

APPENDICE F

FATTORE DI VOLATILIZZAZIONE IN AMBIENTI CONFINATI

Per il calcolo del fattore di volatilizzazione in ambienti confinati tutti i testi di riferimento adottano il modello proposto da Johnson e Ettinger nel 1991 [Johnson-Ettinger ,1991]. Si è quindi ritenuto opportuno prima descrivere tale modello, per poi passare all'analisi di quanto proposto dai testi e software presi in esame.

Il modello di Johnson-Ettinger è valido sia per la volatilizzazione indoor da suoli superficiali e/o profondi sia per quella da falda.

F.1 Il modello di Johnson-Ettinger

Il modello di Johnson-Ettinger è un modello analitico monodimensionale, che descrive il meccanismo di trasporto di una specie chimica dal suolo o dalla falda in ambienti indoor secondo modalità diffusive e convettive.

Le ipotesi principali del modello sono:

1. Le eventuali trasformazioni chimiche o biologiche dell'inquinante sono trascurate: $R_i=0$.
2. Il vapore presente direttamente sotto il basamento potrà penetrare e attraversare il basamento stesso solo nel caso in cui non esistano elementi strutturali (muri, pavimenti, etc...) in grado di costituire una perfetta barriera ai vapori stessi.
3. I vapori di contaminante penetrano nell'edificio principalmente attraverso le fessure presenti nelle fondazioni e nei muri (spazio per condutture elettriche, etc...).
4. Il trasporto per convezione è significativo vicino al basamento, mentre decresce più ci si allontana dallo stesso.

Le ipotesi 3 e 4 del modello sono verificate dagli studi condotti da Nazaroff [Nazaroff, 1987]. I suoi esperimenti hanno, in particolare, riguardato il trasporto di inquinanti volatili dal suolo all'interno di edifici. L'inquinante oggetto di tali esperimenti è il Radon.

Dalle misure della concentrazione indoor di Radon ha constatato che quando c'è una depressurizzazione dell'edificio rispetto all'aria outdoor vi è un aumento della concentrazione di Radon nell'edificio.

La differenza di pressione è dovuta sia all'azione del vento, calcolabile con l'equazione di Bernoulli $\Delta P_w = \frac{1}{2} \rho v^2$, sia alla differenza di temperatura tra indoor e outdoor.

Questo ultimo contributo è calcolabile con un'equazione lineare $\Delta P_s = \alpha(z - z_0)\Delta T$, dove α è una costante pari a $0,040 \text{ Pa m}^{-1}\text{K}^{-1}$, z_0 è la linea di riferimento in cui la pressione indoor e outdoor sono uguali e $z - z_0$ è l'altezza rispetto a z_0 .

Per spiegare in modo qualitativo il fenomeno ha selezionato due case (A e B) con caratteristiche diverse e ha notato come la differenza di pressione tra aria outdoor e aria indoor possa influenzare la pressione nel suolo, contribuendo all'ascesa del flusso di vapore e favorendo quindi l'entrata dei vapori di contaminante all'interno dell'edificio.

Nella casa A vi è un grosso buco nelle fondamenta, mentre nella casa B le fondamenta sono omogenee.

Il terreno dove sono situate le due case è composto da substrati di ghiaia o limo o sabbia, cioè è un terreno ad alta permeabilità che permette all'aria e all'acqua di filtrare rapidamente.

Le misure di pressione ottenute con lo studio degli edifici A e B hanno confermato che, qualora vi sia una differenza di pressione tra aria indoor e aria outdoor, vi è anche una differenza di pressione tra suolo e aria outdoor che provoca un flusso di vapore proveniente dal suolo, che attraversa la matrice suolo e penetra all'interno della struttura, infiltrandosi nelle fessure delle fondamenta. Vi è quindi una migrazione del contaminante anche per convezione oltre che per diffusione.

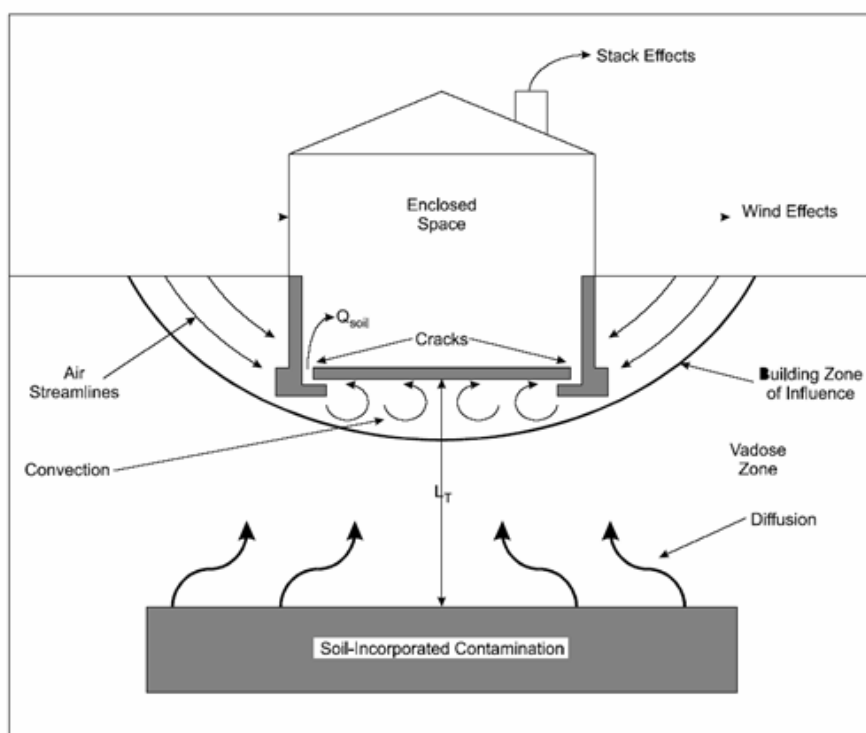
Successivamente Nazaroff ha condotto altri esperimenti per studiare in quali parti del suolo si verifica il fenomeno diffusivo e in quali invece i due fenomeni siano compresenti. Dai risultati di tali esperimenti è emerso che:

- Quando vi è una depressurizzazione dell'edificio rispetto all'aria outdoor vi è anche una depressurizzazione dell'aria indoor rispetto al suolo.
- Il campo di pressione influisce sui movimenti dell'aria nel suolo vicino al basamento

- Nei punti distanti dal basamento prevale il fenomeno diffusivo (il contaminante migra solo per diffusione), mentre vicino al basamento, se abbiamo depressurizzazione dell'edificio, sono presenti entrambi i fenomeni: diffusivo e convettivo (la migrazione del contaminante avviene anche per convezione oltre che per diffusione).

Le ipotesi sopra esposte sono ben sintetizzate nella figura F.1.

Fig F.1 - Vie di migrazione del contaminante



A seguito di tali considerazioni, Jonson e Ettinger hanno individuato due formulazioni analitiche, utili per il calcolo del fattore di volatilizzazione indoor VF_{seps} , che si differenziano a seconda che si trascuri o si tenga conto del contributo dovuto al fenomeno convettivo. Entrambe le equazioni ipotizzano che la sorgente di contaminazione sia infinita.

Nel caso in cui si ritiene nullo il gradiente di pressione indoor-outdoor ($\Delta P = 0$), allora si utilizza la seguente espressione:

$$VF_{semp}(1) = \frac{\frac{H\rho_s}{(\vartheta_w + k_s\rho_s + H\vartheta_a)} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER}}{1 + \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_s^{eff} L_{crack}}{D_{crack}^{eff} L_T \eta}} \cdot 10^3 \quad (F.1)$$

dove D_s^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso la zona vadosa e D_{crack}^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso le fenditure delle fondazioni):

$$D_s^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D_a \cdot \frac{\vartheta_a^{3.33}}{\vartheta_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\vartheta_w^{3.33}}{\vartheta_e^2} \quad (F.2)$$

$$D_{crack}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D_a \cdot \frac{\vartheta_{acrack}^{3.33}}{\vartheta_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\vartheta_{wcrack}^{3.33}}{\vartheta_e^2} \quad (F.3)$$

Mentre, se si ipotizza la presenza di un gradiente di pressione indoor-outdoor ($\Delta P > 0$), allora si utilizza la seguente espressione, che tiene conto del contributo dovuto ai fenomeni convettivi che sopravvengono nella zona di suolo adiacente le fondazioni:

$$VF_{semp}(2) = \frac{\frac{H\rho_s}{(\vartheta_w + k_s\rho_s + H\vartheta_a)} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER} \cdot e^\xi}{e^\xi + \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_s^{eff} A_b}{Q_s L_T} \cdot (e^\xi - 1)} \cdot 10^3 \quad (F.4)$$

dove

il termine Q_s è il flusso di vapore entrante nell'edificio dovuto al fenomeno convettivo:

$$Q_s = \frac{2\pi \cdot \Delta p \cdot k_v \cdot X_{crack}}{\mu_{air} \cdot \ln \left(\frac{2Z_{crack} \cdot X_{crack}}{A_b \cdot \eta} \right)} \quad (F.5)$$

il termine ξ rappresenta il trasporto attraverso le fondamenta dell'edificio, se $\xi \gg 1$ domina il fenomeno convettivo, se $\xi \ll 1$ domina il fenomeno diffusivo:

$$\xi = \frac{Q_s \cdot L_{crack}}{D_{crack}^{eff} \cdot A_b \cdot \eta} \quad (F.6)$$

Le due equazioni precedenti partono entrambe dall'ipotesi di sorgente di contaminazione infinita.

L'ipotesi che il contaminante non si degradi nel periodo di tempo in cui avviene la volatilizzazione può essere considerata valida solo nel breve e medio periodo. Se il fenomeno avviene in un periodo molto lungo (di solito maggiore o uguale a circa 70 anni) bisogna considerare che la sorgente è finita e non infinita. Si ha infatti un impoverimento della sorgente dovuto alla migrazione del contaminante.

Johnson e Ettinger propongono un'altra teoria basata sul principio di conservazione della massa e sulla ipotesi di sorgente finita. Inoltre, si ipotizza che il fenomeno diffusivo sia predominante rispetto a quello convettivo.

Indicando con τ_d il tempo oltre il quale è opportuno tener conto della riduzione dei valori di concentrazione alla sorgente a causa dell'impoverimento:

$$\tau_d = \frac{\left(\frac{d_s}{L_T^0} + \beta \right)^2 - \beta^2}{2\psi} \quad (\text{F.7})$$

Risulta:

$$VF_{sest}(3) = \frac{\rho_s \cdot d_s}{L_b \cdot ER \cdot \tau} \cdot 10^3 \quad \text{per } \tau > \tau_d \quad (\text{F.8})$$

Se invece $\tau < \tau_d$ risulta:

$$VF_{sest}(4) = \frac{\rho_s L_s}{L_b \cdot ER \cdot \tau} \left[\left(\beta^2 + 2\psi\tau \right)^{1/2} - \beta \right] \cdot 10^3 \quad \text{per } \tau < \tau_d \quad (\text{F.9})$$

E' importante sottolineare che le equazioni $VF_{sest}(3)$ e $VF_{sest}(4)$ non dipendono dalle caratteristiche dell'inquinante.

F.2 Volatilizzazione di vapori indoor da suolo

F.2.1 Analisi delle equazioni (TESTI DI RIFERIMENTO)

Tutti i testi adottati quali standard di riferimento propongono, per il calcolo di VF_{sest} , l'equazione valida ipotizzando $Q_s = 0$ (quindi $\Delta P = 0$), che tiene conto del contributo diffusivo e trascura quello convettivo:

$$VF_{sesp}(1) = \frac{\frac{H\rho_s}{(\vartheta_w + k_s\rho_s + H\vartheta_a)} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER}}{1 + \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_s^{eff} L_{crack}}{D_{crack}^{eff} L_T \eta}} \cdot 10^3 \quad (F.10)$$

Eccezione fanno i RAGS [RAGS part B, 1991] che non prendono in esame tale via di migrazione.

Il documento EPA [EQM, 2003], lo standard PS 104-98 e il manuale UNICHIM n.196/1 propongono anche l'equazione del modello di Johnson-Ettinger che tiene conto del contributo diffusivo e convettivo ($Q_s > 0$, quindi $\Delta P > 0$):

$$VF_{sesp}(2) = \frac{\frac{H\rho_s}{(\vartheta_w + k_s\rho_s + H\vartheta_a)} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER} \cdot e^\xi}{e^\xi + \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_s^{eff} A_b}{Q_s L_T} \cdot (e^\xi - 1)} \cdot 10^3 \quad (F.11)$$

Gli stessi non forniscono però un criterio, che non richieda indagini su campo sito-specifiche, su cui base stabilire se ΔP è maggiore o uguale a zero. Inoltre, lo standard PS 104-98 propone come valore di default $\Delta P = 0$.

Il documento EPA [EQM, 2003], e il manuale UNICHIM n. 196/1 propongono anche l'equazione ricavata da Johnson-Ettinger considerando la sorgente di contaminazione finita:

$$VF_{sesp}(3) = \frac{\rho_s \cdot d_s}{L_b \cdot ER \cdot \tau} \cdot 10^3 \quad (F.12)$$

valida, secondo quanto detto nel paragrafo precedente, nel caso di $\tau > \tau_d$.

In particolare, il manuale UNICHIM n. 196/1 prevede il calcolo sia di $VF_{sesp}(1)$ (oppure $VF_{sesp}(2)$), sia il calcolo di $VF_{sesp}(3)$, e poi propone di selezionare quella che restituisce il valore minore.

Solo nel documento dell'EPA del 2003 si tiene conto del caso in cui si verifichi $\tau < \tau_d$, introducendo la seguente espressione:

$$VF_{sesp}(4) = \frac{\rho_s L_s}{L_b \cdot ER \cdot \tau} \left[(\beta^2 + 2\psi\tau)^{1/2} - \beta \right] \cdot 10^3 \quad (F.13)$$

Si riporta in Tabella F.1 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione indoor da suolo (VF_{sesp}) per ciascuno dei testi adottati quale riferimento di base.

Tabella F.1 – Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo (VF_{sesp})

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report 1997	EPA - 2003 (*)	RAGS
VFsesp(1)	X	X	X	X	X	---
VFsesp(2)		X	X		X	
VFsesp(3)			X		X	
VFsesp(4)					X	
(*) EPA-EQM 2003 “ User’s guide for evaluating subsurface vapour intrusion into building”						

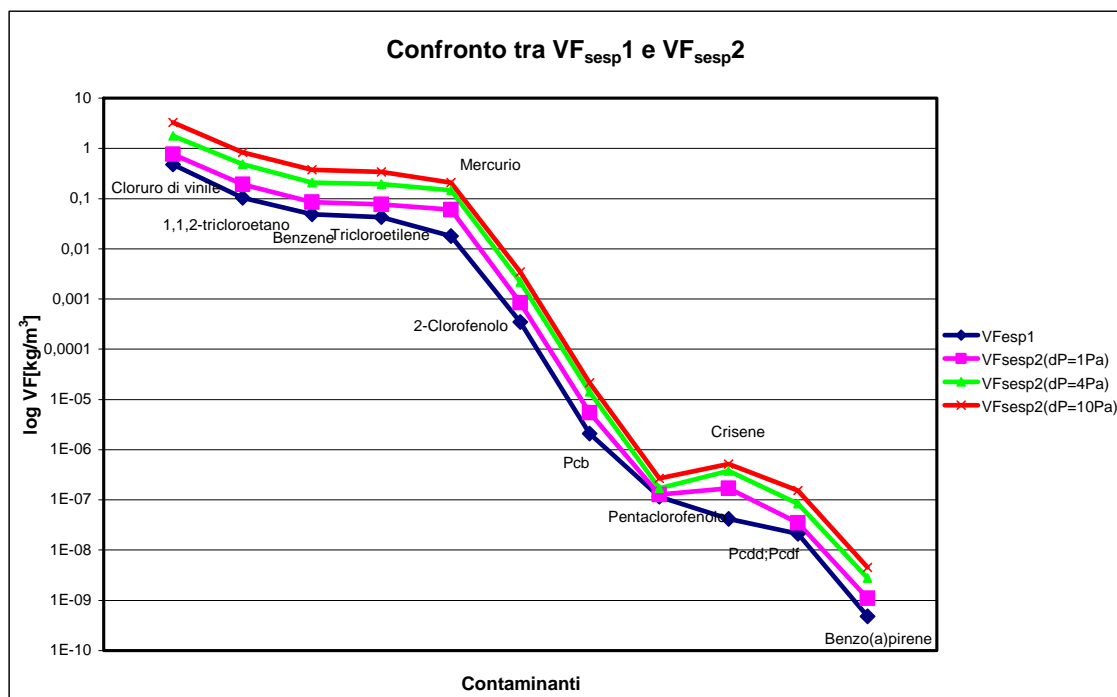
Le quattro equazioni individuate ($VF_{sesp}(1)$, $VF_{sesp}(2)$, $VF_{sesp}(3)$ e $VF_{sesp}(4)$), utili per il calcolo del fattore di volatilizzazione indoor da suolo, sono state poste a confronto e sono stati analizzati i diversi output al fine di selezionare quella o quelle ritenute più idonee per l'applicazione dell'analisi di rischio di livello 2.

In generale, utilizzando come input i valori di default corrispondenti ad un livello 1 di analisi (Tab. 3.2.18), le quattro equazioni sono state applicate ad 11 composti indice, rappresentativi dei 94 elencati nella tabella 1 dell'allegato 1 al D.M. 471/99 e selezionati per il diverso grado di volatilità: Cloruro di vinile, 1,1,2-tricloroetano, Benzene, Tricloroetilene, Mercurio, 2-Clorofenolo, Pcb, Pentaclorofenolo, Crisene, Pddd-Pcdf, Benzopirene (Tab. F.2). Per le proprietà chimico-fisiche e tossicologiche sono stati utilizzati valori di default.

Tab. F.2 – Elenco delle sostanze indice selezionate

Specie chimica	n.	Costante di Henry	D_{air}	D_{wat}	D_s^{eff}
		adim.	cm ² /s	cm ² /s	cm ² /s
Cloruro di vinile	1	1,09E+00	1,06E-01	1,23E-05	8,23E-03
1,1,2-Tricloroetano	2	7,05E-01	7,80E-02	8,80E-06	6,06E-03
Benzene	3	2,31E-01	8,80E-02	9,80E-06	6,84E-03
Tricloroetilene	4	4,18E-01	8,18E-02	9,10E-06	6,35E-03
Mercurio	5	4,70E-01	3,07E-02	6,30E-06	2,39E-03
2-Clorofenolo	6	1,60E-02	5,01E-02	9,46E-06	3,90E-03
PCB	7	4,45E-02	4,30E-02	4,22E-06	3,34E-03
Pentaclorofenolo	8	1,00E-06	5,60E-02	6,10E-06	4,04E-02
Crisene	9	3,88E-03	2,48E-02	6,21E-06	1,94E-03
ΣPCDD, PCDF	10	1,35E-03	1,00E-01	1,00E-05	7,81E-03
Benzo(a)pirene	11	4,63E-05	4,30E-02	9,00E-06	4,49E-03

Innanzitutto, sono stati posti a confronto gli output delle equazioni $VF_{seps}(1)$ e $VF_{seps}(2)$, assumendo per l'equazione $VF_{seps}(2)$ tre diversi valori di ΔP : $\Delta P = 10$ g/(cm*s²), $\Delta P = 40$ g/(cm*s²), $\Delta P = 100$ g/(cm*s²). Nel grafico di figura F.2 sono riportati tali output.

Fig. F.2 – Confronto tra $VF_{seps}(1)$ e $VF_{seps}(2)$ 

Dalla analisi di tale grafico risulta che variando il valore di ΔP da 0 a 10, 40 e 100, VF_{semp} aumenta in maniera considerevole. Pertanto l'ipotesi della presenza del fenomeno convettivo risulta essere estremamente conservativa.

Sono stati, successivamente, posti a confronto gli output delle quattro equazioni, ponendo $\Delta P=10$ per $VF_{\text{semp}}(2)$. A titolo esemplificativo, si riportano i grafici relativi al cloruro di vinile (molto volatile), tricloroetilene (mediamente volatile) ed il benzo(a)pirene (poco volatile) (Figure F.3, F.4, F.5).

In generale, tali grafici indicano la variazione di VF all'aumentare di τ (tempo medio di durata del flusso di vapore). Si ritiene opportuno ricordare che l'equazione $VF_{\text{semp}}(4)$ è valida per $\tau < \tau_d$; per $\tau > \tau_d$ è valida l'equazione $VF_{\text{semp}}(3)$. In tabella F.3 sono riportati, per ogni inquinante indice, i valori di τ_d .

TabF.3- Valori di τ_d [s]

Composti	τ_d [s]
Cloruro di vinile	8,34E+06
1,1,2-tricloroetano	3,35E+07
Benzene	7,51E+07
Tricloroetilene	8,29E+07
Mercurio	1,11E+08
2-Clorofenolo	7,78E+09
Pcb	1,19E+12
Pentaclorofenolo	4,91E+13
Crisene	4,09E+13
Pcdd;Pcdf	1,80E+14
Benzo(a)pirene	6,14E+15

Dalla tabella F.3 risulta che per le sostanze indice poco volatili (in particolare per: 2-clorofenolo, PCB, pentaclorofenolo, crisene, PCDD- PCDF, benzo(a)pirene) τ_d assume valori estremamente elevati e poiché, ai fini dell'analisi di rischio sanitario, il valore massimo di τ coincide con la durata massima di esposizione (ED =25 anni), per tali sostanze si ha sempre $\tau < \tau_d$ e quindi per esse si utilizza solo l'equazione $VF_{\text{semp}}(4)$ e mai l'equazione $VF_{\text{semp}}(3)$.

Per chiarezza, nei grafici è indicato con una linea verde il valore di default di τ (25 anni) e con una linea rossa il punto in cui $\tau = \tau_d$, che coincide con l'intersezione tra le due equazioni, $VF_{sesp}(3)$ e $VF_{sesp}(4)$.

Fig. F.3 – Confronto tra i VF_{sesp} per il Cloruro di vinile

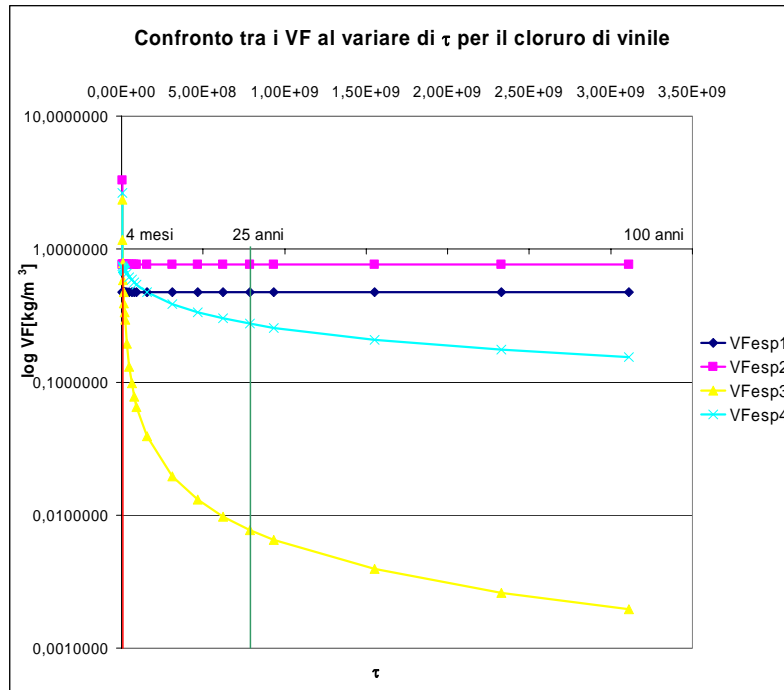
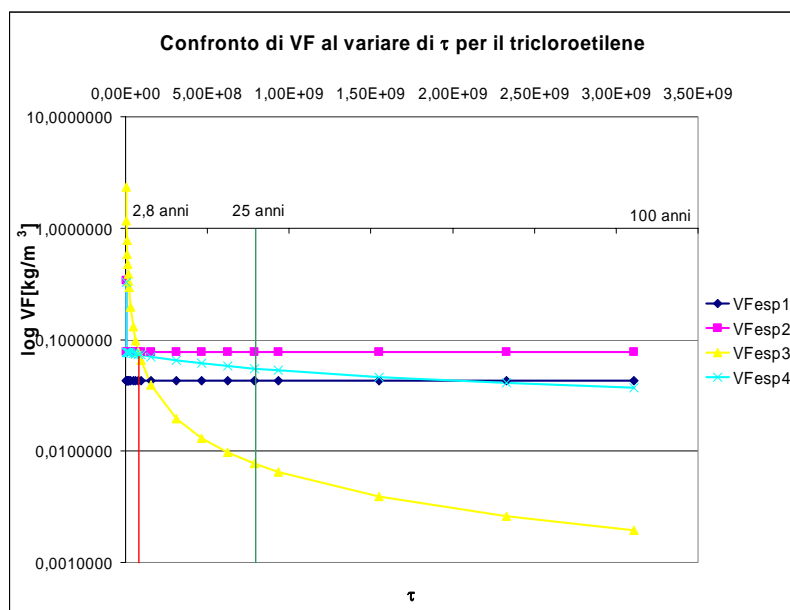
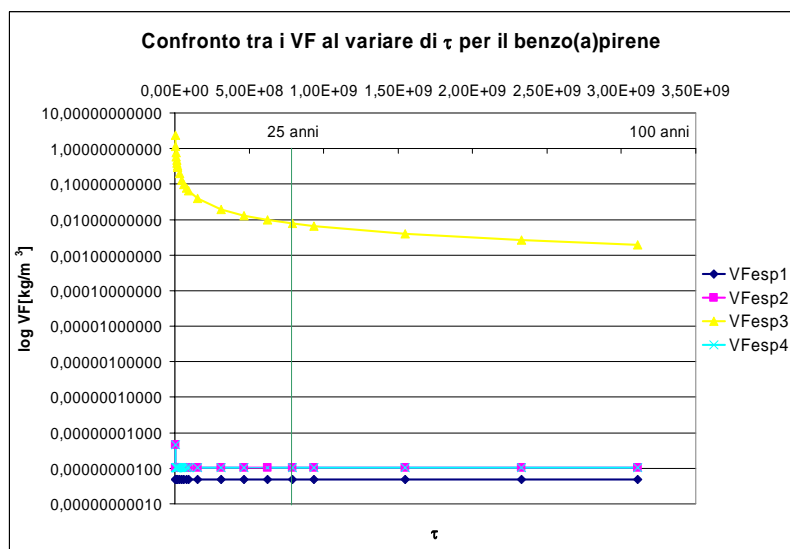


Fig. F.4 – Confronto tra i VF_{sesp} per il Tricloroetilene**Fig. F.5 – Confronto tra i VF_{sesp} per il Benzo(a)pirene**

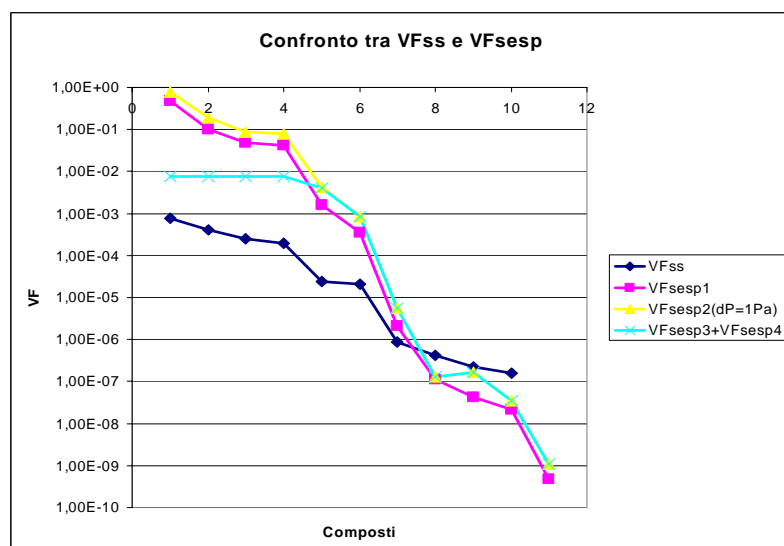
Si ricorda che nei testi di riferimento (ed anche nei software esaminati, come riportato nel paragrafo F.2.2) nei quali sono proposte le due equazioni $VF_{sesp}(1)$ (o $VF_{sesp}(2)$) e $VF_{sesp}(3)$, si richiede il calcolo di entrambe e la selezione di quella che restituisce il valore minore. A valle di quanto detto, dalla analisi dei grafici risulta che:

- l'equazione $VF_{sesp}(2)$ fornisce, come è ovvio, valori sempre più conservativi rispetto a $VF_{sesp}(1)$;

- per le sostanze molto volatili risulta $VF_{seps}(1) > VF_{seps}(3)$ (anche di diversi ordini di grandezza); mentre, per le sostanze poco volatili si ha $VF_{seps}(1) < VF_{seps}(3)$, quindi per le sostanze volatili $VF_{seps}(1)$ è molto conservativo rispetto a $VF_{seps}(3)$;
- l'assenza della equazione $VF_{seps}(4)$ dalla quasi totalità dei testi presi come riferimento è giustificata dal fatto che questa non viene mai utilizzata. Infatti, per le sostanze molto volatili si seleziona sempre la $VF_{seps}(3)$ (perché $\tau > \tau_d$); mentre, per le sostanze poco volatili si seleziona sempre la $VF_{seps}(1)$ (o $VF_{seps}(2)$);
- inoltre, nel caso di sostanze molto volatili, essendo VF calcolato a mezzo della $VF_{seps}(3)$, il fattore di volatilizzazione indoor da suolo risulta essere indipendente sia dal tipo di contaminante considerato, sia dalla frazione areale di fratture h. Quindi, secondo la $VF_{seps}(3)$, a un edificio con una pavimentazione completamente impermeabile e ad un edificio privo di pavimentazione corrisponde lo stesso fattore di volatilizzazione.

Si riporta nel seguito (Fig. F.6) il grafico relativo al confronto tra il fattore di volatilizzazione outdoor da suolo superficiale($VF_{ss}(1)$) e quelli indoor (VF_{seps}).

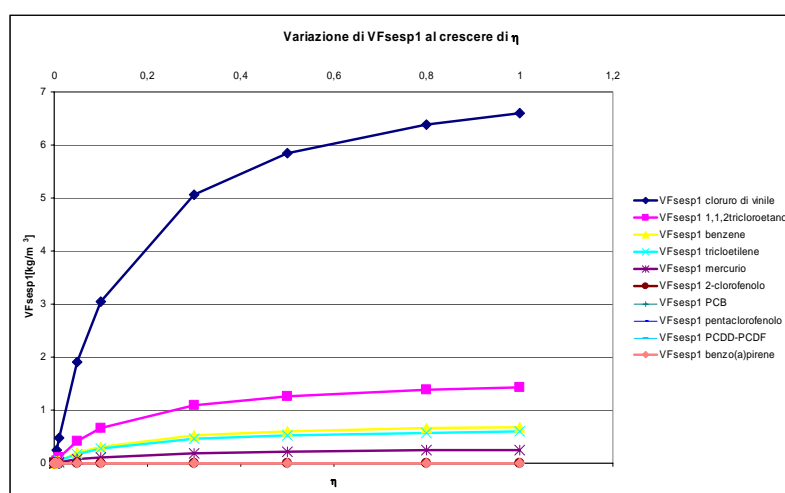
Fig. F.6 – Confronto tra $VF_{ss}(1)$ e VF_{seps}



Dalla analisi del grafico risulta che per i composti volatili si ha $VF_{se\text{sp}} > VF_{ss}(1)$, per qualsiasi equazione di $VF_{se\text{sp}}$ considerata, e viceversa. Tale conservatività nel calcolo del $VF_{se\text{sp}}$ dipende sia dai fattori di esposizione considerati uguali nei due casi ($VF_{se\text{sp}}$ e $VF_{ss}(1)$), sia dal tasso di ricambio di aria ER considerato come valore di default. Infatti, quest'ultimo è pari a 12 l/giorno per edificio residenziale e 20 l/giorno per edificio industriale.

E' stata condotta una analisi di sensibilità del fattore $VF_{se\text{sp}}(1)$ al variare di η tra 0 e 1. Si riportano in Figura F.7 i grafici per ognuno degli undici inquinanti indice.

Fig.F.7 Variazione di $VF_{se\text{sp}}(1)$ in funzione di η



Dalla analisi di tale grafico emerge una forte sensibilità a tale parametro in particolar modo per i composti molto volatili.

A valle di tutte le analisi e le considerazioni fatte sopra, si ritiene opportuno:

- Escludere l'utilizzo dell'equazione $VF_{se\text{sp}}(2)$ poiché fornisce, anche per ΔP molto piccoli, valori estremamente conservativi, se posti a confronto con quelli di $VF_{se\text{sp}}(1)$, già, esso stesso, ritenuto molto conservativo, in particolar modo per i composti volatili. Inoltre, per $\eta > 0,3$ o $\eta < 1E-06$, l'equazione $VF_{se\text{sp}}(2)$ perde di significato.
- Escludere l'utilizzo dell'equazione $VF_{se\text{sp}}(3)$ perché non tiene conto sia del tipo di contaminante considerato, sia della frazione areale di fratture "h".

- Selezionare, quindi, l'equazione $VF_{se\text{sp}}(1)$, anche se assume valori molto conservativi, in particolar modo per i composti volatili, come è evidente dal confronto con $VF_{ss}(1)$.

F.2.2 Analisi delle equazioni (SOFTWARE)

I software Giuditta ver. 3.0, Rome ver. 2.1 e RBCA Toolkit ver. 1.2 adottano l'equazione $VF_{se\text{sp}}(1)$ che tiene conto solo del fenomeno diffusivo e non di quello convettivo.

I software Risk 4.0, Giuditta ver. 3.0 e Rome ver. 2.1 prevedono anche l'equazione $VF_{se\text{sp}}(2)$, che tiene conto dei fenomeni diffusivi e convettivi.

In particolare, il software Giuditta ver. 3.0 propone di adottare l'equazione $VF_{se\text{sp}}(2)$ solo se sono state svolte indagini sito-specifiche; altrimenti è previsto l'uso di $VF_{se\text{sp}}(1)$ della prima. Tale software assume infatti come default $\Delta P=0$, analogamente al PS 104-98.

Il software Risk 4.0 prevede anche l'utilizzo di altre equazioni che considerano i fenomeni di biodegradazione del contaminante. Nel nostro studio esse non saranno prese in considerazione.

Il software RBCA Toolkit ver. 1.2 prevede il calcolo sia di $VF_{se\text{sp}}(1)$ (oppure $VF_{se\text{sp}}(2)$), sia il calcolo di $VF_{se\text{sp}}(3)$, per poi selezionare quella che restituisce il valore minore.

Si riporta in Tabella F.4 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione indoor da suolo ($VF_{se\text{sp}}$) per ciascuno dei software presi in esame.

Tabella F.4 – Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo (VF_{se})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
VF _{se} (1)	X	X	X	X
VF _{se} (2)	X	X		X
VF _{se} (3)	X			
VF _{se} (4)				

F.3 Volatilizzazione di vapori indoor da falda

Come detto in precedenza, anche per il calcolo del fattore di volatilizzazione in ambienti confinati da falda contaminata tutti i testi di riferimento adottano il modello proposto da Johnson e Ettinger nel 1991 [Johnson-Ettinger ,1991].

F.3.1 Analisi delle equazioni (TESTI DI RIFERIMENTO)

Tutti i testi adottati quali standard di riferimento propongono, per il calcolo di VF_{wesp} , l'equazione valida ipotizzando Q_s = 0 (quindi ΔP = 0), che tiene conto del contributo diffusivo e trascura quello convettivo:

$$VF_{wesp}(1) = \frac{H \frac{D_w^{eff}}{L_T L_b ER}}{1 + \frac{D_w^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_w^{eff} L_{crack}}{D_{crack}^{eff} L_T \eta}} \cdot 10^3 \quad (F.14)$$

dove D_{crack}^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso le fenditure delle fondazioni e D_w^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso la tavola di acqua:

$$D_{crack}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D_a \cdot \frac{g_{acrack}^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_{wcrack}^{3.33}}{g_e^2} \quad (F.15)$$

$$D_w^{eff} = (h_{cap} + h_v) \left(\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right)^{-1} \quad (F.16)$$

dove D_{cap}^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso la frangia capillare:

$$D_{cap}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D_a \cdot \frac{g_{acap}^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_{wcap}^{3.33}}{g_e^2} \quad (F.17)$$

Eccezione fanno i RAGS [RAGS part B, 1991] che non prendono in esame tale via di migrazione.

Il documento EPA [EQM, 2003], lo standard PS 104-98 e il manuale UNICHIM n.196/1 propongono anche l'equazione del modello di Johnson-Ettinger che tiene conto del contributo diffusivo e convettivo ($Q_s > 0$, quindi $\Delta P > 0$):

$$VF_{wesp}(2) = \frac{H \frac{D_w^{eff}}{L_T L_b ER} \cdot e^\xi}{e^\xi + \frac{D_w^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_w^{eff} A_b}{Q_s L_T} \cdot (e^\xi - 1)} \cdot 10^3 \quad (F.18)$$

Come per il suolo, anche in questo caso tali testi non forniscono un criterio, che non richieda indagini su campo sito-specifiche, su cui base stabilire se ΔP è maggiore o uguale a zero. Inoltre, lo standard PS 104-98 propone come valore di default $\Delta P = 0$.

Si riporta in Tabella F.5 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione indoor da falda (VF_{wesp}) per ciascuno dei testi adottati quale riferimento di base.

Tabella F.5 – Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda (VF_{wesp})

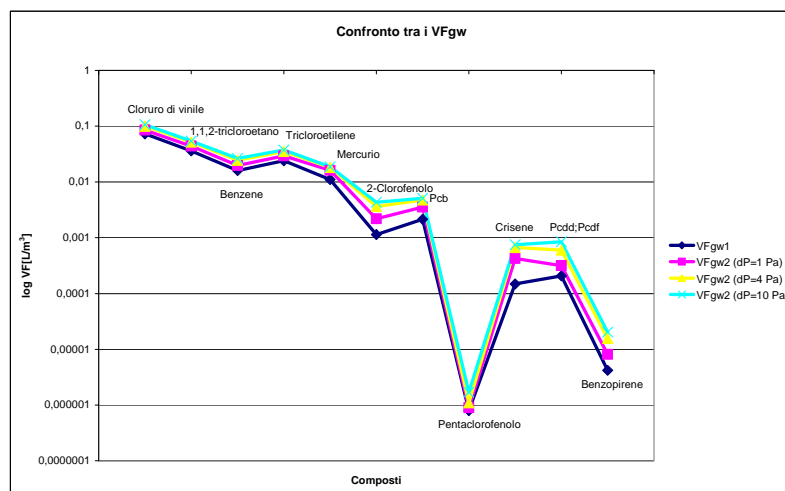
	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report 1997	EPA - 2003 (*)	RAGS
VFwesp(1)	X	X	X	X	X	---
VFwesp(2)		X	X		X	

(*) EPA-EQM 2003 “User's guide for evaluating subsurface vapour intrusion into building”

Anche in questo caso, come per VF_{semp} , le due equazioni individuate ($VF_{\text{wesp}}(1)$, $VF_{\text{wesp}}(2)$), utili per il calcolo del fattore di volatilizzazione indoor da falda, sono state poste a confronto e sono stati analizzati i diversi output.

In generale, utilizzando come input i valori di default corrispondenti ad un livello 1 di analisi (Tab. 3.2.18), le quattro equazioni sono state applicate ad 11 composti indice, selezionati per il diverso grado di volatilità: Cloruro di vinile, 1,1,2-tricloroetano, Benzene, Tricloroetilene, Mercurio, 2-Clorofenolo, Pcb, Pentaclorofenolo, Crisene, Pcdd-Pcdf, Benzopirene (vedi paragrafo F.2.1).

In figura F.8 è riportato un grafico in cui sono posti a confronto gli output delle equazioni $VF_{\text{wesp}}(1)$ e $VF_{\text{wesp}}(2)$, assumendo per l'equazione $VF_{\text{semp}}(2)$ tre diversi valori di ΔP : $\Delta P = 10 \text{ g}/(\text{cm}^2\text{s})$, $\Delta P = 40 \text{ g}/(\text{cm}^2\text{s})$, $\Delta P = 100 \text{ g}/(\text{cm}^2\text{s})$.

Fig.F.8 Confronto tra i valori di VF_{gw-ind} 

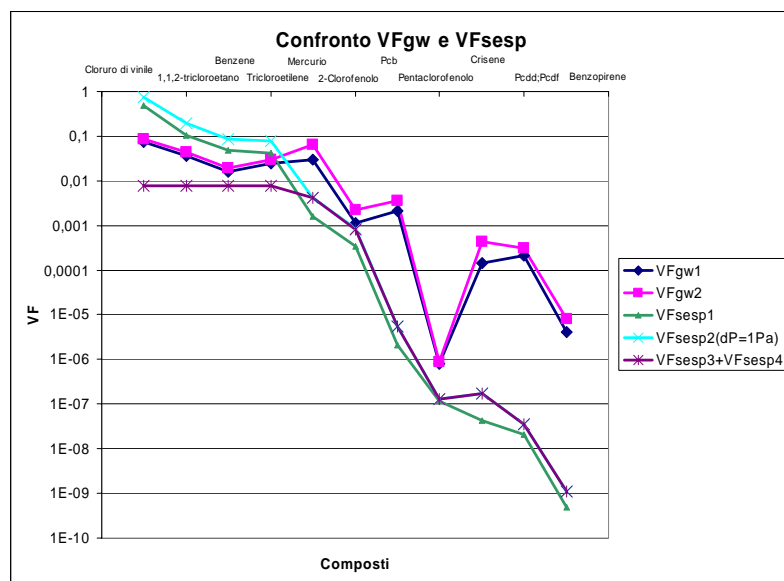
Dalla analisi di tale grafico risulta che variando il valore di ΔP da 0 a 10, 40 e 100, VF_{wesp} aumenta. Pertanto l'ipotesi della presenza del fenomeno convettivo risulta essere estremamente conservativa.

A valle delle considerazioni di cui sopra e per coerenza con la selezione dell'equazione relativa al VF_{seps} , si ritiene opportuno:

- escludere l'utilizzo dell'equazione $VF_{wesp}(2)$ poiché fornisce, anche per ΔP molto piccoli, valori estremamente conservativi, se posti a confronto con quelli di $VF_{seps}(1)$;
- selezionare, quindi, l'equazione $VF_{wesp}(1)$.

In figura F.9 si riporta un grafico in cui sono posti a confronto i fattori di volatilizzazione indoor da suolo (VF_{seps}) e da falda (VF_{wesp}).

Fig. F.9 – Confronto tra VF_{wesp} e VF_{sesp}



Dalla analisi del grafico risulta $VF_{seps}(1) > VF_{wesp}(1)$ per i composti molto volatili, in tutti gli altri casi $VF_{seps}(1) < VF_{wesp}(1)$. Quindi per i composti medio e poco volatili VF_{wesp} è più conservativo di VF_{seps} .

F.3.2 Analisi delle equazioni (SOFTWARE)

Tutti i software presi in esame adottano l'equazione $VF_{wesp}(1)$ che tiene conto solo del fenomeno diffusivo e non di quello convettivo.

I software Giuditta ver. 3.0 e RBCA ToolKit ver. 1.2 prevedono anche l'equazione $VF_{wesp}(2)$, che tiene conto dei fenomeni diffusivi e convettivi. Tali software adottano come valori di default quelli dello standard PS 104-98, ossia pongono $\Delta P=0$; pertanto se si dispone di valori sito-specifici è prevista anche l'uso della seconda equazione, altrimenti è previsto l'uso della prima.

Si riporta in Tabella F.6 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione indoor da falda (VF_{wesp}) per ciascuno dei software presi in esame.

Tabella F.6 – Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda (VFwesp)

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