



ANPA

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

MODELLISTICA FLUVIALE

RTI CTN_AIM 2/2000

ANPA

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi

MODELLISTICA FLUVIALE

Stefano Marsili Libelli (Dipartimento di Sistemi e Informatica dell'Università degli studi di Firenze), Vittoria Giacomelli, Susanna Cavalieri, Marco Mazzoni

Responsabile di progetto ANPA

Claudio Fabiani

CTN_AIM

Centro Tematico Nazionale
Acque Interne e Marino Costiere

Responsabile CTN_AIM

Marco Mazzoni

Informazioni legali

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Informazioni aggiuntive sull'argomento sono disponibili nel sito Internet www.sinanet.anpa.it

Supervisione editoriale a cura di:
Marco Mazzoni

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Stampato in Italia

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi

Via Vitaliano Brancati, 48

00144 Roma

Centro Tematico Nazionale – Acque Interne e Marino Costiere

c/o ARPAT (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Toscana)

Via Porpora, 22

50144 Firenze

Riassunto

Alla luce dell'attuale normativa il sistema fluviale viene concepito come elemento centrale (corpo idrico recettore) nel contesto ambientale costituito dall'intero bacino idrografico comprendente tutti gli elementi socio-economici di rilevanza ambientale, quali gli insediamenti abitativi e industriali, in quanto produttori di scarichi, i sistemi di depurazione e la rete idrica, sia naturale che artificiale. Si comprende allora come la complessità di un tale sistema richieda l'uso di strumenti di analisi e gestione di tipo avanzato. Tali strumenti, oggi disponibili con un alto grado di affidabilità ed una discreta facilità d'uso, comprendono anche i modelli matematici del sistema fluviale, non solo per quanto riguarda il regime idraulico, ma anche la qualità.

Scopo di questa relazione è l'introduzione a questo strumento innovativo di analisi, che può essere usato con profitto come sistema di supporto alle decisioni che il gestore della risorsa è chiamato ad assumere.

Summary

The legislation in force in Italy defines the river system as a central element (receptor river) in the environmental context of the water basin including all the socio-economical elements which have effects on the environment such as the urban and industrial sites, discharging waste water conditions and the water net, either artificial or natural. Such a complex system demands advanced managing and analysis system. These systems nowadays easily understandable and very reliable, include also water system mathematical models, not only with reference to the water flow but also to the water quality. The approach to these new analysis system, enabling to take the appropriate decisions in the field of water management is the aim of the paper.

INDICE

<u>1</u>	<u>INTRODUZIONE</u>	1
1.1	<u>IL FIUME COME SISTEMA AMBIENTALE</u>	1
1.2	<u>ECOSISTEMA ACQUATICO</u>	3
1.3	<u>PRINCIPALI PROCESSI DI AUTODEPURAZIONE</u>	4
1.4	<u>TIPI DI INQUINANTI</u>	6
<u>2</u>	<u>MODELLI DI QUALITÀ FLUVIALI</u>	7
2.1	<u>SOLUZIONE LUNGO UNA LINEA CARATTERISTICA</u>	7
2.2	<u>SOLUZIONE STAZIONARIA</u>	8
2.3	<u>SOLUZIONE COMPLETA</u>	9
<u>3</u>	<u>CARATTERISTICHE DEI MODELLI DI QUALITÀ FLUVIALE</u>	11
3.1	<u>CINETICHE COMPLESSE CODIFICATE</u>	13
3.2	<u>IL PROBLEMA DELLA CALIBRAZIONE PARAMETRICA</u>	13
3.3	<u>SENSIBILITÀ PARAMETRICA</u>	14
3.4	<u>IL PROBLEMA DI INTERFACCIE UTENTE DI TIPO GEOGRAFICO</u>	15
3.5	<u>IL PROGETTO GREAT-ER</u>	18
3.6	<u>INFORMATIZZAZIONE DISTRIBUITA DEL MODELLI</u>	18
<u>4</u>	<u>PANORAMICA DI ALCUNI MODELLI DI QUALITÀ FLUVIALE COMMERCIALMENTE DISPONIBILI</u>	22
4.1	<u>WODA, PRIMO MODELLO DI QUALITÀ FLUVIALE IN REGIME STAZIONARIO</u>	22
4.2	<u>QUAL2E, LO STANDARD MONDIALE DI QUALITÀ</u>	23
4.3	<u>MIKE11, UN AMBIENTE COMPLETO PER LA SIMULAZIONE IDRODINAMICA E DI QUALITÀ</u>	31
4.4	<u>WEST, UN AMBIENTE SPECIALIZZATO PER LA MODELLAZIONE DI QUALITÀ FLUVIALE ED IMPIANTI DI DEPURAZIONE</u>	34
<u>5</u>	<u>STUDI DI CASO</u>	38
5.1	<u>STUDIO DELLA SACCATURA DI OSSIGENO DISCIOLTO NEL FIUME GREVE</u>	38

<u>5.2</u>	<u>UN ESEMPIO DI MODELLO COMPLESSO: MODELLAZIONE DEI LAS NEL TRATTO DEL FIUME LAMBRO A VALLE DEL DEPURATORE DI MERONE, UTILIZZANDO WEST.</u>	42
<u>6</u>	<u>BIBLIOGRAFIA</u>	55

1 INTRODUZIONE

Alla luce dell'attuale normativa il sistema fluviale viene concepito come elemento centrale (corpo idrico recettore) nel contesto ambientale costituito dall'intero bacino idrografico comprendente tutti gli elementi socio-economici di rilevanza ambientale, quali gli insediamenti abitativi e industriali, in quanto produttori di scarichi, i sistemi di depurazione e la rete idrica, sia naturale che artificiale. Si comprende allora come la complessità di un tale sistema richieda l'uso di strumenti di analisi e gestione di tipo avanzato. Tali strumenti, oggi disponibili con un alto grado di affidabilità e ed una discreta facilità d'uso, comprendono anche i modelli matematici del sistema fluviale, non solo per quanto riguarda il regime idraulico, ma anche la qualità.

Scopo di questa relazione è l'introduzione a questo strumento innovativo di analisi, che può essere usato con profitto come sistema di supporto alle decisioni che il gestore della risorsa è chiamato ad assumere.

1.1 IL FIUME COME SISTEMA AMBIENTALE

I sistemi ambientali hanno come caratteristica comune la *complessità*, intesa come coesistenza di molte componenti, ciascuna con una propria dinamica, interagenti fra di loro. Per questo motivo è spesso difficile valutare su basi intuitive l'evoluzione complessiva del sistema, così come risulta dall'evoluzione combinata di tutte le sue componenti. Questo motivo ha reso necessario il ricorso a strumenti di analisi in grado di rappresentare correttamente ogni componente dell'ecosistema e le sue interazioni con tutte le altre. Si tratta di metodi basati sull'analisi dei sistemi dinamici, capaci di rappresentare in forma matematica le caratteristiche dell'ecosistema e di riprodurre l'evoluzione nel tempo e nello spazio, in termini quantitativi.

Lo strumento modellistico è ormai una componente indispensabile nello studio dei sistemi ambientali, specialmente se a larga scala. Esso trova oggi largo impiego anche nello studio dei sistemi fluviali, la cui qualità deve essere gestita a livello integrato fra una pluralità di soggetti con diverse responsabilità e competenze. Infatti, alla luce dell'attuale quadro normativo, in particolare del DL 152/99 la qualità dell'acqua deve tener conto non solo dei corsi d'acqua naturali, ma anche dei sistemi di depurazione e perciò della loro gestione, nell'ottica di una gestione integrata a scala di bacino che può essere condotta con successo solo ricorrendo a tali strumenti di previsione, pianificazione e controllo.

Trattandosi, come si è già ricordato, di sistemi in continua evoluzione, lo strumento modellistico che verrà usato è quello dei sistemi dinamici, inteso come insieme di componenti interagenti fra di loro e dotati di dinamica propria. Tali sistemi sono perciò in grado di sviluppare una propria risposta, in funzione non solo degli stimoli esterni, ma anche della propria dinamica interna. Tale rappresentazione è raffigurata in Figura 1, dove si distingue fra ingressi controllabili, quali gli interventi di gestione, e quelli non controllabili, come le variazioni meteorologiche, i carichi inquinanti non controllati, etc.

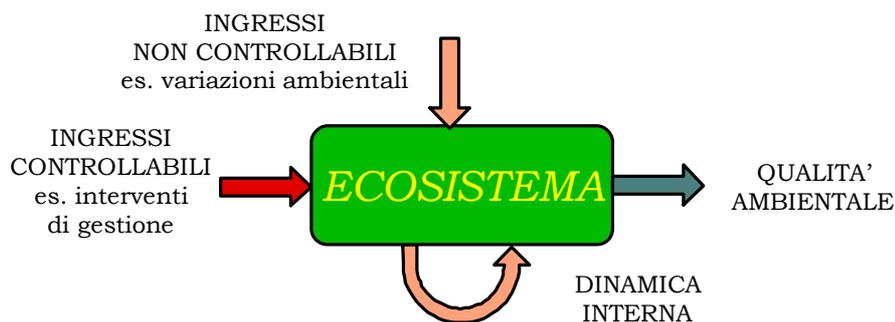


Figura 1 Struttura generale di un ecosistema visto come sistema dinamico

Da un punto di vista formale, lo strumento matematico usato è quello delle equazioni differenziali, in grado di descrivere il rateo di variazione nel tempo delle variabili di stato del sistema

$$\frac{dx}{dt} = f(x, u, c) \quad (1)$$

dove x è il vettore di stato del sistema, che ne raggruppa le variabili dinamiche, $\frac{dx}{dt}$ rappresenta il suo rateo di variazione, u e c sono rispettivamente il vettore degli ingressi non controllabili e controllabili e $f(.,.)$ rappresenta la struttura matematica del modello.

Perciò un modello matematico, basato su equazioni differenziali del tipo (1) rappresenta uno strumento di analisi per osservare il comportamento dell'ecosistema quando è sottoposto a delle alterazioni sia *interne*, come ad es. delle variazioni della struttura dell'ecosistema (es. scomparsa o introduzione artificiale di una specie), che *esterne*, come delle variazioni climatiche o una diversa situazione. Il modello matematico, per essere utilizzato deve venir tradotto in codice di calcolo e risolto numericamente (*simulazione*) per fornire l'evoluzione del sistema una volta definiti gli ingressi. L'uso di un modello matematico perciò, non può prescindere da adeguate risorse di calcolo e da un ambiente di sviluppo in cui l'utente possa impostare il proprio problema e sviluppare il relativo modello senza dover possedere nozioni informatiche approfondite. I modelli commerciali o comunque disponibili per l'utente finale, che verranno esaminati più avanti, si compongono appunto non soltanto del corpo di equazioni matematiche che descrivono la qualità dell'acqua, ma forniscono anche un ambiente di sviluppo ed un'interfaccia utente adeguata.

Il principale vantaggio di questo approccio è che attraverso la simulazione numerica del modello matematico si possono riprodurre delle situazioni che sarebbe impossibile, costoso o pericoloso produrre nell'ecosistema. Inoltre si possono valutare gli effetti di soluzioni alternative, scegliendo quella che appare più idonea a raggiungere certi obiettivi di gestione o di intervento. In particolare, per quanto riguarda i modelli di qualità fluviale, l'uso di modelli permette alcune operazioni molto importanti, quali ad esempio

- Individuazione dei punti "critici" del fiume dove l'inquinamento produce

effetti più marcati. In questo modo si può selezionare il punto più adatto per un nuovo scarico o un depuratore, tale da minimizzare l'impatto sul fiume. Questa operazione è molto utile nell'allocazione e/o dimensionamento di depuratori e loro gestione se il trattamento è legato alla qualità fluviale

- Progettazione di campagne di raccolta dati, razionalizzando la raccolta dati in modo da rilevare tutti e soli i dati necessari
- Generazione di "scenari" mediante simulazione per valutare l'impatto ambientale di interventi

L'insieme di equazioni dinamiche che descrivono l'andamento nel tempo e nello spazio della qualità fluviale, rappresentata dai *parametri di qualità*, attraverso un insieme di parametri fisici, chimici e biologici costituiscono il modello fluviale.

I principali parametri di qualità riguardano le sostanze a base carboniosa, espresse come BOD o COD, i nutrienti (azoto e fosforo), ed eventuali sostanze tossiche, che possono essere suddivise in sostanze organiche e metalli pesanti. Per la parte biologica possono venir modellati batteri, protozoi, ed eventualmente l'intera catena alimentare partendo dalla biocenosi algale, fino a comprendere le varie specie erbivore e carnivore.

1.2 ECOSISTEMA ACQUATICO

In Figura 2 vengono mostrati i principali componenti di un ecosistema acquatico di acqua dolce. Essi comprendono sia le sostanze immesse nell'ambiente dall'esterno, e che vengono qui considerate genericamente come *inquinanti*, sia le componenti biotiche del sistema, di cui costituiscono la catena alimentare, la quale fra le altre funzioni ha anche quella di fornire i meccanismi naturali di autodepurazione. Questi processi sono schematicamente illustrati in Figura 3, dove si mostrano le interazioni fra le molecole presenti dell'ambiente acquatico e le componenti biotiche.

Dall'ambiente esterno provengono non solamente le molecole di sostanze inquinanti, ma anche delle fondamentali sostanze necessarie per lo sviluppo dell'ecosistema, quali ossigeno, nutrienti ed energia sotto forma di radiazione solare. Sulla base di quest'ultima si sviluppa la rete alimentare che esercita anche una fondamentale funzione sui vari processi di biodegradazione di molti materiali organici, sia a base carboniosa che azotata. Contemporaneamente, batteri specializzati provvedono all'ammonificazione dell'azoto organico, ossidazione dell'ammoniaca, decomposizione dei prodotti organici di rifiuto e riciclaggio dei nutrienti (azoto e fosforo). Diverso è il destino delle sostanze eco-persistenti, le quali non trovando che pochi meccanismi naturali di biodegradazione, vengono per lo più assorbite nei vari stadi della rete alimentare, dando così luogo al fenomeno del *bioaccumulo*, che consiste nell'aumento di concentrazione di una molecola persistente durante il passaggio lungo una catena alimentare a causa della successione di sfruttamento dalle specie preda da parte di quelle predatrici.

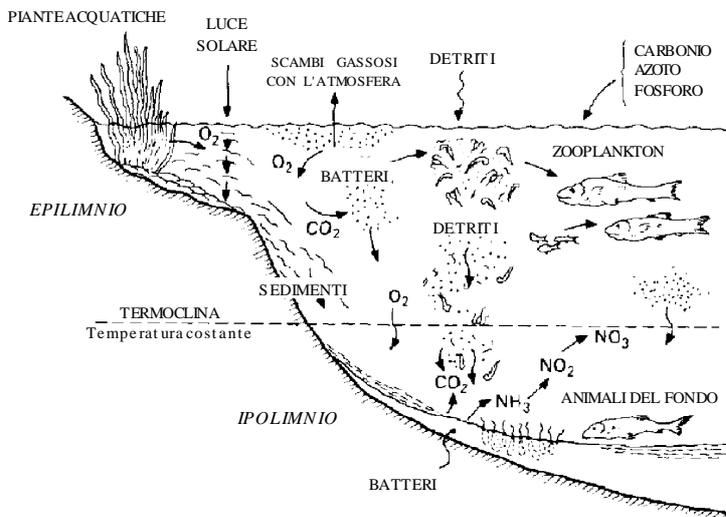


Figura 2 - Componenti tipici di un ecosistema acquatico di acqua dolce (tratto da Jørgensen, 1983).

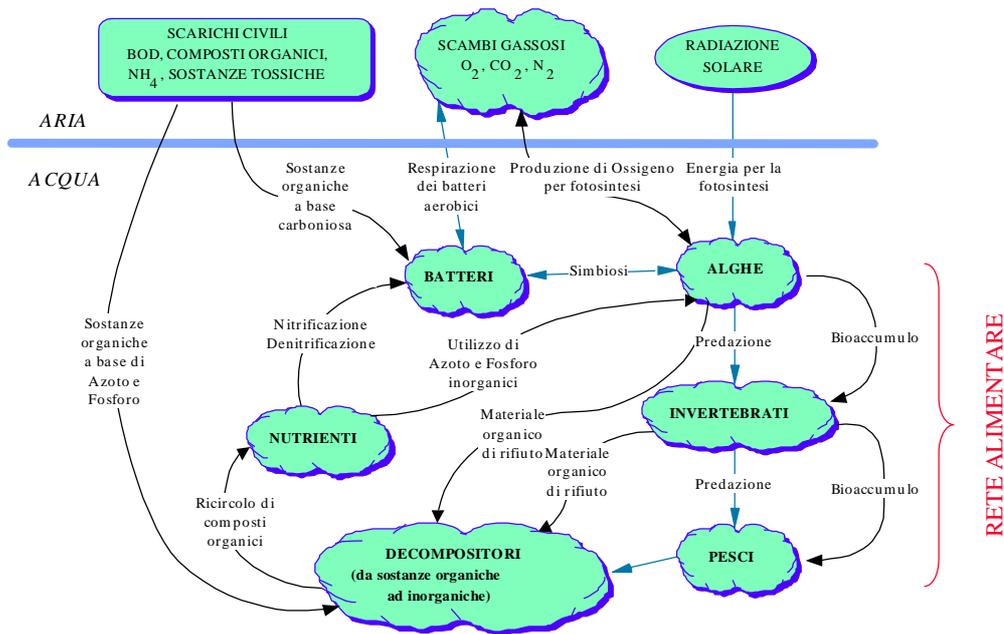


Figura 3- Interazioni fra molecole e componenti biotiche dell'ecosistema acquatico

1.3 PRINCIPALI PROCESSI DI AUTODEPURAZIONE

I modelli di qualità fluviale descrivono i meccanismi naturali attraverso i quali le sostanze biodegradabili vengono trasformate ed utilizzate dall'ecosistema fluviale. I modelli dovranno perciò incorporare le dinamiche di biodegradazione, di ossidazione

dei composti azotati, di utilizzo delle sostanze nutritive. Le relazioni fra tali dinamiche sono schematicamente indicate in Figura 4.

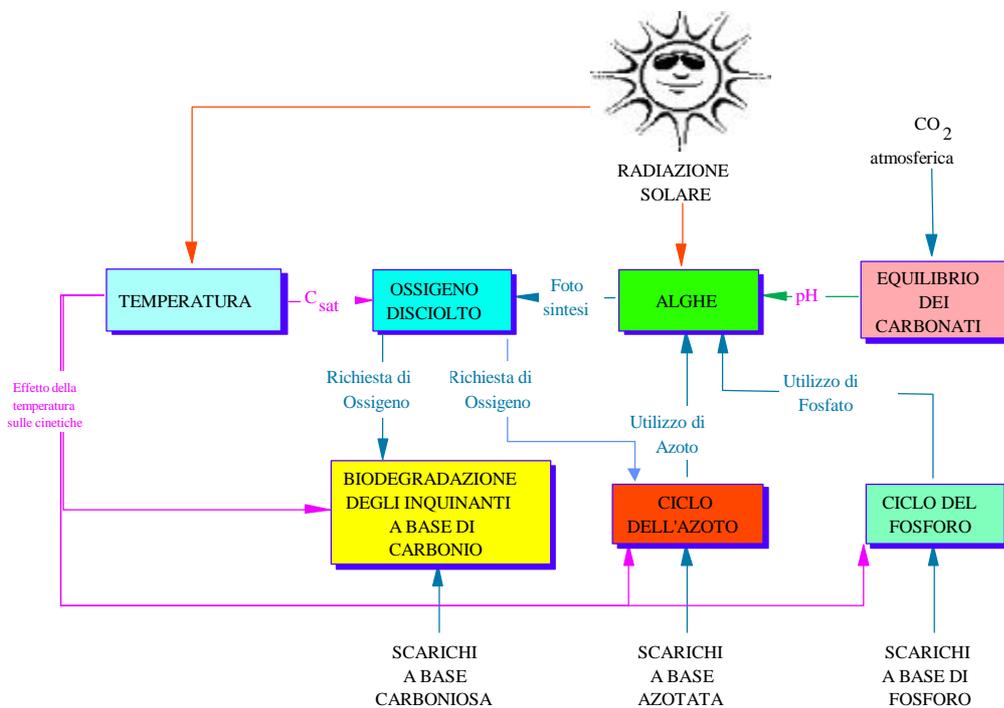


Figura 4- Principali processi di autodepurazione di un sistema fluviale

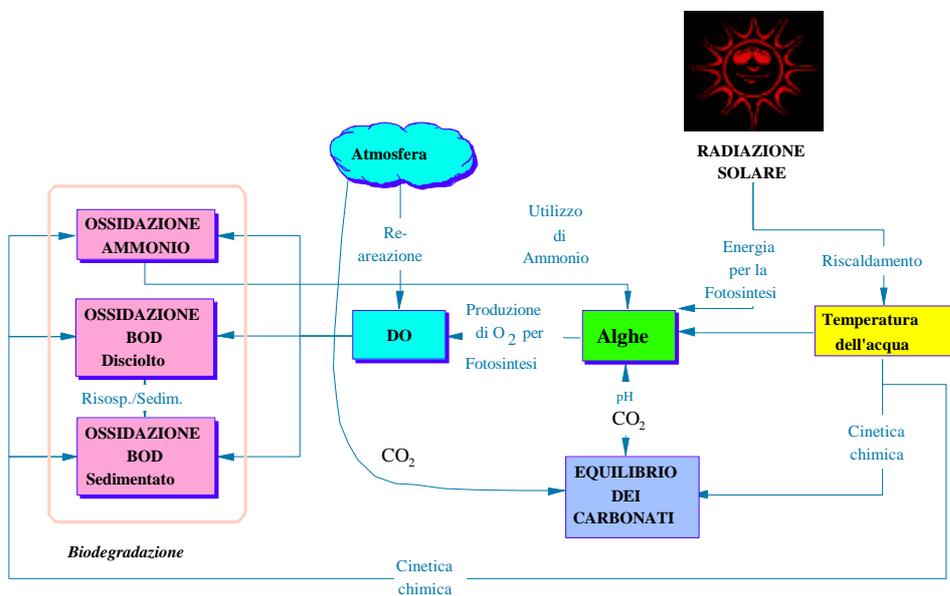


Figura 5- Relazioni fra i processi di autodepurazione ed i parametri fisico-chimici

Mentre le relazioni fra tali processi ed i principali fattori ambientali di tipo fisico-chimico sono riportate in Figura 5. In essa sono raggruppati i vari processi di ossidazione, sia delle sostanze carboniose che azotate, come pure il ruolo delle alghe, specialmente in relazione alla produzione fotosintetica di ossigeno. Le alghe sono condizionate nel loro sviluppo dalla radiazione solare, dalla temperatura, dalla disponibilità di nutrienti e dal pH, che a sua volta è determinato principalmente dall'equilibrio dei carbonati.

1.4 TIPI DI INQUINANTI

Un'importante divisione fra le sostanze inquinanti precedentemente elencate riguarda la loro presenza "naturale" nell'ecosistema fluviale, o al contrario, la loro assenza. In questo caso si può parlare di sostanze tossiche in senso stretto.

Inquinanti "Naturali"

Si tratta di sostanze normalmente presenti nell'ecosistema. Rappresentano un carico inquinante solamente se esse sono presenti in quantità maggiori della capacità di smaltimento del sistema. Vengono eliminati con i normali processi di autodepurazione, con le modalità che verranno descritte nel seguito.

Sostanze Tossiche

Sono sostanze nocive anche in concentrazioni ridottissime, perché non sono naturalmente presenti nell'ecosistema acquatico. Per questo motivo non esistono meccanismi naturali per la loro eliminazione biologica. Si distinguono in composti organici e metalli pesanti. Molte di queste sostanze, essendo conservative, danno luogo a fenomeni di bioaccumulo lungo la catena alimentare, a tutto svantaggio degli organismi che si trovano al suo estremo superiore: carnivori di vertice, fra cui gli esseri umani. Perciò il destino delle sostanze inquinanti non-biodegradabili ed accumulabili rappresenta attualmente il problema più serio legato all'inquinamento idrico.

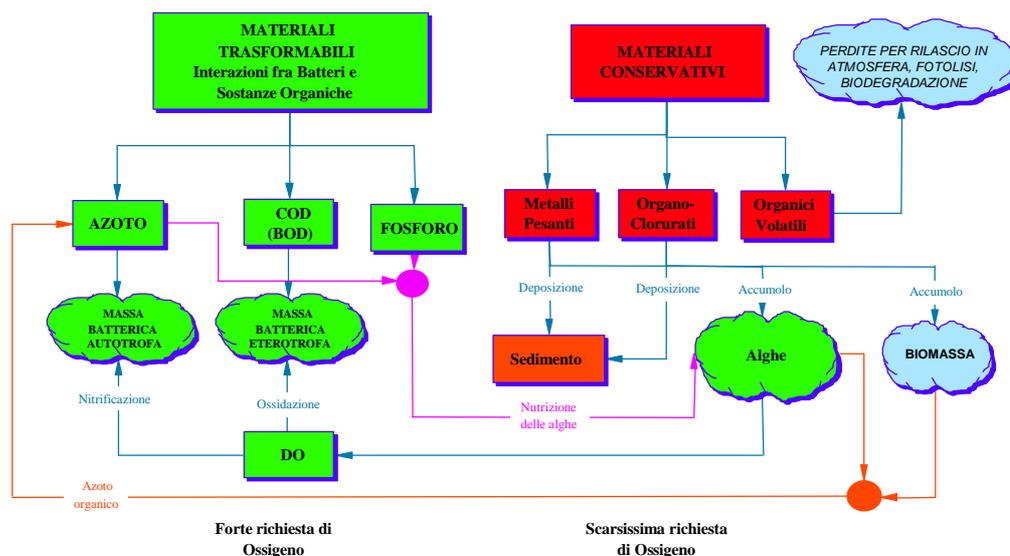


Figura 6- Destino delle varie sostanze inquinanti nell'ecosistema fluviale

Lungo una catena alimentare, il rateo di bioaccumulo è circa inverso rispetto allo sviluppo di biomassa, che varia secondo una *piramide eltoniana* (De Santo, 1978)

Il diverso destino delle sostanze inquinanti, divise come prima indicato è rappresentato nello schema di Figura 6.

2 MODELLI DI QUALITÀ FLUVIALI

La dinamica di una sostanza inquinante biodegradabile in un ambiente acquatico soggetto ad un flusso monodimensionale è descritta dalla seguente equazione diffusiva

$$\frac{\partial C(t,x)}{\partial t} = -u(t,x) \frac{\partial C(t,x)}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C(t,x)}{\partial x^2} - f(C(t,x)) \quad (3.1)$$

dove t è il tempo ed x la distanza da un punto a monte preso come riferimento, $C(t,x)$ rappresenta la concentrazione dell'inquinante nel tempo lungo il tratto di fiume a valle del riferimento. I vari parametri che compaiono nell'equazione hanno il seguente significato: $u(t,x)$ rappresenta il campo di velocità dell'acqua, D è il coefficiente diffusivo e $-f(C(t,x))$ è il termine cinetico che modella la dinamica di biodegradazione per la particolare sostanza C che si considera. La soluzione dell'equazione diffusiva presenta notevoli difficoltà, sia concettuali che numeriche; perciò è necessario fare delle semplificazioni. Il grado di complessità, e perciò di generalità, del modello di qualità che ne risulta è funzione di queste approssimazioni. Partendo dall'equazione diffusiva completa, si possono avere i seguenti casi

2.1 SOLUZIONE LUNGO UNA LINEA CARATTERISTICA

Se si trascura il termine diffusivo ($D \rightarrow 0$) l'eq. (3.1) si riduce a

$$\frac{\partial C(t,x)}{\partial t} = -u(t,x) \frac{\partial C(t,x)}{\partial x} - f(C(t,x)) \quad (3.2)$$

Questa soluzione presenta una soluzione particolarmente semplice se si considera la relazione esistente fra spazio percorso x e tempo di percorrenza (*flow-time*) t , definiti come

$$\begin{cases} \frac{dt}{dt} = 1 \\ \frac{dx}{dt} = u \end{cases} \quad (3.3)$$

Con queste posizioni i due termini differenziali dell'eq. (3.2) sono pari al differenziale totale di C

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\partial C}{\partial x} \frac{dx}{dt} + \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.4)$$

perciò l'eq. (3.2) si semplifica in

$$\frac{dC}{dt} = -f(C(t, x)) \quad (3.5)$$

La cui soluzione è molto semplice. D'altra parte tale soluzione è valida solamente nelle coppie di valori (t, x) dove valgono le eq. (3.3). Tali luoghi vengono dette *linee caratteristiche* e rappresentano in pratica il diagramma spazio-temporale descritto da un elemento fluido isolato che si sposta lungo il fiume per effetto della corrente. Perciò un osservatore che si fosse solidale con tale elemento. Questo approccio si è dimostrato in pratica molto utile ed ha dato origine a modelli cosiddetti in *flow-time*, ottenuti con campagne di misure, denominate appunto *follow-the-plug*, intendendo che le varie misurazioni devono essere cadenzate con i tempi di percorrenza seguendo una determinata linea caratteristica u , come mostrato in Figura 7.

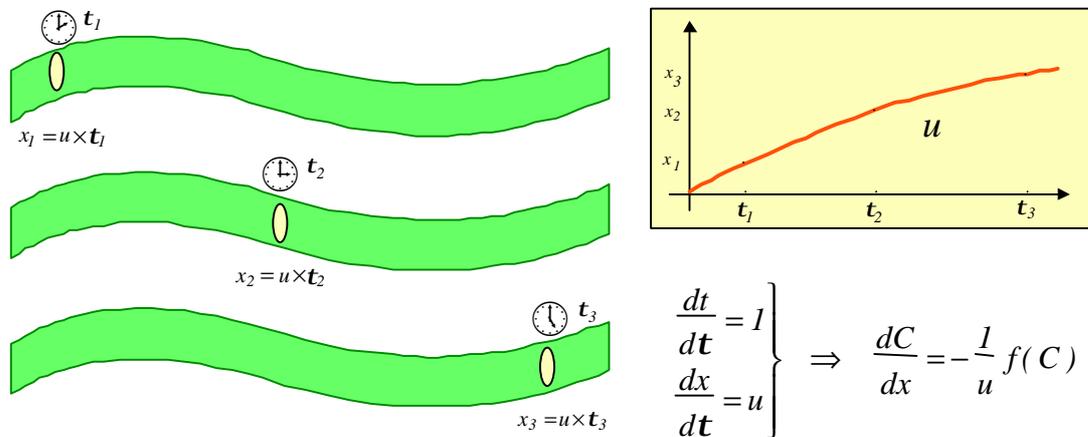


Figura 7- Campagna di misure di tipo follow-the-plug, nella quale le postazioni di misura vengono campionate ad istanti legati alle distanze dalla linea caratteristica, raffigurata nel riquadro in alto a destra.

Questa procedura corrisponde concettualmente a porre un osservatore su una barca che viene trasportata dalla corrente: se questi effettuasse delle analisi dell'acqua che circonda la barca, osserverebbe esattamente l'evoluzione della dinamica degli inquinanti descritta dall'eq. (3.5). Tale equazione riduce di molto la complessità del problema, ma vale ovviamente soltanto lungo la linea caratteristica u definita da un particolare regime idraulico. Si suppone inoltre nulla la diffusione, questo non è verificata in pratica, specialmente nei regimi di magra dove la velocità dell'acqua è così bassa che i fenomeni diffusivi non sono più trascurabili rispetto al termine di trasporto $-u \partial C / \partial x$.

2.2 SOLUZIONE STAZIONARIA

Se la diffusione non è trascurabile, ma d'altra parte ci si vuole limitare ad una soluzione stazionaria nel tempo, si può annullare la derivata nel tempo nell'eq. (3.1), ottenendo

$$0 = -u(x) \frac{\partial C(x)}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C(x)}{\partial x^2} - f(C(x)) \quad (3.6)$$

In questo caso la concentrazione $C(x)$ è solo funzione della distanza x e non più del tempo, visto che tutto il sistema è supposto tempo-invariante. La soluzione dell'eq. (3.6) è molto più semplice della soluzione completa e può essere ottenuta o come soluzione al contorno, se sono note le concentrazioni agli estremi del tratto fluviale (a monte e a valle), oppure come soluzione di un problema ai minimi quadrati, se si hanno misure sperimentali distribuite lungo il tratto fluviale. Le due possibili condizioni di soluzione dell'equazione stazionaria sono mostrate in Figura 8. Molti modelli di qualità fluviale commerciali sono basati su questo tipo di soluzione.

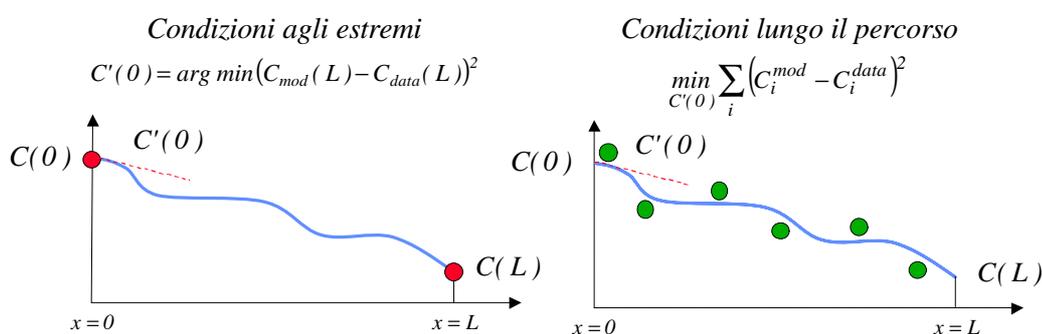


Figura 8- Possibili soluzioni dell'equazione diffusiva stazionaria

Quest'ultimo caso, che è quello più interessante dal punto di vista pratico, verrà esaminato più avanti con riferimento ad un caso reale.

2.3 SOLUZIONE COMPLETA

In alcuni casi complessi è necessario poter conservare il carattere tempo variante del sistema oltre alla sua dimensione spaziale. Si ricorre allora ad una soluzione numerica dell'eq. (3.1) suddividendo il tratto fluviale in una serie di celle ed approssimando i termini di trasporto $-u \partial C / \partial x$ e diffusivo $D \partial^2 C / \partial x^2$ alle differenze finite. Si ottiene così un insieme di equazioni alle derivate ordinarie pari al numero di celle utilizzate

$$\begin{aligned} \frac{dC_i}{dt} &= -u_i \frac{C_{i+1} - C_{i-1}}{2 dx_i} + D_i \frac{C_{i+1} - 2C_i + C_{i-1}}{dx_i^2} - f(C_i) \\ &= \left(\frac{u_i}{2 dx_i} + \frac{D_i}{dx_i^2} \right) C_{i-1} - 2 \frac{D_i}{dx_i^2} C_i + \left(-\frac{u_i}{2 dx_i} + \frac{D_i}{dx_i^2} \right) C_{i+1} - f(C_i) \end{aligned} \quad (3.7)$$

In questo caso l'equazione diffusiva di partenza ha generato tante equazioni differenziali ordinarie quanti sono le celle in cui è stato suddiviso il tratto fluviale, secondo lo schema di Figura 9.

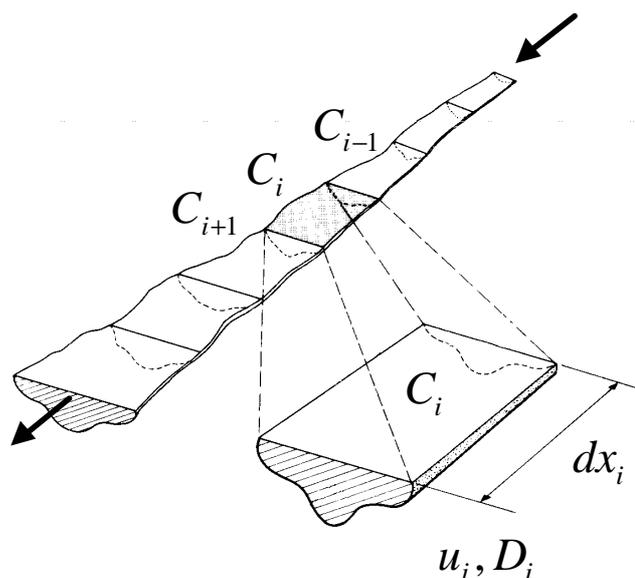


Figura 9– Decomposizione del tratto fluviale in celle

Seguendo la notazione della (3.7) si nota che nella prima equazione comparirà la concentrazione C_o , mentre nell' n -esima si farà riferimento alla concentrazione C_{n+1} . Dunque sono richieste le concentrazioni di due celle in realtà inesistenti. Questo problema per i tratti estremi si può risolvere nel seguente modo:

- Per la concentrazione a monte C_o si userà la serie temporale di ingresso $C_{in}(t)$ con la quale si sceglie di alimentare il sistema da monte;
- Si suppone che nella cella $n+1$ -esima la concentrazione si mantenga pari a quella della cella n -esima $C_{n+1} = C_n$.

Per quanto riguarda infine l'insieme di condizioni iniziali per le n celle $[C_1(0) C_2(0) \dots C_n(0)]$, si potrà innescare il sistema con un profilo stazionario ricavato risolvendo l'equazione stazionaria (3.6).

Con queste posizioni, è possibile integrare numericamente l'insieme di n equazioni differenziali ordinarie del tipo (3.7), ottenendo una superficie che rappresenta l'andamento nello spazio e nel tempo della qualità nel tratto. La Figura 10 mostra un esempio di soluzione numerica delle equazioni (3.7) che approssimano nello spazio e nel tempo l'equazione diffusiva (3.1), relativamente all'andamento dell'ossigeno disciolto. Si è supposto che nella sezione a monte sia presente uno scarico di materiale carbonioso biodegradabile, che causa la tipica curva "a saccatura" dell'ossigeno disciolto nel tratto a valle. Il sistema di equazioni è stato innescato con un profilo stazionario coerente con le condizioni di carico, ed è stato poi alimentato per tutto l'orizzonte temporale della simulazione con una serie di dati che rappresentano l'andamento del carico nella sezione a monte.

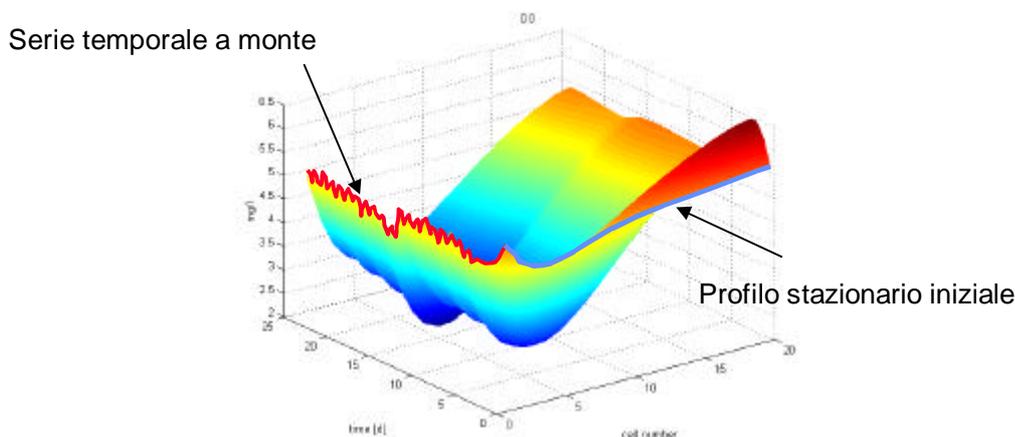


Figura 10– Soluzione spazio-temporale dell'equazione diffusiva monodimensionale (3.7) applicata ad un tratto fluviale. La figura si riferisce all'andamento tipico "a saccatura" dell'ossigeno disciolto a valle di uno scarico.

3 CARATTERISTICHE DEI MODELLI DI QUALITÀ FLUVIALE

I modelli di qualità fluviale sono, dal punto di vista dell'utente, degli ambienti di calcolo nel quale è presente, oltre che ad un modello idraulico, anche un "motore" contenente le cinetiche di biodegradazione e di bioaccumulo ed altri moduli di servizio che curano la risoluzione di tali dinamiche, l'interfaccia utente, l'immissione dei dati, la presentazione dei risultati sotto forma grafica.

Perciò un modello operativo di qualità fluviale è strutturato come in Figura 11, nella quale sono mostrate le parti principali che lo compongono: l'interfaccia utente, il modello vero e proprio ed i vari programmi di servizio (motore di integrazione ed interfaccia grafica) necessari per il suo funzionamento. Sarà anche necessario disporre di un data-base dove immagazzinare i dati sperimentali necessari per la calibrazione e verifica del modello. Pertanto, un modello di qualità fluviale è molto più delle equazioni cinetiche che descrivono l'evoluzione dei vari inquinanti nell'ecosistema, ma necessita anche di una serie di strumenti informatici che ne permettano un semplice ed affidabile funzionamento.

L'utente deve poter specificare le caratteristiche idrauliche del sistema fluviale che intende modellare e fornire una serie di informazioni e dati sperimentali in grado di definire il sistema sia sotto il profilo idraulico, che dei carichi inquinanti che vengono immessi.

Passando ad esaminare la struttura interna del modello, essa è composta da diversi moduli, come rappresentato in Figura 12, che con la loro funzionalità ne variano l'operatività globale. Partendo dal modulo di base di idraulica fluviale, si potranno dunque avere diversi gradi di complessità del modello, a seconda dei moduli di qualità che si desidera attivare.

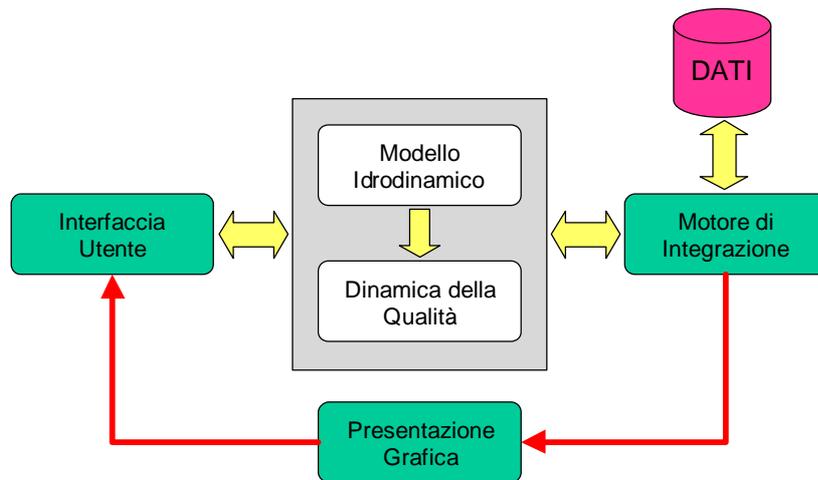


Figura 11– Struttura di un modello operativo di qualità fluviale

Il caso più semplice è un semplice bilancio delle sostanze carboniose. Tale modello, che rispecchia la teoria di Streeter e Phelps (1925), è in grado di descrivere semplicemente la "saccatura" di ossigeno disciolto a valle di uno scarico concentrato di materiale carbonioso biodegradabile. Si tratta di un modello che rientra fra quelli descritti al paragrafo 3.1, modelli integrati su una linea caratteristica che portano ad una soluzione del tipo (3.5). Inoltre, dei vari inquinanti, il modello di Streeter & Phelps considera solamente l'insieme delle sostanze biodegradabili a base carboniosa. Malgrado queste limitazioni, tale modello è ancora alla base di molti modelli di qualità ed in alcuni casi, può essere sufficiente agli scopi.

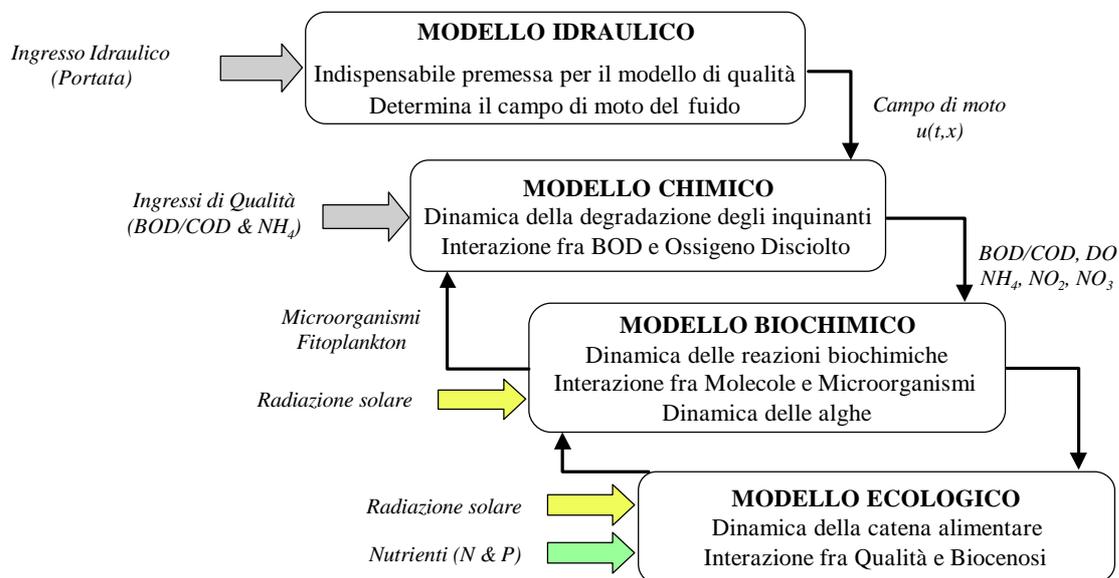


Figura 12- Suddivisione funzionale dei modelli di qualità fluviale

Sono stati successivamente sviluppati modelli più complessi, che hanno considerato più specie di sostanze carboniose biodegradabili, compreso il sedimento sul

fondo (Modello di Dobbins), ed altri, come il modello di Stehfest, in cui si teneva conto anche della componente biotica attraverso le popolazioni batteriche e di protozoi. Una panoramica dettagliata di questi modelli è disponibile in Rinaldi et al, 1979. Infine, il modello considerato ad oggi più completo è il QUAL2, fornito gratuitamente dall’Agenzia di Protezione Ambientale degli Stati Uniti (EPA). Esso include una serie di cinetiche, sia per le sostanze carboniose, che azotate. Inoltre include la dinamica del fosforo e di alcuni inquinanti organici, oltre alla componente algale.

3.1 CINETICHE COMPLESSE CODIFICATE

L’insieme delle cinetiche è sintetizzabile in uno schema a blocchi come Figura 13. Per la specifica formulazione delle varie cinetiche, non è qui possibile entrare nel loro esame dettagliato per il quale si rimanda alla bibliografia, in particolare a Bowie et al, 1985; Tchobanoglous e Schroeder, 1985; Thomann e Mueller, 1987; Chapra, 1997. Recentemente l’International Water Association (IWA) ha promosso un gruppo di studio per definire un modello “standard” di qualità fluviale, come nel passato era già accaduto per i modelli di depuratori biologici (Henze et al., 1995). Tale modello, denominato IAWQ River Model n. 1, è stato recentemente presentato al convegno biennale dell’associazione, nel Luglio 2000 (Reichert et al., 2000; Shanahan et al., 2000; Vanrolleghem et al., 2000)

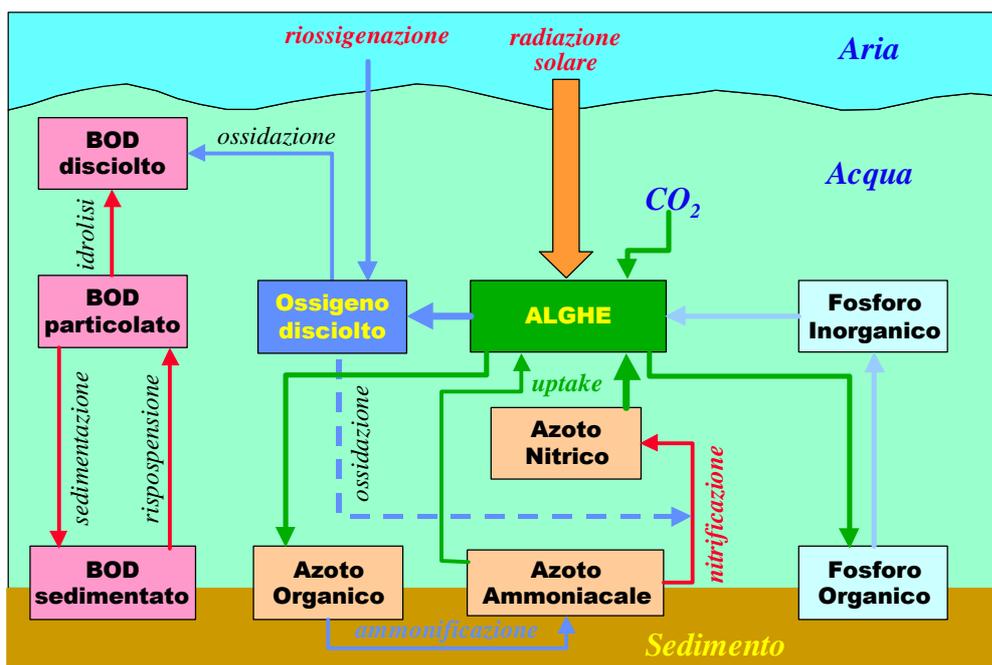


Figura 13– Connessione fra le cinetiche di un modello di qualità fluviale

3.2 IL PROBLEMA DELLA CALIBRAZIONE PARAMETRICA

Una volta definito un modello di qualità, sorge il problema di come adattarlo al caso in esame sulla base dei dati già disponibili o come progettare una campagna di

raccolta dati finalizzata alla calibrazione del modello. E' necessario precisare come la calibrazione di un modello sia un'operazione estremamente delicata che necessita di conoscenze sistemiche approfondite per essere effettuata con successo. Per questo motivo pochi modelli commerciali dispongono di capacità di calibrazione parametrica, offrendo al massimo la possibilità di inserire valori parametrici diversi da quelli preimpostati.

Il problema della calibrazione dei parametri può essere impostato come un problema di ottimizzazione: dato un insieme di dati sperimentali, si cerca il minimo di una funzione che rappresenta la discrepanza fra dati e risposta del modello. Generalmente per tale funzione si sceglie la somma delle differenze al quadrato fra dati e risposta del modello. Perciò i parametri "ottimi" P^* saranno tali da minimizzare questo indice E , ovvero

$$P^*: \min E(P) = \sum_{i=1}^{N_{\text{exp}}} (C_i^{\text{exp}} - C_i^m)^2 \quad (4.1)$$

Anche in questo caso, data la complessità del modello, si dovrà ricorrere ad una soluzione numerica. Il problema della calibrazione parametrica per i sistemi ambientali ed in particolare per i modelli fluviali è trattata in Rinaldi et al., 1979; Seber e Wild, 1989; Richter e Söndgerath, 1990; Marsili-Libelli, 1992.

3.3 SENSIBILITÀ PARAMETRICA

Un problema collegato è quello della sensitività, che permette di individuare i punti lungo l'asta fluviale in cui i dati rilevati hanno maggior influenza nella calibrazione parametrica. Perciò, l'utilità di individuare tali punti sta nel fatto che si può limitare la raccolta dati ai punti di massima sensitività con la certezza di ottenere comunque una stima affidabile dei parametri. Le funzioni di sensitività parametrica sono definite come la variazione incrementale della risposta del modello (y) rispetto ad una variazione, ugualmente incrementale, di un parametro (p), secondo la relazione

$$S_i = \frac{\frac{dy}{dp}}{y} \quad (4.2)$$

Come per i modelli a celle, anche per la sensitività si può arrivare, partendo dalla definizione (4.2) ad una definizione "operativa" per via numerica, una volta che sia disponibile il modello in forma numerica.

A titolo di esempio, si riportano tali funzioni per il modello di Streeter & Phelps nel caso di un singolo scarico. (Figura 14.) Si possono definire un numero di funzioni di sensitività pari al prodotto delle variabili del modello per il numero di parametri. L'esempio si riferisce al parametro che regola la cinetica di decadimento degli inquinanti carboniosi. Le frecce indicano i punti di massima sensitività. Raccogliendo dati in queste zone si ha la certezza di ottimizzare l'accuratezza numerica del processo di calibrazione. Perciò lo studio della sensitività ha come risultato pratico quello di

minimizzare lo sforzo di raccolta dei dati, concentrando il campionamento nei punti lungo l'asta fluviale dove la sensibilità è estrema (non importa se positiva o negativa).

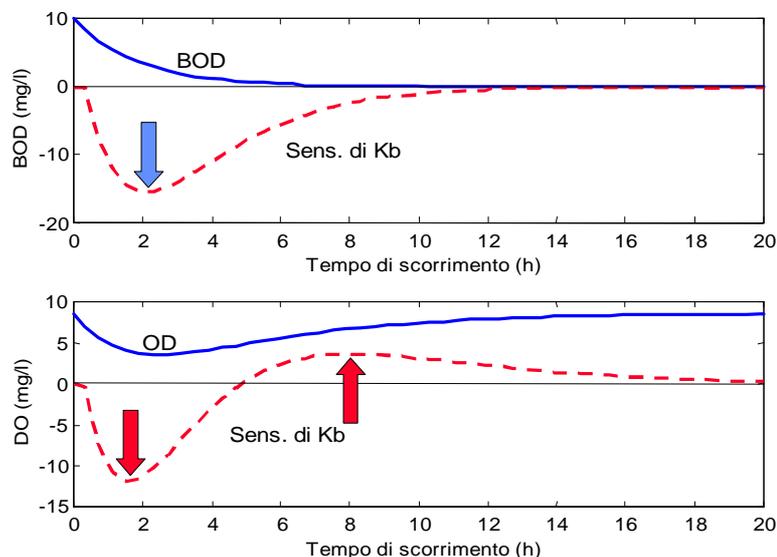


Figura 14– Funzioni di sensibilità del modello di Streeter & Phelps. L'esempio si riferisce al parametro di decadimento degli inquinanti carboniosi. Le frecce indicano i punti di massima sensibilità.

3.4 IL PROBLEMA DI INTERFACCIE UTENTE DI TIPO GEOGRAFICO

Con riferimento alla Figura 11 che definisce la struttura di un modello di qualità fluviale, l'interfaccia utente sta attualmente assumendo un'importanza sempre maggiore, non solo per la qualità della rappresentazione dei risultati delle elaborazioni del modello, ma anche per fornire un riferimento topografico a dati che sono intrinsecamente riferiti ad una base geografica. Si sta attualmente affermando una tendenza ad integrare il modello con sistemi informativi geografici (GIS) e con database di tipo ambientale. L'esempio più importante in questo ambito è certamente l'ambiente BASINS realizzato dall'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti (US EPA) che integra modelli di idrologici e di qualità a scala di bacino con il GIS ArcView (ESRI Inc., USA), che rappresenta attualmente lo standard dei sistemi informativi geografici. La difficoltà di questa fusione fra ambiente diversi consiste nelle diverse strutture dei dati e nel loro georiferimento.

Fra le più recenti applicazioni di modelli con interfaccia geografica, ricordiamo uno studio nell'ambito del progetto finanziato dalla Comunità Europea RANR (Regional Analysis of subsurface Nitrogen Retention) in cui viene usato un GIS per la localizzazione di dati di qualità, in particolare per individuare le capacità di auto-denitrificazione della falda sotterranea (Wendland et al., 2000). Un'altra interessante applicazione recente riguarda il progetto GREAT-ER, di cui si parlerà più diffusamente in seguito, e la possibilità offerta da questo sistema, che può essere ottenuto gratuitamente, per la previsione di propagazione di inquinanti in bacini fluviali complessi (Matthies et al., 2000).

Con riferimento al trattamento di dati geografici nell'ambiente ArcView, il fiume deve essere modellato come una *cover*, oggetto GIS nel quale sono definiti alcuni attributi geometrici, come lunghezza area, e naturalmente un riferimento geografico. La *cover* contiene altre informazioni oltre alla semplice locazione geografica. In aggiunta ai dati spaziali può includere relazioni fra dati e connessioni con altri oggetti. Perciò la sua importanza sta nella possibilità di stabilire relazioni fra dati spaziali ed altre caratteristiche dello stesso oggetto. Nell'ambito di una *cover* è possibile definire un *tema*, come un insieme omogeneo di elementi grafici. Fra i vari oggetti grafici che possono rappresentare un tema, viene scelto l'oggetto *polyline* per le sue caratteristiche geometriche. Esso è usato per rappresentare l'asta fluviale, che viene suddivisa in *celle*, secondo la procedura descritta al paragrafo 3.3, ed alla quale possono essere assegnati i valori di qualità, che vengono così automaticamente georeferenziati. A titolo di esempio, si riportano alcune illustrazioni tratte da una recente ricerca che ha studiato il problema dell'interfacciamento con ArcView di modelli di qualità sviluppati in ambiente Matlab (Marsili-Libelli et al., 2000) e che ha utilizzato il fiume Sieve, in Toscana, come caso di studio. In Figura 15 si riporta la segmentazione del tratto fluviale considerato, così come viene rappresentato in ArcView.

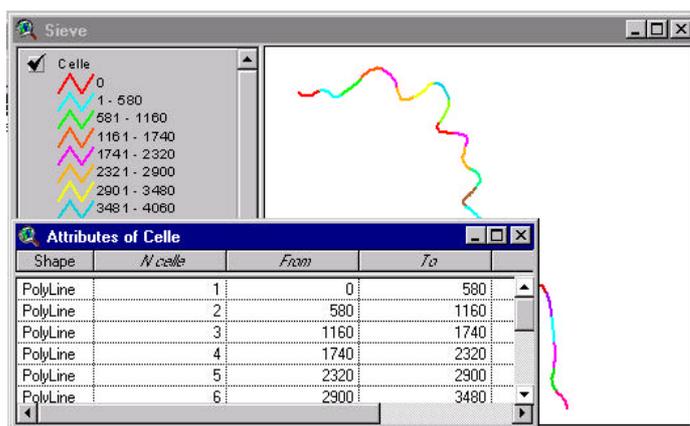


Figura 15– Segmentazione del tratto di fiume in celle, secondo la rappresentazione polyline in ArcView. I diversi colori stanno ad indicare le varie celle, mentre la tabella indica la lunghezza di ciascuna cella misurata lungo la linea curva che rappresenta l'asta fluviale.

Una volta ottenuti i risultati del modello di qualità, essi vengono trasmessi al GIS attraverso un protocollo di comunicazione che rende i dati compatibili fra i due ambienti. In questo caso, i dati di qualità vengono aggiunti come nuovi attributi alla rappresentazione della precedente Figura 15. I dati di qualità vengono riferiti alla cella corretta grazie al protocollo comune di comunicazione e sono così automaticamente georeferenziati.

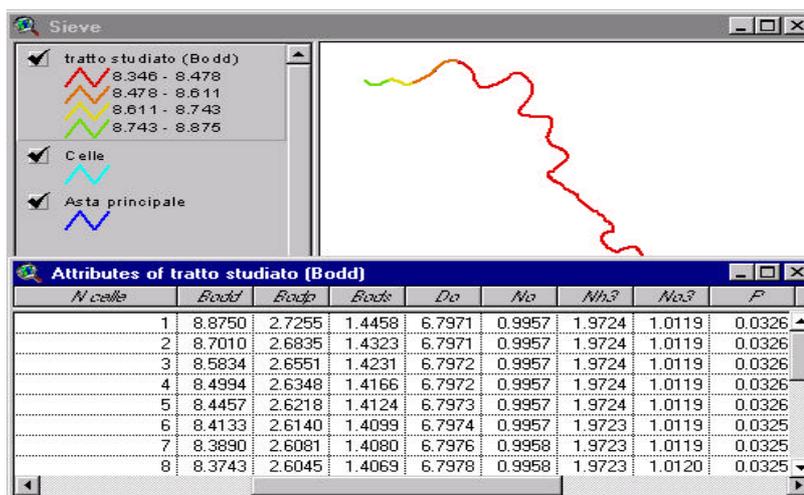


Figura 16– Inserimento dei dati di qualità alla polyline che rappresenta l’asta fluviale

L’integrazione può essere spinta fino al punto di utilizzare l’interfaccia di ArcView come “front-end” dell’intero sistema, modificando il menu principale per includervi una voce specifica “Water Quality” per la gestione del modello di qualità, come mostra la Figura 17.

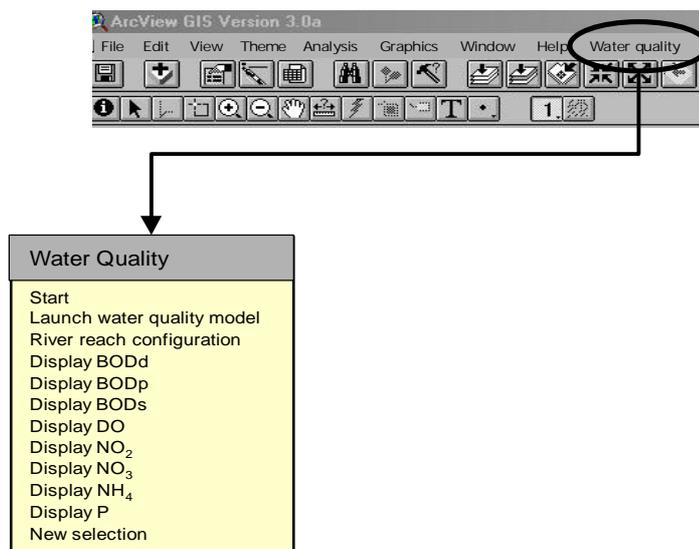


Figura 17– Personalizzazione del menu di ArcView con l’inclusione di un menu specifico per la gestione del modello di qualità.

I risultati delle simulazioni del modello di qualità possono venir esaminati dal sistema informativo geografico, come mostra la Figura 18, che mostra l’andamento dell’ossigeno disciolto riferito al tratto fra Vicchio e Dicomano. La colorazione è legata alla concentrazione secondo la tabella mostrata a sinistra del grafico. Per una più agevole consultazione, un’immagine cartografica di tipo raster è stata sovrapposta alla *polyline* originaria.

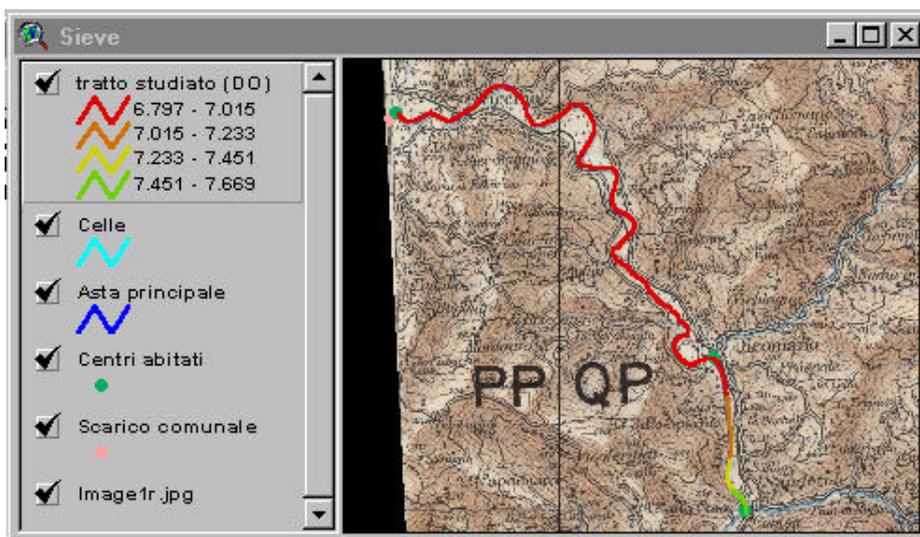


Figura 18– Rappresentazione georeferenziata dell'andamento dell'ossigeno disciolto ottenuto dal modello di qualità nel tratto fluviale Vicchio – Dicomano del fiume Sieve.

3.5 IL PROGETTO GREAT-ER

Il problema dell'interfacciamento geografico di dati e modelli di qualità viene oggi ritenuto così importante da essere oggetto di studio da parte di molti centri di ricerca e finanziamenti della Comunità Europea. Uno di questi studi congiunti, denominato GREAT-ER (Boeije et al., 2000) ha coinvolto diversi soggetti, fra cui Environmental Risk Assessment Steering Committee (ERASM) della Association Internationale de la Savonnerie, de la Détergence et des Produits d'Entretien (AISE), il BIOMATH dell'Università di Gent (Belgio), l'IRSA-CNR (Italia), l'Università di Milano, l'Institute of Hydrology (GB). Ed ha avuto come obiettivo lo studio della propagazione di inquinanti a scala di bacino, considerando non solo la propagazione fluviale, ma anche il contributo delle falde sotterranee. Anche GREAT-ER utilizza ArcView come interfaccia grafica di tipo geografico ed è stato applicato a diversi bacini europei, indicati nella Figura 19, fra cui il Lambro, in Lombardia. Questo fiume verrà nuovamente considerato più avanti, quando verrà presentato uno studio di caso che lo riguarda.

La funzione di GREAT-ER è la modellazione della propagazione di inquinanti particolari, come i tensioattivi non-ionici, attraverso vari sottobacini, fino ad interessare l'intero bacino fluviale, secondo una visione gerarchica, come in Figura 19.

3.6 INFORMATIZZAZIONE DISTRIBUITA DEI MODELLI

Come già ricordato nell'introduzione, la tendenza della legislazione ambientale è quella di considerare il ciclo dell'acqua nella sua interezza, richiedendo perciò un monitoraggio del corpo idrico a scala sempre più ampia e diffusa. In particolare il recente decreto legislativo DL 152/99, che recepisce le direttive europee 91/271/CE e

91/676/CE, impone limiti nel livello di qualità fluviale – piuttosto che di scarico – lasciando alle tecnologie attuali di provvedere ai giusti mezzi per l'adempimento delle normative. Il nuovo approccio richiede, oltre ad un adeguato numero di sensori lungo l'asta fluviale, la possibilità di un *sistema informativo integrato* in modo che le diverse autorità che hanno competenze diverse in materia normativa ed operativa possano cooperare. La problematica della questione non è di semplice risoluzione tanto che le implicazioni di una politica di gestione coordinata degli scarichi è stata analizzata da Aalderink et al, 1999. Ogni responsabile ha la necessità di avere una sua “veduta” sul sistema con privilegi concessi in base alla sua competenza e accesso a diversi servizi di controllo, sia di tipo manageriale che operativo come nel caso della gestione di WWTP (Ødegaard, 1993; Briggs, 1998). La ricerca si sta orientando verso la definizione di sistemi informativi distribuiti, in grado di fornire accesso in tempo reale al sistema fluviale, in modo differenziato a seconda delle utenze, ed utilizzando le normali connessioni utilizzate per la comunicazione via internet. In tal modo si ottiene un sistema veloce, economico e facilmente adattabile alle esigenze di ciascun bacino fluviale. Il sistema informativo che si propone rappresenta il sistema attualmente più avanzato ed è il risultato di una collaborazione fra l'Università di Firenze ed un'azienda che sviluppa tecnologie di comunicazione via internet (Cianchi et al. 2000).

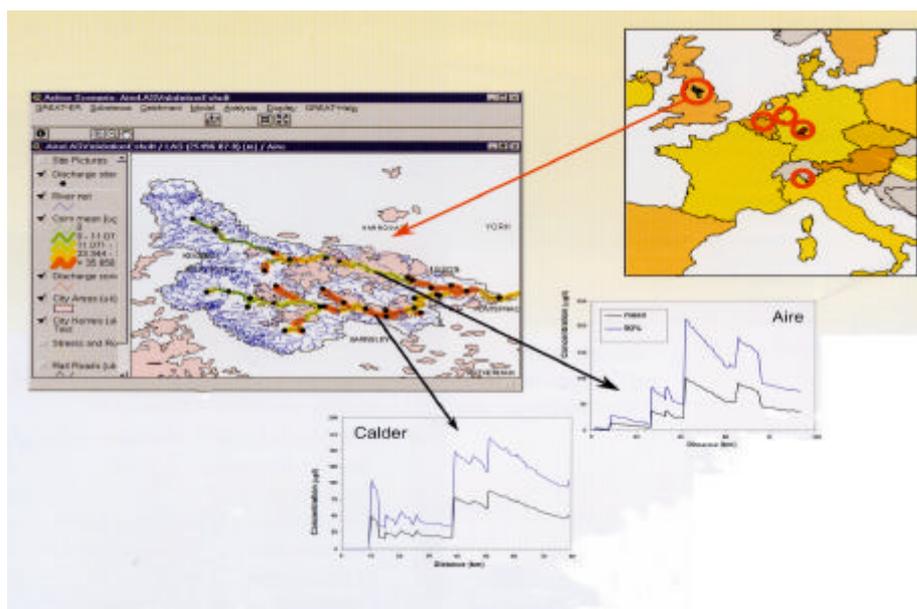


Figura 19– Propagazione di inquinanti per sottobacini, secondo lo schema utilizzato in GREAT-ER. La figura si riferisce al bacino del sistema fluviale Calder – Aire, nello Yorkshire (GB).

La struttura generale del sistema informativo è presentata in Figura 20, che mostra anche gli elementi di rilievo del sistema fluviale: i tratti fluviali, gli impianti di depurazione, gli scarichi nel corpo idrico e le stazioni di monitoraggio della qualità delle acque. i componenti principali del sistema informativo sono data-base dedicati ed un determinato numero di moduli operativi che saranno descritti in seguito. i moduli comunicano tra loro attraverso connessioni internet con un centro servizi che gestisce la

supervisione del sistema. Il centro contiene la base di conoscenza, i modelli matematici per la qualità e i modelli di controllo. Ogni modulo non ha necessità di risiedere in un particolare sistema di calcolo, ma può essere posizionato ovunque sulla rete, a seconda delle necessità.

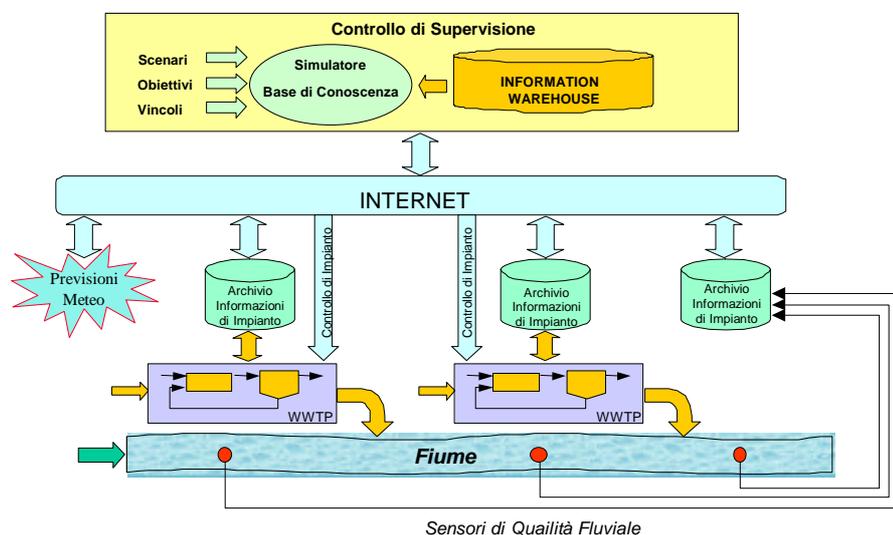


Figura 20- Struttura di un sistema di monitoraggio integrato della qualità fluviale

Diversamente dal caso precedente del paragrafo, in cui l'interfaccia era fornita dal sistema GIS, in questo caso viene utilizzato l'ambiente G2 (GenSym Corp., USA) fornisce un'interfaccia grafica nella quale i modelli possono essere creati assemblando moduli precompilati prelevandoli da una palette di elementi di base. Essi possono includere i principali componenti dei depuratori biologici (vasca anossica, vasca di ossidazione, sedimentatori, etc.) oltre ad un numero di funzioni di servizio, quali punti di misura (temperatura, pH, ossigeno disciolto, RedOx, etc.) ed attuatori (pompe, areatori, etc.). Le cinetiche di base impiegate sono quelle del modello ASM2d (Henze et al., 1995) che sono state prima realizzate in ambiente Matlab, successivamente tradotte in C/C++ e compilate come DLL. Un'interfaccia di servizio che è stata appositamente sviluppata è quella che permette di rendere compatibili a livello di variabili chimiche e biologiche lo scarico di ciascun impianto di trattamento con il sistema fluviale, effettuando le opportune diluizioni e verificando i bilanci di massa.

Inoltre, dato che le quantità definite nel modello ASM2d sono diverse da quelle normalmente usate per i modelli fluviali (ad esempio la composizione del COD è diversa), questo modulo provvede a rendere compatibili le diverse quantità fisico-chimiche. L'interfaccia grafica permette di comporre il sistema fluviale da simulare o da monitorare, utilizzando una palette di elementi già definiti. La Figura 21 mostra come esempio, la definizione di un tratto fluviale con a monte uno scarico proveniente da un depuratore biologico. Più blocchi possono essere aggregati per formare blocchi complessi: ad esempio in Figura 21 i vari elementi del depuratore (WWTP) possono essere aggregati per formare un solo blocco, pur mantenendo ciascuno la propria funzionalità. L'uscita del sistema è costituita da un insieme di pagine HTML generate automaticamente e consultabili con un qualsiasi browser per internet. Come esempio, la

Figura 22 mostra l'andamento del BOD disciolto nel piano spazio-tempo del sistema definito graficamente in Figura 21.

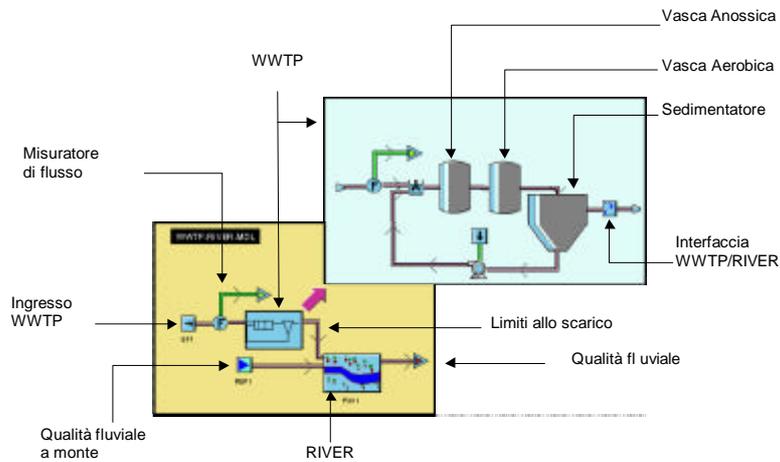


Figura 21- Diagramma a blocchi di un sistema comprendente un depuratore (WWTP) a monte di un tratto fluviale. Il riquadro in alto a destra rappresenta l'esplosione del blocco composto che modella il depuratore.

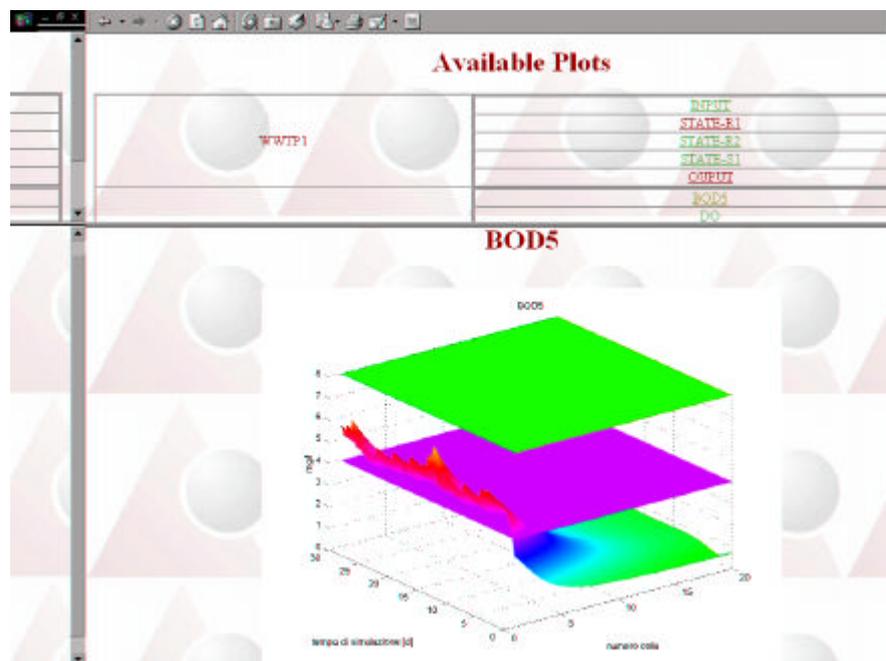


Figura 22- Andamento del BOD disciolto nel sistema definito in figura 4.11. I due piani orizzontali sono stati aggiunti dal sistema come parametri di riferimento e rappresentano due diversi gradi di qualità.

4 PANORAMICA DI ALCUNI MODELLI DI QUALITÀ FLUVIALE COMMERCIALMENTE DISPONIBILI

4.1 WODA, PRIMO MODELLO DI QUALITÀ FLUVIALE IN REGIME STAZIONARIO

Questo software è stato sviluppato congiuntamente presso il Politecnico di Milano e l'Università di Varsavia negli anni 80 (*woda* significa *acqua* in polacco). Ha come obiettivo la modellazione in stato stazionario delle componenti carboniose e pertanto si basa su un'estensione del classico modello di Streeter e Phelps. Esso ha rappresentato per alcuni anni lo stato dell'arte della modellazione di qualità. Fra le caratteristiche più interessanti di questo software è certamente la capacità di calibrazione dei parametri del modello in funzione di un numero relativamente piccolo di dati sperimentali. Questo è un risultato pratico dell'approccio "sistemistico" alla modellistica della qualità fluviale (Rinaldi et al. 1979). Questo software, descritto dettagliatamente in Kraszewski e Soncini-Sessa, 1986, è stato applicato ad uno studio di caso del fiume Arno, prendendo in esame i dati di qualità raccolti dalla Regione Toscana in varie campagne negli anni '70. Purtroppo le ipotesi di stato stazionario alla base del modello hanno portato a scartare la maggior parte dei dati disponibili come non adatti alla modellazione. Lo studio di caso dell'Arno è descritto nella monografia di Nardini, Soncini-Sessa e Bacci (1990).

La struttura di WODA è riportata in Figura 23. Il software si compone di due parti: nella prima (gestione dei dati) è possibile caricare i dati e selezionarli per l'uso successivo, mentre nella seconda (analisi dei dati) si possono impostare le simulazioni di qualità.

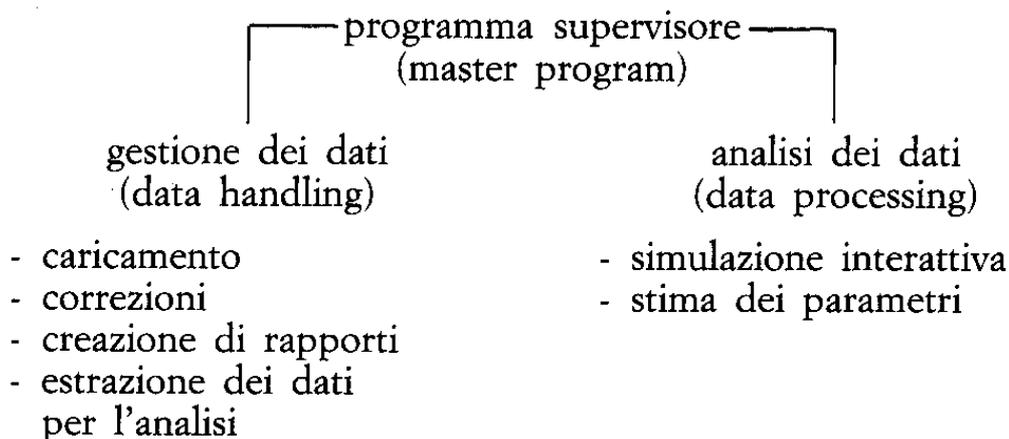


Figura 23- Struttura di WODA (da Nardini et al., 1990).

WODA è stato applicato al fiume Arno per il quale erano disponibili diverse campagne di misure. Malgrado disponibilità di dati appaia a prima vista piuttosto ampia, nella loro pubblicazione (Nardini et al., 1990) gli autori mostrano come pochissimi dati siano applicabili al WODA, non rientrando nelle specifiche di stazionarietà richieste dal programma. Questa è una delle più forti limitazioni del

prodotto, oltre a quella di considerare dei coefficienti cinetici costanti lungo tutto il tratto fluviale. Questa seconda limitazione è stata in parte rimossa nello studio, attraverso l'introduzione di coefficienti variabili, ma la soluzione proposta risulta piuttosto macchinosa.

WODA ha rappresentato il primo tentativo di applicazione dell'approccio "sistemistico" alla qualità fluviale ed alcuni suoi aspetti rimangono ancora oggi validi, principalmente la calibrazione parametrica. D'altra parte, alcune sue richieste, come la stazionarietà e la costanza dei parametri, insieme all'estrema semplificazione delle cinetiche (solamente BOD e ossigeno disciolto) lo rendono oggi del tutto inutilizzabile, se non come strumento didattico di primo approccio.

A titolo di esempio si mostra (Figura 24) la simulazione del tratto di Arno dal Valdarno superiore fino a valle della confluenza con l'Elsa. La linea continua si riferisce a delle condizioni di carico reali, mentre la linea tratteggiata è ricavata nell'ipotesi che il carico di Firenze venga deviato nel Bisenzio.

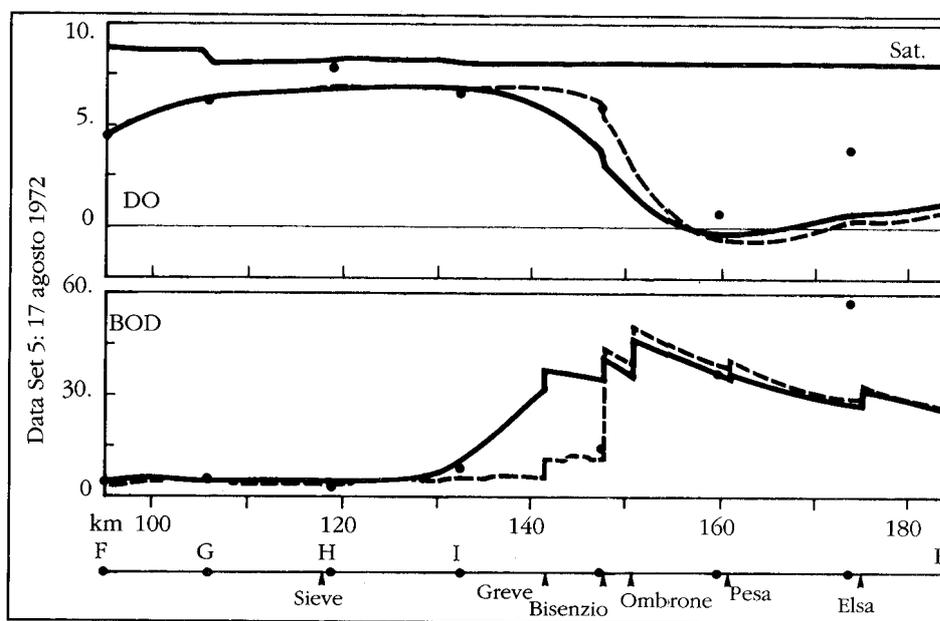


Figura 24– Modellazione della qualità fluviale del fiume Arno in termini di BOD e DO ricavata da WODA sui dati della campagna del 17 Agosto 1972 (da Nardini et al., 1990).

4.2 QUAL2E, LO STANDARD MONDIALE DI QUALITÀ

Come già ricordato precedentemente, QUAL2 è attualmente considerato lo standard di modellistica della qualità fluviale, principalmente per la completezza delle cinetiche e delle componenti incluse nel modello, documentate dettagliatamente in Bowie et al, 1985; Brown e Barnwell, 1987. Si rimanda a queste pubblicazioni, scaricabili gratuitamente dal sito dell'EPA, per i dettagli che non è opportuno trattare in questa sede. In questo paragrafo si desidera invece presentare brevemente il software, pure distribuito gratuitamente da EPA, che realizza il modello QUAL2 stesso. E'

necessario premettere che l'interfaccia utente è alquanto “spartana” e di non facile uso, anche per utenti esperti. In questo il software appare piuttosto “datato”, essendo stato sviluppato negli anni ‘80, utilizzando ancora il linguaggio FORTRAN in ambiente MS-DOS. Anche se la versione attuale è stata aggiornata per Windows, la sua impostazione risente molto della concezione originaria. D'altra parte, scorrendo le varie finestre di input, ci si può rendere conto della completezza del modello. La videata di ingresso è riportata in Figura 25. In essa si può scegliere una simulazione statica o dinamica, le unità preferite ed altri dettagli. Si riportano qui di seguito alcune delle successive schermate attraverso le quali l'utente definisce il sistema fluviale da modellare. Data la grande quantità di dati da inserire, il numero delle schermate è troppo elevato per essere riportato qui integralmente. Se ne mostrano solamente alcune, allo scopo di dare un'idea generale della struttura del programma.

Successivamente, si deve definire il sistema fluviale in esame; questa è probabilmente la parte più carente del software, non essendo semplice introdurre sezioni, confluenze ed altre informazioni necessarie per definire il sistema fluviale. La Figura 26 si riferisce ad un esempio dimostrativo fornito con il programma. In essa si notano le denominazioni dei vari tratti di fiume considerati, con le loro lunghezze.

Figura 25– Schermata di apertura di QUAL2E: viene definito il sistema fluviale ed il tipo di analisi richiesto.

QUAL2E (QAL2E002.INP)

File Edit Tool Utilities Import Help

Help Next Back Top Index Run Restore

Stream Reach System

REACH NAME (1): RIVER -1

REACH NO.	REACH NAME	BEGIN RIVER (mile)	END RIVER (mile)	HEADWATER	Delta-X (mile)
1	RIVER -1	27.5	27	√	0.5
2	RIVER -1	27	25		0.5
3	RIVER -1	25	20		0.5
4	RIVER -1	20	17		0.5
5	RIVER -1	17	14		0.5
6	RIVER -1	14	12		0.5
7	RIVER -1	12	10		0.5
8	RIVER -1	10	7.5		0.5
9	RIVER -1	7.5	6		0.5
10	RIVER -1	6	4		0.5
11	RIVER -1	4	0		0.5

Figura 26– Definizione dei tratti fluviali. Il tratto a monte è da “headwater” essendo il punto di provenienza dell’acqua. Delta-X rappresenta la lunghezza della cella elementare all’interno di ciascun tratto.

Per mantenere la precisione di calcolo richiesta, ogni tratto fluviale deve essere suddiviso in celle elementari, come illustrato al paragrafo 3.3. Per questo è necessario definire il numero di celle in ciascun tratto, come mostra la Figura 27.

QUAL2E (QAL2E002.INP)

File Edit Tool Utilities Import Help

Help Next Back Top Index Run Restore

Computational Element

1 (2): Standard

REACH NO.	TOTAL ELE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	1	H																			
2	4	S	S	S	S																
3	10	S	P	S	S	S	S	S	S	S	S										
4	6	S	S	S	S	S	S														
5	6	S	S	S	S	S	S														
6	4	S	S	S	S																
7	4	P	S	S	S																
8	5	S	S	S	S	S															
9	3	S	S	S																	
10	4	S	S	S	S																
11	8	S	S	S	S	S	S	S	E												

Figura 27– Elementi di calcolo (celle) per ciascun tratto di figura 26

A seguito di queste definizioni, la partizione del tratto fluviale risulta come in Figura 28, dove sono evidenziati anche i punti di scarico concentrato, anch'essi definiti dall'utente.

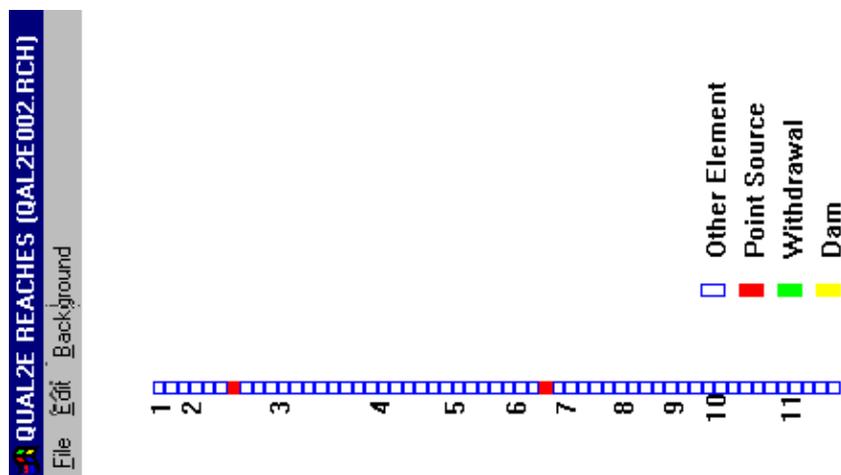


Figura 28– Struttura del tratto fluviale. I numeri si riferiscono ai tratti definiti nella precedente figura 5.b, mentre i quadrati piccoli rappresentano gli elementi di calcolo definiti in figura 5.b.3. Infine, i quadrati in colore rappresentano gli scarichi concentrati, nei tratti 3 e 7.

Una volta definita la struttura del sistema, si può passare a definire il modello di qualità, scegliendo le cinetiche che si desidera includere nel modello, come in Figura 29

Figura 29– Scelta fra i vari processi di qualità disponibili in QUAL2 per la simulazione.

Inoltre è necessario fornire una localizzazione geografica del fiume, per definirne le caratteristiche climatiche. Le coordinate geografiche servono anche per definire la quantità di radiazione solare ricevuta. Questa è importante per l'attività fotosintetica delle alghe. Si devono inoltre specificare i coefficienti di evaporazione, per il bilancio di conservazione della massa d'acqua, e la legge di variazione dei parametri cinetici con la temperatura. Questa schermata di passaggio dalla parte idrologica a quelle di qualità è raffigurata in Figura 30

Infine, sempre nella stessa schermata, è richiesto l'input delle eventuali misure di ossigeno disciolto, ritenute indispensabili per la simulazione. Ciò è utile per le successive simulazioni per lo studio della sensibilità del modello

The screenshot shows the 'Geographical and Climatological Data' screen in the QUAL2E software. The interface includes a menu bar (File, Edit, Tool, Utilities, Import, Help) and navigation buttons (Help, Next, Back, Top, Index, Run, Restore). The main area is divided into several sections:

- Geographical Data:** Latitude (deg) 30.5, Longitude (deg) 85.3, Standard meridian (deg) 75, Basin elevation (ft) 100, Dust attenuation coeff. 0.13.
- Evaporation coefficient:** AE ((t/hr)/(in-Hg)) 0.00068, BE ((t/hr)/(in-Hg-mph)) 0.00027.
- Temperature correction factors:** Radio buttons for 'Default' (selected) and 'User specified'.
- Climatological Data:** Checkboxes for 'Reach variable temp.' (unchecked) and 'Global values' (checked). A dropdown menu for 'Climatological file'.
- Output Print:** Checkboxes for 'Summary' (checked) and 'Climatological data printout' (checked).
- DO and BOD plot:** Checkboxes for 'DO and BOD plot' (checked), 'Number of DO/BOD plots' (input field with value 1), and 'Observed Dissolved Oxygen file' (dropdown menu).

Figura 30– Dati geografici e climatologici necessari per la simulazioni

The screenshot shows the 'Observed Dissolved Oxygen Data' screen in the QUAL2E software. It features a menu bar (File, Edit, Tool, Utilities, Import, Help) and navigation buttons (Help, Next, Back, Top, Index). The main area contains a text input field for 'RIVER LOCATION (mile) (1):' with the value 27.0, and a table of experimental data.

PLOT	RIVER LOCATION (mile)	MIN DO (mg/l)	AVE DO (mg/l)	MAX DO (mg/l)
1	27.0	4.6	6.2	7.9
1	24.5	4.6	6.2	7.9
1	22.0	3.7	4.5	5.2
1	16.5	4.0	4.6	5.3
1	12.0	4.2	4.7	5.6
1	2.0	4.9	5.2	5.5
1	1.5	4.9	5.2	5.5
1	1.0	4.9	5.2	5.5

Figura 31– Input di dati sperimentali: dati rilevati di ossigeno disciolto lungo i vari tratti fluviali.

Tornando poi alla parte di qualità, viene richiesto di indicare quali processi si desidera considerare (BOD/DO, Azoto, Fosforo, etc.), secondo lo schema Figura 32

The screenshot shows the 'Global Kinetics' and 'Light' sections of the QUAL2E software. The 'Global Kinetics' section includes parameters for oxygen uptake by ammonia and nitrite oxidation, and algae growth parameters such as oxygen production, nitrogen and phosphorus content, and growth rates. The 'Light' section includes parameters for light function, saturation coefficient, intensity, light averaging factor, and algal preference factor.

Oxygen uptake by	
Ammonia oxidation (mg O/mg N)	3.5
Nitrite oxidation (mg O/mg N)	1.2

Algae	
Oxygen production by growth (mg O/mg A)	1.6
Oxygen uptake by respiration (mg O/mg A)	2
Nitrogen content (mg N/mg A)	0.085
Phosphorus content (mg P/mg A)	0.012
Max. specific growth rate (1/day)	1.307
Respiration rate (1/day)	0.15
Nitrogen half saturation coeff.	0.2
Phosphorus half saturation coeff.	0.03
Linear coeff. (1/ft-ug-Chla/L)	0.0027
Nonlinear coeff. (1/ft-ug-Chla/L) ^{2/3}	0.0165

Light	
Light function	Half saturation
Saturation coeff. (BTU/ft2-min)	0.03
Intensity (BTU/ft2-min)	0.03
Light ave. from solar radiation	Daily-temp
Light averaging factor	0.92
Number of daylight hours	
Daily radiation (BTU/ft2)	
Light nutrient reactions	Multiplicative
Algal preference factor for NH3	0.5
Solar radiation factor	0.45
Nitrification inhibition coeff.	10

Figura 32– Definizione dei parametri cinetici del modello di qualità

Successivamente è possibile inserire alcuni dettagli sulle dinamiche dell'azoto, del fosforo e delle alghe (Figura 33). In particolare si possono fissare il rateo di idrolisi e di sedimentazione dell'azoto organico, i ratei di ossidazione di nitriti e nitrati ed altri parametri chimico-fisici. In assenza di particolari indicazioni, si possono utilizzare valori di default suggeriti dal programma.

The screenshot shows the 'N, P, and Algae Coefficients' section of the QUAL2E software. It includes a table for 'O-N HYDROLYSIS (1/day) (1): 0.03' and a table with columns for REACH NO., O-N HYDROLYSIS (1/day), O-N SETTLING (1/day), NH3 OXIDATION (1/day), NH3 BENTHOS (mg/ft2-day), NO2 OXIDATION (1/day), and O-P DECAY (1/day).

REACH NO.	O-N HYDROLYSIS (1/day)	O-N SETTLING (1/day)	NH3 OXIDATION (1/day)	NH3 BENTHOS (mg/ft2-day)	NO2 OXIDATION (1/day)	O-P DECAY (1/day)
1	0.03		0.5		10	0.25
2	0.03		0.5		10	0.25
3	0.04		0.5		10	0.25
4	0.04		0.5		10	0.25
5	0.04		0.5		10	0.25
6	0.04		0.5		10	0.25
7	0.04		0.5		10	0.25
8	0.04		0.5		10	0.25
9	0.04		0.5		10	0.25
10	0.04		0.5		10	0.25
11	0.04		0.5		10	0.25

Figura 33– Parametri dell'azoto, del fosforo e delle alghe

Analogamente, per la componente carboniosa si possono definire per ogni tratto i ratei di decadimento, sedimentazione e reazione. Si può anche definire la struttura di questo termine, scegliendo fra le funzioni indicate nella maschera in colore a destra in Figura 34.

REACH NO.	BOD DECAY (1/day)	BOD SETTLING (1/day)	SOD RATE (g/ft2-day)	REACTION TYPE
1	.098		.132	Single coeff.
2	.098		.132	Single coeff.
3	.068		.123	Single coeff.
4	.053		.112	Single coeff.
5	.059		.112	Single coeff.
6	.042		.112	Single coeff.
7	.042		.041	Single coeff.
8	.042		.041	Single coeff.
9	.042		.041	Single coeff.
10	.042		.041	Single coeff.
11	.069		.041	Single coeff.

Figura 34– Coefficienti di decadimento del BOD e di reazione, definibili tratto per tratto.

Dopo aver impostato le costanti cinetiche desiderate, che devono comunque rientrare in intervalli di valori imposti dal programma, tutti i dati vengono salvati in un file detto “di input”, nel quale sono salvate tutte le informazioni che hanno contribuito a definire il problema. A questo punto si può passare alla fase di esecuzione a seguito della quale viene prodotto un file di testo, piuttosto “verboso” dove sono riportati tutti i risultati della simulazione. Successivamente possono venir prodotti i grafici di qualità relativi alle variabili selezionate. Ad esempio, in Figura 35 sono riportati gli andamenti del BOD della quantità di alghe, definita attraverso la clorofilla-a, e dell’ossigeno disciolto (DO), mentre in Figura 36 sono raffigurati gli andamenti dei composti azotati ed in Figura 37 le componenti del fosforo. Si noti come nei tre grafici di qualità risulta chiaramente il contributo dei due scarichi ed i successivi decadimenti dei vari inquinanti.

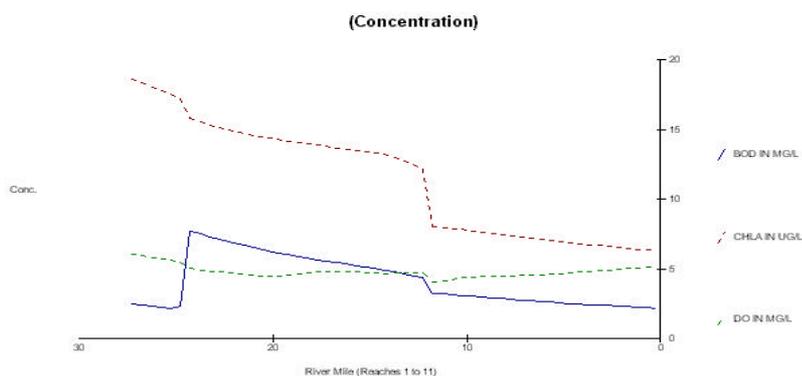


Figura 35– Risultati della simulazione del modello precedente, per quanto riguarda il BOD, la clorofilla-a e l'ossigeno disciolto.

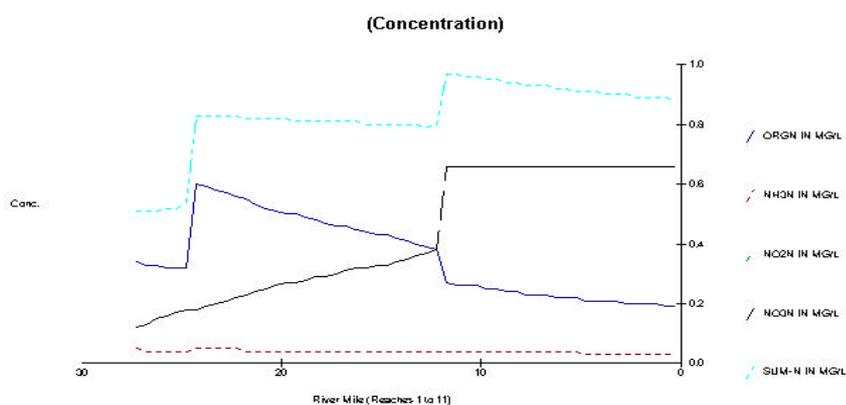


Figura 36- Risultati della simulazione del modello precedente, per quanto riguarda le specie azotate.

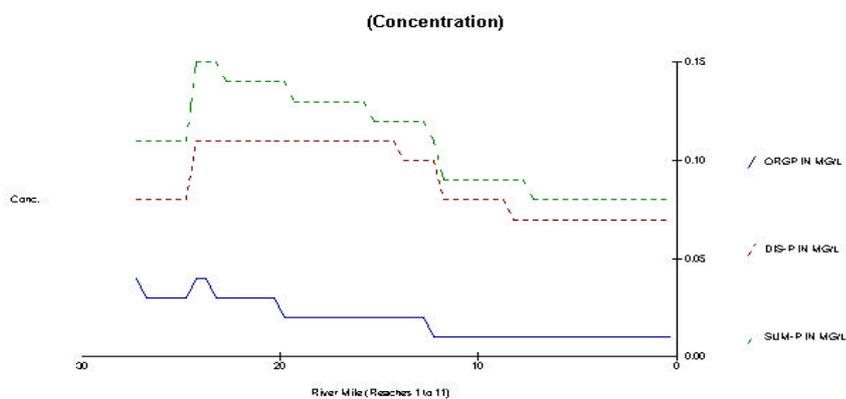


Figura 37– Risultati della simulazione del modello precedente, per quanto riguarda le varie specie di fosforo.

In conclusione, si può affermare che QUAL2E, pur rappresentando lo standard in fatto di cinetiche di degradazione degli inquinanti, dal punto di vista dell'utilizzo non rappresenta oggi il massimo di flessibilità e facilità di uso. E' comunque un punto di riferimento insostituibile, anche per la vasta documentazione disponibile (Bowie et al, 1985; Brown e Barnwell, 1987) e rimane un punto di riferimento importante. In ogni caso, essendo di uso completamente gratuito, può convenire tenerne comunque una copia a disposizione, se non altro per studi preliminari, prima di passare a sistemi più moderni e flessibili.

4.3 MIKE11, UN AMBIENTE COMPLETO PER LA SIMULAZIONE IDRODINAMICA E DI QUALITÀ

MIKE11 fa parte di una famiglia di prodotti software sviluppati dal Danish Hydraulic Institute (DHI), società legata al Danish Technical University (DTU) prestigiosa istituzione tecnica danese operante a Lingby, alle porte di Copenhagen. La famiglia di prodotti comprende oltre a MIKE11, programma di idrologia fluviale, anche MIKE21 per sistemi a due dimensioni, MIKE SHE e MIKE BASIN per studi a scala di bacino, ed altri ancora per sistemi fognari (MOUSE) ed altre realtà nel settore idrologico. A richiesta viene inviato gratuitamente un CD-ROM con versioni demo di tutti i prodotti. Tale CD può essere richiesto visitando il sito di DHI, all'indirizzo che viene indicato nel paragrafo finale, dove sono riportati links di contatto dei vari prodotti esaminati in questa memoria.

Fondamentalmente MIKE11 nasce come programma per lo studio dell'idrodinamica fluviale ed è pertanto estremamente forte nella modellazione idraulica (inondazioni, simulazione della rottura di argini, dighe, etc.). A titolo di esempio si riportano alcune figure tratte da un dimostrativo fornito da DHI relativo allo studio dell'effetto sul Danubio di una diga costruita a valle di Bratislava (Figura 38). Il modello ha il compito di visualizzare l'impatto della diga su eventi di piena e sulle falde sotterranee della zona. La presentazione è molto sofisticata e fa uso di animazioni molto efficaci.

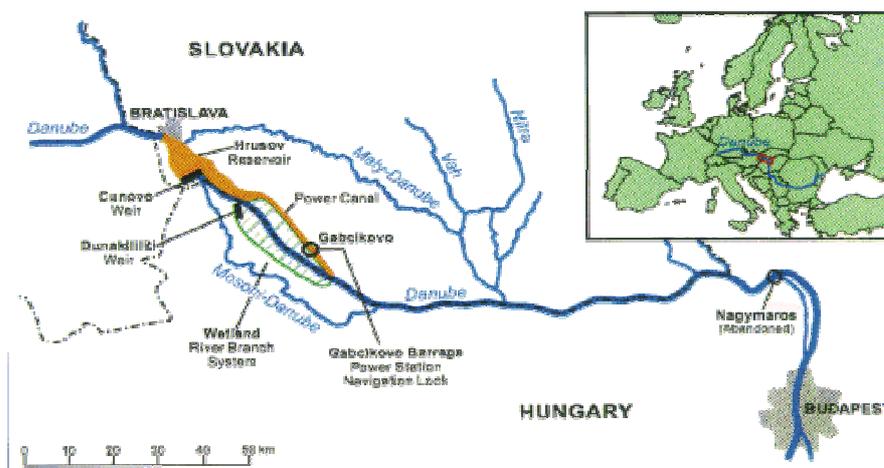


Figura 38– Studio dell'effetto di una diga sul Danubio posta a valle di Bratislava effettuato con MIKE11: posizione del problema.

Una volta introdotti i necessari dati idrologici, il sistema può effettuare simulazioni di eventi di piena, ad esempio per confrontare le situazioni prima e dopo la costruzione della diga (Figura 39 e Figura 40).

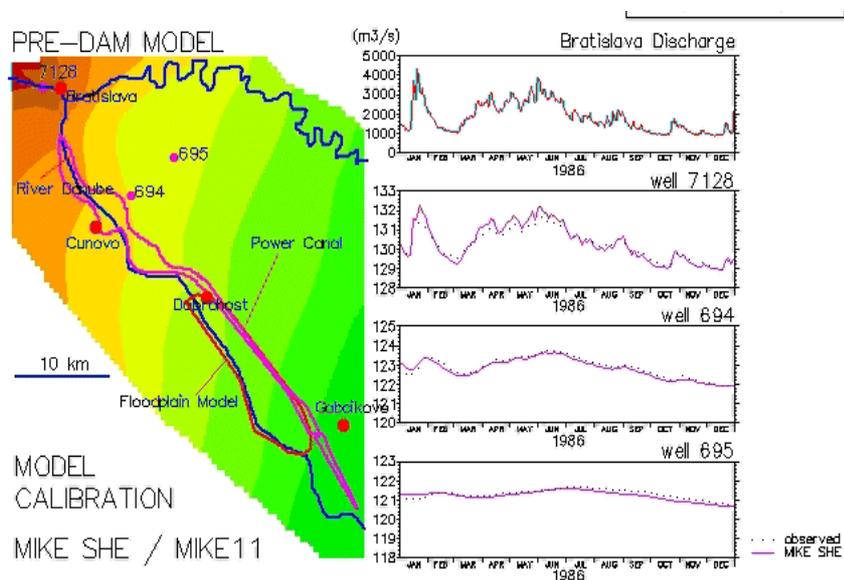


Figura 39– Risposta del sistema Danubio ad una portata a valle di Bratislava, prima della costruzione della diga.

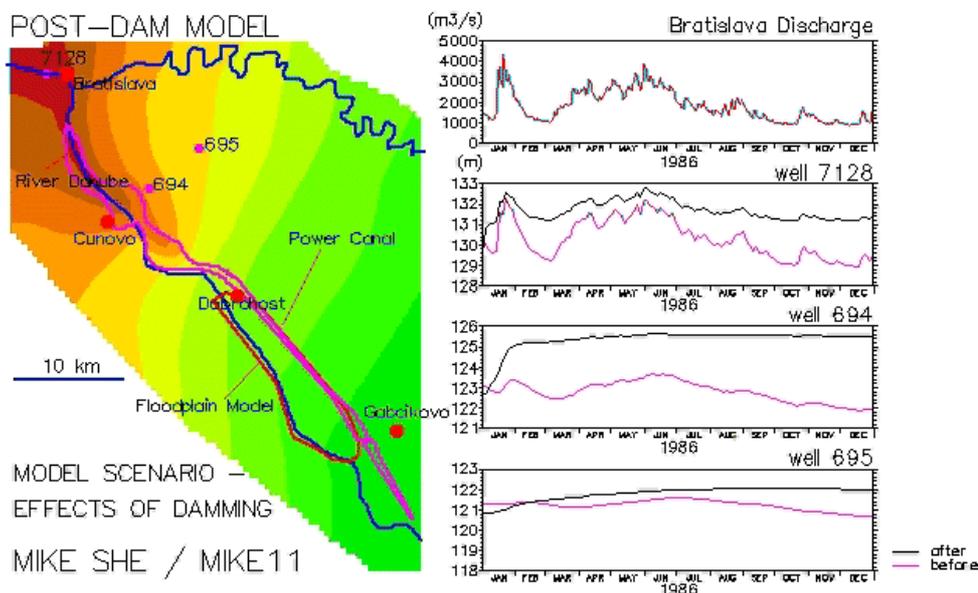


Figura 40– Risposta del sistema Danubio ad una portata a valle di Bratislava, dopo la costruzione della diga.

Per questo esempio, a MIKE11 è stato affiancato il più potente MIKE SHE per la modellazione dell'intero bacino fluviale, in termini di piogge/portate, fornendo così l'input di portata al modulo MIKE11.

A richiesta, può essere dotato di vari moduli, fra cui il trasporto dei sedimenti o di qualità fluviale, che comunque opera sotto il controllo del modulo idrologico principale. Una piccola applicazione di questo modulo ad una realtà italiana è stata effettuata diversi anni fa nel tratto terminale dell'Arno. In questo caso MIKE11, allora in versione per MS-DOS, fu applicato al sistema costituito dal tratto dell'Arno intorno a Pontedera, nel quale concorrevano anche il canale Usciana, il Canale Allacciante e lo Scolmatore, formando un sistema idraulico complesso a causa dei diversi livelli idraulici e della diversa qualità. Questo studio è riportato in Luzzi e Marsili-Libelli, 1993. IL sistema fluviale considerato è schematizzato da MIKE come in Figura 41.

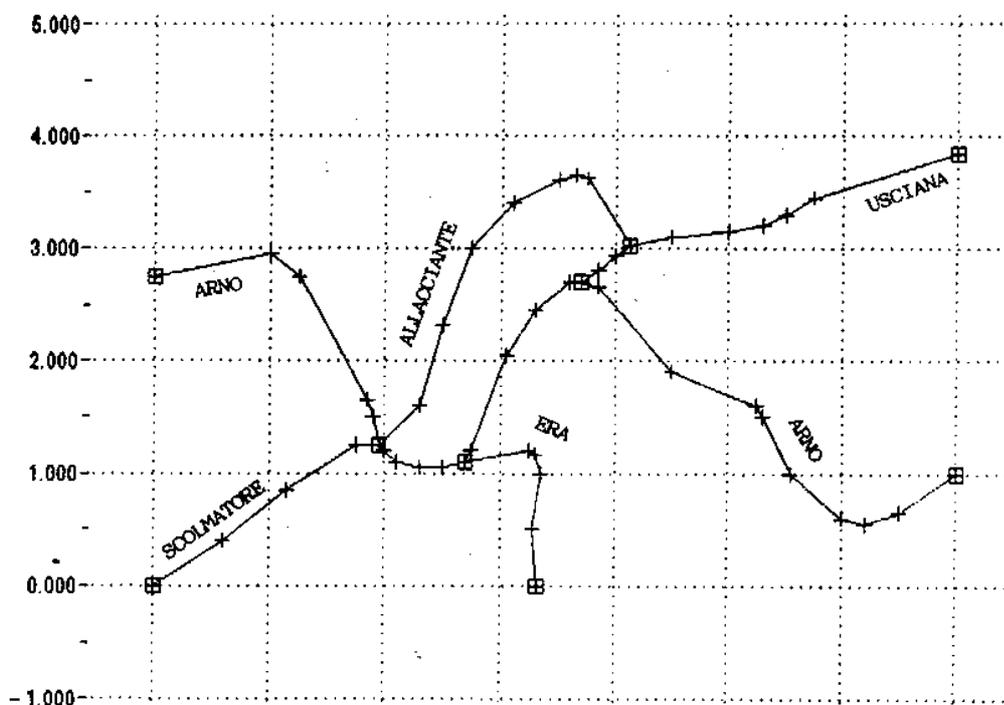


Figura 41- Definizione del sistema fluviale Arno - Usciana - Scolmatore - Allacciante, nel tratto terminale dell'Arno, oggetto della modellazione con MIKE11 (tratto da Luzzi e Marsili-Libelli, 1993). Le crocette si riferiscono alle varie sezioni immerse nel programma

Come esempio è stata studiata la propagazione di un rapido impulso di carico organico, espresso come BOD, lungo il tratto Usciana - Allacciante - Scolmatore. Come si può vedere dalla Figura 42, lungo il percorso l'impulso, oltre a subire il ritardo di trasporto, viene attenuato, fino a rientrare quasi nei valori normali a valle del tratto. E' opportuno far notare che questa simulazione è stata ottenuta con una vecchia versione 2.6 di MIKE11, per MS-DOS. Questo spiega l'aspetto "artigianale" dei grafici che sono

stati montati "a mano" nella forma rappresentata. Ovviamente, l'interfaccia grafica dell'attuale versione di MIKE11 è molto migliore ed in grado di sfruttare appieno le potenzialità grafiche di Windows.

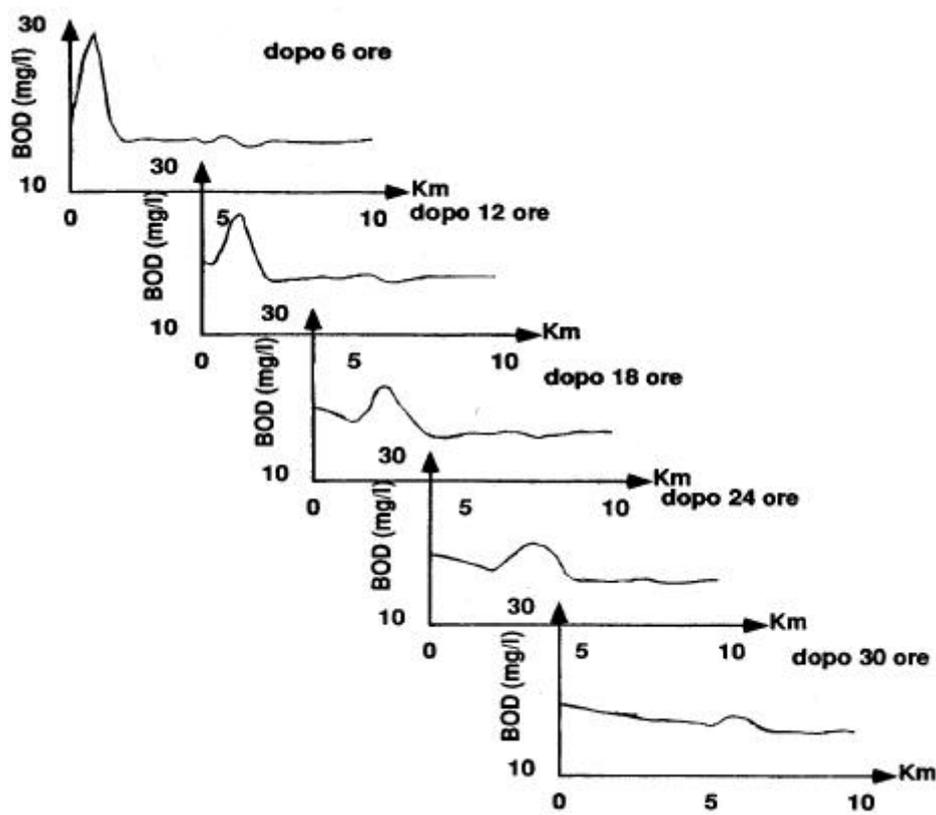


Figura 42– Propagazione di un impulso di BOD lungo il profilo Usciana – Canale Allacciante – Scolmatore (tratto da Luzzi e Marsili-Libelli, 1993).

In conclusione è bene avvertire che pur essendo dotato di un'eccellente interfaccia utente e di un modulo idraulico estremamente potente, MIKE11 non è particolarmente versato per gli studi di qualità. Infatti il suo modulo contenente le dinamiche di qualità è alquanto rigido, non permettendo all'utente una grande libertà di scelta per quanto riguarda la scelta delle cinetiche ed i loro parametri. Per questo motivo, può essere difficile adattarlo a situazioni particolari. Inoltre l'immissione di tutti i dati idrologici di cui ha bisogno lo rendono di uso piuttosto pesante.

4.4 WEST, UN AMBIENTE SPECIALIZZATO PER LA MODELLAZIONE DI QUALITÀ FLUVIALE ED IMPIANTI DI DEPURAZIONE

WEST (*Wastewater Treatment Plant Engine for Simulation and Training*, HEMMIS N.V., Kortrijk, Belgio) è un ambiente di simulazione specializzato, orientato ai sistemi di trattamento biologici, ma utilizzabile anche per la modellazione della qualità fluviale. Il programma, che è disponibile per sistemi UNIX e Windows, è il risultato di una collaborazione tra alcune realtà scientifiche ed industriali belghe, fra cui

il Dipartimento di Matematica Applicata, Biometrica e Controllo dei Processi (BIOMATH) dell'Università di Gent, HEMMIS N.V., EPAS N.V. e AQUAFIN N.V.. Per la definizione dei modelli, WEST si basa su un'interfaccia grafica mentre, per gli utenti più evoluti, è direttamente accessibile un ambiente di programmazione ad oggetti simile al C/C++ denominato MSL (Modelling Simulation Language), che rappresenta in ogni caso la codifica finale del modello. E' possibile costruire "scenari" inserendo dati sperimentali o serie temporali da utilizzare come ingressi al modello. WEST comprende un *Modelling Environment* (ME) per la definizione dei modelli ed un *Experimentation Environment* (EE) dal quale vengono lanciate le simulazioni e valutati i risultati. Si esaminano ora brevemente le caratteristiche dei due ambienti disponibili per l'utente WEST.

4.4.1 Il Modelling Environment (ME)

Questo ambiente fornisce l'interfaccia grafica per la definizione a blocchi del sistema da simulare, che viene definito attraverso lo *Hierarchical Graphic Editor* (HGE). La Figura 43 mostra un esempio di definizione grafica di un sistema di depurazione.

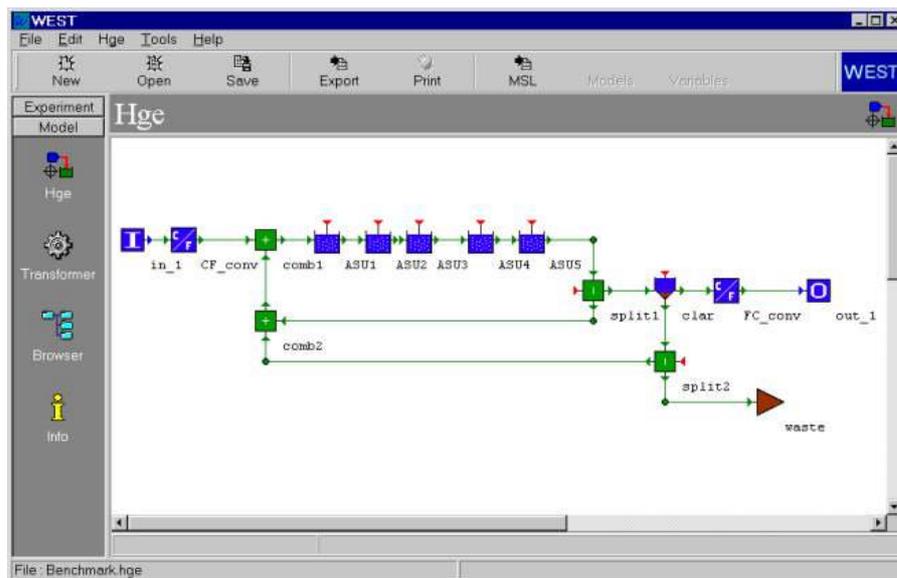


Figura 43– Definizione di un impianto di depurazione biologica mediante HGE

Le diverse componenti sono rappresentate da icone. Ciascuna di queste ha un certo numero di terminali usati per i collegamenti: frecce verdi per i terminali fisici e rosse per i terminali di dati. I terminali di dati sono usati per dare o ricevere informazioni da o a componenti di controllo (in rosso). I componenti di controllo possono anche ottenere informazione da sensori.

Per ogni tipo di componente della Tabella 1 uno o più modelli sono disponibili nel *modelbase* (libreria dei modelli). Questi modelli differiscono nella qualità dell'approssimazione del reale comportamento fisico del componente. La lista dei possibili blocchi può essere arricchita a piacere, dato che l'utente con una certa

esperienza può definire i propri modelli e creare così una biblioteca di icone praticamente illimitata. Si noti che recentemente è stato introdotto il modulo “Qualità fluviale” che verrà utilizzato nello studio di caso relativo al fiume Lambro.

Tabella 1- Principali processi disponibili in WEST. I nomi fra parentesi si riferiscono agli autori dei vari modelli alla base della funzionalità del blocco.

	Vasca di equalizzazione (volume variabile con setto, volume variabile con pompa, volume fisso)		Filtro percolatore (Rauch)
	Sedimentatore primario (pointsettler, Otterpohl e Freund, Takacs reattivo...)		Generatore (blocco, seno, doppio seno)
	Unità a fanghi attivi (plug flow, fosso di ossidazione, volume fisso/variable)		Sensore (flusso, DO, NO3, NH4, PO4, TSS, COD, BOD, TP,...)
	Sequencing batch reactor (SBR pointsettler, SBR multi-strato)		Controllore (P, PI, PID, On/Off, Ratio, Saturazione,...)
	Sedimentatore secondario (pointsettler, Otterpohl e Freund, Takacs, Marsili Libelli)		Timer
	Digestore anaerobico (Siegrist)		Qualità fluviale (bulk benthic, river model Nr. 1)
	Costo operativo		

Dalla rappresentazione grafica il HGE produce un modello complessivo aggregando i vari moduli dello schema a blocchi. Durante questo passo viene fatta un'ottimizzazione simbolica del codice MSL e viene generato il codice C++ (parsing), il quale viene poi compilato e collegato con la parte run-time del sistema (creazione della libreria). Tutto viene fatto automaticamente da WEST.

4.4.2 Lo Experimentation Environment

Una volta completato il layout della configurazione e generata la libreria dei modelli, uno o più esperimenti possono essere eseguiti nello EE. Si possono distinguere tre tipi di esperimenti:

- Simulazione
- Ottimizzazione della traiettoria (stima dei parametri)
- Ottimizzazione del valore finale

Quando il modello completo è stato generato, i parametri e le condizioni iniziali per ogni singolo componente possono essere cambiati. Dei valori di default sono sempre specificati nel *modelbase*. Per alcuni componenti, es. l'influente, è necessario caratterizzare gli ingressi in funzione del tempo. Il numero di parametri che possono essere variati dipende dal modello usato. Possiamo distinguere tre tipi di parametri:

- Parametri generali del componente, es. la struttura fisica (volume, etc.).

- Parametri cinetici che riguardano le cinetiche delle reazioni biochimiche considerate nel modello.
- Parametri stechiometrici che descrivono i legami stechiometrici tra le sostanze usate e prodotte nelle reazioni considerate nel modello.

Esempi di finestre dell'EE sono riportati in Figura 44 e Figura 45

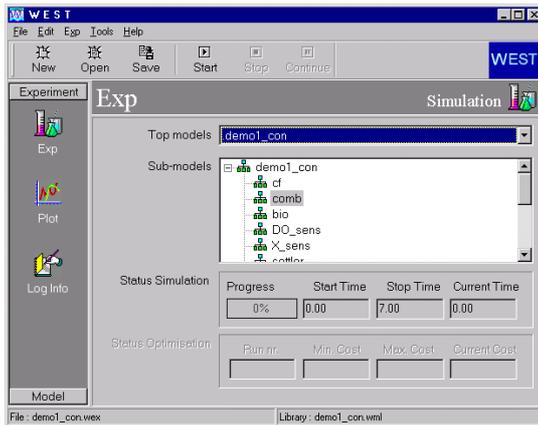


Figura 44– Struttura gerarchica dei modelli in Experimentation Environment

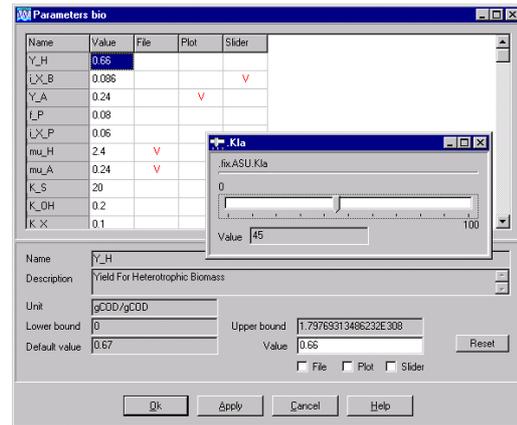


Figura 45– Finestra dei parametri di un modello in Experimentation Environment

Durante la simulazione, i risultati numerici sono salvati in un file di testo. I risultati grafici sono mostrati in una finestra grafica dove le variabili di uscita sono rappresentate in funzione del tempo o in funzione l'una dell'altra. Due esempi sono riportati in Figura 46 e in Figura 47.

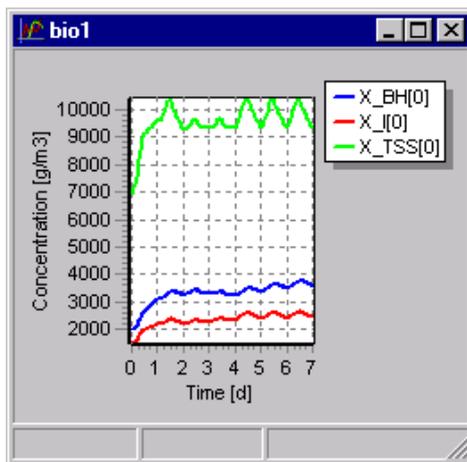


Figura 46– Risultato della simulazione di un impianto di depurazione: andamento delle biomasse.

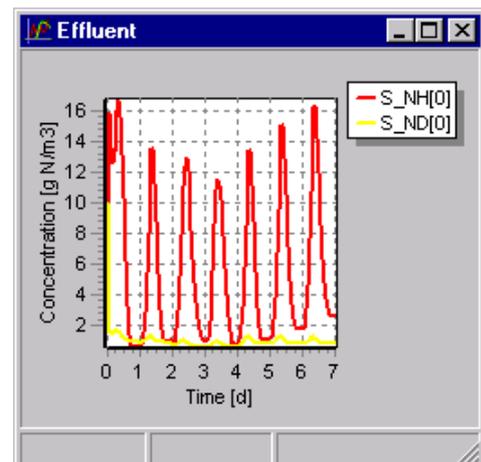


Figura 47– Risultato della simulazione di un impianto di depurazione: andamento delle concentrazioni di componenti carboniosi

Per quanto riguarda gli esperimenti di ottimizzazione è possibile ottenere informazioni statistiche sulla validità dei risultati tramite matrice di covarianza, intervalli di confidenza ellissi di confidenza, correlazione, F-Test.

In conclusione, WEST è un ambiente di simulazione molto potente, con un'interfaccia grafica efficace ed un corredo di modelli che rappresenta lo stato dell'arte del settore. E' concepito sia per ambienti di ricerca, che per "utenti finali" che non avranno difficoltà ad adattarlo al proprio caso di studio. Diversa è la situazione di chi volesse inserire propri modelli; in questo caso è necessario avere una certa preparazione informatica, in particolare riguardo alla programmazione ad oggetti, in modo da poter utilizzare in modo efficiente il linguaggio di programmazione MSL. Anche in questo caso, però, superata una accettabile difficoltà iniziale, l'utente sarà in grado di sviluppare propri modelli in modo veloce ed affidabile.

5 STUDI DI CASO

Si presentano adesso alcune applicazioni di modelli di qualità fluviale a situazioni reali. E' necessario premettere che la loro applicazione presuppone da parte dell'utente una discreta preparazione di base per scegliere il contesto modellistico più adatto, per la preparazione dei dati e per l'interpretazione dei risultati. Si tratta perciò di applicativi il cui uso dovrebbe essere preceduto da opportuni corsi di formazione del personale che lo usa. Non esistono ad oggi, né probabilmente esisteranno in futuro, modelli *prêt-à-porter*, che possano venir usati in modo estemporaneo da parte di personale non "addetto ai lavori".

5.1 STUDIO DELLA SACCATURA DI OSSIGENO DISCIOLTO NEL FIUME GREVE

Ciò premesso, la prima applicazione che viene presentata riguarda l'applicazione di un semplice modello di Streeter e Phelps ad un tratto di circa 1 Km del fiume Greve, al fine di studiare la saccatura provocata da uno scarico trattato da un piccolo depuratore biologico. Lo scarico viene immesso immediatamente a monte di una briglia. Lo studio ha lo scopo di quantificare l'impatto sul fiume sia dello scarico, che del potere ossigenante della briglia. Il rapporto dettagliato dello studio è disponibile presso l'Università di Firenze, Facoltà di Ingegneria come elaborato svolto nell'ambito dei corsi di *Modellistica e Controllo dei Sistemi Ambientali ed Idraulica Fluviale*, nell'Anno Accademico 1999 - 2000.

L'area di studio è illustrata in Figura 48 e comprende un tratto del fiume Greve lungo circa 1500 metri a 30 Km dalla sorgente, in località Tavarnuzze.

Per valutare l'effetto combinato sul fiume dello scarico e della briglia posta immediatamente a valle, si è applicato un semplice modello di Streeter e Phelps in stato stazionario riferito al *flow-time* τ , secondo le modalità già descritte al paragrafo 3.1

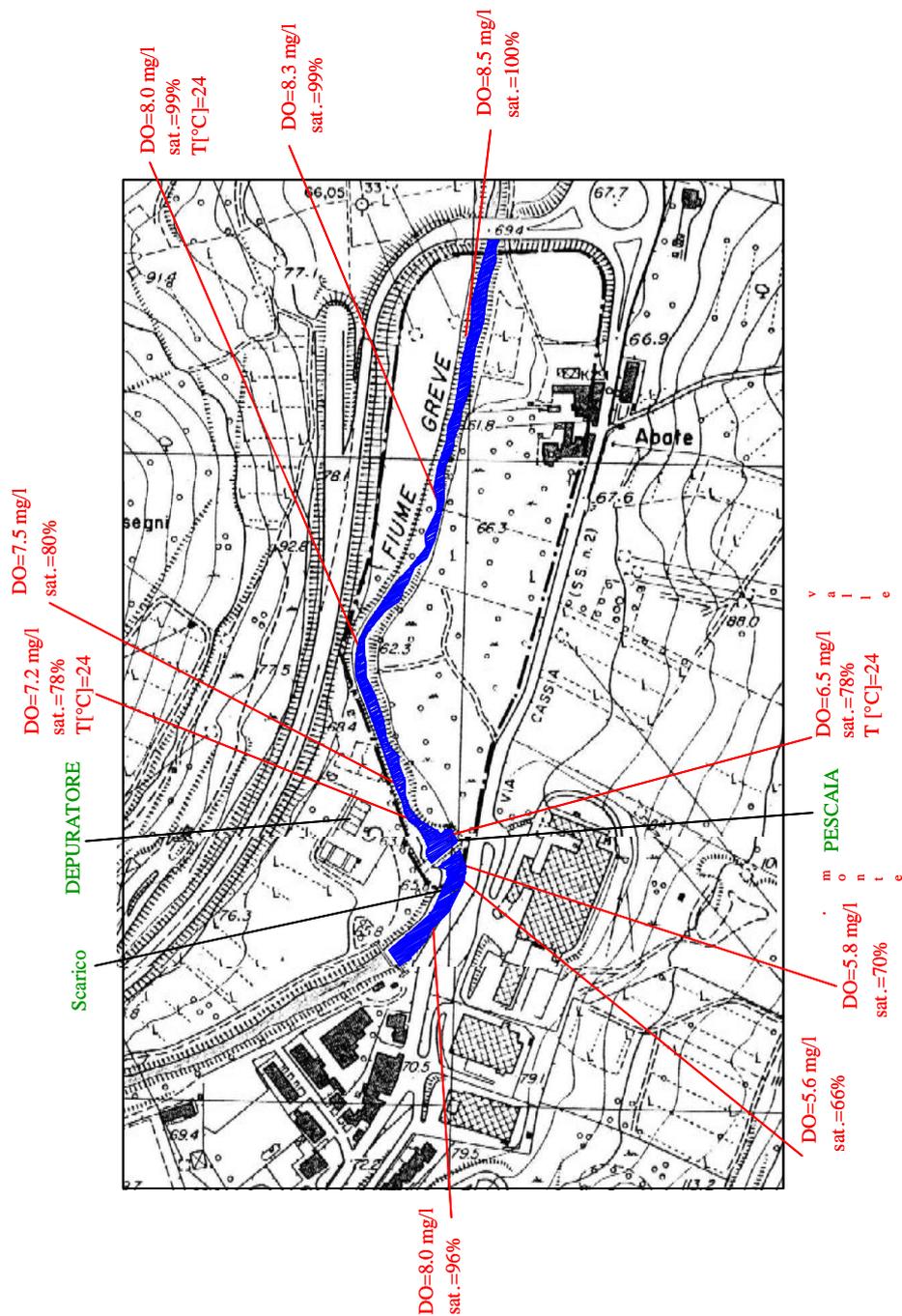


Figura 48- Planimetria del fiume Greve nel tratto studiato, riprodotto in colore blu. Le misure di ossigeno disciolto sono riportate in rosso.

$$\begin{cases} BOD & \frac{dB}{dt} = -K_b B \\ DO & \frac{dC}{dt} = K_c (C_{sat} - C) - K_b B \end{cases} \quad (6.1)$$

Le misure di DO sono state effettuate mediante ossimetro OXI 91 (WTW, Germania) in condizioni di stazionarietà idraulica del fiume con una portata di 0.1 mc/s. Contemporaneamente sono state acquisite misure di velocità della corrente mediante un correntometro modificato da natanti leggeri (Raytheon, USA). Le misure di velocità e le portate sono state elaborate mediante un programma di modellazione idraulica (Hec-Ras) per ottenere le linee caratteristiche del fiume, riportate in Figura 49.

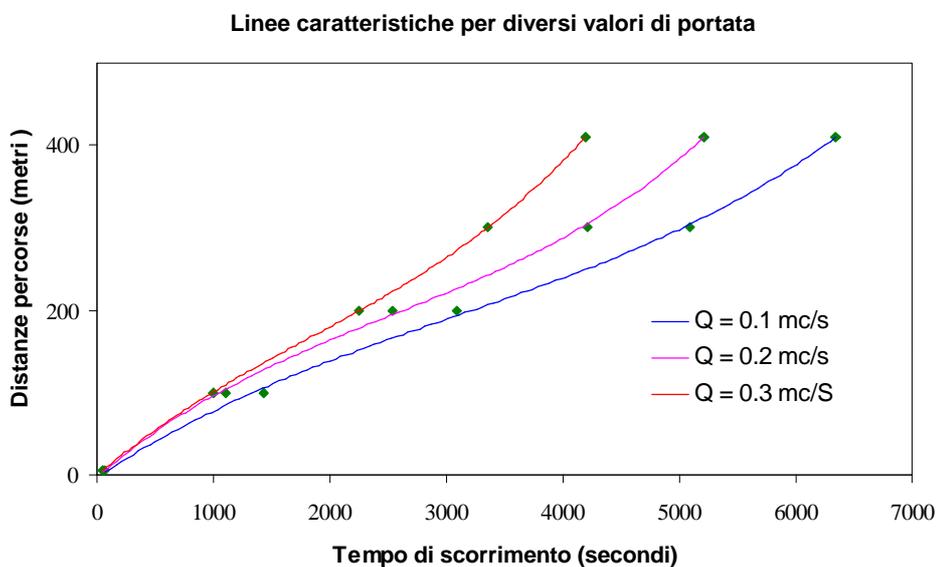


Figura 49- Linee caratteristiche del fiume Greve per i più frequenti valori di portata, ottenute da misure correntometriche e simulazione numerica con il software di modellazione idrologica Hec-Ras.

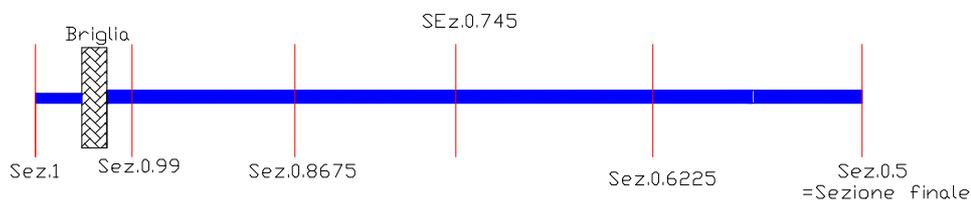


Figura 50 - Disposizione delle sezioni introdotte nel programma Hec-Ras per ricavare la linea caratteristica.

Tabella 2 - Velocità medie alle varie portate nelle sezioni di figura 50

	Sez.1	Briglia	Sez.0.99	Sez.0.8675	Sez.0.745	Sez.0.6225	Sez.0.5
Q=0.1mc/s	0.33		0.07	0.06	0.05	0.08	0.16
Q=0.2mc/s	0.39		0.09	0.07	0.06	0.1	0.21
Q=0.3mc/s	0.42		0.1	0.08	0.09	0.12	0.25

Considerando la linea caratteristica corrispondente alla portata al momento delle misure ($Q = 0.1 \text{ mc/s}$), i punti di campionamento sono stati convertiti in tempi *flow-time* normalizzato in modo da avere $t = 1$ al punto di misura più a valle. In questo esercizio, l'entità dello scarico in termini di BOD e di portata non era nota, come pure le due costanti K_b e K_c del modello. Queste tre grandezze sono state stimate per via numerica ed il modello è stato adattato ai dati sperimentali mediante una procedura di calibrazione basata sul simplesso ottimizzato (Marsili-Libelli, 1992), ottenendo il risultato di Figura 51. La scala in alto si riferisce alla locazione fisica dei punti di misura e le frecce tratteggiate mettono in evidenza la distorsione introdotta dalla linea caratteristica, che non essendo rettilinea altera la spaziatura delle locazioni di misura.

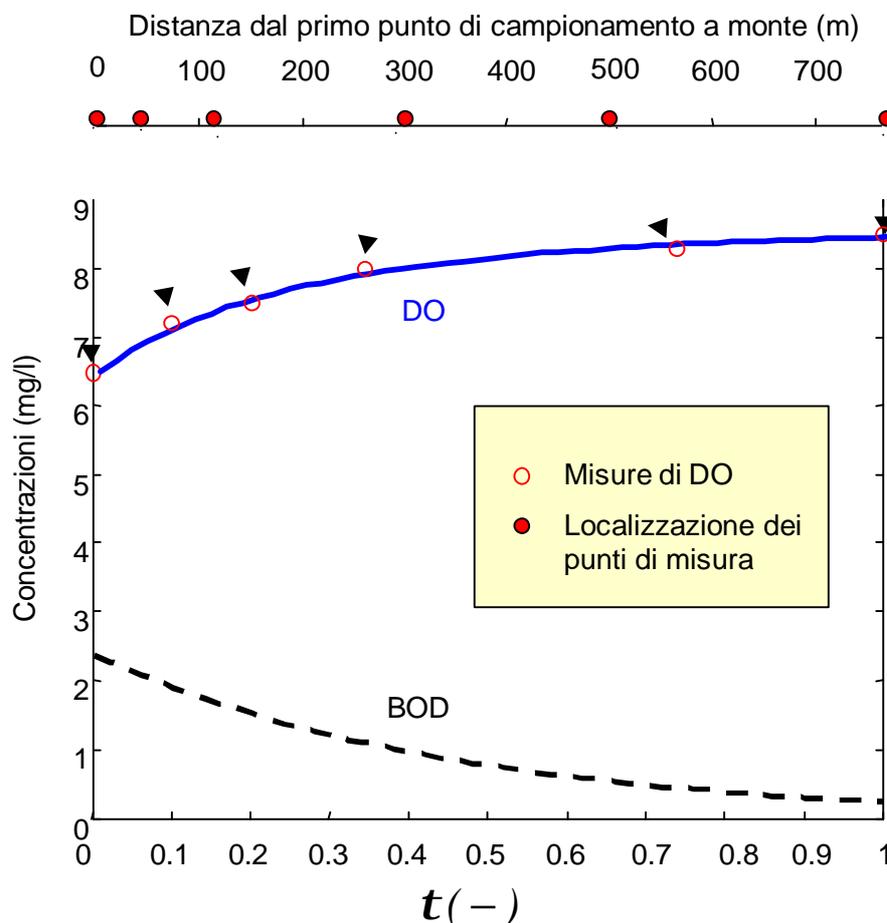


Figura 51- Accordo fra dati sperimentali di ossigeno disciolto e modello di Streeter e Phelps in flow-time normalizzato.

5.2 UN ESEMPIO DI MODELLO COMPLESSO: MODELLAZIONE DEI LAS NEL TRATTO DEL FIUME LAMBRO A VALLE DEL DEPURATORE DI MERONE, UTILIZZANDO WEST.

L'oggetto di questo studio è un tratto del fiume Lambro di 26 Km di lunghezza, che parte da Mulino del Baggero e prosegue a valle attraverso un'area scarsamente urbanizzata, per terminare nella località di Biassono, che rappresenta la sezione di chiusura del bacino studiato (Figura 52). L'area drenata dal fiume Lambro a Biassono copre un'estensione di 400 km². A valle di Mulino del Baggero, il più importante scarico inquinante è rappresentato dall'effluente dal WWTP di Merone, che è la somma degli scarichi trattati dall'impianto e del overflow giornaliero della rete fognaria di tipo misto che serve una popolazione equivalente di 118.200 abitanti.

La sezione iniziale di Mulino del Baggero è situata a 239m s.l.m. e l'ultima sezione di S.Giorgio a Biassono a 170m s.l.m.

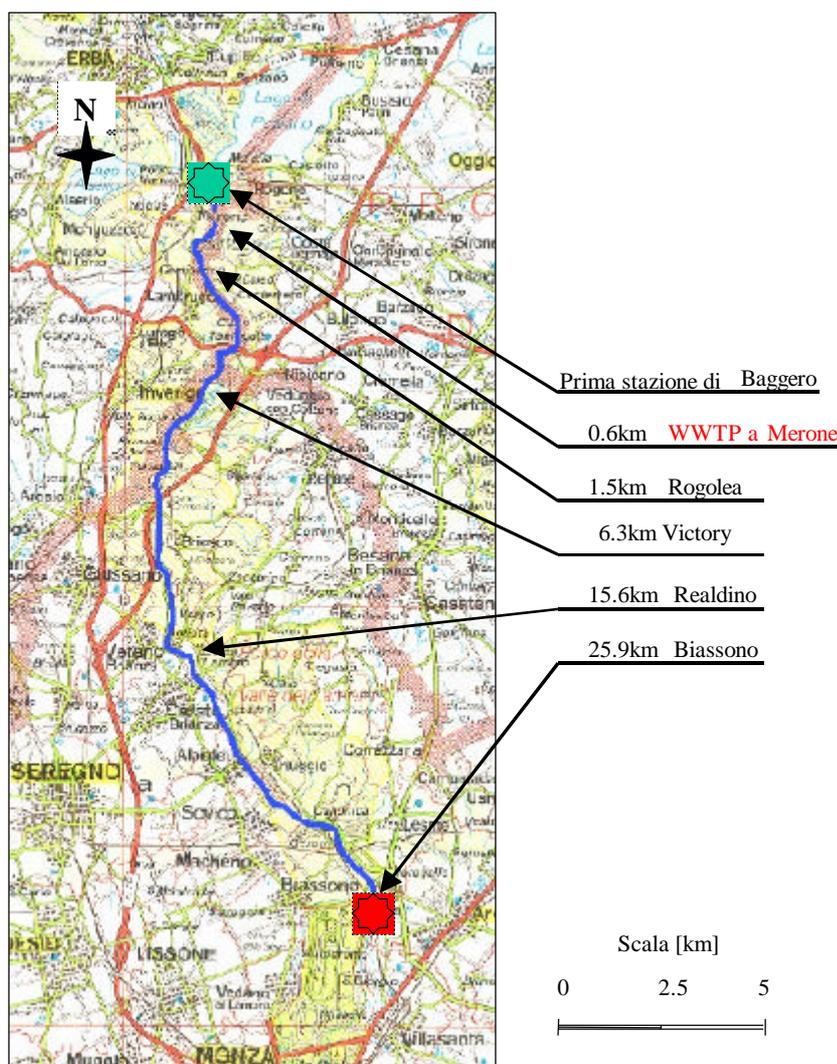


Figura 52- Siti in cui sono poste le stazioni di monitoraggio della qualità e il WWTP

L'intero tratto fluviale può essere diviso in due zone con due differenti pendenze d'alveo. Queste sono caratterizzati da una leggera pendenza che aumenta procedendo a valle passando da 0.0015 a 0.0041 [m/m]. La Tabella 3 mostra le caratteristiche di ciascun tratto del fiume

Tabella 3 - Distanze tra le stazioni di misura ed elevazione del fondo

Tratto	Fine del tratto	Lunghezza tratto [m]	Distanza da Mulino del Baggero [m]	Elevazione del fondo [m] s.l.m.
1	Merone	600	600	239.0
2	Rogolea	954	1554	237.4
3	Victory	4822	6376	231.6
4	Realdino	9256	15632	208.0
5	Biassono	10267	25899	169.8

Le portate sono state determinate utilizzando le curve di deflusso ottenute da misurazioni condotte nelle due sezioni di misura. L'analisi dei dati è stata condotta dall'Università di Milano nell'ambito di un esteso progetto finalizzato a verificare i dati provenienti da tutte le stazioni di misura dell'intero bacino del Lambro (Holmes *et al.*, 1999). Queste curve sono state ottenute da un'estesa documentazione storica di registrazioni e rappresentano l'insieme di informazioni disponibili più attendibile per le misure di portata. Le curve di deflusso adottate in questo studio sono quelle mostrate in Tabella 4.

Tabella 4 - Caratterizzazione idrologica del tratto di fiume studiato, fra le sezioni di Lambrugo e Biassono

Stazione di misura	Distanza da Mulino del Baggero (m)	Elevazione del fondo (m) s.l.m.	Curva di deflusso (m ³ /s)	Limiti di applicabilità
Lambrugo	1700	237.4	$Q=13.05h^2-3.886h-1.396$	$0.51 < h < 2.32$
Biassono	26100	168.6	$Q=19.05(h-0.35)^{1.926}$	Non specificato

Per basse portate generalmente si nota un aumento delle velocità a valle del tratto considerato, mentre le altezze d'acqua diminuiscono leggermente. Le velocità più alte a valle sono dovute ad un aumento dell'efficienza della sezione idraulica (raggio idraulico) e ad una diminuzione degli attriti del letto del fiume la cui consistenza varia da ciottoli di dimensione ragguardevole a ghiaie e sabbie.

Il fiume Lambro mantiene una sezione pressoché costante dalla sezione di Mulino del Baggero fino alla sezione di chiusura di Biassono. Tale sezione è stata approssimata ad un trapezio con una larghezza del fondo di 11m e una pendenza delle sponde rispetto al letto fluviale di 45°.

5.2.1 Le campagne di misura e altri dati disponibili

La tecnica di campionamento utilizzata è la "following the plug" con campioni compositi ogni due ore. Questa metodologia consiste nella combinazione di due campionamenti orari in sei differenti postazioni di monitoraggio lungo il tratto di fiume

studiato, con lo scopo di seguire l'onda inquinante che si propaga a valle dell'impianto di Merone in condizioni di tempo secco. Il primo campionatore è stato posto a Mulino del Baggero, a monte del WWTP, al fine di misurare la potenziale variabilità giornaliera delle concentrazioni rilevate a monte dell'impianto. La seconda stazione è stata collocata presso lo scarico dell'impianto di Merone al fine di controllare i carichi inquinanti delle acque reflue immesse direttamente nel fiume. I rimanenti quattro campionatori erano invece situati lungo l'asta principale del fiume a valle dell'impianto di trattamento. L'istante di inizio campionamento per ogni stazione di monitoraggio è stato stimato sul tempo calcolato di percorrenza dell'onda inquinante.

Le concentrazioni di Fosforo Totale (TP), Azoto Totale (TN), Alchil Benzene Solfonato a catena lineare (LAS) e Boro sono state misurate per ogni stazione di misura lungo il tratto.

Sono state condotte due campagne di misura, una in condizioni di tempo secco e l'altra in condizioni di tempo di pioggia.

Da attenti studi sulla propagazione dell'onda inquinante lungo il canale principale, emerge che il meccanismo di trasporto è dominato dall'advezione e che gli effetti dovuti a fenomeni di dispersione longitudinali appaiono essere trascurabili (Gandolfi *et al.*, 1998a).

L'insieme dei dati disponibili sono stati elaborati al fine di ottenere i file di input per la prima sezione di Mulino del Baggero e per l'ingresso dell'impianto di Merone. Questo aveva una capacità massima di trattamento pari al 60% della totalità dei reflui giornalieri in condizione di tempo secco, mentre circa il 40% dei reflui erano scaricati direttamente nel fiume senza essere trattati. Generalmente l'afflusso all'impianto diminuiva durante le ore notturne raggiungendo la capacità limite del WWTP, e l'overflow si riduceva a zero. L'afflusso supera nuovamente la capacità limite di trattamento nelle prime ore della mattinata.

Nonostante il regime idraulico del fiume sia stazionario, gli scarichi dal WWTP di Merone variano ogni ora. I dati di portata dell'overflow per l'impianto sono stati raccolti per entrambe le campagne di misura, ma i dati di portata dei reflui trattati non sono stati misurati. Per ovviare a questo problema è stato assunto che il WWTP stesse funzionando alla sua massima capacità durante tutto il periodo della campagna.

La portata massima di acque reflue dalla fognatura di $0.44 \text{ m}^3/\text{s}$ condiziona l'idraulica del fiume Lambro che (in condizioni stazionarie) nella sezione di Biassono ha una portata di $2.14 \text{ m}^3/\text{s}$ (condizioni di tempo secco) e $6.02 \text{ m}^3/\text{d}$ (condizioni di tempo di pioggia).

5.2.2 La modellazione di un tratto fluviale tramite cascata di serbatoi in serie

La modellazione con una cascata di CSTR in serie richiede la suddivisione del tratto fluviale in segmenti di lunghezza minore. Generalmente è opportuno operare una segmentazione preliminare, cui deve seguire una discretizzazione del tratto in segmenti. Questa successiva divisione in segmenti deve tenere conto delle caratteristiche idrauliche e morfologiche del tratto, individuando quei tratti fluviali nei quali tali caratteristiche possono essere ritenute costanti.

Nel caso in esame la geometria del canale non varia lungo l'intero tratto e quindi non impone una successiva segmentazione. Per quanto concerne l'idraulica invece è opportuno approfondire l'analisi del problema, in quanto le velocità e le altezze d'acqua non sono costanti sull'intero tratto studiato.

E' opportuno precisare già da adesso, che ogni tratto può essere suddiviso ulteriormente in un numero di serbatoi n che dipende dalle caratteristiche di trasporto e diffusione tipiche del tratto in esame.

La modellazione di un tratto fluviale come una cascata di serbatoi in serie richiede di rappresentare omogeneamente le caratteristiche idrauliche e fisiche in ogni serbatoio. Questa limitazione suggerisce una fine frammentazione del tratto in un alto numero di serbatoi al fine di rappresentare ciascuna caratteristica (geometria, idraulica, diffusione, ecc.) tramite una soddisfacente discretizzazione.

Tuttavia, in questo lavoro la mancanza di documentazione non permette di descrivere in modo accurato l'idraulica del tratto in esame. In due sezioni le curve di deflusso sono state misurate, mentre nelle altre sono state ottenute attraverso interpolazione. Fortunatamente le formule delle curve di deflusso in Lambrugo e Biassono hanno un comportamento molto simile, nonostante una sia espressa in forma polinomiale e l'altra in forma esponenziale.

Poiché una catena di serbatoi permette di riprodurre solamente un campo di velocità discreto, la velocità del flusso in un generico serbatoio deve essere il più possibile vicina a quella del serbatoio adiacente. L'obiettivo è quello di fornire rapidamente una stima delle caratteristiche idrauliche principali sulla base dei dati disponibili, al fine di valutare la segmentazione minima richiesta per ottenere un campo di velocità che varia leggermente in ogni sezione nella quale il tratto fluviale è suddiviso.

Tabella 5 - Lunghezza di ogni tratto fluviale studiato – "Sec" sta per sezione

Tratto	Serbatoio	Lunghezza [m]
Mulino-Merone	riv_1	600
Merone-Rogolea	riv_2	954
Rogolea-Sec_1	riv_3	2411
Sec_1-Victory	riv_4	2411
Victory-Sec_2	riv_5	3085
Sec_2-Sec_3	riv_6	3085
Sec_3-Realdino	riv_7	3085
Realdino-Sec_4	riv_8	3422
Sec_4-Sec_5	riv_9	3422
Sec_5-Biassono	riv_10	3422

Poiché la divisione preliminare in cinque tratti era inadeguata per rappresentare l'intero tratto fluviale, è sembrato opportuno utilizzare una suddivisione in un numero maggiore di segmenti. E' stata considerata una divisione in dieci tratti, ciascuno dei quali è rappresentato da un unico serbatoio. I primi due tratti sono lunghi rispettivamente 600m e 954m. I successivi, da Rogolea a Victory, sono lunghi 2411m,

mentre gli ultimi due tratti (da Victory a Realdino e da Realdino a Biassono) sono divisi in tre tratti ciascuno. La Tabella 5 e la Figura 53 mostra la segmentazione dà una rappresentazione schematica del modello realizzato.

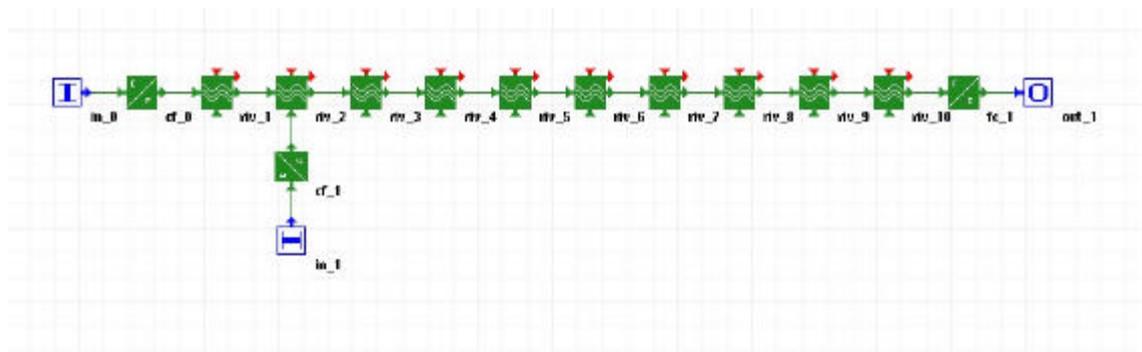


Figura 53 - La cascata di serbatoi in serie

Per la successiva simulazione sono state assunte condizioni idrauliche stazionarie ed una portata di $2.14\text{m}^3/\text{s}$ costante per ciascun tratto.

Questi risultati preliminari mostrano le più importanti caratteristiche idrauliche lungo il tratto di fiume studiato. Il campo di velocità varia in un range di valori molto stretto e le altezze cambiano solo leggermente dalla prima sezione a monte all'ultima a valle.

In conclusione, appare plausibile assumere questa suddivisione attendibile e descrivere l'idraulica del tratto fluviale con dieci tratti. Questa rappresentazione è valida per ciascuna successiva suddivisione in un numero maggiore di serbatoi. In questo caso ciascun serbatoio avrà le stesse caratteristiche idrauliche del tratto a cui appartiene.

5.2.3 La calibrazione del modello di qualità fluviale

Il principale obiettivo di questo paragrafo è la calibrazione del modello di qualità riguardo al trasporto d'inquinanti, facendo riferimento ai dati misurati nella campagna "following the plug" in condizioni di tempo secco.

Lo schema a cascata di CSTR può essere utilizzato nel contesto della qualità fluviale per simulare la dinamica di tutte le componenti del già citato modello IAWQ River Model n. 1 (Vanrolleghem et al., 2000). Per ogni serbatoio, il flusso e la variazione di concentrazione di ciascuna componente sono calcolati in un determinato intervallo di tempo.

Viene adesso determinato il numero di serbatoi necessario a descrivere le caratteristiche di un'onda inquinante che si muove lungo il tratto fluviale studiato. Questa è un'importante caratteristica della struttura del modello, particolarmente in relazione alle caratteristiche d'ampiezza e fase della concentrazione del soluto.

A questo scopo il Boro è stato considerato come un tracciante conservativo, poiché in queste circostanze non è condizionato da alcun fattore biochimico e non partecipa ad alcun processo biochimico che si svolge in acqua.

Le principali caratteristiche per valutare le buone prestazioni di un modello sono le seguenti:

- Conservazione della massa del soluto nelle serie di dati misurati e in quelle simulate: essenzialmente questo è un controllo del bilancio di massa lungo il tratto fluviale, necessario in quanto la combinazione dei due ingressi di concentrazione del Boro (le condizioni iniziali sulla prima sezione e l'effluente dal WWTP di Merone) deve essere equivalente al flusso di concentrazione nell'ultima sezione di Biassono. La differenza tra le medie dei dati misurati e di quelli simulati, sarà un indicatore di mancata conservazione di massa del soluto.
- Tempo di percorrenza dell'onda inquinante
- La dispersione dell'inquinante e l'evoluzione del suo comportamento nelle diverse sezioni, assumendo che i fenomeni dispersivi si verifichino in modo uniforme lungo tutto il tratto fluviale.

Tutte queste caratteristiche sono fortemente condizionate dal numero di serbatoi in cui è suddiviso il tratto fluviale. L'analisi corrente parte dai risultati discussi nel precedente paragrafo ed assume la suddivisione preliminare fatta precedentemente in dieci tratti. Questi dieci tratti, nei quali le caratteristiche idrauliche sono costanti, sono suddivisi in un numero maggiore di serbatoi al fine di ottenere una fine segmentazione del tratto fluviale.

La prima simulazione prende in considerazione la suddivisione precedente ed assume un unico serbatoio per ogni tratto. Le simulazioni successive, con 24 e 47 serbatoi, considerano invece delle segmentazioni sempre più fini. Suddividendo i tratti in un numero sempre più alto di serbatoi, è possibile ottenere una serie d'elementi caratterizzata da CSTR con dimensioni e tempi di ritenzione molto simili tra loro.

La lunghezza uniforme di ciascun elemento della cascata permette di valutare l'evoluzione delle caratteristiche inquinanti in modo più oggettivo.

Tabella 6 Suddivisione dei tratti in serbatoi

Tratto		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Lunghezza del tratto [m]		600	954	2411	2411	3085	3085	3085	3422	3422	3422
Numero di serbatoi per ciascuno tratto	10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	24	1	1	2	2	3	3	3	3	3	3
	47	1	2	4	4	6	6	6	6	6	6

Lo scarico dall'impianto di Merone confluisce nel modello a cascata di serbatoi nella sezione finale del secondo tratto. I tratti a valle dello scarico sono caratterizzati, in ogni simulazione, da serbatoi la cui lunghezza aumenta progressivamente da monte

verso valle. Nella simulazione con 47 serbatoi, ad esempio, il primo CSTR a valle dell'impianto ha una lunghezza di 477 metri, mentre l'ultimo, in prossimità della sezione di chiusura di Biassono misura 570 metri (Tabella 6).

5.2.4 L'individuazione del numero di serbatoi

La calibrazione del modello utilizza il Boro come tracciante inerte al fine di valutare il tempo di percorrenza dell'onda inquinante e le caratteristiche di dispersione in ogni sezione corrispondente alle stazioni di qualità.

Durante la modellazione, è stato assunto che il Boro presente nei reflui non sia rimosso, se non in quantità trascurabile, dai processi fisico-biochimici dell'impianto di trattamento di Merone. A seguito dello scarico la concentrazione del Boro aumenta in modo notevole a valle del WWTP di Merone.

La Figura 54 mostra i risultati della simulazione della concentrazione del Boro nell'ultima sezione di Biassono, 26Km a valle del CSO. I dati misurati sono confrontati con quelli simulati per gli esperimenti con 10, 24 e 47 serbatoi. Una cascata di 47 serbatoi si dimostra quindi capace di riprodurre correttamente il tempo di percorrenza di un'onda di Boro. Il tempo di percorrenza con una cascata di 47 serbatoi risulta essere leggermente maggiore rispetto a quello osservato: il ritardo ammonta a 1.6h, il 2.4% in più del tempo di percorrenza totale. Questa discordanza può essere causata da alcune imprecisioni: come ad esempio la sottostima del campo di velocità del tratto fluviale, i dati misurati leggermente inferiori alle portate reali durante la campagna, la forte semplificazione della geometria del tratto, ecc.

Tuttavia un'analisi più accurata non è realizzabile, in quanto i dati morfologici e idraulici disponibili sono stati completamente utilizzati.

Tabella 7 Ritardi dei picchi di concentrazione e differenze di ampiezza

Numero di serbatoi	Ritardo [h]	Differenza di ampiezza
10	-1,6	-19%
24	+1.4	-7%
47	+1.6	-3%

La Tabella 7 mostra una semplice stima dell'errore compiuto nei dati simulati rispetto a quelli misurati: l'imprecisione dell'esperimento con 47 serbatoi può essere considerata ragionevole. La concentrazione del LAS è stata simulata con 47 serbatoi al fine di valutare le prestazioni del modello. La nuova componente è stata modellata con una cinetica del primo ordine, con costante di degradazione k_{GC} .

La calibrazione del parametro k_{GC} è stata condotta con la tecnica "trial and error", dopodiché è stata valutata la sensitività delle caratteristiche dell'onda inquinante in funzione di questo parametro. Le simulazioni "trial and error" hanno suggerito un valore di k_{GC} di $0.085h^{-1}$.

Per quanto riguarda la degradazione del LAS in corsi d'acqua, la letteratura suggerisce un range di valori del coefficiente k_{GC} compreso tra $0.006h^{-1}$ e $1.71h^{-1}$. I principali fattori che determinano la variabilità di questo parametro sono:

- la temperatura dell'acqua
- la densità della popolazione microbica

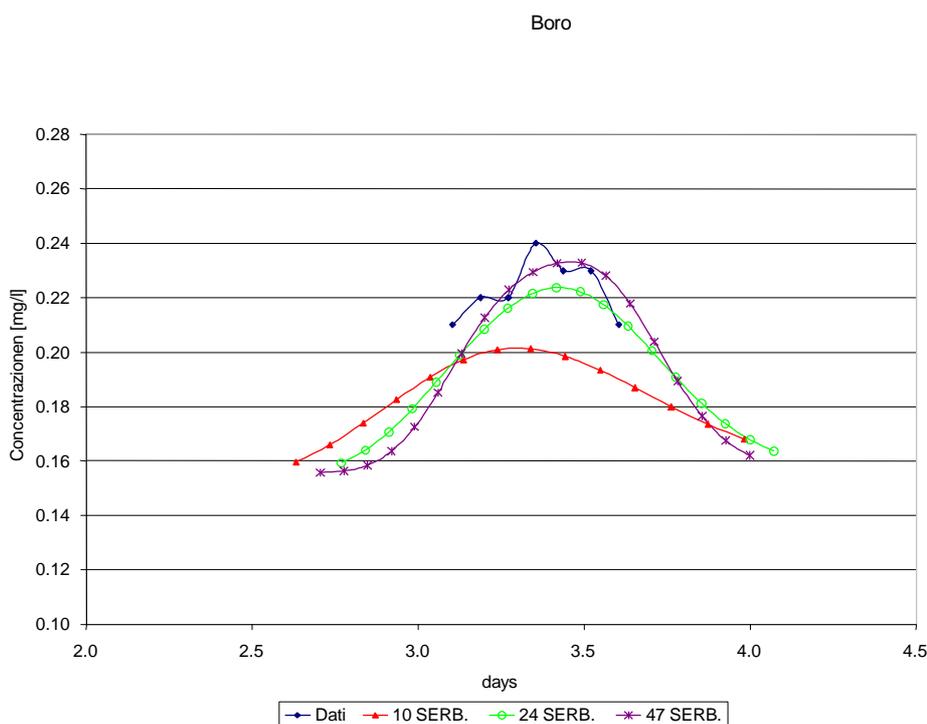


Figura 54 - Concentrazioni del Boro misurate e simulate nella sezione di Biassono con 10, 24 e 47 serbatoi.

Precedenti studi sul medesimo tratto fluviale hanno trovato valori del coefficiente k_{GC} di $0.052h^{-1}$ (Gandolfi *et al.*, 1998a) e $0.08h^{-1}$ (Whelan *et al.*, 1999).

A valle della sezione di Rogolea (2° sezione) i dati misurati mostrano (Figura 55) un comportamento anomalo dell'onda inquinante. A differenza del Boro, i due picchi di concentrazione del LAS giungono fino alla sezione di Victory (3° sezione), oltrepassata la quale diventano un picco unico, per poi transitare da Biassono (ultima sezione) con la forma iniziale a due picchi. Tuttavia la posizione relativa dei due picchi nella sezione di Victory è opposta rispetto alla disposizione degli stessi nella sezione precedente, nella quale il primo picco era più elevato del secondo. L'onda simulata arriva in anticipo rispetto a quella misurata e con un'ampiezza decisamente inferiore nella sezione di Realdino (4° sezione). Nell'ultima sezione di Biassono le ampiezze misurate e quelle simulate sono simili, ma il picco dell'onda simulata arriva anche in questa occasione in anticipo. Infine, la dispersione misurata è chiaramente inferiore rispetto a quella simulata. Probabilmente, una cascata di serbatoi con una lunghezza media di 500m non è sufficiente a riprodurre la dispersione di questa componente. I dati

simulati non riescono a adattarsi ai dati misurati nell'intervallo di confidenza e questo potrebbe sottolineare il limite della tipologia di campionamento utilizzata.

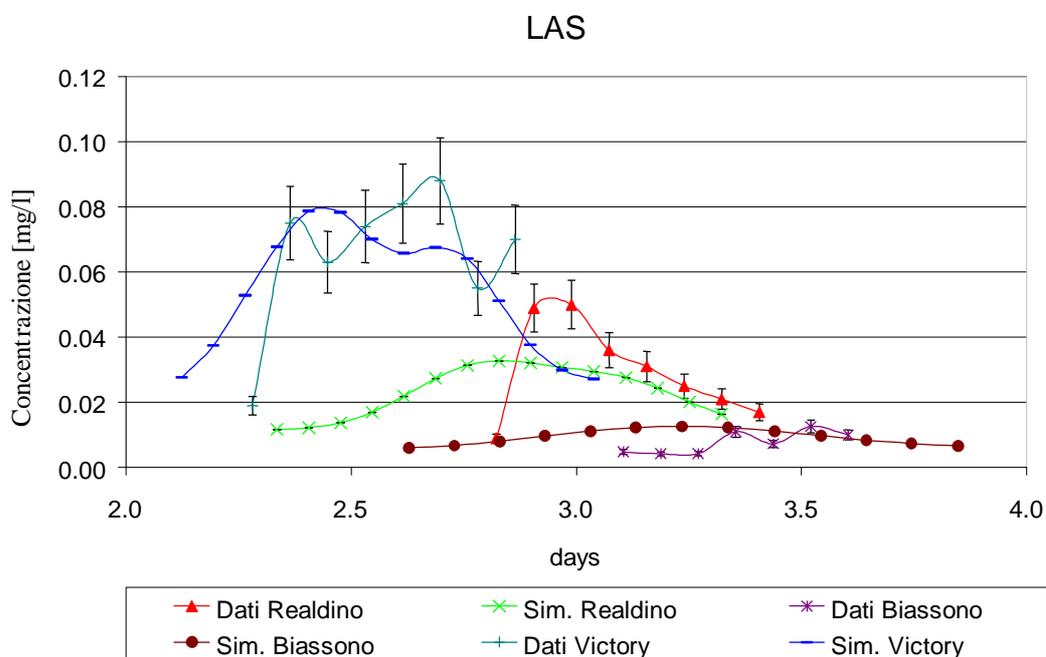


Figura 55 - La concentrazione del LAS nelle sezioni a valle con $k_{GC}=0.085h^{-1}$

5.2.5 La modellazione del WWTP di Merone

L'impianto di trattamento delle acque di Merone, prima dell'ampliamento attivato nel giugno del 1998, era dotato dei seguenti trattamenti:

Linea acqua:

- griglia grossolana e sollevamento iniziale
- griglia fine
- dissabbiatore
- disoleatore
- miscelazione e flocculazione (vasca di 700m³ con eventuale dosaggio di flocculante, non usato)
- sedimentatore primario (area: 908 m²; altezza utile: 2.5 m; doppio stramazzo)
- ossidazione biologica con aerazione superficiale (due vasche circolari per un volume totale di 6300 m³)
- due sedimentatori secondari (area: 1018 m²; altezza utile: 3.3 m; doppio stramazzo)
- disinfezione

Linea fanghi

- pre-ispessitore (area: 113 m²; altezza utile: 3.5 m)
- due digestori anaerobici (volume totale utile: 4800 m³)
- post-ispessitore (area: 113 m²; altezza utile: 3.6 m)
- disidratazione meccanica (due nastro-presse)

Nel giugno 1998 sono stati attivati un altro sedimentatore primario uguale al primo, una vasca di ossidazione (volume: 3150 m³) e un terzo sedimentatore secondario con le stesse caratteristiche dei due già esistenti. La linea fanghi è stata estesa con un nuovo pre-ispessitore e un nuovo post-ispessitore. Ambedue sono uguali ai precedenti. La concentrazione di fango nella vasca di ossidazione è tenuta intorno ai 4 gTSS/l (70% organico). L'underflow del sedimentatore secondario (8 gTSS/l) va in un pozzetto dal quale una pompa perennemente accesa ricircola direttamente nella vasca di ossidazione con un rateo di ricircolo di 0.65 (relativo alla portata entrante dell'impianto). Un'altra pompa estrae periodicamente fango di supero (~230 m³/d) che va nel sedimentatore primario. Da questo sedimentatore viene estratto un underflow (~450 m³/d a 16 gTSS/l) diretto alla linea fanghi (i dati sono riferiti ad aprile 1998 con una temperatura di 18° e con un input di 300mg/l di TSS). La massima capacità di trattamento è di 25400 m³/d. Lo schema di processo è mostrato in Figura 56.

Nella vasca di ossidazione è presente un controllo per l'ossigeno disciolto, che consiste nell'innalzamento o abbassamento degli stramazzi mobili in modo da cambiare il livello dell'acqua, così che l'immersione dei rotori degli aeratori superficiali aumenta o diminuisce. Il set-point del controllore è posto a 2.5 g DO/l.

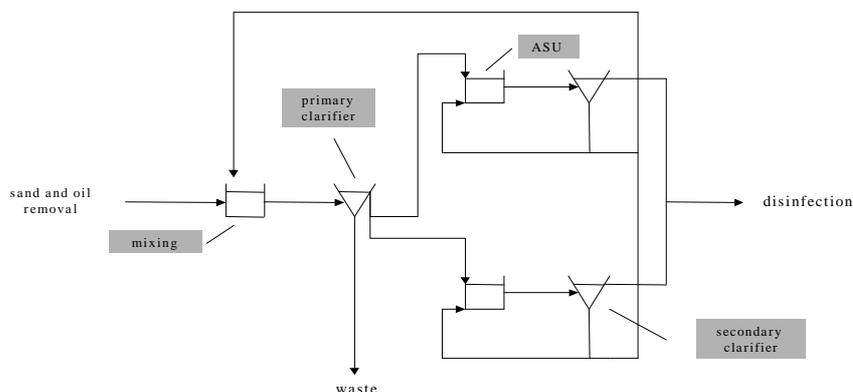


Figura 56 - Schema di processo dell'impianto di trattamento di Merone

5.2.6 Simulazioni integrate

Una volta che i modelli per il fiume Lambro e per l'impianto di trattamento di Merone sono stati ambedue considerati sufficientemente rappresentativi dei sistemi

reali, sono stati collegati in ambiente WEST per effettuare simulazioni del modello integrato. E' stato necessario solamente aggiungere al layout dell'impianto di Merone solo un'icona "connettore di modelli", un'icona "compartimento fluviale" (contenente il modello completo del Lambro) e un'icona 'input', come mostrato in Figura 57.

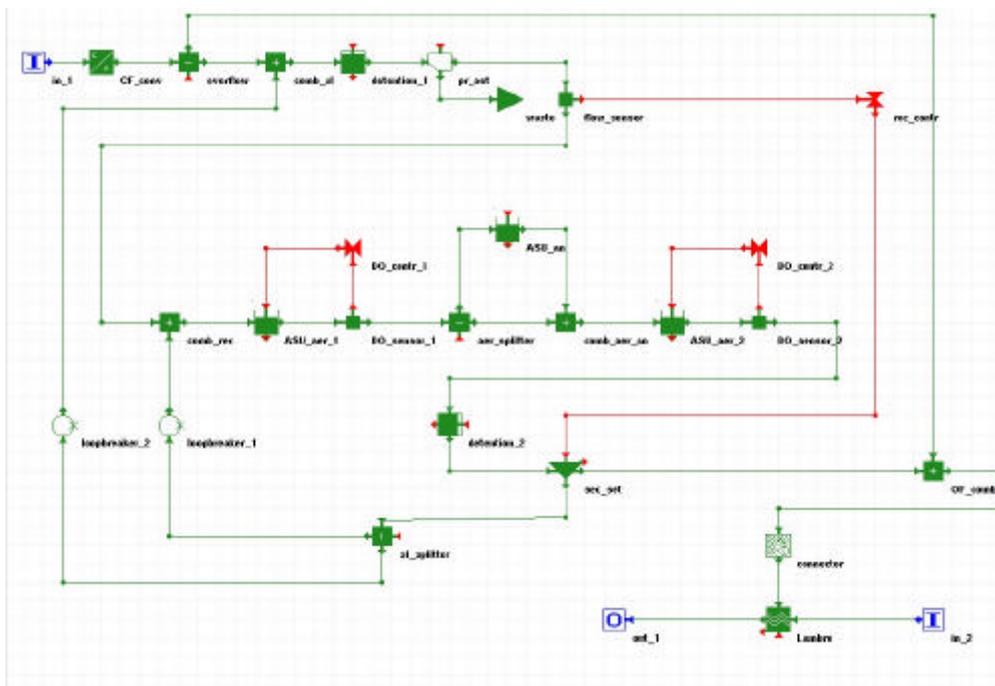


Figura 57 - Rappresentazione del modello integrato

Sono state fatte quattro simulazioni. Due per riprodurre la qualità dell'acqua nel fiume Lambro durante le due campagne "following the plug", le quali sono misure di qualità dell'acqua durante eventi di CSO. Le altre due simulazioni sono state fatte con lo scopo di predire la qualità dell'acqua nel fiume con gli stessi input ma con la configurazione attuale dell'impianto di Merone (ampliato nel giugno 1998). In Figura 58 la portata d'acqua proveniente dalle fogne in tempo secco è confrontato con la capacità di trattamento dell'impianto nella vecchia e nella nova configurazione, mostrando che effettivamente si era in presenza di un CSO. Lo stesso in Figura 59 per la campagna in tempo di pioggia.

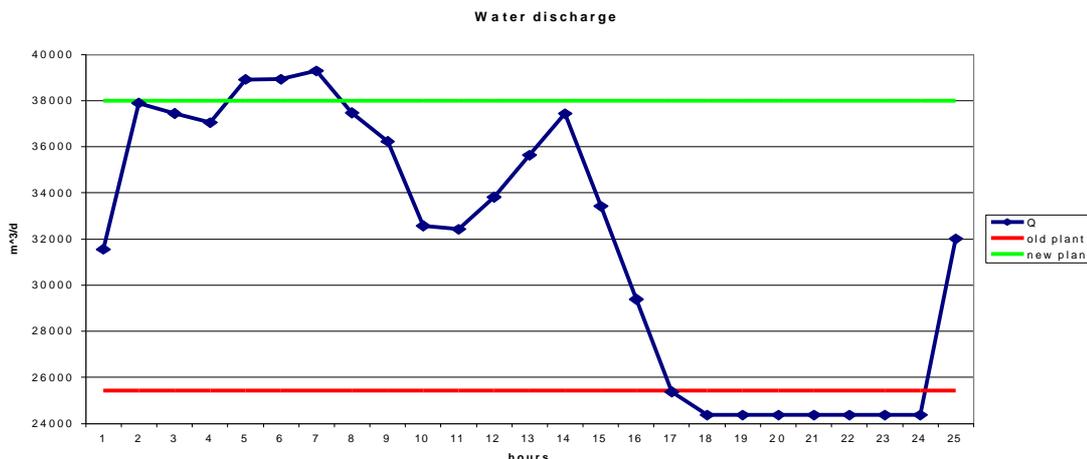


Figura 58 - Portata d'acqua proveniente dalle fogne confrontata con la capacità di trattamento dell'impianto nella vecchia e nella nuova configurazione – febbraio 1998.

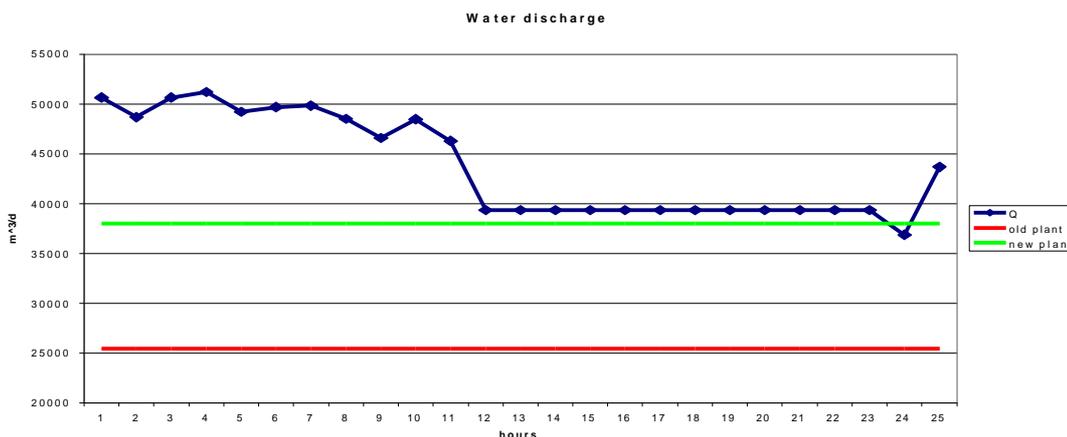


Figura 59 - Portata d'acqua proveniente dalle fogne confrontata con la capacità di trattamento dell'impianto nella vecchia e nella nuova configurazione – maggio 1998

Riguardo alle simulazioni per febbraio 1998, come risulta evidente dalla Figura 60 e 61, il picco della concentrazione del LAS causato dal CSO nella prima sezione considerata dopo Merone (900 m a valle dell'overflow) è traslato e smorzato nelle sezioni seguenti. L'abbassamento della concentrazione è dovuto sia alla dispersione che alla degradazione del composto nel fiume. Con l'impianto di trattamento ampliato l'aumento della concentrazione del LAS nel fiume è pressoché irrilevante (Figura 62 e 63). Un aspetto importante è che durante questa campagna si è in condizioni di tempo secco.

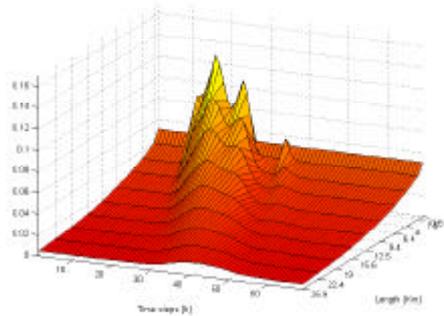


Figura 60 - Concentrazione simulata del LAS per il CSO di febbraio 1998

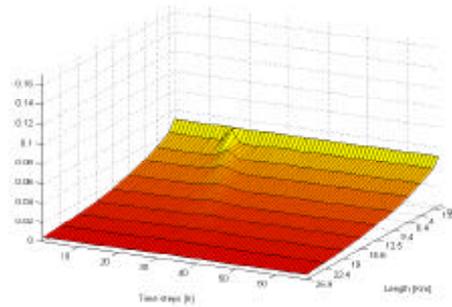


Figura 61 - Concentrazione predetta del LAS durante il CSO di febbraio 1998 con l'impianto ampliato.

In modo da mostrare le potenzialità dello RWQM1, sono in seguito illustrati alcuni risultati concernenti concentrazioni di DO, NH_4^+ e NO_3^- nel fiume per l'evento di febbraio 1998. In Figura 62 e 63 la concentrazione di DO è confrontata per la vecchia e la nuova configurazione dell'impianto. E' evidente l'effetto del CSO sulla qualità dell'acqua per un lungo tratto. Inoltre si può vedere come la riaerazione naturale innalzi la concentrazione di DO lungo il fiume.

Rispetto a NH_4 , la Figura 64 e 65 mostra ancora l'effetto positivo del nuovo impianto (nel quale avviene una completa nitrificazione) sulla qualità dell'acqua in condizioni di tempo secco.

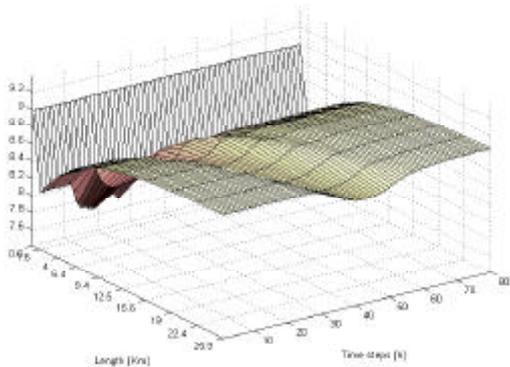


Figura 62 - Concentrazione di DO simulata durante il CSO di febbraio 1998.

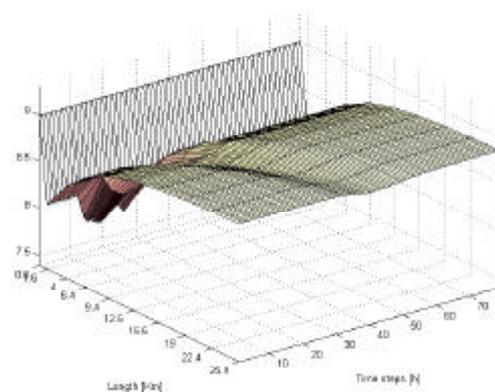


Figura 63 - Concentrazione di DO simulata durante il CSO di febbraio 1998 con l'impianto ampliato.

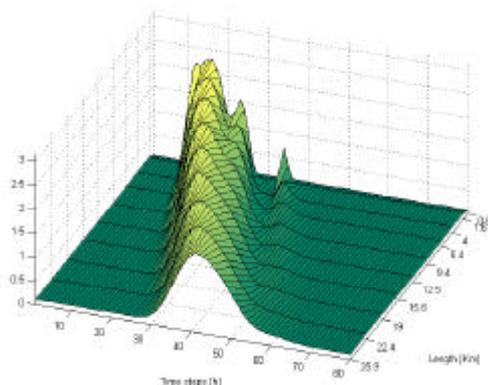


Figura 64 - Concentrazione di NH_4^+ simulata durante il CSO di febbraio 1998

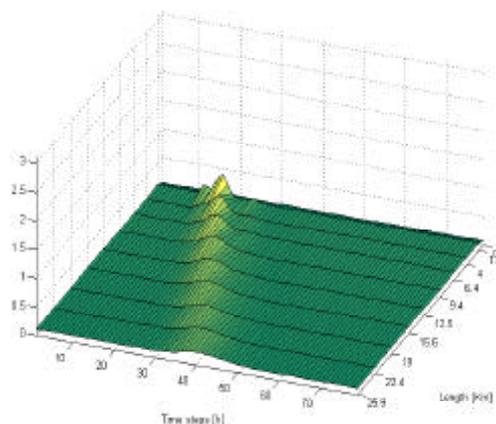


Figura 65 - Concentrazione di NH_4^+ simulata durante il CSO di febbraio 1998 con l'impianto ampliato.

6 BIBLIOGRAFIA

- Aalderink H., van Ierland E., Klapwijk B., Lettinga G., Lexmond M., Terpstra P. (1999). Options for closed water systems: sustainable water management, *Wat. Sci. Tech.* **39** (5) (special issue).
- Ågren, G.I., e Bosatta, E. (1996). *Theoretical Ecosystems Ecology*, Cambridge Univ. Press..
- Bailey J.E. e Ollis D.F. (1986). *Biochemical Engineering Fundamentals*, McGraw-Hill.
- Benedetti L. e Sforzi F. (1999), *Modellistica Integrata di Qualità Fluviale: lo Studio di Caso del Bacino del Lambro*, Tesi di Laurea, Facoltà di Ingegneria, Università di Firenze e BIOMATH, Università di Gent (Tesi svolta nell'ambito della mobilità Socrates, A.A. 1998 – 1999 finanziata dalla Comunità Europea).
- Boeije G., Vanrolleghem P. and Matthies M. (1997). A Geo-Referenced Aquatic Exposure Prediction Methodology for 'Down-the-Drain' Chemicals, *Wat. Sci. Tech.* **36** (5): 251 - 258.
- Bowie G.L., Mills W.B., Porcella D.B., Campbell C.L. Pagenkopf J.R., Rupp G.L., Johnson K.M., Chan P.W.H., Gherin S.A. (1985). Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (second edition), EPA/600/3-85/040, EPA Environmental Research Laboratory, Athens, GA.
- Briggs R. (1998). Instrumentation, control and automation of water and wastewater treatment and transport systems, *Wat. Sci. Tech.* **37** (12) (special issue).

- Brown L.C. e Barnwell T.O. (1987). The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual, EPA 300/3-87/007, EPA Environmental Research Laboratory, Athens, GA.
- Burchi A., Burchielli S., Cianchi P., Marsili-Libelli S. (2000). Gestione Integrata della Qualità delle Acque con Tecnologie Internet, *Automazione e Strumentazione*, vol. 3: 115 - 120.
- Chapra S. (1997). *Surface Water Quality Modelling*, McGraw-Hill.
- Cianchi P., Marsili-Libelli S., Burchi A., Burchielli S. (2000). Integrated river quality management using internet technologies, *Proc. WATERMATEX 2000*, Gent, Sept. 2000, pp. 4.55 - 62.
- De Santo, R.S. (1978). *Concepts of Applied Ecology*, Springer Verlag.
- Gromiec M.J., Loucks D.P. and Orlob G.T. (1983). Stream Quality Modeling, in Orlob G.T. (ed.) *Mathematical Modelling of Water Quality*, Wiley - IASIA n. 12, Cap. 6.
- Jørgensen S.E. (1983). Modeling the Ecological Processes, in Orlob G.T. (ed.) *Mathematical Modelling of Water Quality*, Wiley - IASIA n. 12, Cap. 4.
- Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. T. and Marais G. V. R. (1995). *Activated Sludge Model No. 2*. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, IAWQ.
- Kraszewski A. e Soncini-Sessa R. (1986). WODA: Modelling Support System for BOD-DO Assessment in Rivers, *Environmental Software*, 1: 90 -97.
- Luzzi S. e Marsili-Libelli S. (1993). Simulazione della Qualità Fluviale nel Tratto Terminale del Fiume Arno, *Bollettino degli Ingegneri della Toscana*, vol 4: 3 – 7.
- Marsili-Libelli, S. (1992) 'Parameter Estimation of Ecological Systems', *Ecological Modelling*, Vol. 62 : 233 - 258.
- Marsili Libelli S., Caporali E., Arrighi S., Becattelli C. (2000). GIS Interfacing of a Water Quality Model, *Proc. WATERMATEX 2000*, Gent, Sept. 2000, pp. 4.9 -16.
- Matthies M., Berlerkamp J., Koorman F., Wagner J.O. (2000). 'Georeferenced Regional Simulation and Aquatic Exposure Assessment', *Proc. WATERMATEX 2000*, Gent, Sept. 2000, pp. 4.17 - 24.
- Meirlaen J., Huighebaert B., Sforzi F., Benedetti L. e Vanrolleghem P. (2000), Fast, Parallel Simulation of the Integrated Urban Wastewater System Using Mechanistic Surrogate Models. *Watermatex 2000 Proceedings*, 6.9-6.16.
- Meirlaen J., Benedetti L., Sforzi F., Facchi A., Gandolfi C. e Vanrolleghem P. (2000). Dynamic Integrated Modelling: a Case Study on the River Lambro. (in preparazione),
- Meirlaen J., Sforzi F., Benedetti L. e Vanrolleghem P. (2000). The Use of Tanks in Series Models to Describe Hydraulic Phenomena in Rivers. (in preparazione),

- Nardini A., Soncini-Sessa R., Bacci M. (1990) Inquinamento fluviale: Realizzazione ed Uso di Modelli Matematici, uno studio di caso sull'Arno. Marsilio Editore
- Odum, E.P., (1966). *Ecologia*, Zanichelli.
- Odum, E.P. (1988). *Basi di Ecologia*, Piccin.
- Ødegaard H., (1993). Design and operation of small wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* **28** (10) (special issue).
- Reichert P., Bochart D., Henze M., Koncsos L., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L. e Vanrolleghem P. (2000), River Water Quality Model No. 1: II. Biochemical Process Equations. *Wat. Sci. Tech.* (in stampa).
- Richter, O., Söndgerath, D. (1990) *Parameter Estimation in Ecology*, VCH.
- Rinaldi S., Soncini-Sessa S., Stehfest H., Tamura H. (1979). *Modelling and Control of River Quality*, McGraw Hill.
- Seber, G.A., Wild, C.J. (1989) *Nonlinear Regression*, John Wiley & Sons.
- Shanahan P., Borchart D., Henze M., Koncsos L., Rauch W., Reichert P., Somlyódy L. e Vanrolleghem P. (2000), River Water Quality Model No.1: I: Modelling approach. *Wat. Sci. Tech.* (in stampa).
- Tchobanoglous G. e Schroeder E.D.(1985). *Water Quality*, Addison Wesley.
- Thomann R.V. e Mueller J.A. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper Int.
- Wendland F., Kunkel R., Grimval A., Kronvang B., Müller-Wohlfeil (2000). Model System for the Management of Nitrogen Leaching in the Scale of River Basins and Regions, Proc. *WATERMATEX 2000*, Gent, Sept. 2000, pp. 4.1 - 8.
- Vanrolleghem P., Borchart D., Henze M., Koncsos L., Rauch W., Reichert P., Shanahan P. e Somlyódy L. (2000), River Water Quality Model No.1: III: Biochemical Submodel Selection. *Wat. Sci. Tech.* (in stampa).