

**Pistocchi, A., Lupia, F.**

## **Proposta di un modello di inquinamento del reticolo idrografico interamente implementabile con le funzioni native di un GIS di tipo grid-cell.**

**Alberto Pistocchi<sup>1,2</sup>, Flavio Lupia<sup>1</sup>, Oscar Zani<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *GECSistema srl*

*Viale G. Carducci, 15*

*47023 Cesena*

[alberto.pistocchi@gecosistema.it](mailto:alberto.pistocchi@gecosistema.it)

<sup>2</sup> *Autorità dei Bacini Regionali Romagnoli*

*P.zza Morgagni, 2*

*47100 Forlì*

**SOMMARIO.** La memoria illustra l'integrazione di un modello matematico della diffusione di inquinanti nei corsi d'acqua, in uno strumento GIS standard di cui si sfruttano le funzioni native di analisi idrologica, configurando uno strumento pianificatorio di facile e rapido impiego che consente di convertire automaticamente un database di sorgenti inquinanti in una mappa di livello di inquinamento lungo il reticolo idrografico. Il modello matematico consiste in un modello di flusso a pistone del tipo proposto da Streeter e Phelps per il bilancio BOD-ossigeno disciolto, e può essere generalizzato ad altre cinetiche quali, in particolare, quella dell'azoto e del fosforo, permettendo in tal modo di simulare i macrodescrittori richiesti dal D.lgs 152/99 per la classificazione delle acque superficiali, cosa che oggi viene generalmente fatta ricorrendo a modelli autonomi fra cui particolarmente diffuso è il QUAL2E dell'USEPA.

### **INTRODUZIONE**

L'uso dei modelli di simulazione per valutare gli impatti delle fonti di inquinamento anche su territori estesi è pratica diffusa a livello di pianificazione del risanamento delle acque e di studio di impatto di nuovi scarichi. Benché esistano numerosi esempi di modelli matematici integrati in sistemi informativi geografici (geographic information systems – GIS) (fra cui i noti sistemi di supporto alle decisioni BASINS, GREAT-ER), oggi la modellistica di simulazione è tuttavia un ambito specialistico che poco interagisce con il livello della pianificazione territoriale.

Per contro, la pianificazione richiesta fin dalla L. 319/1976 (“Merli”) per il risanamento delle acque ha da tempo familiarizzato con la costruzione di database di punti di scarico e con la stima delle quantità di inquinanti sversate, e la diffusione delle tecnologie GIS ha consentito negli ultimi anni di costituire significative banche dati georiferite di carichi inquinanti sia diffusi, sia concentrati. La distanza che oggi si manifesta fra la comunità dei pianificatori, che utilizzano GIS e banche dati, e la comunità dei modellisti potrebbe essere colmata più facilmente se e nella misura in cui la modellistica assumesse le forme di una fra le molteplici “operazioni GIS” che possono essere fatte in modo estremamente user-friendly all’interno di un software di cartografia. L’approccio tradizionale alla modellistica della qualità delle acque superficiali prevede il ricorso a modelli fluidodinamici semplici: fase perfettamente miscelata e flusso a pistone. Modelli a fase perfettamente miscelata sono utilizzati per serbatoi quali laghi e suolo, dove le velocità di transito della massa attraverso il serbatoio sono molto inferiori alle velocità di mescolamento. Esempi di modelli a fase perfettamente miscelata sono quelli che si usano per calcolare la concentrazione risultante dalla miscela di due correnti materiali (p.es. confluenza di fognatura e fiume) come media pesata delle concentrazioni delle correnti, in cui i pesi sono dati dalle portate.

Anche in molti modelli di ambito agroidrologico, come ad es. CREAMS, si ricorre a modelli di fase perfettamente miscelata per calcolare le concentrazioni di nutrienti e pesticidi nelle diverse fasi del ciclo idrologico (si veda ad es. Pistocchi e Neri, 2000; Pistocchi et al., 2000; Pistocchi, 2002).

Modelli di flusso a pistone sono quelli tipicamente utilizzati per calcolare le concentrazioni di inquinanti a valle del punto di immissione in corsi d’acqua. Il più famoso dei modelli di tal genere è quello inizialmente proposto da Streeter e Phelps, che descrive il bilancio DO-BOD fra ossigeno disciolto e domanda biologica di ossigeno tenendo conto della traslazione della massa inquinante lungo il fiume, della riossigenazione della corrente attraverso l’interfaccia atmosferica, e della biodegradazione dell’inquinante con tasso di reazione assegnato e costante. Una descrizione del modello e di varie sue versioni applicative si trova in Imhoff e Imhoff, 1985. Un modello più evoluto, ma sulla stessa logica del modello di Streeter e Phelps, è il modello QUAL2E dell’USEPA. Tale modello ipotizza che il reticolo idrografico sia descrivibile mediante un set di tronchi in moto uniforme, all’interno di ciascuno dei quali il trasporto e la diffusione di inquinanti viene descritto mediante un’equazione diffusivo-avvettiva con reazioni chimico-fisico-biologiche, che tengono conto della simultanea presenza di diverse specie chimiche interagenti. In tale modello la dinamica dell’inquinamento è molto dettagliata, mentre l’idrodinamica che definisce le condizioni diffusive e avvettive è fortemente semplificata. Pertanto il modello da un lato risulta labile nel senso che esistono molti parametri da calibrare a fronte di pochi punti fermi di calibrazione dati dal dato di concentrazione delle diverse specie chimiche, e dall’altro non si presta ad una descrizione compiutamente physically-based del fenomeno. Tuttavia, per la sua semplicità d’uso e la sua grande versatilità (accresciuta dall’integrazione in strumenti GIS come BASINS dell’USEPA) il modello QUAL2E è uno dei più diffusi ed accreditati e il suo uso può essere migliorato se accoppiato ad analisi di sensitività per la valutazione dell’incertezza del modello, peraltro consigliate da molti autori come operazioni di routine nell’applicazione di questo tipo di strumenti (p.es. Schnoor, 1997). Lo stadio più evoluto dei modelli di interesse applicativo è costituito da quei modelli che, oltre alla dinamica diffusivo-avvettiva, incorporano una descrizione fluidodinamica non stazionaria. Esistono numerosi modelli di tal genere, la cui descrizione esula dagli scopi del presente contributo. Oltre ai modelli tradizionali, esistono oggi modelli direttamente integrati in sistemi informativi geografici. Uno di essi è il modello GREATER. In tale modello la dinamica degli inquinanti è descritta semplicemente mediante uno schema di traslazione con flusso a pistone lungo il reticolo idrografico delle masse inquinanti, e di mescola-

mento completo alle confluenze fra due o più correnti materiali.

Alle masse che così traslano e si miscelano si applicano le equazioni di decadimento dovuto alle reazioni chimico-fisiche e biologiche, tutte supposte di ordine 1 (decadimenti monoesponenziali).

Il modello GREAT-ER, integrato nel GIS ArcView dell'ESRI, mostra una grande semplicità d'uso e prevede l'esecuzione di analisi di sensitività e valutazione dell'incertezza che lo rendono di grande interesse per valutazioni soprattutto riferite al rischio per la salute umana. Inoltre, le diverse fonti inquinanti possono essere descritte a diversi gradi di complessità incorporando valutazioni dettagliate circa l'efficienza di abbattimento degli inquinanti nei diversi tipi di depuratori e all'interno di reti fognarie a monte dello scarico.

Il principale svantaggio di GREAT-ER è la sua rigidità nella costruzione dei database geografici che servono di input al modello. Tale operazione richiede l'uso del software ArcInfo e una serie di procedure piuttosto complesse che in molti casi possono apparire scoraggianti. Inoltre, per sfruttare appieno il modello è richiesta una quantità di dati sulle fonti inquinanti, che spesso non sono disponibili, e pertanto si assiste in molti casi applicativi alla necessità di utilizzare solo una piccola parte delle potenzialità del modello, per di più con procedure complesse.

Il presente lavoro è incentrato sull'implementazione di un modello matematico di inquinamento del reticolo idrografico, ricorrendo esclusivamente ad algoritmi implementabili con le funzioni rese disponibili da un GIS di tipo "grid cell". Come si mostrerà, il metodo proposto consente di descrivere con semplici operazioni di map algebra (p.es. Burrough, 1986; Bonham Carter, 1994) e con l'uso di funzioni di analisi idrologica presenti in quasi tutti i GIS di tipo "grid cell" l'andamento delle concentrazioni di inquinante generato da una distribuzione di sorgenti inquinanti, lungo il reticolo idrografico, tenendo conto dei fenomeni di diluizione, di un decadimento esponenziale (cinetica di degradazione del primo ordine) e sotto ipotesi di flusso a pistone (trascurando cioè la dispersione e diffusione) e di flusso stazionario sul reticolo idrografico.

Il modello equivale a quello formulato da Streeter e Phelps e può essere impiegato, in molti casi pratici, in modo del tutto equivalente al ben noto modello QUAL2E dell'USEPA (Brown e Barnwell, 1987) o a modelli similari, in quanto generalmente i dati disponibili (che per il caso italiano, in riferimento agli standard di monitoraggio previsti dalla normativa, consistono in dati di misure di concentrazioni istantanee opportunamente ripetute, in modo non sempre accoppiato alla misura di portata) non consentono di calibrare autonomamente i parametri dispersivi.

Riguardo alla bontà del modello di flusso a pistone di Streeter e Phelps, si dispone peraltro di numerose conferme sperimentali (fra cui la recente esperienza di De Rosa et al., 2002).

È infine utile osservare che la ricerca si sta oggi orientando verso modelli computazionalmente semplici che consentano di supportare in modo efficace i processi di pianificazione senza puntare a descrivere in modo dettagliato i fenomeni, ma quantificando in maniera corretta soprattutto l'impatto di determinate azioni di piano in termini di efficacia nel raggiungimento di obiettivi (p.es. gli obiettivi di qualità del D.Lgs 152/1999). Un'utile riflessione in tal senso è fornita da Nardini, 2002, che presenta un modello definito "quali-logico" la cui unica finalità è di rappresentare razionalmente l'efficacia di determinate azioni di risanamento in termini comparativi, e non assoluti, con riferimento a diverse alternative di intervento. Il modello qui proposto, benché utilizzabile anche per previsioni in termini assoluti, è da consigliare per applicazioni di tipo comparativo, quali sono quelle in cui si ricercano i tratti di reticolo idrografico soggetti a maggiore pressione e minore qualità delle acque, o quelle in cui si confrontano diverse strategie di risanamento.

## **III IL MODELLO PROPOSTO**

Per gestire i casi di interesse pratico tipici, ad esempio, della pianificazione territoriale di livello regionale (come previsto dal D.Lgs.152/99), si è proposto un modello che si basa sulle stesse ipotesi fisiche di GREAT-ER, ma che può essere implementato direttamente in un GIS di tipo "grid-cell" standard.

In tale approccio, la traslazione delle masse inquinanti viene descritta con uno schema puramente avvertivo (flusso a pistone) con velocità variabile lungo il reticolo ma con comportamento stazionario, e alle confluenze di più correnti materiali si applicano le ipotesi di miscelamento completo. Questo risulta in un'espressione del tipo:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i \cdot \exp(-k \cdot X_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i + Q_B} \cdot \exp(k \cdot X) \quad (1)$$

dove:

C= concentrazione nel generico punto del reticolo idrografico posto a distanza X (misurata lungo il reticolo) dal punto più basso del bacino (sezione di chiusura);

C<sub>i</sub>= concentrazione proveniente dalla generica sorgente i-esima di inquinante posta a monte del punto X, ed a una distanza X<sub>i</sub> dalla chiusura del bacino;

Q<sub>i</sub> = portata volumetrica proveniente dalla generica sorgente i-esima di inquinante posta a monte del punto X, ed a una distanza X<sub>i</sub> dalla chiusura del bacino;

k = costante di decadimento, che può essere variabile lungo il reticolo; si noti che tale costante corrisponde in ogni punto alla costante di decadimento temporale dell'inquinante in condizioni fluidostatiche, divisa per la velocità locale di traslazione; in tali ipotesi "lagrangiane" si riconduce il decadimento temporale al decadimento nello spazio in virtù dell'ipotesi di flusso stazionario sul reticolo idrografico;

Q<sub>B</sub> = portata di acque "bianche" (a concentrazione nulla)

Le sommatorie nell'equazione precedente si estendono a tutte le sorgenti inquinanti, in numero pari a n, poste a monte della sezione per cui si calcola la concentrazione C, e possono essere rappresentate mediante le ben note operazioni di flow accumulation (p.es. Burrough e McDonnel, 1998); le distanze X<sub>i</sub> e X sono calcolate mediante le operazioni di flow length (ibid.).

Qualora si abbia ragione di assegnare un valore di k variabile sul reticolo si può inserire come argomento degli esponenziali che compaiono nella formula precedente la flow length pesata con il valore di k stesso tratto per tratto.

Il termine Q<sub>B</sub> può essere definito, secondo la pratica corrente, nella forma:

$$Q_B = a \cdot FA^b$$

(2)

con

a, b coefficienti empirici da valutare in base all'idrologia del bacino;

FA la flow accumulation (area drenata dal punto X).

Ciascun termine dell'equazione sopra descritta può essere ottenuto, come evidenziato, con sole operazioni di map algebra o comunque con operazioni tipiche di un GIS di tipo "grid cell".

Quindi la mappa della concentrazione di inquinante lungo il reticolo idrografico si ottiene come funzione di altre mappe con un singolo calcolo e in modo estremamente semplice, senza richiedere il "run" di un modello e i problemi numerici che spesso vi si associano.

## 2CONSIDERAZIONI APPLICATIVE ED ESEMPIO DI CALCOLO

Un esempio di calcolo è stato sviluppato utilizzando dati verisimili compatibili con i valori tipici assunti dai parametri relativi ad un generico bacino idrologico con i valori di inquinamento generati a livello industriale e civile.

Il modello richiede la definizione dei percorsi idraulici seguiti dall'acqua e dagli scarichi, della costante di decadimento (omogenea o variabile sul bacino) e dell'entità dei flussi associati, sia in termini di volumi sia in termini di masse.

A tal proposito è evidente che, se si dispone di una caratterizzazione di dettaglio delle portate delle diverse sorgenti inquinanti e delle relative concentrazioni, e delle portate "bianche" fluenti sul reticolo idrografico, il modello può (almeno in linea di principio) essere calibrato per ottenere valori di concentrazione attendibili in ciascuna sezione del reticolo idrografico. Se, come spesso accade, non si dispone di una caratterizzazione di dettaglio delle concentrazioni e delle portate delle diverse fonti di inquinamento, il modello mostra comunque una certa utilità in quanto evidenzia un pattern di inquinamento che permette di evidenziare i tratti più o meno soggetti a pressione o inquinamento. Al riguardo si sottolinea che un dato necessario a valutare la diluizione è quello inerente le portate volumiche dalle diverse fonti in rapporto alla portata "bianca" fluente sul bacino. Diversamente non è possibile applicare la formula sopra descritta.

Una circostanza ricorrente è ad esempio quella di disporre di mappe dei punti di generazione di inquinamento, con associati gli "abitanti equivalenti"

(AE) di ciascuna fonte. Mentre le portate volumiche di una fonte di assegnati abitanti equivalenti possono essere stimate in modo ragionevole a partire da una conoscenza, anche di massima, delle dotazioni idriche, molto più incerta è la stima delle concentrazioni. In questo tipo di circostanze il modello potrebbe essere applicato in termini comparativi e non assoluti, e configurare tuttavia ugualmente un valido supporto alle valutazioni di piano, ome suggerito dal paradigma del modello "quali-logico" di Nardini, cit.

Si osservi che il modello non presuppone necessariamente che le fonti di inquinamento siano di tipo puntuale, in quanto nelle operazioni di flow accumulation e flow length si ragiona su base di ciascuna delle celle in cui è discretizzato il territorio. Pertanto, è possibile trattare in modo omogeneo le sorgenti puntuali e quelle diffuse. Peraltro, il modello non affronta l'aspetto, assai rilevante, della generazione dell'inquinamento da fonti diffuse come sono quelle urbane o agricole. A quest'ultimo scopo è richiesto un modello che stimi l'inquinante prodotto in ciascun tipo di uso del suolo, ed di esso può di conseguenza essere descritta la veicolazione sul reticolo.

Per chiarire l'utilizzo del modello, si faccia riferimento alla distribuzione di inquinanti di Figura 2.

L'esempio si riferisce a sorgenti di tipo industriale, rappresentate in termini di abitanti equivalenti. La definizione di abitanti equivalenti può essere riferita a diverse tipologie di parametri chimici, p.es. al BOD o ai nitrati. Ai fini della presente discussione, si tratta semplicemente di un parametro di "intensità relativa" dell'inquinamento prodotto. Nella figura, i punti sorgente di inquinamento sono rappresentati con una dimensione del punto proporzionale al numero di abitanti equivalenti.

La medesima figura riporta il modello digitale del terreno su cui si effettuano le operazioni di flow accumulation e flow length. Ad ogni sorgente si associano una portata volumica immessa nel reticolo, e la relativa concentrazione. Entrambe sono da considerarsi proporzionali agli "abitanti equivalenti" delle sorgenti.

Gli altri dati necessari per effettuare l'elaborazione sono quelli relativi al calcolo della portata bianca QB ed il valore del coefficiente di decadimento k.

Per ricavare i parametri a e b necessari per il calcolo della portata bianca può procedere elaborando i dati di portata osservati o stimati in diverse sezioni del bacino. Ad esempio, se si dispone dei dati di Tabella 1 si ottiene una coppia di coefficienti a e b per ciascun regime di portata come mostrati ad es. in

Figura 1 per il regime di piena ordinaria. Si noti che in questo modo è estremamente semplice effettuare simulazioni del livello di inquinamento nel reticolo in corrispondenza di diversi regimi ideologici del reticolo, ovvero di diversi gradi di diluizione.

Il coefficiente k dipende essenzialmente dalla morfologia del reticolo idrografico, che determina una maggiore o minore ossigenazione in corrispondenza di tratti lenticci, lotici, pozze e raschi, e dalla specie chimica considerata.

A scopo di primo orientamento si può fare riferimento alle indicazioni di letteratura sintetizzate, p.es., in Brown e Barnwell, 1987.

Un valore tipico per il coefficiente di decadimento  $k'$  del BOD5 è  $0.01 \text{ giorni}^{-1}$ ; considerando come valore della velocità media di moto dell'acqua nel reticolo idrografico  $v = 0,1 \text{ m/s} = 8640 \text{ m/giorno}$ ,  $k = k'/v = 0.01/8640 = 1.2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^{-1}$ .

Con tutti i dati di input a disposizione è possibile effettuare l'elaborazione secondo la formula che fornisce C.

Sul modello digitale del terreno (DTM) si eseguono le operazioni generalmente chiamate Fill sinks, Flow direction e Flow length, che nella pratica dei GIS grid-cell denotano rispettivamente la rimozione di punti di minimo locale spuri, l'individuazione delle direzioni di massima pendenza e il calcolo delle distanze X lungo i percorsi idraulici.

Successivamente, definite le mappe Q e C (assegnando ai punti di immissione dell'inquinante i rispettivi attributi) e i parametri a e b (stimati p.es. come sopra mostrato), si effettuano le operazioni di flow accumulation necessarie al calcolo della concentrazione.

Nella mappa di Figura 2 è riportato l'andamento della concentrazione dell'inquinante (C) generato dalle fonti puntuali di tipo industriale.

E' possibile notare come la concentrazione maggiore di inquinante sia in prossimità delle fonti puntuali di emissione, mentre tende a diminuire allontanandosi da esse secondo il coefficiente di decadimento k utilizzato, per poi aumentare bruscamente in corrispondenza di confluenze di altri inquinanti; la concentrazione dell'inquinante aumenta lungo il reticolo a causa dei contributi di inquinante forniti dai diversi tributari, e diminuisce per l'autodepurazione del reticolo quando cessano di verificarsi ulteriori apporti.

Si noti che la concentrazione è rappresentata secondo la scala cromatica mostrata in figura, che corrisponde ad una legenda di intensità relativa rappresentata, come è uso in tali circostanze, per variazioni di 0.25 standard deviations rispetto al valore medio della mappa. In altri termini non si intende for-

nire, nel caso di esempio, un valore assoluto della concentrazione, ma un pattern della sua intensità.

### 3CONCLUSIONI

Si è proposto un modo di utilizzare un GIS di tipo grid-cell per l'implementazione di modelli matematici di simulazione della qualità delle acque nel reticolo idrografico a partire dalla distribuzione delle sorgenti inquinanti, e ricorrendo a semplici operazioni di calcolo cartografico.

L'approccio può essere consigliato come metodo per gestire i casi di interesse pratico tipici, ad esempio, della pianificazione territoriale di livello regionale (come previsto dal D.Lgs.152/99), in quanto non richiede di fatto sforzi aggiuntivi rispetto alla costruzione di database delle sorgenti di inquinamento come vengono realizzati tipicamente nella redazione dei piani di tutela delle acque, e permette di confrontare in modo rapido ed economico diversi scenari di intervento e diverse condizioni idrologiche.

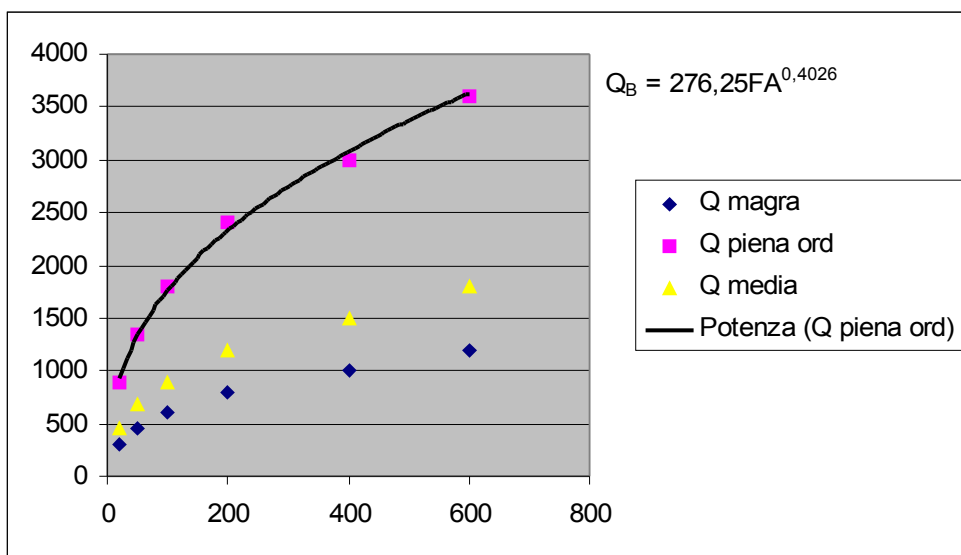
A fronte di una notevole incertezza che affligge ogni tipo di modello di qualità del reticolo idrografico, principalmente dovuta alla difficoltà di acquisire in modo completo i dati necessari (si pensi a tal proposito a quanto richiesto in termini di monito-

raggio dalla normativa vigente), l'approccio qui proposto si colloca nella prospettiva indicata da Nardini, 2002, di supportare valutazioni qualitative e comparative che consentano di supportare razionalmente le valutazioni dei piani di risanamento mettendo in relazione di causa ed effetto le sorgenti inquinanti e la qualità delle acque, capitalizzando sui dati effettivamente disponibili

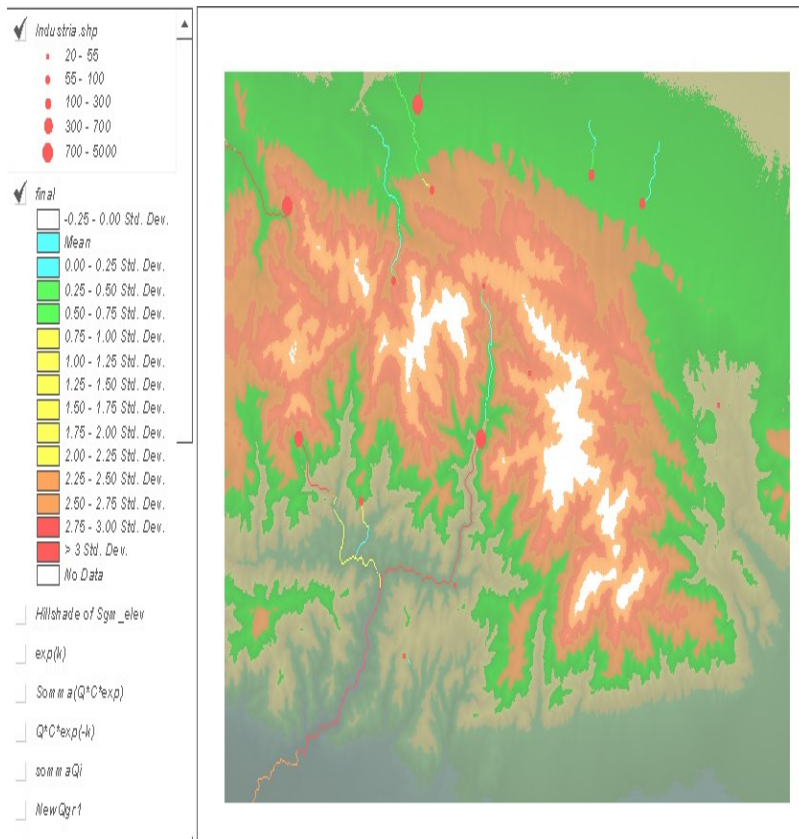
Si ritiene che l'approccio qui proposto, per la sua semplicità ed economicità, meriti di essere testato in casi reali di pianificazione per verificare la validità della descrizione che esso consente di fare della qualità delle acque superficiali alla scala di bacino, e di conseguenza la sua efficacia come strumento di supporto alle decisioni.

**Tabella 1.** Dati di portata disponibili per la stima dei coefficienti a e b dell'aformula relativa alle portate "bianche"

Area Bac. kmq	portate misurate (l/s)		
	<i>Q magra</i>	<i>Q piena ord</i>	<i>Q media</i>
20	300	900	450
50	450	1350	675
100	600	1800	900
200	800	2400	1200
400	1000	3000	1500
600	1200	3600	1800



**Figura 1.** Andamento delle portate "bianche" lungo il reticolo



**Figura 2.** Mappa della concentrazione degli inquinanti lungo il reticolo idrografico

**BIBLIOGRAFIA**

- L.C.Brown, T.O. Barnwell.. The enhanced stream water quality model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual. EPA-600/3-87/007. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1987
- G.Bonham-Carter, GIS for geoscientists, modeling with GIS, Elsevier, New York, 1994
- P.A.Burrough, Principles of GIS, Academic Press, NY, 1986
- P.A.Burrough, R. McDonnell, Principles of GIS, II ed., Oxford University Press, London, 1998
- S. De Rosa, T. Bruno, S. Romanò, Studio della dinamica del processo di autodepurazione in corsi d'acqua a basso battente: primi risultati, Ingegneria Ambientale, vol. XXXI, n. 2, febbraio 2002
- C. Imhoff, K. Imhoff, Manuale del trattamento delle acque reflue, tr.it. F.Angeli, Milano1985
- A. Nardini, Un modello quali-logico della qualità dell'acqua in una rete fluviale ideale per autorità d'ambito ed altri enti territoriali, Ingegneria Ambientale, vol. XXXI, n. 2, febbraio 2002
- A. Pistocchi, D. Neri, Analisi GIS-based dei fenomeni idrologici per la pianificazione, Ingegneria Ambientale, anno XXIX, n.7/8, pp 354-363, 2000
- A. Pistocchi, S. Bettini, R. Miserocchi, Modellazione previsionale GIS-based dell'inquinamento di origine diffusa da fonti agricole: un caso di studio; Ingegneria Ambientale, anno XXVIII n.1, pp 32-43, gennaio 2000
- A. Pistocchi, Modellazione GIS-based dello spandimento di reflui zootecnici e dell'incidenza dell'inquinamento conseguente, Acqua e Aria, n.3, pp 101-109, 2002
- G. Schnoor, Environmental Modeling, Wiley, New York, 1997