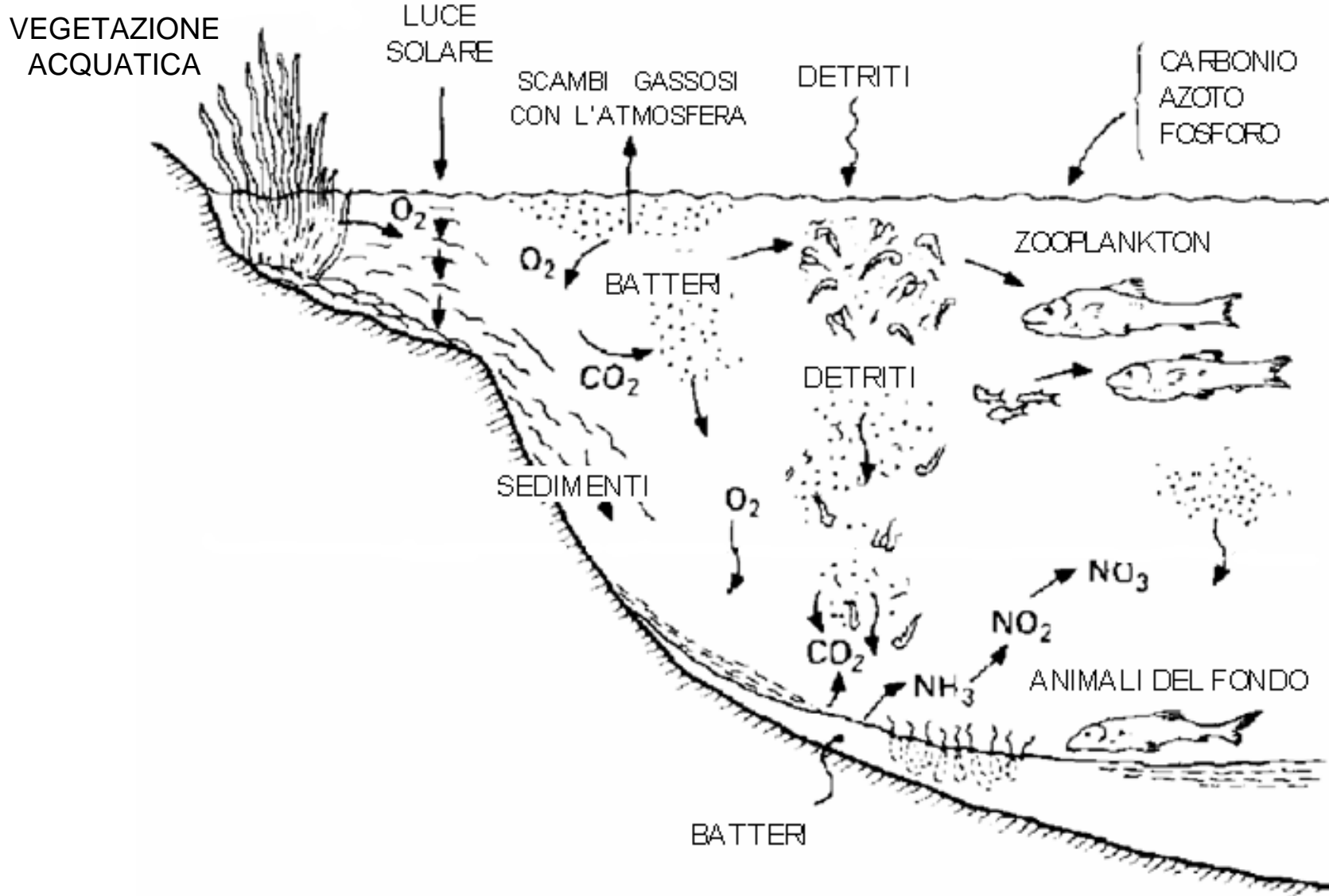
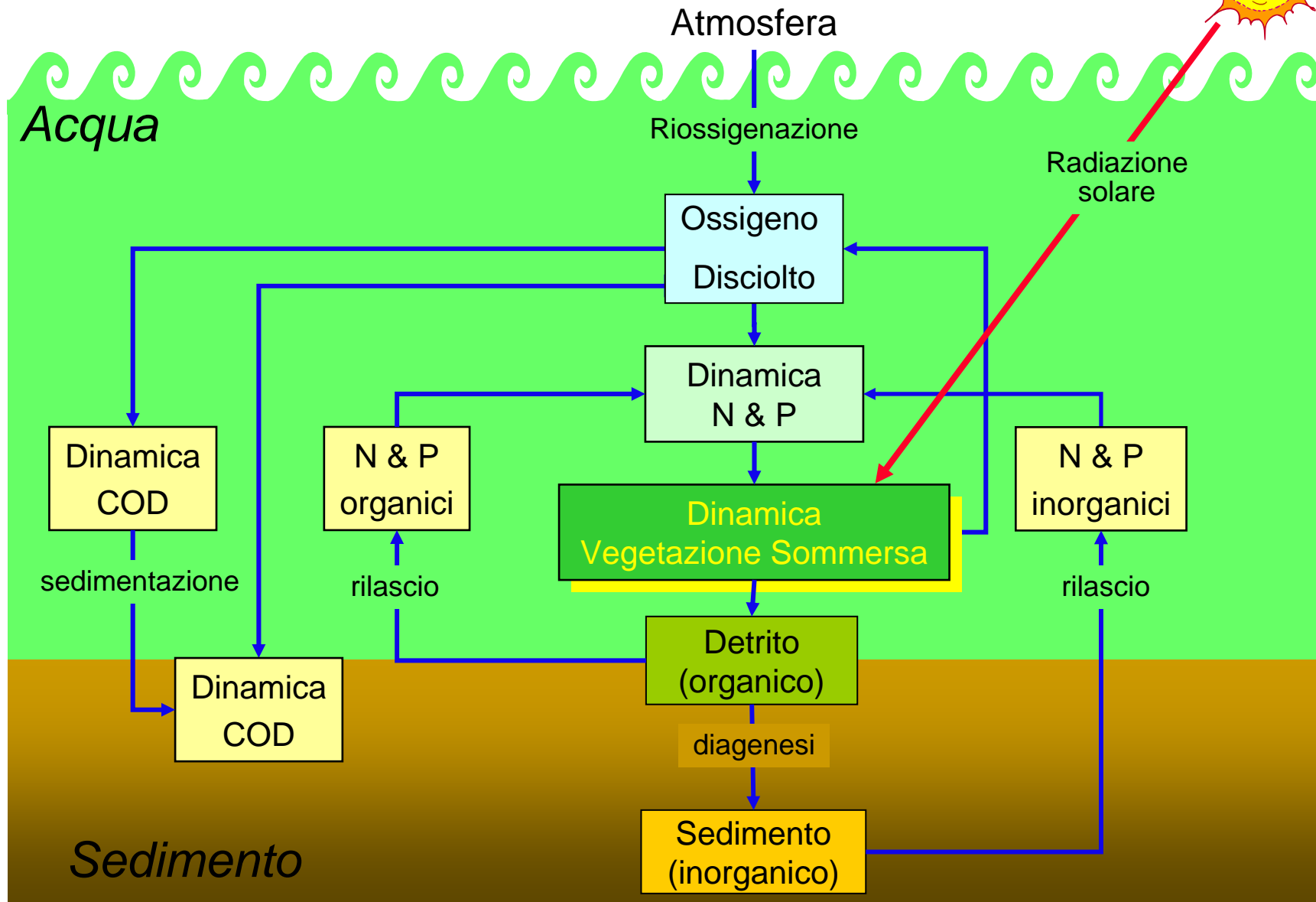
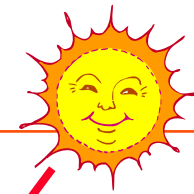

MODELLI DI QUALITA' FLUVIALE



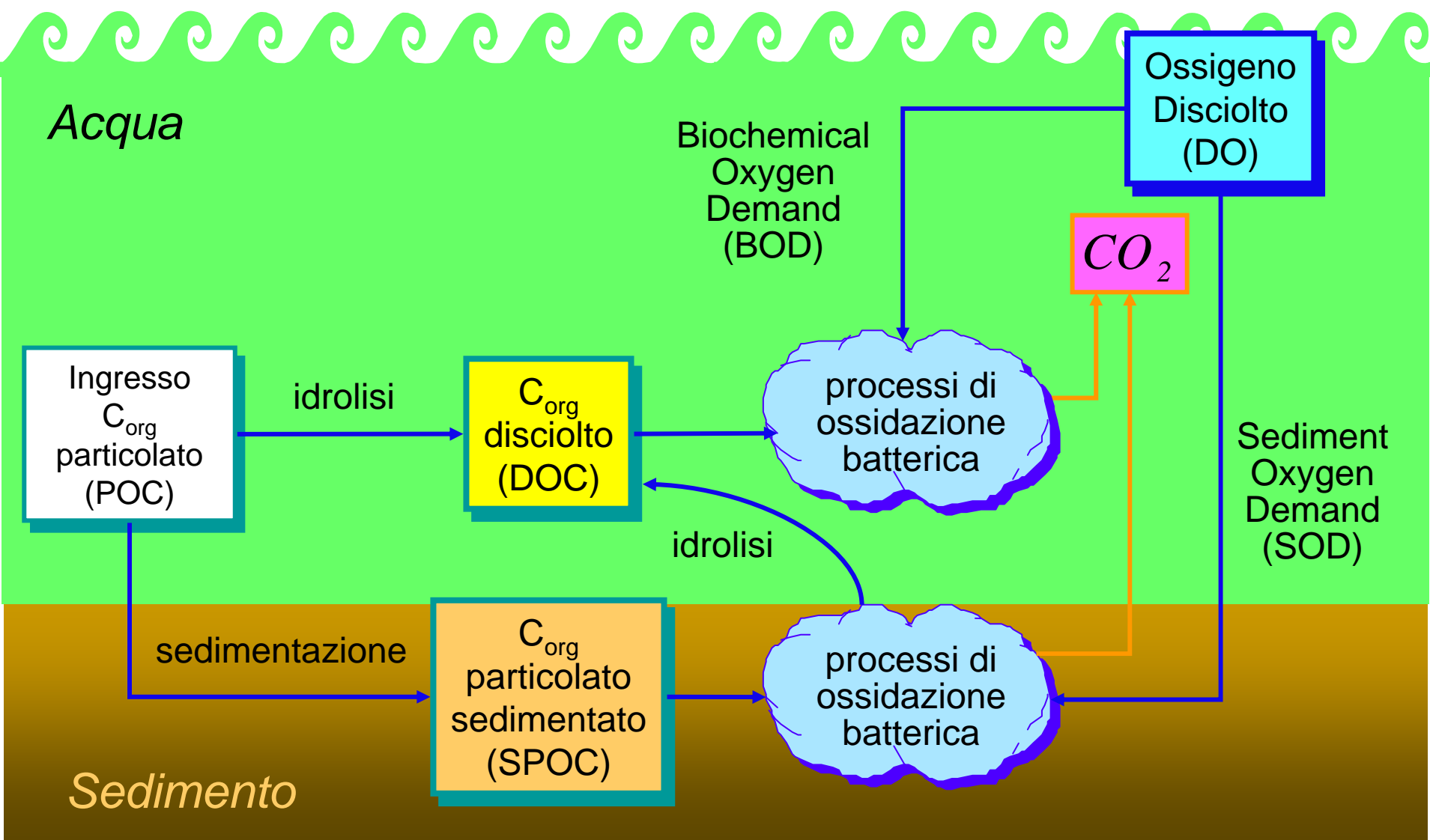
Ecosistema acquatico



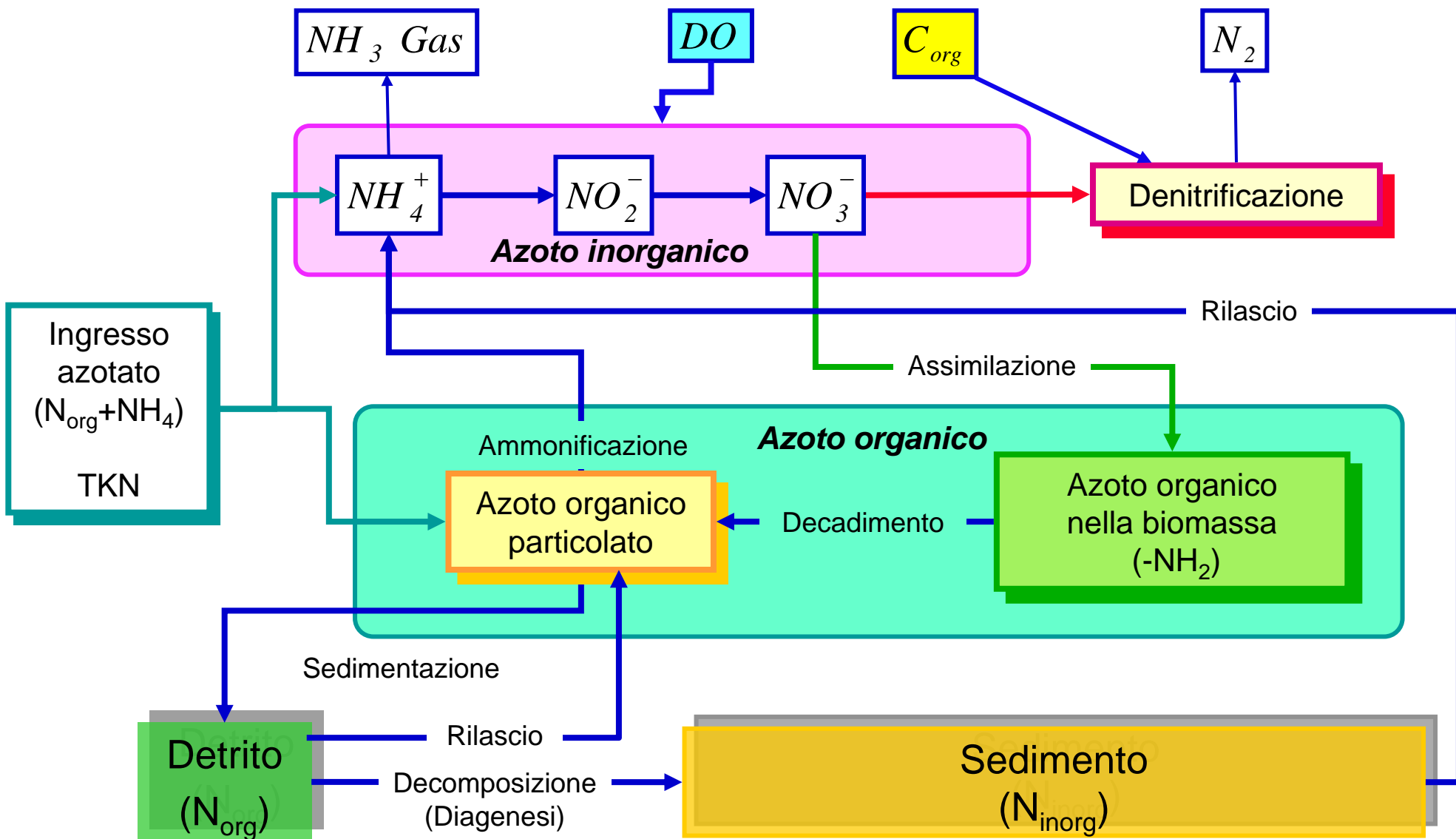
Processi in un sistema acquatico



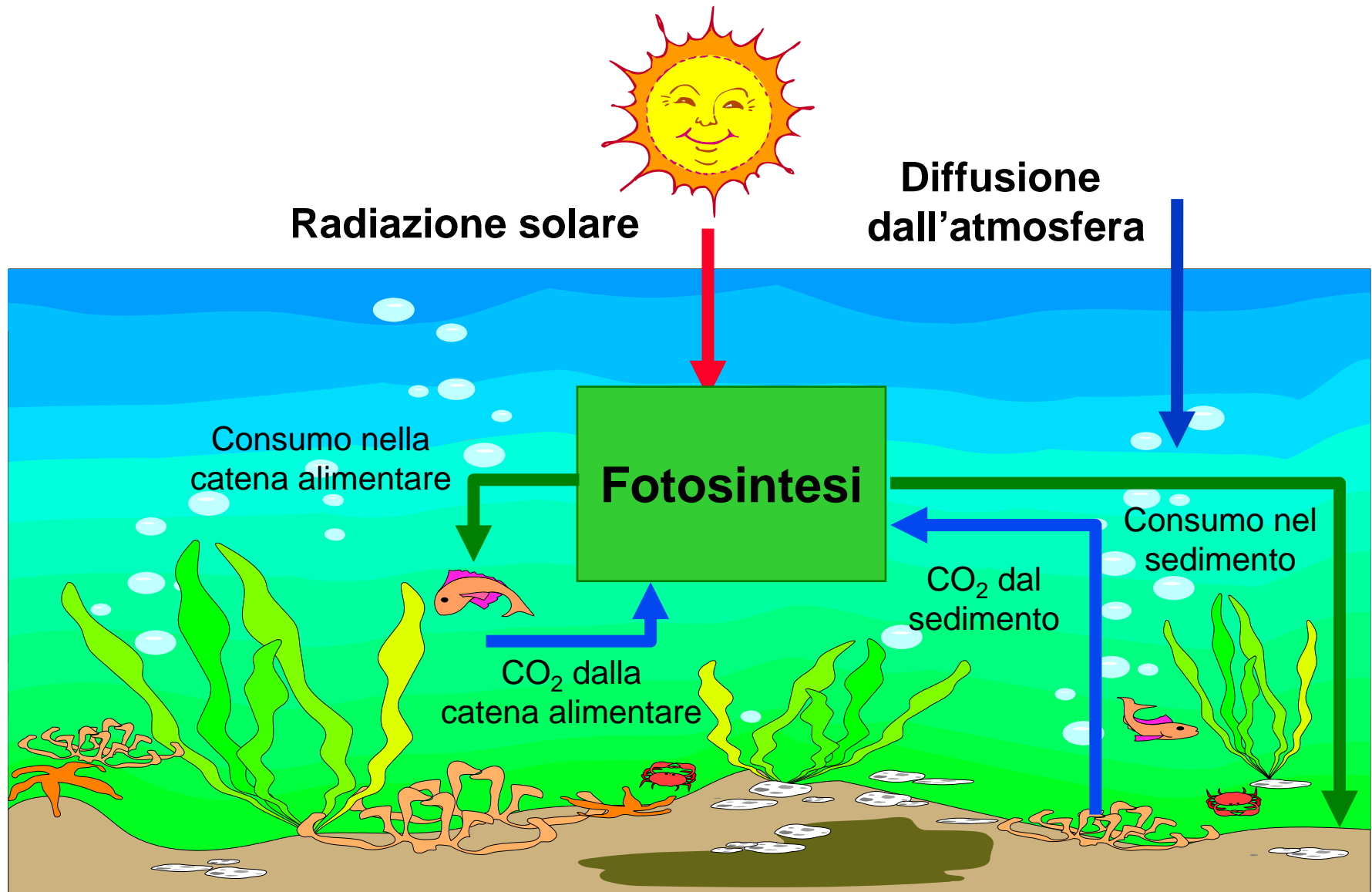
Ciclo del Carbonio nell'ecosistema acquatico



Ciclo dell'Azoto nell'ecosistema acquatico



Ciclo dell'Ossigeno in un sistema acquatico



Principali parametri di Qualità dell'Acqua

□ Fisici

- ❖ Temperatura
- ❖ Torbidità = Solidi Sospesi
- ❖ pH/ORP
- ❖ Conducibilità

□ Chimici

- ❖ Ossigeno disciolto
- ❖ BOD/COD (come inquinante a base carboniosa)
- ❖ Nutrienti (azoto e fosforo) → NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4
- ❖ Tossici (*microinquinanti*)
 - Metalli pesanti (Cr, Cu, Cd, Zn, Hg, Pb, Mb,...)
 - Organici volatili (VOC, NMHC, PCB, etc.)
- ❖ Indice sintetico: LIM (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori)
 - LIM: DO, BOD, COD, NH_4 , NO_3 , PO_4 , Coliformi

□ Biologici

- ❖ Batteri (coliformi totali e/o fecali)
- ❖ Biocenosi batterica, vegetale, animale
- ❖ Varietà e complessità della catena alimentare
- ❖ Indici sintetici di valutazione: IBE, IFF

Meccanismi di trasformazione degli inquinanti

□ Inquinante biodegradabile a base di carbonio (COD)

- ❖ Idrolisi (Particolato → Disciolto)
- ❖ Decomposizione batterica
- ❖ Sedimentazione

□ Inquinante biodegradabile a base azotata (TKN)

- ❖ Ammonificazione
- ❖ Ossidazione biologica (Nitrificazione)
- ❖ Riduzione biologica (Denitrificazione)

□ Sostanze tossiche

- ❖ Idrolisi
- ❖ Biotrasformazione (trasformazione in altra molecola da parte di agenti biologici)
- ❖ Bioaccumulo (trasporto lungo la catena alimentare)
- ❖ Fotolisi
- ❖ Decomposizione batterica
- ❖ Interramento nel sedimento
- ❖ Assorbimento/Desorbimento
- ❖ Sedimentazione

Tipi di inquinanti nell'ambiente acquatico

Inquinanti Biodegradabili

- ❖ Si tratta di sostanze normalmente presenti nell'ecosistema
- ❖ Costituiscono un inquinamento quando sono presenti in eccesso rispetto alle concentrazioni naturali
- ❖ Vengono eliminati con i normali processi di autodepurazione dell'ecosistema

Sostanze Tossiche

- ❖ Sono sostanze nocive anche in concentrazioni ridottissime
- ❖ Non sono naturalmente presenti nell'ecosistema acquatico
- ❖ Per questo motivo non esistono meccanismi naturali per la loro eliminazione biologica
- Si distinguono principalmente in:
 - ❖ Composti Organici
 - ❖ Metalli Pesanti

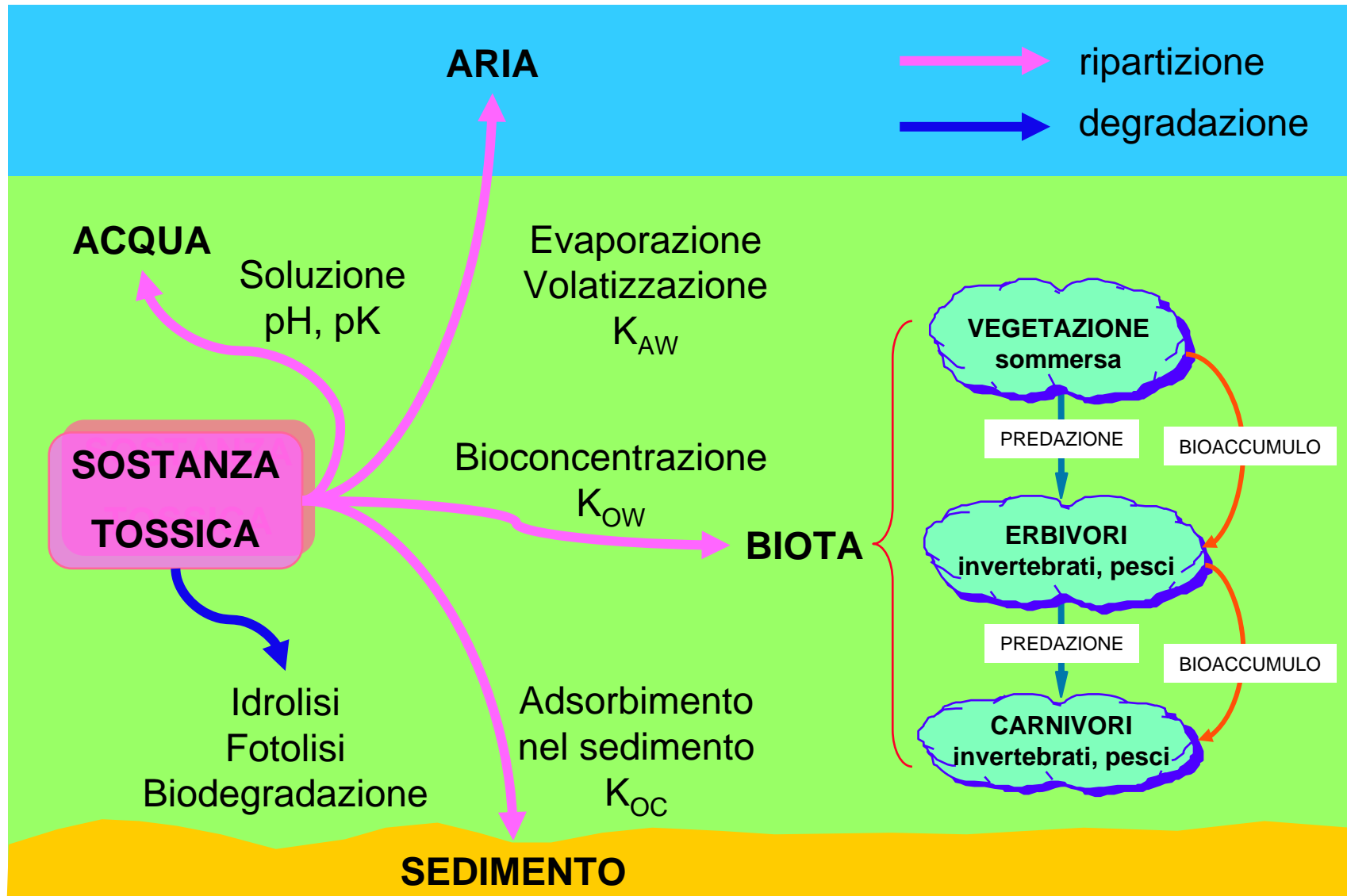
Principali effetti:

- ⇒ Consumo di Ossigeno
- ⇒ Eutrofizzazione
- ⇒ Impoverimento dell'ecosistema

Principali effetti:

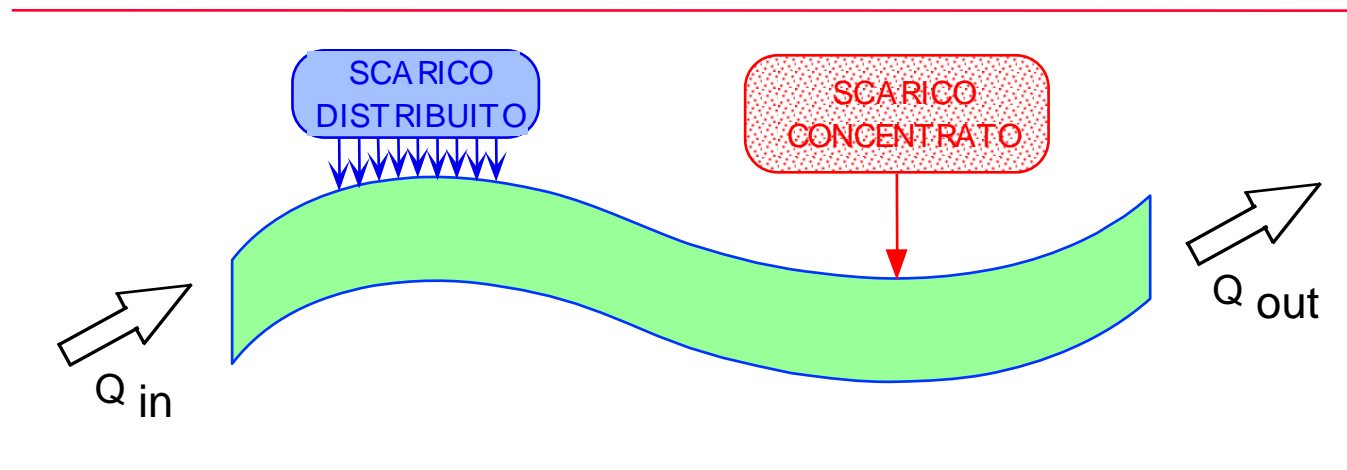
- ⇒ Alterazione della biocenosi
- ⇒ Avvelenamento
- ⇒ Bioaccumulo

Destino delle sostanze tossiche



Modelli di qualità fluviale

- Insieme di equazioni dinamiche che descrivono l'andamento nel tempo e nello spazio della qualità fluviale attraverso un insieme di parametri fisici, chimici e biologici.
- Parametri di qualità; BOD, COD, Nutrienti (N & P), Tossici, Batteri Protozoi, Biocenosi algale.



Scarico proveniente
dall'uso agricolo del suolo:
difficilmente
identificabile e controllabile

Scarico proveniente
da una rete fognaria
e/o da un depuratore:
facilmente controllabile

Modelli di Qualità Fluviale

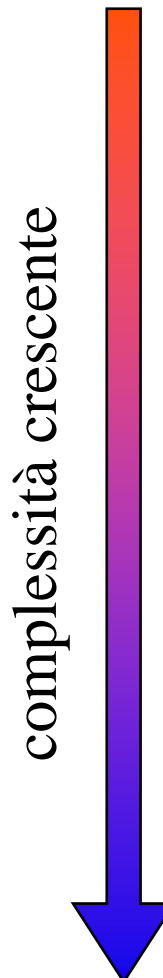
□ Modelli di qualità

- ❖ Modelli chimici (*sole cinetiche di degradazione*)
 - Streeter & Phelps
 - Dobbins
- ❖ Modelli ecologici (*dinamica dell'ecosistema*)

□ Cinetiche incluse nei modelli di qualità fluviale

- ❖ Inquinanti a base carboniosa
 - COD - DO (consumo di ossigeno)
- ❖ Composti azotati
 - $\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_3$
- ❖ Fosforo
 - $\text{P}_{\text{org}} \rightarrow \text{P}_{\text{inorg}} \rightarrow \text{P}_{\text{biomasse}}$
- ❖ Coliformi
 - Indicatori di inquinamento organico fecale ($-\text{k}_{\text{col}}$ Col)
- ❖ Vegetazione sommersa (fitoplancton, macroalghe, macrofite)
 - Catena alimentare

Modelli di qualità fluviali

- 
- complessità crescente
- ❑ Bilancio di inquinante biodegradabile a base carboniosa (BOD) e ossigeno disciolto (DO)
 - ❖ *Streeter & Phelps*
 - ❖ *Dobbins*
 - ❖ *Versione commerciale: WODA*
 - ❑ Inclusione della componente biotica (Batteri, Protozoi, etc.)
 - ❖ *Modello “ecologico” di Stehfest, QUAL2 (US-EPA)*
 - ❑ Dinamica dei nutrienti (Azoto e Fosforo)
 - ❑ Dinamica delle alghe ed eutrofizzazione (*WASP US-EPA*)
 - ❑ Sostanze tossiche e organiche volatili
 - ❖ *Bioaccumulo di metalli pesanti ed organoclorurati*
 - ❖ *AQUATOX (US-EPA), MIKE11 (DHI), SOBEK (WL Delft)*

Usi di modelli di qualità fluviale

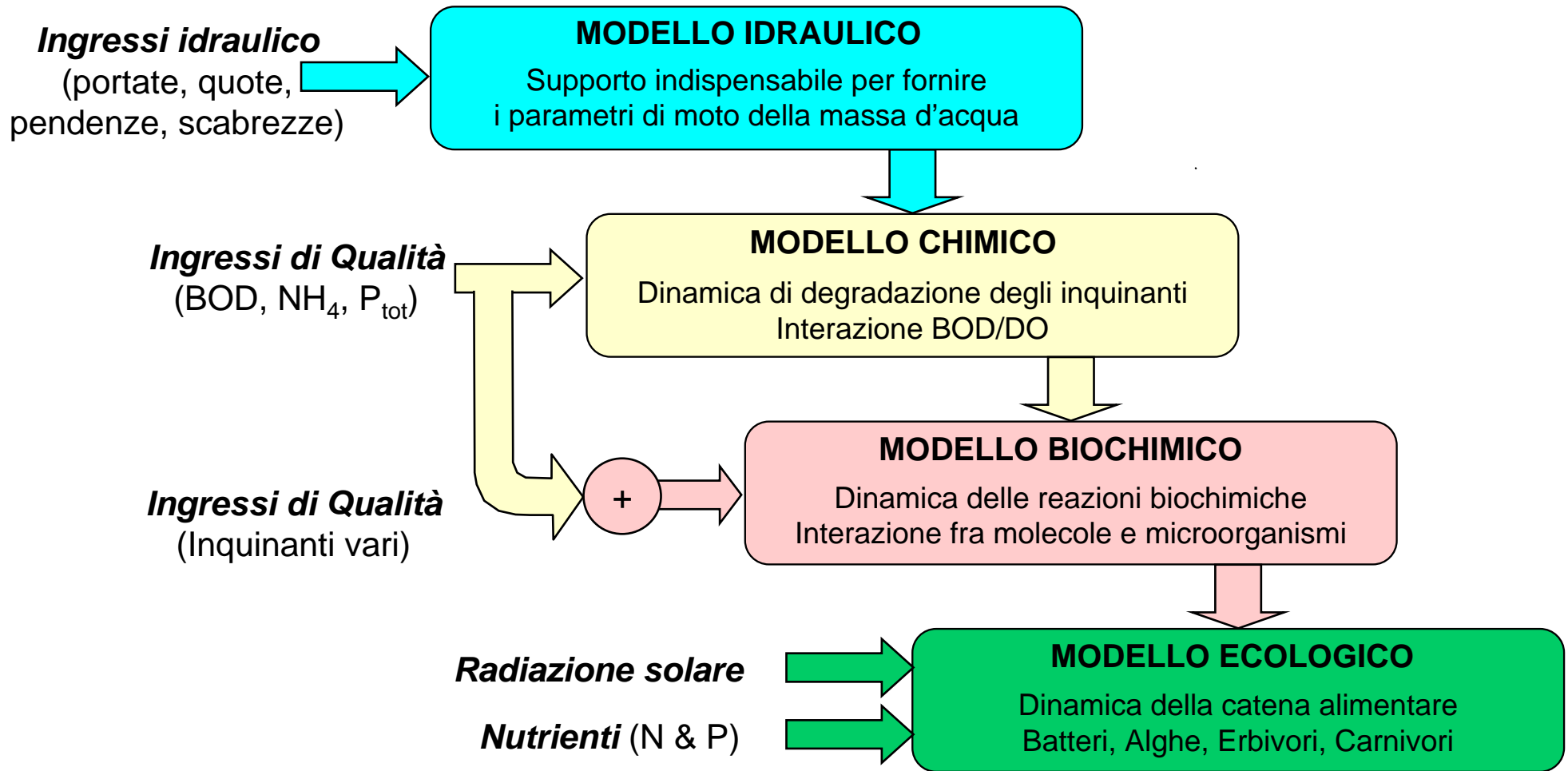
- **INDIVIDUAZIONE DEI PUNTI "CRITICI" DEL FIUME**
 - ❖ dove l'inquinamento produce effetti più marcati

- **ALLOCAZIONE e/o DIMENSIONAMENTO DI DEPURATORI E LORO GESTIONE**
 - ❖ Se il trattamento è legato alla qualità fluviale (Gestione a scala di bacino)

- **PROGETTAZIONE DI CAMPAGNE DI RACCOLTA DATI**
 - ❖ razionalizzare la raccolta dati prendendo tutti e soli i dati necessari

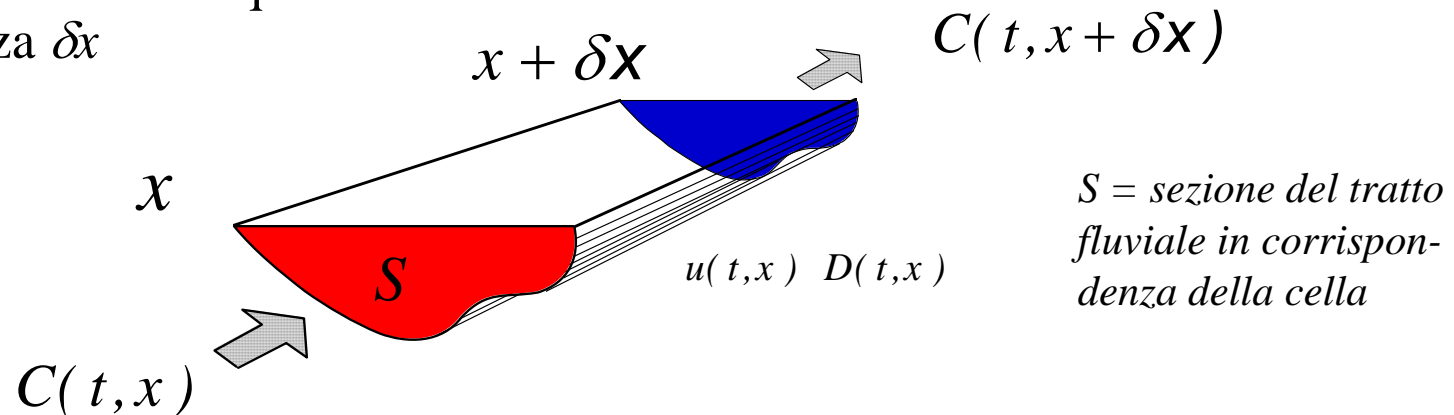
- **GENERAZIONE DI "SCENARI" MEDIANTE SIMULAZIONE**
 - ❖ per valutare l'impatto ambientale di interventi

Struttura di un modello di qualità



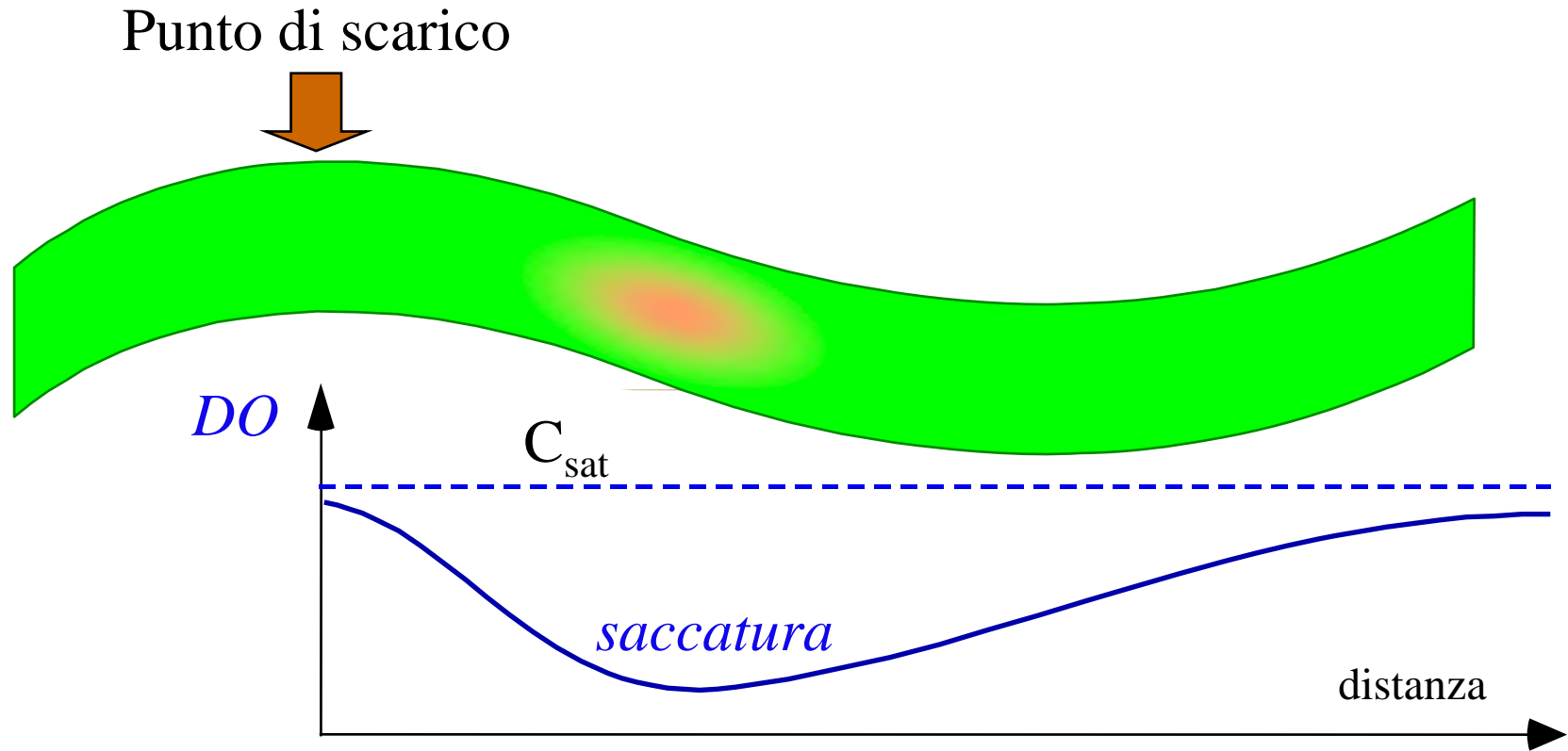
Diffusione di inquinanti nel fiume

- ❑ Il tratto di fiume viene suddiviso in celle, ciascuna con velocità e diffusione costanti o “lentamente” variabili, almeno rispetto alla cinetica
- ❑ Per semplicità si considera solamente la diffusione longitudinale, trascurando quella trasversale
- ❑ La dinamica dell'inquinante si ricava dai bilanci di massa attraverso una cella di lunghezza δx



$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \underbrace{u(x, t) \frac{\partial C}{\partial x}}_{\text{trasporto}} + \underbrace{D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}}_{\text{diffusione}} + \underbrace{f(C)}_{\text{trasformazioni chimiche}}$$

Modello di qualità fluviale stazionario



- ❑ E' basato sull'ipotesi di stazionarietà nel tempo
- ❑ Fornisce il *profilo della qualità lungo il fiume* nell'ipotesi che tutte le variabili (idrauliche e di qualità) siano costanti nel tempo
- ❑ Utile per valutare l'effetto medio dello scarico sull'asta fluviale

Modelli stazionari

- ❑ Si sfrutta la corrispondenza spazio/tempo (velocità di scorrimento)
- ❑ I modelli stazionari descrivono l'andamento della qualità lungo l'asta fluviale, nell'ipotesi che non solo l'idrodinamica, ma anche la cinetica chimica sia stazionaria
- ❑ L'ipotesi di stazionarietà sia idraulica che di qualità implica
 - ❖ Velocità costante $\Rightarrow u(x,t) = u(x)$
 - ❖ Scarichi costanti $\Rightarrow C(x,t) = C(x)$
- ❑ Il primo modello stazionario è quello di Streeter & Phelps (1925 !!)
- ❑ Nacque per spiegare la “saccatura” di Ossigeno nel fiume Ohio (USA)
- ❑ Successivi modelli (es. Dobbins, Stehfest, QUAL2) hanno in più
 - ❖ Diffusione
 - ❖ Sedimentazione
 - ❖ Phytoplankton (alghe e produzione di ossigeno, produzione primaria)
 - ❖ Biocenosi (batteri, protozoi, etc.)

Derivazione del modello stazionario

□ *Partendo dall'equazione diffusiva*

- ❖ Si suppone nulla la variazione nel tempo

$$0 = \frac{\partial C}{\partial t} = \underbrace{-u(x,t) \frac{\partial C}{\partial x}}_{\text{trasporto}} + \underbrace{D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}}_{\text{diffusione}} + \underbrace{f(C)}_{\text{trasformazioni chimiche}}$$

- ❖ Si ottiene un modello alle derivate totali nella sola variabile spazio (x)

$$D \frac{d^2 C}{dx^2} - u(x) \frac{dC}{dx} + f(C) = 0$$

- ❖ Risolubile nel tratto $x \in (0, L)$ con condizioni agli estremi o lungo il tratto
- ❖ Deve essere noto il campo di velocità $u(x)$, $x \in (0, L)$
- ❖ Si usano tecniche “shooting” o “minimi quadrati” per la soluzione

Effetto della diffusione

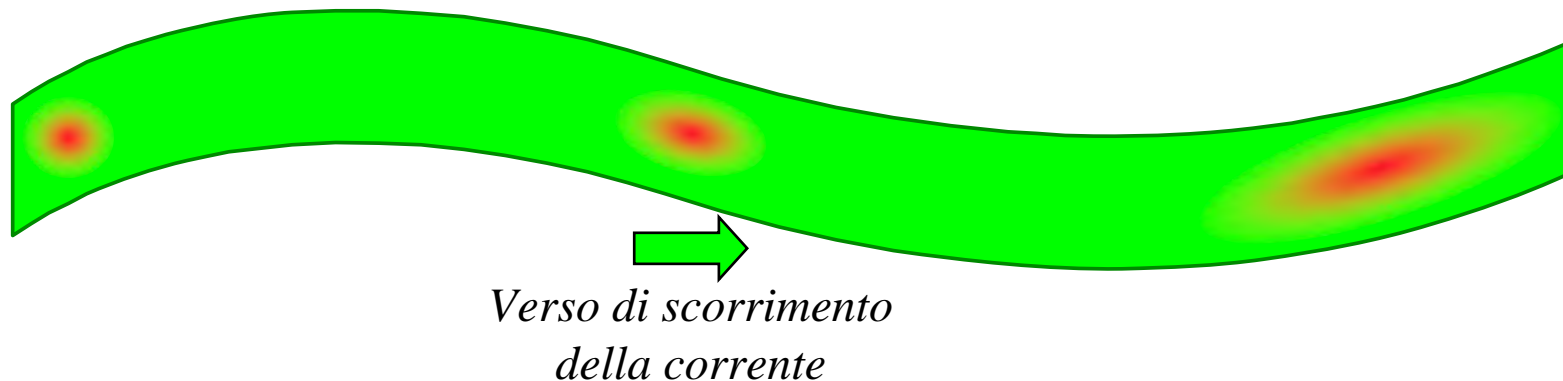
- ❑ La diffusione avviene a causa del **gradiente di concentrazione e/o della turbolenza**
- ❑ Nel primo caso segue la Legge di Fick

$$\text{diffusione} \equiv -D \frac{\partial C}{\partial x}$$

- ❑ La zona ad alta concentrazione tende ad allargarsi nel senso del gradiente di concentrazione (da concentrazioni maggiori a minori)

Zona ad alta
concentrazione iniziale

La zona si è allargata
a causa della diffusione



Ulteriore semplificazione

□ Si suppone nulla la diffusione ($D = 0$) → Plug-Flow

- ❖ Ciò è possibile se la velocità della corrente è abbastanza elevata da poter trascurare fenomeni diffusivi rispetto al trasporto

$$D \frac{d^2 C}{dx^2} = u(x) \frac{dC}{dx} + f(C)$$

(Note: A red arrow points from the coefficient 'D' to a red '0' above it, indicating that D is set to zero.)

- ❖ Si ottiene un modello che contiene la sola cinetica, ma nella variable “spazio” anziché “tempo”

$$\frac{dC}{dx} = - \frac{1}{u(x)} f(C)$$

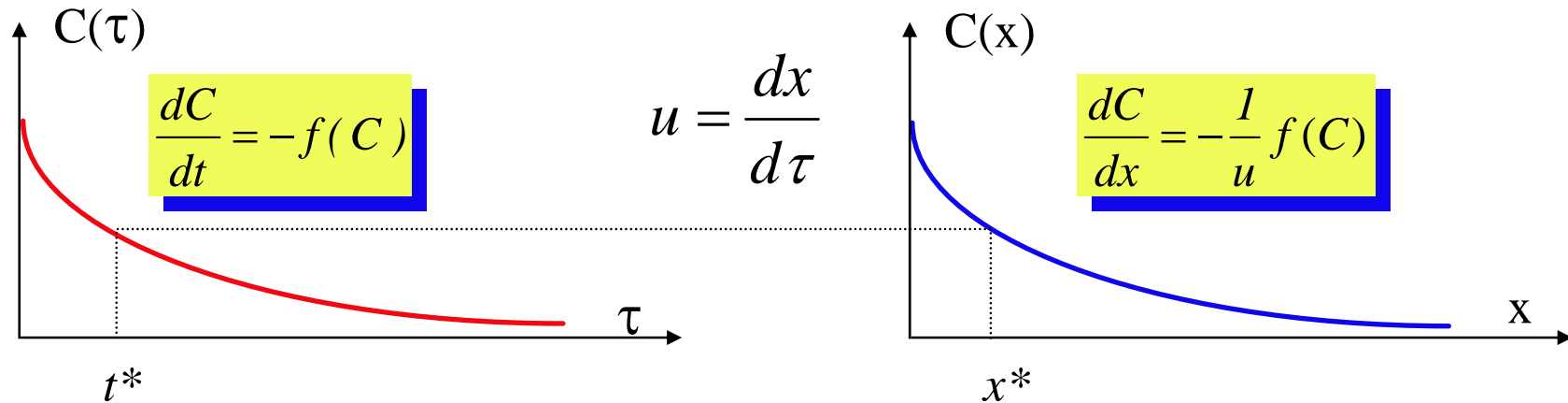
- ❖ Equazione di primo grado, risolvibile con la sola condizione “a monte” $C(0)$, se è noto il campo di velocità $u(x)$, $x \in (0, L)$

Cinetiche nel tempo o nello spazio?

□ In laboratorio si osserva la variazione della concentrazione nel tempo (τ)

□ Nel fiume si osserva la variazione della concentrazione con la distanza (x)

Il legame fra i due riferimenti è dato dalla velocità di scorrimento (stazionaria)



$$\tau = \frac{x}{u(x)} \Leftrightarrow x = u(x) \cdot \tau$$

Perciò è possibile utilizzare nello spazio le cinetiche determinate nel tempo

Modello stazionario Plug-Flow

- ❑ Il modello idraulico fornisce quantità ausiliarie alla simulazione di qualità, ad es. velocità $u(x)$
- ❑ Può essere usato indipendentemente da quello di qualità (ma non viceversa)
- ❑ Per un dato regime idraulico si possono immagazzinare i dati della simulazione idraulica e utilizzarli per molte diverse simulazioni di qualità per quello stesso regime idraulico
 - ❖ Es. Diverse condizioni di scarico, ma stessa portata fluviale
- ❑ Una volta definita l'idrodinamica del fiume (diffusività, portata, velocità, etc.) la definizione del modello di qualità consiste nella

determinazione delle cinetiche

Linee caratteristiche (D = 0)

Il differenziale della concentrazione è

$$dC = \frac{\partial C}{\partial t} dt + \frac{\partial C}{\partial x} dx$$

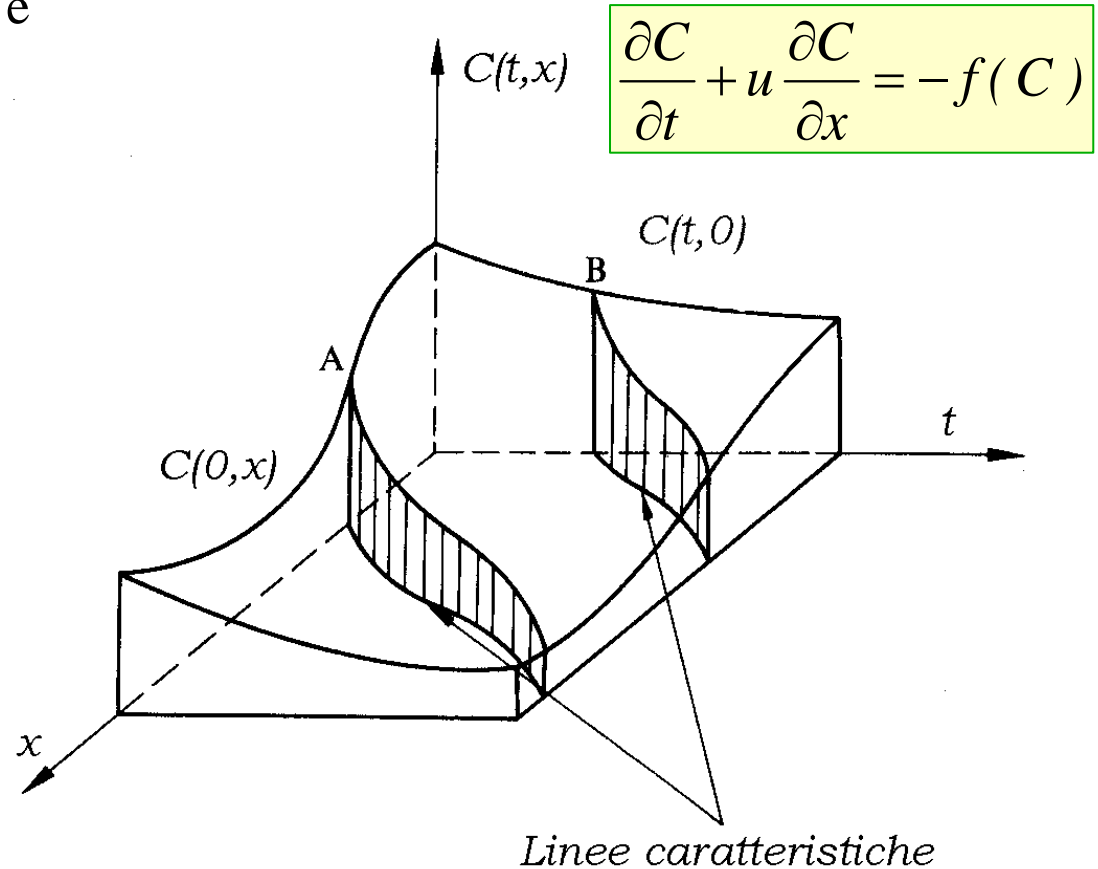
dividendo per dt

$$\begin{aligned} \frac{dC}{dt} &= \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial C}{\partial x} \frac{dx}{dt} \\ &= \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial C}{\partial x} u = -f(C) \end{aligned}$$

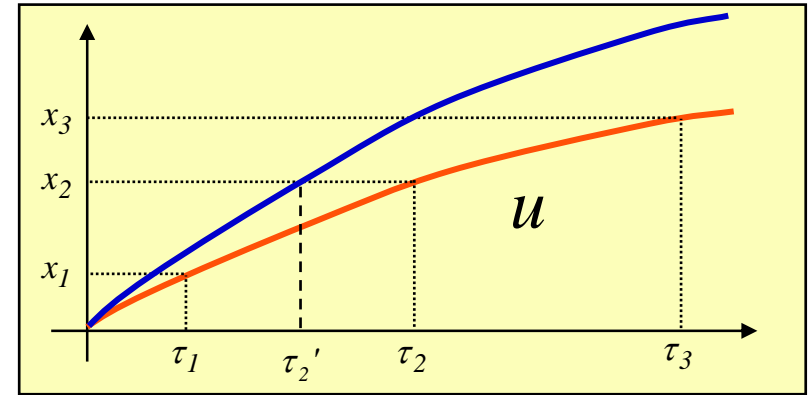
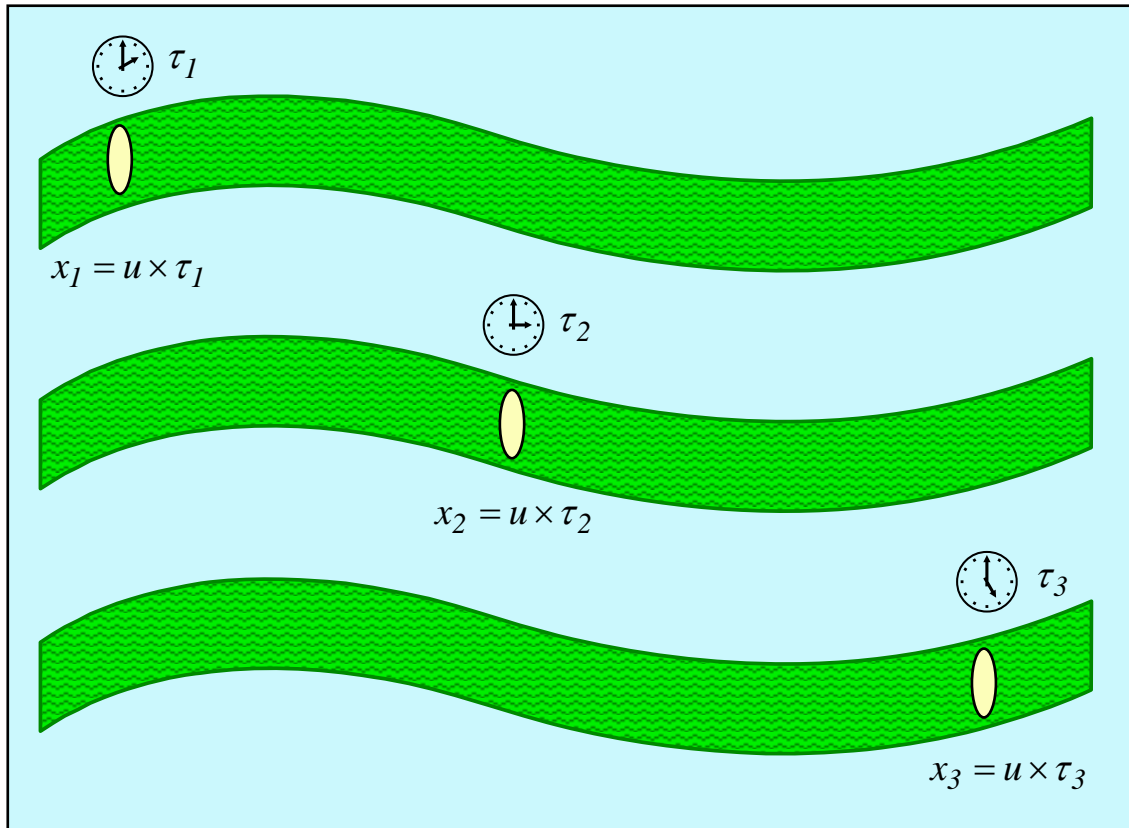
Lungo una **“Linea Caratteristica”** il modello è descritto da un’equazione differenziale ordinaria

$$\begin{cases} \frac{dt}{d\tau} = 1 \\ \frac{dx}{d\tau} = u \end{cases} \Rightarrow \frac{dC}{d\tau} = -f(C) \Rightarrow \frac{dC}{dx} = -\frac{1}{u} f(C)$$

Si introduce il *tempo di scorrimento* τ relativo alla percorrenza del tratto.



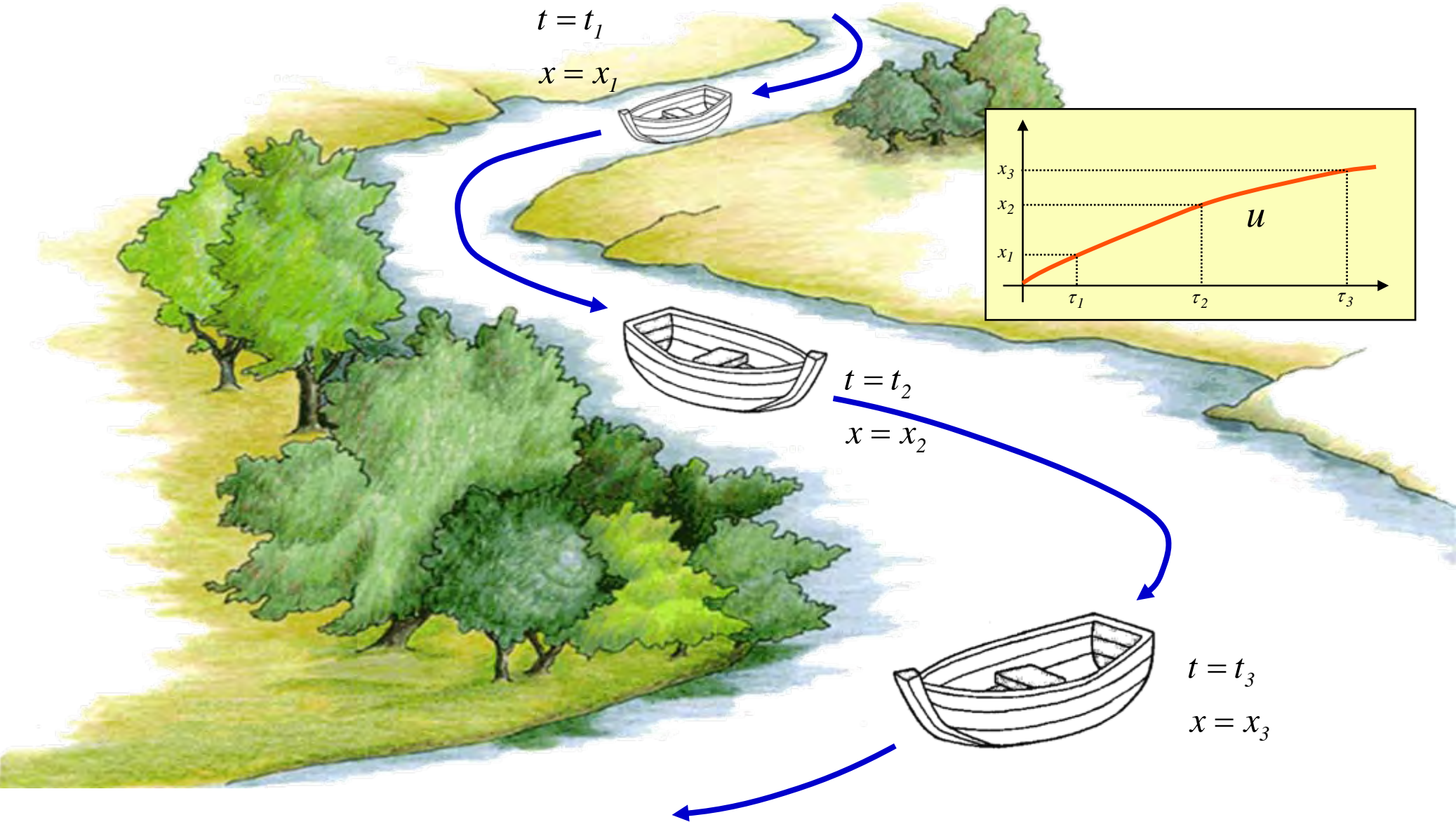
“Follow the Plug”



$$\left. \begin{array}{l} \frac{dt}{d\tau} = 1 \\ \frac{dx}{d\tau} = u \end{array} \right\} \Rightarrow \frac{dC}{dx} = -\frac{1}{u} f(C)$$

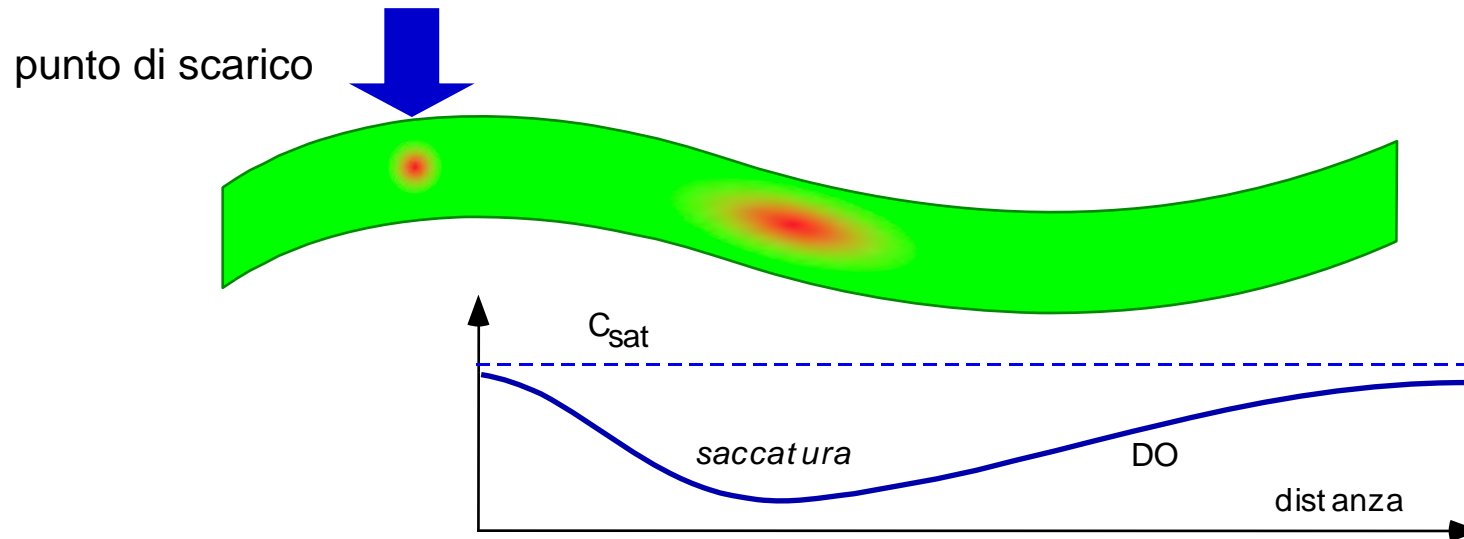
L'uguaglianza fra cinetiche nel tempo e nello spazio vale solamente seguendo lo scorrimento lungo la *linea caratteristica* che corrisponde all'attuale regime idraulico u

Campionamento "Follow-the-plug"



Modello Chimico di Streeter & Phelps

- ❑ Nato nel 1925 per spiegare la "saccatura" di Ossigeno Disciolto a valle del punto di scarico (Ohio river, USA)




- ❑ Ipotesi alla base del modello:
 - ❖ La cinetica di degradazione dell'inquinante biodegradabile a base carboniosa, espresso come BOD, è del **primo ordine** ($-k_b \cdot B$)
 - ❖ La cinetica dell'Ossigeno Disciolto si compone di un termine di re-areazione e di uno di consumo che è identico a quello di scomparsa del BOD

Modello Chimico di Streeter & Phelps

Modello di Streeter & Phelps

$$\left\{ \begin{array}{l} BOD \quad \frac{dB}{dt_s} = -K_b B \\ DO \quad \frac{dC}{dt_s} = K_c (C_{sat} - C) - K_b B \end{array} \right.$$

Il termine di consumo è identico nelle due dinamiche perché il BOD è misurato in Ossigeno equivalente



- Esprimendo l'inquinante organico in termini di ossigeno richiesto per la sua degradazione (BOD), si ha coerenza con il bilancio di ossigeno disciolto
- In mancanza di informazioni più dettagliate sui meccanismi di degradazione si usa per il BOD una cinetica del primo ordine
- Le costanti cinetiche K_b e K_c dipendono dalle caratteristiche morfologiche ed idrodinamiche del fiume, mediante formule empiriche valide caso per caso

Costante cinetica della degradazione del BOD

□ La costante cinetica di degradazione del BOD dipende:

❖ dalla temperatura

$$K_b(T) = K_b(T_o) \mathcal{G}^{(T-T_o)} \quad \mathcal{G} = 1.047 \quad \text{cost. di Arrhenius}$$

❖ Dalla profondità del fiume (formula empirica, Thomann e Mueller, 1987)

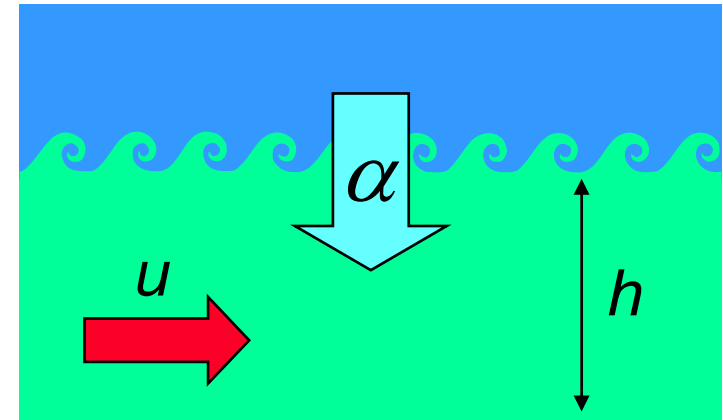
$$K_b(20^\circ\text{C}) = \begin{cases} 0.0125 \left(\frac{H}{2.4384} \right)^{-0.434} H^{-1} & 0 \leq H \leq 2.4 \text{ m} \\ 0.0125 H^{-1} & H > 2.4 \text{ m} \end{cases}$$

❖ Può essere giustificata dall'agitazione della corrente, che favorisce le reazioni di biodegradazione del BOD. Se il fiume è profondo, la corrente è minore e perciò anche il rateo di reazione diminuisce.

Coefficiente di riossigenazione naturale

- Il coefficiente K_{rear} è funzione:
 - ❖ della velocità della corrente (u)
 - ❖ dello stato di agitazione superficiale dell'acqua (α)
 - ❖ della profondità del fiume (h)
- Esistono solamente formule empiriche

$$K_c = \alpha \cdot u^\beta \cdot h^{-\gamma}$$



Autore	α	β	γ
Streeter & Phelps	1.0	0.57 - 5.40	2.0
O'Connor & Dobbins	1.7	0.5	1.5
Isaacs & Gaudy	1.35 - 2.22	1.0	1.5
Negulescu & Rojanski	4.74	0.85	0.85
Bennet & Rathburn	2.33	0.674	1.865
Owens	2.13 - 3.0	0.67 - 0.73	1.75 - 1.85

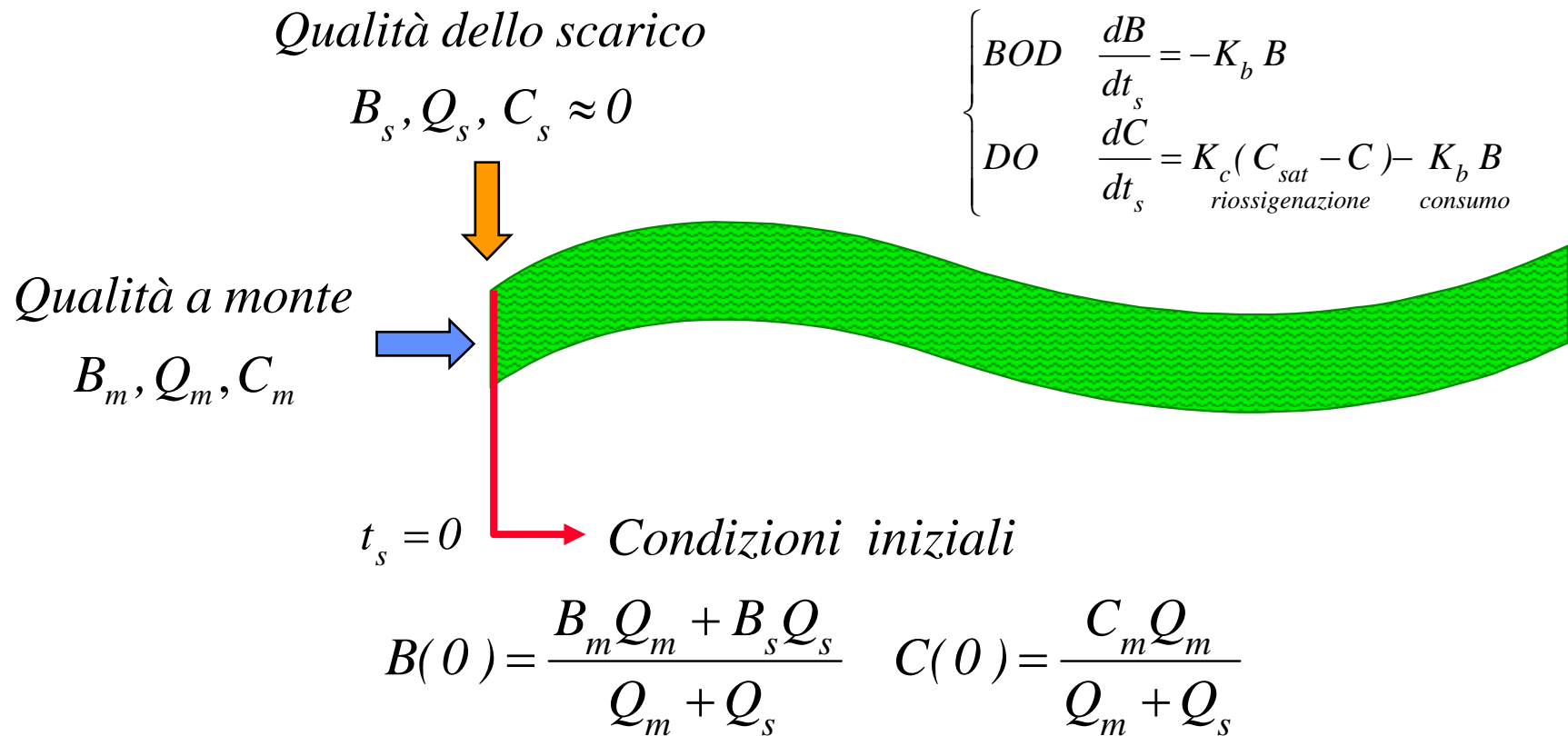
- Inoltre K_c dipende dalla temperatura secondo la legge di Arrhenius

$$K_c(T) = K_{rc}(20) \cdot e^{\mathcal{G}(T-20)} = K_c(20) \cdot \theta^{(T-20)}$$

$$\begin{cases} \mathcal{G} = 0.024 \\ \theta = 1.0243 \end{cases}$$

Ingressi al modello

- Il modello non ha ingressi se lungo il tratto considerato non ci sono altri scarichi
- Le condizioni iniziali $B(0)$ e $C(0)$ si determinano calcolando la diluizione fra lo scarico e la qualità a monte del punto di scarico



Evoluzione della qualità a valle dello scarico

$$\left\{ \begin{array}{l} BOD \quad \frac{dB}{dt_s} = -K_b B \quad B(0) = B_o \\ DO \quad \frac{dC}{dt_s} = K_c (C_{sat} - C) - K_b B \quad C(0) = C_o \end{array} \right.$$

Supponendo che non ci siano altri ingressi (scarichi distribuiti) lungo il tratto a valle del punto di immissione dello scarico, si possono integrare le due equazioni con le condizioni iniziali specificate

Dalla prima si ottiene

$$B(t_s) = B_o e^{-K_b t_s}$$

Integrazione della dinamica del DO

- Si trasforma la seconda equazione introducendo il deficit di ossigeno

$$D(t) = C_{sat} - C(t) \Rightarrow \frac{dD}{dt} = -\frac{dC}{dt}$$

- Si può scrivere la seconda equazione come

$$\frac{dD}{dt} = -K_c D + K_b B$$

- La soluzione generale di questa equazione, considerando $B(t)$ come ingresso forzante è (vedi *Analisi dei Sistemi*)

$$x(t) = x_o e^{-At} + \int_0^t e^{-A(t-\sigma)} u(\sigma) d\sigma$$

- Che in questo caso diventa

$$D(t_s) = D_o e^{-K_c t_s} + K_b \int_0^{t_s} e^{-K_c(t_s-\sigma)} B_o e^{-K_b \sigma} d\sigma$$

Sviluppando l'integrale di convoluzione

$$\begin{aligned}D(t_s) &= D_o e^{-K_c t_s} + K_b \int_0^{t_s} e^{-K_c(t_s-\sigma)} B_o e^{-K_b \sigma} d\sigma \\&= D_o e^{-K_c t_s} + K_b B_o e^{-K_c t_s} \int_0^{t_s} e^{K_c \sigma} e^{-K_b \sigma} d\sigma \\&= D_o e^{-K_c t_s} + K_b B_o e^{-K_c t_s} \int_0^{t_s} e^{(K_c - K_b)\sigma} d\sigma \\&= D_o e^{-K_c t_s} + K_b B_o e^{-K_c t_s} \cdot \frac{1}{(K_c - K_b)} \cdot e^{(K_c - K_b)\sigma} \Big|_0^{t_s} \\&= D_o e^{-K_c t_s} + K_b B_o e^{-K_c t_s} \cdot \frac{1}{(K_c - K_b)} \cdot \left[e^{(K_c - K_b)t_s} - 1 \right]\end{aligned}$$

Andamento del DO a valle dello scarico

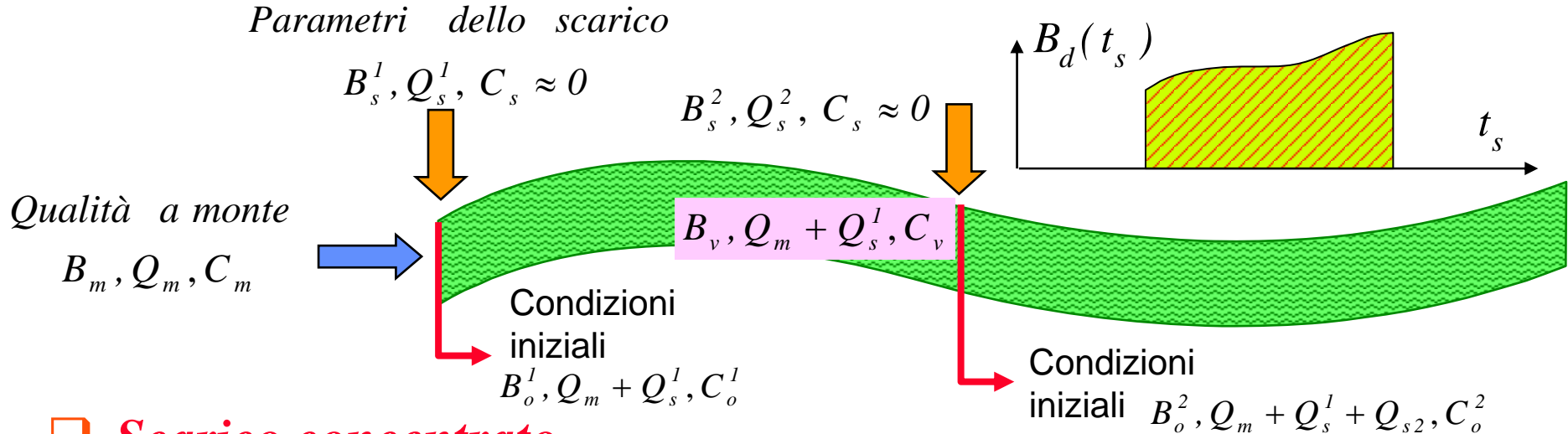
$$D(t_s) = D_o e^{-K_c t_s} + \frac{K_b B_o}{(K_c - K_b)} \cdot \left[e^{-K_b t_s} - e^{-K_c t_s} \right]$$

Sostituendo $D(t) = C_{sat} - C(t)$

$$C(t_s) = C_{sat} - (C_{sat} - C_o) e^{-K_c t_s} \quad \leftarrow \text{Effetto della condizione di DO a monte } C_o$$

$$+ \frac{K_b B_o}{(K_c - K_b)} \cdot \left[e^{-K_c t_s} - e^{-K_b t_s} \right] \quad \leftarrow \text{Effetto del carico a monte } B_o$$

Condizioni più generali di integrazione



❑ Scarico concentrato

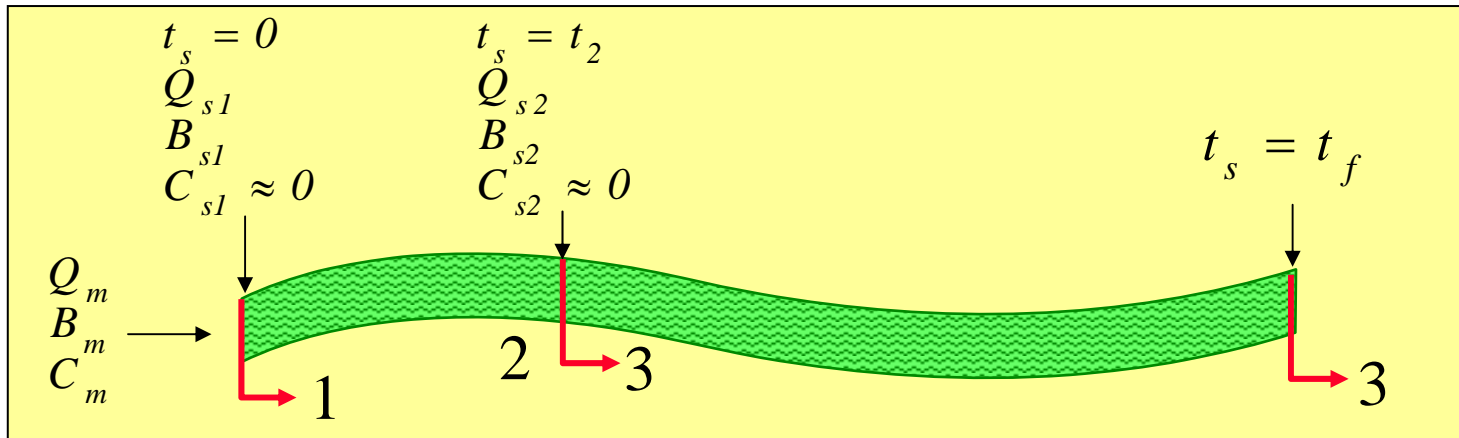
- ❖ si calcola la diluizione fra scarico e condizione a monte del punto di immissione
- ❖ si riprende l'integrazione con le nuove condizioni iniziali

❑ Scarico distribuito

- ❖ Si aggiunge all'equazione del BOD un termine di ingresso pari al valore dello scarico (funzione del tempo di scorrimento t_s)

$$\frac{dB}{dt_s} = -K_b B + B_d(t_s)$$

Sistema con due scarichi concentrati



$$1 \quad B_1 = \frac{B_m Q_m + Q_{s1} B_{s1}}{Q_m + Q_{s1}} \quad C_1 = \frac{C_m Q_m}{Q_m + Q_{s1}}$$

**Prima
condizione iniziale**

$$2 \quad \begin{cases} B_2 = B_1 e^{-K_b t_2} \\ C_2 = C_{sat} - (C_{sat} - C_1) e^{-K_c t_2} + \frac{K_b B_1}{K_b - K_c} (e^{-K_b t_2} - e^{-K_c t_2}) \end{cases}$$

**Integrazione nel
primo tratto**

$$3 \quad B_3 = \frac{B_2 (Q_m + Q_{s1}) + Q_{s2} B_{s2}}{Q_m + Q_{s1} + Q_{s2}} \quad C_3 = \frac{C_2 (Q_m + Q_{s1})}{Q_m + Q_{s1} + Q_{s2}}$$

**Seconda
condizione iniziale**

$$4 \quad \begin{cases} B_4 = B_3 e^{-K_b (t_f - t_2)} \\ C_4 = C_{sat} - (C_{sat} - C_3) e^{-K_c (t_f - t_2)} + \frac{K_b B_3}{K_b - K_c} (e^{-K_b (t_f - t_2)} - e^{-K_c (t_f - t_2)}) \end{cases}$$

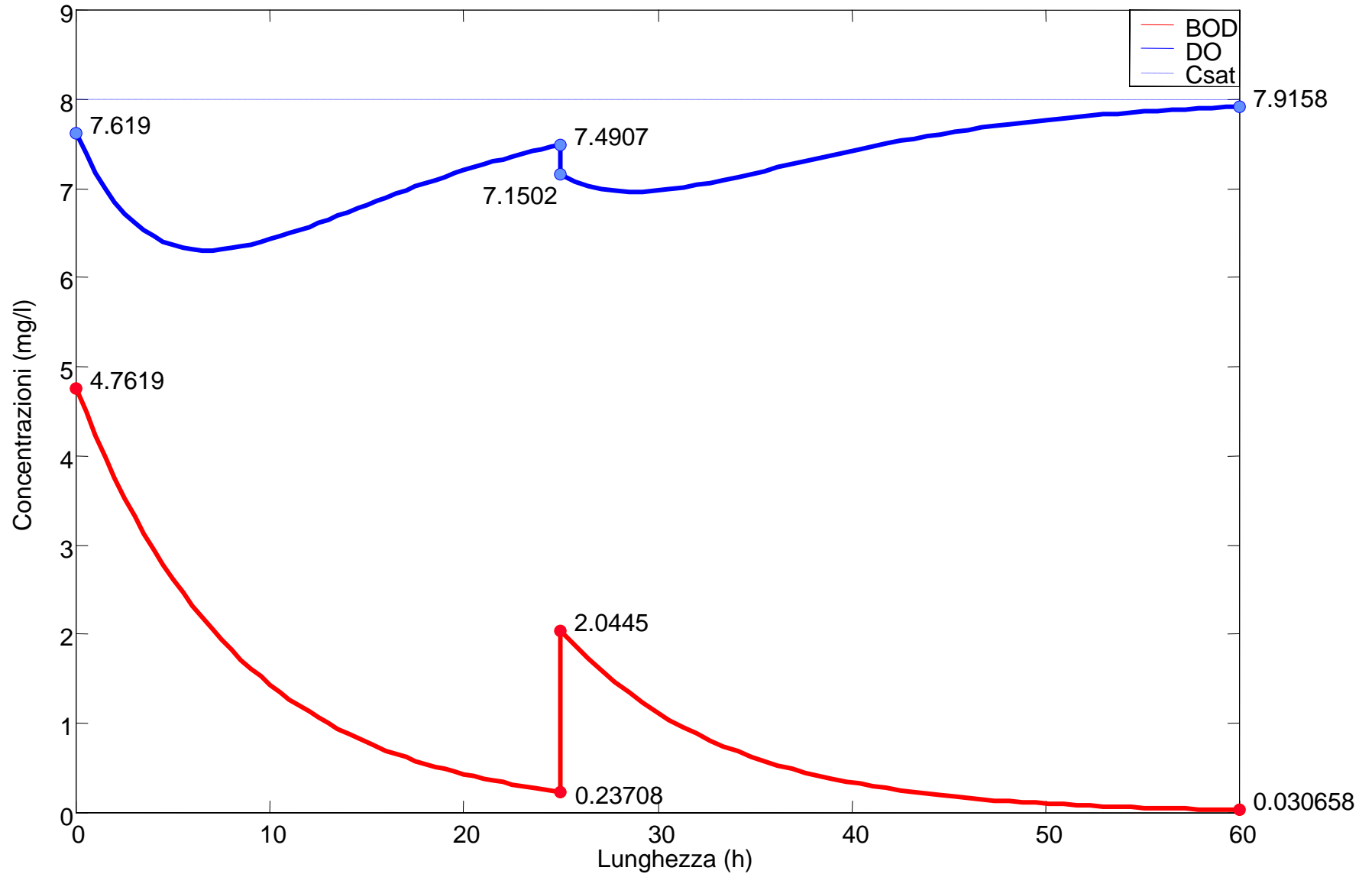
**Integrazione nel
secondo tratto**

Esempio di simulazione a due tratti

The image shows two overlapping dialog boxes from a software application. The background dialog is titled "Condizioni di carico a monte" and contains five input fields with the following values: "3", "8", "5", "0.25", and "40". A "Cancel" button is at the bottom. The foreground dialog is titled "Parametri del sistema fluviale" and contains six input fields with the following values: "0.12", "0.15", "60", "25", "0.25", and "40". It has "Cancel" and "OK" buttons at the bottom.

Dialog Title	Parameter	Value
Condizioni di carico a monte	Condizione iniziale di BOD a monte [mg/l]	3
	Condizione iniziale di DO a monte [mg/l]	8
	Portata a monte [m ³ /s]	5
	Portata dello scarico [m ³ /s]	0.25
	BOD dello scarico [mg/l]	40
Parametri del sistema fluviale	Kb costante di decadimento del BOD [1/h]	0.12
	Kc costante di riossigenazione [1/h]	0.15
	Lunghezza del tratto [h]	60
	Punto del secondo scarico [h]	25
	Portata del secondo scarico [m ³ /s]	0.25
	BOD del secondo scarico [mg/l]	40

Risposta del modello



Simulazione del BOD distribuito

Definizione del sistema fluviale

Condizione iniziale di BOD a monte (mg/l)
3.0

Condizione iniziale di DO a monte (mg/l)
8.0

Portata del fiume (m3/s)
10.0

Portata dello scarico (m3/s)
0.1

BOD dello scarico (mg/l)
40

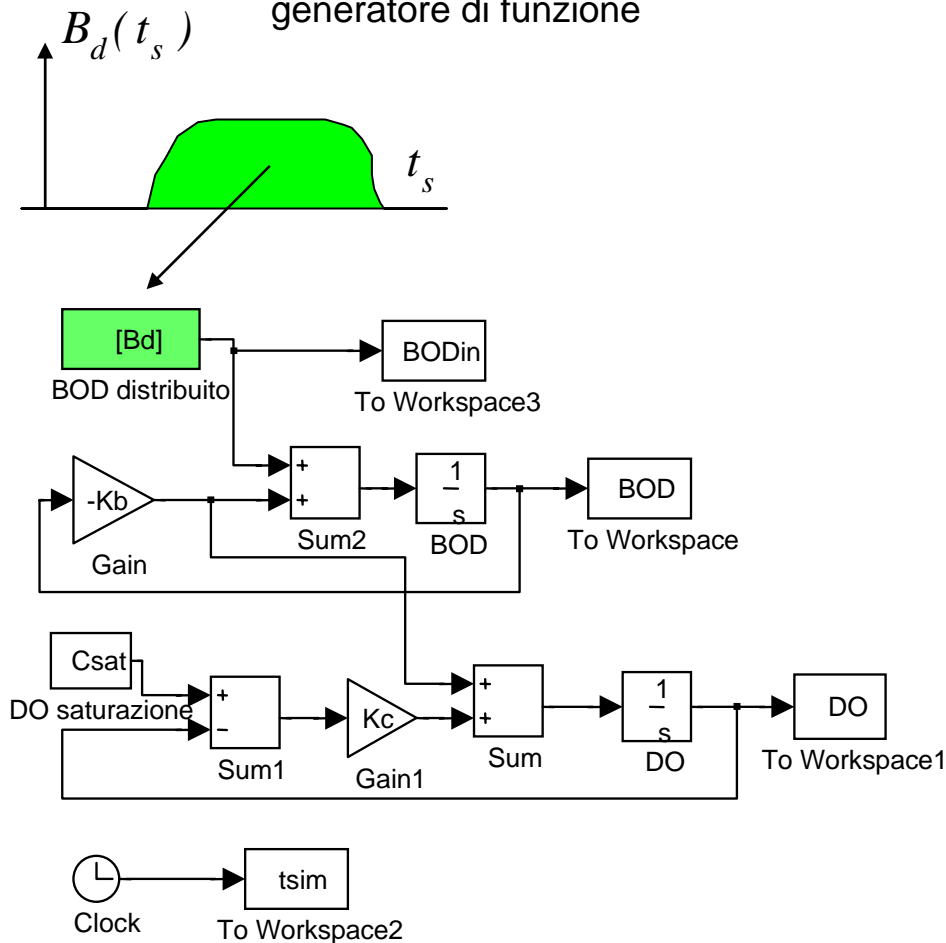
Kb costante di decadimento del BOD (1/h)
0.2

Kc costante di riossigenazione (1/h)
0.12

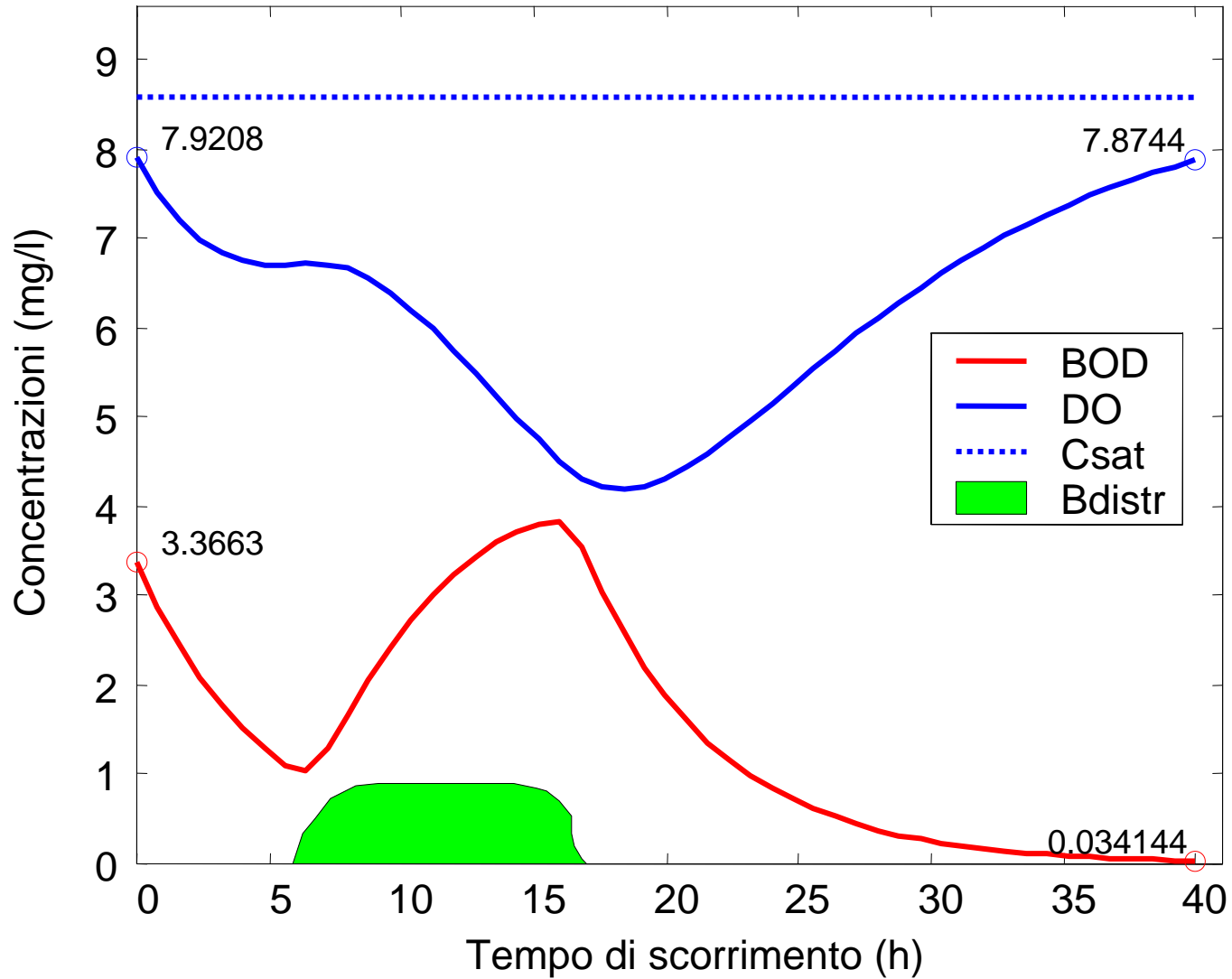
Tempo di scorrimento del tratto (h)
40

Cancel OK

Si aggiunge il termine di BOD distribuito come ingresso esterno, disponibile come file dati preparato in precedenza o come generatore di funzione

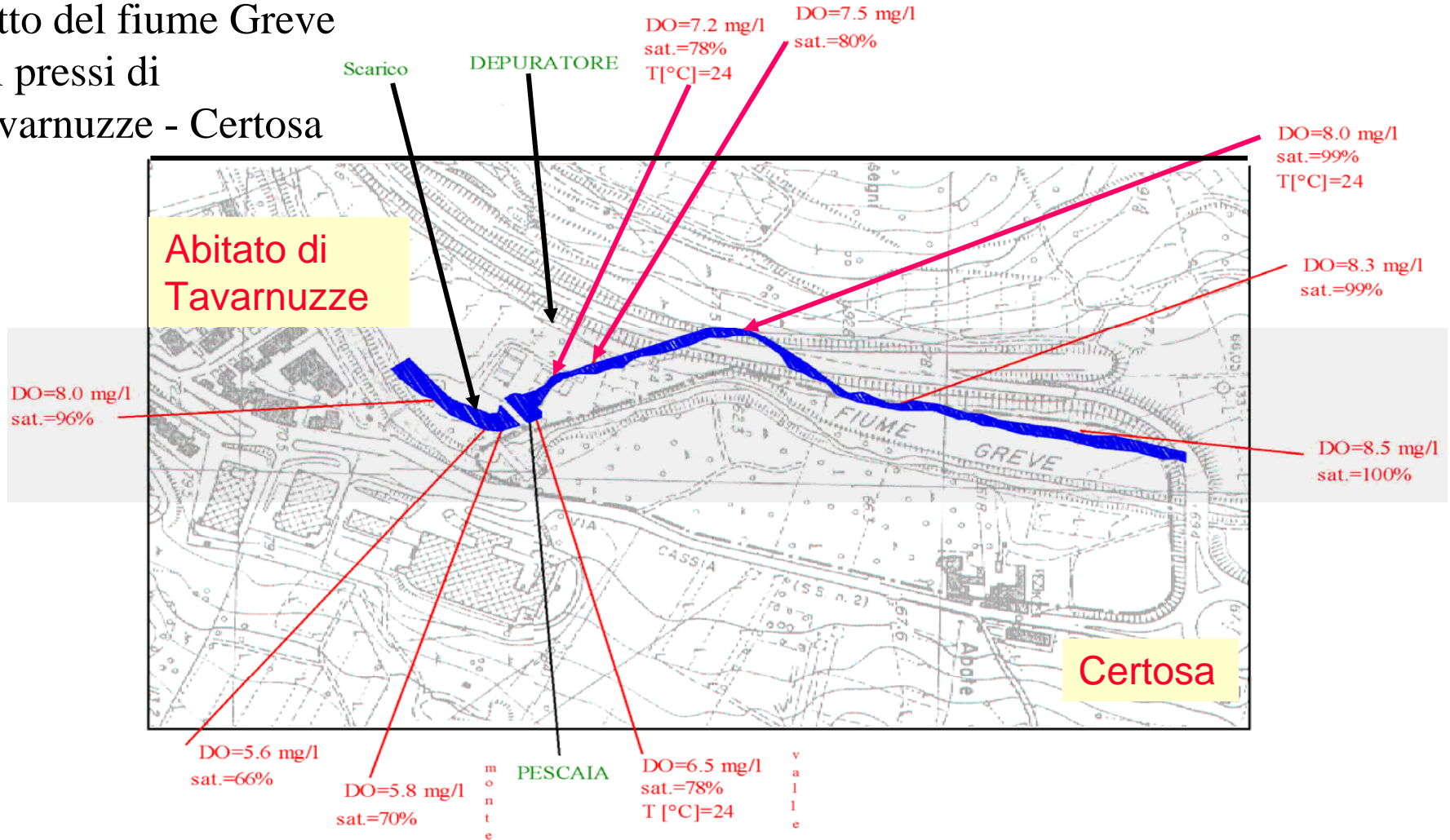


Simulazione con BOD distribuito



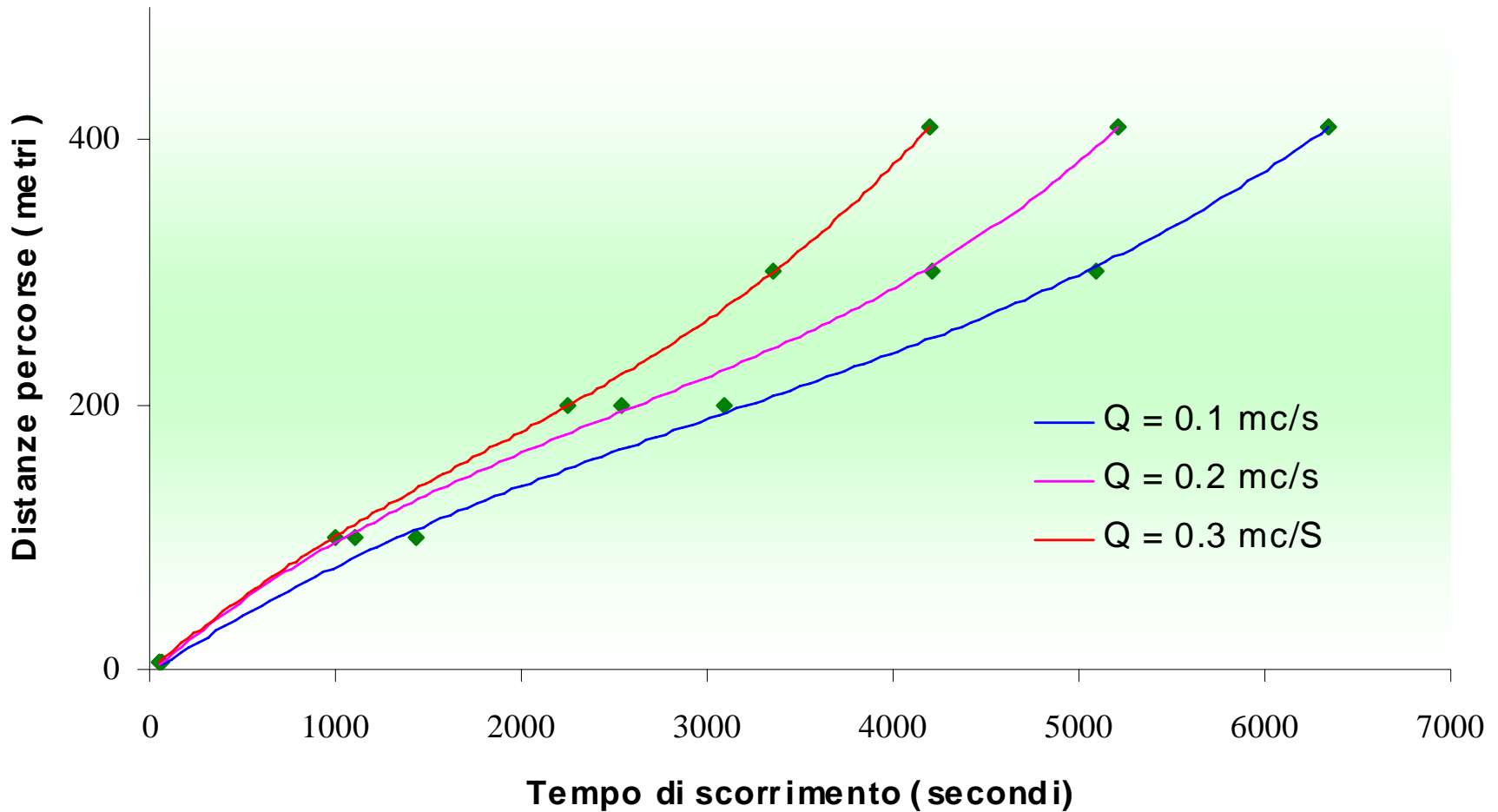
Esempio di Modello di Streeter & Phelps

Studio di caso: un tratto del fiume Greve nei pressi di Tavarnuzze - Certosa



Idrodinamica del tratto: Linee caratteristiche

Linee caratteristiche per diversi valori di portata



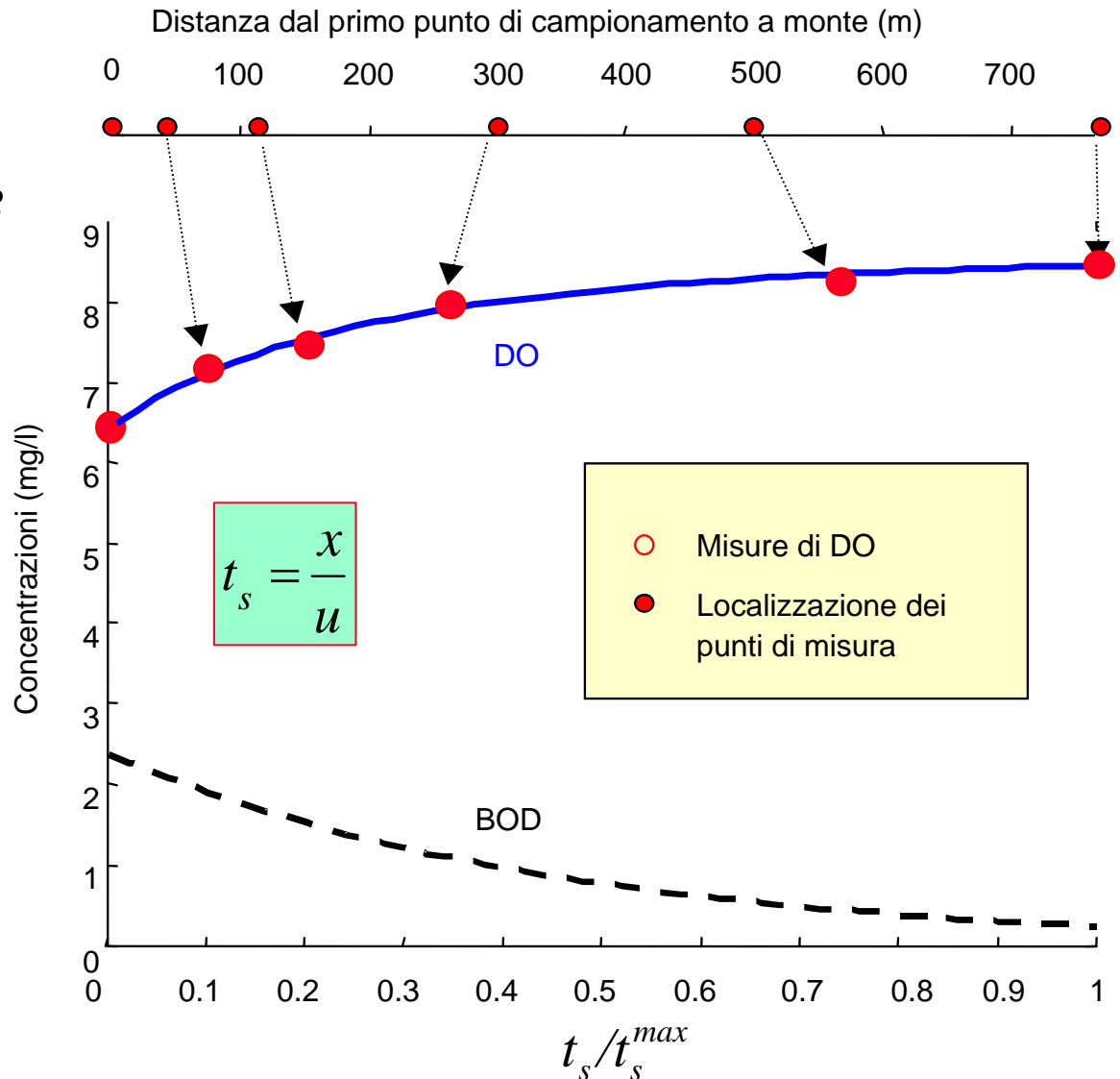
Linee caratteristiche del fiume Greve per i più frequenti valori di portata, ottenute da misure correntometriche e simulazione numerica con il software di modellazione idrologica Hec-Ras.

Modello S&P in flow-time

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{BOD} \quad \frac{dB}{dt_s} = -k_b B \\ \text{DO} \quad \frac{dC}{dt_s} = k_c (C_{sat} - C) - k_b B \end{array} \right.$$

Le misure sono state effettuate tenendo conto della distanza dal punto di riferimento a monte.

Sono state poi riportate nel tempo di scorrimento t_s attraverso la **linea caratteristica** relativa alla portata esistente al momento delle misure ($Q = 0.1 \text{ m}^3/\text{s}$) e normalizzate al valore t_s^{max} massimo



Oltre Streeter & Phelps

Aggiunte più frequenti al modello base di Streeter & Phelps:

- ❑ ***Richiesta di ossigeno dovuto all'ossidazione dell'ammonio***
 - ❖ Si suppone una cinetica del primo ordine per la degradazione dell'ammonio ed un coefficiente stechiometrico $\alpha \approx 4.57 - Y_a$
- ❑ ***Produzione di ossigeno dovuta alla fotosintesi***
 - ❖ Se il modello è stazionario (*espresso in flow-time*), questo è incompatibile con il tempo astronomico, che determina il periodo fotosintetico
- ❑ ***Richiesta di ossigeno dal sedimento (SOD)***
 - ❖ Dato che è molto difficile strutturare il SOD, lo si introduce come termine globale
- ❑ ***La dispersione non è più trascurabile***
 - ❖ Il modello si fa più complesso, perché le equazioni diventano di II° grado.

Aggiunta dei vari termini di consumo di DO

$$\frac{dS_{NH}}{dt_s} = -k_a \cdot S_{NH} + S_{NH_i}$$

Ossidazione dell'Ammonio

Carico distribuito di Ammonio (eventuale)

$$\frac{dC}{dt_s} = K_c (C_{sat} - C) - K_b B - \frac{(4.57 - Y_a)}{Y_a} k_a \cdot S_{NH} + P_{distr} - SOD$$

Termine stechiometrico per il consumo di ossigeno

$Y_a = yield factor$
dei nitrificatori

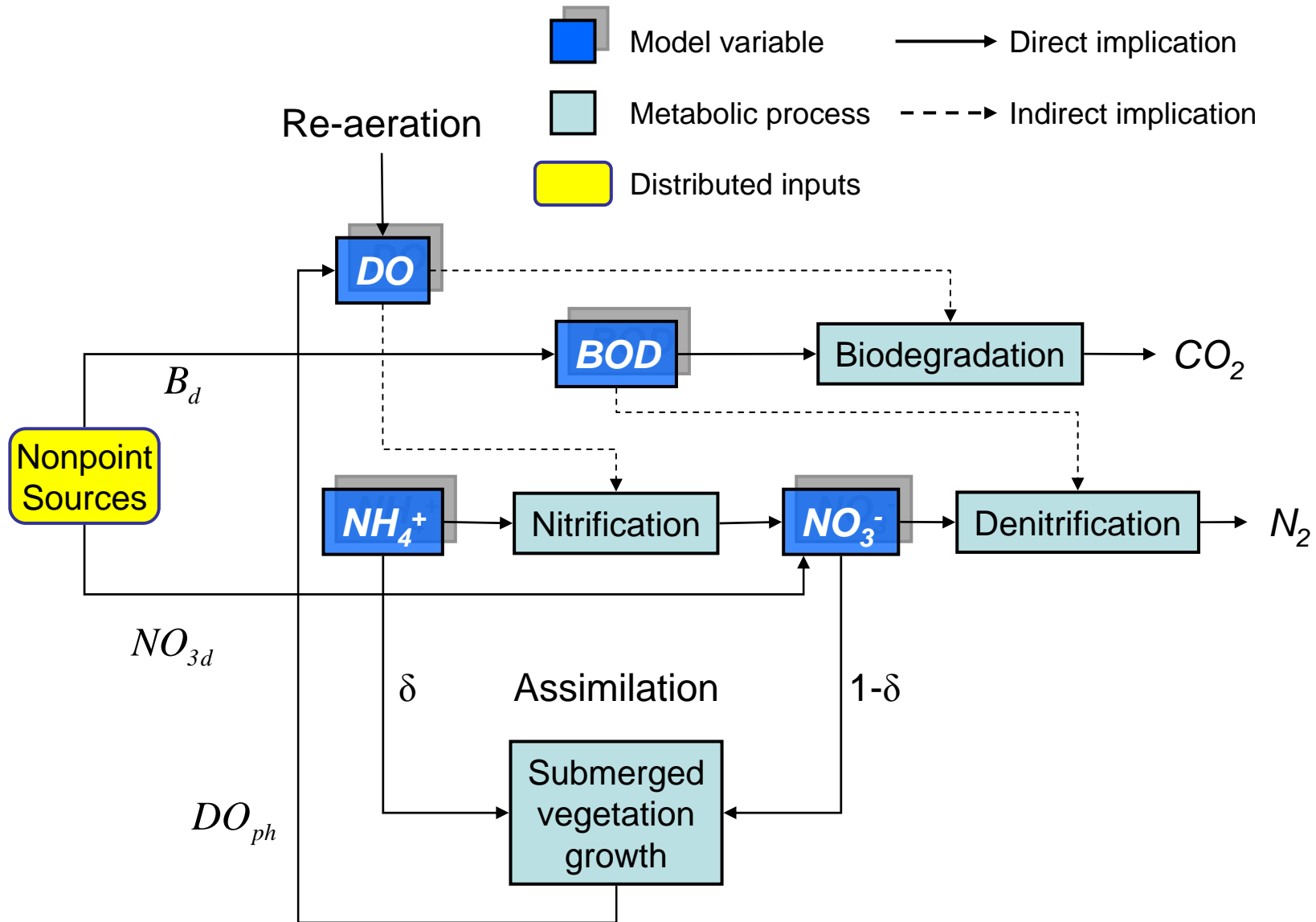
Richiesta di ossigeno per l'ossidazione dell'Ammonio

Produzione di ossigeno per fotosintesi (media)

Richiesta di ossigeno dal sedimento

Nota: non si può aggiungere il termine di fotosintesi nel tempo astronomico, perché il tempo di scorrimento è legato alla situazione di regime

Un semplice modello Carbonio/Azoto



Equazioni del modello Carbonio/Azoto

$$\frac{dB}{dx} = -\frac{1}{u(x)} K_b(x) B + B_d(x)$$

$$\frac{dNH_4}{dx} = -\frac{1}{u(x)} K_a(x) \cdot NH_4 - \frac{1}{u(x)} \delta \cdot K_{al} \frac{NH_4}{K_f + NH_4}$$

assimilazione NH_4 dalle alghe

$$\frac{dNO_3}{dx} = \frac{1}{u(x)} K_a(x) \cdot NH_4 - \frac{1}{u(x)} (1 - \delta) \cdot K_{al} \frac{NO_3}{K_f + NO_3} - \frac{1}{u(x)} K_o \cdot NO_3 + NO_{3d}(x)$$

Fattore preferenziale nell'uptake Azoto dalle alghe

$$\frac{dDO}{dx} = \frac{1}{u(x)} K_r(u) (DO_{sat} - DO) - \frac{1}{u(x)} K_b(x) B$$

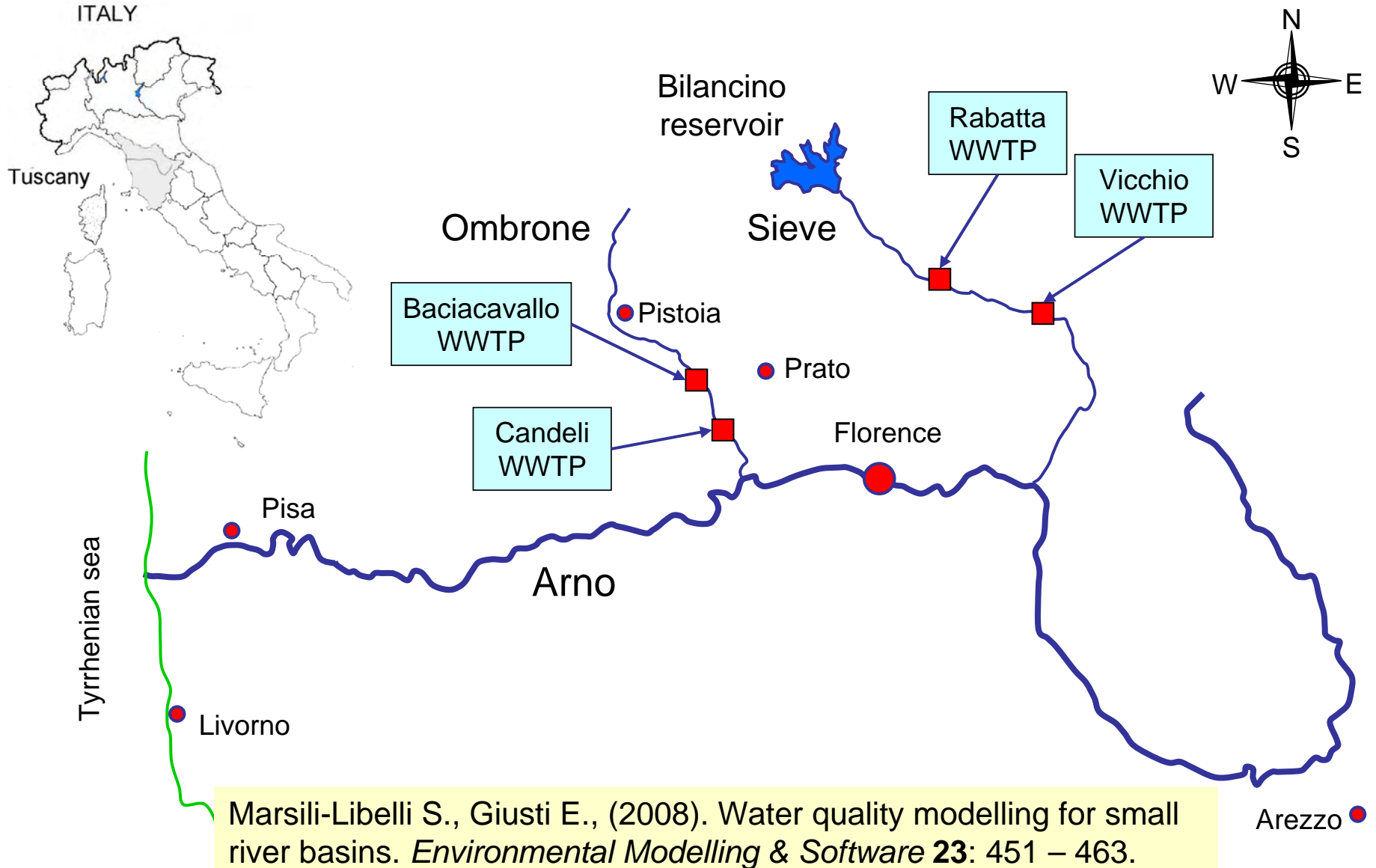
denitrificazione

assimilazione NO_3 dalle alghe

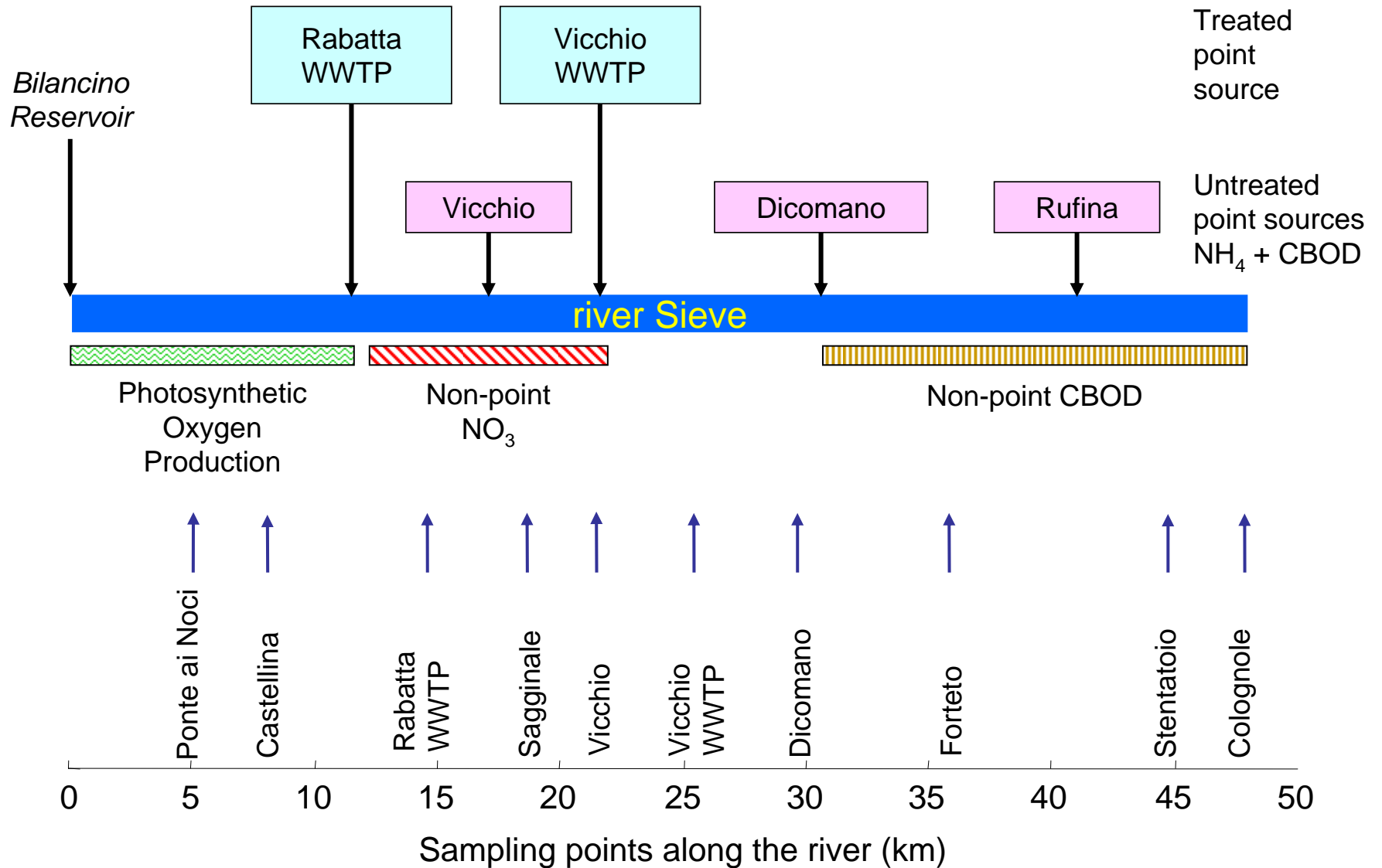
$$-\frac{1}{u(x)} \frac{(4.57 - Y_a)}{Y_a} K_a(x) \cdot NH_4 + DO_{ph}(x)$$

produzione fotosintetica di ossigeno

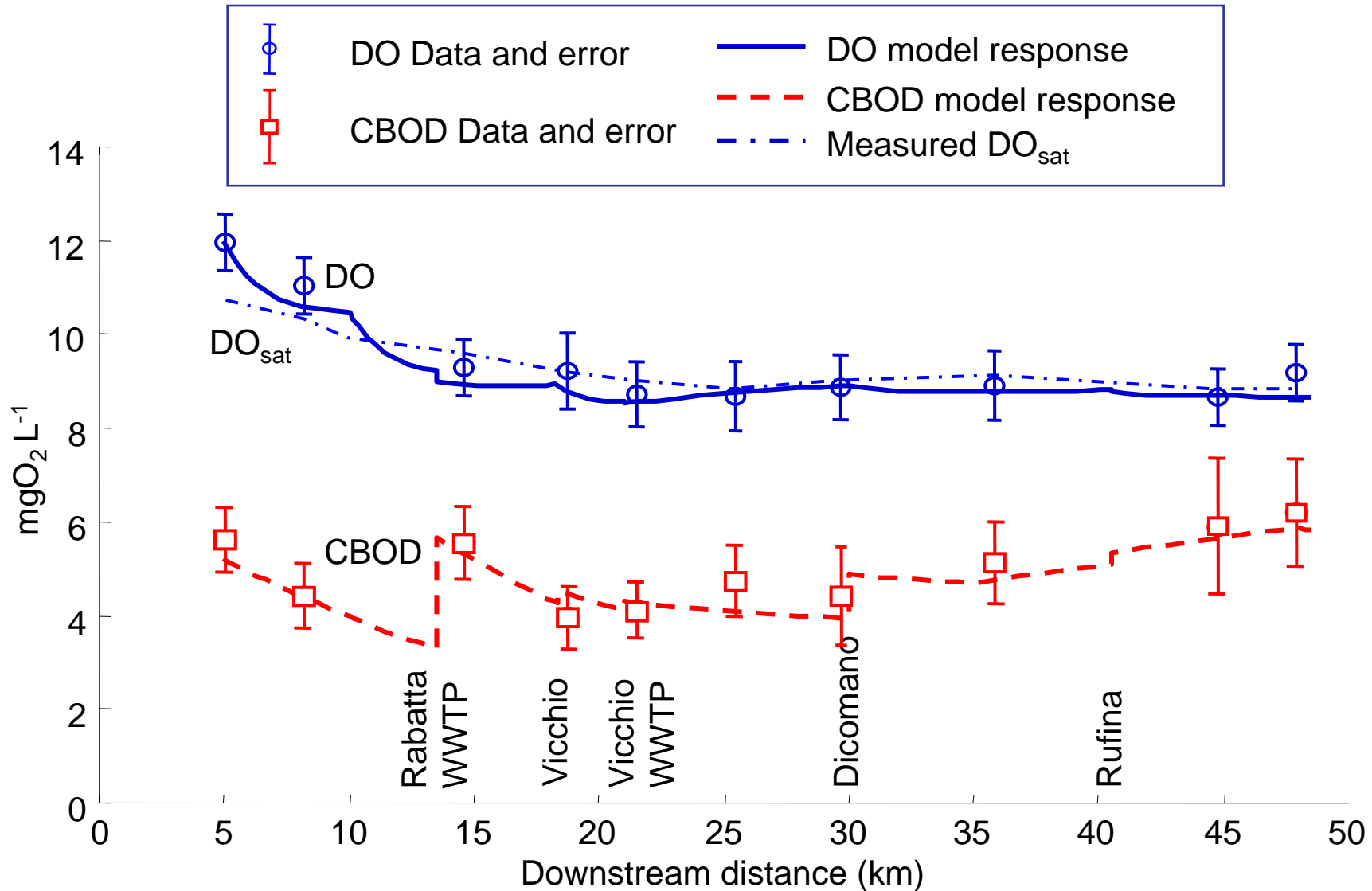
Applicazione a piccoli bacini



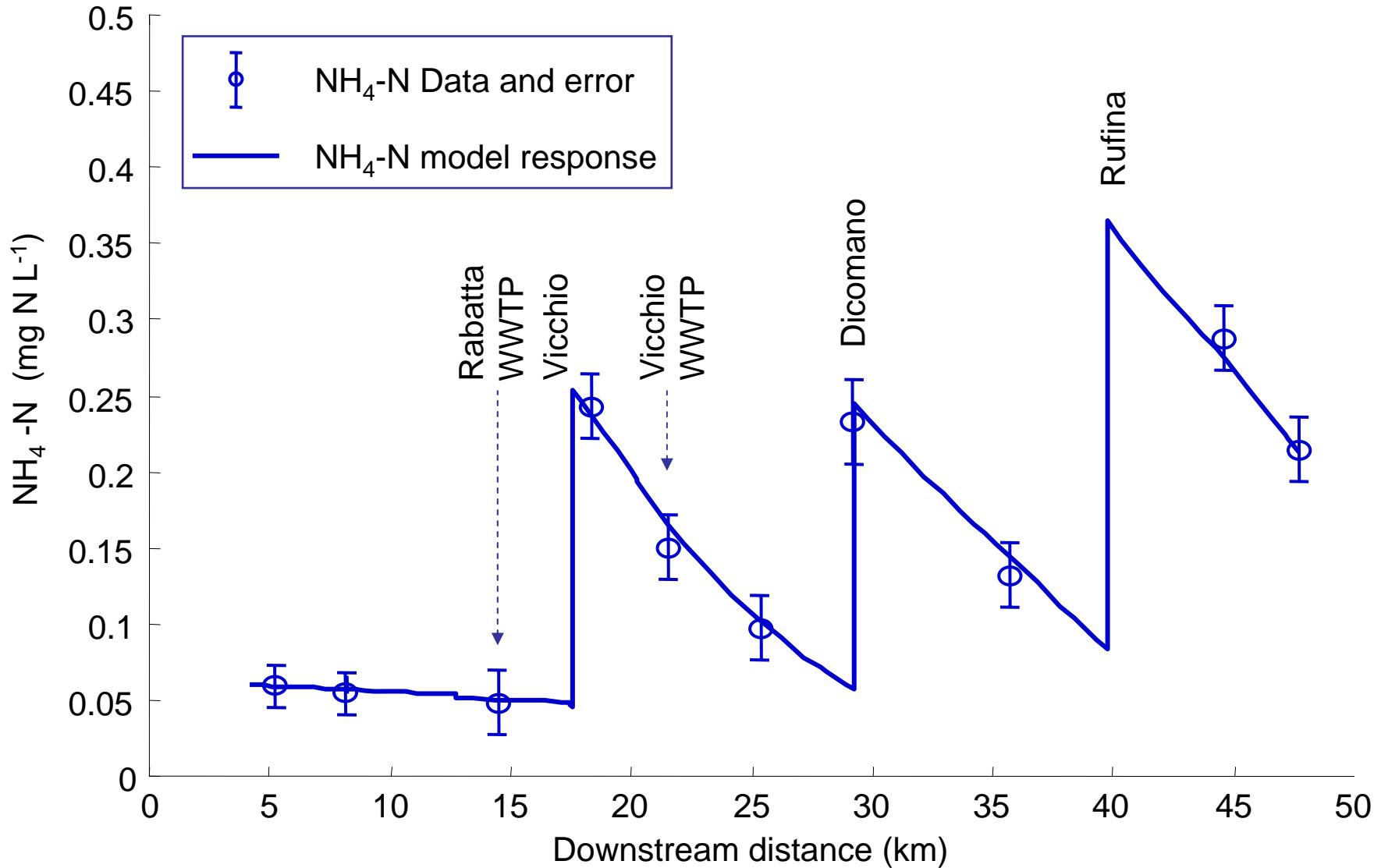
Situazione qualità Sieve



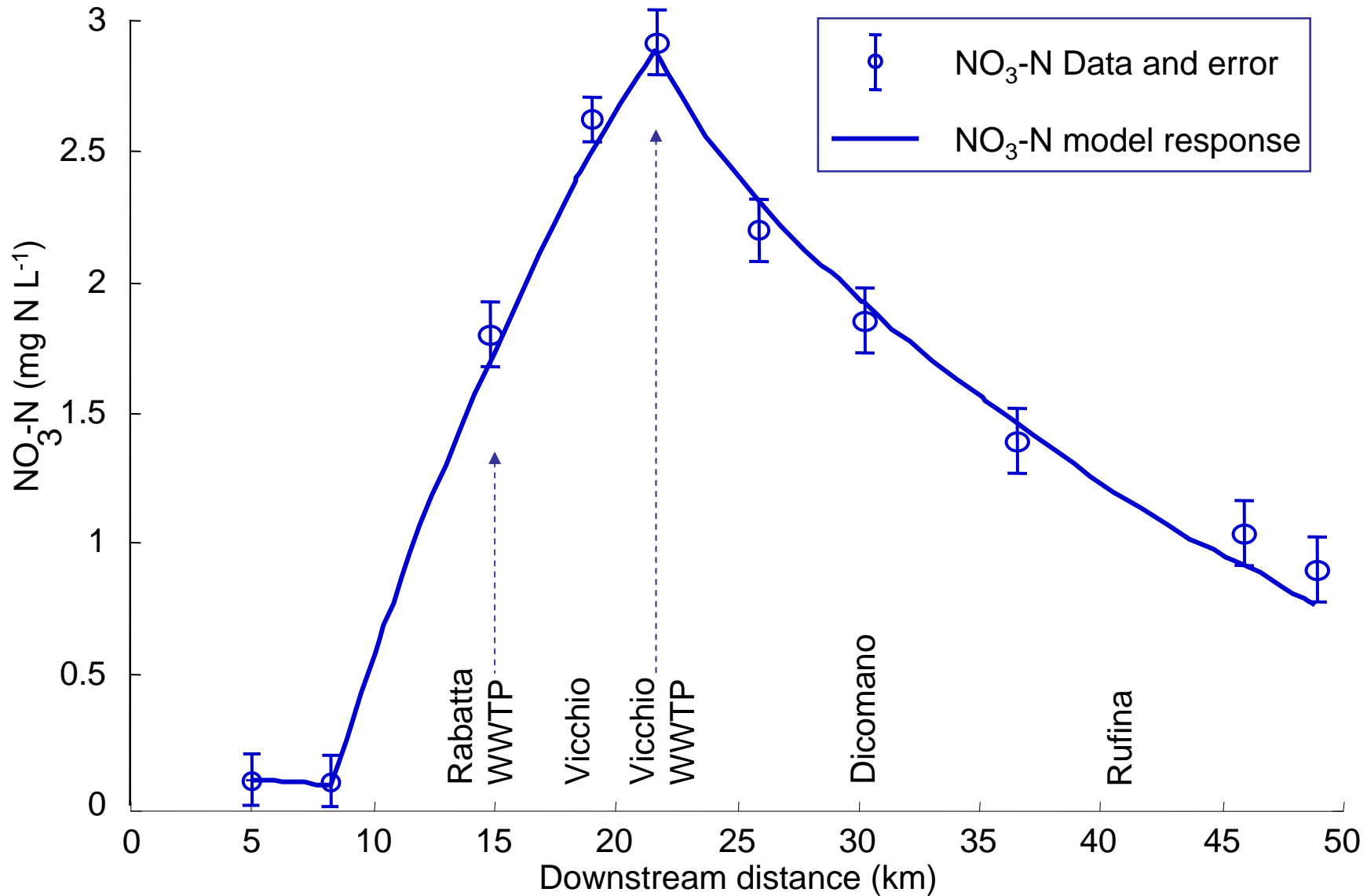
Confronto dati/modello per la Sieve



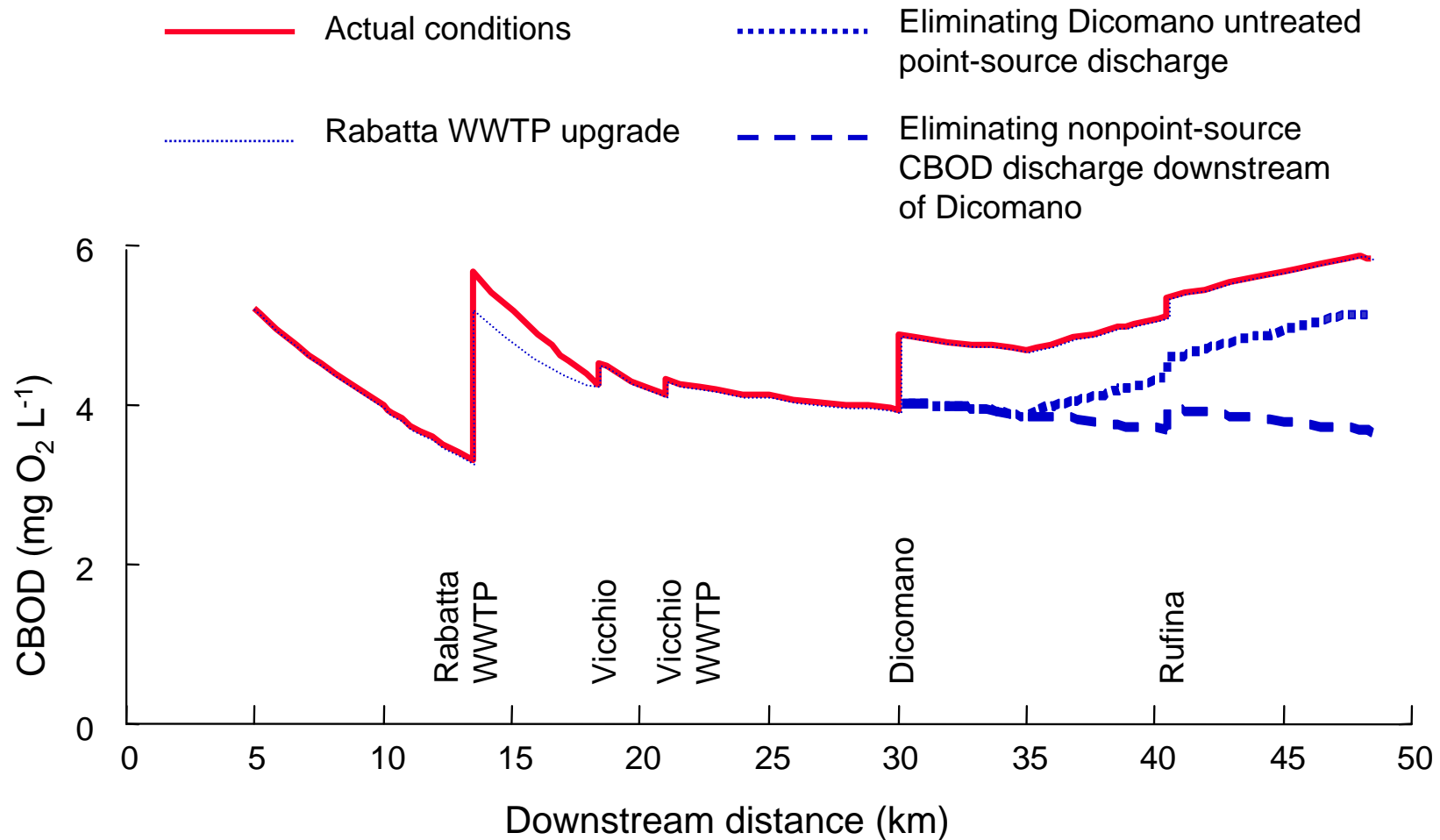
Confronto dati/modello per la Sieve



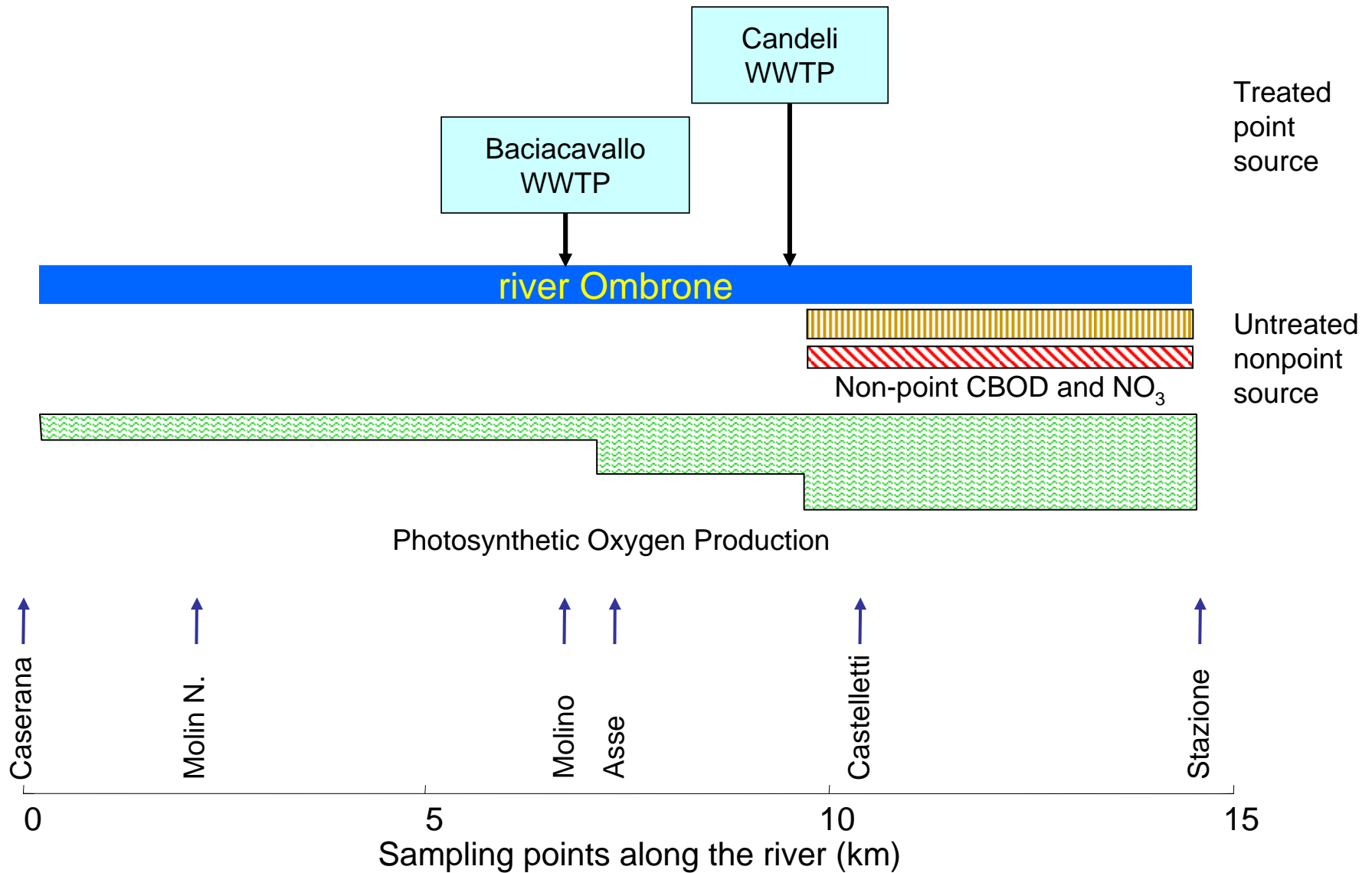
Confronto dati/modello per la Sieve



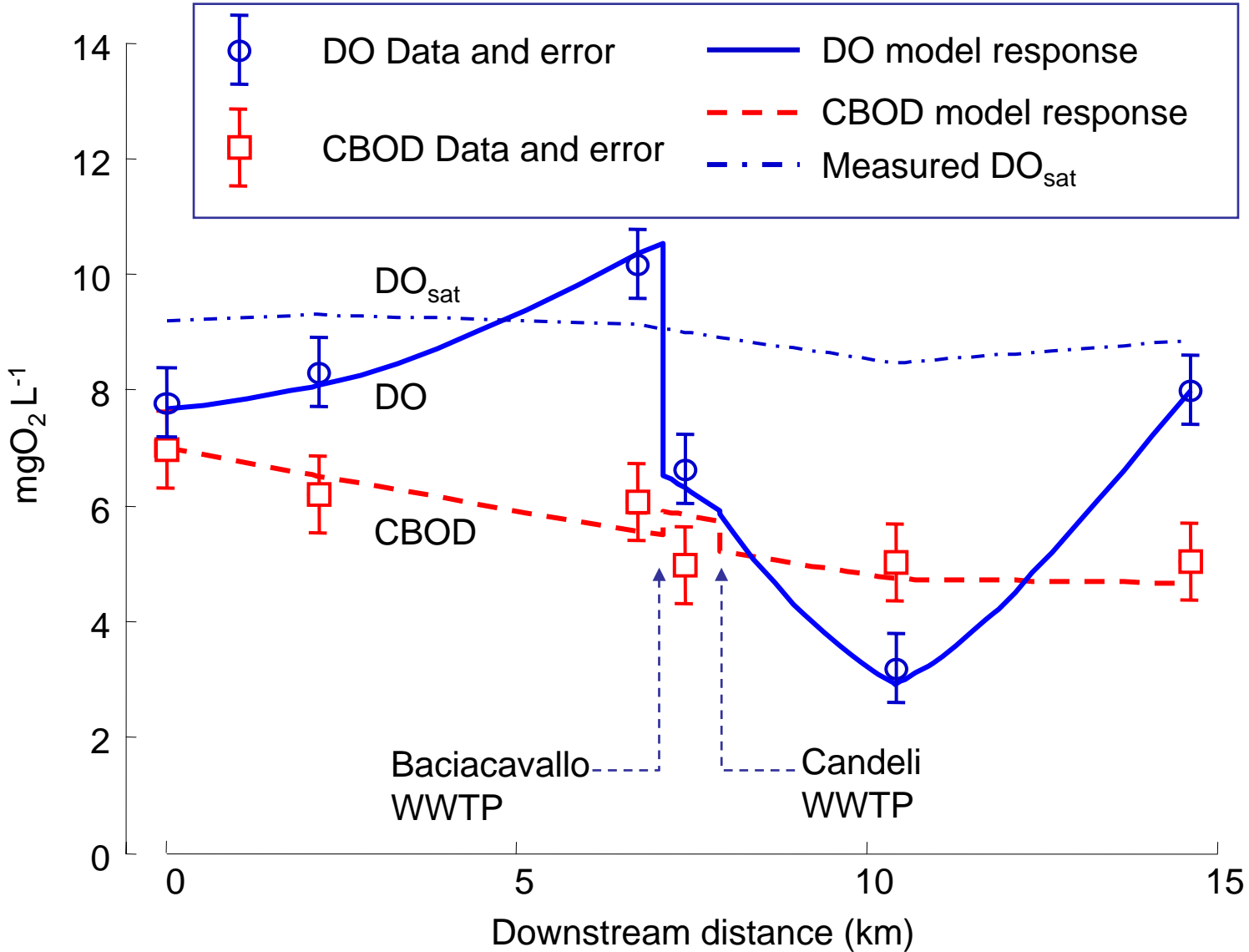
Ipotesi di interventi sulla Sieve



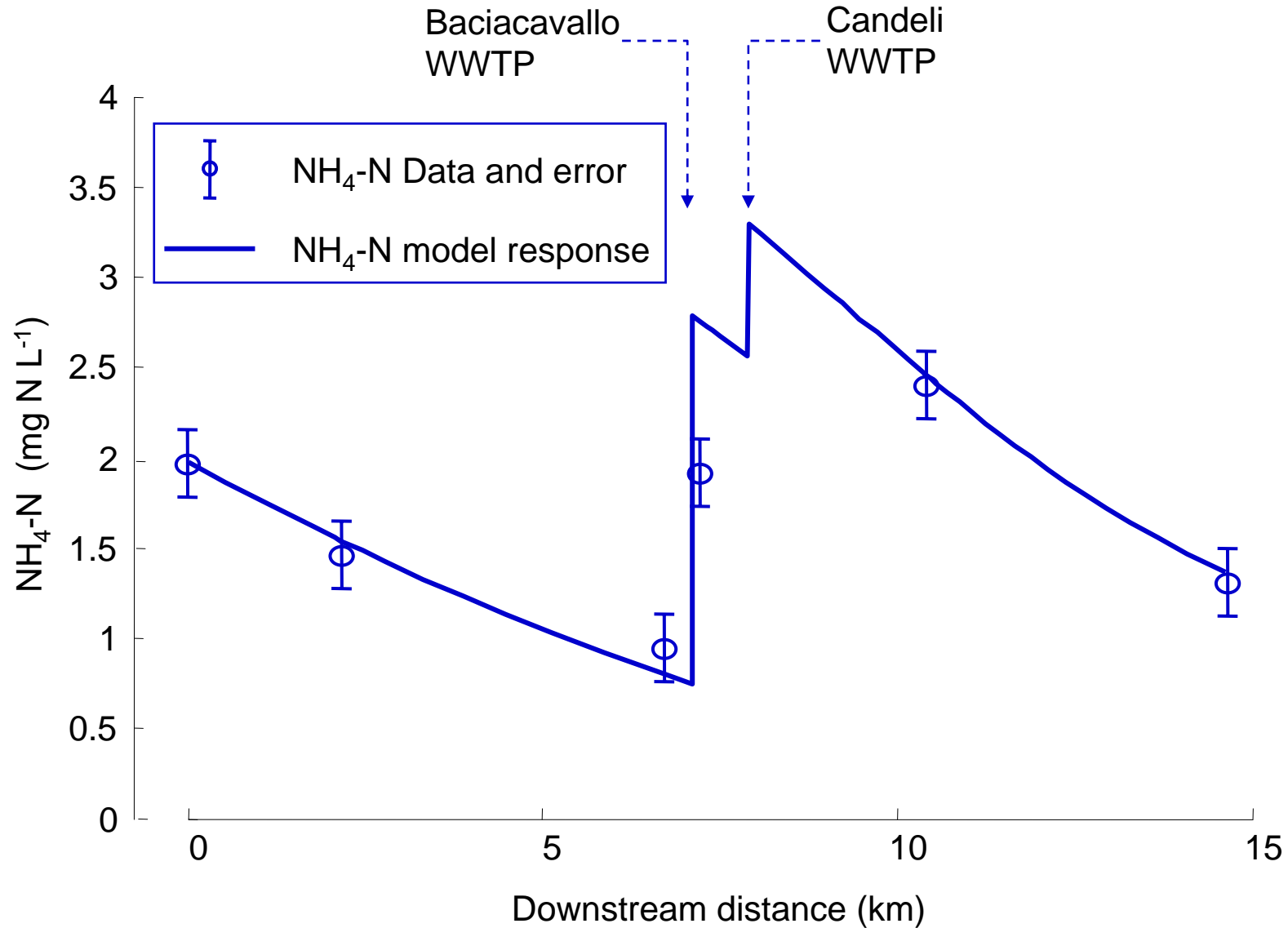
Situazione qualità Ombrone pistoiese



Confronto dati/modello per l'Ombrone



Confronto dati/modello per l'Ombrone



Confronto dati/modello per l'Ombrone

