

APPENDICE B**FATTORE DI LISCIVIAZIONE****B.1 Analisi delle equazioni (TESTI DI RIFERIMENTO)**

Nel calcolo del fattore di lisciviazione LF (Leaching Factor) tutti i testi adottati come riferimento prendono in considerazione il fatto che l'inquinante presente nel suolo si ripartisce tra acqua, aria e suolo. Solo la parte che viene assorbita dall'acqua subisce un trasporto verso la falda e di ciò si tiene conto attraverso il coefficiente di partizione suolo-acqua :

$$k_{sw} = \frac{\rho_s}{\theta_w + k_s \rho_s + H \theta_a} \quad (B.1)$$

Tale equazione si ricava partendo dall'espressione della massa totale del generico contaminante M_T contenuta nel volume della sorgente V_b . Essendo C_s la concentrazione in sorgente e C_{L1} la concentrazione nell'eluato in corrispondenza della sorgente si ha:

$$M_T = (\theta_w + k_s \rho_s + H \theta_a) \cdot C_{L1} \cdot V_b \quad (B.2)$$

$$C_s = \frac{M_T}{\rho_s \cdot V_b} \quad (B.3)$$

Dalla combinazione delle due equazioni precedenti si ottiene:

$$C_s = \frac{(\theta_w + k_s \rho_s + H \theta_a)}{\rho_s} \cdot C_{L1} \quad (B.4)$$

$$k_{ws} = \frac{C_{L1}}{C_s} = \frac{\rho_s}{(\theta_w + k_s \rho_s + H \theta_a)} \quad (B.5)$$

Come riporta il manuale Unichim, il valore che si ottiene per la concentrazione nell'eluato non deve essere superiore al limite di solubilità e la massa di contaminante che durante tutta l'esposizione passa nell'eluato non deve essere superiore alla massa complessiva presente inizialmente in sorgente. Dovranno allora essere verificate le seguenti due condizioni:

$$C_{L1} \leq MF \cdot S \quad (B.6)$$

dove MF è la frazione molare del generico contaminante ed S la sua solubilità.

$$M_{L1} \leq M_s \quad (B.7)$$

dove M_{L1} è la massa del contaminante nel percolato e M_s è la massa presente in sorgente di contaminazione. Poiché, si ha:

$$M_{L1} = C_{L1} \times I_{ef} \times A \times ED \quad \text{e} \quad M_s = C_s \times \rho_s \times A \times d_s$$

la suddetta disuguaglianza si traduce nella seguente:

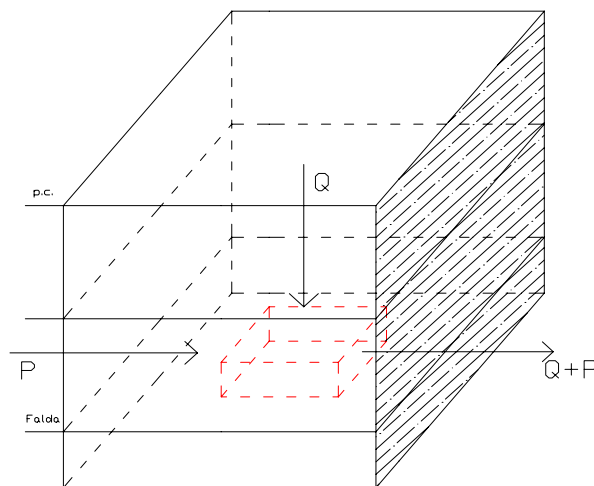
$$C_{L1} \leq \frac{C_s \times d_s \times \rho_s}{I_{ef} \times ED} \quad (\text{B.8})$$

Ponendo come ipotesi che la concentrazione nell'eluato in prossimità della sorgente (C_{L1}) sia uguale a quella dell'eluato in corrispondenza della piezometrica della falda (C'_{L1}), una seconda attenuazione, comune a tutti i test di riferimento, è la diluizione che il contaminante subisce una volta raggiunto il piano di falda espressa a mezzo del coefficiente di diluizione in falda LDF (Leachate Dilution Factor):

$$LDF = \frac{C'_{L1}}{C_{L1}} = 1 + \frac{V_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I_{ef} \cdot W} \quad (\text{B.9})$$

L'equazione viene derivata ipotizzando un flusso di contaminante entrante in falda pari al rapporto di infiltrazione per l'area della sorgente che si mescola con la portata d'acqua che giunge da monte nella zona di miscelazione. Indicando con Q la portata di contaminante in falda e con P la portata d'acqua che giunge da monte e con S_w la larghezza della sorgente di contaminazione in direzione ortogonale al flusso della falda si ha :

Figura B.1 – Diluizione della specie chimica nel passaggio da suolo insaturo a saturo



$$\begin{aligned}
Q &= I_{ef} \cdot W \cdot S_w \\
P &= V_{gw} \cdot \delta_{gw} \cdot S_w \\
P + Q &= S_w \cdot (I_{ef} \cdot W + V_{gw} \cdot \delta_{gw}) \\
\frac{Q + P}{Q} &= 1 + \frac{V_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I_{ef} \cdot W} = LDF
\end{aligned} \tag{B.10}$$

I due precedenti fattori (K_{sw} e LDF) combinati forniscono il seguente fattore di lisciviazione:

$$LF = \frac{\rho_s}{(\theta_w + \rho_s k_s + H\theta_a) \cdot (1 + \frac{V_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I_{ef} \cdot W})} \tag{B.11}$$

Questo tipo di approccio ipotizza che il contaminante passi istantaneamente dalla sorgente al piano di falda. Tutto ciò è vero solo nel caso in cui la base della sorgente di contaminazione coincida con la piezometrica dell'acquifero superficiale.

Il manuale Unichim n. 196/01, tenendo conto del caso in cui tale condizione non si verifichi, introduce un'ulteriore forma di attenuazione (SAM - Soil Attenuation Model) dovuta al percorso che l'inquinante compie dalla base della sorgente per raggiungere il piano di falda.

Definendo con L_F la soggiacenza della falda idrica superficiale rispetto al top della sorgente di contaminazione della falda, possiamo concludere che nei casi in cui L_F è significativamente maggiore dello spessore d_s della sorgente può essere opportuno tenere conto dei fenomeni di attenuazione delle concentrazioni dei contaminanti che attraversano la zona insatura di suolo. Trascurando i fenomeni di volatilizzazione e biodegradazione e imponendo il rispetto della legge di conservazione della massa di ciascun inquinante:

$$M_T = (\theta_w + K_s \rho_s + H\theta_a) \cdot C_{L1} \cdot A \cdot d_s = \text{cost} \tag{B.12}$$

otteniamo:

$$SAM = \frac{C'_{L1}}{C_{L1}} = \frac{d_s}{L_F} \tag{B.13}$$

Di conseguenza C'_{L1} è la concentrazione massima di contaminante disciolto che può raggiungere la tavola d'acqua; questo valore di concentrazione massima decrescerà nel

tempo via via che diminuisce la concentrazione di inquinante nella sorgente in fase liquida (C_{L1}). Come ipotesi conservativa il modello SAM assume che la concentrazione iniziale del percolato si mantenga costante per tutta la durata dell'esposizione.

Tenendo conto dei tre contributi sopra descritti, il fattore di lisciviazione sarà dato quindi dalla seguente equazione:

$$LF = \frac{\rho_s}{(\theta_w + \rho_s k_s + H\theta_a) \cdot \left(1 + \frac{V_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I_{ef} \cdot W}\right)} \cdot \frac{d_s}{L_F} = \frac{k_{ws} \cdot SAM}{LDF} = \frac{C_{L1}}{C_S} \cdot \frac{C'_{L1}}{C_{L1}} \cdot \frac{C_{Lmf}}{C'_{L1}} \quad (B.14)$$

Il manuale Unichim introduce inoltre altri due fattori di attenuazione:

- BDF (BioDegradation Factor), che tiene conto dei fenomeni di biodegradazione che possono aver luogo durante il percorso dell'inquinante attraverso la zona insatura, utilizzando una relazione di decadimento esponenziale del primo ordine:

$$BDF = e^{-\lambda_v \times (L_F - d_s) \times \frac{\theta_w + \rho_s \times K_s + H \times \theta_a}{I_{ef}}} \quad (B.15)$$

dove λ_v è il coefficiente di biodegradazione all'interno della zona vadosa.

- TAF (Time Averaging Factor), che per i contaminanti cancerogeni considera la concentrazione media per un particolare periodo di esposizione. Questo rimuove l'ipotesi di concentrazione stazionaria durante tutto il periodo di esposizione, perché considera la diminuzione del rilascio del contaminante dalla sorgente nel tempo. La relazione per determinare il TAF è la seguente:

$$TAF = \frac{1}{ED} \int_0^{ED} e^{-\frac{I_{ef}}{d_s \cdot (\theta_w + H \cdot \theta_a + \rho_s \cdot k_s)} t} dt = \frac{d_s \cdot (\theta_w + H \cdot \theta_a + \rho_s \cdot k_s)}{I_{ef} \times ED} \cdot \left(1 - e^{-\frac{I_{ef}}{d_s \cdot (\theta_w + H \cdot \theta_a + \rho_s \cdot k_s)} ED}\right) \quad (B.16)$$

Concawe n.2/97 , pur prendendo in esame tale via di migrazione, propone l'utilizzo non di equazioni analitiche, ma di una serie di modelli numerici (caratteristici di un livello 3 di analisi) di cui fornisce una descrizione sintetica. I RAGS non tengono conto di tale via di migrazione.

Si riporta nella Tabella B.1 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di lisciviazione (LF) per ciascuno dei test adottati quale riferimento di base.

Tabella B.2 – Testi di riferimento: calcolo del fattore di lisciviazione

| | ASTM E-1739-95 | PS 104-98 | UNICHIM n. 196/1 2002 | Concawe report n.2/97 | EPA - SSG | RAGS |
|----------|-------------------|-----------|--------------------------|-----------------------------|--------------|------|
| k_{sw} | X | X | X | | X | --- |
| LDF | X | X | X | | X | |
| SAM | | | X | | | |
| BDF | | | X | | | |
| TAF | | | X | | | |

E' stato calcolato il fattore di lisciviazione LF per quattro composti (Benzene, 1,1,2,2-tetracloroetano, Benzo(a)pirene e Arsenico), rappresentativi dei 94 elencati nella tabella 1 dell'allegato 1 al D.M. 471/99. Tali sostanze sono state selezionate in relazione al loro diverso grado di solubilità e volatilità, e al loro diverso valore di k_{oc} e di λ . In tabella B.2 sono riportati i valori di λ e dei fattori K_{sw} , LDF, SAM, BDF e TAF per ognuna delle specie chimiche suddette. Per i parametri sito-specifici di input sono stati utilizzati i valori di default corrispondenti ad un livello 1 di analisi (Tab. 3.2.8). Per i parametri chimico-fisici sono stati utilizzati valori di default..

Tabella B.2 – Calcolo del fattore di lisciviazione

| Specie chimica | λ_i [1/d] | Ksw | LDF | SAM | BDF | TAF |
|--------------------------------|-------------------|----------|----------|-----|----------|----------|
| Benzene | 3,51E-01 | 1,38E+00 | 4,70E+00 | 1 | 9,96E-01 | 3,14E-02 |
| 1,1,2,2-tetracloroetano | 5,62E+00 | 1,16E+00 | 4,70E+00 | 1 | 9,18E-01 | 3,19E-02 |
| Benzo(a)pirene | 2,39E-01 | 1,03E-04 | 4,70E+00 | 1 | 5,99E-07 | 3,33E-02 |
| Arsenico | 0,00E+00 | 3,56E-02 | 4,70E+00 | 1 | 1,00E+00 | 3,33E-02 |

Per valutare l'incidenza dei parametri BDF e TAF nel calcolo di LF, sono stati confrontati i valori del fattore di lisciviazione ottenuti utilizzando le tre equazioni seguenti:

$$LF(1) = \frac{k_{ws} \cdot SAM}{LDF}$$

$$LF(2) = \frac{k_{ws} \cdot SAM}{LDF} \cdot BDF$$

$$LF(3) = \frac{k_{ws} \cdot SAM}{LDF} \cdot TAF$$

Sebbene nei calcoli effettuati sia stato posto unitario, tutte le equazioni selezionate includono il SAM. La sua introduzione è legata a considerazioni tecniche, in quanto sembra naturale attendersi una progressiva diluizione del percolato man mano che questo si propaga nel sottosuolo.

Tabella B.3 – Valori del fattore di lisciviazione

| Specie chimica | LF(1) | LF(2) | LF(3) |
|--------------------------------|----------|----------|----------|
| Benzene | 2,93E-01 | 2,92E-01 | 9,20E-03 |
| 1,1,2,2-tetracloroetano | 2,46E-01 | 2,26E-01 | 7,86E-03 |
| Benzo(a)pirene | 2,19E-05 | 1,31E-11 | 7,31E-07 |
| Arsenico | 7,57E-03 | 7,57E-03 | 2,52E-04 |

I risultati ottenuti, riassunti in Tabella B.3, evidenziano una notevole incidenza del BDF sul calcolo di LF direttamente proporzionale al valore di λ . Purtroppo, a nostro parere esiste una grossa difficoltà nella stima del coefficiente di biodegradazione. Pertanto, a meno che non siano disponibili valori sito-specifici e particolarmente affidabili della costante di biodegradazione, si suggerisce di porre BDF=1.

Per quanto riguarda il TAF, tale parametro comporta una riduzione del valore del DAF, che, nel caso specifico, è di circa uno o due ordini di grandezza. Sebbene il TAF tenga conto della naturale attenuazione della contaminazione, dovuta tra l'altro proprio al fenomeno di lisciviazione del contaminante, gli elementi a disposizione per il suo calcolo non sono compatibili con un approccio conservativo. Pertanto, si suggerisce TAF=1.

A seguito di tali considerazioni, ponendosi in condizioni conservative, per un livello di analisi di rischio sanitario di livello 2, si ritiene opportuno trascurare i contributi al calcolo del fattore di lisciviazione LF dovuti ai parametri BDF e TAF e quindi adottare l'equazione LF(1).

B.2 Analisi delle equazioni (SOFTWARE)

Nel calcolo del fattore di lisciviazione LF (Leaching Factor) tutti i software esaminati prendono in considerazione il coefficiente di partizione suolo-acqua k_{sw} e il coefficiente di diluizione in falda LDF (Leachate Dilution Factor).

Il software RBCA toolkit ver. 1.2 e Giuditta ver. 3.0 tengono conto anche del coefficiente di attenuazione dovuto al trasporto nell'insaturo SAM (Soil Attenuation Model).

I due fattori di attenuazione BDF (BioDegradation Factor) e TAF (Time Averaging Factor), proposti dal manuale Unichim n. 196/01, non sono presi in considerazione in nessun software tra quelli presi in esame.

Si riporta in Tabella B.4 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di lisciviazione (LF) per ciascuno dei software presi in esame.

Tab. B.4 - Software esaminati: calcolo del Fattore di lisciviazione (LF)

| | RBCA Tool Kit ver. 1.2 | BP-RISC ver. 4.0 (livello 1) | ROME ver. 2.1 | GIUDITTA ver.3.0 |
|----------|---------------------------|---------------------------------|------------------|---------------------|
| k_{sw} | X | X | X | X |
| LDF | X | X | X | X |
| SAM | X | | | X |
| BDF | | | | |
| TAF | | | | |

B.3 Modello di lisciviazione nel suolo (Soil Leachability Model)

Il processo di lisciviazione di un contaminante attraverso lo strato insaturo può essere descritto applicando il modello SLM (Menatti et al., 1994). Sviluppato per la previsione di moto e trasporto di contaminanti in siti contaminati da idrocarburi petroliferi (SCRBCA, 2001), questo modello è costituito da un sistema di equazioni che tengono conto del flusso di acqua contaminata dalla sorgente alla tavola d'acqua attraverso lo strato insaturo, dell'equilibrio di ripartizione del contaminante tra le fasi liquida solida e gassosa e della reazione di biodegradazione, assumendo una cinetica del primo ordine. Poiché il modello SLM utilizza l'equazione di Green-Ampt (1911) per il calcolo della velocità dell'acqua nei pori del suolo insaturo, molto spesso il modello SLM viene indicato con il nome di modello Green-Ampt. In questo documento si è preferito però evitare questa generalizzazione quindi si fa correttamente riferimento al modello di lisciviazione nei suoli, del quale l'equazione di Green-Ampt è solo una componente, seppure di primaria importanza.

Analizzando il contenuto idrico lungo il profilo del suolo durante il moto dell'acqua verso il basso si nota la presenza di un fronte di bagnatura dove la variazione di contenuto idrico con la profondità è tanto elevata da dare l'impressione di una netta discontinuità tra il suolo umido e quello asciutto.

Fig.B.2: schema dell'approssimazione del modello Green-Ampt rispetto all'andamento reale

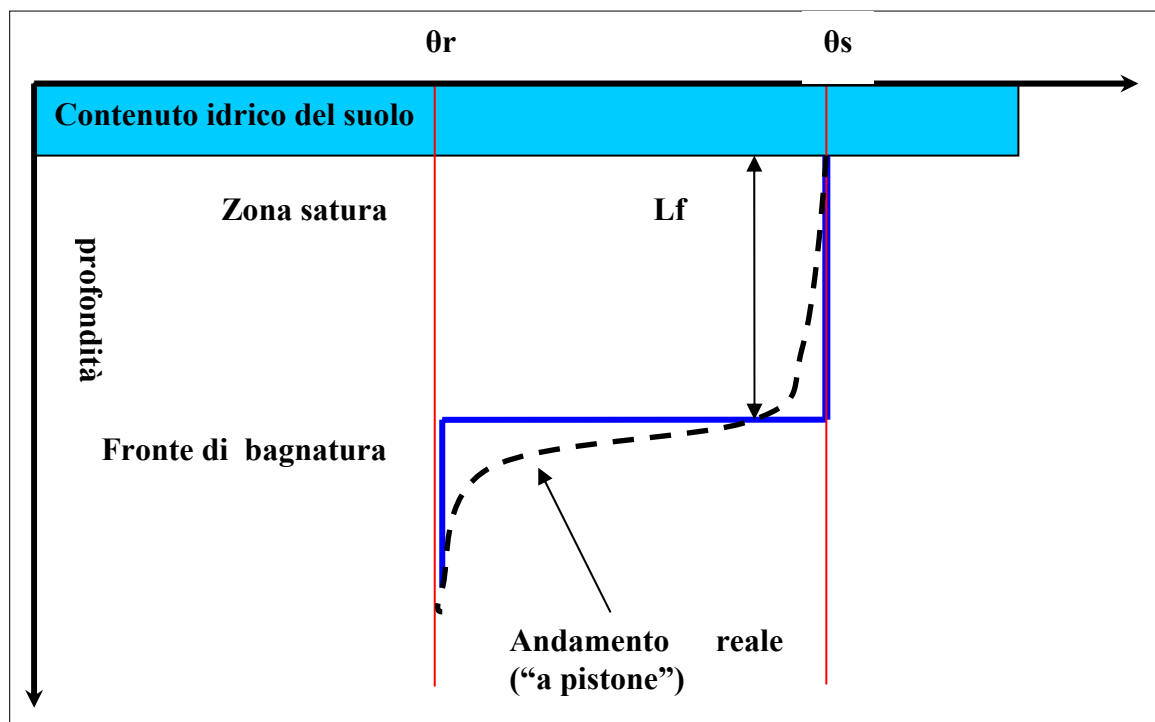
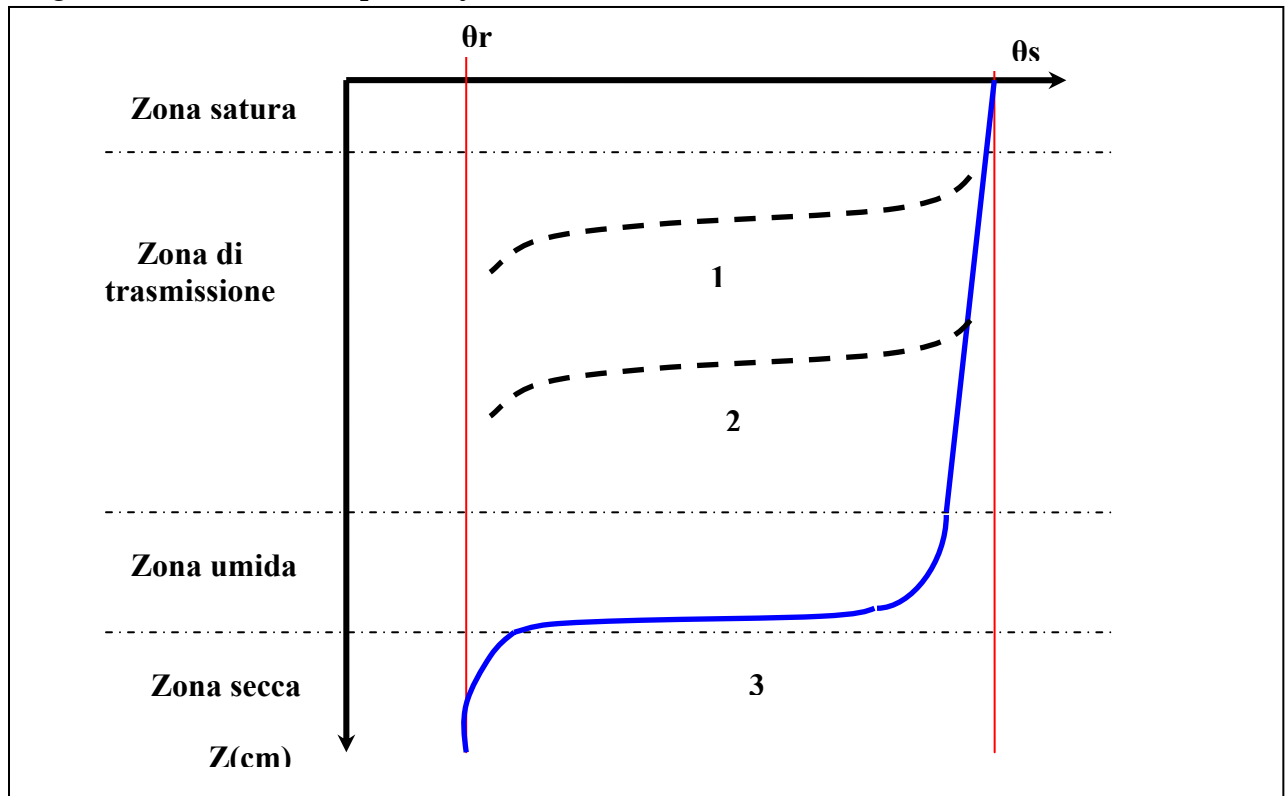


Fig. B.3 andamento dell'acqua di infiltrazione all'interno del terreno

Il modello Green-Ampt si basa sulla semplificazione del processo adottando un fronte di bagnatura a “scalino” con un movimento dell’acqua a “pistone” in un suolo omogeneo con contenuto idrico iniziale uniforme lungo tutto il profilo interessato.

Consideriamo un processo di infiltrazione ad alimentazione continua, come è possibile vedere nella fig. B.3; la parte superficiale del terreno risulta essere satura (zona satura), la zona al di sotto (zona di trasmissione) risulta essere leggermente sottosatura con un valore di umidità pressoché costante.

Al di sotto c’è la zona umida nella quale l’umidità diminuisce con la profondità molto rapidamente (gradienti di tensione molto elevati) verso un fronte di umidità dove il gradiente segna un netto passaggio tra la zona umida superiore e la zona secca.

Durante l’infiltrazione la zona di trasmissione si approfondisce continuamente e il fronte umido si muove verso il basso, con una velocità sempre minore, a causa della riduzione della capacità di infiltrazione del suolo stesso.

Il modello Green Ampt fornisce un fattore di attenuazione, $AF_{green-ampt}$, che tiene conto della riduzione della concentrazione di inquinante presente in fase liquida dovuta a fenomeni di biodegradazione che avvengono nel cammino che va dalla base della sorgente fino alla tavola d’acqua; questo fattore infatti nella sua equazione presenta una costante di biodegradazione del primo ordine.

B.3.1 Testi di riferimento

In tutti gli standards consultati il modello Green-Ampt non viene utilizzato; sul Manuale UNICHIM però è presente il BDF (BioDegradation Factor) il quale è un fattore che tiene conto della biodegradazione. Per quanto riguarda i software esaminati, il modello di Green-Ampt viene proposto soltanto dal RISC ver.4.0.

Tabella B.4 – Analisi dei software: utilizzo del modello Green-Ampt

| | RBCA Tool Kit ver. 1.2 | BP-RISC ver. 4.0 (livello 1) | ROME ver. 2.1 | GIUDITTA ver.3.0 |
|--------------|---------------------------|---------------------------------|------------------|---------------------|
| AFgreen-ampt | | X | | |

La trattazione che segue fa riferimento al lavoro di [Gribb et al, 2002], che fornisce una base concettuale del modello SLM, implementato nel software RISC.

B.3.2 Modello SLM

Come accennato in precedenza, il modello SLM è basato sull'impiego dell'equazione di Green-Ampt, nella quale il processo di lisciviazione del contaminante è schematizzato considerando un fronte umido orizzontale nel quale il suolo, isotropo e omogeneo, ha un'umidità costante e quindi una conducibilità idraulica costante. Il tempo t_w (sec) necessario al fronte umido per raggiungere una determinata profondità è dato dalla seguente espressione :

$$t_w = \frac{\theta_a}{K_{sat}} \cdot \left(L_f - (H_w - h_{cr}) \cdot \ln \left[\frac{H_w + L_f - h_{cr}}{H_w - h_{cr}} \right] \right) \quad (B.17)$$

dove $\theta_a (cm^3 / cm^3)$ è il contenuto d'aria del suolo, $K_{sat} (cm/s)$ è la conduttività idraulica della zona satura, H_w è la profondità della pozza di acqua superficiale, assunta pari a 25 cm in assenza di altri dati, $L_f (cm)$ è la distanza dalla sorgente di suolo contaminato nella zona vadosa alla tavola d'acqua della falda, mentre $h_{cr} (cm)$ è il cosiddetto carico idraulico critico, un parametro che tiene conto del fatto che la capillarità del suolo secco che si trova sotto il fronte umido, aumenta il gradiente idraulico. Quest'ultimo parametro va stimato a partire dai dati granulometrici del suolo. Nell'implementazione delle formule

descritte si è fatta l'assunzione semplificativa e conservativa di porre la conducibilità idraulica nella zona insatura pari a quella satura.

Il tempo di percorrenza del contaminante è maggiorato rispetto a quello dell'acqua presente nei pori del terreno secondo il fattore di ritardo R:

$$R = \frac{t_{gw}}{t_w} = 1 + \frac{\rho_s}{\theta_r} \cdot K_s \quad (B.18)$$

Quindi:

$$t_{gw} = R \cdot t_w$$

dove t_{gw} e t_w sono rispettivamente i tempi di percorrenza del contaminante e dell'acqua nel terreno, ρ_s (g/cm^3) è la densità del terreno, θ_r (cm^3/cm^3) è la porosità.

K_s è il coefficiente di ripartizione suolo/acqua che, per i contaminanti di origine organica, è calcolato secondo la seguente relazione già utilizzata nei capitoli precedenti:

$$K_s = K_{oc} \times f_{oc} \quad (B.19)$$

La concentrazione di contaminante disciolto nell'acqua all'interno dei pori del terreno è data dalla seguente relazione:

$$C_{L1} = C_s \cdot \frac{\rho_s}{(\theta_w + \rho_s \cdot K_s + H \cdot \theta_a)} \quad (B.20)$$

Dove

$$K_{sw} = \frac{\rho_s}{(\theta_w + \rho_s \cdot K_s + H \cdot \theta_a)} \quad (B.21)$$

Di conseguenza la concentrazione del singolo inquinante nel percolato in prossimità della sorgente vale:

$$C_{L1} = C_s \cdot K_{sw} \quad (B.22)$$

Il fattore di attenuazione $AF_{green-ampt}$ è calcolato mediante l'utilizzo di una cinetica del primo ordine nel seguente modo:

$$AF_{green-ampt} = \frac{C_{gw}}{C_w} = e^{-\lambda \cdot t_{gw}} \quad (B.23)$$

il coefficiente di decadimento del primo ordine λ è definito nel seguente modo:

$$\lambda = \frac{0,693}{t^{(1/2)}} \quad (B.24)$$

B.3.3 Il fattore $AF_{green-ampt}$ (software RISK vers.4.0)

Come già evidenziato in precedenza il software RISK 4.0 utilizza sia per il calcolo del fattore $AF_{green-ampt}$ che per il calcolo del tempo di infiltrazione impiegato dall'acqua per raggiungere la tavola d'acqua t_w le stesse equazioni spiegate nel paragrafo B.3.2.

Nel software RISK vengono calcolati inoltre i seguenti parametri:

- *velocità verticale di infiltrazione V_s (cm/day):*

$$V_s = \frac{L_f}{t_w} \quad (B.26)$$

- *velocità del singolo contaminante (considerando il fattore di ritardo R), V_c (cm/day):*

$$V_c = \frac{V_s}{1 + \left(\frac{\rho_s \cdot K_d}{\theta_T} \right)} \quad (B.27)$$

- *Tempo impiegato dal contaminante per raggiungere la tavola d'acqua t_{gw} (sec):*

$$t_{gw} = \frac{L_f}{V_c} \quad (B.28)$$

Nella B.28 sostituendo a V_c la rispettiva formula e semplificando L_f si ottiene la stessa equazione utilizzata nel modello SLM.

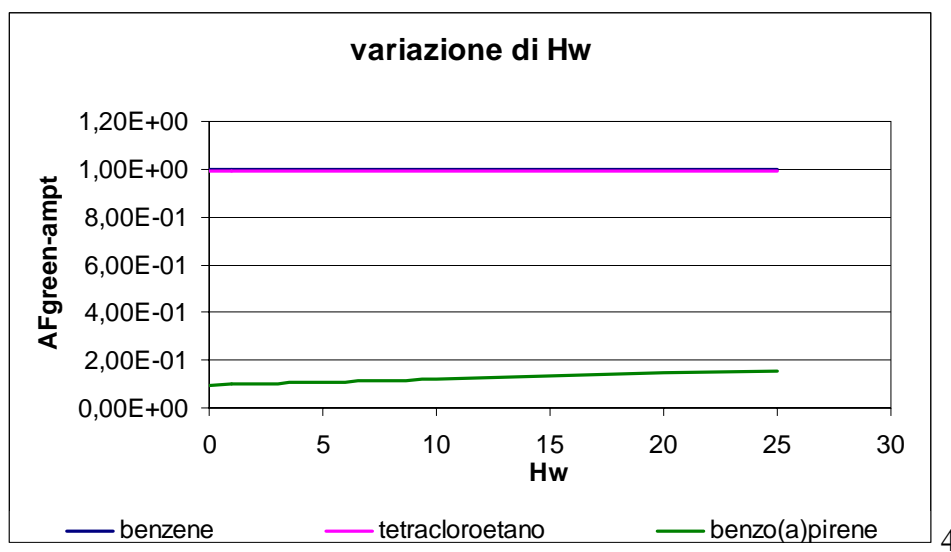
B.3.4 Applicazione del fattore AFgreen-ampt

Mediante l'ausilio di un foglio di calcolo sono state implementate le equazioni del modello SLM necessarie per il calcolo del fattore di attenuazione AFgreen-ampt, per tre inquinanti organici: benzene, 1,1,2,2- tetracloroetano e benzo(a)pirene.

Tali sostanze sono state selezionate in relazione al loro diverso grado di solubilità e volatilità, e al loro diverso valore di k_{oc} e di χ ; sono stati fatti variare i parametri ritenuti più significativi studiando il comportamento di queste sostanze.

Qui di seguito verranno riportati i grafici inerenti all'analisi di sensibilità dei parametri sopra elencati con i relativi commenti:

Fig.B.4 variazione di AFgreen-ampt in funzione di Hw

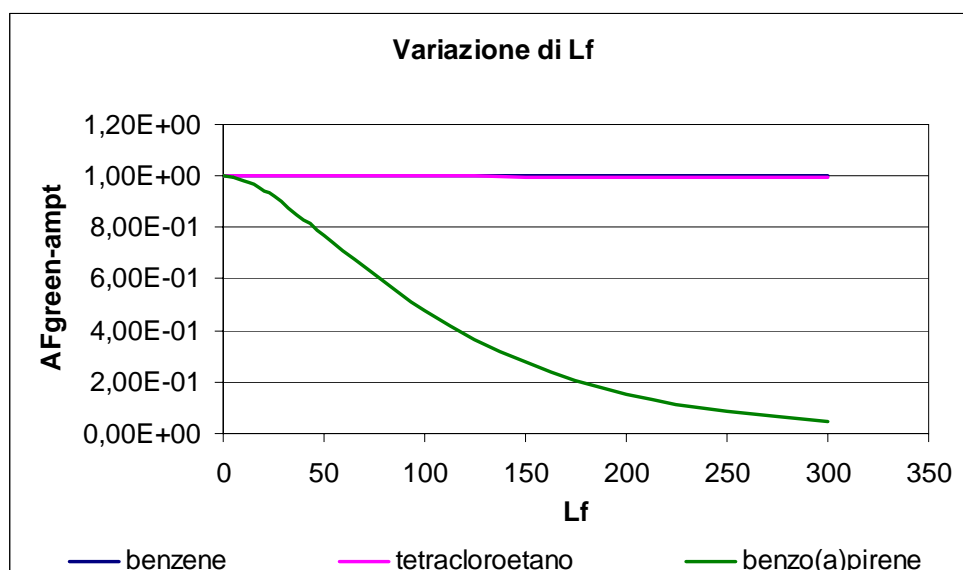


Come è possibile vedere nella figura B.4 è stata fatta un'analisi di sensibilità facendo variare il parametro H_w . il fattore di attenuazione AFgreen-ampt non è risultato sensibile anche a grosse variazioni di questo parametro. .

Nella figura B.5 è stato fatta variare la profondità della falda rispetto alla sorgente, L_f . In questo caso si nota che, per il Benzo(a)pirene, l'andamento del fattore AFgreen-ampt risulta molto sensibile, e tende a zero per valori elevati di L_f . Al contrario tale fattore risulta insensibile a variazioni di L_f per il Benzene e per l' 1,1,2,2-tetracloroetano. Il

diverso andamento osservato per il benzo(a) pirene rispetto alle altre due specie è da addebitarsi al fatto che il benzo(a)pirene è caratterizzato da un elevatissimo Koc, che determina un altrettanto elevato fattore di ritardo. Pertanto, il modello SLM prevede che la concentrazione di benzo(a)pirene diminuisca con la profondità, in quanto il composto impiega molto tempo a percolare e nel frattempo viene biodegradato. Cio' non accade ad esempio al benzene, il quale ha approssimativamente la stessa costante di biodegradazione, ma viaggia molto più velocemente nel sottosuolo.

Fig.B.5 variazione di AFgreen-ampt in funzione di Lf



B.4.5 Conclusioni

Il modello SLM, che si basa sull'impiego del modello di Green-Ampt, utilizza il tempo di lisciviazione come indicatore dell'attenuazione di un composto nello strato insaturo. In sostanza, l'attenuazione della concentrazione è legata alle caratteristiche di mobilità del contaminante nel sottosuolo ed alla sua biodegradabilità. A parità di quest'ultima, la velocità effettiva del contaminante gioca un ruolo fondamentale nel definire la sua attenuazione. Al contrario, variazioni nella stima della costante di biodegradazione del I ordine possono indurre grosse variazioni nella stima di $AF_{green-ampt}$. Pertanto, in accordo a quanto in precedenza affermato per il fattore BDF, l'impiego del modello SLM non viene consigliato per la stima del rischio, anche per la difficoltà nella stima corretta di alcuni parametri, necessari per la sua implementazione. Al contrario, si può valutare

l'utilizzo di questo modello in fase preliminare, a supporto della preparazione del modello concettuale del sito, in quanto consente di evidenziare le principali criticità in termini di protezione della falda.