

APPENDICE G

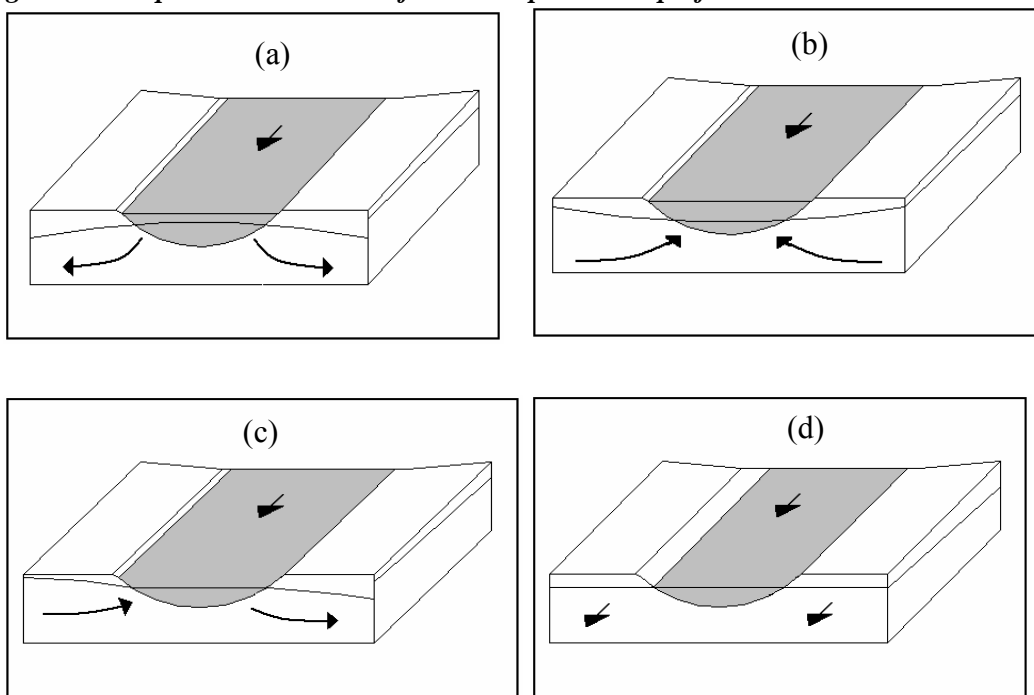
MIGRAZIONE DALLA FALDA ALL'ACQUA SUPERFICIALE

G.1 Interazione tra falda e corpi idrici superficiali

Nel caso in cui una falda contaminata si immette in un corpo idrico superficiale, si avrà un processo di degrado della qualità delle acque superficiali, dovuto alla diluizione del plume inquinato nel corpo idrico ricevente. La presenza di tale processo porta ad associare alla valutazione del rischio una nuova via di migrazione. I meccanismi che regolano il trasporto di contaminante attraverso questo comparto ambientale dipendono dai rapporti tra la falda di un acquifero e un corpo idrico superficiale che in generale risultano essere molto complessi.

Esistono in generale 4 diversi tipi di scenario che descrivono l'interazione fra falda e corpi idrici superficiali:

1. Nel caso di corsi d'acqua che alimentano la falda sotterranea si ha che il livello del pelo libero del corpo idrico si trova ad una quota maggiore del potenziale idraulico dell'acquifero misurato in prossimità del bordo del fiume (figura G.1.a).
2. Nel caso in cui sia l'acqua di falda ad alimentare il corpo idrico superficiale, si ha che il potenziale idraulico dell'acquifero è maggiore della quota del pelo libero del corpo idrico (figura G.1.b).
3. Nel caso in cui il corpo idrico viene attraversato da una falda si ha che lungo una sponda il potenziale idraulico della falda è maggiore della quota del pelo libero delle acque superficiali (e il fiume viene alimentato dalla falda), sull'altra sponda il potenziale idraulico ha una quota inferiore (il corpo idrico è drenato dalla falda); questa situazione di solito si presenta quando il corso del fiume cambia orientazione e scorre in direzione ortogonale al piano fluviale, e in generale anche alla direzione del flusso di falda. (figura G.1.c)
4. Quando la quota del letto del fiume e il potenziale idraulico sono uguali, si ha che il flusso del fiume e quello della falda sono paralleli e non avvengono scambi idrico fra i due corpi. (figura G.1.d)

Figura G.1: Tipi di interazione tra falda e corpi idrici superficiali

Le acque superficiali e la falda possono essere considerate un unico sistema poiché le interazioni avvengono lungo tutta la lunghezza del fiume dove le connessioni idrauliche con la falda si verificano. Possiamo definire la *zona iporreica* come quella zona in cui avviene la miscelazione fra acqua di falda e acque superficiali. L'immissione avviene nella zona ripariana, ovvero quella striscia di terra che costeggia il bordo del corpo idrico. E' normalmente caratterizzata dalla presenza di alberi e altra vegetazione e non contiene acque superficiali se non durante episodi di esondazioni.

Nell'ambito del presente documento si farà riferimento esclusivamente al caso in cui sia l'acqua di falda ad alimentare il corpo idrico superficiale, ovvero in cui il potenziale idraulico dell'acquifero sia maggiore della quota del pelo libero del corpo idrico (figura G.1.b).

G.2 Equazioni e modelli proposti

Fra gli standard e i software analizzati, la contaminazione di un corpo idrico superficiale da parte di un plume inquinato viene considerata da UNICHIM, CONCAWE e RISC 4.0.

Tutti quanti utilizzano modelli analitici, stazionari e monodimensionali ricavando le equazioni per il calcolo della concentrazione finale da un bilancio di materia. Le equazioni si differenziano a seconda delle caratteristiche del corpo idrico in esame.

G.2.1 Equazioni proposte dagli standard

Tra gli standard esaminati, gli unici ad affrontare l'aspetto della migrazione dei contaminanti dall'acqua di falda all'acqua superficiale sono UNICHIM e CONCAWE.

Tabella G.1: Analisi degli standard di riferimento

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report 1997	EPA - 2003 (*)	RAGS
C _{sw} (1)				X		
C _{sw} (2)				X		
C _{sw} (3)				X		
C _{sw} (4)						
C _{sw} (5)			X			

Le equazioni proposte dagli standard sono valide sotto le ipotesi di:

- (a) miscelazione istantanea e completa
- (b) assenza di processi di decadimento e rimozione del contaminante

1. *Condizioni di flusso nullo.* Nel caso in cui una sostanza sia rilasciata in un corpo idrico in condizioni di nessun flusso l'equazione proposta da CONCAWE è:

$$C_{sw(1)} = DF \cdot C_{gw} \quad (G.1)$$

dove

C_{sw}: concentrazione del contaminante nel corpo idrico (mg/l)

C_{gw}: concentrazione del contaminante nel plume di falda (mg/l)

DF: fattore di diluizione basato sul volume del corpo idrico in condizione di flusso nullo

2. *Corpi idrici con deflusso.* Nel caso in cui il rilascio di contaminante avvenga in un corpo idrico superficiale caratterizzato da un deflusso, è possibile calcolare la concentrazione di contaminante che si trova nelle acque superficiali, in base ad un semplice bilancio di massa all'interno di una zona di miscelazione (figura G.2):

$$C_{gw} \cdot Q_{gw} = C_{sw} (Q_{gw} + Q_{sw}) \quad (G.2)$$

da cui si ricava la:

$$C_{sw(2)} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw}}{Q_{gw} + Q_{sw}} \quad (G.3)$$

dove:

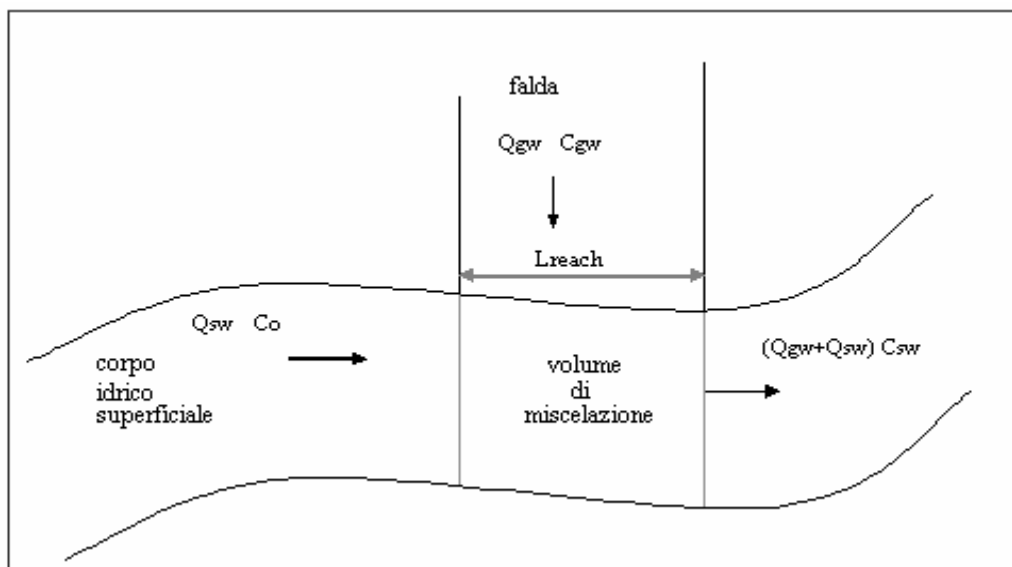
C_{gw} : concentrazione del composto inquinante presente nel plume di falda misurato in prossimità del corpo idrico recettore (mg/l)

C_{sw} : concentrazione del composto inquinante a valle della miscelazione (mg/l)

Q_{gw} : portata della falda in condizione di piena (m^3/d)

Q_{sw} : portata del corpo idrico superficiale a monte della miscelazione in condizione di magra (m^3/d)

Figura G.2: Miscelazione falda-corpo idrico superficiale



Tale equazione viene riportata sia da CONCAWE che da UNICHIM.

In particolare, utilizzando questo approccio, UNICHIM introduce il fattore di diluizione nelle acque superficiali come rapporto fra la concentrazione in falda e quella nel corpo idrico recettore a valle della miscelazione. Tale parametro viene denominato River Dilution Factor (RDF):

$$RDF = \frac{Q_{gw} + Q_{sw}}{Q_{gw}} \quad (G.4)$$

3. *Sorgente non puntiforme.* Nel caso in cui un contaminante venga introdotto tramite una sorgente non puntiforme o quando il rilascio di inquinante è noto con termini di massa/tempo vale la relazione proposta da CONCAWE:

$$C_{sw(3)} = \frac{W}{Q_{gw} + Q_{sw}} \quad (G.5)$$

dove:

W: quantità rilasciata (mg/s)

Q_{sw} : portata del corpo idrico (m^3/s)

Q_{gw} : portata della falda (m^3/s)

4. *Corpo idrico precontaminato.* Nel caso in cui nel corso d'acqua sia già presente uno stato di contaminazione a monte della zona di miscelazione, con una concentrazione pari a C_0 , il bilancio di materia diventa:

$$C_{gw} \cdot Q_{gw} + C_0 \cdot Q_{sw} = C_{sw} (Q_{gw} + Q_{sw}) \quad (G.6)$$

Da cui è possibile ricavare la concentrazione del composto inquinante nelle acque superficiali mediante la:

$$C_{sw(4)} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw} + Q_{sw} \cdot C_0}{Q_{gw} + Q_{sw}} \quad (G.7)$$

Il fattore RDF definito dall'UNICHIM assume in questo caso la seguente forma:

$$RDF = \frac{C_{gw} (Q_{gw} + Q_{sw})}{C_{gw} \cdot Q_{gw} + C_0 \cdot Q_{sw}} \quad (G.8)$$

G.2.2 Equazioni proposte dai software

Tra i software esaminati (vedi tabella G.2) solo RISC e ROME offrono una trattazione del trasporto tra acqua di falda e acqua superficiale.

Tabella G.2: Analisi dei software

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
Csw(1)				
Csw(2)				
Csw(3)				
Csw(4)	X		X	
Csw(5)		X		

Il modello proposto da ROME è sostanzialmente allineato con quanto proposto dall'UNICHIM, in quanto viene utilizzato il fattore di diluzione, definito dalla equazione (G.8). Il modello proposto da RISC 4 considera, oltre ad una contaminazione preesistente nel corpo idrico superficiale, anche eventuali fenomeni di biodegradazione delle sostanze inquinanti.

Il processo di contaminazione viene descritto attraverso due modelli:

1. *modello di miscelazione nelle acque superficiali* mediante il quale è possibile stimare la concentrazione del composto inquinante nel corpo idrico recettore.
2. *modello di ripartizione nel sedimento* con cui è possibile stimare la concentrazione di composto inquinante che viene assorbito nei sedimenti al fondo in quella porzione di area dove avviene il passaggio del plume di inquinante immesso dalla falda.

Questi modelli possono essere utilizzati da soli, nel caso in cui si disponga di dati sulla concentrazione del contaminante in falda in prossimità dell'immissione nel corpo idrico (considerando quindi la falda come sorgente di contaminazione) oppure possono essere messi in relazione con i modelli per la lisciviazione e dispersione in falda precedentemente utilizzati nel calcolo della concentrazione di contaminante nello strato saturo: in questo caso la concentrazione di contaminante in falda in prossimità del corpo idrico recettore sarà stimata attraverso la formula di Domenico.

G.2.2.1 Modello di miscelazione nelle acque superficiali

Questo modello è stato formulato per due diversi tipi di corpi idrici superficiali:

- laghi, estuari o grandi corpi idrici
- fiumi, affluenti, torrenti

i quali possono essere considerati come :

- *sistemi a perfetta miscelazione*, dove la concentrazione del composto inquinante all'interno del corpo idrico recettore (o in un specifico volume di controllo) è supposto uguale ovunque.
- *sistemi a miscelazione incompleta*, in cui la contaminazione non è chimicamente omogenea. Sistemi di miscelazione incompleta sono anche descritti come “plug flow” o “mixed flow”: i primi trovano applicazione

dove l'avvezione è dominante (usata generalmente per fiumi), mentre i secondi si applicano dove sono presenti sia fenomeni di avvezione che di dispersione/diffusione (usata per gli estuari).

Nel modello di miscelazione nelle acque superficiali si ipotizza che il sistema sia a perfetto mescolamento e la concentrazione del contaminante nelle acque superficiali quindi è ovunque uguale. Il modello a perfetta miscelazione considera trascurabili sia fenomeni di avvezione che di dispersione. Applicando ad un definito volume di controllo il principio di bilancio delle masse si ottiene la seguente equazione:

$$V \frac{dC_{sw}}{dx} = W(t) - QC_{sw} - \lambda_{sw}VC_{sw} \quad (G.9)$$

dove:

$W(t)$: massa di contaminante entrante (mg/d)

V : volume di controllo per il mescolamento nel corpo idrico superficiale (m^3)

C_{sw} : concentrazione del contaminante nel corpo idrico superficiale (mg/m^3)

t : tempo (d)

Q : flusso in uscita dal volume di controllo (m^3/d)

λ_{sw} : coefficiente di decadimento della sostanza (d^{-1})

x : distanza lungo l'asse parallela al bordo del corpo idrico recettore (m)

Per un fiume si assume che la direzione x sia parallela alla sponda del corpo idrico. Si assume inoltre che il plume della falda interseca la superficie del corpo idrico recettore ad angolo retto.

Nel caso di lago si assume che il plume interseca il corpo idrico lungo un contorno dritto perpendicolare al bordo del lago.

La soluzione di tale equazione è:

$$C_{sw(x)} = \frac{W}{Q + \lambda_{sw}V} \quad (G.10)$$

Questa soluzione è valida sia per laghi che fiumi; l'unica differenza sta nel modo in cui il volume di controllo V è calcolato: per i fiumi tale volume è quantificato come prodotto fra la larghezza del plume che entra nel corpo idrico d_{sw} e la sezione trasversale del fiume (o quella parte di sezione trasversale dove avviene la miscelazione)

ortogonale al verso di scorrimento delle acque superficiali S_{sw} ; per i laghi o gli estuari il volume di controllo è sito-specifico (può essere uguale all'intero volume del lago o ad una parte di esso).

L'applicazione di questo modello al caso di un lago richiede che il corpo idrico in esame abbia un tasso di ricambio delle acque (cioè che il termine Q_{sw} non sia nullo).

G.2.2.2 Modello di ripartizione nel sedimento

Il modello di deposito è un semplice modello di ripartizione che stima la concentrazione del contaminante che è assorbita al sedimento (dovuto allo scarico della falda) nella regione dove il plume contaminato attraversa i sedimenti per giungere nel corpo idrico superficiale.

Nel presente modello non sono considerati fenomeni di biodegradazione quando il plume penetra il sedimento interposto.

Le concentrazioni di deposito sono calcolate usando l'equazione di partizione all'equilibrio:

$$C_{sed} = C_{gw} \cdot K_d \quad (G.11)$$

dove :

C_{sed} : concentrazione di composto inquinante nel deposito

C_{gw} : concentrazione di composto inquinante nella falda

K_d : coefficiente di ripartizione suolo-acqua

Per elementi organici il coefficiente di ripartizione è calcolato come il prodotto fra la frazione di carbonio organico presente nel sedimento e il coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua:

$$K_d = f_{oc} \cdot K_{oc} \quad (G.12)$$

G.2.2.3 esplicazione dei termini delle equazioni di trasporto

Il bilancio di massa per il modello a miscelazione nelle acque superficiali tiene conto dei seguenti termini:

1. massa di contaminante in entrata W , calcolata come:

$$W = Q_{sw} \cdot C_0 + Q_{gw} \cdot C_{gw} \quad (G.13)$$

dove :

Q_{sw} : flusso in ingresso del corpo idrico (m^3/gg)

C_0 : concentrazione iniziale presente nel corpo idrico (mg/m^3)

Q_{gw} : flusso in ingresso della falda (m^3/gg)

C_{gw} : concentrazione di contaminante nel flusso di ingresso della falda (mg/m^3)

2. flusso in uscita dal volume di controllo Q , calcolato come la somma dello scarico di falda e del flusso in entrata dal corpo idrico nel volume di controllo:

$$Q = Q_{sw} + Q_{gw} \quad (G.14)$$

3. Termine relativo a eventuali processi di biodegradazione del composto inquinante nel volume di controllo, che ne comporta la diminuzione della concentrazione nelle acque del corpo idrico recettore, calcolato come:

$$\lambda_{sw} \cdot V \cdot C_{sw} \quad (G.15)$$

dove:

λ_{sw} : costante di decadimento del composto nelle acque superficiali

C_{sw} : concentrazione del composto inquinante nelle acque a valle della miscelazione

4. Termine relativo alla variazione di concentrazione del composto inquinante nella direzione di scorrimento delle acque superficiali all'interno del volume di controllo:

$$V \frac{d C_{sw}}{dx} \quad (G.16)$$

L'equazione finale diventa:

$$Q_{gw} \cdot C_{gw} + Q_{sw} \cdot C_o = (Q_{gw} + Q_{sw}) \cdot C_{sw} + \lambda_{sw} \cdot V \cdot C_{sw} + V \frac{dC_{sw}}{dx} \quad (G.17)$$

poiché si è ipotizzato che il sistema all'interno del volume di controllo sia a perfetto mescolamento, l'ultimo termine risulta essere nullo in quanto la concentrazione è uguale ovunque.

Con queste sostituzioni la (G.10) diventa:

$$C_{sw(5)} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw} + Q_{sw} \cdot C_o}{Q_{gw} + Q_{sw} + V \cdot \lambda_{sw}} \quad (G.18)$$

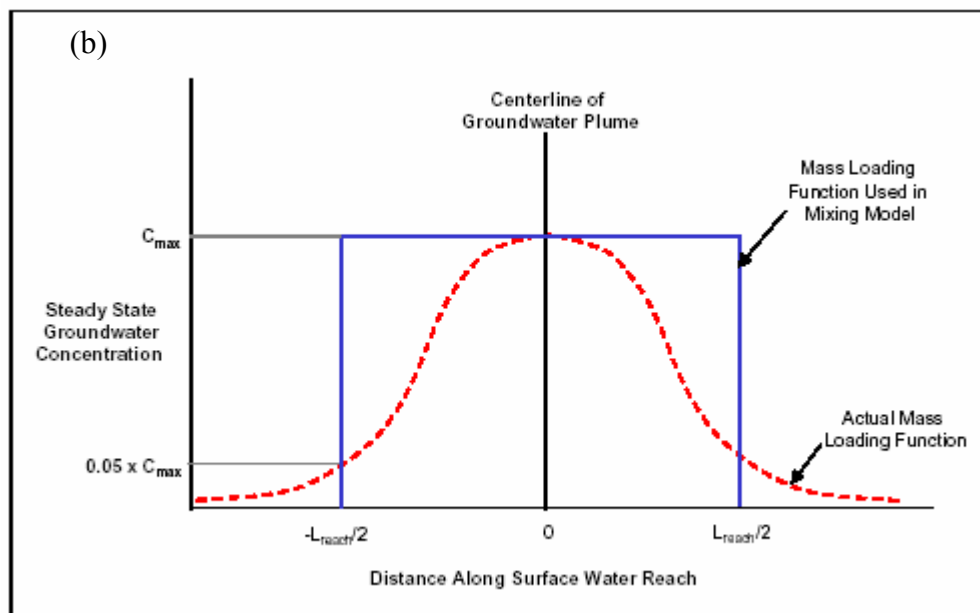
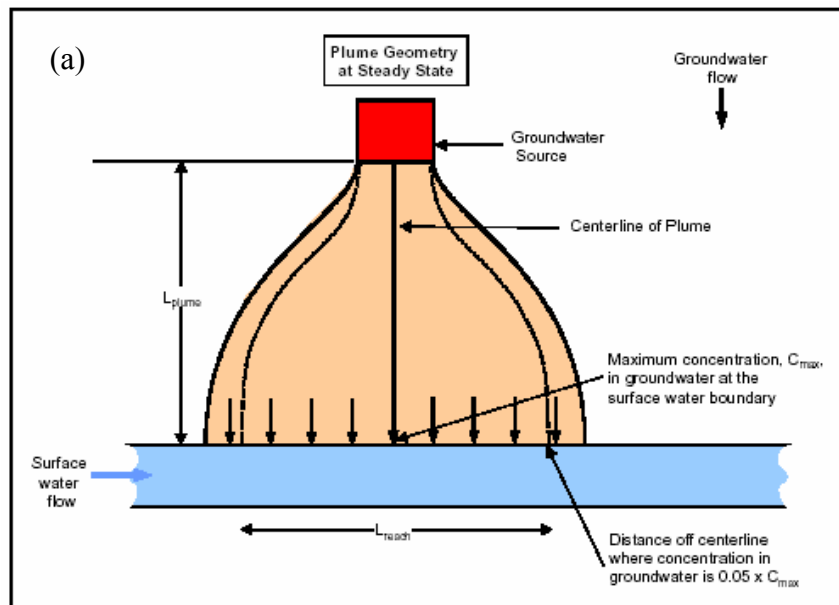
G.2.2.4 calcolo della larghezza del plume inquinato

La larghezza del plume L_{reach} che giunge al bordo del corpo idrico può essere direttamente inserita (nel caso in cui il modello di lisciviazione non sia usato, e quindi la concentrazione di contaminante in falda risulta costante lungo le coordinate x,y,z) oppure calcolato. Nel caso in cui sia usato il modello della falda, L_{reach} è calcolato come una funzione della larghezza del plume nel punto in cui questo interseca il corpo idrico. Poiché la concentrazione del composto inquinante non è costante su tale larghezza, si calcola L_{reach} come quella estensione all'interno della quale la concentrazione di contaminante resta superiore al 5% della concentrazione massima C_{max} che si ha sulla linea centrale (figura G.3a); in seguito si assume poi che all'interno di L_{reach} la concentrazione di contaminante sia costante e pari a C_{max} (figura G.3b).

Per il calcolo di L_{reach} si usa la seguente formula di Domenico:

$$C(x,y,z) = \frac{C_o}{4} \exp \left\{ \frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{v}} \right] \right\} \left\{ \operatorname{erf} \left[\left(y + \frac{W_y}{2} \right) \frac{1}{2\sqrt{\alpha_y x}} \right] - \operatorname{erf} \left[y - \frac{W_y}{2} \right] \frac{1}{2\sqrt{\alpha_y x}} \right\} \left\{ \operatorname{erf} \left[\left(z + \frac{W_z}{2} \right) \frac{1}{2\sqrt{\alpha_z x}} \right] - \operatorname{erf} \left[z - \frac{W_z}{2} \right] \frac{1}{2\sqrt{\alpha_z x}} \right\} \quad (G.19)$$

da cui si ottiene, risolvendo iterativamente, la distanza x per cui la concentrazione è pari al 5% di C_{max} .

Figura G.3: definizione del parametro L_{reach} (RISC4)

G.3 Stima dell'effettivo volume di controllo e MZ

L'assunzione di completa miscelazione all'interno del volume di controllo non sempre è valida: la concentrazione di contaminante calcolata con le equazioni descritte sopra potrebbe essere molto inferiore a quella rilevata in una zona in prossimità dell'immissione della falda.

Occorre quindi, per questi casi introdurre ulteriori assunzioni per una stima più attendibile della concentrazione finale procedendo con la riduzione del volume di controllo e/o introducendo una mixing zone (zona di miscelazione) che individui la distanza lungo il bordo del corpo idrico, a partire dal punto di immissione della sorgente, oltre la quale la miscelazione può essere considerata omogenea.

G.3.1 Adattamento del volume di controllo

Per corpi idrici di larga estensione, dove è improbabile che il mescolamento dell'acqua di falda con l'acqua superficiale avvenga sull'intero volume del corpo idrico recettore, RISC introduce un fattore adimensionale, variabile fra 0 e 1, che riduce il volume di controllo, considerandone soltanto quella frazione all'interno della quale si stima che avvenga effettivamente la miscelazione e per cui possano essere valide le equazioni descritte. E' chiaro che, oltre a ridurre il volume di mescolamento, sarà necessario ridurre della stessa percentuale anche il flusso di acqua entrante dal corpo idrico. Detta $Frac_{mix}$ la percentuale scelta come rappresentativa per la riduzione, la concentrazione di contaminante a valle della miscelazione è data da:

$$C_{sw(6)} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw} + Q_{sw} \cdot C_0}{Q_{gw} + Frac_{mix} \cdot (Q_{sw} + V \cdot \mu_{sw})} \quad (G.20)$$

Nella scelta sull'utilizzo di tale parametro è necessario tenere conto di alcuni fattori:

- Se la Lreach è estesa rispetto alla sezione trasversale del corpo idrico, non è necessario apportare alcuna riduzione ($Frac=1$).
- Se il corpo idrico è caratterizzato da una forte corrente e/o la sezione trasversale non è troppo larga, si può supporre che $Frac=1$
- se il corpo idrico ha una corrente lenta e/o la profondità della falda nel punto in cui interseca il corpo idrico è piccola rispetto alla sezione trasversale dello stesso, occorre porre $Frac<1$

Per stabilire se un corso d'acqua ha una corrente veloce o lenta può essere utile far riferimento al numero di froude definito come:

$$Fr = \frac{v_{sw}}{\sqrt{g \cdot Y_m}} \quad (G.21)$$

Dove:

v_{sw} : velocità media del fiume (m/s)

g : accelerazione di gravità (m/s^2)

Y_m : profondità media della sezione, pari alla profondità della sezione rettangolare che ha la stessa larghezza del pelo libero e la stessa area data. Viene calcolata come:

$$Y_m = \frac{S_{sw}}{b_{sw}} \quad (G.22)$$

Si avrà allora:

- nella correnti veloci: $Fr > 1$
- nelle correnti lente: $Fr < 1$

G.3.2 Stima della mixing zone

Il rilascio di sostanze inquinanti all'interno di un corpo idrico da una sorgente puntuale e la miscelazione con le acque del corpo idrico avviene nella mixing zone. Questa viene definita come la zona all'interno della quale la concentrazione dei contaminanti non è uniforme a causa dei fenomeni di dispersione e decresce fino a raggiungere un valore stabilmente uniforme. Per la stima della lunghezza della zona di miscelazione sono state proposte diverse equazioni riportate di seguito:

1. Equazione proposta da Fisher et al che ipotizza uno scarico posto al centro del corpo idrico recettore.

$$MZ_{(1)} = \frac{0.1 \cdot W^2 \cdot v_{sw}}{D_y} \quad (G.23)$$

2. Equazione riportata da CONCAWE derivata da Fisher at al. per scarichi che avvengono lungo il bordo del corpo idrico.

$$MZ_{(2)} = \frac{0.4 \cdot W_{sw}^2 \cdot v_{sw}}{D_y} \quad (G.24)$$

3. Equazione che limita l'estensione della mixing zone ad una lunghezza non superiore a 10 volte la larghezza del corpo idrico.

$$MZ_{(3)} = 10 \cdot W \quad (G.25)$$

per tutte le equazioni vale:

MZ: lunghezza della zona di miscelazione (m)

W: larghezza del corpo idrico (m)

v_{sw} : velocità del flusso (m/s)

D_y : coefficiente di dispersione laterale (m/s)

Il coefficiente di dispersione laterale può essere stimato a mezzo della seguente relazione:

$$D_y = C \cdot d \cdot v'_{sw} \quad (G.26)$$

dove:

d: profondità del corpo idrico (m)

v'_{sw} : velocità trasversale (m/s) che può essere calcolata come:

$$v'_{sw} = \sqrt{g \cdot d \cdot S_l} \quad (G.27)$$

con

g: accelerazione di gravità (m/s^2)

S_l : pendenza del canale (m/m)

In alternativa si usa porre la velocità trasversale pari al 10% della velocità media del fiume.

C: fattore che tiene conto delle irregolarità della sezione del canale in prossimità dello scarico. Vale:

- C = 0.1 per canali rettangolari;
- C = 0.3 per canali in condotte;
- C = 0.6 per canali naturali poco tortuosi;
- C = 1.0 per canali naturali molto tortuosi;
- C = 1.3 per canali con angoli di 90° o più;

G.4 Analisi di sensibilità

Tutti i diversi fattori che contribuiscono alla valutazione dello stato finale di contaminazione del corpo idrico superficiale hanno un peso più o meno rilevante all'interno delle equazioni analizzate e una loro variazione può portare a variazioni di concentrazione più o meno apprezzabili.

Si rende necessario quindi cercare di capire quanto tali fattori siano determinanti, e nel fare ciò saranno prese in considerazione le equazioni $C_{sw(2)}$ (1.3) e $C_{sw(5)}$ (1.20), di seguito riportate, trascurando, nella seconda equazione il termine relativo alla concentrazione iniziale nel fiume C_0 :

$$C_{sw(2)} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw}}{Q_{gw} + Q_{sw}} \quad (G.3)$$

$$C_{sw(5)} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw}}{Q_{gw} + Q_{sw} + \lambda_{sw} V} \quad (G.18)$$

L'equazione $C_{sw(1)}$ non è stata presa in considerazione, in quanto in condizioni di flusso nullo non risulta possibile stimare il valore di DF.

L'equazione $C_{sw(3)}$ non è stata presa in considerazione, in quanto di fatto coincide con l'equazione $C_{sw(2)}$ a meno del termine di immissione che è riferito a sorgente non puntiforme.

L'equazione $C_{sw(4)}$ non è stata presa in considerazione, in quanto di fatto coincide con l'equazione $C_{sw(2)}$ a meno di considerare il corpo idrico ricevente già inquinato.

Infine, l'equazione $C_{sw(6)}$ non è stata presa in considerazione, in quanto coincide con l'equazione $C_{sw(5)}$ a meno del termine Frac.

Nella tabella G.3 sono riportati i valori standard dei diversi parametri e il loro range di variabilità per l'analisi di sensibilità.

Tabella G.3: valori dei parametri utilizzati per l'analisi di sensibilità

	Parametri			
	Q_{gw} (m ³ /s)	Q_{sw} (m ³ /s)	C_{gw}	V (m ³)
Standard	0.05	30	1	100
Range	0.025 - 0.175	30 - 300	----	50 - 250

Considerando una concentrazione unitaria di un generico contaminante l'analisi condotta ha mostrato che:

- Q_{gw} : L'aumento della portata della falda comporta un incremento lineare della concentrazione finale nelle acque superficiali per entrambe le equazioni analizzate. L'equazione $C_{sw(2)}$, non considerando l'attenuazione dovuta a fenomeni di biodegradazione, fornisce una stima più conservativa della $C_{sw(5)}$, restituendo valori costantemente maggiori (figura G.4). La portata della falda a sua volta dipende in modo lineare sia dalla geometria del sito (gradiente idraulico, sezione di immissione) che dalla conducibilità idraulica (che dipende dal tipo di suolo presente).
- Q_{sw} : Un aumento della portata del corpo idrico comporta in generale una considerevole riduzione, in termini di percentuale, della concentrazione finale del contaminante nelle acque superficiali. Anche in questo caso la $C_{sw(2)}$ risulta più conservativa, ma per valori di Q_{sw} sempre maggiori, le due equazioni restituiscono valori di C_{sw} convergenti. Da tali risultati si può affermare che nei laghi o fiumi caratterizzati da un maggior ricircolo delle acque la contaminazione sarà più limitata (figura G.5).
- V: Il termine relativo al volume di controllo compare esclusivamente nell'equazione $C_{sw(5)}$: questo significa che una sua variazione modifica la concentrazione finale solo se si tiene conto dei fenomeni di biodegradazione che vi possono aver luogo. L'aumentare del volume d'acqua utilizzato per la miscelazione, comporta una diminuzione quasi lineare della concentrazione finale. Nel caso di un fiume, i termini che contribuiscono alla variazione di questo parametro sono le caratteristiche geometriche del corpo idrico (la sezione trasversale) e larghezza del plume che si immette al suo interno (figura G.6).

- λ_{sw} : La presenza del termine di biodegradazione comporta sempre un'attenuazione del termine finale di concentrazione, e maggiore è il suo valore, maggiore è il suo contributo alla riduzione.

Infine, se si tiene conto della presenza di uno stato di contaminazione preesistente nelle acque superficiali a monte della miscelazione la concentrazione finale di contaminante nelle acque superficiali risulterà sempre maggiore rispetto a quella che si avrebbe in un corpo idrico incontaminato.

Figura G.4: sensibilità della concentrazione nel corpo idrico ricevente al variare della portata di acqua di falda

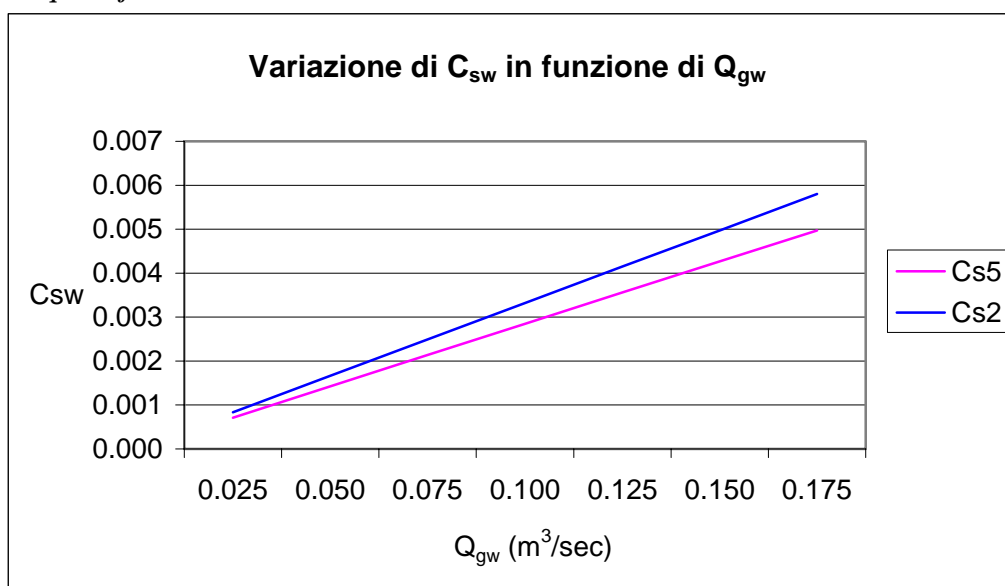


Figura G.5: sensibilità della concentrazione ne corpo idrico superficiale al variare della portata del corpo idrici stesso.

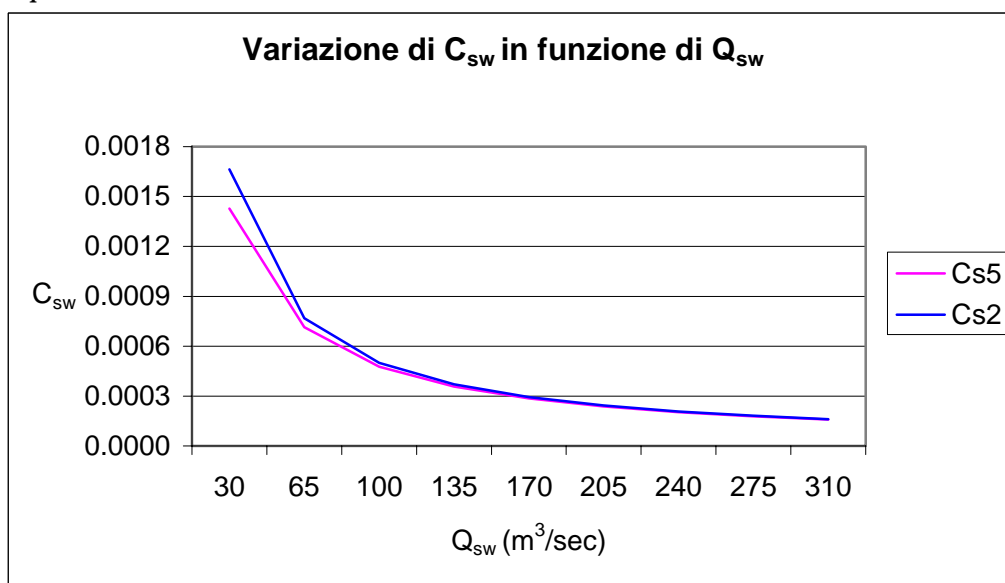
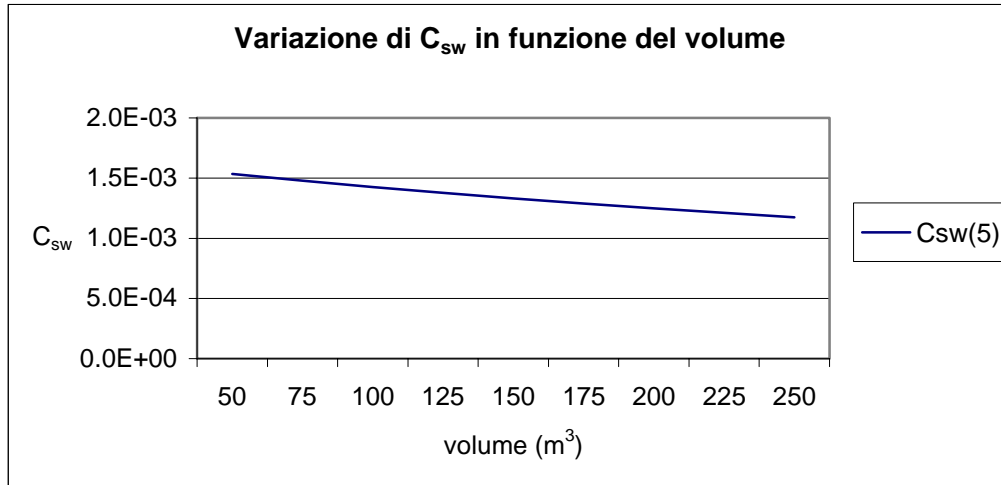


Figura G.6: sensibilità della concentrazione nel corpo idrico ricevente al variare del volume di miscelazione



G.5 Scelta delle equazioni

L'analisi di sensibilità condotta sulle equazioni $C_{sw(2)}$ e $C_{sw(5)}$ (le altre equazioni sono state escluse per le motivazioni addotte nel paragrafo G.4) per la stima della concentrazione finale nelle acque superficiali ha determinato che, per i diversi scenari ambientali che possono essere definiti al variare dei parametri analizzati, l'equazione $C_{sw(2)}$, non considerando l'effetto di eventuali fenomeni di attenuazione dovuti alla biodegradazione delle sostanze, fornisce sempre una stima più conservativa rispetto alla $C_{sw(5)}$.

In assenza di valori attendibili sito-specifici per i coefficienti di biodegradazione dei contaminanti nelle acque superficiali, la scelta dell'equazione per le acque superficiali ricade necessariamente sulla $C_{sw(2)}$.

$$C_{sw(2)} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw}}{Q_{gw} + Q_{sw}} \quad (G.3)$$

Poiché tale equazione è valida sotto l'ipotesi di un sistema a perfetto mescolamento, la stima che fornisce sarà certamente valida solo ad una certa distanza dalla sorgente, dove la miscelazione può essere considerata praticamente omogenea; tale distanza viene rappresentata dalla mixing zone.

Anche per il calcolo della lunghezza di MZ si impone una scelta: in questo caso tutte le equazioni (tranne la $MZ_{(1)}$, le cui ipotesi di applicazioni non risultano conformi a quelle adottate nel modello) vengono confrontate con i risultati ottenuti da un modello di dispersione di contaminante rappresentato da un'equazione bidimensionale (considerando trascurabile la dispersione verticale):

$$C(x, y) = \frac{\dot{m}}{d \cdot v_{sw} \cdot \sqrt{4 \cdot \pi \cdot D_y \cdot x / v_{sw}}} \cdot \left[2 \cdot \exp\left(-\frac{y^2 \cdot v_{sw}}{4 \cdot D_y \cdot x}\right) + \exp\left(-\frac{(y + 2 \cdot W_{sw})^2 \cdot v_{sw}}{4 \cdot D_y \cdot x}\right) \right] \quad (G.28)$$

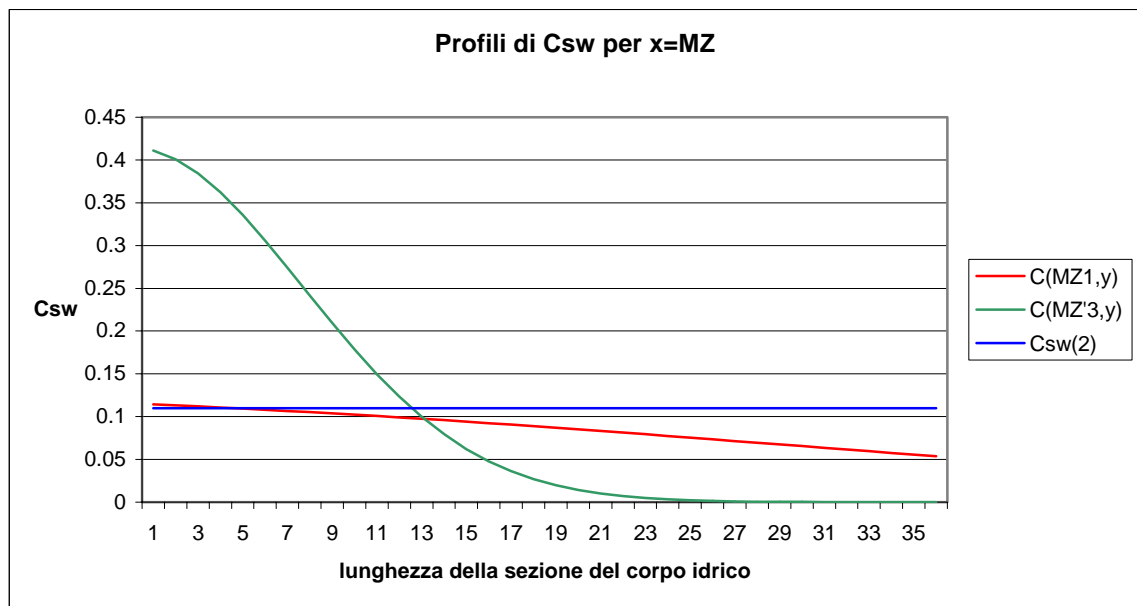
I dati relativi ai parametri richiesti, assunti arbitrariamente a titolo esemplificativo, sono riportati in tabella G.4:

Tabella G.4: parametri per il calcolo della mixing zone, MZ

\dot{m}	Massa di contaminante per unità di tempo	mg/s	1
v_{sw}	Velocità del flusso	m/s	0.25
d	Altezza del corpo idrico	m	1
D_y	Dispersività trasversale	m/s	2.06E-2
W_{sw}	Larghezza del corpo idrico	m	36
Q_{gw}	Portata della falda	m ³ /s	1
Q_{sw}	Portata del corpo idrico	m ³ /s	$v_{sw} \cdot W_{sw} \cdot d$
C_{gw}	Concentrazione di contaminante in falda	mg/m ³	1

I profili di concentrazione calcolati per una distanza downgradient pari a MZ lungo la sezione del corpo idrico confrontati con i valori di concentrazione calcolati a mezzo della $C_{sw(2)}$ ipotizzando un perfetto mescolamento sono rappresentati in figura G.7:

Figura G.7: confronto tra i profili di concentrazione calcolati con diverse equazioni per la mixing zone.



Dall'analisi di questa figura si evince che:

- 1) La $C(MZ_{(2)}, y)$ restituisce sulla sezione di fiume posta a distanza $MZ_{(2)}$ dalla sorgente di immissione, valori che riproducono un profilo quasi costante e che sono prossimi ai valori di concentrazione restituiti dalla $C_{sw(2)}$.
- 2) La $C(MZ'_{(3)}, y)$ traccia un profilo di concentrazioni con valori che subiscono fluttuazioni lungo la larghezza del corpo idrico e che risultano in alcuni punti molto maggiore di $C_{sw(2)}$: la $MZ_{(3)}$ risulta una stima meno conservativa e quindi meno affidabile.