



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI UDINE

Facoltà di Ingegneria

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria dell'Ambiente e dell'Energia

Progetto finale del corso di
Ingegneria Chimica Ambientale

Guida tecnica per lo studio della qualità delle acque dei fiumi

Chiara Corriga

Silvia Ronchese

Francesca Spessot

Prof. Ing. Marina Campolo

A.A. 2013/2014

Sommario

INTRODUZIONE	3
ANALISI SULLO STATO QUALITATIVO DELLE ACQUE FLUVIALI.....	4
1. Obiettivi	4
2. La qualità dei corpi idrici: normativa vigente	5
2.1 La Direttiva 2000/60/CE	5
2.2 Quadro normativo nazionale	6
3. Lo stato di qualità delle acque fluviali.....	8
3.1 Cause di alterazione dell'equilibrio idrografico	9
I. Valutazione della qualità di un corpo idrico	10
3.2 La rete di monitoraggio: tipizzazione dei corsi d'acqua	10
3.3 Standard di Qualità Ambientale per un corpo idrico	11
3.4 Stato Complessivo del corso idrico superficiale	11
3.5 Stato Ecologico del corso d'acqua	13
3.6 Livello di inquinamento da Macrodescrittori per lo Stato Ecologico (LIMEco)	14
3.6.1 Ossigeno disciolto (DO)	14
3.6.2 Azoto ammoniacale	15
3.6.3 Azoto nitrico	15
3.6.4 Fosforo totale	15
3.7 Stato Chimico	16
II. Deossigenazione delle acque	18
3.8 Il modello Streeter & Phelps	19
4. Il modello di qualità fluviale Qual2K.....	22
4.1 Principi che reggono il modello	23
4.1.1 Bilancio idrologico	24
4.1.2 Bilancio termico	26
4.1.3 Bilancio di massa	26
4.2 Tecniche di ossigenazione	30
5. Applicazione del modello al bacino del fiume Tagliamento.....	33
5.1 Area di studio	33
5.2 Applicazione del modello	34
5.3 Risultati e strategie di miglioramento	39
CONCLUSIONI	43
Riferimenti bibliografici.....	44
ALLEGATI	45

INTRODUZIONE

L'attuale normativa italiana di riferimento in materia di risorse idriche, in accordo con quanto previsto dalla Direttiva Quadro sulle Acque, inquadra il sistema fluviale come elemento centrale del contesto idrografico di un bacino.

Un bacino non è classificabile solamente dalle sue caratteristiche geomorfologiche, ma anche, e soprattutto, dagli elementi antropici che possono alterare il suo ecosistema, come gli insediamenti civili ed industriali, i sistemi di depurazione e la rete idrica.

Un sistema così complesso richiede delle metodologie di analisi e gestione avanzate che consentano, da un lato, di garantire la qualità dei corpi idrici che hanno già raggiunto un buono stato ambientale, dall'altro, di prevedere e simulare alternative di scenario per migliorare le condizioni dei bacini non in linea con quanto prescritto dalla normativa vigente.

Gli strumenti di simulazione permettono infatti di valutare lo stato di qualità delle acque, individuare le zone critiche e simulare le possibili azioni correttive per riqualificare il sistema fluviale.

ANALISI SULLO STATO QUALITATIVO DELLE ACQUE FLUVIALI

1. OBIETTIVI

Lo scopo del seguente elaborato consiste nel delineare una guida tecnica finalizzata al raggiungimento dei requisiti di qualità dell'acqua richiesti dall'attuale normativa nell'ambito dei corpi idrici attraverso l'utilizzo del software QUAL2K.

In particolare, si è deciso di focalizzare lo studio sui due parametri principali indicanti lo stato di qualità delle acque, ovvero l'ossigeno disciolto (DO) e la domanda biochimica di ossigeno (BOD).

Nell'ottica della definizione di una linea guida da applicare alla modellistica fluviale, si è deciso di proporre inoltre una soluzione per contrastare l'inevitabile processo di deossigenazione del corso d'acqua a seguito dell'immissione nello stesso di liquami provenienti da attività industriali, agricole o urbane. Nello specifico, si propone il ricorso alla costruzione di elementi quali dighe, briglie o sbarramenti, in grado di consentire una maggiore aerazione del corpo idrico.

Per una maggiore completezza espositiva, si è deciso infine di applicare i concetti sopra esposti ad un caso reale, ovvero ad un tratto del fiume Tagliamento.

2. LA QUALITÀ DEI CORPI IDRICI: NORMATIVA VIGENTE

Per far fronte alle problematiche connesse allo sfruttamento antropico delle risorse idriche si è reso necessario introdurre norme giuridiche che consentissero di regolare i prelievi, le immissioni e i rifiuti impattanti su questo comparto ambientale.

Il sistema normativo che regola il settore delle acque in Europa ed in Italia ha subito negli ultimi anni radicali trasformazioni sotto la spinta della crescente consapevolezza dell'esauribilità di tale risorsa. In ambito comunitario, lo stato dell'arte normativo è rappresentato dalla Direttiva 2000/60/CE, nota come Direttiva quadro sulle acque (*Water Framework Directive*).

Di seguito si riassumono le principali novità introdotte in Europa dalla Direttiva europea ed in Italia dal D. Lgs. 152/2006 in materia di tutela delle acque.

2.1 La Direttiva 2000/60/CE

La Direttiva 2000/60/CE del 23 ottobre 2000, *Quadro per l'Azione comunitaria in materia di acque*, è l'atto normativo europeo di riferimento per la tutela e la gestione delle risorse idriche, quali le acque interne, superficiali e sotterranee, le acque di transizione e quelle costiere.

La Direttiva WFD ha raggruppato molta della precedente legislazione europea in materia di acque, coordinando ad esempio le norme stabilite con la Direttiva 96/61/CE (Direttiva Nitrati) e facendo proprie anche le norme di qualità ambientale fissate dalla Direttiva 76/464/CE sulle sostanze pericolose.

Caratteristica essenziale del testo normativo è quella di migliorare le condizioni degli ecosistemi acquatici e fronteggiare gli effetti delle inondazioni e della siccità, di agevolare l'utilizzo idrico sostenibile e la protezione dell'ambiente, di integrare le azioni volte alla prevenzione e la riduzione dell'inquinamento con gli aspetti economici della gestione delle risorse idriche.

Presupposto che tutti gli Stati europei, ad eccezione delle isole come Cipro e Malta, hanno acque in comune con i Paesi confinanti, si è sentita la necessità di realizzare un quadro normativo comunitario di riferimento, al fine di proteggere l'acqua lungo tutto il suo percorso da monte a valle, anche oltrepassando i confini nazionali. L'idea fondante della direttiva è pertanto quella secondo cui la gestione della risorsa idrica debba basarsi sui bacini idrografici. A tale scopo, l'Unione Europea e gli Stati membri hanno suddiviso i bacini idrografici e le relative zone costiere in 110 distretti fluviali, 40 dei quali internazionali.

Con questa norma si riconosce come le acque comunitarie subiscano sempre maggiori pressioni, a causa del continuo aumento della domanda di acqua di qualità per qualsiasi utilizzo e ciò conferma la necessità di intervenire per tutelare le acque comunitarie, sia sotto il profilo quantitativo che qualitativo.

La novità apportata dalla Direttiva quadro è quella di aver introdotto un approccio alla valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici superficiali fortemente basato sullo stato delle comunità biologiche dell'ecosistema fiume (alghe diatomee, macrofite acquatiche, macroinvertebrati

bentonici e pesci) e sul loro grado di scostamento dalla situazione ambientale attesa. Le piante e gli animali acquatici sono quindi usati come bioindicatori del livello di alterazione del corso d'acqua.

Gli obiettivi ambientali perseguiti dalla norma sono:

- prevenire il deterioramento qualitativo e quantitativo delle acque comunitarie ed assicurare un utilizzo sostenibile della risorsa;
- raggiungere il buono stato di tutte le acque europee, o il potenziale ecologico per i corpi idrici fortemente modificati, entro il 2015 (salvo specifiche deroghe);
- creare un sistema di gestione idrica basato su distretti idrografici naturali che si estendono oltre le frontiere politiche;
- promuovere una gestione integrata della risorsa idrica;
- rendere partecipi i cittadini delle scelte adottate in materia.

2.2 Quadro normativo nazionale

La Direttiva 2000/60/CE è stata recepita in Italia con il D. Lgs. 152 del 3 aprile 2006. La sua applicazione è esplicitata attraverso l'analisi di quattro aspetti principali:

1. gli Stati membri devono identificare i tratti distinti e significativi di ogni corpo idrico, sulla base delle loro caratteristiche idromorfologiche e chimico-fisiche;
2. per ciascuna tipologia di corpo idrico individuata, è necessario stabilire un insieme di condizioni di riferimento che siano associate a condizioni naturali indisturbate, ovvero corrispondenti ad un impatto antropico nullo o trascurabile riferite a degli Elementi di Qualità Biologica (EQB), idromorfologica, chimica e chimico-fisica;
3. ciascuno Stato membro deve realizzare delle reti di monitoraggio con l'obiettivo di classificare i corpi idrici all'interno di una delle 5 classi di stato ecologico (SECA) definite dalla normativa comunitaria: *elevato, buono, sufficiente, scadente o pessimo*.
I programmi di monitoraggio devono essere redatti al fine di evidenziare la risposta del corpo ricettore agli impatti cui esso è sottoposto;
4. ogni risposta dev'essere confrontata con le condizioni di riferimento; dal grado di deviazione si ricava la classe di appartenenza di ogni specifico corpo idrico monitorato.

Le indicazioni specifiche per l'attuazione dei punti chiave della direttiva comunitaria sono presenti nei seguenti decreti ministeriali attuativi del Testo Unico Ambientale:

- *il DM 131/2008 recante i criteri tecnici per la caratterizzazione e tipizzazione dei corpi idrici;*
- *il DM 56/2009 relativo alle procedure per il monitoraggio e l'identificazione delle condizioni di riferimento per i corpi idrici;*
- *il DM 56/2009 relativo alle procedure per il monitoraggio e l'identificazione delle condizioni di riferimento per i corpi idrici;*
- *il DM 260/2010 riguardante le modalità di classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali.*

Quest'ultimo ha aggiornato, sulla base degli obiettivi proposti dalla direttiva 2000/60/CE, la valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici. Lo studio sincretico degli elementi biologici e di quelli morfologici, chimici e fisici è procedura che in Italia è già stata adottata ed anticipata dal D. Lgs. 152/1999.

Punto cardine della sezione del Testo Unico che tutela le risorse idriche è la disciplina degli scarichi.

Lo scarico è definito nell'articolo 74, parte Terza del Decreto come *qualsiasi immissione di acque reflue in acque superficiali, sul suolo, nel sottosuolo e in rete fognaria, indipendentemente dalla loro natura inquinante, anche sottoposte a preventivo trattamento di depurazione.*

Lo scarico è di fatto disciplinato in funzione della qualità del corpo idrico ricettore.

In allegato si riportano i valori limiti di emissione in acque superficiali e in fognatura indicati nel Testo Unico Ambientale (Tab. 3, all. 5, parte III).

Il D. Lgs. 152/2006 impone la ripartizione del territorio nazionale in distretti idrografici, suddivisi a loro volta in bacini idrografici. Ogni Autorità di Bacino ha il compito di redigere un Piano di Bacino quale strumento di programmazione e pianificazione dell'intera area di appartenenza (Legge n. 36 del 5 gennaio 1994). Ogni Regione deve parallelamente elaborare un Piano di Tutela delle Acque con lo scopo di individuare gli strumenti per la protezione, la conservazione, il risanamento e l'uso sostenibile della risorsa idrica più congruenti con le caratteristiche proprie del territorio. La pianificazione su scala di bacino idrografico, in Italia, è strategia già adottata con il precedente decreto legislativo 152/1999, testo normativo di riferimento per la qualità delle acque e la loro tutela dall'inquinamento prima del recepimento della direttiva europea.

Le regioni (art. 101, parte III, D. Lgs. 152/2006) nell'esercizio della loro autonomia e tenendo conto dei carichi massimi ammissibili e delle migliori tecniche disponibili, possono definire valori-limite di emissione diversi da quelli di cui all'Allegato 5 alla Parte Terza del decreto, ma non meno restrittivi di quelli stabiliti dal Testo Unico.

3. LO STATO DI QUALITÀ DELLE ACQUE FLUVIALI

Un sistema fluviale, data la molteplicità dei suoi componenti e presupposte le dinamiche e le interazioni che li legano, è un ambiente intrinsecamente complesso. Per questa ragione è spesso difficile valutare l'evoluzione del sistema su base intuitiva e l'approccio predittivo migliore risulta essere lo strumento modellistico, seppur legato ad approssimazioni matematiche.

L'applicazione modellistica deduce il funzionamento dell'ambiente acquatico confrontando i dati reali (misure delle concentrazioni dei parametri simulati) con la sua struttura concettuale. Questo processo di validazione del modello consente di predire, nello spazio e nel tempo, l'evoluzione qualitativa dell'ambiente fluviale in esame.

All'interno di un sistema acquatico si individuano sia le sostanze immesse nell'ambiente dall'esterno, viste all'interno del modello di calcolo come potenzialmente inquinanti, sia le componenti biotiche del sistema, parti integranti dei meccanismi naturali di autodepurazione. La simulazione di tale ecosistema deve pertanto essere in grado di contemplare le dinamiche di biodegradazione che coinvolgono la totalità dei componenti presenti.

La seguente **equazione diffusiva** descrive la dinamica di una sostanza inquinante biodegradabile in un ambiente acquatico soggetto ad un flusso monodimensionale:

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

dove t è il tempo ed x la distanza da un punto a monte preso come riferimento, mentre $C(t, x)$ rappresenta la concentrazione dell'inquinante nel tempo lungo il tratto di fiume a valle del riferimento. I vari parametri presenti nell'equazione hanno il seguente significato:

- $u(t, x)$ è il campo di velocità dell'acqua;
- D rappresenta il coefficiente diffusivo;
- $-f(C(t, x))$ è il termine cinetico che modella la dinamica di biodegradazione per la sostanza C considerata.

La soluzione dell'equazione è concettualmente e numericamente difficile da determinare; il modello di calcolo adottato deve inevitabilmente presupporre delle approssimazioni. La precisione di un modello di qualità fluviale è di conseguenza funzione dei presupposti semplificativi adottati.

Uno dei parametri più importanti per formulare un giudizio sulla qualità di un fiume è la sua concentrazione di ossigeno disciolto.

Il bilancio dell'ossigeno in un fiume è controllato da diversi fattori, di cui i principali sono:

- reazioni di scambio con ossigeno atmosferico (reareazione);
- produzione di ossigeno dovuta a fotosintesi;
- consumo di ossigeno dovuto a respirazione vegetale ed animale;
- richiesta benthica di ossigeno;
- richiesta di ossigeno dovuta alla degradazione microbica (deossigenazione);
- nitrificazione;
- salinità;

- temperatura.

Le reazioni che sono coinvolte nel ciclo dei nutrienti sono correlate alla quantità di ossigeno disciolto disponibile. I nutrienti si comportano come delle sostanze reattive e sono soggetti a trasferimenti attraverso l'interfaccia acqua-aria del sistema acquatico.

Di non secondaria importanza è la possibile contaminazione batterica di origine fecale, soggetta a fenomeni di decadimento in funzione della temperatura, dell'esposizione alla luce ed delle condizioni ambientali lontane da quelle ideali per ogni specifica microfauna presente.

I metalli ed i costituenti non reattivi, infine, incidono sulla qualità del corpo idrico se soggetti a fenomeni di sedimentazione e di rilascio.

3.1 Cause di alterazione dell'equilibrio idrografico

Un corpo idrico si definisce inquinato quando viene meno la sua capacità autodepurativa.

L'alterazione dello stato qualitativo di un corso d'acqua può derivare sia dall'immissione di sostanze inquinanti, sia da interventi che ne modificano il regime idraulico e termico.

Le principali cause di alterazioni di un sistema fluviale possono essere:

- disturbi di tipo **fisico**, come sbarramenti fluviali e derivazioni a scopo idroelettrico, agricolo ed industriale, canalizzazioni, arginature ed opere per il controllo delle piene, costruzione di strade ed urbanizzazione, pratiche agricole;
- **inquinamento** delle acque da scarichi urbani e industriali, da agricoltura (pesticidi e nutrienti), da estrazione di materiali (acidificazione, metalli pesanti);
- problemi di tipo **biologico**, come la competizione intra ed interspecifica e la predazione.

Le alterazioni dovute alla presenza di sostanze inquinanti, sono il più delle volte di origine antropica (reflui di tipo urbano, industriale ed agricolo).

In linea generale, le sostanze inquinanti esercitano effetti negativi sulle comunità acquatiche, che possono essere sintetizzati come segue:

- *Effetti deossigenanti*, causati dalla presenza di sostanze biodegradabili (ad esempio sostanze organiche di origine metabolica) e di altri composti ad azione riducente presenti negli scarichi industriali, la cui mineralizzazione ad opera dei microrganismi presenti in acqua comporta il consumo di ossigeno disciolto. Questo effetto è associato alla formazione di composti ridotti e tossici per gli organismi, come l'ammoniaca, i solfuri e le ammine.
- *Effetti tossici*, esercitati da sostanze quali i tossici inorganici (sali di metalli), metallorganici ed organici (pesticidi, oli, idrocarburi). Gli effetti sono molteplici e possono consistere, ad esempio, in azioni a livello biochimico (alterazioni enzimatiche, fisiologiche, morfologiche) e comportamentale (ad esempio alterazioni sui movimenti, sull'equilibrio).
- *Effetti fisico-meccanici*, riscontrabili in acque ad elevato contenuto di solidi sospesi, che si esercitano tramite l'alterazione degli organi di scambio fra organismi e ambiente (ad esempio abrasione dell'apparato respiratorio).
- *Contaminazione microbiologica*, legata all'aspetto igienico-sanitario delle acque destinate a potabilizzazione o uso agricolo.

I. VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DI UN CORPO IDRICO

La normativa europea prevede, nell'ambito della valutazione della qualità di un corso d'acqua superficiale o sotterraneo, il conseguimento di due obiettivi minimi:

- l'obiettivo di qualità ambientale per i corpi idrici significativi;
- l'obiettivo di qualità per specifica destinazione.

L'obiettivo di qualità ambientale è stabilito in funzione della capacità autodepurativa di un corpo idrico e della possibilità di mantenerne l'ecosistema inalterato.

L'obiettivo di qualità per specifica destinazione individua invece lo stato dei corpi idrici idoneo ad una specifica utilizzazione da parte dell'uomo (produzione di acqua potabile, balneazione), alla vita dei pesci e dei molluschi.

I Piani di Tutela regionali adottano, a seconda della tipologia di bacino, le misure atte affinché siano conseguiti i seguenti obiettivi comunitari entro dicembre 2015:

- il mantenimento o raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato "buono";
- il mantenimento, ove già esistente, dello stato di qualità "elevato";
- il mantenimento o raggiungimento degli obiettivi di qualità per specifica destinazione per i corpi idrici ove siano previsti.

3.2 La rete di monitoraggio: tipizzazione dei corsi d'acqua

Uno dei principi innovativi della Direttiva 2000/60/CE è quello di fare riferimento al contesto geografico naturale dei corpi idrici: nel caso dei corsi d'acqua superficiali ciò richiede l'individuazione dei differenti tipi fluviali e lacustri presenti nel distretto idrografico e la definizione delle condizioni di riferimento tipo-specifiche, ovvero lo stato corrispondente a condizioni indisturbate o con disturbi antropici trascurabili.

La rete di monitoraggio richiede l'individuazione di ogni corpo idrico, che costituisce l'elemento distintivo e significativo a cui fare riferimento per valutare la qualità di un bacino. I criteri per tale identificazione tengono conto delle differenze dello stato di qualità, delle pressioni esistenti sul territorio e dell'estensione delle aree protette.

Sulla base delle informazioni riguardanti le attività antropiche presenti nel bacino, le pressioni da esse provocate e di relativi impatti, è possibile ottenere una previsione circa la capacità del corpo idrico di raggiungere o meno, nei tempi previsti, gli obiettivi di qualità.

L'analisi di rischio consente pertanto di suddividere i corsi d'acqua in:

- corpi idrici a rischio;
- corpi idrici non a rischio;
- corpi idrici probabilmente a rischio.

Questa suddivisione consente di orientare la pianificazione dei programmi di monitoraggio in funzione del grado di rischio.

3.3 Standard di Qualità Ambientale per un corpo idrico

Si definisce Standard di Qualità Ambientale per un corso d'acqua superficiale la concentrazione di un particolare inquinante o gruppo di inquinanti nelle acque, nei sedimenti e nel biota che non deve essere superata, al fine di tutelare la salute umana e l'ambiente.

La conformità ad uno Standard di Qualità Ambientale rappresenta la condizione di **buono stato chimico** per un corpo idrico superficiale.

La direttiva 2008/105/CE, del 16 dicembre 2008, stabilisce gli Standard di Qualità Ambientale per 33 sostanze prioritarie individuate nell'ambito della Direttiva quadro. I limiti di concentrazione sono espressi come:

- valore medio annuo (SQA-MA)
- concentrazione massima ammissibile (SQA-CMA).

I valori delle concentrazioni medie annue variano dal millesimo di g/l alle decine di g/l.

3.4 Stato Complessivo del corso idrico superficiale

Per molto tempo lo stato di salute di un corpo idrico è stato identificato solamente con la qualità chimico-fisica delle sue acque. Per valutare la qualità di un fiume, la Direttiva quadro ha imposto una procedura innovativa: l'analisi chimico-fisica dev'essere ora integrata con la valutazione delle condizioni delle comunità biologiche (pesci, macroinvertebrati, flora acquatica) che popolano l'ambiente acquatico analizzato e della sua qualità idromorfologica (regime idrologico, condizioni morfologiche, continuità fluviale, ...).

Fino al 2010 tali informazioni erano riassumibili in due indici sintetici: il SECA (Stato Ecologico) ed il SACA (Stato Ambientale). Lo Stato Ecologico dei corpi idrici superficiali era definito nel D. Lgs. 152/1999 come *l'espressione della complessità degli ecosistemi acquatici*, nel quale concorrono sia i parametri chimico-fisici di base relativi al bilancio dell'ossigeno ed allo stato trofico (indice LIM - Livello di Inquinamento da Macrodescrittori), sia la composizione della comunità macrobentonica delle acque (IBE - Indice Biotico Esteso).

Intersecando i risultati tabellati del SECA con l'analisi chimica dei contaminanti organici si otteneva il SACA.

Gli indicatori chimico-fisici necessari per la ricostruzione del quadro rappresentativo degli Stati di Qualità Ecologico ed Ambientale delle acque superficiali ed i corrispettivi obiettivi di qualità erano stati delineati in Italia dal D. Lgs. 152/1999; il Testo Unico Ambientale ha ripreso tale metodologia di classificazione. La maggior parte degli studi di settore, come le serie storiche di dati per la valutazione della qualità delle acque fluviali, sono espressi attraverso questi due descrittori.

Con il recente D.M. 56/2010 la valutazione dello stato ambientale di un corso d'acqua è effettuata attraverso il confronto di due nuovi indicatori: quello relativo allo **Stato Ecologico** del corso d'acqua e quello associato al suo **Stato Chimico**.

Lo Stato Complessivo è determinato sulla base della valutazione del dato peggiore tra il risultato dello Stato Ecologico e quello dello Stato Chimico, al termine del periodo di monitoraggio:

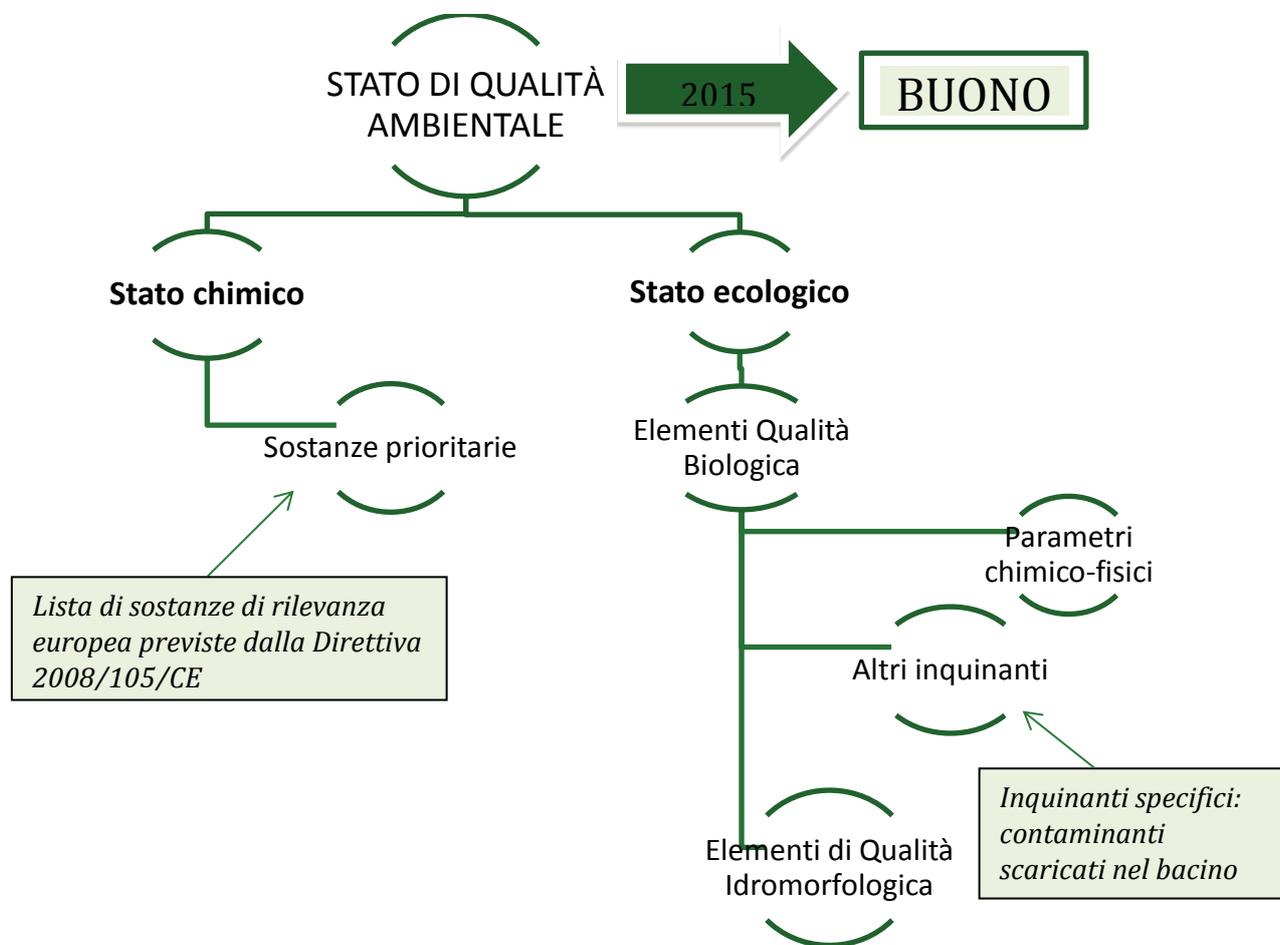


Fig. 3.4.1 - Valutazione della qualità delle acque superficiali

3.5 Stato Ecologico del corso d'acqua

Lo Stato Ecologico è espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici presenti nelle acque superficiali. Concorrono alla sua definizione:

- elementi biologici (macrobenthos, fitoplancton, macrofite e fauna ittica);
- elementi fisico-chimici e chimici a supporto (SQA sostanze tabella 1/B e elementi chimici generali – LIMeco);
- elementi idrologici (a supporto), espressi come indice di alterazione idrologica;
- elementi morfologici (a supporto), espressi come indice di qualità morfologica.

I giudizi attribuiti a ciascun elemento sono valutati in funzione del grado di scostamento tra la qualità rilevata dall'indicatore e quella associata alle condizioni di riferimento tipo-specifiche.

La classificazione dello Stato Ecologico di ciascun corpo idrico è rappresentata attraverso 5 classi qualitative. Essa è funzione della classe più bassa risultante dal monitoraggio di tutti gli elementi considerati. Per classificare uno Stato Ecologico come “elevato”, è necessario provvedere ad una conferma attraverso l'esame degli elementi idromorfologici. Il risultato negativo di tale indagine fa declassare lo Stato al livello “buono”.

Stato ecologico	
Elevato	
Buono	
Sufficiente	
Scarso	
Cattivo	

Gli Elementi di Qualità Biologica utilizzati ai fini della classificazione dello stato ecologico dei fiumi sono le macrofite, le diatomee, i macroinvertebrati bentonici e la fauna ittica:

EQB	Metodo di classificazione	Descrizione
Macrofite	IBMR - Indice Biologique Macrophytique en Rivière	L'indice IBMR è finalizzato alla valutazione dello stato trofico inteso in termini di intensità di produzione primaria
Diatomee	ICMi - Indice Multimetrico di Intercalibrazione	L'indice ICMi si basa sull'indice di Sensibilità agli inquinanti (IPS) e sull'indice trofico (TI)
Macroinvertebrati bentonici	Sistema MacrOper	Il sistema MacrOper è basato sul calcolo dell'Indice Multimetrico STAR di intercalibrazione (STAR_ICMi). La classificazione dei fiumi molto grandi e/o non accessibili si ottiene dalla combinazione dei valori RQE ottenuti per gli indici i e MTS (Mayfly Total Score)
Fauna ittica	ISECI - Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche	L'indice ISECI si basa sulla presenza e la condizione biologica (classi di età e consistenza demografica) delle specie indigene, sulla presenza di ibridi, di specie aliene e di specie endemiche.

Tab. 3.5.1 - Elementi di qualità biologica (EQB) e metodi di classificazione dello stato ecologico

Il Decreto Ministeriale n. 260 dell'8 novembre 2010, che modifica ed integra il D. Lgs. 152/06, ha introdotto un nuovo descrittore per la valutazione della qualità ecologica dei corsi d'acqua, il LIMeco. Il LIMeco di fatto sostituisce l'indice LIM.

3.6 Livello di inquinamento da Macrodescrittori per lo Stato Ecologico (LIMeco)

Gli scenari di simulazione consentono di valutare i limiti di concentrazione che dovrebbero essere attribuiti agli scarichi per ottenere lo stato di buona qualità secondo l'indice LIMeco.

Il LIMeco è un indice sintetico per la determinazione dello stato ecologico dei corpi idrici in funzione dei nutrienti e della quantità di ossigeno necessaria a garantire la sopravvivenza delle comunità biologiche acquatiche.

Rispetto al LIM previsto dal D. Lgs. 152/1999, non sono richieste le analisi del BOD₅, del COD e dell'Escherichia Coli. Il LIMeco prevede di fatto la misurazione dei seguenti macrodescrittori:

- Ossigeno disciolto, espresso come percentuale di saturazione;
- Nutrienti (azoto nitrico, azoto ammoniacale, fosforo totale).

Al termine del ciclo di monitoraggio, per ciascun corpo idrico è calcolato un punteggio, pari alla media dei punteggi attribuiti ai citati macrodescrittori; l'attribuzione del punteggio si basa sul confronto tra la concentrazione osservata ed i valori soglia imposti dalla normativa (D. Lgs. 152/2006). Il punteggio LIMeco da attribuire all'analisi sito-specifica è dato dalla media dei singoli LIMeco dei vari campionamenti effettuati nell'arco di un anno di misurazioni.

Di seguito si riassumono le specifiche dei quattro macrodescrittori.

3.6.1 OSSIGENO DISCIOLTO (DO)

Il contenuto di ossigeno disciolto nelle acque è dato dalla risultante del bilancio tra il consumo biologico (respirazione) e biochimico (demolizione aerobica, nitrificazione) e la riossigenazione, dovuta alla produzione fotosintetica e/o agli scambi con l'atmosfera.

L'immissione di acque reflue in un corpo idrico, con il conseguente apporto di materia organica, sottrae ossigeno alla massa d'acqua.

La solubilità dell'ossigeno dipende da più fattori, tra i quali la legge di Henry, la quantità di sali presenti in soluzione e la temperatura. Alla temperatura di 20°C e a pressione atmosferica, una concentrazione di ossigeno nell'acqua dolce pari a **9,1 mg/l** corrisponde al 100% di saturazione; valori inferiori al **75%** sono di fatto limitanti per il mantenimento delle forme di vita acquatiche. La misura della concentrazione di ossigeno disciolto fornisce, pertanto, importanti indicazioni sull'interpretazione dei cicli biochimici.

3.6.2 AZOTO AMMONIACALE

La stima del LIMeco prevede anche la valutazione della concentrazione dello ione ammonio nelle acque, misurata in milligrammi di azoto al litro (mg N/l). L'azoto ammoniacale deriva principalmente dalla degradazione dei composti organici azotati provenienti da scarichi fognari e allevamenti zootecnici, dal dilavamento di terreni agricoli in cui siano stati utilizzati concimi di sintesi a base di urea e da reflui delle industrie alimentari e chimiche. In corsi d'acqua ben ossigenati, l'azoto ammoniacale è trascurabile perché si ossida rapidamente ad azoto nitrico.

3.6.3 AZOTO NITRICO

L'azoto nitrico è un indicatore dello stato di trofismo dei corsi d'acqua. La misura dell'azoto nitrico rileva la concentrazione di nitrati nelle acque, misurata in milligrammi di azoto al litro (mg N/l). I nitrati, come gli ioni ammonio, sono assorbiti dal fitoplancton.

La determinazione dei nitrati nelle acque viene condotta con analisi di laboratorio basate su tecniche colorimetriche o cromatografiche (cromatografia ionica). Dal momento che i nitrati rappresentano la forma azotata più facilmente assorbibile da parte dell'apparato radicale dei vegetali, un'elevata concentrazione di nitrati può essere causa di eutrofizzazione.

3.6.4 FOSFORO TOTALE

La concentrazione di fosforo nelle acque è espressa in milligrammi al litro (mg P/l). Il carico totale di fosforo si compone di ortofosfati, polifosfati e composti organici del fosforo; di norma, la percentuale maggiore è costituita dall'ortofosfato PO_4 . Quando l'acqua è troppo ricca di sostanze nutrienti, si verifica uno sviluppo eccessivo delle alghe che altera l'equilibrio biologico dei corpi idrici: la presenza di fosfati è, assieme ai nitrati, causa primaria di eutrofizzazione degli ambienti fluviali. Concentrazioni spinte di fosfati nelle acque superficiali sono dovute solitamente allo scarico di reflui da industrie zootecniche, dilavamenti di fertilizzanti, detersivi e detergenti.

Di seguito si riportano il Livello di Inquinamento LIMeco ricavabile dalla stima dei quattro macrodescrittori e la corrispondente classificazione dello stato di qualità fluviale:

Parametro		Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (% sat.)	Soglia di concentrazione	<= 10	<= 20	<= 40	<= 80	> 80
N-NH ₄ (N mg/L)		< 0,03	<= 0,06	<= 0,12	<= 0,24	> 0,24
N-NO ₃ (N mg/L)		< 0,6	<= 1,2	<= 2,4	<= 4,8	<= 4,8
Fosforo totale (P µg/L)		< 50	<= 100	<= 200	<= 400	> 400
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato		1	0.5	0.25	0.125	0

Tab. 3.6.1 – Soglie per l’assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio LIMeco (tab. 4.1.2/a, all. 1, D. M. 56/2010)

Per una migliore interpretazione del dato biologico, ma non utile ai fini della classificazione, vengono spesso rilevati anche i dati di temperatura, pH, alcalinità e conducibilità. Il risultato ottenuto dall’applicazione dell’indice LIMeco permette di classificare il corpo idrico rispetto ad una scala di qualità:

LIMeco	Stato di qualità
≥ 0,66	Elevato
≥ 0,50	Buono
≥ 0,33	Sufficiente
≥ 0,17	Scarso
< 0,17	Cattivo

Tab. 3.6.2 – Classificazione di qualità secondo i valori di LIMeco (tab. 4.1.2/b, all. 1, D. M. 56/2010)

3.7 Stato Chimico

Nel contesto italiano, gli elementi chimici da monitorare nei corsi d’acqua ai sensi della Direttiva comunitaria, sono distinti in:

- sostanze a supporto dello Stato Ecologico;
- sostanze prioritarie che concorrono alla definizione dello Stato Chimico.

Lo Stato Chimico è determinato a partire da un elenco di sostanze considerate prioritarie a scala europea (Direttiva 2000/60/CE). Per queste sostanze sono stati definiti Standard di Qualità Ambientale (SQA) a livello comunitario dalla Direttiva 2008/105/CE.

Per quanto riguarda le sostanze pericolose, gli Standard di Qualità Ambientale sono definiti in tabella 1/A del Decreto Ministeriale n. 260/2010.

Solo se il corpo idrico analizzato soddisfa tutti gli Standard di Qualità Ambientale fissati per le sostanze potenzialmente pericolose è classificato in "buono stato". In caso negativo, il corpo idrico è classificato come "non buono".

Alaclor	P	Fluorantene	P
Alcani, C10-C13, cloro	PP	Idrocarburi policiclici aromatici	PP
Antiparassitari		Benzo(a)pirene	PP
Ciclodiene		Benzo(b)fluorantene	PP
Aldrin	E	Benzo(k)fluoranthene	PP
Dieldrin		Benzo(g,h,i)perylene	PP
Endrin		Indeno(1,2,3-cd)pyrene	PP
Isodrin		Isoproturon	P
Antracene	PP	Mercurio e composti	PP
Atrazina	P	Naftalene	P
Benzene	P	Nichel e composti	P
Cadmio e composti	PP	4-Nonilfenolo	PP
Clorfenvinfos	P	Ottilfenolo (4-(1,1',3,3'-tetrametilbutilfenolo)	P
Clorpirifos (Clorpirifos etile)	P	Pentaclorobenzene	PP
DDT totale	E	Pentaclorofenolo	P
p.p'-DDT	E	Piombo e composti	P
1,2-Dicloroetano	P	Simazina	P
Diclorometano	P	Tetracloruro di carbonio	E
Di(2-etilesilftalato)	P	Tetracloroetilene	E
Difeniletere bromato (sommatoria congeneri 28, 47,99,100, 153 e 154)	PP	Tricloroetilene	E
Diuron	P	Tributilstagno composti (Tributilstagno catione)	PP
Endosulfan	PP	Triclorobenzeni	P
Esaclorobenzene	PP	Triclorometano	P
Esaclorobutadiene	PP	Trifluralin	P
Esaclorocicloesano	PP		

Tab. 3.7.1 - Sostanze dell'elenco di priorità (PP: sostanza pericolosa prioritaria; P: sostanza prioritaria; E: altre sostanze)

II. DEOSSIGENAZIONE DELLE ACQUE

La deossigenazione rientra tra gli effetti principali della contaminazione delle acque naturali in quanto si verifica a seguito dell'immissione nelle stesse di reflui urbani, industriali o agricoli. Infatti, in assenza di fenomeni di inquinamento significativi, nei corpi idrici naturali si rileva un valore di ossigeno disciolto prossimo alla saturazione, il che consente lo sviluppo e la sopravvivenza delle specie acquatiche.

In particolare, la deossigenazione ha luogo a causa del consumo di ossigeno ad opera della flora batterica, impegnata nella degradazione del BOD presente nelle acque, il cui valore aumenta con lo sversamento di liquami più o meno depurati. Ne consegue infatti un'intensificazione dell'attività batterica ed un inevitabile maggior consumo dell'ossigeno disciolto in acqua, nonostante la naturale riossigenazione per scambio con l'atmosfera, la cui forza motrice risulta proprio essere il deficit dell'ossigeno stesso rispetto le condizioni di saturazione.

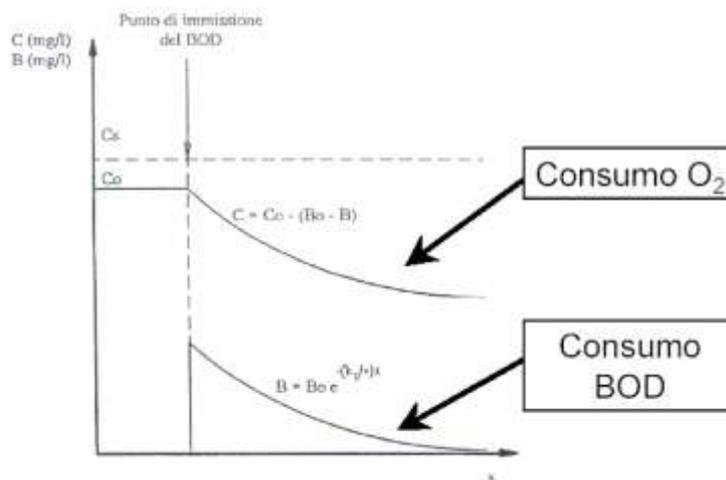


Fig. 3.1 - Consumo di BOD e di ossigeno disciolto in un corso d'acqua a seguito del fenomeno di deossigenazione biochimica

La produzione di ossigeno deriva anche dall'attività algale, in base all'intensità dell'irraggiamento solare ed alla temperatura dell'acqua; nello specifico, dal bilancio di ossigeno fondato sui meccanismi di fotosintesi e respirazione, si ha un apporto di ossigeno di circa 2 grammi per ogni grammo di biomassa algale.

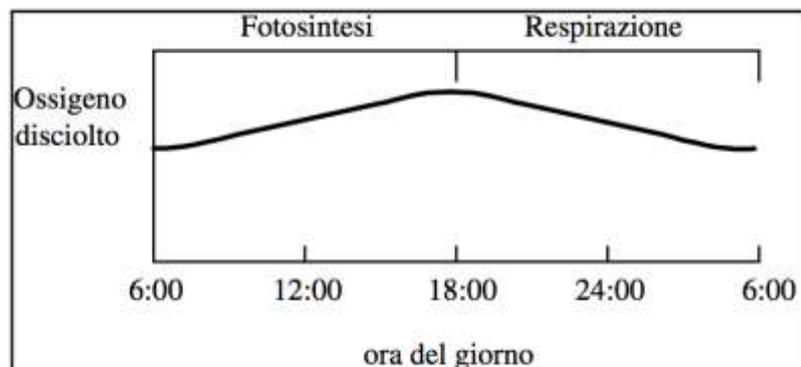


Fig. 3.2 - Andamento tipico dell'ossigeno disciolto per effetto dell'attività algale (fotosintesi e respirazione)

Anche il consumo di ossigeno dovuto alla presenza di depositi, sulla cui interfaccia con il liquido si esplica un'intensa attività batterica aerobica, può avere un'incidenza non trascurabile sul fenomeno di deossigenazione.

3.8 Il modello Streeter & Phelps

Il modello Streeter & Phelps sviluppa un bilancio dell'ossigeno semplificato, tenendo conto dei seguenti due principali contributi: la *deossigenazione* ad opera dell'attività batterica (r_1) e l'*ossigenazione* per scambio con l'atmosfera (r_2).

Ipotizzando un regime stazionario in cui la portata Q è costante lungo la direzione di flusso x e dove si trascurano scambi di ossigeno per diffusione, si ha:

$$D(t) = \frac{K_1}{K_2 - K_1} B_0 * \left(e^{-\frac{K_1}{v}x} - e^{-\frac{K_2}{v}x} \right) + D_0 * e^{-\frac{K_2}{v}x}$$

in cui B_0 indica il BOD iniziale, D rappresenta il deficit d'ossigeno, mentre K_1 e K_2 sono rispettivamente la costante di deossigenazione e di scambio. Operando la sostituzione $x = V*t$ è possibile riportare la relazione appena citata in funzione del tempo.

Rappresentando graficamente tale funzione si ottiene la *curva di autodepurazione*, detta anche *curva a sacco* per la sua tipica conformazione; essa rappresenta il fenomeno del consumo spontaneo di ossigeno apportato da uno scarico esterno.

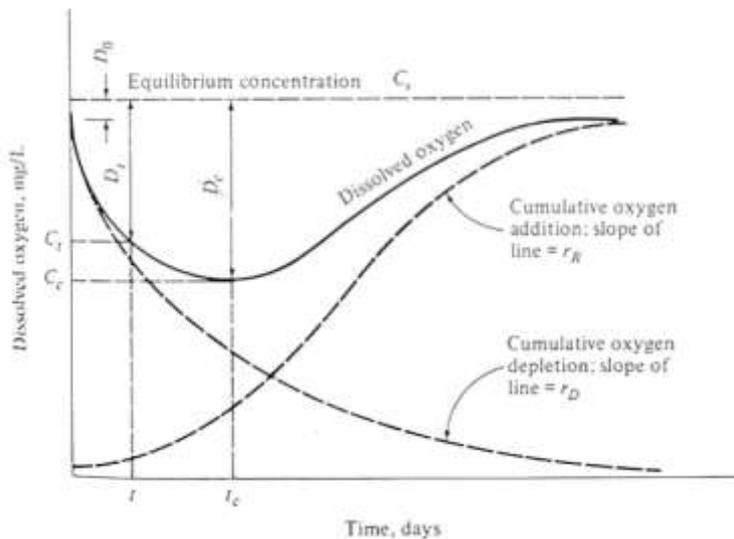


Fig. 3.8.1 - Curva di bilancio dell'ossigeno disciolto

Il tempo in cui si raggiungono le condizioni critiche (t_c), intese come il raggiungimento del valore minimo di ossigeno disciolto nell'acqua, è allora pari a:

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} * \ln \left[\left(1 - \frac{D_0 * (K_2 - K_1)}{K_1 * B_0} \right) * \left(\frac{K_2}{K_1} \right) \right]$$

La curva a sacco va poi comparata con i limiti di sopravvivenza per le specie acquatiche, in modo tale da individuare l'estensione di fiume soggetta a condizioni inaccettabili in termini di ossigenazione.

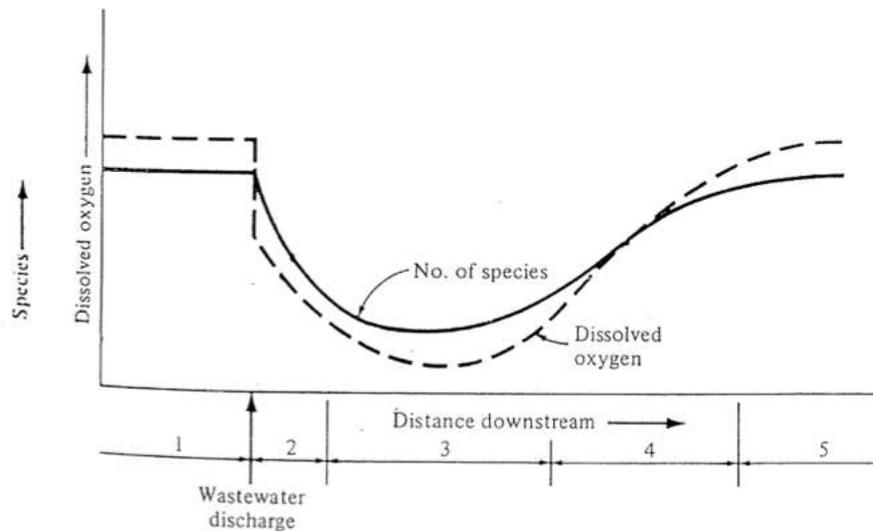


Fig. 3.8.2 - Variazione nel numero di specie di microrganismi causate da uno scarico inquinante in un corpo idrico

Infine bisogna sottolineare che l'incremento della temperatura, influenzando sul fenomeno della deossigenazione intensificandolo, comporta anche una variazione nell'andamento della curva a sacco, come si può notare nella figura sottostante.

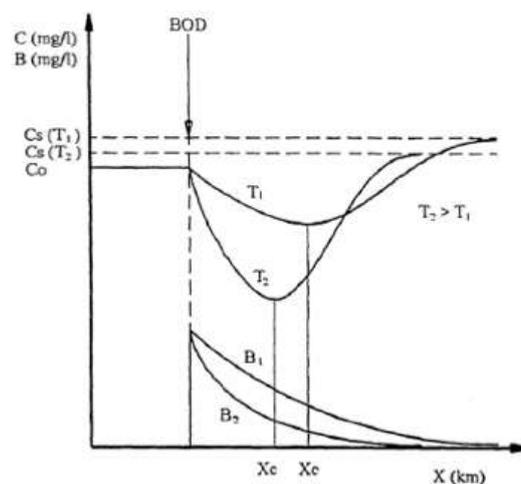


Fig. 3.8.3 - Influenza della temperatura sull'andamento della curva a sacco

Osservando il grafico si deduce infatti che l'aumento della temperatura comporta non solo un maggiore deficit di ossigeno nella sezione critica, ma anche una sezione critica più prossima all'origine con un ritorno più rapido alla saturazione.

Dal punto di vista pratico, il livello di ossigeno disciolto può quindi essere controllato innanzitutto ponendo grande attenzione alla composizione dei reflui che vengono sversati nei corsi d'acqua; inoltre si potrebbe agire localmente attraverso l'utilizzo di briglie.

In genere, in un corso d'acqua, vengono costruite più briglie, ognuna delle quali deve essere posta ad una determinata distanza dalla successiva in modo tale da creare una pendenza di compensazione dell'alveo in grado di ridurre l'erosione del letto del corpo idrico.



Fig. 3.8.4 - Esempio di briglia lungo un corso d'acqua

4. IL MODELLO DI QUALITÀ FLUVIALE QUAL2K

Il modello QUAL2K (S. Chapra & G. Pelletier, 2003), evoluzione del più noto modello USEPA QUAL2E (Brown and Barnwell, 1987), è considerato uno degli standard per la modellazione della qualità dei corsi d'acqua. Esso è basato su un set di equazioni dinamiche che descrivono l'andamento nello spazio e nel tempo della qualità fluviale attraverso un insieme di parametri fisici, chimici e biologici.

Il largo utilizzo di modelli quali QUAL2K trova fondamento nella sua duplice funzionalità:

- funzione **descrittiva** di un certo scenario in esame, fornendo una dettagliata interpretazione dei fattori gravanti su di un bacino e valutandone l'impatto sul corpo idrico stesso. Ad ogni modo, nonostante la consolidata validità di software di questo tipo, sarà sempre necessario provvedere ad una fase di verifica del modello, soprattutto nel momento in cui risulta necessario fare ricorso a parametri ricavati dalla letteratura, i quali potrebbero necessitare di uno specifico riadattamento per il caso specifico in esame.
- funzione **predittiva**, attraverso la quale è possibile descrivere eventuali scenari ipotetici o futuri. Un approccio simile consente di effettuare delle valutazioni in merito alle alternative di gestione, al fine, per esempio, di garantire determinati obiettivi di qualità.

Le caratteristiche in comune con il QUAL2E sono le seguenti:

- utilizzo di un modello mono-dimensionale, nel quale il canale è completamente miscelato;
- le simulazioni si riferiscono allo stato stazionario;
- il bilancio termico è considerato su base giornaliera;
- le cinetiche dei parametri sono simulate su scala giornaliera;
- riproduzione dell'effetto di immissione ed emissione di calore e carichi sia di tipo diffuso, che puntuale.

Innovazioni introdotte in QUAL2K:

- possibilità di simulare tratti fluviali costituiti da unità non omogenee, permettendo inoltre di gestire immissioni e prelievi/sottrazioni multiple lungo ciascun tratto;
- speciazione del materiale carbonaceo organico: la frazione biodegradabile (BOD) è infatti suddivisa in due distinte componenti, ovvero la componente rapidamente biodegradabile (fastCBOD) e quella lentamente biodegradabile (slowCBOD);
- simulazione della componente non biodegradabile, definita "detritus", comprendente il carbonio particolato, il fosforo e l'azoto secondo rapporti stechiometrici fissi;
- possibilità di simulare situazioni anossiche e di descrivere eventuali reazioni di denitrificazione;
- possibilità di simulare flussi di ossigeno e di nutrienti nell'interfaccia acqua-sedimento in funzione della sedimentazione di particolato organico, delle reazioni che avvengono nei sedimenti e delle concentrazioni delle forme solubili nell'interfaccia di scambio acquosa;
- possibilità di considerare la copertura algale del fondale e l'attenuazione della luce, quest'ultima calcolata in funzione della presenza di alghe, di detrito e dei solidi inorganici;

- per quanto riguarda il pH, il QUAL2K simula sia l'alcalinità che il TOC e ricava il valore di pH sulla base di queste due quantità;
- possibilità di simulare un patogeno generico i cui fenomeni di scomparsa sono regolati dalla temperatura, dalla luce e dal tasso di sedimentazione.

4.1 Principi che reggono il modello

Il modello Qual2K è pensato per rappresentare il corso principale di un'asta fluviale. Il software di simulazione presuppone che il tratto di fiume (ramo o braccio) sia suddiviso in elementi computazionali, le celle, ciascuna caratterizzata da velocità e diffusione costanti in prima approssimazione. I meccanismi di trasporto, advezione e dispersione sono assunti significativi solo lungo l'asse longitudinale del flusso.

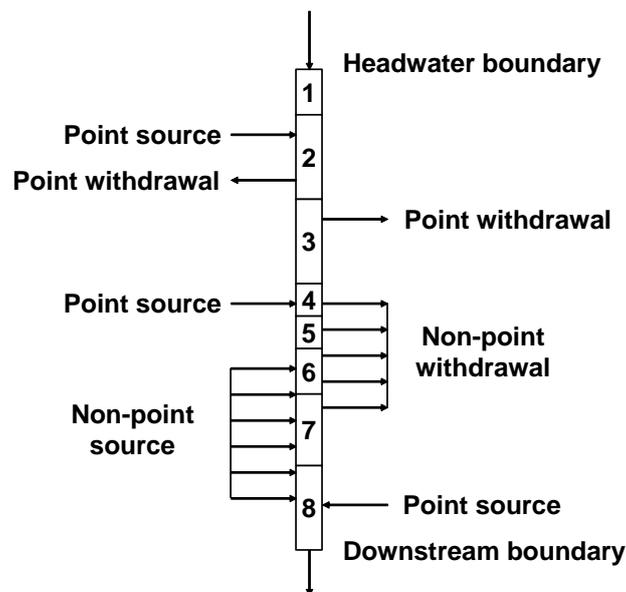


Fig. 4.1.1 - Schema idraulico di un'asta fluviale

L'esemplificazione del corso d'acqua prevede la definizione dei seguenti elementi computazionali:

- sorgente, ovvero il primo elemento dell'asta fluviale principale;
- elemento standard;
- elemento immediatamente a monte di una confluenza;
- elemento di giunzione, in cui entra un affluente;
- elemento finale, cioè l'ultimo del sistema fluviale;
- immissioni;
- prelievi.

Per ciascuno degli elementi appena indicati sarà quindi fondamentale stabilire i seguenti bilanci:

- *bilancio idrologico* in termini di portata, considerando i flussi entranti nella faccia a monte dell'elemento, sorgenti esterne o derivazioni ed i deflussi attraverso la faccia a valle dell'elemento;

- *bilancio di massa* in termini di trasporto e dispersione. La massa può variare a causa di sorgenti esterne o derivazioni, ma anche a seguito di trasformazioni o reazioni interne;
- *bilancio termico* in riferimento alla temperatura.

4.1.1 BILANCIO IDROLOGICO

Il modello QUAL2K presuppone che il regime idraulico sia stazionario. Secondo questo assunto, ogni elemento computazionale i obbedisce alla seguente equazione di bilancio:

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{out,i}$$

dove Q_i è la portata in uscita dal tratto i -esimo, Q_{i-1} quella in entrata nell'elemento $(i-1)$ -esimo, $Q_{in,i}$ è associata alle immissioni puntuali e diffuse in quel tratto e $Q_{out,i}$ è relativa ai prelievi.

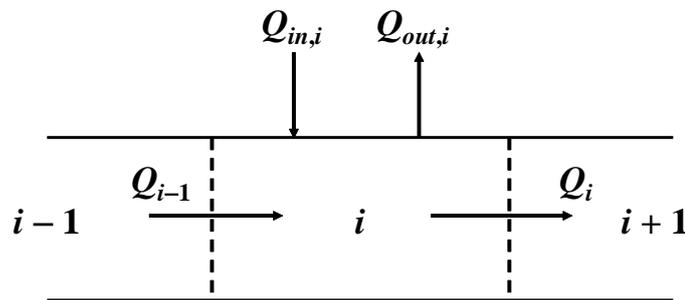


Fig. 4.1.1.1 - Bilancio idrologico dell'elemento i -esimo

In condizioni di equilibrio, l'equazione di bilancio indica come la variazione di portata nello spazio i -esimo sia pari al prelievo o all'afflusso dall'esterno. Essa può essere così sintetizzata:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial t}\right)_i = (Q_x)_i$$

in cui Q è la portata, t il tempo ed x la coordinata spaziale che misura la distanza lungo l'asta del fiume. Le condizioni di flusso, quali la velocità media della sezione ed il tirante d'acqua, sono ricavabili attraverso le seguenti relazioni, i cui coefficienti compaiono nelle *rating curves*:

$$\begin{aligned} \bar{u} &= aQ^b \\ h &= \alpha Q^\beta \end{aligned}$$

In tabella si riportano i tipici valori degli esponenti b e β :

Equazione	Esponente	Valore tipico	Range
$U=a \cdot Q^b$	b	0.43	0.4-0.6
$H=\alpha \cdot Q^\beta$	β	0.45	0.3-0.5

Tab. 4.1.1.1 - Valori tipici degli esponenti delle rating curves

Alternativamente, si può agire ricorrendo all'equazione di Manning, applicata ad una sezione trapezoidale dell'alveo:

$$Q = \frac{1}{n \cdot P^{2/3}} \cdot A_c \cdot A_c^{5/3} \cdot S_0^{1/2}$$

in cui Q indica il flusso, A_c è l'area della sezione trasversale, P il perimetro bagnato, n il coefficiente di scabrezza di Manning (il quale varia in funzione del substrato, della portata e della profondità) ed S_0 la pendenza del fondo.

In particolare, si ha:

$$A_c = [B_0 + 0.5(s_1 + s_2) \cdot H] \cdot H$$

dove B_0 rappresenta la larghezza della base inferiore della sezione trapezoidale [m], s_{s1} e s_{s2} indicano le due pendenze laterali della sezione trapezoidale [m/m], mentre H è la profondità del fiume [m].

Inoltre:

$$P = B_0 + H \cdot \sqrt{s_{s1}^2 + 1} + H \cdot \sqrt{s_{s2}^2 + 1}$$

Sfruttando le due equazioni per l'area ed il perimetro bagnato appena riportate è quindi possibile ricavare la profondità risolvendo numericamente la seguente relazione (Chapra e Canale, 2002):

$$H_k = \frac{(Q \cdot n^{3/5}) \cdot (B_0 + H_{k-1} \cdot \sqrt{s_{s1}^2 + 1} + H_{k-1} \cdot \sqrt{s_{s2}^2 + 1})^{2/5}}{S_0^{3/10} \cdot [B_0 + 0.5 \cdot (s_{s1} + s_{s2}) \cdot H_{k-1}]}$$

in cui $k = 0, 1, 2, \dots, n$, con $n =$ numero delle iterazioni.

La stima di H viene raggiunta quando l'errore di stima:

$$\varepsilon_a = \left| \frac{H_{k+1} - H_k}{H_{k+1}} \right| \cdot 100\%$$

è inferiore ad una soglia fissata dello 0.001%.

Una volta determinata la profondità, è possibile calcolare l'area della sezione trasversale A_c utilizzando la relazione:

$$U = \frac{Q}{A_c}$$

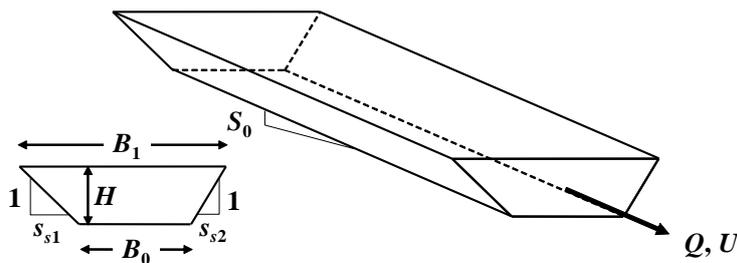


Fig. 4.1.1.2 - Schematizzazione geometrica del canale trapezoidale

4.1.2 BILANCIO TERMICO

La temperatura è, come noto, un parametro che influenza considerevolmente le cinetiche di reazione che coinvolgono l'ambiente acquatico. In particolare, il modello QUAL2K effettua il bilancio termico di un volume d'acqua, tenendo in considerazione tutte le possibili interazioni che possono avvenire all'interfaccia, le eventuali condizioni meteorologiche e le caratteristiche morfologiche del bacino:

$$\frac{dT_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} T_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} T_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} T_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (T_{i+1} - T_i) + \frac{E'_i}{V_i} (T_{i+1} - T_i) + \frac{W_{h,i}}{\rho_w C_{pw} V_i} + \frac{J_{h,i}}{\rho_w C_{pw} H_i} + \frac{J_{s,i}}{\rho_w C_{pw} H_i}$$

Nell'equazione, E'_i è il coefficiente di dispersione di massa tra i tratti i e $i+1$, V_i è il volume dell'elemento i -esimo, ρ_w è la densità dell'acqua, $W_{h,i}$ è il carico netto di calore da sorgenti puntuali e distribuite nel tratto i del componente considerato, C_{pw} è il calore specifico a pressione costante dell'acqua, $J_{h,i}$ è il flusso di calore fra aria e acqua, $J_{s,i}$ è il flusso di calore fra sedimento e acqua.

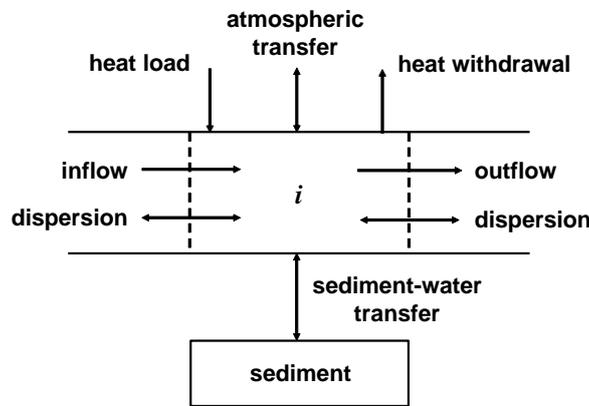


Fig. 4.1.2.1 - Bilancio termico all'interfaccia aria-acqua e sedimento-acqua

4.1.3 BILANCIO DI MASSA

Per ogni costituente considerato, QUAL2K esegue un bilancio di massa associato a ciascun elemento i -esimo secondo la relazione:

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{out,i}}{V_i} c_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{E'_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i$$

dove $W_i = \sum_{j=1}^{n_{psi}} Q_{ps,i,j} c_{psi,j} + \sum_{j=1}^{n_{psi}} Q_{nps,i,j} c_{npsi,j}$ è la somma delle immissioni, concentrate e distribuite, del componente in esame, S_i è la fonte o la dispersione di costituente dovuta alle reazioni ed ai meccanismi di trasferimento di massa, E'_i è il coefficiente di dispersione, V_i è il volume dell'elemento i -esimo.

Il bilancio di massa permette di determinare per ogni elemento la concentrazione dei seguenti costituenti, considerando tutti gli effetti di dispersione, diluizione e reazione chimica tra le specie presenti:

- costituenti conservativi, ovvero tutti quegli elementi la cui massa non è soggetta a variazioni nel sistema se non in seguito ad immissioni o prelievi esterni;
- costituenti non conservativi, per i quali è possibile si verifichi una variazione della massa nel sistema a causa di trasformazioni chimiche, biologiche o per processi di sedimentazione;
- costituenti che appartengono a cicli di trasformazione, quali il fosforo e l'azoto;
- batteri coliformi;
- alghe ed ossigeno disciolto.

In particolare, le interazioni tra i costituenti possono essere semplificate considerando un opportuno termine di reazione, espresso con una cinetica di trasformazione del primo ordine:

$$\frac{dC}{dt} = a \cdot C + p$$

dove la corretta valutazione dei parametri a e p consente di descrivere l'effetto di qualsiasi reazione complessa.

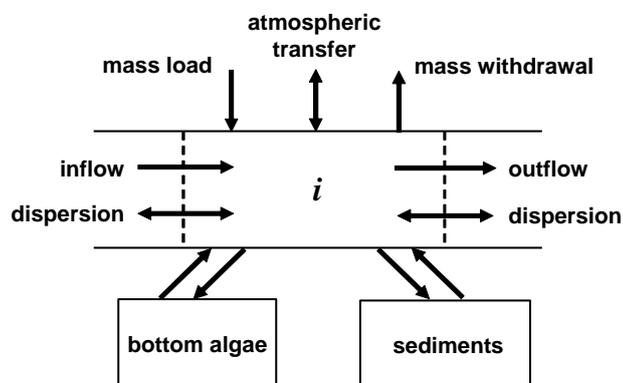


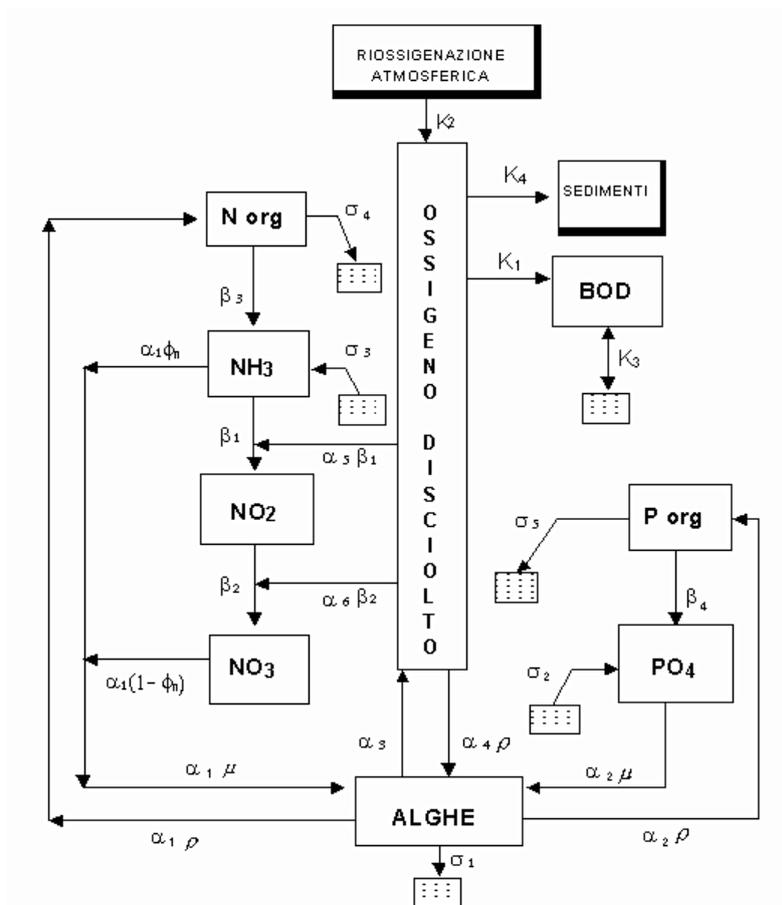
Fig. 4.1.3.1 - Bilancio di massa di contaminante dell'elemento i-esimo

Il modello consente di simulare contemporaneamente fino a 15 costituenti di qualità. Le relazioni che simulano i cicli biochimici all'interno dell'elemento i (ciclo dell'ossigeno, dell'azoto, del fosforo, ...) coinvolgono le seguenti variabili contemplate nel modello QUAL2K:

Variabile	Simbolo	Unità di misura
Conduttività	s	μmhos
Solidi sospesi inorganici	m_i	mgD/L
Ossigeno disciolto	o	mgO_2/L
CBOD ad ossidazione lenta	c_s	mgO_2/L
CBOD ad ossidazione rapida	c_f	mgO_2/L
Azoto organico	n_o	$\mu\text{gN/L}$
Azoto ammoniacale	n_a	$\mu\text{gN/L}$
Azoto nitrate	n_n	$\mu\text{gN/L}$
Fosforo organico	p_o	$\mu\text{gP/L}$

Fosforo inorganico	p_i	$\mu\text{gP/L}$
Fitoplancton	a_p	$\mu\text{gA/L}$
Fitoplancton azotato	INp	$\mu\text{gN/L}$
Fitoplancton fosforato	IPp	$\mu\text{gP/L}$
Detriti	m_o	mgD/L
Patogeni	x	$\text{cfu}/100 \text{ mL}$
Alcalinit�	Alk	mgCaCO_3/L
Carbonio totale inorganico	c_T	mole/L
Biomassa algale	a_b	mgP/m^2
Azoto algale	INb	mgP/m^2
Fosforo algale	IPb	mgP/m^2
Costituente i		
Costituente ii		
Costituente iii		

Tab. 4.1.3.1 - Costituenti considerati nel modello



**Fig. 4.1.3.2 - Interazione fra i costituenti principali
(Brown & Barnwell, 1987)**

Al fine di fornire un quadro completo delle nozioni successivamente sfruttate per garantire il raggiungimento degli obiettivi di qualit  dell'acqua di un corso fluviale, si riportano di seguito esclusivamente le relazioni matematiche inerenti il BOD e l'ossigeno disciolto, rimandando il

lettore allo *User Manual* di QUAL2K per la definizione delle equazioni utilizzate per descrivere tutti gli altri costituenti.

La relazione di primo grado utilizzata per descrivere l'andamento del BOD tiene anche conto del trasferimento del BOD stesso dalla colonna d'acqua ai sedimenti:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L$$

essendo L la concentrazione del BOD ultimo (mg/l), K_1 il coefficiente di deossigenazione (d^{-1}) e K_3 il tasso di rimozione di BOD dovuto alla sedimentazione (d^{-1}). I due coefficienti dipendono strettamente dalla temperatura.

Per quanto riguarda la concentrazione dell'ossigeno disciolto si ha:

$$\frac{dO}{dt} = k_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - k_1L - \frac{k_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2$$

dove α_3 è la frazione di ossigeno prodotto per fotosintesi, α_4 è quella prelevata per la respirazione algale, α_5 e α_6 sono le frazioni di ossigeno prelevate rispettivamente per unità di azoto ammoniacale e per unità di nitrito ossidati, k_2 è il tasso di reazione, k_4 è la frazione di ossigeno richiesto dai sedimenti, β_1 e β_2 sono i coefficienti di ossidazione dell'azoto ammoniacale e del nitrito. O^* indica la concentrazione di saturazione dell'ossigeno che, oltre a diminuire all'aumentare della temperatura e dei solidi sospesi, decresce anche con la riduzione della pressione atmosferica.

Il coefficiente di reazione k_2 viene generalmente espresso in funzione della profondità del fiume e della velocità. All'interno del modello, non esistono valori di default per k_2 , ma sono presenti otto diverse opzioni che consentono di stimarlo. L'utente può utilizzare:

- il valore di k_2 precedentemente selezionato dal modellista;
- l'equazione di Churchill, Elmore & Buckingham, valida per $T=20^\circ\text{C}$ e stimata con misure di reazione;
- l'equazione di O'Connor & Dobbins, basata sulle caratteristiche di turbolenza del fiume e valida per fiumi con velocità di scorrimento basse e condizioni isotrope;
- l'equazione di Owens et al., basata sul monitoraggio di sei fiumi inglesi e valida per corsi d'acqua veloci e poco profondi;
- l'equazione di Thackston & Krenkel, ricavata per fiumi localizzati nella Tennessee Valley;
- l'equazione di Langbien & Durum;
- un valore di k_2 proporzionale ad una potenza della portata;
- l'equazione di Tsvoglou & Wallace, che pone k_2 proporzionale alla variazione di altezza della superficie dello specchio liquido e inversamente proporzionale al tempo di scorrimento.

In particolare, nei periodi di magra invernale, la copertura gelata può far diminuire significativamente la reazione a seguito di una riduzione dell'interfaccia aria-acqua e quindi dello scambio di ossigeno. E' allora necessario stimare l'entità di tale copertura, moltiplicando k_2 per un fattore correttivo che ne tenga conto.

Riassumendo, il bilancio di ossigeno in un fiume è strettamente correlato alla capacità di riossigenarsi, quindi dipende dalle principali fonti di ossigeno: reazione atmosferica, produzione per fotosintesi e contenuto di ossigeno nei flussi d'acqua entranti. I fenomeni che regolano invece

la perdita dell'ossigeno sono: ossidazione della sostanza organica, consumo per degradare i sedimenti organici e il consumo dovuto alla respirazione algale.

4.2 Tecniche di ossigenazione

QUAL2K consente di modellare gli apporti di ossigeno al sistema provenienti dalla reazione dovuta ad elementi quali sbarramenti, traverse e dighe, tenendo conto dell'altezza della cascata d'acqua, del fattore empirico di qualità fluviale e del conseguente coefficiente empirico di aerazione.

Butts ed Evans (1983) propongono la seguente relazione per descrivere gli effetti che tali costruzioni possono provocare sul trasferimento di ossigeno:

$$r_d = 1 + 0.38 \cdot a_d b_d H_d \cdot (1 - 0.11 H_d) \cdot (1 + 0.0046 T)$$

dove r_d indica il rapporto tra il deficit realizzato sopra e sotto la diga, H_d rappresenta l'altezza della cascata d'acqua [m], T è la temperatura dell'acqua (°C), mentre a_d e b_d sono rispettivamente i coefficienti relativi alla qualità dell'acqua ed alla tipologia di aerazione conseguente ad una specifica tipologia di costruzione inserita lungo il corso del fiume.

(a) Water-quality coefficient	
Polluted state	a_d
Gross	0.65
Moderate	1
Slight	1.6
Clean	1.8
(b) Dam-type coefficient	
Dam type	b_d
Flat broad-crested regular step	0.7
Flat broad-crested irregular step	0.8
Flat broad-crested vertical face	0.6
Flat broad-crested straight-slope face	0.75
Flat broad-crested curved face	0.45
Round broad-crested curved face	0.75
Sharp-crested straight-slope face	1
Sharp-crested vertical face	0.8
Sluice gates	0.05

Tab. 4.2.1 – Coefficienti di qualità dell'acqua e coefficienti strutturali

In particolare, si utilizzano i seguenti valori di default in assenza di specifiche informazioni:

$$a_d = 1.25 \text{ and } b_d = 0.9.$$

Il bilancio di massa per l'ossigeno relativo all'elemento posto in corrispondenza della struttura può essere così descritto:

$$\frac{do_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} \cdot o'_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} \cdot o_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} \cdot o_i + \frac{E'_i}{V_i} \cdot (o_{i+1} - o_i) + \frac{W_{o,i}}{V_i} + S_{o,i}$$

essendo o'_{i-1} la concentrazione di ossigeno entrante nell'elemento [mgO₂/L]:

$$o'_{i-1} = o_{s,i-1} - \frac{o_{s,i-1} - o_{i-1}}{r_d}$$

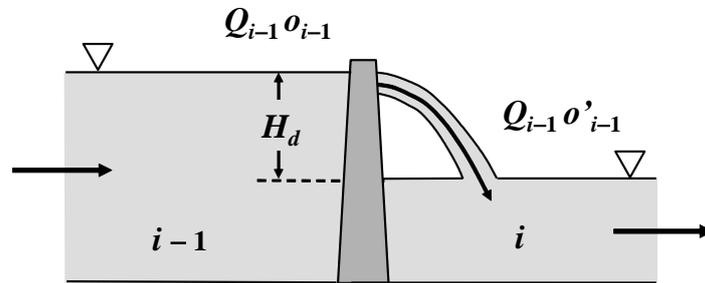


Fig. 4.2.1 - Schematizzazione di una briglia

È importante sottolineare che gli sbarramenti, le dighe o le briglie devono essere posizionati esclusivamente al termine di un determinato tratto e costituiscono un singolo elemento.

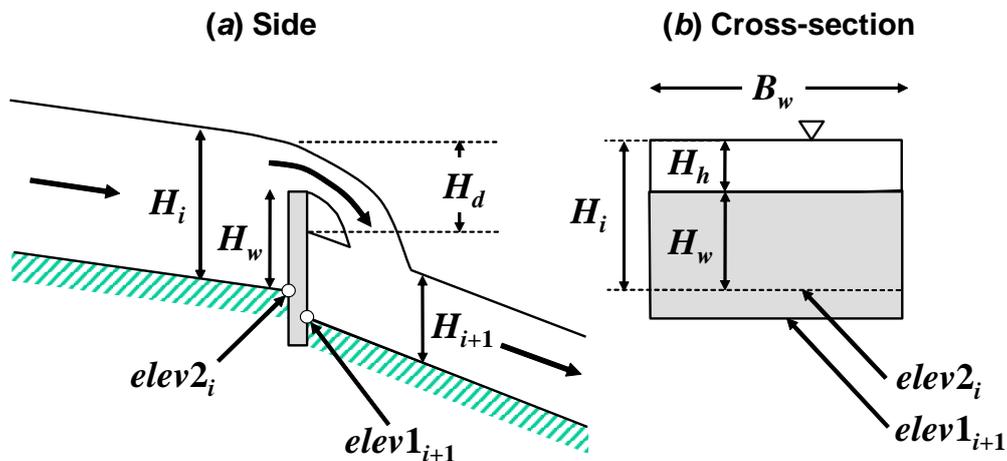


Fig. 4.2.2 - Schematizzazione di una briglia e parametri in gioco

I simboli riportati in figura indicano:

- H_i = la profondità dell'elemento a monte dello sbarramento [m];
- H_{i+1} = la profondità dell'elemento a valle dello sbarramento [m];
- $elev2_i$ = l'elevazione sul livello del mare della base dello sbarramento a monte [m];
- $elev1_{i+1}$ = l'elevazione sul livello del mare della base dello sbarramento a valle [m];
- H_w = l'altezza dello sbarramento al di sopra di $elev2_i$ [m];
- H_d = la differenza tra l'elevazione sul livello del mare della superficie dell'elemento i e dell'elemento $i+1$ [m];
- H_h = il livello al di sopra dello sbarramento [m];
- B_w = la larghezza dello sbarramento [m].

La larghezza dello sbarramento può inoltre essere diversa da quella dell'elemento, indicata con B_i .
 Per uno sbarramento in cui $\frac{H_h}{H_w} < 0.4$, la portata è espressa come (Finnemore e Franzini, 2002):

$$Q_i = 1.83 \cdot B_w H_h^{3/2}$$

dove Q_i indica il flusso a monte dello sbarramento [m^3/s].

Quindi si ha:

$$H_h = \left(\frac{Q_d}{1.83 \cdot B_w} \right)^{2/3}$$

perciò, per l'elemento i -esimo, l'altezza vale:

$$H_i = H_w + H_h$$

mentre H_d corrisponde a:

$$H_d = elev2_i + H_i - elev1_{i+1} - H_{i+1}$$

L'area trasversale, la velocità, l'area superficiale ed il volume dell'elemento i -esimo possono infine essere calcolati come segue:

$$A_{c,i} = B_i \cdot H_i$$

$$U_i = \frac{Q_i}{A_{c,i}}$$

$$A_{s,i} = B_i \cdot \Delta x_i$$

$$V_i = B_i \cdot H_i \cdot \Delta x_i$$

dove B_i indica la larghezza dell'elemento i , mentre Δx_i rappresenta la lunghezza dello stesso.

È necessario inserire nel foglio di calcolo la larghezza dei tratti in cui sono presenti degli sbarramenti.

5. APPLICAZIONE DEL MODELLO AL BACINO DEL FIUME TAGLIAMENTO

5.1 Area di studio

Il presente elaborato prosegue con l'applicazione del modello QUAL2K ad un corso fluviale reale. In particolare si è scelto di trattare il fiume Tagliamento e di studiarne la qualità delle acque. Successivamente vedremo come sia possibile migliorare la qualità fluviale grazie all'inserimento di briglie, capaci di aumentare l'ossigenazione delle acque.

Si è scelto di considerare il tratto di fiume studiato nella "Relazione Finale n. 84" del Progetto di ricerca *Gestione Integrata risorse idriche bacino montano del fiume Tagliamento* (Campolo, 2002), che mette a disposizione i dati necessari all'utilizzo del modello, in particolare:

- il livello di ossigeno disciolto (DO);
- il livello della domanda biochimica di ossigeno (BOD).

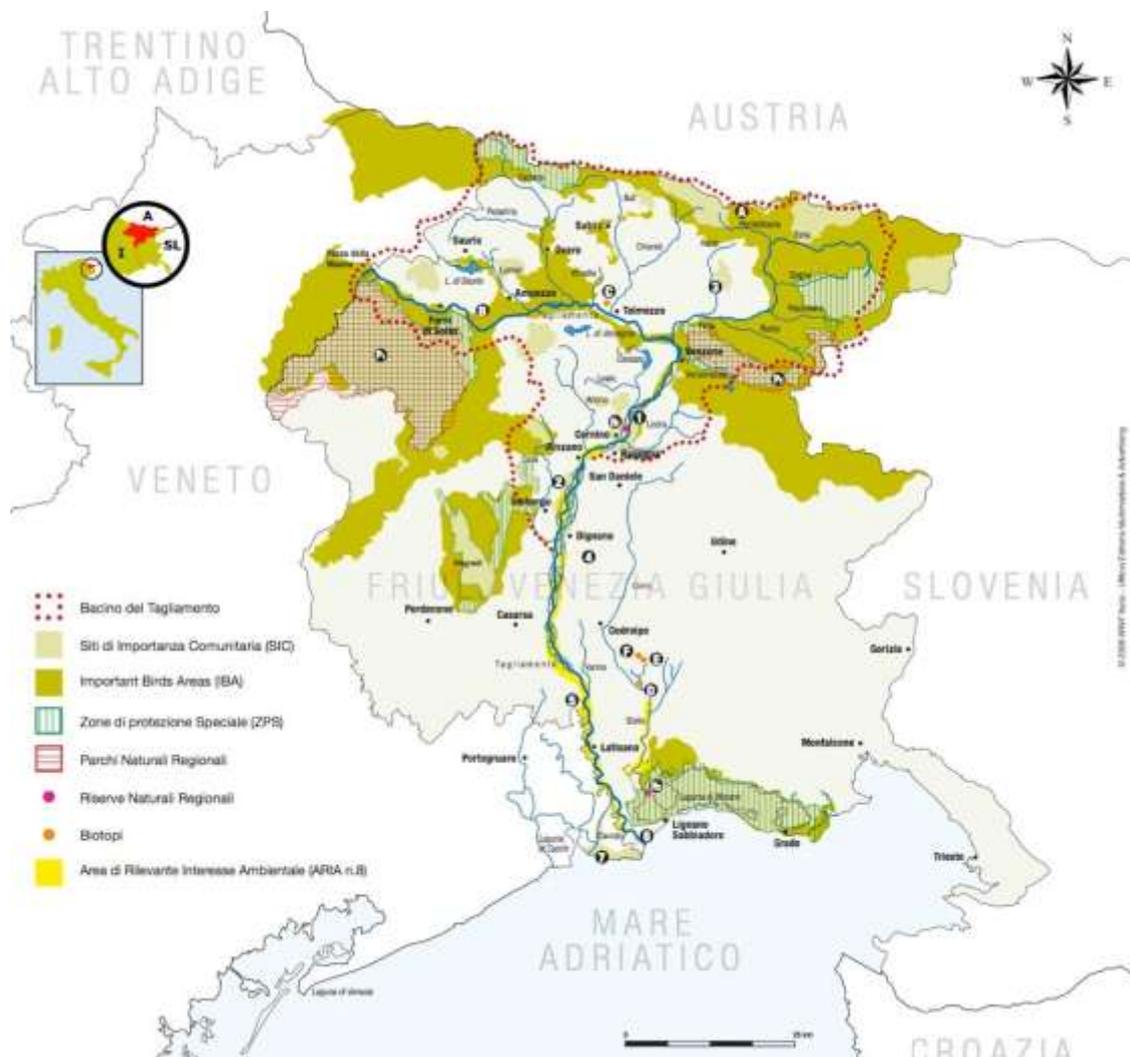


Fig. 5.1.1 – Bacino idrografico del fiume Tagliamento

5.2 Applicazione del modello

Per prima cosa si riporta una rappresentazione schematica del tratto di fiume considerato, dove sono indicate le stazioni nelle quali vengono monitorati i parametri di qualità delle acque ed i punti in corrispondenza di affluenti e scarichi:

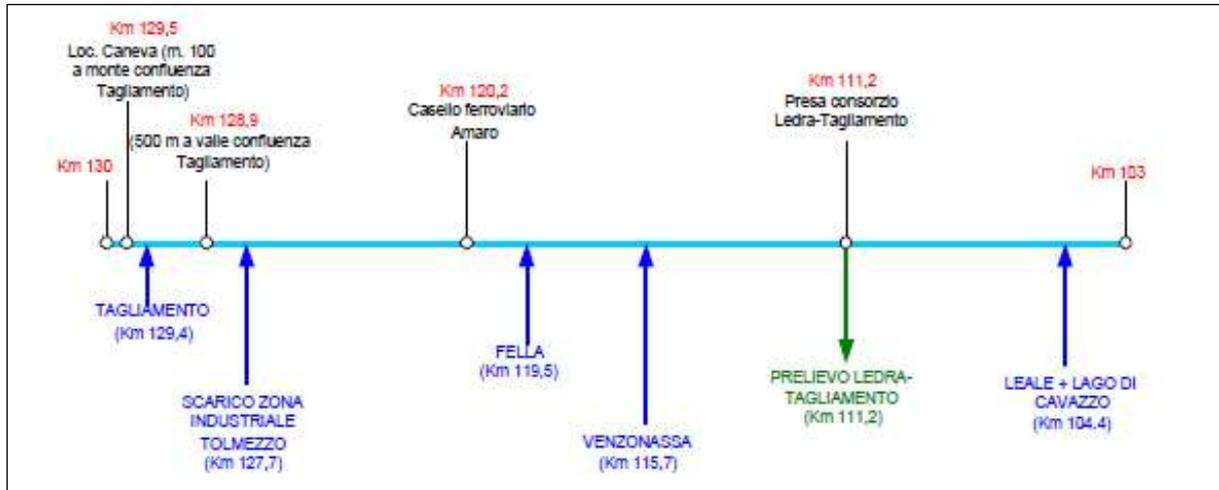


Fig. 5.2.1 – Rappresentazione del tratto di Tagliamento studiato

Il tratto fluviale è compreso tra Tolmezzo (*km* 130) e Peonis (*km* 103) e le stazioni di monitoraggio sono le seguenti:

- loc. Caneva, *km* 129.5;
- Ponte Avons, *km* 128.9;
- Casello ferroviario di Amaro, *km* 120.2;
- loc. Ospedaletto, *km* 111.2.

I punti dove viene immessa o prelevata dell'acqua, rispettivamente in blu e verde nella rappresentazione grafica, sono i seguenti:

- Fiume Tagliamento, *km* 129.4;
- Scarico depuratore comunale Tolmezzo, *km* 127.7;
- Fiume Fella, *km* 119.5;
- Torrente Venzonassa, *km* 115.7;
- Presa Ledra-Tagliamento, *km* 111.2;
- Torrente Leale e Lago di Cavazzo, *km* 104.4.

Si è scelto di simulare solo il comportamento dei parametri più significativi della qualità delle acque, ovvero BOD e DO, e di tarare il modello considerando dati sperimentali relativi al mese di Luglio 2002.

Si vuole precisare che, al fine di ottenere un modello accurato per il fiume in questione, sarebbe necessario possedere sia i parametri di qualità, sia i valori quantitativi dei flussi idrici, ottenibili da campagne di monitoraggio effettuate in diversi periodi dell'anno. L'articolo studiato spiega che

questi dati non sono disponibili e dunque stima la portata del corso d'acqua e dei suoi scarichi e prelievi sulla base di dati storici.

Nelle seguenti tabelle si riportano i dati utilizzati nella simulazione, relativi alla sorgente e agli scarichi e prelievi:

SORGENTE	km dalla foce	Portata	Temperatura	BOD	DO
	km	m ³ /s	°C	mgO ₂ /l	mg/l
Loc. Caneva	129,5	9.3	17.4	2.3	9.3

SCARICO	km dalla foce	Portata	Temperatura	BOD	DO
	km	m ³ /s	°C	mgO ₂ /l	mg/l
Tagliamento	129,4	0			
Depuratore comunale Tolmezzo	127,7	0,5	21,2	154	6,6
Fella	119,5	20	13,8	0,8	10,2
Venzonassa	115,7	0,5	13,1	1,5	9,9
Torrente Leale + Lago di Cavazzo	104,4	18,794	16	1,5	9,3

PRELIEVO	km dalla foce	Portata	Temperatura	BOD	DO
	Km	m ³ /s	°C	mgO ₂ /l	mg/l
Presa Ledra -Tagliamento	111,2	21	12,4	0,3	8,5

Tab. 5.2.1 - Parametri idraulici e di qualità dell'acqua del fiume Tagliamento

I dati sopra riportati vanno inseriti nel foglio "Point Sources" di Q2K nel seguente modo:

	Tributary	Headwater	Location	Point	
				Abstraction	Inflow
Name	No.	Label	km	m ³ /s	m ³ /s
Fiume Tagliamento	0	Mainstem headwater	129.40	0.0000	0.0000
Scarico Depuratore Tolmezzo	0	Mainstem headwater	127.70	0.0000	0.5000
Fiume Fella	0	Mainstem headwater	119.50	0.0000	20.0000
Torrente Venzonassa	0	Mainstem headwater	115.70	0.0000	0.5000
Presa Ledra-Tagliamento	0	Mainstem headwater	111.20	21.0000	0.0000
Torrente Leale + lago Cavazzo	0	Mainstem headwater	104.40	0.0000	18.7940

Dissolved Oxygen			Slow CBOD		
mean	range/2	time of	mean	range/2	time of
mg/L	mg/L	max	mgO2/L	mgO2/L	max
6.60			154.00		
10.20			0.80		
9.90			1.50		
8.50			0.30		
9.30			1.50		

Il modello richiede anche i valori delle costanti empiriche a, b, α, β delle “rating curves”. A tal fine ci si avvale delle equazioni fornite dal testo in esame, ovvero:

$$h = 0.1909 \cdot Q^{0.3647}$$

$$\bar{u} = 0.2452 \cdot Q^{0.3945}$$

Si può così introdurre i valori dei coefficienti:

Rating Curves			
Velocity		Depth	
Coefficient	Exponent	Coefficient	Exponent
0.2452	0.3945	0.1909	0.3647

Il passo successivo è la taratura delle costanti del modello. Innanzitutto si suddivide il corso fluviale considerato in 27 tratti. Ciascuna delle costanti può variare in un range fornito dalla letteratura, ma si è scelto di utilizzare i valori proposti dal saggio in esame. In particolare:

- **Costante di dispersione longitudinale:** si sceglie un valore pari a 500.
- **Coefficiente di scabrezza di Manning:** si sceglie un valore corrispondente ad un fiume serpeggiante con laghetti e secche, ovvero 0,036.
- **BOD decay e BOD settling:** la letteratura propone un range di valori compreso tra 0,05-3 day^{-1} per il BOD decay e tra 0-10 day^{-1} per il BOD settling. Il tratto di Tagliamento considerato presenta diverse pendenze, portate e velocità, dunque è necessario assumere differenti valori delle costanti per i vari tratti, in particolare:

Tratto	BOD decay [day^{-1}]	BOD settling [day^{-1}]
1-5	1	1
6-13	2	1
14-27	1.5	5

- **Coefficiente di reareazione:** il saggio analizzato propone diversi valori del coefficiente nei diversi tratti del Tagliamento, in quanto a monte della confluenza con il Fella la reareazione è maggiore, poiché l'alveo è più stretto, ha una portata minore e scorre su un terreno più pendente. In particolare i valori proposti per la taratura del modello sono i seguenti:

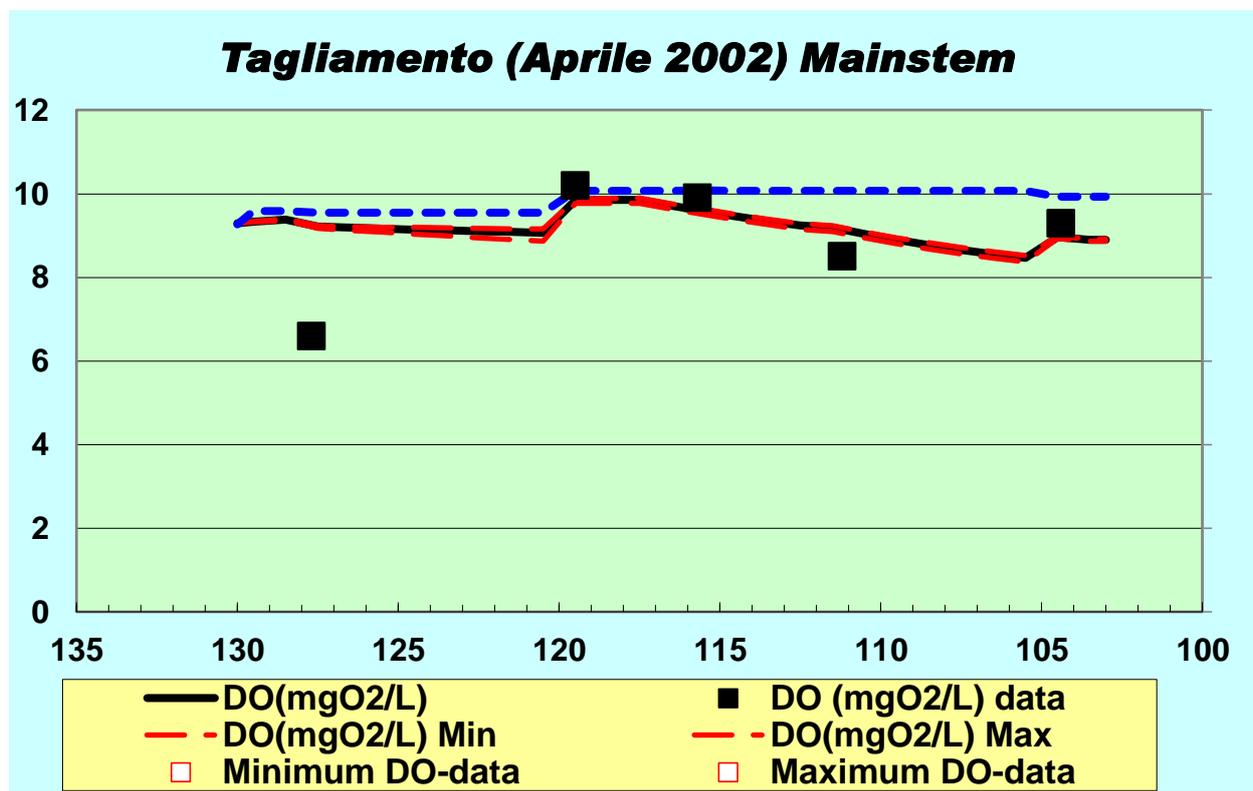
Tratto	Coefficiente di reareazione
1-13	25
14-27	1

I valori tarati vanno riportati per i diversi tratti del fiume nel foglio “Reach Rates” del modello, di cui si riporta uno screenshot delle prime righe a titolo dimostrativo:

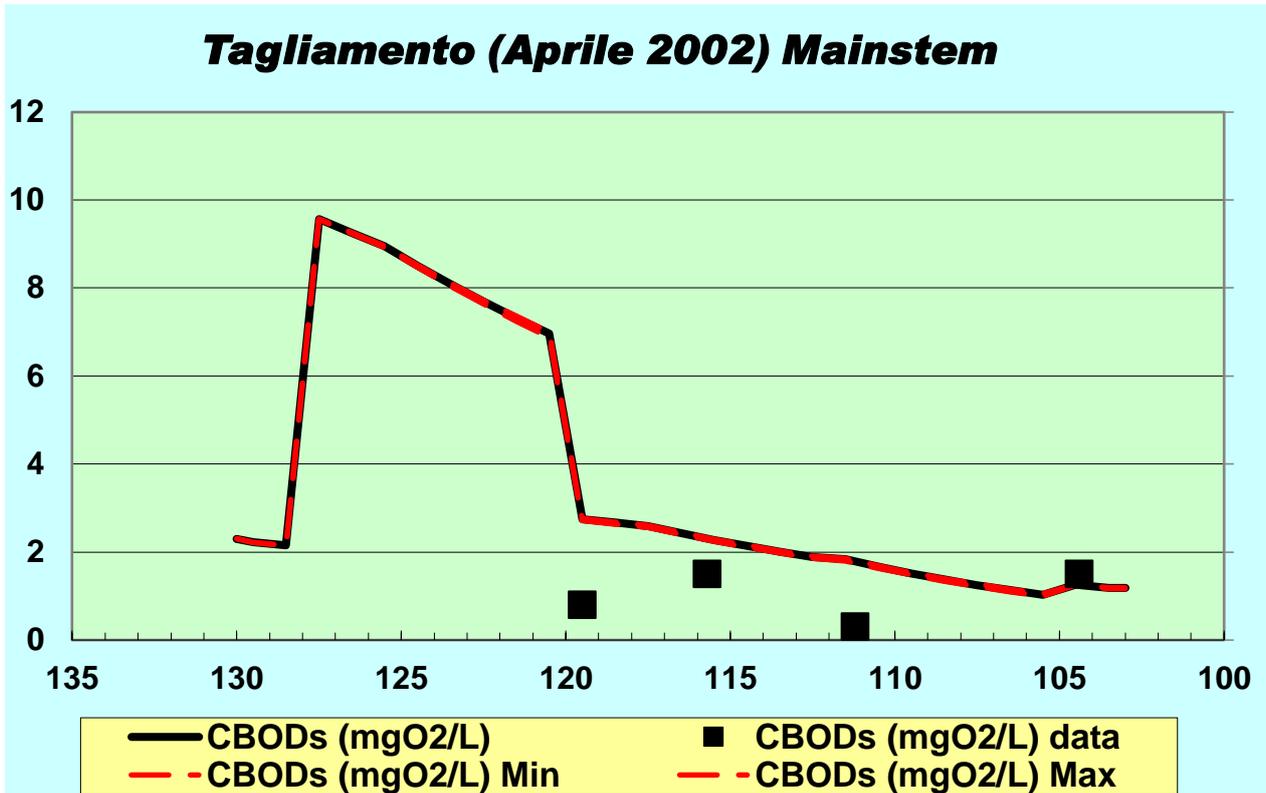
			ISS	Slow CBOD	
Reach Number	Reach Label	Prescribed Reaeration /d	Settling Velocity m/d	Hydrolysis Rate /d	Oxidation Rate /d
1	MP 0.4	25.0		1.00	1.00
2		25.0		1.00	1.00
3		25.0		1.00	1.00

A questo punto è possibile far girare il modello, da cui si ottengono le rappresentazioni grafiche sotto riportate:

DO – OSSIGENO DISCIOLTO



CBODS – CONSUMO LENTO DI OSSIGENO



5.3 Risultati e strategie di miglioramento

Il testo a cui facciamo riferimento (Campolo, 2002) prosegue con una valutazione di alternative di intervento, in particolare propone le possibilità di variare la portata del Tagliamento o del Torrente But oppure variare la concentrazione di BOD nello scarico del depuratore comunale di Tolmezzo. In questo progetto invece si procede identificando un'ulteriore possibile azione correttiva, ovvero l'introduzione di alcune briglie. Lo scopo è analizzare l'effetto di questi interventi sulla reazione e sugli andamenti dell'ossigeno disciolto e della domanda biochimica di ossigeno. È noto infatti che il trasferimento di ossigeno nel flusso d'acqua è influenzato dalla presenza di costruzioni come briglie, dighe o cascate artificiali, grazie al rimescolamento dell'acqua al passaggio di questi.

QUAL2K consente infatti di modellare gli apporti di ossigeno al sistema provenienti dalla reazione dovuta ad elementi quali sbarramenti, traverse, briglie e dighe, tenendo conto dell'altezza della cascata d'acqua, del fattore empirico di qualità fluviale e del conseguente coefficiente empirico di aerazione.

Si è scelto di introdurre 5 briglie, in particolare ai km 127, 119, 115, 111 e 107. La prima briglia è posta subito a valle dello scarico della zona industriale di Tolmezzo, dove si osserva un picco nella concentrazione del BOD, ovvero un'elevata concentrazione di sostanze organiche che consumano l'ossigeno presente nell'acqua per la loro degradazione. Si ricorda che il livello di ossigeno disciolto deve mantenersi superiore a 4-5 mg/l per evitare problemi alla fauna ittica. La pendenza dell'alveo passa da 0,56% prima della confluenza con il Fella allo 0,4% e la larghezza del tratto a valle aumenta di circa 12 m. Di conseguenza diminuisce la velocità della corrente e dunque la reazione sarà maggiore nella parte a monte dell'immissione del Fella, dove il tratto è montano. Alla luce di queste osservazioni si è scelto di introdurre le altre quattro briglie a valle di questo punto, per aumentare la reazione dell'acqua e migliorarne la qualità.

È però fondamentale precisare che il regime idraulico è molto variabile, in quanto il Tagliamento è un corso d'acqua a regime torrentizio, dunque le sue portate non sono costanti, ma dipendono dall'andamento delle precipitazioni che interessano il bacino. Durante il corso dell'anno infatti si alternano periodi di magra a periodi di piena, che presentano portate anche 200 volte superiori alle precedenti. Anche i valori di BOD e DO sono molto variabili a seconda delle stagioni dell'anno e la qualità delle acque diventa critica in periodi di magra, quando la capacità di autodepurazione del Tagliamento risulta difficoltosa a causa delle condizioni di flusso.

Il modello QUAL2K, oltre alla posizione delle briglie lungo il fiume, richiede anche i coefficienti a_d e b_d , relativi alla qualità dell'acqua e alla tipologia di aerazione conseguente al tipo di briglia inserita; in particolare si è scelto di utilizzare i valori di default, ovvero $a_d = 1.25$ and $b_d = 0.9$. Infine sono richiesti i valori di altezza e larghezza della briglia, anche se, alla luce delle considerazioni appena fatte sulla variabilità del regime idraulico del fiume Tagliamento, è molto difficile scegliere i valori più adatti delle dimensioni delle briglie utilizzando le formule viste nella seconda parte del progetto.

Anche in questo caso si è scelto di lavorare con il modello di reazione di Tsvoglou-Neal e si utilizzano gli stessi valori delle costanti.

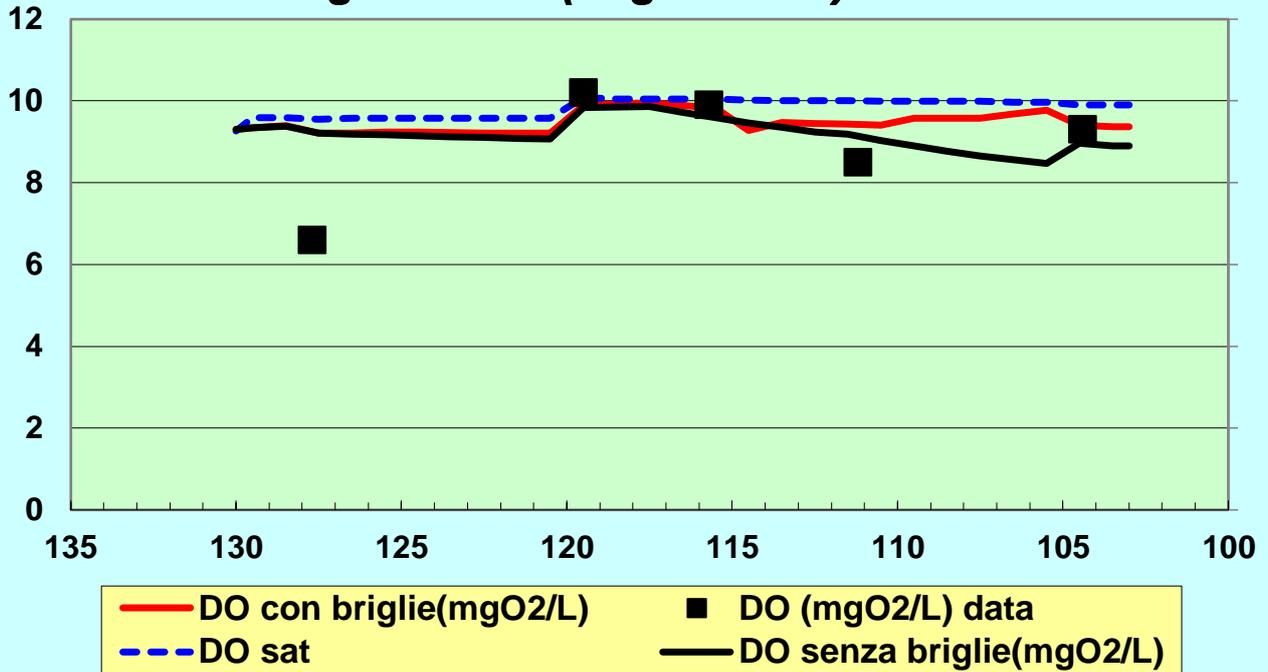
Si riportano i dati di input relativi alle briglie:

Reach	Weir			
Number	Height	Width	adam	bdam
	(m)	(m)		
1			1.2500	0.9000
2			1.2500	0.9000
3			1.2500	0.9000
4	0.5000	550.0000	1.2500	0.9000
5			1.2500	0.9000
6			1.2500	0.9000
7			1.2500	0.9000
8			1.2500	0.9000
9			1.2500	0.9000
10			1.2500	0.9000
11			1.2500	0.9000
12	1.0000	565.0000	1.2500	0.9000
13			1.2500	0.9000
14			1.2500	0.9000
15			1.2500	0.9000
16	1.0000	565.0000	1.2500	0.9000
17			1.2500	0.9000
18			1.2500	0.9000
19			1.2500	0.9000
20	1.0000	565.0000	1.2500	0.9000
21			1.2500	0.9000
22			1.2500	0.9000
23			1.2500	0.9000
24	1.0000	565.0000	1.2500	0.9000
25			1.2500	0.9000
26			1.2500	0.9000
27			1.2500	0.9000

A questo punto si procede nuovamente a far girare il modello. I seguenti grafici mostrano un confronto tra gli andamenti dell'ossigeno disciolto e del consumo lento di ossigeno ottenuti prima e dopo l'introduzione delle briglie:

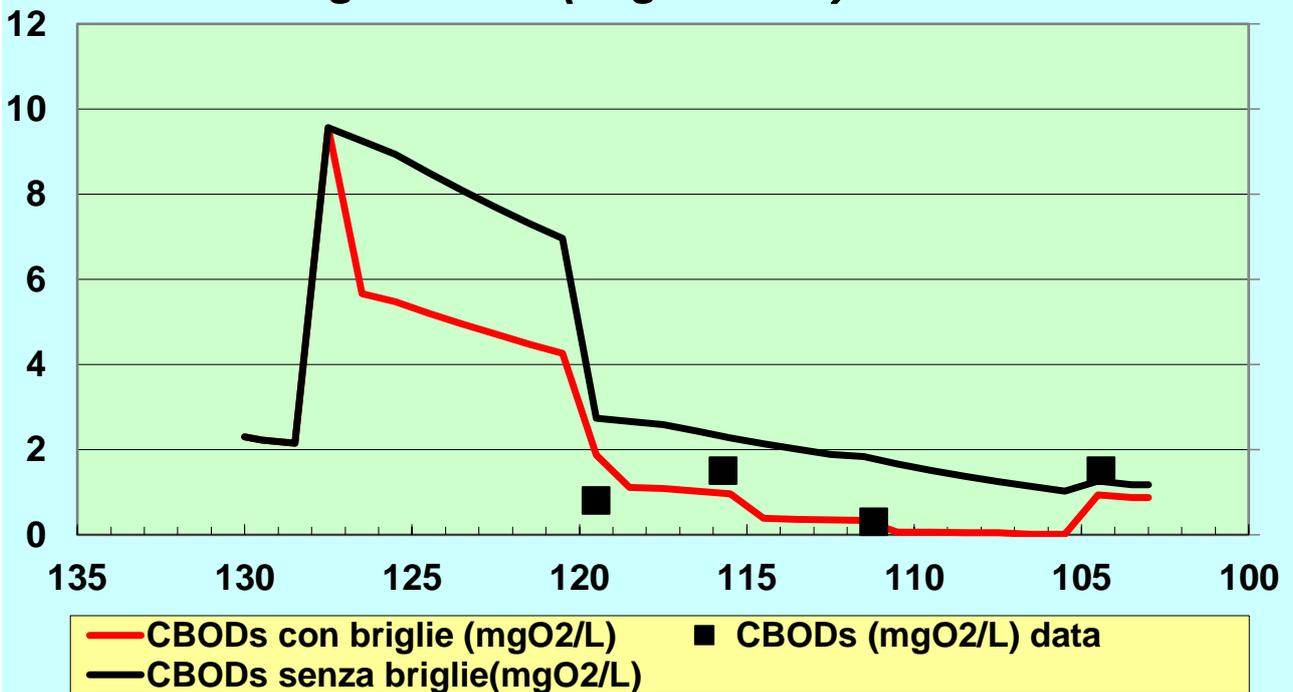
DO – OSSIGENO DISCIOLTO

Tagliamento (Luglio 2002) Mainstem



CBODS – CONSUMO LENTO DI OSSIGENO

Tagliamento (Luglio 2002) Mainstem



È possibile osservare come l'introduzione delle briglie influenzi significativamente i parametri DO e BOD e di conseguenza la qualità fluviale. Il livello di ossigeno disciolto si presentava qualitativamente accettabile anche prima dell'intervento, in quanto non scendeva sotto valori limite, pericolosi per la fauna ittica. L'inserimento delle briglie produce comunque l'effetto di innalzare il trend verso il valore di saturazione, in particolare nell'ultima decina di chilometri, e garantire dunque una buona ossigenazione per tutto il tratto fluviale considerato.

Dal secondo grafico si evince un marcato abbassamento del profilo di concentrazione di BOD. In particolare si può osservare un brusco calo nella zona critica, ovvero subito a valle del depuratore comunale di Tolmezzo, fino a raggiungere valori minimi nella zona successiva alla confluenza con il Fella.

Il confronto permette di concludere che l'inserimento delle briglie nel fiume Tagliamento ha garantito una buona ossigenazione delle acque in tutto il tratto fluviale considerato, producendo una notevole riduzione della vulnerabilità ambientale.

CONCLUSIONI

Nel presente elaborato è stato condotto uno studio sulla qualità dei corpi idrici. In particolare, inizialmente è stato necessario concentrare l'attenzione sulla normativa vigente, valutando inoltre proprietà e caratteristiche delle acque fluviali. Queste ultime costituiscono un sistema così articolato da richiedere metodi di analisi complessi che consentano di assicurare il raggiungimento degli obiettivi di qualità dei corpi idrici e la possibilità di operare delle azioni di intervento specifiche, finalizzate alla riduzione della vulnerabilità ambientale ed al rispetto della normativa vigente.

Per poter valutare lo stato di qualità dei corpi idrici superficiali ed analizzare l'effetto di eventuali azioni correttive, si ricorre inevitabilmente all'utilizzo di strumenti di simulazione. La seconda parte del progetto è stata quindi destinata alla descrizione del modello QUAL2K, considerato uno tra i più potenti standard per la modellazione della qualità fluviale. A tal fine, si è voluto fornire una sorta di guida operativa al programma, spiegando i principi fondamentali su cui esso si basa ed illustrando, nell'ottica del raggiungimento degli obiettivi di qualità, l'applicazione di tecniche di ossigenazione, consistenti nella modellazione degli apporti di ossigeno al sistema a mezzo di elementi quali dighe, sbarramenti o briglie.

La parte finale di questo progetto è stata dedicata all'applicazione del modello Qual2K ad un caso reale, in particolare ad un tratto del fiume Tagliamento. Avvalendoci dei dati forniti dalla Relazione Finale di Progetto "*Gestione Integrata risorse idriche bacino montano fiume Tagliamento*" (Campolo, 2002), si è studiato l'andamento di due parametri di qualità delle acque, ovvero l'ossigeno disciolto e la domanda biochimica di ossigeno.

Successivamente si è voluto valutare l'ipotesi di un possibile scenario che vede l'introduzione di un'azione correttiva, al fine di garantire determinati obiettivi di qualità e rispettare i permessi di scarico forniti dalla normativa vigente. La strategia di intervento proposta è l'inserimento di alcune briglie, al fine di aumentare l'aerazione del corso d'acqua. La deossigenazione, infatti, è indice di contaminazione dei corpi idrici naturali, poiché si verifica a seguito dello scarico negli stessi di reflui urbani, agricoli o industriali. In uno scenario di questo tipo, la concentrazione di BOD aumenta, ovvero aumenta la presenza di sostanze organiche che consumano una maggiore quantità di ossigeno disciolto in acqua per la loro decomposizione, e può non essere più sufficiente la naturale riossigenazione per scambio con l'atmosfera.

L'inserimento di 5 briglie nel tratto di fiume considerato ha permesso di ottenere significativi miglioramenti nella qualità delle acque. Confrontando gli andamenti del DO e del BOD ottenuti nei due casi di assenza e presenza delle briglie, si è giunti alla conclusione che gli apporti di ossigeno provenienti dal meccanismo di reareaazione artificiale hanno un marcato effetto sulla vulnerabilità dell'ambiente fluviale. Grazie alla presenza delle briglie, infatti, l'andamento del DO si avvicina al valore di saturazione e la concentrazione del BOD mostra un sensibile abbassamento, indice di miglioramento della qualità dell'acqua.

Riferimenti bibliografici

1. Campolo M. (2002) Progetto di ricerca *Gestione Integrata risorse idriche bacino montano del fiume Tagliamento – Finanziato da Istituto Nazionale per la Ricerca sulla Montagna, (2002-2004)*;
2. Brown L.C. e Barnwell T.O. (1987) *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. EPA-600/3-87/007*, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, http://www.epa.gov/QUAL2E_WINDOWS/index.html;
3. Chapra, S.C., Pelletier, G.J. and Tao, H. (2008) *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and User's Manual*. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA;
4. Rinaldi S., Soncini-Sessa R., Stehfest H. e Tamura H. (1979), *Modeling and Control of River Quality*, Mc Graw Hill, New York;
5. Regione Umbria (2007) *Monografia / 16 – Modello di qualità fluviale del bacino del fiume Tevere in Umbria*, Piano di Tutela delle Acque;
6. Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B., Claret C. (2002) *Riverine landscape diversity. Freshwater Biology* 47, pagg. 517-539;
7. Legge 27 febbraio 2009, n. 13, attuazione Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE;
8. Distretto Idrografico delle Alpi Orientali (2009) *Piano di Gestione dei bacini idrografici delle Alpi Orientali. Sez. 10: Bacino del fiume Tagliamento*;
9. Azzellino A., Vismara R. (2007) *La protezione dei corpi idrici ricettori delle acque reflue, IA Ingegneria Ambientale* vol. XXVIII, n. 3;
10. Comune di Portalbera (2009), *Valutazione Ambientale Strategica – Rapporto ambientale . Analisi delle acque superficiali*.

ALLEGATI

Tabella 3, allegato 5, D. Lgs. 152 del 3 aprile 2006

Numero parametro	Sostanze	Unità di misura	Scarico in acque superficiali	Scarico in rete fognatura
1	pH		5,5-9,5	5,5-9,5
2	Temperatura	°C	(1)	(1)
3	colore		non percettibile con diluizione 1:20	non percettibile con diluizione 1:40
4	odore		non deve essere causa di molestie	non deve essere causa di molestie
5	materiali grossolani		assenti	assenti
6	Solidi sospesi totali	mg/L	< 80	< 200
7	BOD5 (come O2)	mg/L	< 40	< 250
8	COD (come O2)	mg/L	< 160	< 500
9	Alluminio	mg/L	< 1	< 2,0
10	Arsenico	mg/L	< 0,5	< 0,5
11	Bario	mg/L	< 20	-
12	Boro	mg/L	< 2	< 4
13	Cadmio	mg/L	< 0,02	< 0,02
14	Cromo totale	mg/L	< 2	< 4
15	Cromo VI	mg/L	< 0,2	< 0,20
16	Ferro	mg/L	< 2	< 4
17	Manganese	mg/L	< 2	< 4
18	Mercurio	mg/L	< 0,005	< 0,005
19	Nichel	mg/L	< 2	< 4
20	Piombo	mg/L	< 0,2	< 0,3
21	Rame	mg/L	< 0,1	< 0,4
22	Selenio	mg/L	< 0,03	< 0,03
23	Stagno	mg/L	< 10	
24	Zinco	mg/L	< 0,5	< 1,0
25	Cianuri totali (come CN)	mg/L	< 0,5	< 1,0
26	Cloro attivo libero	mg/L	< 0,2	< 0,3
27	Solfuri (come H2S)	mg/L	< 1	< 2
28	Solfiti (come SO3)	mg/L	< 1	< 2
29	Solfati (come SO4)	mg/L	< 1000	< 1000
30	Cloruri	mg/L	< 1200	< 1200
31	Fluoruri	mg/L	< 6	< 12

32	Fosforo totale (come P)	mg/L	< 10	< 10
33	Azoto ammoniacale (come NH ₄)	mg /L	< 15	< 30
34	Azoto nitroso (come N)	mg/L	< 0,6	< 0,6
35	Azoto nitrico (come N)	mg /L	< 20	< 30
36	Grassi e olii animali/vegetali	mg/L	< 20	< 40
37	Idrocarburi totali	mg/L	< 5	< 10
38	Fenoli	mg/L	< 0,5	< 1
39	Aldeidi	mg/L	< 1	< 2
40	Solventi organici aromatici	mg/L	< 0,2	< 0,4
41	Solventi organici azotati	mg/L	< 0,1	£ 0,2
42	Tensioattivi totali	mg/L	< 2	< 4
43	Pesticidi fosforati	mg/L	< 0,10	< 0,10
44	Pesticidi totali (esclusi i fosforati)	mg/L	< 0,05	< 0,05
	tra cui:			
45	- aldrin	mg/L	< 0,01	< 0,01
46	- dieldrin	mg/L	< 0,01	< 0,01
47	- endrin	mg/L	< 0,002	< 0,002
48	- isodrin	mg/L	< 0,002	< 0,002
49	Solventi clorurati	mg/L	< 1	< 2
50	Escherichia coli	UFC/100mL		
51	Saggio di tossicità acuta		Il campione non è accettabile quando dopo 24 ore il numero degli organismi immobili è uguale o maggiore del 50% del totale	il campione non è accettabile quando dopo 24 ore il numero degli organismi immobili è uguale o maggiore del 80% del totale

(1) Per i corsi d'acqua la variazione massima tra temperature medie di qualsiasi sezione del corso d'acqua a monte e a valle del punto di immissione non deve superare i 3°C. Su almeno metà di qualsiasi sezione a valle tale variazione non deve superare 1°C.