. La componente percolazione viene valutata utilizzando un modello di stoccaggio combinato ad un modello di crack-flow che permettono di simulare il flusso attraverso la zona radicale. Le perdite per trasmissione sono calcolate come funzione delle dimensioni dei canali e della effettiva conduttività dei letti dei corsi d'acqua. L'influenza degli invasi viene valutata sulla base di equazioni che considerano la portata entrante, quella uscente e le perdite per evaporazione, infiltrazione ed eventuali sfioramenti.

L'influenza dovuta alla presenza di colture viene valutata partendo dalla determinazione della biomassa totale prodotta durante il periodo di crescita delle piante. Questa viene considerata funzione della radiazione solare, dell'indice di copertura fogliare e degli stress idrici e termici a cui sono sottoposte le piante. Il submodello ET utilizza poi il dato sulla biomassa prodotta per calcolare l'evapotraspirazione.

Questo calcolo viene fatto sia per le piante annuali che per quelle perenni. Per quelle annuali l'indice di copertura fogliare viene calcolato giorno per giorno a partire dal dato minimo relativo alla semina fino ad arrivare al dato massimo relativo al periodo pre-mietitura.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO
Azoto
Fosforo
COD
Sedimenti
Erosione
Picchi di portata

DATI RICHIESTI DAL MODELLO
Non disponibili

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO
Non disponibili

### 3.4.12 Il modello HEC-5Q

HEC-5Q è un modello studiato per il controllo della qualità delle acque negli invasi. I parametri simulati sono: temperatura, ossigeno disciolto, fitoplancton e sei parametri a scelta tra conservativi e non conservativi.

In particolare il modello è in grado di valutare, a partire dai dati quali-quantitativi relativi alle immissioni, la quantità di rilasci possibili dall'invaso al fine di mantenere un determinato grado di qualità delle acque (è quindi applicabile anche ai laghi regolati).

In realtà il modello è un'evoluzione di un modello esclusivamente idraulico che è HEC-5 ed è costituito da un pacchetto di programmi indipendenti, che assolvono a varie funzioni, ma che insieme formano il programma. I programmi indipendenti sono: GEDA, HEATX e WEATHER.

GEDA (Geometric Elements from Cross Section Coordinates) fornisce le tabelle dei dati idraulici che servono poi per le elaborazioni di HEC-5.

HEATX (Heat Exchange Program) è un programma utilizzato per fornire le variazioni giornaliere di temperatura e valutare l'equilibrio termico che si instaura all'interfaccia acqua atmosfera sulla base dei dati meteorologici disponibili.

WEATHER è invece un programma che è stato sviluppato per supplire alla mancanza dei dati meteo richiesti da HEC-5.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO
Temperatura
Ossigeno disciolto
Fitoplancton
Composti specifici scelti dall'operatore (tre conservativi e tre non conservativi)

DATI RICHIESTI DAL MODELLO
Non disponibili

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO
Non disponibili

### 3.4.13 Il modello WQRRS (Water Quality for River-Reservoir System)

WQRRS è un pacchetto di programmi che è stato assemblato per permettere di valutare le condizioni qualitative delle acque di fiumi e invasi. Il pacchetto fornisce profili verticali, di qualità delle acque, negli invasi e profili longitudinali nei fiumi per cui lavora come un modello modimensionale.



Il pacchetto contiene tre moduli separati, WQRRSR, WQRRSQ e SHP, che possono lavorare sia come un sistema unico integrato che come modelli separati. Inoltre sono compresi anche i programmi GEDA, HEATX e WEATHER che sono già stati descritti nel modello HEC-5Q.

WQRRSR valuta la qualità delle acque negli invasi. Il modello è monodimensionale, come già detto, ed è usato per valutare la stratificazione verticale di oltre 18 parametri tra chimici, fisici e biologici.

WQRRSQ valuta la qualità delle acque in fiumi e torrenti e può essere utilizzato per fornire dati di input per il modello WQRRSR. Inoltre ha la possibilità di accettare i dati di qualità e quantità delle acque di ruscellamento provenienti da altri modelli come STORM.

SHP è il modello idraulico del pacchetto. Questo è in grado di fornire le curve di portata, le curve di livello e le velocità di scorrimento di un corso d'acqua.

COSTITUENTI ANALIZZABILI CON IL MODELLO
Non disponibili

DATI RICHIESTI DAL MODELLO
Non disponibili

PARAMETRI RICHIESTI DAL MODELLO
Non disponibili

## 3.5 Considerazioni generali sui modelli

### 3.5.1 Descrizione della geometria fluviale

Tutti i modelli richiedono essenzialmente lo stesso tipo di informazioni per definire le caratteristiche geometriche di un corso d'acqua. L'asta fluviale viene divisa in una serie di tratti ad ognuno dei quali vengono associati dei dati descrittivi sia delle caratteristiche geometriche che delle caratteristiche di flusso (geometria del fondo alveo, curve di portata). Il numero dei tratti necessari a descrivere il sistema in studio, viene individuato sulla base della presenza di elementi che possono variare le condizioni idrauliche del corso d'acqua o che possono alterare lo svolgersi dei processi biochimici. Quindi la presenza di affluenti, derivazioni, traverse, briglie e quant'altro, viene evidenziata dalla presenza di un tratto.

Ogni tratto viene a sua volta suddiviso in una serie di elementi computazionali necessari a definire le variazioni spaziali della qualità delle acque al suo interno. Il numero e le dimensioni di questi elementi dipende dalla accuratezza che si vuole ottenere nella descrizione dell'andamento della qualità delle

acque. Maggiore sarà la risoluzione spaziale desiderata, maggiore sarà il numero di elementi computazionali considerati. Un numero sufficiente di elementi può permettere di caratterizzare anticipatamente le variazioni spaziali della qualità delle acque dovute a diverse fonti di inquinamento o a specifici processi di alterazioni delle stesse. In generale il numero di elementi considerati deve essere in numero maggiore rispetto al numero di stazioni di campionamento utilizzate per il monitoraggio della qualità. Infatti è stato verificato che l'andamento dei singoli parametri lungo l'asta fluviale, che si ottiene dal modello, tende ad approssimarsi sempre di più a quello verificato sperimentalmente aumentando il numero degli elementi computazionali considerati.

Ritornando ai dati descrittivi delle caratteristiche geometriche e delle caratteristiche di flusso dei singoli tratti, va comunque evidenziato che il loro numero può variare a seconda del modello utilizzato. Più è complesso l'algoritmo idrologico utilizzato dal modello per descrivere le condizioni di flusso, maggiore sarà il numero di dati necessari a farlo funzionare.

Comunque i dati solitamente richiesti da questi modelli per ogni tratto sono:

- 1 lunghezza del tratto;
- 2 variazioni di larghezza del tratto, area della sezione trasversale al moto e profondità;
- 3 pendenza del fondo alveo;
- 4 variazioni del perimetro bagnato o raggio idraulico con profondità;
- 5 coefficiente di scabrezza del fondo alveo (n di Manning).

In tutti i modelli questi parametri vengono assunti costanti all'interno di un dato tratto.

La lunghezza e la pendenza media su lunghe distanze possono essere determinate da dati topografici, mentre le altre variabili in genere richiedono delle misure di campo.

I primi due tipi di dati, lunghezza e area della sezione trasversale, sono di fondamentale importanza in ogni modello. Le restanti informazioni possono essere richieste o meno a seconda delle equazioni idrauliche usate dal modello. Per esempio se si usa un modello che assume il profilo idrico costante (moto permanente) nel descrivere le condizioni di flusso (vedi QUAL2E), sono necessarie solo la lunghezza e l'area della sezione trasversale per descrivere le variazioni di qualità attraverso il sistema. Invece se si usano le equazioni di Manning (opzione prevista da QUAL2E) o le equazioni di St. Venant (vedi WQRSS) per descrivere l'andamento del profilo idrico (moto vario), allora le informazioni da 3 a 5 sono anch'esse necessarie per calcolare le variazioni di qualità.

Molti modelli sono in grado di calcolare al loro interno l'area della sezione trasversale al flusso come una funzione della profondità basata su di una rappresentazione ideale della forma geometrica del tratto considerato. Per esempio, se si assume che il tratto considerato abbia una forma trapezoidale, allora è necessario specificare solo la larghezza del fondo alveo e la pendenza delle sponde. Se si assume una forma rettangolare invece è necessario specificare solo la larghezza del fondo alveo.

Il livello di dettaglio richiesto nella descrizione delle caratteristiche geometriche del sistema dipende dalla variabilità intrinseca del sistema stesso. Per un corso d'acqua che ha pendenza e sezione uniformi nell'area oggetto dello studio, saranno necessari solo pochi transetti per descriverlo dal punto di vista geometrico. Se viceversa, la geometria del corso d'acqua varia notevolmente nell'area in studio, allora sarà necessaria la divisione in un congruo numero di tratti significativi ognuno dei quali dovrà essere caratterizzato da un numero sufficiente di transetti atti a descrivere compiutamente la geometria del sistema. In genere da tre a cinque sezioni trasversali misurate lungo ogni tratto, sono sufficienti a definire le caratteristiche medie del tratto stesso che verranno poi utilizzate per descriverne la geometria all'interno del modello. Comunque è necessaria non meno di una sezione trasversale per ogni tratto.

### 3.5.2 Impostazione del regime idraulico

La conoscenza delle condizioni di flusso è di fondamentale importanza nello studio dell'andamento degli inquinanti in un corso d'acqua. Molti dati sono necessari per caratterizzare il regime idraulico di un fiume all'interno di un'area oggetto di studio. Questi includono le portate a monte dell'area interessata dallo studio, le portate di tutti gli affluenti, le portate entranti nel sistema dovute al ruscellamento o alle acque sotterranee, le portate derivate, le portate di rigurgito nonché i livelli idrici in alcune sezioni. In un'analisi dettagliata occorre considerare significative anche le portate degli scarichi inquinanti che superano del 5 o 10% la portata complessiva del sistema in studio.

Però mentre le portate di monte, quelle degli affluenti e quelle delle derivazioni possono essere misurate direttamente, quelle dovute al ruscellamento o alle acque sotterranee devono essere stimate per differenza tra le portate misurate in sezioni successive.

Molti modelli permettono di utilizzare profili idrici differenziati per ogni tratto in cui viene suddiviso il corso d'acqua. Ciò richiede la misura simultanea delle altezze idrometriche e della portata per una serie di valori di portate in tutto l'intervallo d'interesse. Sebbene due coppie di dati siano sufficienti per costruire una scala di deflusso, è preferibile costruirla utilizzando tre o più coppie di dati per migliorarne l'accuratezza. Se possibile le portate misurate devono coprire l'intero intervallo di condizioni attese nello studio che si vuole affrontare. A tal fine può essere utile un'analisi preliminare per stimare le relazioni esistenti tra altezza idrometrica ( $h$ ), area della sezione trasversale ( $A$ ), velocità di flusso ( $v$ ) e portata ( $Q$ ) presso stazioni di misura esistenti anche se queste raramente sono rappresentative di tratti molto lunghi perché sono di solito localizzate in punti di controllo per i quali la relazione tra livello idrico e portata è unica.

Le scale di deflusso vengono costruite diagrammando l'altezza idrica rispetto alla portata su scale logaritmiche in quanto esse sono correlate da un'equazione esponenziale del tipo:

$$h = a_1 Q^{b_1}$$

dove  $h$  = altezza idrometrica

$Q$  = portata

$a_1$  e  $b_1$  = coefficienti empirici

I coefficienti  $a_1$  e  $b_1$  vengono calcolati determinando l'intercetta e la pendenza della una retta ottenuta diagrammando i valori di  $Q$  ed  $h$  misurati. Relazioni analoghe possono essere sviluppate tra i valori di portata e l'area della sezione trasversale o la velocità rispettivamente:

$$A = a_2 Q^{b_2}$$

$$v = a_3 Q^{b_3}$$

dove  $A$  = area della sezione trasversale

$v$  = velocità

$a_2, b_2, a_3$  e  $b_3$  = coefficienti empirici

L'area della sezione trasversale come funzione dell'altezza è ottenuta dai dati sulla geometria del tratto in esame, mentre la velocità viene calcolata dall'equazione di continuità della portata ( $v = Q/A$ ). I coefficienti  $a_2, b_2, a_3$  e  $b_3$  vengono calcolati come visto per  $a_1$  e  $b_1$ . Questi parametri sono richiesti come dati di input da alcuni dei modelli di qualità prima descritti.

La conoscenza della geometria del sistema e delle sue condizioni di flusso rappresentano dei punti critici per il calcolo del trasporto degli inquinanti al suo interno. Quando la geometria di un corso d'acqua varia molto anche all'interno di un singolo tratto rendendo difficile la sua caratterizzazione in dettaglio, o quando gli apporti di portate non sono ben definiti a causa delle difficoltà incontrate nel misurarli, è spesso preferibile supplire alla carenza di dati utilizzando traccianti quali la rodamina WT. L'informazione che si ottiene dall'uso di queste sostanze può essere usata per aggiustare i dati sulla geometria o sulle portate così che i dati ottenuti dal modello di trasporto siano confrontabili con quelli misurati direttamente col tracciante. In effetti non si fa altro che calibrare esattamente il modello sulla base dei dati sperimentali ottenuti.

### 3.5.3 Approccio ai fenomeni meteorologici

Poiché la temperatura influenza il livello di ossigeno disciolto presente nelle acque e la maggior parte dei processi chimici e biologici che avvengono nei corsi d'acqua, molti modelli di qualità includono delle subroutine in grado di simulare l'andamento della temperatura nell'ambiente idrico.

Per poter effettuare il bilancio di calore questi modelli necessitano di alcuni dati meteorologici. Lo scambio di calore all'interfaccia aria-acqua dipende da molti fattori quali la radiazione solare ad onde corte, la radiazione atmosferica ad onde lunghe, la radiazione ad onde lunghe emessa dalla superficie terrestre, gli scambi di calore dovuti ai moti convettivi e il calore latente di evaporazione. Molti modelli calcolano ognuno di questi fattori separatamente e poi sommano il loro effetto per fornire il flusso netto di calore alla superficie dell'acqua.

Il metodo di calcolo alternativo si basa sull'approccio della temperatura di equilibrio nel quale tutti i fattori su esposti vengono combinati in due parametri: la temperatura di equilibrio e il coefficiente di scambio termico alla superficie, ognuno dei quali varia continuamente in funzione delle condizioni meteorologiche. Infatti il metodo della temperatura di equilibrio equivale essenzialmente alla versione linearizzata del bilancio di calore che viene usato nella maggior parte dei modelli di qualità incluso QUAL2E.

I dati meteorologici richiesti sono essenzialmente gli stessi indipendentemente dal tipo di modello usato:

- 1 radiazione solare;
- 2 copertura nuvolosa;
- 3 temperatura dell'aria;
- 4 umidità relativa (temperatura di bulbo secco o temperatura di rugiada);
- 5 velocità del vento;
- 6 pressione atmosferica.

Molti modelli calcolano la radiazione solare incidente internamente al modello stesso in funzione della latitudine, della longitudine, del giorno dell'anno, dell'ora e della diffrazione e dell'assorbimento della luce dovuti al pulviscolo atmosferico. I dati di copertura nuvolosa sono necessari per calcolare l'ammontare di radiazione solare che raggiunge la superficie dell'acqua. L'approccio alternativo usato da alcuni modelli consiste nell'immettere direttamente i valori di radiazione solare misurati. Nelle aree montane o nelle aree dove la vegetazione ripariale è densa, un'ulteriore riduzione della radiazione solare incidente può essere calcolata dal modello sulla base delle informazioni topografiche e con l'uso di carte della vegetazione introducendo opportuni coefficienti nelle equazioni di calcolo.

Le cinque variabili meteorologiche sopra riportate spesso possono essere ottenute anche sfruttando i dati provenienti da stazioni di monitoraggio situate in aree attigue a quella in studio, utilizzando strumenti di calcolo, come quelli contenuti nei sistemi GIS, che permettono di ottenere carte delle precipitazioni e quant'altro a partire dai dati anche di poche stazioni, purché ben distribuite. Quest'approccio è utile quando si studiano grandi fiumi o quando la temperatura dell'acqua e la volatilizzazione non rappresentano elementi critici per il modello in uso. Ma in tutti gli altri casi è preferibile installare stazioni di misura *ad hoc* per il tempo necessario ad ottenere il set minimo di dati necessario. Comunque anche per i grandi fiumi può essere necessario ricorrere a stazioni di misura *ad hoc* soprattutto quando ci si trova a studiare tratti di fiume che ricadono in aree dove la radiazione solare, la temperatura e la pressione atmosferica variano notevolmente con la distanza. Può essere il caso dei tratti montani dove le variabili meteorologiche variano, come è ovvio, con l'altitudine. In questo caso è necessario disporre almeno di due stazioni di rilevamento poste a monte e a valle del tratto interessato.

### 3.5.4 Utilizzo dei dati di qualità delle acque

Data la natura semiempirica dei modelli di qualità delle acque, i dati di concentrazione degli inquinanti sono necessari non solo per calibrare i modelli

---

ma anche per verificare quali di essi siano realmente necessari per il funzionamento di questi ultimi. Modelli come QUAL2E, che simulano l'andamento di inquinanti convenzionali, richiedono dati sulla temperatura, ossigeno disciolto, BOD, fosforo, azoto (nitriti, nitrati e ammoniaca), coliformi, clorofilla "a" o fitoplancton, e dati su costituenti conservativi come i solidi disciolti. Alcuni modelli richiedono anche dati su carbonio totale inorganico, alcalinità, pH, solidi sospesi, periphyton, zooplancton e organismi bentonici, mentre quelli che simulano l'andamento di composti tossici richiedono dati sulle sostanze specifiche investigate.

Quindi è necessario raccogliere i dati sui composti e i processi in studio e, in più, quelli relativi a tutte le variabili che in qualche modo possono condizionare la variabilità di questi. Per esempio, se i coliformi non sono oggetto dello studio, non c'è ragione di raccogliere i dati relativamente ad essi, visto che non influenzano neanche il comportamento di altri parametri, e gli si può assegnare nell'esposizione dei risultati un qualunque valore arbitrario compreso lo zero. Alcuni modelli, come QUAL2E, WQRRS e HSPF, permettono di disattivare alcuni dei composti simulabili quando li si fa funzionare. Questo permette di non tener conto della loro influenza anche sugli altri composti nel calcolo nel caso in cui si vogliano sperimentare particolari soluzioni.

## 4 Procedura di calibrazione e validazione del modello

In questo capitolo verranno descritti brevemente gli stadi che compongono la procedura di messa a punto di un modello di qualità delle acque su di un tratto di corso d'acqua. Gli stadi così come proposti sono generici e possono essere modificati a seconda delle necessità e dei dati disponibili. Comunque il grado di dettaglio per ognuno di essi dipenderà dalla fase della procedura per la determinazione dei carichi massimi ammissibili che si sta affrontando. Di solito nella fase di approccio allo studio sono sufficienti delle semplici analisi per capire quali siano i livelli di approfondimento che saranno necessari nel prosieguo dello studio.

Gli stadi in cui viene generalmente suddivisa la procedura sono:

1. valutazioni iniziali;
2. studio del tratto di corso d'acqua di interesse;
3. calibrazione del modello;
4. validazione del modello;
5. applicazione del modello.

### 4.1 Obiettivi dello studio

Prima di descrivere i vari stadi, è necessario ricordare quelli che sono gli obiettivi che uno studio modellistico deve raggiungere. Se lo studio sulla determinazione dei carichi massimi ammissibili viene suddiviso in fasi è possibile porre per ogni fase degli obiettivi minimi da raggiungere che andranno a diventare sempre più complessi a mano a mano che lo studio procede. Nel complesso comunque si può dire che, per determinare i carichi massimi ammissibili su di un corso d'acqua, è necessario raggiungere i seguenti obiettivi:

- sviluppare una rappresentazione tecnicamente sostenibile del rapporto causa-effetto per i processi che si sviluppano nel corso d'acqua;
- assicurarsi che i risultati della modellazione siano difendibili prima di utilizzarli per la determinazione dei carichi massimi ammissibili;
- provvedere alla messa a punto di tutti gli strumenti necessari per valutare le implicazioni che i possibili scenari di intervento previsti per la riduzione dell'inquinamento possono comportare;
- definizione del livello di incertezza che si ritiene accettabile nei risultati della modellizzazione.

Nel corso delle fasi preliminari dello studio per la determinazione dei carichi massimi ammissibili è ragionevole separare gli impatti causati dalle varie sorgenti inquinanti. Questo permette di concentrare l'attenzione su quelle che sono le vere fonti di criticità per il sistema che si sta analizzando. Ad esempio

in alcuni sistemi in cui gli apporti di inquinanti dovuti alle sorgenti diffuse sono considerevoli, interventi volti a migliorare la qualità degli effluenti rilasciati dalle sorgenti puntuali possono non apportare miglioramenti significativi alla qualità delle acque.

Consideriamo il caso in cui l'andamento della curva dell'ossigeno disciolto mostri il non raggiungimento dell'obiettivo di qualità che ci si è posti che potrebbe essere rappresentato dal rispetto della concentrazione di 5 mg/L nel periodo estivo caratterizzato da elevate temperature e basse portate. Separando i vari contributi responsabili dell'andamento della curva dell'ossigeno disciolto, si potrebbe scoprire che una determinata sorgente puntuale influisce relativamente sull'andamento della curva contribuendo poco o niente alla diminuzione dell'ossigeno nelle acque, mentre il contributo maggiore alla diminuzione potrebbe risultare a carico della domanda di ossigeno dei sedimenti. Questo fa sì che l'operatore sappia ancor prima di cominciare con la distribuzione dei carichi massimi ammissibili, che interventi volti ad incrementare il trattamento degli effluenti della sorgente in questione, non porterà risultati rilevanti sulla qualità delle acque.

In un secondo caso supponiamo che le condizioni di massima criticità sia per l'ossigeno disciolto che per l'ammoniaca non dissociata si verificano sempre nel periodo estivo in cui alle elevate temperature e le basse portate si somma l'effetto della nitrificazione. In questo caso è necessario valutare separatamente gli effetti del CBOD e dell'NBOD sull'ossigeno disciolto e gli effetti della nitrificazione dell'ammoniaca per ottimizzare le decisioni da prendere sul controllo degli apporti di nutrienti alle acque e per scegliere quali miglioramenti tecnologici adottare per fronteggiare il problema.

E' chiaro quindi che le domande che ci si può porre nel corso di uno studio per la determinazione dei carichi massimi ammissibili sono varie e possono riguardare diverse questioni. Ad esempio ci si può chiedere come si possano differenziare i contributi dovuti alle diverse sorgenti inquinanti, oppure come si possa quantificare l'impatto dovuto ad ognuna di esse, ci si può chiedere se la nitrificazione sia uno dei processi che affligge il nostro sistema o se lo affiggerà in futuro, oppure ci si può chiedere quali siano le fluttuazioni dell'ossigeno disciolto che non potranno essere stimate nel corso di quest'analisi e come esse dipendano dal tempo e dallo spazio, ed altro ancora.

In breve l'obiettivo che uno studio di questo tipo si pone è dare risposte a queste domande attraverso la predisposizione di uno strumento quantitativo in grado di supportare le decisioni. Per realizzare questo compito occorre disporre di una serie di requisiti che sono già stati descritti nei passati capitoli e che qui brevemente riassumiamo:

- analisi quantitativa di tutte le sorgenti inquinanti (puntuali e diffuse);
- dati per la determinazione dei coefficienti necessari al funzionamento del modello;
- un numero sufficiente di coefficienti ricavati con procedimenti indipendenti, calibrazione e validazione del modello sulla base dei dati disponibili;
- assegnazione di valori ragionevoli ai coefficienti del modello per le condizioni future.



## 4.2 Valutazioni iniziali

Elemento essenziale di questo primo stadio dello studio sui carichi massimi ammissibili è la differenziazione degli impatti relativi alle varie sorgenti inquinanti sui parametri utilizzati come indicatori della qualità delle acque. Questa valutazione, come è già stato detto, permetterà di far comprendere a tutti gli operatori interessati le priorità degli interventi e fornirà la dimostrazione che tutte le fonti inquinanti sono state prese in considerazione nel corso dello studio. Inoltre aiuterà ad assicurare che le campagne di monitoraggio che verranno intraprese nel corso dello studio, sono giustificate sia in termini di costi che di ritorno di informazioni. Vediamo nel dettaglio i vari settori che andranno investigati in questo primo stadio.

### 4.2.1 Valutazione dell'area da studiare

Questa prima fase prevede l'individuazione fisica dell'area oggetto dello studio, degli obiettivi di qualità che si vuole raggiungere e dei problemi esistenti o potenziali di qualità delle acque.

#### **Obiettivi di qualità delle acque**

Per prima cosa occorre definire gli obiettivi di qualità che si vuole raggiungere. Questi possono essere o gli obiettivi previsti dal D.Lgs. 152/99 oppure quelli, in alcuni casi più restrittivi, previsti sulla base della destinazione d'uso. Questi obiettivi possono essere trasformati in termini di concentrazioni massime ammissibili dei singoli componenti che concorrono alla definizione dello standard di qualità. E' difficile stabilire degli obiettivi di qualità fondati sulla concentrazione di biomassa algale in quanto questa è strettamente dipendente dalle condizioni naturali del corpo idrico a cui ci si riferisce. Per questo motivo è difficile stabilire quando una particolare concentrazione di clorofilla "a" rappresenta un problema in termini di qualità delle acque. Per questo parametro, al fine di regolare gli apporti di nutrienti per il controllo dell'eutrofizzazione, è consigliabile definire quella che dovrebbe essere la condizione di naturalità del corpo idrico prima di fare qualunque altra considerazione.

#### **Individuazione dei problemi esistenti e potenziali di qualità delle acque**

L'elevata concentrazione di alcuni composti nelle acque può generare problemi di qualità che vanno dalla semplice riduzione dell'ossigeno disponibile alla eutrofizzazione. L'arricchimento di nutrienti e la conseguente crescita algale, sono fenomeni correlati nei corsi d'acqua anche in virtù del loro effetto sulla concentrazione dell'ossigeno disciolto. Attraverso la fotosintesi le piante acquatiche forniscono ossigeno all'acqua durante il giorno causando un aumento dell'ossigeno disciolto, mentre attraverso la respirazione causano una riduzione dello stesso durante la notte che può influire sulla sopravvivenza delle specie acquatiche meno tolleranti a queste variazioni. Inoltre, se le condizioni ambientali generali sono tali da causare la

morte delle piante acquatiche, il decadimento della biomassa che si origina da questa può causare una drastica diminuzione dell'ossigeno disciolto. Quindi, un'eccessiva crescita delle piante acquatiche può causare l'impossibilità di rispettare gli obiettivi di qualità posti per l'ossigeno disciolto nel corso d'acqua in studio.

Definire quale sia il quadro ambientale, dal punto di vista biologico, in cui si opera, può essere utile al fine della valutazione degli impatti che forniscono sul corso d'acqua le sorgenti inquinanti. Questa valutazione può giocare un ruolo fondamentale nello stabilire quale indice biotico utilizzare come indicatore della qualità delle acque. Gli indici biotici sono degli indicatori numerici o letterali che descrivono la qualità delle acque sulla base delle comunità acquatiche presenti in esse. Infatti questi indici sono spesso presentati come la misura della composizione delle specie, della loro abbondanza e della loro diversità. Le comunità acquatiche riflettono, come detto, le condizioni generali di integrità biologica dei corsi d'acqua e possono integrare le informazioni fornite dai più comuni indici di inquinamento. In quei casi in cui non sono presenti specifiche sorgenti di inquinamento, il ricorso a questi indici può rappresentare il solo modo di avere informazioni circa l'impatto che le azioni intraprese avranno sulla qualità delle acque.

Ai problemi di qualità delle acque può essere associata una specifica scala temporale e spaziale (periodo di maggiore criticità, estensione del tratto critico) che può essere usata per individuare il sistema di analisi più appropriato a descrivere le criticità del corso d'acqua indagato. In generale, a seconda dei componenti indagati, le scale temporali e spaziali possono variare parecchio. Ad esempio, se si usa l'ossigeno disciolto come componente da indagare per avere indicazioni circa l'impatto che hanno scarichi di sostanze organiche sulle acque, si dovrà misurare questo parametro per un periodo che va dai giorni alle settimane (durata dell'effetto) e per un tratto che può raggiungere anche i 30 km a valle degli scarichi. Se si indaga l'andamento dei nutrienti, occorrerà misurare questi composti per periodi molto lunghi quali stagioni o addirittura anni, mentre il tratto di corso d'acqua da controllare avrà un'estensione anche superiore ai 100 km. Individuare la scala spaziale e temporale risulta essenziale anche in relazione all'individuazione di un sistema di analisi, che oltre ad essere significativo, sia anche economico. La scelta di un modello di simulazione che opera in stato stazionario o di uno che opera in modo dinamico dovrebbe essere determinata sulla base della variabilità della qualità delle acque, dei dati disponibili e del processo che maggiormente influisce sulla variabilità.

Nel valutare gli effetti dell'ossigeno disciolto sulla qualità delle acque, comprese le situazioni in cui l'influenza delle alghe è importante, può essere utilizzata un'analisi in stato stazionario. La concentrazione della clorofilla "a" è in genere costante durante il periodo coperto da un'analisi in stato stazionario, per cui questo approccio è giustificato. In alcuni casi, un'analisi in stato stazionario delle variazioni dell'ossigeno disciolto dovute ad una sorgente inquinante, mostra una sovrapposizione di queste con le fluttuazioni giornaliere indotte dalla stessa sorgente alla clorofilla "a". Le fluttuazioni di quest'ultima possono essere calcolate mediante l'uso di alcune semplici approssimazioni analitiche.

Un approccio dinamico ai problemi dell'eutrofizzazione viene in alcuni casi utilizzato quando esistono dati sufficienti a calibrare un modello dinamico.

Quando si usa un modello di questo tipo, l'analisi può essere continuata anche una volta raggiunte le condizioni di stato stazionario usando valori costanti dei dati in ingresso al modello.

Quindi le condizioni generali che giustificano l'uso di un approccio in stato stazionario o dinamico, possono essere così riassunte:

- Se le concentrazioni di clorofilla "a" sono relativamente costanti per un periodo di 1 o 2 settimane, un approccio in stato stazionario è giustificato. Il periodo in questione deve però coincidere con il periodo critico per l'ossigeno disciolto in termini di portate del corso d'acqua e di temperatura.
- Quando il principale problema di qualità delle acque è rappresentato dall'eccesso di biomassa algale piuttosto che dalla carenza di ossigeno disciolto, sono necessari periodi molto lunghi di indagine. A questa scala temporale, i cambiamenti attesi sono tali da rendere necessario l'utilizzo di un approccio dinamico al problema.

## 4.2.2 Analisi dei dati disponibili

Una completa analisi dei dati disponibili sul corso d'acqua oggetto dello studio è necessaria prima di avviare ulteriori campagne di indagine. A questo proposito può essere utile rintracciare tutti gli studi pregressi che hanno interessato l'area attraversata dal fiume o dal torrente in questione. In genere è utile fare riferimento ai servizi tecnici degli enti territorialmente competenti (comuni, province, regioni) per questo tipo di dati. Un'alternativa è rappresentata dagli studi effettuati, a vario titolo, dagli enti di ricerca specialistici quali università o C.N.R.. In ultima analisi si può far ricorso agli studi effettuati da o per conto di altri enti specifici quali Autorità di bacino, consorzi di bonifica o altro.

## 4.2.3 Analisi preliminare

Tutte le informazioni raccolte secondo quanto detto nei paragrafi precedenti, vanno utilizzate per effettuare una prima analisi di merito sull'andamento della qualità delle acque del fiume o del torrente oggetto dello studio. Questa analisi può essere condotta utilizzando equazioni analitiche o modelli di qualità semplificati. Nei paragrafi seguenti verranno brevemente descritte alcune analisi semplificate che sarebbe bene effettuare prima di avviare l'analisi modellistica vera e propria.

### **Analisi preliminare della relazione Alghe – Nutrienti**

Questa semplice procedura dovrebbe essere usata per evitare di ritrovarsi a studiare un falso problema. Infatti, se il massimo livello che la clorofilla "a" può raggiungere è basso, è possibile concludere che i nutrienti non influenzano molto la presenza delle alghe nella colonna d'acqua. Per verificare in determinate condizioni quanto basso deve essere il valore della clorofilla "a" per poter considerare trascurabile l'effetto dei nutrienti, è possibile usare le

relazioni tra clorofilla “a” e ossigeno disciolto individuate nei capitoli precedenti.

Comunque, sebbene questa procedura sia indicativa per la verifica della non esistenza del problema, non può essere utilizzata per dimostrarne l'esistenza. Infatti, nella maggior parte dei sistemi naturali, i livelli di clorofilla “a” determinati con questa analisi sono in genere minori rispetto a quelli che potenzialmente possono essere raggiunti quando si combinano una serie di condizioni. Quindi, per verificare se il problema esiste, è bene fare ricorso ai dati di clorofilla “a” misurati per verificare che i livelli di questa calcolati siano attendibili.

La procedura in questione si basa sui rapporti stechiometrici e fornisce due tipi di informazioni che possono risultare utili per definire meglio le attività di acquisizione dati, analisi e verifica, necessarie alla realizzazione di un modello. Il primo tipo di informazione che si può ottenere riguarda la determinazione di quale tra i nutrienti (fosforo e azoto) rappresenta il fattore limitante il processo di crescita algale. Questo può consentire di individuare le azioni più indicate al controllo del fenomeno. Il secondo tipo di informazione che si può ottenere riguarda la stima del massimo livello che la clorofilla “a” può potenzialmente raggiungere, il che come abbiamo già detto consente di verificare se sussiste o meno la necessità di controllare il fenomeno. In entrambi i casi va ricordato che i risultati ottenuti con questa analisi sono relativamente imprecisi, e che pertanto ognuno di essi va interpretato con cura.

Vediamo nel dettaglio questa procedura. Le alghe necessitano di carbonio inorganico, azoto, fosforo, silicio (nel caso delle diatomee) e vari altri elementi in tracce, più la luce per sintetizzare il protoplasma algale. Azoto e fosforo sono i soli elementi essenziali che possono essere controllati giacché il carbonio spesso (ma non sempre) è già presente in soluzione o contenuto in tracce in altri elementi che sono solitamente largamente disponibili nei sistemi naturali. Nelle cellule delle piante acquatiche o del *fitoplancton*, sono contenuti circa 0.5 – 2.0 µg di fosforo per µg di clorofilla “a” e 7 – 10 µg di azoto per µg di clorofilla “a”. Sebbene il rapporto in peso tra ciascun nutriente e la clorofilla “a” vari in funzione dell'età della popolazione algale, della distribuzione delle specie e dello stato nutrizionale, i seguenti rapporti vengono comunemente utilizzati per rappresentare le condizioni che mediamente si possono riscontrare:

**7 µg N/µg clorofilla “a”**

**1 µg P/µg clorofilla “a”**

Questi rapporti non sono precisi e talvolta gli analisti preferiscono ricorrere a valori diversi del tipo di quelli riportati in Tabella 4-1.

Algal Type	Percent of Dry Weight Biomass					References
	C	N	P	SI	Chl <u>a</u>	
Total Phytoplankton	40.-50.	8.-9.	1.5			Tetra Tech (1976) Chen & Wells (1975, 1976)
	40.	7.2	1.0			Tetra Tech (1980) Bowie <i>et al.</i> (1980) Porcella <i>et al.</i> (1983)
	60.				2.	Bierman (1976)
		6.1	0.88			Nyholm (1978)
	40.-50.*	7.-9.*	1.-1.2*			Jorgensen (1976)
		8.-9.*	1.2-1.5*		5.-10.*	Smith (1978)
	50.*	9.*	1.2*			Roesner <i>et al.</i> (1980) Duke & Masch (1973)
	42.9-70.2**	0.6-16.**	0.16-5.**			Brandes (1976)
		1.5-9.3**	0.08-1.17**			Baca & Arnett (1976)
						Jorgensen (1979)
Diatoms	40.	7.2	1.0	20.-24.		Tetra Tech (1980) Bowie <i>et al.</i> (1980) Porcella <i>et al.</i> (1983)
				50.		Bierman <i>et al.</i> (1976)
	19.-50.**	2.7-5.9**	0.4-2.0**			Di Toro <i>et al.</i> (1971)
	20.-53**					Bierman <i>et al.</i> (1980)
Green Algae	40.	7.2	1.0			Tetra Tech (1980) Bowie <i>et al.</i> (1980) Porcella <i>et al.</i> (1983)
	35.-48.**	6.6-9.1**	2.4-3.3**			Di Toro <i>et al.</i> (1971)
	15.-74.**					Bierman <i>et al.</i> (1980)
Blue-green Algae	40.	7.2	1.0			Tetra Tech (1980) Bowie <i>et al.</i> (1980) Porcella <i>et al.</i> (1983)
	28.-45.**	4.5-5.8**	0.8-1.4**			Di Toro <i>et al.</i> (1971)
	38.-39.**					Bierman <i>et al.</i> (1980)
					1.-3.**	Baca & Arnett (1976)
					0.25**	Jorgensen (1979)
Dinoflagellates					275.	O'Connor <i>et al.</i> (1981)
	37.-47**	3.3-5.0**	0.6-1.1**			Di Toro <i>et al.</i> (1971)
	10.-43.**					Bierman <i>et al.</i> (1980)
Flagellates	40.	7.2	1.0			Tetra Tech (1980) Bowie <i>et al.</i> (1980) Porcella <i>et al.</i> (1983)
	29.-67.**					Bierman <i>et al.</i> (1980)
Chrysophytes	35.-45.**	7.8-9.0**	1.2-3.0			Jorgensen (1979)
Benthic Algae	40.	7.2	1.0			Tetra Tech (1980) Bowie <i>et al.</i> (1980) Porcella <i>et al.</i> (1983)
	40.-50.*	7.-9.*	1.-1.2*			Smith (1978)

\*Model documentation values.

\*\*Literature values.

Tabella 4-1 Composizione delle cellule algali – percentuale sul peso secco di biomassa

Se ad esempio consideriamo le seguenti concentrazioni di nutrienti:

$$N = 0.35 \text{ mg/L} = 350 \text{ } \mu\text{g N/L}$$

$$P = 0.02 \text{ mg/L} = 20 \text{ } \mu\text{g P/L}$$

usando i rapporti precedentemente visti, avremo che la massima concentrazione di clorofilla "a" potenzialmente raggiungibile nei due casi sarà:

$$350 \text{ } \mu\text{g N/L} \frac{1}{7 \text{ } \mu\text{g N}/\mu\text{g Chl a}} = 50 \text{ } \mu\text{g Chl a/L}$$

$$20 \text{ } \mu\text{g P/L} \frac{1}{1 \text{ } \mu\text{g N}/\mu\text{g Chl a}} = 20 \text{ } \mu\text{g Chl a/L}$$

Giacché ognuna delle due concentrazioni rappresenta un massimo potenzialmente raggiungibile, è evidente che il valore più basso dei due risulterà quello effettivamente raggiungibile. Per cui in questo caso il fattore limitante la crescita algale è rappresentato dal fosforo e la massima concentrazione algale raggiungibile con 0.02 mg/L di fosforo, in presenza degli altri elementi necessari alla crescita, sarà 20  $\mu\text{g Chl a/L}$ .

Questo valore di concentrazione può essere considerato accettabile se si ha un adeguato tempo di residenza nell'area di studio, se le condizioni ambientali (luce e temperatura) sono ottimali e se tutto il fosforo disponibile si trova una forma assimilabile per la crescita algale. Comunque di solito le condizioni ambientali di un corso d'acqua sono tutt'altro che ottimali. Infatti la torbidità dell'acqua, l'ombra provocata dalla vegetazione ripariale o dalle stesse alghe, riducono la disponibilità di luce influenzando il metabolismo algale.

Se il rapporto azoto fosforo è maggiore di 12, il fosforo è considerato il nutriente limitante; se il rapporto è invece minore di 5, allora l'azoto è considerato il nutriente limitante. Comunque, nell'interpretare i risultati di questa procedura, vanno presi in considerazione una serie di altri fattori soprattutto quando il risultato di questa non è vicino a nessuno dei due estremi:

- La disponibilità dei nutrienti. Le forme organiche o particolate non possono essere direttamente assimilate dalle alghe. Sebbene queste forme non assimilabili vengano lentamente convertite in forme assimilabili nella colonna d'acqua, il tempo di residenza di queste nell'area di studio è in molti casi talmente breve da non consentire la completa trasformazione.
- L'errore da cui può essere affetto il calcolo del rapporto stechiometrico è un elemento importante da considerare soprattutto quando questo è solo marginalmente a favore di una o dell'altra specie limitante.
- La fissazione dell'azoto atmosferico da parte delle alghe blu-verdi, può essere causa del fallimento di un programma di controllo basato sull'azoto come fattore limitante.

## Analisi del *fitoplancton* su piccoli corsi d'acqua

Nel paragrafo precedente abbiamo descritto un metodo per la stima della massima concentrazione raggiungibile di clorofilla "a" basato sulla concentrazione dei nutrienti e sull'assunto che le condizioni ambientali (luce e temperatura) siano ottimali. In questo paragrafo descriveremo delle procedure che possono essere utilizzate per stimare la massima concentrazione di clorofilla "a" raggiungibile in un corso d'acqua in specifiche condizioni di luce, temperatura e nutrienti. Per piccoli corsi d'acqua si intendono quei corsi d'acqua, o tratti di corsi d'acqua, in cui le concentrazioni di nutrienti sono in eccesso, lungo tutta la sua lunghezza, rispetto a quelle potenzialmente limitanti la crescita. Per questi il tempo di percorrenza (o permanenza) dei nutrienti al loro interno tende ad essere piccolo. Un tempo di percorrenza piccolo, dell'ordine dei 10 giorni, equivale ad una lunghezza pari a poco meno di 250 km per un corso d'acqua che scorre ad una velocità di circa 0.3 m/s. Questo comporta che la biomassa algale non ha tempo sufficiente per crescere fino al massimo livello calcolabile dal rapporto azoto fosforo presente nelle acque. Quindi la velocità di crescita del *fitoplancton* e il tempo di percorrenza dei nutrienti nel corso d'acqua sono grandezze di notevole importanza.

Esistono una serie di equazioni differenziali che descrivono l'andamento della clorofilla "a", dell'azoto e del fosforo in condizioni di stato stazionario:

$$\frac{dA}{dt^*} = G_n A$$

$$\frac{dP}{dt^*} = a_p G_p A$$

$$\frac{dN}{dt^*} = a_n G_p A$$

- dove:
- $A$  = concentrazione della clorofilla "a" ( $\mu\text{g/L}$ )
  - $P, N$  = concentrazione del fosforo e dell'azoto inorganico ( $\text{mg/L}$ )
  - $t^*$  = tempo di percorrenza nel corso d'acqua ( $= x/U$ ) (d)
  - $x$  = distanza a valle dell'immissione dell'effluente (km)
  - $U$  = velocità del corso d'acqua (m/d)
  - $a_p$  = rapporto fosforo clorofilla "a" ( $0.001 \text{ mg P}/\mu\text{g A}$ )
  - $a_n$  = rapporto azoto clorofilla "a" ( $0.007 \text{ mg N}/\mu\text{g A}$ )

$G_n$  = velocità netta di crescita del *fitoplancton* ( =  $G_p - D_p - V_s/H$ ) ( $d^{-1}$ )

$G_p$  = velocità di crescita del *fitoplancton* ( $r_N = 1.0$ ) ( $d^{-1}$ )

$D_p$  = velocità di estinzione del *fitoplancton* ( $d^{-1}$ )

$V_s$  = velocità netta di sedimentazione del *fitoplancton* (m/d)

$H$  = profondità media del corso d'acqua (m)

In queste equazioni, si assume che il fosforo inorganico non sedimenti e non venga riciclato con la respirazione algale.

Risolviendo le equazioni precedenti si ottiene:

$$A = A_0 e^{G_n t^*}$$

$$P = P_0 - \frac{a_p G_p A_0}{G_n} (e^{G_n t^*} - 1)$$

(per  $P > 0.025$  mg/L)

$$N = N_0 - \frac{A_N G_p A_0}{G_n} (e^{G_n t^*} - 1)$$

(per  $N > 0.125$  mg/L)

E' da notare che queste equazioni sono valide solo in quei casi in cui i nutrienti siano in eccesso rispetto a quanto necessario alla crescita del *fitoplancton*.  $A_0$ ,  $P_0$  e  $N_0$  sono la concentrazione di clorofilla "a" ( $\mu\text{g/L}$ ), quella di fosforo inorganico (mg/L) e quella di azoto inorganico (mg/L) nel corso d'acqua dopo il completo miscelamento tra le acque di un effluente e quelle del torrente o del fiume in studio. Il tempo di percorrenza dei nutrienti all'interno del corso d'acqua, può essere calcolato a partire dalle equazioni precedenti utilizzando in queste i valori di  $P=0.025$  mg/L, per il fosforo inorganico, e  $N=0.125$  mg/L, per l'azoto organico:

$$t^*_P = \frac{1}{G_n} \ln \left[ \frac{A_0' + P_0 - 0.025}{A_0'} \right]$$

$$t^*_N = \frac{1}{G_n} \ln \left[ \frac{A_0'' + N_0 - 0.125}{A_0''} \right]$$



dove  $t^*_P, t^*_N$  = tempi di percorrenza dei nutrienti. Tempo necessario al raggiungimento di un punto del corso d'acqua in cui le concentrazioni di fosforo inorganico e di azoto si riducono al punto tale da cominciare a limitare significativamente la crescita del *fitoplancton* (d);

$$A_0' = \frac{a_P G_P A_0}{G_n}$$

$$A_0'' = \frac{a_N G_P A_0}{G_n}$$

In breve, per piccoli corsi d'acqua si intendono quei corsi d'acqua per i quali il tempo di percorrenza ( $t^*$ ) è inferiore ai tempi di percorrenza dei nutrienti  $t^*_P$  e  $t^*_N$  così come calcolati dalle equazioni precedenti. Per questi corsi d'acqua, le concentrazioni di *fitoplancton* variano esponenzialmente secondo l'equazione  $A = A_0 e^{-G_n t^*}$  e sono essenzialmente indipendenti dalla concentrazione di nutrienti (che sono in eccesso rispetto a quelle limitanti la crescita). La rimozione di nutrienti dagli effluenti puntuali ridurrà le concentrazioni  $P_0$  e/o  $N_0$  nel torrente e di conseguenza si ridurranno i tempi di percorrenza  $t^*_P$  e/o  $t^*_N$ . Se  $t^*_P$  o  $t^*_N$  diventano inferiori rispetto al valore naturale, i picchi di concentrazione di clorofilla "a" misurati nel corso d'acqua si ridurranno.

Per piccoli corsi d'acqua, lunghi 20-30 km e con velocità di 0.15-0.30 m/s, il tempo di percorrenza  $t^*$  va da 1 a 2.5 giorni. Se l'effluente proveniente da un impianto di trattamento a fanghi attivi, per il quale si ha una concentrazione di fosforo pari a 5 mg/L, si mescola con le acque di un torrente o di un fiume per i quali si abbia  $P=0.02$  mg/L,  $P_0=25$  µg/L,  $G_p=1$  d e  $G_n=0.5$  d, a parità di portata tra corso d'acqua ed effluente, si avrà un valore del tempo di percorrenza del fosforo  $t^*_P$  uguale a circa 7 giorni. Se si riduce la concentrazione di fosforo nell'effluente a 1 mg/L, il tempo di percorrenza  $t^*_P$  diventa circa 4 giorni. In entrambi i casi,  $t^*_P$  eccede il valore naturale (1-2.5 giorni) per cui la concentrazione di *fitoplancton* varierà esponenzialmente lungo l'intero tratto del corso d'acqua.

Nel caso si voglia fare un'analisi di massima sui possibili effetti che la riduzione delle concentrazioni di nutrienti immessi in un corso d'acqua da un effluente possa avere sulla produzione di *fitoplancton*, si può seguire la seguente procedura:

1. Determinare quale tra azoto e fosforo inorganico è il nutriente limitante. Effettuare una stima della frazione di nutrienti inorganici disponibili all'assunzione da parte del *fitoplancton* (ad esempio 0.75).
2. Stimare i valori di  $G_n, G_p, D_p$  e  $V_s$  alle condizioni di partenza usando i dati sul *fitoplancton* osservati e le relazioni empiriche viste anche nei capitoli precedenti.
3. Calcolare i valori di  $t^*_n$  e  $t^*_p$  nelle condizioni di partenza. Se  $t^*_p$  (o  $t^*_n$ ) è maggiore del tempo di percorrenza  $t^*$  nel tratto di corso d'acqua che si sta analizzando, i nutrienti sono in eccesso e la massima

concentrazione di clorofilla "a" raggiungibile sarà:  $A_{\max} = A_0 e^{Gn t^*}$ . Se  $t_p^*$  (o  $t_n^*$ ) è minore di  $t^*$ , allora i nutrienti possono potenzialmente limitare la concentrazione di clorofilla "a", il cui valore massimo si avrà dopo un tempo  $t_p^*$  e sarà pari a:  $A_{\max} = A_0 e^{Gn (t_p^*)}$ .

4. Per valutare quale sarà la situazione dopo la riduzione delle concentrazioni di nutrienti nell'affluente, basta ripetere i calcoli dei punti precedenti. Se il nuovo valore di  $t_p^*$  è maggiore di  $t^*$ , i nutrienti dovrebbero essere ancora in eccesso.

## Variazioni giornaliere dell'ossigeno disciolto dovute alle alghe

Se si è interessati nel corso di uno studio alle sole variazioni medie giornaliere dei valori di ossigeno disciolto, la procedura di seguito proposta può essere utilizzata per determinare la produzione media giornaliera di ossigeno disciolto dovuta alla fotosintesi e alla respirazione algale. Qualora si sia interessati ai soli livelli minimi giornalieri, allora è necessario stimare le variazioni giornaliere dell'ossigeno disciolto. Di seguito viene proposta una breve analisi teorica del problema.

La produzione di ossigeno dovuta alle alghe può essere espressa in funzione della durata del giorno con l'equazione:

$$P(t) = P_M \sin (\pi t/f) \quad 0 < t < fT$$

$$P(t) = 0 \quad fT < t < T$$

dove  $P(t)$  = produzione lorda di ossigeno dovuta alla fotosintesi algale (mg/L - d);

$P_M$  = velocità massima di produzione di ossigeno per via fotosintetica (mg/L - d);

$t$  = tempo (d);

$T$  = durata del giorno (d);

$f$  = fotoperiodo (frazione di d).