



# CRITERI DI DIMENSIONAMENTO DELLE BARRIERE PERMEABILI REATTIVE PER LA BONIFICA DI UN ACQUIFERO CONTAMINATO

**DI NATALE MICHELE,  
BORTONE IMMACOLATA,  
RUBERTI DANIELA**

DICDEA

Dipartimento di Ingegneria  
Civile, Design, Edilizia  
e Ambiente - Seconda  
Università di Napoli

## Abstract

La contaminazione degli acquiferi sotterranei rappresenta un problema ambientale di crescente preoccupazione, in quanto nelle acque sotterranee vengono di frequente ritrovate concentrazioni di sostanze, sia organiche che inorganiche, notevolmente superiori rispetto al loro livello naturale, per lo più dovute a sorgenti antropiche quali scarichi industriali o percolato da discariche per rifiuti solidi. Tali inquinanti possono essere presenti sia nella forma NAPL (Non-AqueousPhaseLiquid) che in forma disciolta, e la forma, con le relative proprietà fisiche e chimiche e caratteristiche idrauliche, ha un'influenza rilevante sul trasporto e sulla persistenza delle sostanze negli acquiferi.

Una metodologia per decontaminare le acque sotterranee è costituita da un trattamento *in-situ* con una Barriera Reattiva Permeabile (PRB), nella quale la falda contaminata si muove, sotto un naturale gradiente idraulico, attraverso una zona reattiva dove l'inquinante è degradato o immobilizzato. Tali barriere vengono installate in modo da intercettare l'intero *plume* contaminato. In base ai principi di funzionamento si possono individuare diverse categorie di PRB, in funzione del materiale reattivo di riempimento, identificabili come barriere chimiche, adsorbenti e biologiche. Nel presente lavoro si riporta una procedura, sviluppata dagli Autori, per effettuare il dimensionamento ottimizzato di una Barriera Permeabile Reattiva Adsorbente (PRB-A). In particolare è stato sviluppato un codice di calcolo che descrive il trasporto di inquinanti nelle falde acquifere e la loro cattura mediante meccanismi di adsorbimento all'interno della barriera stessa. Si riporta un'applicazione ad un caso studio che riguarda un acquifero contaminato da Tetracloroetilene (PCE) in prossimità di diverse discariche nel sito "Masseria del Pozzo-Schiavi" nel Comune di Giugliano in Campania (Na). Le simulazioni hanno consentito di valutare l'efficacia della PRB-A in diversi scenari di funzionamento, mostrando le evoluzioni del *plume* di inquinante nello spazio e nel tempo. I risultati confermano l'efficacia della tecnica utilizzata per la protezione dell'acquifero, poiché le concentrazioni di PCE in uscita dalla barriera sono ovunque inferiori al limite di concentrazione previsto nei regolamenti italiani di qualità per le acque sotterranee.



## Introduzione

La contaminazione delle acque di falda rappresenta una grave emergenza ambientale, che richiede spesso costosi e non sempre efficaci interventi di bonifica. Tale contaminazione può avvenire a seguito di eventi accidentali o intenzionali, fra questi la perdita di percolato da una discarica di rifiuti rappresenta uno di questi eventi. Lo scarico accidentale del percolato delle discariche per rifiuti solidi conduce alla contaminazione delle acque di falda, sia dai composti inorganici che organici (Jun et al., 2009; Kjeldsen et al., 2002). Diverse tecnologie di bonifica sono state sviluppate per la depurazione delle acque sotterranee, che comprendono trattamenti *ex-situ*, mediante la tecnica del Pump and Treat (P&T), e trattamenti *in situ*, con le Barriere Reattive Permeabili (PRB). C'è un interesse crescente per l'utilizzo delle PRB per gli acquiferi contaminati, come alternativa efficace ai classici sistemi di bonifica, grazie al suo funzionamento a bassi costi di manutenzione, essendoci spesso la necessità di trattare grandi volumi d'acqua con basse concentrazioni di contaminanti.

Le PRB sfruttano, quindi, un trattamento di tipo passivo e proprio per questo motivo offrono molteplici vantaggi:

- semplicità della messa in opera;
- ottima applicazione in caso di sorgenti distribuite o di difficile individuazione;
- conveniente rapporto costi-benefici;
- elevata efficacia nel tempo;
- ridotta richiesta di manutenzione;
- mantenimento dell'utilizzo dell'area soprastante;
- i contaminanti non vengono trasportati in superficie;
- non necessita di ingressi di energia;
- costi minimi di gestione.

Tuttavia si possono riscontrare anche degli svantaggi:

- costi di monitoraggio per lunghi periodi se la fonte è di difficile individuazione o rimozione  
possibilità di deviazione od *overflowing* del plume a causa di ostruzione o dimensionamento errato.
- i tempi e quindi la longevità delle barriere reattive sono variabili;
- è fondamentale possedere una dettagliata caratterizzazione degli inquinanti e dell'ambiente circostante;
- possibilità di trattare solo la frazione solubile dei composti organici;



- l'incertezza relativa alla longevità dei materiali reagenti e dell'eventuale rigenerazione degli stessi.
- all'interno della barriera possono verificarsi fenomeni di precipitazione che possono portare alla diminuzione della permeabilità della barriera stessa: è importante, quindi, la presenza di una rete di monitoraggio delle acque sotterranee a valle della barriera che consenta di monitorare in continuo l'efficacia del trattamento.

Una PRB è costituita da materiali reattivi con una conducibilità idraulica maggiore rispetto all'acquifero circostante, in modo che l'acqua contaminata è costretta a passare attraverso la barriera stessa, muovendosi sotto un gradiente idraulico naturale. Le configurazioni normalmente impiegate sono il funnel-and-gate e la barriera continua (Figura 1). La prima prevede l'utilizzo di una barriera a bassa permeabilità (funnel), in alcuni casi a forma di imbuto, per indirizzare il flusso d'acqua dalla regione contaminata ad una zona di trattamento permeabile (gate). Questa tipologia di barriera consiste in muri dalla bassa conduttività idraulica con uno o più varchi che contengono le zone reattive permeabili. Il funnel modifica la traiettoria del flusso cosicché l'acqua attraversi i varchi ad alta permeabilità (gates). Nella configurazione a barriera continua il plume viene intercettato dal materiale reattivo su tutto il fronte della falda. Questa soluzione consente di non alterare in maniera significativa le condizioni originarie di deflusso sotterraneo ed è più semplice dal punto di vista progettuale.

**Numerose sono le caratteristiche da tenere in considerazione per progettare un sistema di trattamento delle acque sotterranee: direzione e velocità del flusso di falda; larghezza e profondità del plume; gradienti di concentrazione lungo il plume; conducibilità idraulica.**

Quando l'acqua di falda contaminata attraversa la barriera, gli inquinanti sono rimossi grazie a processi fisici, chimici e/o biologici, fra cui la precipitazione, l'adsorbimento, l'ossidazione/riduzione o la degradazione.

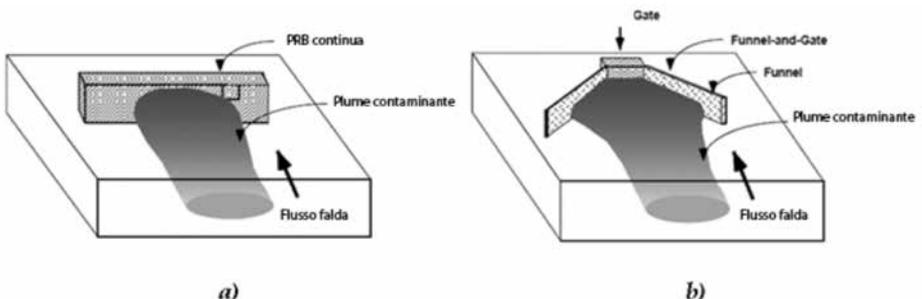


Figura 1: Schema delle diverse configurazioni di una PRB: a) barriera continua e b) barriera funnel and gate.



Il meccanismo di azione di un PRB dipende dalla scelta del materiale reattivo utilizzato di riempimento. Il materiale reattivo più usato per le acque sotterranee contaminate da PCE è il ferro zero-valente (D'Andrea et al., 2005; EPA, 1998; Farrell et al., 2000; Higgins ed Olson, 2009; Jun et al., 2009; Moon et al., 2005; Plagentz et al., 2006; Vogan et al., 1999) col quale gli inquinanti organici sono degradati con una serie di reazioni di riduzione. Tali reazioni di riduzione non sono selettive e possono portare alla formazione di un solido precipitato, che, da un lato, diminuisce l'efficienza della barriera poiché riduce la sua porosità; e dall'altro, porta alla formazione di percorsi preferenziali di flusso che conducono ad una riduzione del tempo di contatto dell'acqua contaminata con il materiale reattivo (Kamolpornwijit et al., 2003; Li et al., 2006; Il McKenzie et al., 1999). Un'altra limitazione delle barriere con ferro zero-valente è che le reazioni di de-alogenazione sono molto lente, quindi lo spessore delle barriere deve essere elevato per consentire il tempo di contatto con la sostanza inquinante (Moon et al., 2005). Materiali alternativi quali le zeoliti, ceneri volatili e carboni attivi, nei quali gli agenti inquinanti sono rimossi per adsorbimento sulla superficie, possono rappresentare soluzioni valide per barriere longeve (Ake et al., 2003; Czurda e Haus, 2002; Di Natale et al., 2008; Komnitsas et al., 2006; Lorbeer et al., 2002). Un'altra tipologia di barriere permeabili sono quelle biologiche, generalmente progettate come unità di biofiltrazione *in situ*, che utilizzano una porzione dell'acquifero come un reattore primario per eliminare i contaminanti dall'acqua. Esse contengono una matrice adatta all'adesione di un film batterico che andrà a degradare il contaminante. Il processo avviene in due stadi: nel primo si ha l'adsorbimento sulla matrice, nel secondo la decomposizione ad opera di microrganismi specifici. Uno degli aspetti più importanti della loro progettazione è la scelta del supporto bio-reattivo. Esso non deve soddisfare solo i requisiti di una classica PRB, per esempio la compatibilità con l'ambiente sotterraneo, la dimensione dei grani, la permeabilità e la stabilità, ma deve anche assicurare le condizioni per una crescita ottimale dei microrganismi. Infatti non deve inibire o influenzare negativamente le attività metaboliche dei batteri, deve assicurare un'adeguata colonizzazione della matrice da parte dei batteri e la creazione di un biofilm attivo (Vesela et al., 2006).

Fra i composti considerati particolarmente pericolosi per le acque sotterranee devono essere annoverati i composti organici clorurati, e fra questi il tetracloroetilene (PCE) può essere considerato come una delle sostanze inquinanti più pericolose, dovuto il suo alto grado di persistenza e tossicità (EPA, 1988). La Direttiva 1999/13/EC (Solvent emission Directive) richiede gli stati membri di UE di aumentare i controlli sulle emissioni dei composti organici volatili, compreso PCE. Ancora, con l'applicazione delle Direttive 2000/60/EC (Water Framework Directive) e 2006/118/EC (Groundwater Directive), tale composto è espressamente elencato fra le sostanze inquinanti più pericolose. Di conseguenza, il limite regolatore italiano per qualità delle acque sotterranee recentemente è stato fissato a  $1.1 \mu\text{g l}^{-1}$ . Nelle acque sotterranee, il PCE può essere presente sia nella forma di NAPL, che disciolto in acqua. Il fato di tale sostanza dipende rigorosamente dalle sue



proprietà fisiche e chimiche principali; infatti, il PCE è più denso e meno viscoso dell'acqua, ciò comporta la sua migrazione nelle zone superficiali e suoli contaminati degli acquiferi. In tali condizioni, l'assenza di luce ne impedisce la degradazione e l'alta pressione ne riduce la volatilità, aumentando, così, i tempi di permanenza (ATSDR, 1997). Inoltre, le caratteristiche idrauliche del terreno circostante influenzano notevolmente la sua mobilità e persistenza negli acquiferi. In particolare, la rimozione dei composti organici clorurati, quale il PCE, da acqua contaminata e da acqua di scarico può essere effettuata efficientemente mediante adsorbimento, il quale combina una buona efficienza a configurazioni molto semplici (Bembowska et al., 2003; Pelech et al., 2003; Suzuki, 1990). Mentre i fenomeni dell'adsorbimento hanno luogo, la sostanza inquinante è immobilizzata nella barriera, evitando tutti i fenomeni di precipitazione. In questo senso, la barriera permeabile adsorbente (PRB-A) può essere considerata come caso particolare di PRB. Ci sono diversi materiali adsorbenti che possono essere utilizzati per la rimozione dei composti organici, materiali naturali o materiali opportunamente prodotti, fra questi i carboni attivi sembrano essere una soluzione ottimale poiché hanno migliori capacità di adsorbimento e possono essere utilizzati a costi più bassi, minimizzando l'intervento *in situ*. La progettazione e l'ottimizzazione di una tecnologia di bonifica efficace *in situ* devono anche considerare le proprietà idrologiche e geotecniche dell'intero strato acquifero contaminato. Quindi, è necessaria una caratterizzazione completa delle proprietà idrogeologiche e geotecniche del prodotto chimico del sito.

L'obiettivo principale del seguente lavoro è lo sviluppo di una procedura per ottimizzare la progettazione di una PRB per la bonifica di acquiferi contaminati. La procedura ha richiesto la caratterizzazione delle interazioni chimico-fisiche fra i solidi adsorbenti e l'acqua contaminata e ha portato allo sviluppo di un codice di calcolo, capace di descrivere il trasporto del contaminante nell'acquifero e la cattura di quest'ultimo mediante la barriera. La procedura è stata applicata ad un acquifero contaminato da PCE, sito in prossimità di diverse discariche per rifiuti solidi nell'area Nord di Napoli (Italia) e con essa sono state valutate le dimensioni principali della barriera (lunghezza e spessore).

### **Modellazione di una PRB.**

Il primo passo per la progettazione di una Barriera Reattiva Permeabile (PRB) è la caratterizzazione del sito, che ha lo scopo di definire in dettaglio le caratteristiche del sito (proprietà idrauliche e geotecniche) e della contaminazione (valutazione del *plume* di contaminante).

Dopodiché il progetto consiste principalmente nella valutazione delle caratteristiche della barriera (posizione, orientamento, dimensioni e materiale di riempimento) che permettano la completa intercettazione del *plume*. In questa procedura, la modellazione matematica del trasporto di contaminanti nelle acque sotterranee è uno strumento essenziale per prevedere le prestazioni della barriera. Il problema non può essere risolto mediante un calcolo diretto, ma necessita piuttosto di una procedura

iterativa. In particolare, devono essere effettuate una serie di scelte preliminari che riguardano le dimensioni, la posizione ed il materiale costituente la barriera; tali scelte devono essere successivamente verificate valutando se consentono la cattura dell'inquinante durante l'intero ciclo di vita della barriera stessa, in caso contrario, è necessario modificare le scelte di progetto. Tale operazione deve essere ripetuta fino a raggiungere le scelte ottimali che, oltre a definire una barriera in grado di impedire la propagazione dell'inquinante, siano quelle che individuano le minime dimensioni, per evitare inutili e costosi sovradimensionamenti.

Per effettuare le scelte preliminari possono essere seguiti i seguenti criteri:

- Posizione: la barriera deve essere quanto più vicino al *plume* di inquinante;
- Orientamento: la barriera deve essere ortogonale alle linee di flusso della falda;
- Lunghezza ed altezza: possono essere scelti pari alle dimensioni del *plume* di inquinante;
- Spessore: deve essere tale da far sì che il contatto tra soluzione inquinata e il materiale adsorbente avvenga per un tempo sufficiente e garantire che si verifichino i meccanismi di adsorbimento all'interno della barriera e quindi deve soddisfare la seguente disuguaglianza:

$$\frac{W}{u_b} > (k_c a)^{-1} \quad (1)$$

dove  $W$  è lo spessore della barriera,  $u_b$  rappresenta la velocità del flusso delle acque sotterranee nella barriera,  $k_c$  il coefficiente di trasferimento di materia liquido-solido e  $a$  rappresenta la superficie specifica esterna delle particelle adsorbenti. Il movimento di un contaminante in un mezzo poroso è dovuto a processi di avvezione-dispersione (Bear, 1979), pertanto, considerando un sistema a tre dimensioni (3D), l'equazione di bilancio di massa sull'inquinante disciolto può essere scritta come segue:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \nabla(D_h \nabla C) - \frac{\bar{u} \nabla C}{n_s} + R \quad (2)$$

Nell'equazione (2)  $C$  rappresenta la concentrazione di inquinanti nel fluido,  $\bar{u}$  il vettore di flusso,  $n_s$  la porosità del suolo e  $R$  è il termine sorgente, che definisce l'eventuale produzione o scomparsa dell'inquinante.

Il coefficiente di dispersione idrodinamica  $D_h$  è un tensore di secondo ordine espresso come:

$$D_h = D + D_d^* \quad (3)$$



Nell'equazione (3),  $D$  è il tensore di dispersione meccanica e  $D_d^*$  è il coefficiente di diffusione molecolare (uno scalare). Il vettore di flusso  $\bar{u}$  nell'equazione (2) può essere determinato mediante l'applicazione dell'equazione di Darcy, scritto come:

$$\bar{u} = -K_{sat} \cdot \bar{\nabla}h \quad (4)$$

dove il carico idraulico può essere calcolato a partire dalla equazione di Laplace:

$$-\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} - \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} - \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad (5)$$

che può essere integrata con le rispettive condizioni al contorno.

Il termine  $R$  dell'equazione generale (2), nel caso di barriere adsorbenti, rappresenta il flusso di inquinante trattenuto dalla barriera attraverso i fenomeni di adsorbimento, in condizioni isoterme e considerando il flusso delle acque sotterranee stazionario e che non ci siano variazioni volumetriche (perdite, infiltrazione, evaporazione, ecc). Tale termine, quindi, può essere espresso come segue:

$$R = \frac{\rho_b}{n_b} \frac{\partial \omega}{\partial t} = k_c a [C - C^*(\omega)] \quad (6)$$

dove,  $\omega$  rappresenta la concentrazione di inquinanti sul solido,  $\rho_b$  la densità di bulk del materiale adsorbente,  $n_b$  la porosità barriera e  $C^*(\omega, C)$  deriva dall'adsorbimento e definisce la forza spingente di trasferimento di massa. A tal fine, devono essere conosciute o misurate in prove di laboratorio dedicate, le proprietà del materiale adsorbente e le isoterme di adsorbimento delle sostanze inquinanti. Le concentrazioni iniziali di inquinante sono note, mentre le concentrazioni di inquinante sul solido sono assunte pari a zero su tutto il dominio di flusso.

Le condizioni al contorno sono le seguenti:

$$C = 0 \quad \left\{ \begin{array}{l} x = 0 \quad \forall y \quad \forall t \\ y = 0 \quad \forall x \quad \forall t \\ y = Y \quad \forall x \quad \forall t \end{array} \right. \quad (7)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\bar{u} \nabla C}{n_s} - \nabla(D_h \nabla C) = 0 \quad x = X \quad \forall y \quad \forall t$$

dove  $X$ , in un sistema coordinato con asse  $x$  parallelo alla direzione di flusso delle acque sotterranee, è la distanza tra la barriera e il confine occidentale del dominio di inquinante, e  $Y$  è l'estensione del dominio in direzione  $y$ .

## Dimensionamento di una PRB.

Il procedimento per il dimensionamento della barriera parte dalla definizione della dimensione del dominio di calcolo che deve essere abbastanza grande da includere tutto il *plume* di inquinante e più lungo del *plume* stesso nella direzione di deflusso delle acque sotterranee.

Deve essere scelta la griglia di calcolo (cioè le dimensioni di una cella di calcolo 3D), considerando che domini di calcolo più grandi o costituiti da celle piccole producono risultati più precisi, ma il tempo di calcolo può diventare eccessivamente oneroso. Inoltre, all'interno della barriera la griglia di calcolo deve essere affinata in modo da ottenere un profilo di concentrazione di maggiore dettaglio all'interno della barriera stessa.

Le prestazioni della barriera possono essere stimate, valutando l'evoluzione nel tempo del *plume* di inquinante nel dominio di calcolo considerato. In particolare, a valle della barriera, la concentrazione di inquinanti deve rispettare il limite di riferimento. A tale scopo, una volta che le informazioni circa la natura e l'estensione dell'area di contaminazione sono conosciuti, può essere definito un dominio contaminato (**D**) che include il *plume* inquinante nella sua posizione iniziale. Il limite di tale dominio è rappresentato dagli assi positivi di un sistema di coordinate, dalla barriera e le sue proiezioni sugli assi (cioè le linee **A** e **C**) (Figura 2). Allo stesso tempo può essere identificato un dominio non contaminato (**N**), definito come la parte esterna del dominio **D**. La definizione di questi campi, unitamente alla valutazione delle concentrazioni degli inquinanti all'interno, permette l'individuazione delle dimensioni minime della barriera, che assicurano il rispetto dei limiti normativi nello spazio e nel tempo. Infatti, individuate le dimensioni appropriate della PRB, le concentrazioni di inquinanti all'interno del dominio **N** devono essere inferiore o pari al massimo al limite normativo per l'intera vita della barriera. Naturalmente, le valutazioni della concentrazione degli inquinanti devono essere effettuate all'esterno del

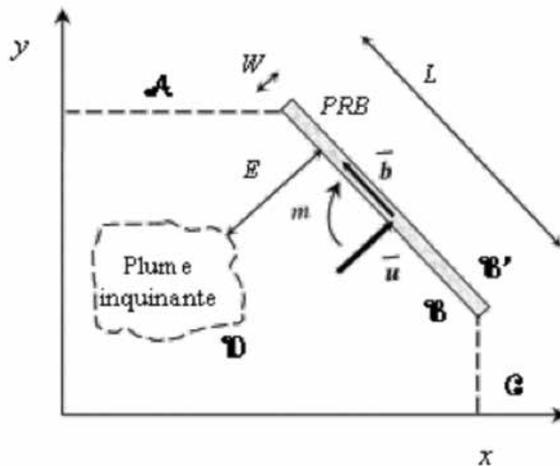


Figura 2 – Dominio contaminato e caratteristiche di una PRB



dominio **D**, ossia oltre le linee **A**, **B**'e **C**.

Infine, in Figura 2, sono rappresentate le caratteristiche della PRB, come la distanza dal *plume* di inquinante ( $E$ ), l'angolo di orientamento ( $m$ ), la lunghezza ( $L$ ) e lo spessore ( $W$ ). In particolare, l'angolo di orientamento è definito come l'angolo tra la direzione del flusso delle acque di falda ( $\bar{u}$ ) e la direzione barriere ( $\bar{b}$ ).

Il dimensionamento di una PRB è ottenuto iterativamente mediante l'accoppiamento di due codici di calcolo utilizzando la procedura, schematicamente illustrata nel diagramma di flusso di Figura 2. Il primo codice è un modello di flusso commerciale 3D, PMWIN, che utilizza uno schema a blocchi alle differenze finite per la zona satura, e include un modello di deflusso delle acque sotterranee (MODFLOW) e un modello di trasporto di inquinanti (MT3D). In particolare, questo codice risolve l'integrazione numerica delle equazioni. (2) - (6) con le condizioni al contorno (7) e, in particolare il modulo MODFLOW risolve l'equazione di Darcy (4) e l'equazione di Laplace (5), mentre MT3D risolve le equazioni di trasporto. (2) - (3). Il secondo codice, sviluppato dagli Autori (Erto et al., 2010), è ADSORBE-CODE che descrive i fenomeni di adsorbimento che coinvolgono la sostanza inquinante quando passa attraverso la barriera. In particolare, ADSORBE-CODE risolve le equazioni. (2) e (6) all'interno della barriera con le loro condizioni iniziali e al contorno. ADSORBE-CODE è stato strutturato in modo da essere flessibile ed è in grado di:

- prendere in considerazione qualsiasi tipo di isoterme di adsorbimento (Henry, Freundlich, Langmuir, ecc);
- affinare una griglia nello spazio (le dimensioni della griglia) e tempo (intervalli di tempo di calcolo) in modo da descrivere correttamente i fenomeni locali che si verificano all'interno della barriera.

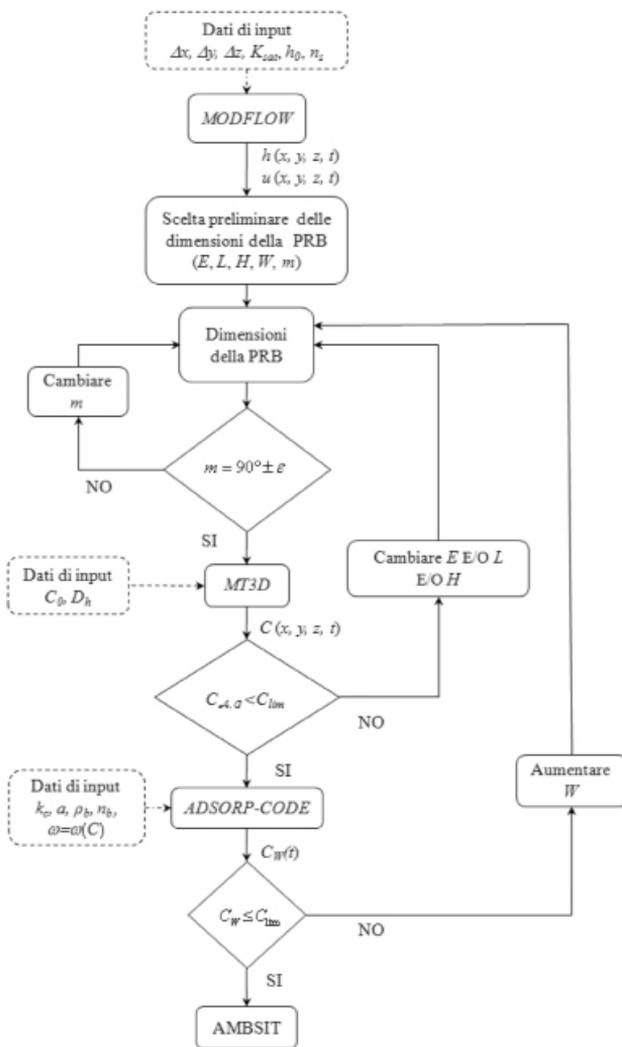


Figura 3 – Diagramma di flusso per ottimizzare il dimensionamento della PRB



La procedura di progettazione e ottimizzazione della PRB, come illustrato nella Figura 3, richiede i seguenti dati di input: la griglia computazionale ( $\Delta x, \Delta y, \Delta z$ ), la conducibilità idraulica del suolo ( $K_{SAT}$ ), la porosità del suolo ( $n_s$ ), l'altezza idraulica iniziale ( $h_0$ ), la distribuzione iniziale di concentrazione delle sostanze inquinanti ( $CO = CO(x, y, z)$ ), il coefficiente di dispersione idrodinamica ( $D_n$ ), il coefficiente di trasferimento di massa per le reazioni di adsorbimento ( $k_c$ ), la superficie esterna specifica delle particelle adsorbenti ( $a$ ), la densità di bulk del materiale adsorbente ( $\rho_b$ ), la porosità della barriera ( $n_b$ ), la capacità di assorbimento ottenuta mediante i modelli di isoterme di adsorbimento ( $\omega = \omega(C)$ ). Inoltre, è necessario effettuare una scelta preliminare delle proprietà geometriche della barriera ossia, la distanza della PRB dal *plume* ( $E$ ), l'angolo di orientamento ( $m$ ) e la lunghezza ( $L$ ), altezza ( $H$ ), spessore ( $W$ ). Una volta che i dati di input e le scelte preliminari sono state effettuate, MODFLOW permette il calcolo, in ogni cella della griglia, della altezza idrauliche ( $h$ ) e della velocità delle acque sotterranee ( $u$ ) e la loro evoluzione rispetto al tempo di simulazione.

Di conseguenza, la scelta preliminare dell'angolo di orientamento della barriera deve essere modificato fino a che il vettore velocità delle acque sotterranee è ortogonale, per quanto possibile alla direzione PRB ( $\hat{b}$ ), con un massimo di tolleranza ( $\pm \epsilon$ ). MT3D consente il calcolo delle concentrazioni di inquinante ( $C$ ) nel dominio **D** e la loro evoluzione nel tempo. I risultati del calcolo, e in particolare il valore sulle linee **A** e **C** del confine devono essere utilizzati per regolare le scelte preliminari per  $E$ ,  $L$ ,  $H$  e  $W$  visto che la barriera deve essere alta e abbastanza lunga da intercettare l'intero *plume* di inquinante durante il suo moto.

Inoltre, ADSORB-CODE (Figura 3) è utilizzato per calcolare la concentrazione di inquinante in uscita ( $C_w(t)$ ) in ogni punto della barriera (cioè la linea **B'**) e l'efficacia della barriera è valutata confrontando queste concentrazioni con il valore limite ( $C_{lim}$ ). Lo spessore preliminare della barriera ( $W$ ) è corretto se le concentrazione del contaminante in uscita dalla barriera è sempre e comunque inferiore al valore limite ( $C_{lim}$ ), altrimenti deve essere aumentato fino a che non viene rispettata la disequazione  $C_w(t) < C_{lim}$ . Il procedimento è ripetuto al fine di minimizzare le dimensioni della barriera.

Completato il dimensionamento della barriera, i risultati sono rappresentati con l'ausilio di AMBSIT © (da CIRIAM, Seconda Università di Napoli), un'applicazione GIS (Geographic Information System) sviluppato specificamente per migliorare le mappe di isoconcentrazione dei contaminanti.

### Caso studio

Il caso di studio si riferisce ad una vasta area (2.25km<sup>2</sup>) nel comune di Giugliano in Campania in provincia di Napoli, dove ci sono diverse discariche di rifiuti solidi. Negli ultimi venti anni, circa otto milioni di tonnellate di rifiuti urbani e speciali sono stati depositati, legalmente e illegalmente, in queste discariche. La falda acquifera sotterranea, che si trova ad una pro-

fondità di 35-40 m dal piano campagna (50 m), è contaminata da diversi inquinanti, sia organici ed inorganici (Di Nardo et al., 2010). La litologia del terreno può essere approssimata con un unico tipo di materiale, la cui conduttività idraulica è  $5.10^{-5}$  m/s (Di Nardo et al., 2010). Le linee di flusso delle acque sotterranee sono orientate da Est a Ovest, con altezze piezometriche che variano tra 5 e 12,5 metri s.l.m., con un gradiente piezometrico di 0.01 m/m.

In Figura 4 sono riportate le curve di isoconcentrazione del PCE nelle condizioni attuali, insieme con la mappa della zona. Tale figura mostra valori di concentrazione del PCE che variano nella zona, con picchi di oltre 20 volte superiore al limite normativo italiano, pari a  $1.1 \mu\text{g/l}$ .

Quindi, un determinato volume di acque sotterranee contaminate possono essere identificati e un trattamento *in situ* mediante una barriera PRB può essere pianificata.

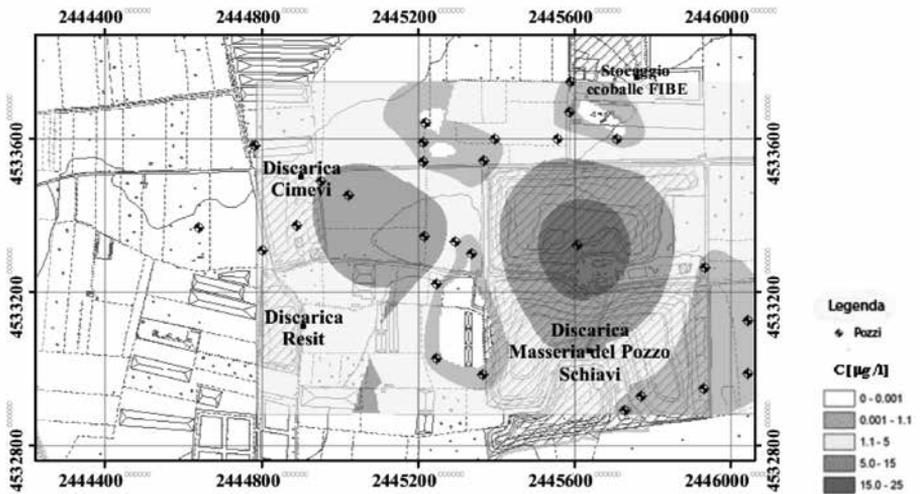


Figura 4 – Isoconcentrazione del PCE per il caso studio.

Il materiale adsorbente scelto per la realizzazione della barriera è il carbone attivo granulare (GAC) Aquacarb 207EATM (Sutcliffe Carbon), disponibile in commercio. per il quale è stata effettuata una caratterizzazione completa. Tale materiale ha una superficie BET ( $S_{bet}$ ) di  $950 \text{ m}^2/\text{g}$  ed un diametro medio dei pori ( $d_{pore}$ ) di circa  $26 \text{ \AA}$ . La densità di bulk ( $\rho_b$ ) è  $500 \text{ kg}/\text{m}^3$ , la porosità ( $n_b$ ) è  $0.4 \text{ m}^3/\text{m}^3$  e la sua conducibilità idraulica è di circa  $0.001 \text{ m/s}$ . In Figura 5 è riportata l'isoterma di adsorbimento del PCE con Aquacarb 207EATM, alla temperatura di  $10^\circ\text{C}$ , tipica delle acque sotterranee, la cui procedura sperimentale è riportata in letteratura (Erto et al., 2009).

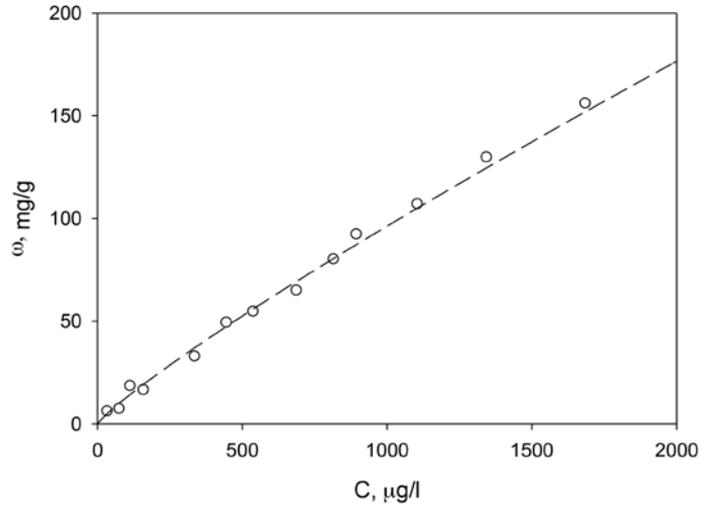


Figura 5 – Isotherma di adsorbimento del PCE sul carbone Aquacarb 207EA™ alla temperatura di 10°C.

Il modello di Langmuir è risultato il migliore per la descrizione dell'adsorbimento del PCE (Erto et al., 2009). L'equazione del modello è riportato di seguito:

$$\omega = \frac{\omega_{\max} K \cdot C}{1 + K \cdot C} \quad (9)$$

In particolare sono stati calcolati i parametri di Langmuir, risultati pari a:  $\omega_{\max}=913.9\text{mg/g}$  e  $K=19,830\text{l/mol}$ :

## Risultati

Secondo la procedura iterativa descritta, numerose simulazioni numeriche sulla base di diversi parametri geometrici della barriera sono state necessarie per determinare la posizione e le dimensioni ottimali della barriera. La barriera considerata è continua penetrante interamente la falda (50m), la distanza ( $E$ ) tra la barriera e il confine del *plume* di inquinante è stato stabilito a 6m, la lunghezza ( $L$ ) 900 metri e l'orientamento ( $m$ ) coincidente con la direzione Nord. Al fine di delineare la procedura di ottimizzazione della barriera, in Figura 6 sono riportate le concentrazioni di PCE in uscita dalla barriera nel corso del tempo di funzionamento, in forma di curve di *breakthrough*, a vari valori di spessore della barriera stessa (1, 2, 3 e 4 m). I risultati in figura si riferiscono al punto S sulla barriera (Figura 7) che rappresenta è il punto più critico durante le simulazioni, ossia quello con i valori più elevati delle concentrazioni di PCE.

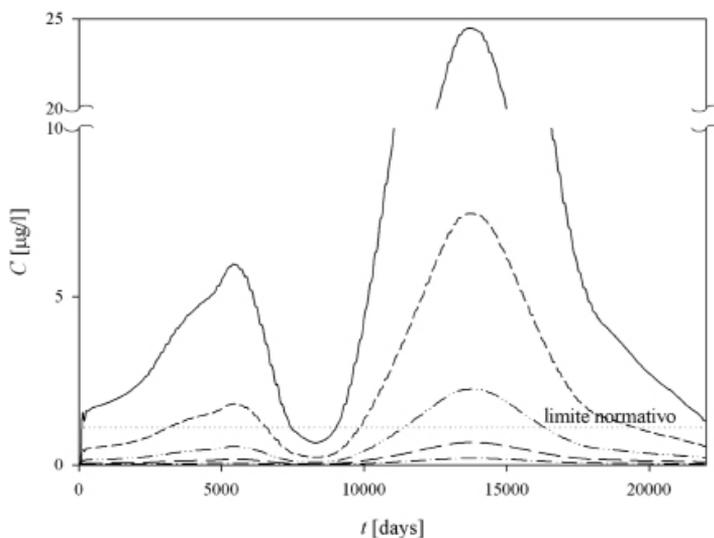


Figura 6 –Evoluzione della concentrazione di PCE nel tempo, in corrispondenza del punto S, per diversi spessori ( $W$ ) della barriera.

(—)  $C_{IN}$  - (- - -)  $C_{W=1m}$  - (· · · · ·)  $C_{W=2m}$  - (— — —)  $C_{W=3m}$  - (· · · · ·)  $C_{W=4m}$

In particolare la Figura 6 riporta le curve di concentrazione di PCE in entrata ( $C_{IN}$ ) e in uscita ( $C_W$ ) della barriera, in funzione del tempo. Le curve mostrano chiaramente che le concentrazioni di PCE in uscita dalla barriera sono sempre inferiori al limite solo per lo spessore di 3 e 4 m, anche quando la concentrazione di PCE in ingresso diminuisce (dopo un tempo di durata di circa 20 anni) e il desorbimento di PCE può verificarsi.

In conclusione, la Figura 6 mostra chiaramente che lo spessore della barriera deve essere sufficientemente grande da garantire la cattura della concentrazione massima di PCE, mantenendo le concentrazioni in uscita sempre al di sotto dei limiti normativi, garantendo al contempo un volume minimo di materiale adsorbente.

I risultati migliori sono stati ottenuti con uno spessore della barriera di 3m e per tale valore, in Figura 7 sono riportate i risultati delle simulazioni numeriche, rappresentate come curve di isoconcentrazione nel tempo.

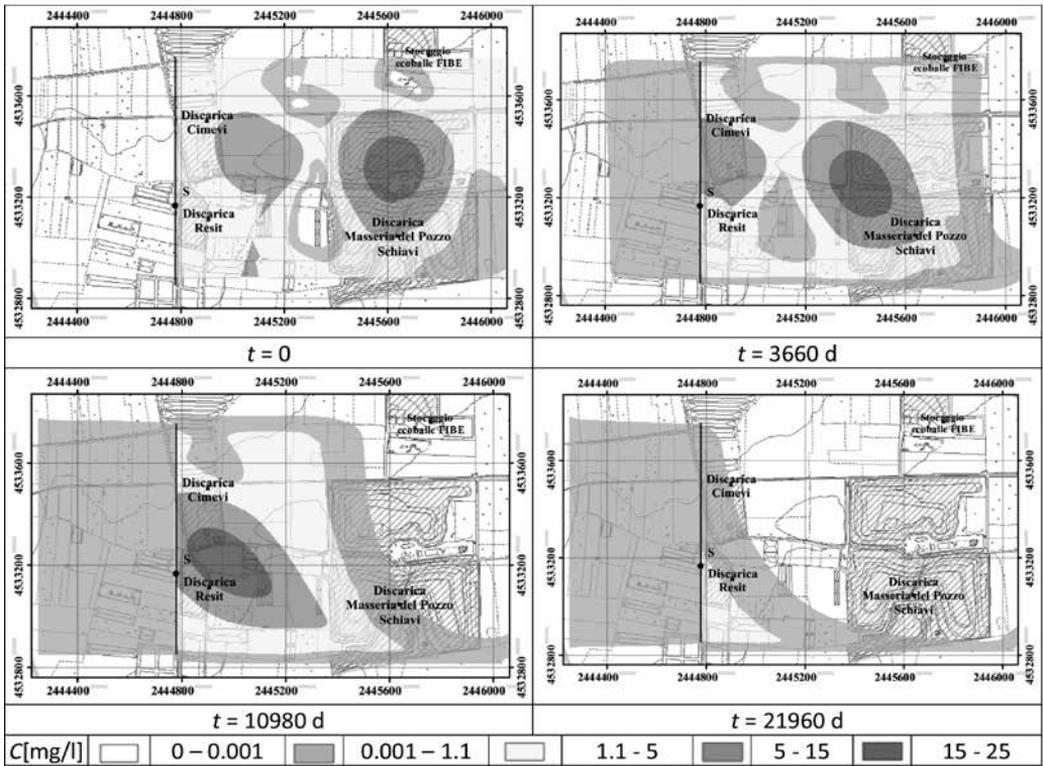


Figura 7 – Evoluzione delle curve di isoconcentrazione del PCE in funzione del tempo ( $W=3m$ ).

Tale figura riporta l'evoluzione nel tempo del *plume* di inquinante, rispettivamente a 10, 30 e 60 anni e mostra che l'intero *plume* di PCE viene catturato dalla barriera in un periodo di circa 60 anni e la concentrazione di PCE in uscita ( $C_w$ ) è sempre inferiore al limite di concentrazione ( $C_{lim}$ ) fissato a  $1,1 \text{ mg l}^{-1}$ .

### Conclusioni.

Nel presente lavoro è stata messa a punto la procedura per la progettazione e ottimizzazione di una Barriera Permeabile Reattiva Adsorbente (PRB -A). La procedura è stata applicata, come caso studio, alla bonifica di una falda acquifera inquinata da PCE in un sito a nord di Napoli (Italia), individuando le dimensioni ottimali della barriera e valutando l'evoluzione del *plume* di inquinante nel corso del tempo. I risultati numerici suggeriscono che le barriere adsorbenti possono essere considerate come una valida opzione per la bonifica del sito studiato, anche se alcuni aspetti tecnologici, la sinergia di sostanze inquinanti e gli effetti a lungo termine devono ancora essere presi in considerazione.