

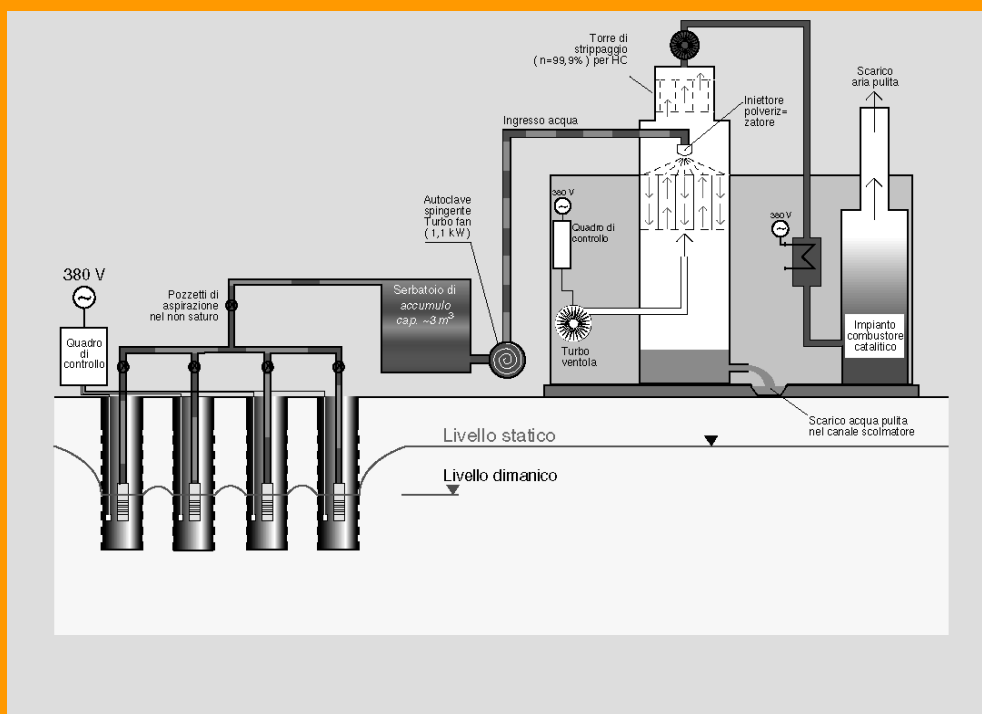


Provincia
di Milano



Università
degli Studi di Milano
Dipartimento di Scienze
della Terra 'A. Desio'

LINEE GUIDA PER IL MONITORAGGIO DELLE BARRIERE IDRAULICHE



Direzione centrale
ambiente



**Provincia
di Milano**

Presidente:
Assessore all'Ambiente:

On. Ombretta Colli
Luigi Cocchiaro

A cura della:
Direttore Centrale:

Direzione centrale ambiente
Vincenzo Imparato

Coordinamento:
Supporto tecnico e redazionale:

Luca Raffaelli
Federica Facchino, Paola Raimondi



**Università degli Studi
di Milano**
Dipartimento di
Scienze della Terra 'A. Desio'

Giovanni Pietro Beretta, Roberta Pellegrini

Questa pubblicazione è frutto della convenzione in atto tra la
Provincia di Milano e l'Università degli Studi di Milano

PRESENTAZIONE

La normativa vigente finalizzata alla bonifica dei siti contaminati (D.Lgs. 22/97 e D.M. 471/99) non prevede “specifiche” indicazioni di carattere tecnico-operativo in materia. Pertanto il presente documento, nato dalla collaborazione della Direzione Centrale Ambiente con il Dipartimento di Scienze della Terra dell’Università degli studi di Milano, vuole essere una proposta di standardizzazione di alcune procedure in parte già consolidate nella prassi.

In tal modo si è voluto fornire un supporto tecnico agli operatori del settore ed in particolare ai professionisti privati, nelle fasi di progettazione e realizzazione degli interventi di caratterizzazione e di bonifica.

Alla base del documento vi sono sia criteri di omogeneizzazione e razionalizzazione di tecniche operative, sia una congrua applicazione delle stesse, anche nella prospettiva dell’evoluzione delle tecnologie oggi disponibili.

Grazie a questa prima collaborazione tra Provincia di Milano ed Università degli Studi di Milano, che focalizza l’esperienza del Servizio Bonifiche siti contaminati, sarà possibile incrementare l’efficacia delle azioni sui siti, senza voler fissare né obblighi né requisiti minimi, lasciando inalterata la responsabilità professionale che “il Progettista” ha nell’affrontare le varie specifiche situazioni progettuali.

Ing. Vincenzo Imparato
Direttore Centrale Ambiente

LINEE GUIDA PER IL MONITORAGGIO DELLE BARRIERE IDRAULICHE

INDICE

1. PREMESSA	3
2. LA PROCEDURA DI VERIFICA DELLE BARRIERE IDRAULICHE.....	5
3. REVISIONE DEI DATI	7
3.1. STRUTTURA IDROGEOLOGICA	7
3.2. FLUSSO IDRICO SOTTERRANEO	7
3.3. PARAMETRI IDROGEOLOGICI	8
3.4. CARATTERISTICHE DEI CONTAMINANTI	9
3.5. DIMENSIONAMENTO DEL SISTEMA.....	10
3.6. CARATTERISTICHE DELLE OPERE DI CAPTAZIONE E DEI POZZI/PIEZOMETRI DI CONTROLLO	11
3.7. GLI SCHEMI DI POMPAGGIO.....	12
3.8. SISTEMI DI SICUREZZA	13
3.9. TRATTAMENTO DELLE ACQUE E RELATIVI LIMITI ALLO SCARICO	15
3.10. SINTESI DEI DATI DISPONIBILI	19
4. EFFICIENZA IDRAULICA ED EFFICACIA IDROCHIMICA DELLA BARRIERA IDRAULICA ..	20
4.1. CRITERI UTILIZZABILI NELLA VERIFICA DI BARRIERE IDRAULICHE: DATI SPERIMENTALI IDRODINAMICI	20
4.1.1 <i>Cartografia piezometrica</i>	20
4.1.2 <i>Test di interferenza tra pozzi e piezometri</i>	24
4.2. CRITERI UTILIZZABILI NELLA VERIFICA DI BARRIERE IDRAULICHE: DATI DI MODELLI DI FLUSSO	26
4.3. CRITERI UTILIZZABILI NELLA VERIFICA DI BARRIERE IDRAULICHE: DATI SPERIMENTALI IDROCHIMICI.....	27
4.3.1 <i>Monitoraggio idrochimico del contenimento</i>	28
4.3.1.1 Elementi costitutivi del sistema di monitoraggio.....	30
4.3.1.2 Interpretazione dell'andamento temporale dei risultati del monitoraggio idrochimico	31
4.3.1.3 Strategie di campionamento delle acque.....	33
4.3.1.4 Durata dell'attività di monitoraggio.....	34
4.3.1.5 Andamento delle concentrazioni nei punti di monitoraggio	35
4.3.2 <i>Esecuzione del bilancio di massa</i>	39
4.4. SINTESI DELLE PROCEDURE DA ADOTTARE PER LA VERIFICA DELLE BARRIERE IDRAULICHE	39
5. VALUTAZIONE DELLE PRESTAZIONI FINALI E CHIUSURA DELLA BONIFICA.....	42
5.1. CRITERI DA UTILIZZARE NELLA VALUTAZIONE DELLE PRESTAZIONI FINALI: METODO DETERMINISTICO	42
5.2. CRITERI DA UTILIZZARE NELLA VALUTAZIONE DELLE PRESTAZIONI FINALI: METODO STATISTICO	44
CONCLUSIONI.....	47

BIBLIOGRAFIA	48
APPENDICE 1 – DIREZIONE E VALORE DEL GRADIENTE IDRAULICO	51
APPENDICE 2 – DIMENSIONAMENTO E UBICAZIONE DEI POZZI (CAPTURE ZONE ANALYSIS).....	52
APPENDICE 3 – RELAZIONE DI PRESENTAZIONE DI UN MODELLO DI FLUSSO.....	55
APPENDICE 4 – INFLUENZA DELLE PERDITE DI CARICO IN UN POZZO SUI LIVELLI PIEZOMETRICI.....	58
APPENDICE 5 – INTERPRETAZIONE DELLE PROVE DI POMPAGGIO, ESECUZIONE E CONTROLLO.....	60
APPENDICE 6 – ELEMENTI DI TRATTAMENTO STATISTICO DEI DATI PER LA VALUTAZIONE DELLE PRESTAZIONI FINALI DEL SISTEMA	64

1. PREMESSA

Il più antico sistema di intervento sulle acque sotterranee contaminate, ma anche quello ancora più utilizzato, è costituito dalla creazione di una barriera idraulica mediante trincee o pozzi. Questo sistema può provocare l'interruzione della migrazione a valle del pennacchio inquinante e il prelievo di sostanze contaminanti dal sottosuolo per essere poi sottoposte a trattamento prima dello scarico.

Le barriere idrauliche sono tipicamente poste ai limiti dell'area contaminata, e sono utilizzate prevalentemente per composti poco solubili, intervenendo praticamente solo sulla fase disciolta.

Esse svolgono in questo caso anche il ruolo di estrazione di frazioni significative di contaminanti e pertanto si opera anche un ruolo di bonifica delle falde, assumendo il ruolo tipico dei sistemi pump and treat, soprattutto se qualche pozzo è posto anche all'interno del pennacchio e non solo ai limiti.

Nel caso di impiego di questi sistemi in presenza di composti poco solubili prevale invece l'intercettazione dei flussi contaminanti e quindi l'effetto di barriera idraulica.

La realizzazione di una barriera idraulica è un intervento di rapida messa in opera e di profondità operativa, cosicché si attua una messa in sicurezza d'emergenza secondo quanto previsto dal D.M. 471/99. Spesso vengono infatti utilizzate come messa in sicurezza nel caso di suolo inquinato soprastante dal quale avviene la lisciviazione dei contaminati verso la falda. La barriera in tal caso rimane attiva anche dopo la rimozione del suolo inquinato, fino al raggiungimento di valori ritenuti nella norma per le acque sotterranee.

La tecnologia di intervento è ormai consolidata, ma presenta pur sempre problemi di ottimizzazione dal punto di vista tecnico economico, in relazione alle differenti situazioni idrogeologiche, alle caratteristiche dell'acquifero, alla tipologia dei contaminanti, all'uso delle acque e alla presenza di vincoli antropici.

Una barriera idraulica può essere costituita da trincee o pozzi.

Le trincee vengono realizzate in presenza di una piccola soggiacenza (al massimo qualche metro) e per inquinanti che sono in galleggiamento sulla falda (LNAPL); esse sono prevalentemente utilizzate per situazioni di emergenza.

Ulteriori elementi collegati possono essere un sistema di confinamento sul lato a valle della barriera idraulica (quale ad esempio un telo in HDPE) ed un sistema di estrazione di acque contaminate e/o prodotto in fase libera.

Si concentrerà però di seguito l'attenzione sull'uso dei pozzi in quanto le attuali esperienze nazionali e regionali consentono di verificare che tale sistema è quello statisticamente più diffuso.

Il sistema di intervento mediante pozzi consiste nel creare una depressione piezometrica in grado di catturare i flussi idrici inquinanti. In alternativa tale depressione può provocare una deviazione delle linee di flusso, preservando eventuali pozzi posti più a valle, oppure determinare un abbassamento del livello della falda in modo tale che le acque sotterranee non interessino orizzonti di terreno

contaminato. Affinché l'intervento sia funzionale è necessario che la forma della depressione creata coinvolga tutta l'area inquinata, che risulta allungata nel senso di flusso della falda.

Si possono avere le seguenti possibilità operative:

- pozzo-barriera per arrestare integralmente la propagazione verso valle;
- pozzo-barriera parziale, interrompe completamente i flussi inquinati entro una certa distanza dalla sorgente, lasciando a meccanismi di attenuazione naturale il risanamento della porzione residua delle acque sotterranee;
- pozzo-barriera di aggotamento al fine di integrare i sistemi di barriera fisica con una barriera idraulica che mantiene un gradiente idraulico inverso (dall'esterno verso l'interno del sito contaminato) e quindi maggiori condizioni di sicurezza;
- pozzo di risanamento che estrae le acque contaminate inviandole al trattamento e quindi al riutilizzo o allo scarico in fognatura o nelle acque superficiali.

Il corretto dimensionamento di una barriera idraulica richiede una idonea conoscenza idrogeologica del sito, acquisita durante e successivamente alla fase di caratterizzazione. Inoltre per i casi complessi potranno essere implementati modelli matematici per prevedere il comportamento dinamico dell'acquifero durante il periodo di trattamento e successivamente andrà verificata l'effettiva funzionalità del sistema tramite analisi statistica dei dati raccolti durante il monitoraggio.

Il metodo di valutazione della performance del sistema dipende dal tipo di dati che vengono raccolti presso il sito e dal metodo di rappresentazione di tali dati, oltre che dal tipo di metodo statistico o di modello numerico utilizzato per la loro interpretazione.

E' fondamentale il controllo del contenimento idraulico ed idrochimico degli inquinanti, per evitare qualsiasi fuga di sostanze dannose per la salute dell'uomo e per l'ambiente.

Si distingueranno all'interno del percorso, relativamente al problema del monitoraggio, due casi principali: uno più semplice, relativo a realtà di piccole dimensioni, con la presenza di un solo pozzo di estrazione ed il secondo più complesso, relativo a siti più estesi, con la presenza di più pozzi e piezometri. Nel primo caso, per il dimensionamento del sistema, si potranno utilizzare semplici metodi analitici o grafici, con o senza il supporto di software.

Nel secondo caso sarà invece necessario utilizzare metodi più sofisticati (modelli numerici deterministici o stocastici); allo stato dell'arte è molto più diffuso l'utilizzo di modelli di flusso rispetto a quelli di trasporto in ragione anche della maggiore complessità di approccio nella modellazione del comportamento dei contaminanti nell'acquifero.

2. LA PROCEDURA DI VERIFICA DELLE BARRIERE IDRAULICHE

I casi in cui le barriere idrauliche sono utilizzate sono molteplici, così come sono varie la tipologia e le condizioni di eterogeneità dell'acquifero, le caratteristiche dei contaminanti, la presenza di sistemi di trattamento delle acque, gli interventi complementari di bonifica, l'uso in atto e previsto dell'area, etc..

Una tale molteplicità di situazioni consiglia di adottare diversi criteri di approccio al problema della verifica di funzionalità di una barriera idraulica, ma comunque si ritiene importante il rispetto della procedura di seguito illustrata che è stata resa di semplice implementazione.

Fase 1 – Revisione dei dati

Innanzitutto deve essere operata una revisione dei dati disponibili che hanno portato alla progettazione, realizzazione e gestione della barriera idraulica.

Questa operazione, da eseguire preliminarmente, si rende necessaria per le seguenti ragioni:

- la realizzazione della barriera idraulica in condizioni di messa in sicurezza di emergenza può essere stata effettuata senza una dettagliata progettazione (con grado di definizione di un progetto definitivo), ma per progressivi adattamenti in corso d'opera, iniziando cioè la costruzione di un primo lotto di pozzi, incominciando il prelievo di acque, osservando gli effetti sulla morfologia della falda e sulle concentrazioni di contaminanti, adattando le portate prelevate, integrando eventualmente il numero di punti di captazione e sostituendo i pozzi che si sono rivelati via via inutili o inefficienti;
- nel corso della gestione della barriera idraulica possono essere state introdotte modifiche alle condizioni iniziali, in risposta a situazioni connesse alla struttura idrogeologica (maggiore o minore trasmissività locale dell'acquifero da sbarrare) o logistica (spostamento di opere di captazione per necessità di bonifica o di uso del suolo);
- l'operatore che è stato delegato alle verifiche di funzionalità di una determinata barriera idraulica può non avere seguito l'intervento fino dalle fasi iniziali e pertanto la consultazione di quanto è stato prodotto serve ad acquisire le necessarie conoscenze del caso.

Fase 2 – Monitoraggio dell'efficienza e dell'efficacia della barriera idraulica

Le misure da effettuare in sito sono finalizzate alla verifica dell'efficienza e dell'efficacia della barriera idraulica intendendo con questi due termini quanto segue:

- efficienza idraulica: grado di copertura dell'area contaminata operata dalla depressione piezometrica originata dal pompaggio di acque sotterranee;
- efficacia idrochimica: massa di inquinante estratta in un intervallo di tempo rispetto al volume di acqua estratto nello stesso intervallo temporale.

L'efficienza idraulica viene verificata mediante un approccio sperimentale (misure piezometriche in campo) e teorico (modellazione del flusso idrico sotterraneo).

L'efficacia idrochimica viene verificata mediante il prelievo e l'analisi di acque a monte, all'interno e a valle dell'area contaminata.

Questa fase risulta molto importante in quanto si può verificare il caso in cui la barriera idraulica è stata attivata in condizioni di messa in sicurezza di emergenza e soggetta ad aggiustamenti in corso d'opera per migliorarne le prestazioni.

Le misure sull'efficienza e sull'efficacia devono essere previste da un protocollo di monitoraggio che viene definito nell'ambito delle procedure amministrative connesse alla bonifica di un sito; esse sono molto più frequenti nelle prime fasi di avviamento del sistema e divengono progressivamente più rare nelle fasi di gestione ordinaria.

Le misure e le analisi sono a carico dell'operatore che effettua la bonifica e sono verificate periodicamente dall'Ente preposto ai controlli.

Possono essere sia valutati i criteri di assicurazione e controllo di qualità adottati in fase di monitoraggio, sia verificati i dati prodotti con misure sperimentali e controanalisi.

Fase 3 – Sintesi sui risultati raggiunti: proseguimento o cessazione dell'intervento

Le verifiche sulle barriere idrauliche sono condotte sia in corso d'opera, per verificare che l'azione di intercettazione della contaminazione sia ottimizzata, sia in fase conclusiva, laddove esse abbiano operato anche come sistema di pump and treat o sia stato bonificato il terreno soprastante da cui avviene la lisciviazione dei contaminanti.

In quest'ultima fase è quindi necessario valutare, sulla base dell'andamento tendenziale delle concentrazioni nei punti di monitoraggio, se si possa considerare cessata la necessità del funzionamento di una barriera idraulica.

In merito a questo aspetto e considerando la tipologia di contaminanti disciolti (alcuni dei quali poco solubili come LNAPL e DNAPL), si dovranno valutare i tempi di attesa, dopo la sospensione del pompaggio, per poter considerare concluso l'intervento.

3. REVISIONE DEI DATI

La prima fase da affrontare, quando si devono valutare le prestazioni di una barriera idraulica, è la fase di revisione dei dati. Si deve infatti verificare che la barriera sia stata dimensionata correttamente, e che siano state eseguite tutte le indagini necessarie alla corretta caratterizzazione idrogeologica, logistica e dello stato di contaminazione del sito. In particolare gli elementi principali di cui deve essere condotta una attenta revisione sono di seguito brevemente descritti.

3.1. *Struttura idrogeologica*

Verificare se l'acquifero interessato dalla contaminazione sia protetto o non protetto ed i rapporti di intercomunicazione tra gli acquiferi presenti.

Per questo devono essere presentati dati relativi al tipo, spessore ed estensione dei terreni o rocce costituenti il mezzo saturo e insaturo; i dati, possibilmente aggiornati, devono riguardare la profondità e lo spessore del/degli acquifero/i e la presenza di acquitard o acquiclude.

Questi dati possono essere presentati come dati di letteratura desunti da carte idrogeologiche e da carte geologiche. Possono essere integrati con stratigrafie di sondaggi (se sono stati eseguiti durante la fase di caratterizzazione, o durante la posa in opera di piezometri e pozzi), pozzi preesistenti (le stratigrafie di alcuni pozzi possono essere reperite presso il catasto dei pozzi o come allegati ai piani regolatori comunali), pozzi e piezometri della barriera idraulica, durante la cui esecuzione siano state compilate accurate stratigrafie. Inoltre possono essere utilizzati metodi geofisici, con i quali si può ricostruire la struttura del sottosuolo; tuttavia i metodi geofisici, essendo metodi indiretti e soggetti ad interpretazione, devono essere tarati sulla base di almeno una stratigrafia.

3.2. *Flusso idrico sotterraneo*

Verificare la direzione di flusso idrico sotterraneo, i gradienti orizzontali e verticali, le variazioni stagionali e le escursioni del livello piezometrico, le voci del bilancio idrico.

Questi dati sono necessari per determinare l'ubicazione più adatta dei pozzi, la loro spaziatura e la loro struttura. Nei casi semplici, con superfici da bonificare ridotte, sono sufficienti dati relativi al livello della falda e alle carte delle isopiezometriche. Nei casi più complicati, con ampie superfici o strutture idrogeologiche particolarmente complesse, è necessario modellare la falda tenendo conto dei dati relativi ai gradienti orizzontali e verticali.

Per misurare i gradienti verticali sono necessarie misure su piezometri diversi fenestrati a diverse profondità, o su cluster di piezometri (cfr. cap. 4.1). Tali dati possono consentire l'individuazione di flussi tra acquiferi separati da un orizzonte semipermeabile.

Per il corretto posizionamento e dimensionamento degli intervalli fessurati sono necessari dati sulle variazioni stagionali del livello della falda, quindi dati relativi a reti di monitoraggio della falda. Per una valutazione dell'importanza delle escursioni piezometriche sulla portata della falda sono necessari come minimo dati relativi ad 1 anno, con almeno 4 misure all'anno.

Per il bilancio idrico si valuta la relazione tra le precipitazioni e la ricarica dell'acquifero. Dati relativi alle precipitazioni, provenienti dalle stazioni meteorologiche più prossime al sito, sono reperibili, per la Lombardia, sul sito internet dell' E.R.S.A.F.. Per le modalità e l'entità di ricarica sono necessari dati di letteratura come ad esempio lo studio della Regione Lombardia, 2002; l'osservazione dell'andamento delle escursioni piezometriche, disponibili presso il SIF della Provincia di Milano, può invece fornire indicazioni qualitative sulle modalità di ricarica.

3.3. Parametri idrogeologici

Verificare i parametri idrogeologici utilizzati per il dimensionamento del sistema, i tipi di prove eseguite e gli algoritmi utilizzati per il calcolo di tali parametri.

Per la valutazione della conducibilità idraulica dell'acquifero possono essere stati effettuati diversi tipi di prove: prove di permeabilità sul terreno (prove Le Franc, prove di pompaggio), slug tests, test di permeabilità in laboratorio (con permeametri o con edometri) e prove di pompaggio.

- Prove di permeabilità e prove di classificazione di terreni. Le prove in laboratorio, quali quelle svolte con permeametri o con edometri, sono soggette ad approssimazioni dovute alla significatività del campione sottoposto a misure. Si possono ottenere valori sottodimensionati di oltre un ordine di grandezza. La conoscenza delle caratteristiche granulometriche del terreno è però necessaria per determinare alcuni parametri idrogeologici (quali la porosità) e l'importanza di alcuni fenomeni quali l'adsorbimento degli inquinanti da parte dei materiali più fini.
- Prove Le Franc e slug test: Le prove Le Franc si possono svolgere a carico costante o variabile, e danno un valore della conducibilità idraulica approssimativo, che può servire solo a fornire un'idea dell'ordine di grandezza di questo parametro. Le prove slug test si effettuano in mezzi a permeabilità media e hanno anch'esse le limitazioni delle prove Le Franc. Queste prove in foro sono poco significative per il dimensionamento delle barriere idrauliche, in seguito alla ridotta scala di investigazione.
- Prove di pompaggio, prove di permeabilità: le prove di pompaggio, eseguibili su singolo pozzo o su un sistema costituito da un pozzo e più piezometri, permettono, a seconda del metodo d'interpretazione utilizzato, di determinare svariati parametri, quali T (trasmissività), K (conducibilità idraulica dell'acquifero), k_h e k_v (rispettivamente le componenti orizzontale e verticale di K), k' (conducibilità idraulica di eventuali orizzonti semipermeabili), S (coefficiente d'immagazzinamento) ed S_y (potenzialità specifica); inoltre consentono la determinazione del raggio d'influenza del pozzo, utile alla ricostruzione della superficie piezometrica dinamica e all'individuazione del punto di stagnazione e

della zona di cattura. Per l'interpretazione delle prove di pompaggio si veda l'Appendice 5.

- Misure di filtrazione e stream gaging servono a determinare eventuali collegamenti tra acque superficiali e sotterranee.

3.4. Caratteristiche dei contaminanti

Concentrazione, estensione areale e proprietà chimico-fisiche delle sostanze inquinanti sono dati necessari per un corretto approccio al problema.

E' necessario verificare che i risultati delle analisi chimiche su terreni e acque siano conformi ai requisiti normativi, cioè che le analisi siano state effettuate in laboratori accreditati e certificati e che le concentrazioni dei parametri analizzati siano espresse in unità di misura conformi con quelle richieste dalla norma (D.M. 471/99).

Per la valutazione dell'estensione areale della contaminazione devono essere stati effettuati campionamenti di acque sotterranee e terreni. Esistono diversi tipi di approccio e numerose limitazioni al problema del campionamento, soprattutto per quanto riguarda le acque sotterranee. Si possono infatti scegliere diversi tipi di maglie di campionamento a seconda della complessità del sito e del livello di conoscenza dello stesso:

- nel caso di un sito piccolo, se si conosce la storia pregressa del sito, si può optare per un campionamento mirato, cioè riguardante solo quelle aree ritenute probabile sede di contaminazione. Successivamente si può infittire la maglia per delimitare con maggior precisione le aree contaminate.
- nel caso di un sito esteso, usualmente si utilizzano maglie di campionamento regolari, dimensionate a seconda della grandezza dell'area, come ad esempio prescritto dal D.M. 471/99:
 - area < 50.000 m² campionamenti su almeno 4 piezometri;
 - area compresa tra 50.000 e 100.000 m² su almeno 6 piezometri;
 - area compresa tra 100.000 e 250.000 m² su almeno 8 piezometri;
 - area > 250.000 m² almeno 1 campione su piezometro ogni 25.000 metri.

Le limitazioni possono essere di tipo logistico o economico.

Le proprietà delle sostanze (densità, solubilità in acqua, contenuto di carbonio organico nei suoli, parametri di adsorbimento, etc.) sono rintracciabili in letteratura o tramite test di laboratorio. E' fondamentale la conoscenza di tali proprietà per valutare la distribuzione della contaminazione e la sua possibile evoluzione, la mobilità degli inquinanti e per una stima preventiva del tempo necessario per il risanamento del sito.

Tra i composti che si ritrovano frequentemente nelle acque sotterranee si individuano due grandi famiglie, in relazione alla densità rispetto all'acqua, costituite da composti poco solubili leggeri (LNAPL) e densi (DNAPL).

In generale nelle barriere idrauliche e nei sistemi di pump and treat si opera sulla frazione solubile di tali composti, che può comunque arrivare a centinaia di mg/l. Essendo le concentrazioni di interesse di oltre tre ordini di grandezza inferiori ($\mu\text{g/l}$), è evidente l'interesse per l'intervento anche sulla frazione solubile al fine di arrestarne la propagazione a valle, ad esempio verso bersagli costituiti da pozzi di approvvigionamento potabile.

3.5. Dimensionamento del sistema

Metodologia utilizzata nella progettazione della barriera idraulica.

E' necessario verificare che il sistema sia stato dimensionato in modo da garantire il contenimento idraulico e/o idrochimico. Possono insorgere alcuni problemi di interpretazione dei dati nel caso ad esempio di un pozzo a valle del pennacchio (come nel caso delle barriere idrauliche); le linee di flusso a valle del pozzo, prima di convergere verso il pozzo della barriera idraulica, si estendono verso valle. Queste linee possono quindi trasportare parzialmente il pennacchio a valle del pozzo, causando il rinvenimento di contaminanti in un pozzo di monitoraggio vicino. Questa contaminazione sarà comunque risanata dal pozzo della barriera idraulica, poiché le linee di flusso restano all'interno della zona di cattura del pozzo.

L'importante è che il campo di linee di flusso generato dal sistema di pozzi operante sia stato correttamente modellato e che sia stato individuato per ciascun pozzo il punto di stagnazione e la massima ampiezza della zona di "cattura" degli inquinanti definita dal fronte di richiamo.

Per fare questo possono essere utilizzati diversi tipi di algoritmi (manuale, grafico, automatico)

- L'equazione di Bear si applica nel caso bidimensionale, considerando un acquifero omogeneo, isotropo, confinato ed in regime stazionario. Con dei semplici calcoli si possono localizzare il punto di stagnazione e la zona di cattura di un pozzo (Figura 1).
- L'analisi del punto precedente si può estendere alla configurazione di due o tre pozzi allineati in direzione perpendicolare alla direzione regionale di flusso. L'equazione di Bear in questo caso viene utilizzata per determinare la distanza minima tra i pozzi necessaria al mantenimento della zona di cattura.
- Nei casi di configurazioni più complesse, con pozzi spazati irregolarmente e con diverse portate estratte, si possono fare simulazioni dell'andamento delle linee di flusso e della zona di cattura utilizzando complessi modelli di flusso potenziale (RESSQ, RESSQC, DREAM). I risultati forniti da questi modelli dipendono fortemente dalla veridicità delle ipotesi iniziali. Per acquiferi non omogenei, non isotropi, ecc. si dovranno utilizzare delle funzioni correttive, pena l'invalidità del modello.

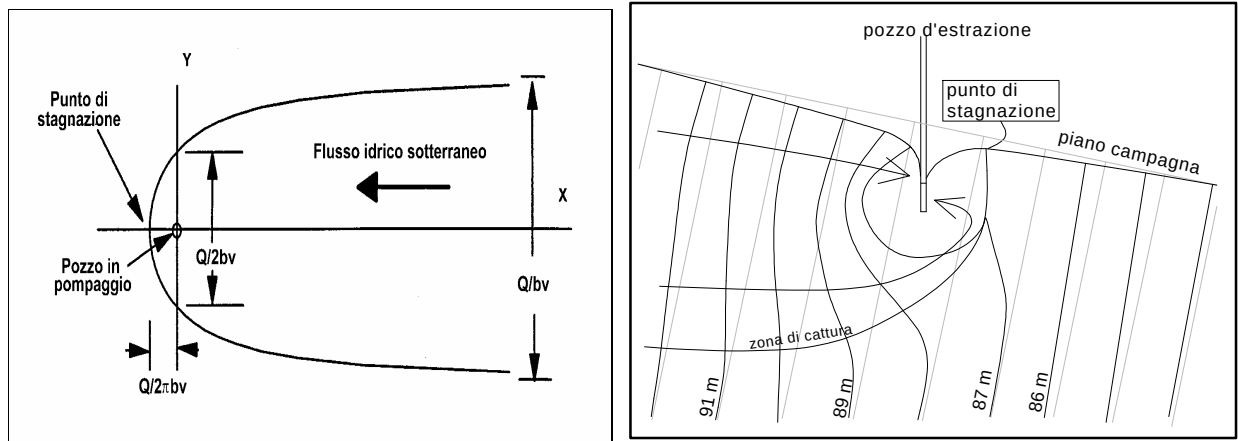


Figura 1 - Analisi della zona di cattura esercitata da un singolo pozzo

- Alcuni modelli numerici (come MODFLOW e SWIFF/486) possono fornire analisi tridimensionali interessanti. Il prodotto di questi modelli numerici di flusso è elaborato tramite software di tracciatura delle particelle (come MODPATH, GWPATH, STLINE, FLOWPATH, PATH3D, GPTRAC) per determinare le linee di flusso e le zone di cattura di sistemi presso siti a configurazione complessa.
- I modelli numerici possono essere associati a schemi di ottimizzazione a programmazione lineare per determinare l'ubicazione di pozzi ed i tassi di estrazione più efficaci. I codici disponibili sono AQMAN (codice di ottimizzazione che utilizza il modello di flusso bidimensionale di Trescott et al.) e MODMAN (codice che integra MODFLOW ed altri modelli consentendo di ottimizzare il sistema).
- I modelli di trasporto, abbinati a quelli di flusso, come MOC (Konikow L.F., Bredehoeft J.D., 1988) PATH3D (Zheng C., 1990) ed MT3D (Zheng C., 1992) permettono di simulare anche le variazioni di concentrazione dei contaminanti che si possono registrare ai pozzi-barriera in funzione.

Tutte le osservazioni effettuate nella scelta ed i risultati ottenuti tramite modelli devono essere riassunti in una relazione che sarà redatta secondo le indicazioni in Appendice 3.

3.6. Caratteristiche delle opere di captazione e dei pozzi/piezometri di controllo

Elementi costruttivi e stratigrafie delle opere di captazione e dei sistemi di monitoraggio piezometrico ed idrochimico presenti.

E' necessario reperire lo schema stratigrafico del pozzo/dei pozzi di emungimento e dei pozzi/piezometri di controllo, con indicazione delle modalità di completamento (intervalli fenestrati, diametro del perforo e del rivestimento), dello spurgo, dell'attrezzatura (pompe, tubetto piezometrico, ecc) e della portata prelevata.

Generalmente i pozzi di monitoraggio presentano tratti fenestrati in corrispondenza dell'acquifero da esaminare, mentre i piezometri sono filtrati solo nella parte terminale. Se la struttura idrogeologica del sito si presenta particolarmente articolata, è necessario che i pozzi siano costruiti in modo da consentire il prelievo delle acque captate a differenti livelli, sia nel caso di falda libera, sia nel caso di falda confinata.

Si possono eseguire prelievi a profondità diverse tramite perforazioni con diverse profondità, oppure tramite una sola perforazione nella quale siano stati realizzati tratti fenestrati isolati. Per questo è necessario conoscere le caratteristiche di completamento e sviluppo del pozzo, per poter pianificare correttamente le operazioni di campionamento.

3.7. Gli schemi di pompaggio

Al fine di rendere più efficace una barriera idraulica si possono utilizzare vari schemi di prelievo, che consistono nel modificare la configurazione spaziale dei pozzi, oppure nel variare nel tempo le portate prelevate.

Per progettare correttamente le condizioni di utilizzo di una barriera idraulica è necessaria una caratterizzazione idrogeologica del sito che si aggiorna continuamente durante la bonifica. Infatti aumentando la quantità e la qualità dei dati idrogeologici, aumenta la probabilità di successo della modificazione del sistema di prelievo.

L'obiettivo è la realizzazione di un sistema che svolga una funzione di *contenimento* verso le aree a rischio (es. approvvigionamento idrico pubblico) individuate durante la caratterizzazione, e contemporaneamente svolga un'azione di *decontaminazione* delle aree sorgente. Questo si ottiene ponendo una barriera idraulica costituita da una linea di pozzi di estrazione a valle del pennacchio. Per accelerare il risanamento si possono porre altri pozzi nelle aree sorgente, ove la concentrazione degli inquinanti è maggiore.

La barriera può essere gestita nel modo seguente:

1 - Costruzione per fasi dei pozzi: si crea un sistema iniziale e, tramite un monitoraggio frequente, si osservano le variazioni indotte sull'acquifero dal sistema; in base a queste variazioni si decide se e dove collocare il pozzo successivo e quali aliquote di portata prelevare.

2 - Pompaggio adattivo: consiste nel variare periodicamente la configurazione operativa dei pozzi di estrazione e di iniezione, per evitare la formazione di zone di ristagno delle acque contaminate. Questo sistema, grazie al funzionamento alternato dei pozzi, consente un aumento della velocità di risanamento.

3 - Pompaggio impulsivo: in questo caso si opera a tempi alterni di funzionamento/riposo. Durante il periodo di riposo, per i fenomeni di diffusione, dissoluzione e desorbimento, aumenta la concentrazione dei contaminanti nelle acque; quando il sistema entra in funzione vengono trattate acque ricche in contaminanti, rendendo così più efficace il periodo di funzionamento del sistema. E' necessario comunque che durante la fase di riposo sia garantito il contenimento

idraulico degli inquinanti e quindi deve essere calcolato un intervallo di tempo che sia inferiore a quello necessario alla contaminazione per migrare a valle del punto di stagnazione.

4 – *Pompaggio costante*: un prelievo costante di acque sotterranee avviene generalmente per una barriera che è in funzione da tempo in quanto nelle prime fasi il prelievo di acque viene incrementato fino a quando non si raggiungono le condizioni previste dal progetto.

3.8. Sistemi di sicurezza

Per essere certi della continuità ed efficienza di funzionamento della barriera idraulica è necessario studiare piani di monitoraggio e di mantenimento del sistema, affinché si possa individuarne le eventuali avarie o malfunzionamenti.

Deve essere compilato un manuale operativo e di mantenimento, avente per lo meno le seguenti caratteristiche:

1. Descrizione sintetica del sistema di pozzi della barriera idraulica;
2. Identificazione e descrizione di tutti i componenti del sistema (pompe, rilevatori di anomalie, cavi elettrici, parti del sistema di trattamento, allarmi, ecc.);
3. Presenza di tavole con disegni dettagliati della disposizione delle parti costituenti il sistema, diagrammi schematici dell'apparecchiatura e elenco dei componenti;
4. Descrizione delle procedure di installazione, accensione e operazione del sistema;
5. Previsione di una guida per la ricerca guasti ed un richiamo ai problemi possibili o una lista di persone o enti da contattare telefonicamente in caso di urgenza.

Ad esempio possono essere presenti, nel caso di un sistema di iniezione, estrazione e trattamento, dei dispositivi tipo quelli di seguito elencati:

- pozzi di riserva (dipendendo dalle dimensioni del sito e dalla geometria del sistema di cattura);
- calcolo del tempo massimo entro il quale si può provvedere al ripristino del sistema; questo tempo coincide con il tempo che impiega il pennacchio, una volta interrotto il funzionamento del sistema di estrazione, ad uscire dal perimetro di contenimento;
- allarme di minima portata del sistema di recupero: quando scatta l'allarme si attiva un pozzo di riserva, oppure si provvede a ripristinare il funzionamento del pozzo entro il tempo massimo di perdita del contenimento del pennacchio precedentemente calcolato in base ai modelli ed alle simulazioni;
- allarme di massima portata del sistema di recupero: serve ad evitare che eccessive quantità d'acqua possano mandare in crisi l'impianto di trattamento delle acque;

- spegnimento della pompa nel caso di raggiungimento del minimo livello in un pozzo del sistema di recupero; si può anche connettere questo spegnimento con l'attivazione del pozzo di riserva;
- allarme di minima portata e/o minima pressione del sistema d'iniezione; valvola collegata al serbatoio d'iniezione che scatta in caso di massima pressione. La portata può essere regolata elettronicamente, in modo da evitare il problema della massima pressione;
- soglia di rientro stand-by: spegnimento automatico del pozzo di riserva quando vengono superate le portate in conseguenza del riavvio del pozzo temporaneamente in avaria;
- allarme per l'intasamento dell'eventuale sistema di pretrattamento: si attiva una valvola di by-pass che invia le acque direttamente al sistema di trattamento.

In generale è sempre necessaria la presenza di un dispositivo di allarme che indichi eventuale mancanza d'aria, d'energia elettrica e di collegamento tra il sistema e le periferiche di registrazione dati e controllo. In quest'ultimo caso dev'essere previsto anche un dispositivo che consenta il riaggancio automatico del collegamento appena possibile.

Inoltre dove essere predisposto il piano di monitoraggio, che deve descrivere:

1. obiettivi del monitoraggio;
2. tipo di misure da effettuare (portate di prelievo, altezze piezometriche, chimismo delle acque, etc.);
3. ubicazione dei punti di monitoraggio;
4. procedure, strumentazione e metodi di misura;
5. programmi di misura;
6. registri e rapporti periodici.

Il Manuale Operativo d'impianto dovrà inoltre contenere: programmi di manutenzione ed ispezione, periodicità della verifica di tutti i sistemi di sicurezza, schemi di applicazione delle procedure operative e di sicurezza, corsi di addestramento e formazione del personale, periodicità di riunioni antinfortunistiche e prove simulate di emergenza, piani di sorveglianza continua da parte del personale, con rilievo frequente dei parametri di esercizio del sistema.

Si possono predisporre: liste di controllo (check-lists), revisioni di sicurezza, analisi con metodo What-if (cosa succede se..), analisi cause-conseguenze, analisi dei guasti, albero dei guasti, albero degli eventi, indici di rischio, analisi dell'errore umano.

3.9. *Trattamento delle acque e relativi limiti allo scarico*

Il metodo di trattamento delle acque scelto dipende dal tipo di inquinante presente e dal tipo di tecnologia disponibile. Nella seguente tabella (Tabella 1) sono riassunte le principali tecnologie di trattamento delle acque.

Sarà successivamente utile revisionare tutti i dati integrativi ricavati durante la fase di trattamento. I dati raccolti in questa seconda fase sono una continuazione ed integrazione dei dati già raccolti. Infatti il programma da seguire per la valutazione delle prestazioni del sistema dovrà ampliare/continuare la raccolta di dati chimici ed idrodinamici e riempire le lacune lasciate dalla raccolta dati per la caratterizzazione.

Un aspetto particolare riguarda i limiti di trattamento prima dello scarico o del riutilizzo delle acque e la restituzione nello stesso corpo idrico delle acque prelevate.

Infatti nell'ambito dell'applicazione delle barriere idrauliche ai siti contaminati sono sorti alcuni problemi di adattamento della gestione del sistema all'attuale normativa nazionale (D.M. 471/99 e D.Lgs. 152/99 e modificazioni).

Nell'applicazione delle barriere idrauliche, che svolgono anche la funzione di risanamento delle acque sotterranee, in molti casi si è applicata solo la fase di "pump", cosicché si è diffuso in Italia l'uso dei "pozzi di spurgo", ad esempio a valle di una discarica inquinante; ciò in ragione dei diversi valori di riferimento per definire un'acqua sotterranea contaminata e per poterla scaricare in corpo idrico superficiale o in fognatura secondo la vecchia Legge 319/76.

Attualmente è operante il D.Lgs 152/99, ma non essendo ancora stati definiti i carichi massimi ammissibili per i corpi idrici superficiali derivanti dai Piani di tutela, si applicano in prima approssimazione i valori indicati nella Tabella 3 dell'All.5 al D.Lgs. 152/99.

Si verifica così che tra i valori di intervento per le acque sotterranee e i valori di scarico in acque superficiali, tranne qualche eccezione (Rame e Zinco), si abbia un rapporto variabile da qualche unità a oltre 1000. Ad esempio un'acqua sotterranea contaminata da tricloroetilene con valori di 500 µg/l potrebbe essere scaricata in corpo idrico superficiale senza la fase di "treat".

Tabella 1 – Principali tecnologie di trattamento delle acque contaminate

Tecnologia di trattamento	Esempi rappresentativi	Residui di trattamento	Stato della tecnologia
Inquinanti organici			
Strippaggio ad aria (estrazione dei VOC per aumento superficie acqua contaminata esposta all'aria).	Metodi di areazione: torri di strippaggio, areazione diffusa, ventilazione del suolo.	Flusso d'aria ricco in VOC.	Disponibile.
Fase liquida (estrazione di VOC per adsorbimento in filtri)	Filtri ai carboni attivi in fase liquida per rimozione di ampi spettri di VOC..	Carboni attivi da rigenerare o buttare.	Disponibile.
Strippaggio a flusso (estrazione inquinanti per contatto con flusso di vapore)	Torri di strippaggio a vapore, estrazione dei composti organici a bassa volatilità.	Solventi recuperati.	Alcuni impianti disponibili.
Membrane (barriere di solidi o gel attraverso cui passano solo acqua, ioni e piccole molecole).	Elettrodialisi, osmosi inversa ed ultrafiltrazione per rimozione selettiva di composti organici.	Flusso laterale di brine concentrate.	Disponibile.
Ossidazione (trasforma molecole organiche in $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$)	Distruzione di composti organici clorurati con ozono/UV, ozono/ H_2O_2 .	Nessuno.	In via di sperimentazione.
Melme attive (uso di microrganismi per rendere meno tossici alcuni composti organici)	Ossidazione biologica: ossigeno o aria per la distruzione di composti organici degradabili.	Melme.	Disponibile.
Reattori biologici pellicolari (pellicole a cui sono fissati microrganismi a formare una barriera)	Letti fluidificati di pellicole, per l'ossidazione di composti organici meno degradabili.	Melme.	Disponibile.
Biofisica (trattamento di acque fortemente inquinate)	Polvere di carbone, con melme attive, per il trattamento di acque fortemente contaminate.	Polvere di carbone e batteri	Disponibile. Processo PACT (Trane)
Inquinanti inorganici			
Precipitazione alcalina	Rimozione metalli pesanti	Melme pericolose	Disponibile
Coagulazione	Solfato o allume di ferro per rimozione di metalli pesanti	Melme pericolose	Disponibile
Scambio ionico	Metalli pesanti; nitrati	Flusso di rigenerazione	Disponibile
Adsorbimento	Rimozione di Selenio su allumina attiva	Flusso di rigenerazione	Disponibile
Filtrazione	Rimozione di argille o altre particelle	Rifiuti di lavaggio	Disponibile
Riduzione	Riduzione di Cr con SO_2	Melme al cromo	Disponibile
Membrane	Osmosi inversa, ultrafiltrazione per rimozione di metalli e altri ioni	Rifiuto liquido concentrato	Disponibile (nuove membrane in via di sviluppo)
Ossidazione	Fe (II) e Mn (II)	Melme	Disponibile

In merito dunque a questi aspetti possono essere eseguite le seguenti considerazioni:

1- Le caratteristiche del contaminante

Si devono considerare i possibili effetti sulla salute umana e sull'ambiente della tipologia e della concentrazione di inquinanti presenti, in base alle caratteristiche di tossicità e di bioaccumulo.

Solo in casi particolari, in funzione dello specifico corpo idrico e per contaminanti non persistenti ed accumulabili, può essere presa in considerazione l'adozione dei limiti della Tab. 3 dell'All. 5 del D.Lgs. 152/99, ma non si deve creare un apprezzabile differenziale tra monte e valle rispetto allo scarico; il ricorso a tale condizione deve essere verificato caso per caso, in particolare valutando la compatibilità e l'eventuale concorso con il raggiungimento degli obiettivi di qualità del corpo idrico.

2- Il corpo idrico recettore

I limiti allo scarico di acque reflue previsti dal D.Lgs. 152/99, in attesa della predisposizione ed attuazione del Piano di tutela, non possono essere automaticamente estesi ad attività di bonifica di acque sotterranee contaminate. Tali attività sono infatti direttamente destinate a restituire qualità a matrici ambientali contaminate ed a questa finalità devono rispondere i limiti imposti.

In considerazione della natura persistente ed accumulabile di molti dei parametri normati nella Tabella 2 dell'All. 1 del D.M. 471/99, questo criterio può considerarsi pienamente ed automaticamente raggiunto quando l'acqua contaminata sia depurata sino ai livelli previsti nella citata Tabella 2.

In presenza di corpi idrici sensibili sono stati studiati infatti limiti specifici allo scarico come ad esempio per la laguna di Venezia e il lago Maggiore.

Il risultato di un'attività di bonifica non può corrispondere in alcun modo ad un peggioramento della qualità di un corpo idrico ricettore, anche se diverso da quello che deve essere bonificato e non deve impedire il raggiungimento dello stato ambientale "sufficiente" e "buono" previsti dal D.Lgs. 152/99 o di altri obiettivi più ambiziosi previsti dal Piano di tutela.

3- Il contesto operativo

Lo scenario di applicazione della tecnica che prevede lo scarico di acque è previsto in fase di messa in sicurezza di emergenza, di bonifica e bonifica con misure di sicurezza.

Nel caso di messa in sicurezza di emergenza la tempistica di realizzazione dell'intervento svolge un ruolo determinante; un ritardo nella operatività degli interventi, in attesa di soluzioni tecnologiche per il raggiungimento dei valori limite della Tabella 2 dell'All. 1 del D.M. 471/99, può provocare un ulteriore aggravarsi della situazione.

Si può considerare nel transitorio l'adozione provvisoria dei limiti della Tabella 3 dell'All. 5 del D.lgs 152/99, ad esempio sfruttando le potenzialità di un impianto di trattamento esistente. Tale possibilità deve essere subordinata alle seguenti condizioni: limitazione nel tempo della deroga, esigenza di immediata protezione a valle di una risorsa idrica a valenza ambientale o sanitaria (acqua potabile) e non peggioramento della qualità del corpo idrico recettore.

4- L'uso delle acque derivanti dalla bonifica

L'uso dell'acqua derivante da attività di bonifica non dovrebbe comportare sostanziali differenze dal punto di vista della bonifica ambientale. Ad esempio, il collettamento di una acqua di falda contaminata verso un corpo idrico superficiale, sia che essa derivi da una messa in sicurezza d'emergenza che da un uso produttivo, ne comporta analogo impatto ambientale.

Tuttavia, anche in questo caso occorrerà valutare attentamente e nel contesto specifico possibili deroghe per attività produttive già attive nel sito contaminato, eventualmente con riferimento all'aspetto temporale dell'adeguamento ai limiti. In particolare, si dovrà valutare se una deroga verso limiti più elevati (comunque all'interno di quanto previsto dal D.Lgs. 152/99) sia comunque da porsi in relazione ad un corrispondente risparmio di altra risorsa idrica non contaminata.

In un contesto di deroga di cui al punto precedente, occorrerà evitare che un uso sovradimensionato rispetto alle reali finalità produttive di acqua contaminata corrisponda di fatto ad eludere l'obbligo di bonifica, provvedendo in pratica ad una diluizione.

Articolando le scelte secondo i punti precedenti, potrebbe originarsi una situazione di scarichi limitrofi sottoposti al rispetto di diversi valori limite, perché originati ad esempio da attività produttive e da attività di bonifica. Anche se ciò può creare certamente un problema di coerenza formale, questo andrebbe risolto nell'ambito del contesto di protezione ambientale sopra delineato.

Si osserva da ultimo che l'imposizione di valori limite allo scarico inferiori, corrispondenti a quelli del D.M. 471/99, potrebbe essere considerato anche come un parziale risarcimento del danno ambientale operato dalla presenza di un sito contaminato.

D'altra parte considerazioni di tipo ambientale (rilevanza dei corpi idrici anche in relazione allo "stato ambientale" previsto dal D.Lgs. 152/99) e tecnico-economiche (tecnologie disponibili, tempi di attuazione dell'intervento, limitazione delle disponibilità finanziarie) sembrano non rendere estensibile a priori il criterio di riferimento sopra indicato.

Per quanto riguarda la restituzione nello stesso corpo idrico delle acque derivanti dalle barriere idrauliche si osserva come si possa prevedere, in assenza di altri usi, che l'acqua prelevata sia poi reimpressa nello stesso corpo idrico dal quale è stata prelevata.

Tale attività, che comporta necessariamente l'adozione dei limiti della Tabella 2 dell'All. 1 al D.M. 471/99, può essere consentita dalle seguenti considerazioni normative:

- l'attività non rientra nella definizione di scarico del D.Lgs 152/99, che invece vieta gli scarichi nel sottosuolo ad eccezione degli “scarichi nella stessa falda delle acque utilizzate per scopi geotermici, delle acque di infiltrazione di miniere o cave o delle acque pompate nel corso di determinati lavori di ingegneria civile, ivi comprese quelle degli impianti di scambio termico”;
- la specifica normativa sulle bonifiche, il D.M. 471/99, prevede All. 3 l'attività di immissione di acque nel sottosuolo ai fini del risanamento ambientale (“...prelievo di acque sotterranee per sottoporle a trattamenti di disinquinamento, che possono comportare o meno la reimmissione in falda”);
- la Direttiva 2000/60/CE stabilisce all'Art. 11 che gli stati membri possono autorizzare a determinate condizioni “gli scarichi di piccoli quantitativi di sostanze finalizzate alla marcatura, alla protezione o al risanamento del corpo idrico, limitati al quantitativo strettamente necessario per le finalità in questione”.

3.10. Sintesi dei dati disponibili

A seguito della raccolta dei dati disponibili riguardanti i punti sopraelencati, si raccomanda la stesura di un rapporto di sintesi contenente tutti i dati riscontrati.

Tale rapporto, da compilare anche su supporto informatico, dovrà essere costituito da tre elementi principali:

- una relazione descrittiva riassuntiva, completa di tabelle e grafici in formato Word;
- tabelle di dati complete in formato Excel;
- tavole con carte geologiche e idrogeologiche, sezioni geologiche, reticoli di flusso, schemi degli impianti, etc. in formato AutoCad o ArcView (se disponibili).

Il rapporto elaborato in questa fase servirà anche nelle successive fasi di controllo e verifica (parziali o finale).

4. EFFICIENZA IDRAULICA ED EFFICACIA IDROCHIMICA DELLA BARRIERA IDRAULICA

Preparazione ed esecuzione di un programma di monitoraggio, per misurare l'effettivo funzionamento del sistema e verificarne l'efficacia per quanto riguarda il contenimento idraulico e la bonifica dell'acquifero.

Se in un sito è presente una barriera idraulica a salvaguardia delle operazioni di bonifica dei suoli, è possibile che la sua attività sia da prolungare oltre la durata della bonifica della sorgente di contaminazione. Ciò in ragione della eventuale presenza di sorgenti occulte, della contaminazione residua in sito e della diversa affinità che hanno le sostanze inquinanti rispetto all'acqua e quindi alla differente mobilità della fase disciolta.

Anche in merito a questo aspetto appare di fondamentale importanza il mantenimento di idonee condizioni di sicurezza per la falda e quindi deve essere garantita la gestione del sistema (drenaggio acque e depurazione) per una durata temporale con ogni probabilità superiore a quella prevista per la certificazione del sito secondo il Modello A dell'All. 5 al D.M. 471/99.

Si possono distinguere diversi tipi di monitoraggio: un monitoraggio del contenimento idraulico (cioè la verifica che ci sia un controllo totale del pennacchio da parte dei pozzi), un monitoraggio del progresso della bonifica (tramite analisi chimica delle acque), monitoraggio dell'area esterna al pennacchio (per esser certi che non ci siano "fughe" di inquinanti), monitoraggio all'interno del pennacchio. Questi tipi di monitoraggio possono essere svolti in diversi modi, che di seguito vengono brevemente descritti.

Innanzitutto si devono considerare i diversi punti in cui effettuare le misure, e questi sono costituiti da: pozzi di monitoraggio, pozzi di estrazione ed iniezione, piezometri, pozzi preesistenti per l'approvvigionamento idrico.

4.1. Criteri utilizzabili nella verifica di barriere idrauliche: dati sperimentali idrodinamici

Sulla base dell'esperienza finora conseguita e dall'analisi della letteratura specifica si possono utilizzare i criteri di seguito indicati per il monitoraggio idrodinamico delle barriere idrauliche.

4.1.1 Cartografia piezometrica

Questo tipo di monitoraggio si basa sulla determinazione dell'efficienza idraulica tramite l'osservazione dei gradienti idraulici, della direzione del flusso delle acque sotterranee e delle portate prelevate. Il numero di pozzi di osservazione necessario per controllare i gradienti idraulici nei siti contaminati aumenta con l'estensione dell'area, la complessità del sito e con il decrescere dei gradienti lungo il perimetro di contenimento. Tale monitoraggio è fondamentale per la valutazione dell'efficacia del

sistema e può essere utile come strumento di valutazione della conformità del sistema.

Per ottimizzare il sistema sono di solito considerati alcuni concetti relativi all'efficienza idraulica E_i del sistema di disinquinamento in termini di:

$$E_i = L/F$$

essendo L (m) il valore della larghezza massima del fronte inquinante misurata perpendicolarmente ad una linea di flusso, ed F (m) l'ampiezza massima della zona di cattura (a distanza infinita dal pozzo), e in ogni caso con $L < F$, in quanto un sistema sottodimensionato non consente di estrarre completamente l'inquinante. Una buona efficienza idraulica si raggiunge quando si ha una copertura del fronte inquinante senza coinvolgere acque non contaminate. D'altra parte un sistema sovradimensionato, come può essere adottato a livello cautelativo, oltre ad incrementare i costi del prelievo e del trattamento delle acque, provoca un impoverimento eccessivo della risorsa idrica sotterranea. In effetti, se in corso d'opera i piezometri di controllo verificassero una situazione differente da quella prevista, può essere modificato il fronte di richiamo con una opportuna variazione della portata prelevata.

Per un semplice monitoraggio del sistema si controlla usualmente il gradiente, cioè la perdita di carico per unità di lunghezza, che si calcola tra due punti a piezometria nota. La perdita di carico è data dalla differenza tra le quote piezometriche nei due punti. Il gradiente è dato dal rapporto tra la perdita di carico e la distanza tra i due punti. E' una grandezza adimensionale e indica la pendenza della superficie piezometrica. Il calcolo del gradiente idraulico viene esemplificato in Appendice 1.

L'esistenza di gradienti sempre positivi verso l'interno dell'area contaminata garantisce che nessuna parte del pennacchio possa migrare al di fuori dell'area sottoposta a bonifica, o comunque fuori dalla zona di cattura del pozzo o dell'insieme di pozzi. Il monitoraggio dei gradienti esercitati dai pozzi della barriera idraulica deve essere frequente e deve avvalersi di numerosi punti di misura per poter rappresentare con sufficiente dettaglio le depressioni piezometriche che si formano in presenza di un sistema di pozzi attivi.

Ci si può avvalere dell'uso di un sistema ben studiato di piezometri di piccolo diametro con brevi intervalli fessurati, collocati appena fuori l'area del pennacchio.

E' possibile calcolare il gradiente orizzontale e disegnare una carta delle isopiezometriche.

Nel caso siano presenti anche gradienti verticali è necessario innanzitutto disporre di piezometri fenestrati a diversa profondità e successivamente costruire il reticolo di flusso secondo un profilo verticale.

L'analisi bidimensionale della zona di cattura del pozzo e l'individuazione del punto di stagnazione sono esemplificate in Appendice 2.

Un esempio di rappresentazione del contenimento operato da una barriera idraulica è rappresentato in Figura 2.

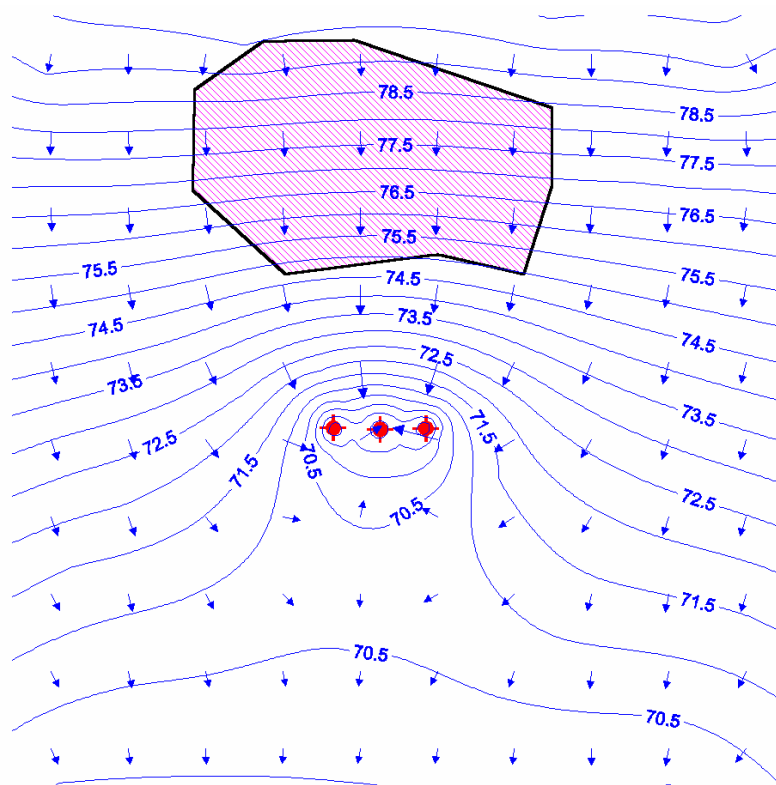


Figura 2 - Ricostruzione della deformazione piezometrica indotta da una barriera idraulica sulla base di dati sperimentali (misure di livello in pozzi e piezometri)

Riassumendo quindi le strategie principali da adottare durante il monitoraggio dei carichi idraulici, per evitare di incappare in errori:

- Il carico idraulico deve essere misurato in due dimensioni e talora anche in tre dimensioni, con l'ausilio di cluster di piezometri. In presenza di pozzi incompleti è necessario disporre di pozzi di monitoraggio anche nella parte inferiore dell'acquifero per controllare che, in seguito alla presenza di gradienti verticali, non si abbia migrazione di contaminanti nella parte più bassa dell'acquifero non intercettata dai pozzi.
- Il monitoraggio del livello dell'acqua nei pozzi di osservazione, nei pozzi di estrazione e di iniezione, dev'essere effettuato un minimo di 4 volte all'anno, in modo da valutare la funzione di contenimento durante le varie fasi stagionali. In caso si decidesse di variare il tempo tra le letture, dovrà essere data adeguata giustificazione tramite i dati raccolti. Si farà affidamento su un sistema di sicurezza adeguato che garantisca il funzionamento del sistema, o comunque un tempestivo allarme in caso di cattivo funzionamento.
- È necessario effettuare frequenti misure del carico idraulico quando vengono modificati i tassi di pompaggio o la configurazione del sistema attivo (per ottimizzare la resa del sistema), o quando il sistema viene perturbato in maniera

imprevista (per ricarica improvvisa dell'acquifero, inondazioni, o nuovo pompaggio da pozzi esterni al sito).

- La misura dei livelli piezometrici in pozzi e piezometri deve essere eseguita nel minor tempo possibile, quando si controllano i gradienti idraulici o le superfici piezometriche, per essere sicuri che le variazioni di carico siano spaziali e non temporali. Si raccomanda di effettuare tutte le misure in un periodo massimo, in assenza di precipitazioni, di 2-3 giorni; in caso di precipitazioni un periodo di 1-2 giorni, tenendo un piezometro di riferimento per verificare le variazioni indotte dalle precipitazioni. Si può anche fare riferimento ai dati piezometrici raccolti nella fase iniziale relativamente al bilancio idrico.
- I dati piezometrici e le superfici elaborate possono essere arricchite con linee di flusso, utilizzando idonei codici numerici per il tracciamento delle particelle (particle tracking).
- Se le misure dei carichi idraulici e del gradiente idraulico non indicano un netto gradiente verso l'interno, è opportuno condurre analisi per determinare se il contenimento sia problematico o inefficiente. Si possono utilizzare dei diagrammi a rosa per registrare tutte le variazioni di direzione ed intensità del gradiente idraulico, basate su dati da almeno tre pozzi. Infatti, anche se la direzione media del gradiente è verso l'interno, può capitare che, a causa di perturbazioni temporanee, saltuariamente si abbia una fuga del contaminante dalla zona di confinamento. E' pertanto necessario disporre di diagrammi (vedi figura 3) che riportino tutte le variazioni di direzione, anche temporanee, nelle diverse aree del sito.

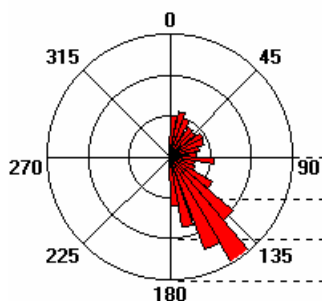


Figura 3 - Esempio di diagramma a rosa con misure della direzione ed intensità del gradiente idraulico.

Si deve inoltre sottolineare che non devono essere considerati i dati piezometrici derivanti dal pozzo in pompaggio in quanto influenzati dalle perdite di carico come meglio descritto in Appendice 4.

Insieme a queste considerazioni va inoltre rilevata una importante considerazione relativa alla morfologia assunta dalla depressione piezometrica e agli abbassamenti ricostruiti nei diversi punti.

La relazione tra abbassamenti e distanze dal punto di pompaggio segue una funzione logaritmica (si vedano le formule di Dupuit-Thiem per il regime stazionario e la formula di Theis per il regime transitorio).

Nella ricostruzione degli andamenti piezometrici vengono utilizzati software che possono adottare diversi algoritmi risolutivi: deterministici (polinomiali, inverso delle distanze, etc.) e probabilistici (kriging).

Questi algoritmi sono però poco cautelativi in quanto, non utilizzando un algoritmo di interpolazione “quota piezometrica- logaritmo delle distanze”, tendono a sovrastimare la depressione piezometrica; ciò risulta particolarmente evidente in prossimità delle opere di captazione ed in particolare nelle zone di interasse tra pozzi in pompaggio.

Pertanto si dovrà tenere conto di questo aspetto nell'utilizzo pratico della metodologia proposta.

Insieme a questo svantaggio si ha il vantaggio invece che il controllo dei livelli piezometrici può essere effettuato in modo agevole durante l'intera gestione della barriera idraulica ed è di basso costo; inoltre possono essere installate sonde di elevata affidabilità con misura in automatico del livello.

4.1.2 Test di interferenza tra pozzi e piezometri

Le misure di livello piezometrico possono essere effettuate anche in corrispondenza di attivazione del pompaggio o di una sua sospensione, in modo tale da verificare gli effetti della variazione della portata prelevata dalla barriera idraulica.

- Fase iniziale

In fase di avviamento della barriera è possibile adottare la seguente strategia:

1) Si incomincia a pompare acqua da un solo pozzo e si misurano gli abbassamenti conseguenti nei piezometri limitrofi. Ciò consente di verificare la presenza di una depressione piezometrica provocata dal pompaggio e di tarare i modelli di flusso eventualmente implementati. Si sospende poi il prelievo dal pozzo in prova. L'operazione viene ripetuta per tutti i pozzi della barriera.

2) Si incomincia a pompare acqua da un pozzo e si misurano gli abbassamenti conseguenti nei piezometri limitrofi; successivamente si incomincia a pompare acqua anche dagli altri pozzi (uno alla volta) verificando l'effetto di ciascun incremento di portata per un tempo sufficiente (dell'ordine di un giorno). Si ricorda che per il principio di sovrapposizione degli effetti l'abbassamento complessivo è dato dalla somma dei singoli abbassamenti prodotti dai pozzi in funzione.

Ciò consente di verificare che i pozzi siano nel reciproco raggio di influenza, ma ciò non è la dimostrazione automatica della tenuta della barriera in quanto possono esserci nell'interasse dei pozzi delle linee di flusso che sfuggono alla cattura da parte delle opere di captazione.

- Fase gestionale

Nel caso le prove di interferenza non siano state realizzate nel corso dell'avviamento del sistema, può essere utilizzata la seguente metodologia di approccio anche in corso d'opera.

Per una barriera in funzione, si può attuare una sospensione temporanea selettiva del prelievo in ciascun pozzo, agendo su un pozzo alla volta e per un tempo limitato. Ci si basa sulla diversa entità dei valori della velocità di propagazione della depressione piezometrica (che dipende, in regime transitorio, dalla diffusività idraulica, cioè dal rapporto T/S ove T è la trasmissività dell'acquifero ed S il coefficiente di immagazzinamento) e dei valori della velocità effettiva della falda (data da ki/n essendo k , i ed n rispettivamente la conducibilità idraulica, il gradiente idraulico e la porosità efficace).

Pertanto il flusso idrico e il trasporto degli inquinanti, che non sono più sbarrati durante la breve sospensione del pompaggio, possono essere captati in breve tempo dopo la ripresa del pompaggio stesso.

Infine si deve calcolare la velocità effettiva di filtrazione delle acque, determinare la distanza tra il punto di stagnazione e l'opera di captazione e l'intervallo temporale impiegato dalle acque per percorrere il percorso dal pozzo al punto di stagnazione.

Il tempo di sospensione del pompaggio per poter eseguire le prove di interferenza deve essere inferiore a tale intervallo temporale.

Nella Fig. 4 viene illustrato uno schema di andamento delle quote piezometriche in seguito all'effettuazione di un test di interferenza tra un pozzo e un piezometro.

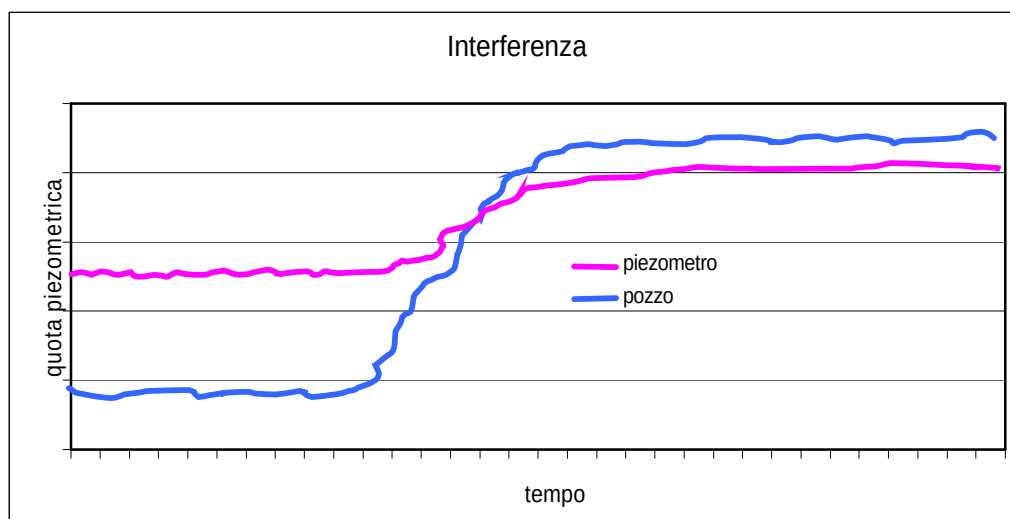


Figura 4 – Esempio di test di interferenza tra pozzo e piezometro in seguito alla sospensione del prelievo di acque

4.2. Criteri utilizzabili nella verifica di barriere idrauliche: dati di modelli di flusso

Il dimensionamento e quindi la verifica del funzionamento di una barriera idraulica può essere effettuato tramite l'utilizzo di codici numerici.

In questa fase si focalizzerà l'attenzione su metodi deterministici e sul solo flusso idrico sotterraneo; percentualmente i software che adottano questo approccio sono i più diffusi.

Possono essere utilizzati modelli analitici e modelli numerici le cui caratteristiche generali sono riassunte nello schema di seguito presentato (Tabella 2).

Tabella 2 – Condizioni di applicabilità di modelli analitici e numerici

Modelli analitici	Modelli numerici
Acquifero omogeneo e isotropo	variabilità dell'acquifero
falda cilindrica	variabilità del campo di moto
limiti al contorno non influenzano il campo di moto	limiti al contorno
	variabilità dei termini sorgente e pozzo

Senza entrare nel merito delle modalità di implementazione dei modelli, ai fini della verifica dei risultati sono possibili due modalità di approccio:

1 – Acquisizione dei dati di input e nuovo run del modello di flusso

Una volta acquisiti i dati di input del modello ed utilizzando lo stesso codice numerico adottato dai progettisti (ad esempio il codice MODFLOW di Mc Donald M.G., Hatbaug A.W., 1988 che è diventato molto diffuso anche a livello nazionale) si effettuano nuovi run per la verifica dei risultati raggiunti.

2 – Valutazione dei criteri di assicurazione di qualità utilizzati.

Nell'ambito del rapporto che correda il modello devono essere esplicitate le fasi di applicazione secondo quanto ad esempio contenuto in ASTM, 1995 e Anderson M.,P., 1992 ai quali si rimanda.

In particolare devono essere esplicitati i contenuti delle fasi di caratterizzazione, progettazione, taratura-verifica ed utilizzo.

Una puntuale verifica di questi aspetti può essere importante nella valutazione dell'affidabilità dei risultati ottenuti.

Sulla base delle ricostruzioni così effettuate si presentano risultati del tipo di quelli riportati in Fig. 5.

In relazione ai risultati raggiunti e alla possibilità di un loro controllo si osserva quanto segue.

I modelli analitici, utilizzabili per situazioni semplici e con 1-2 pozzi barriera in funzione, presentano possibilità di una verifica sperimentale dei risultati in termini di

differenze tra abbassamenti attesi e misurati; la posizione di un piezometro può essere infatti inserita direttamente nell'algoritmo di calcolo.

I modelli numerici alle differenze finite, utilizzabili in situazioni più complesse e con diversi pozzi barriera in funzione, presentano una possibilità limitata di verifica sperimentale; la posizione di un piezometro può essere inserita indirettamente come maglia occupata da tale struttura. Una possibile parziale soluzione a questa potrebbe essere rappresentata dall'adozione di una discretizzazione spaziale di estremo dettaglio, con evidenti ripercussioni sui tempi di calcolo.

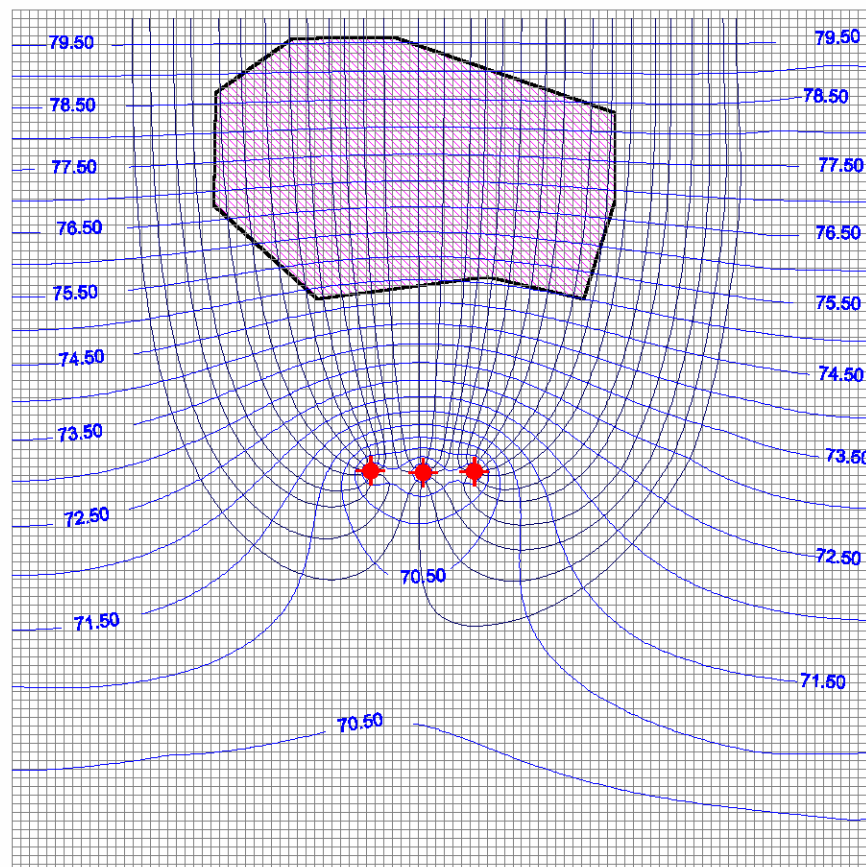


Figura 5 - Ricostruzione della deformazione piezometrica indotta da una barriera idraulica sulla base di ricostruzione da modello di flusso alle differenze finite

4.3 Criteri utilizzabili nella verifica di barriere idrauliche: dati sperimentali idrochimici

Un ulteriore elemento di valutazione di una barriera è costituito dall'efficacia idrochimica E_f che è rappresentato dalla massa di contaminanti estratta nel tempo rispetto alla portata prelevata (Kinzelbach W., 1986).

$$Ef = \frac{\int_0^t C(t)Q(t)dt}{\int_0^t Q(t)dt}$$

essendo $C(t)$ la concentrazione dell'inquinante nel pozzo e $Q(t)$ la sua portata.

Inoltre viene definita anche una efficacia idrochimica relativa Efr , che è maggiormente individuabile e chiara in quanto esprimibile mediante un valore percentuale, che viene data da:

$$Efr = Ef / Cm$$

essendo Cm la concentrazione media al pozzo al tempo $t=0$.

Evidentemente la conoscenza di questo parametro può essere eseguita mediante una campagna di misure molto frequente che nei casi pratici non si realizza per motivi tecnico-economici; inoltre esso è finalizzato ad una maggiore conoscenza dell'effetto della barriera idraulica come pump and treat.

Nei casi pratici si eseguono misure differenziali di concentrazione monte-valle per poter giudicare l'interruzione verso valle della migrazione dei contaminanti.

4.3.1 Monitoraggio idrochimico del contenimento

L'ubicazione e la profondità dei pozzi o piezometri di monitoraggio devono essere scelte in modo da garantire un riconoscimento tempestivo delle eventuali perdite dal sistema. Quindi i pozzi di monitoraggio sono collocati lungo il margine dell'area interessata dalla barriera idraulica o vicino ad essa. Il controllo della qualità delle acque può essere svolto con minore frequenza rispetto al monitoraggio del contenimento idraulico, in quanto il movimento degli inquinanti è relativamente più lento. Inoltre bisogna considerare anche l'alto costo delle analisi.

Una tecnica efficace può consistere nel collocare i pozzi di monitoraggio in posizioni strategiche. Si possono distinguere due casi principali:

- caso semplice: nel caso di una barriera costituita da un solo pozzo si può considerare l'ipotesi di posizionare un piezometro a monte ed uno a valle della barriera (Fig. 6). Quello a monte (in senso idrogeologico) serve per individuare i parametri di riferimento (caratteristiche idrochimiche delle acque in ingresso al sistema); quello a valle serve per individuare un eventuale mancato contenimento del pennacchio da parte della barriera;

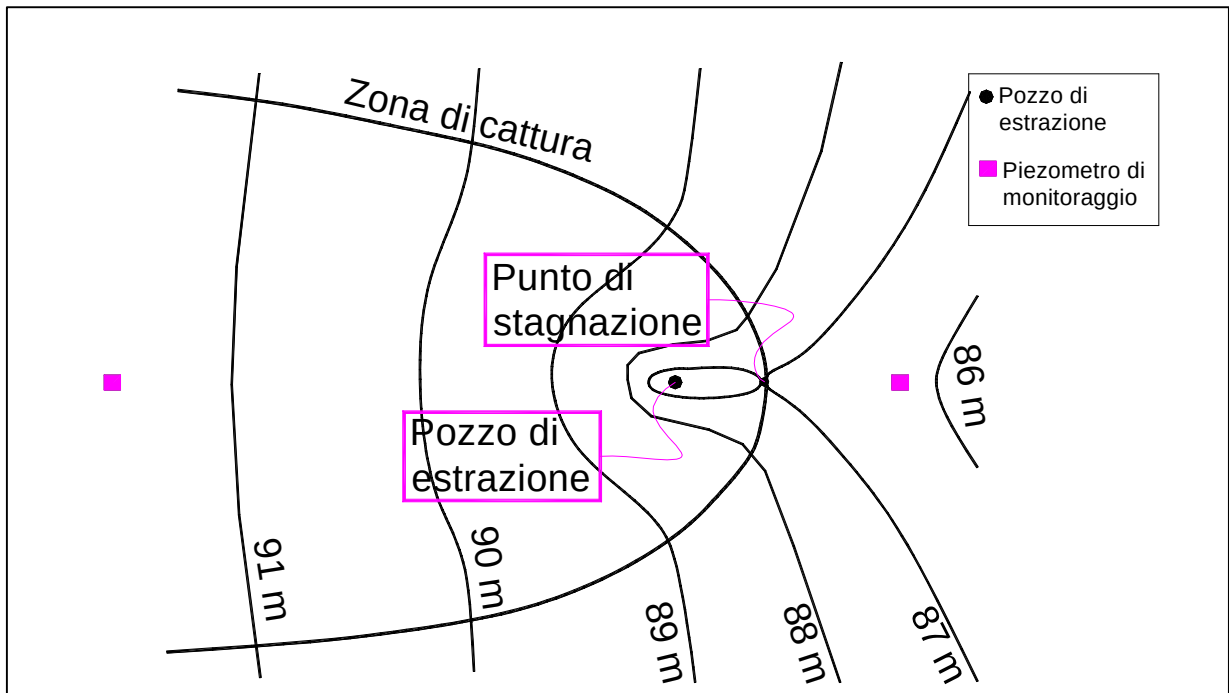


Figura 6 - Ipotesi minima di posizionamento pozzi di monitoraggio: caso semplice

- caso complesso: nel caso di una barriera costituita da più pozzi, sarà necessario disporre di alcuni pozzi a monte (per verificare la qualità delle acque in entrata disponendo anche della possibilità di eseguire elaborazioni statistiche dei dati), scelti a seconda delle dimensioni del pennacchio. I pozzi a valle potranno essere posti esternamente alla zona di cattura della barriera, lungo l'interasse tra i pozzi costituenti la barriera, per intercettare eventuali migrazioni di inquinanti dovuti a insufficiente interferenza tra pozzi adiacenti (Fig. 7).

Si possono adottare alcune strategie che possono aiutare a ridurre i costi senza compromettere l'integrità del programma di monitoraggio, tra le quali:

- effettuare campionamenti più frequenti ed analisi chimiche più dettagliate nelle prime fasi di funzionamento della barriera, per poi ottimizzare l'efficienza del campionamento riducendo la densità dei punti e la frequenza di campionamento;
- monitorare la qualità delle acque con più frequenza nei pozzi vicini al limite dell'area inquinata, rispetto a quelli più lontani;
- specificare la frequenza del campionamento in base alla conducibilità idraulica ed alla porosità del terreno, campionando quindi con maggiore frequenza negli acquiferi che hanno una maggiore velocità effettiva di filtrazione;
- cercare di concentrare le analisi chimiche sui contaminanti principali e sugli indicatori.

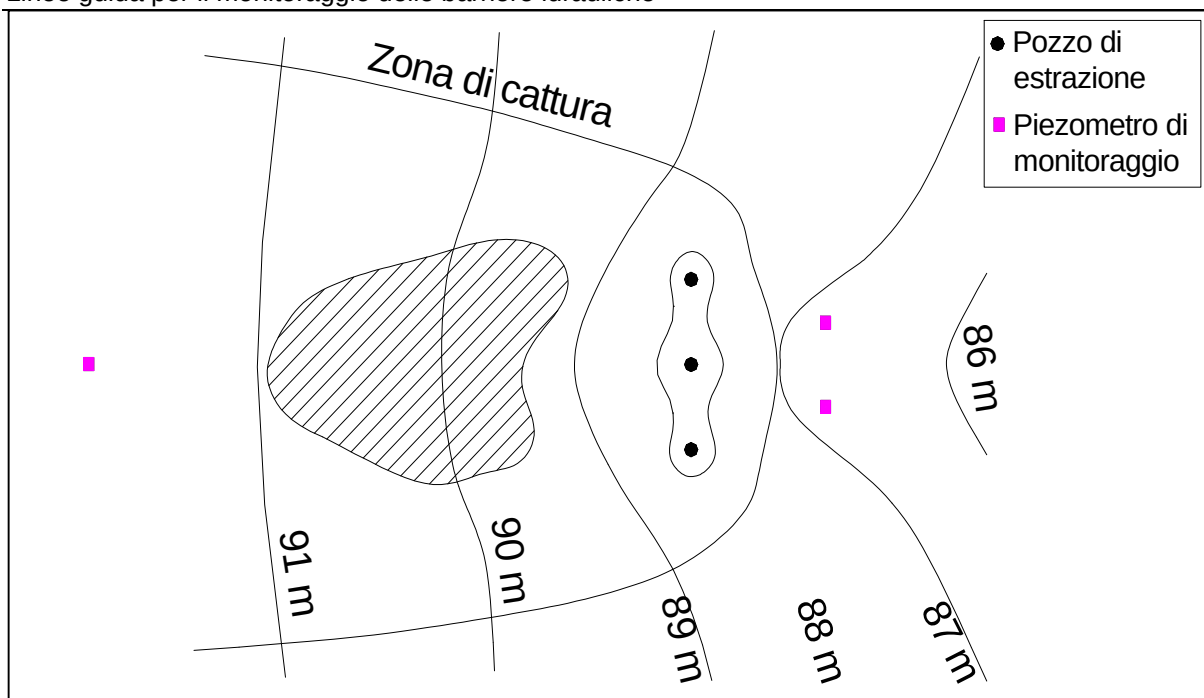


Figura 7 - Ipotesi minima di posizionamento pozzi di monitoraggio: barriera composta.

Tutti i dati idrochimici raccolti dovranno essere poi elaborati con metodi statistici.

4.3.1.1 Elementi costitutivi del sistema di monitoraggio

Un sistema di monitoraggio idrochimico in corrispondenza di una barriera idraulica può essere costituito dai seguenti elementi:

- Pozzi di monitoraggio di monte

Questi punti di controllo sono costruiti per conoscere le caratteristiche idrochimiche delle acque in arrivo alla zona di intervento.

La loro localizzazione, a monte del sito da bonificare, deve essere al di fuori di possibili interferenze con altre eventuali fonti locali di contaminazione poste all'esterno. In effetti si deve poter caratterizzare la qualità media delle acque in transito sull'intero fronte di alimentazione dei pozzi-barriera.

- Pozzi di monitoraggio all'interno del pennacchio contaminato

Questi punti di controllo sono utili per valutare l'estensione dell'area contaminata e la sua progressiva riduzione durante il disinquinamento; si possono così avere pozzi effettivamente all'interno del pennacchio e pozzi alla sua periferia.

Una gran parte dei pozzi di monitoraggio viene installata durante la fase di caratterizzazione del sito, ma la loro disposizione può essere ulteriormente aggiustata in corso d'opera in funzione dei primi risultati ottenuti.

Inoltre dal monitoraggio di questi punti possono essere ricavate importanti considerazioni circa le modalità di gestione del sistema di pozzi-barriera, ad esempio per quanto riguarda una selezione delle portate da prelevare da ciascuna captazione.

- Pozzi di monitoraggio a valle

Questi punti di controllo devono esser realizzati per dimostrare la tenuta della barriera idraulica e quindi essi devono dimostrare una tendenza alla decrescita dei livelli di concentrazione nel caso la fonte inquinante sia stata rimossa.

- Pozzi di approvvigionamento potabile a valle

Anche eventuali pozzi di approvvigionamento potabile posti a valle, captanti la stessa falda oggetto di intervento di disinquinamento, devono essere considerati come punti di monitoraggio.

Nel caso non siano reperibili altre fonti di approvvigionamento idrico a breve-medio termine, si possono realizzare pozzi di monitoraggio immediatamente a monte dei pozzi di approvvigionamento al fine di poter fornire all'utenza acque di idonee caratteristiche qualitative.

4.3.1.2 *Interpretazione dell'andamento temporale dei risultati del monitoraggio idrochimico*

La verifica dell'efficacia degli interventi può individuare diverse situazioni che sono illustrate negli schemi teorici di Fig. 8.

- Il caso (a), nel quale si assiste ad una decrescita delle concentrazioni, può essere dovuto all'effettiva sottrazione di contaminanti alle acque sotterranee, che affluiscono così più pulite ai pozzi. Risultano tuttavia da valutare le situazioni in cui l'andamento registrato possa essere dovuto ad una marginalità del pozzo di monitoraggio rispetto al pennacchio e all'arrivo di acque pulite da un altro acquifero per drenanza;
- Il caso (b) presenta una rapida decrescita della contaminazione e ciò potrebbe essere dovuto ad una involontaria contaminazione del pozzo e pertanto devono essere valutati i dati costruttivi per escludere tale ipotesi;
- I casi (c) e (d) possono indicare l'arrivo di acque contaminate in modo impulsivo, come in presenza di mezzi fessurati, oppure l'effetto di rimbalzo dovuto alla scarsa miscibilità dei contaminanti (NAPL) con le acque sotterranee;

- I casi (e) ed (f) sono simili. In particolare il primo può essere dovuto ad un richiamo di acque contaminate provocato dai pozzi in pompaggio, in seguito alla deviazione delle linee di flusso. Effetti di parziali reazioni chimico-fisiche e biologiche che avvengono nel pozzo senza flusso provocato dal pompaggio e che sono interrotte dall'arrivo di acque nuove possono manifestarsi nel caso (f);
- I casi (g) e (h) rappresentano condizioni in cui è stato interessato un pennacchio isolato e per il secondo si può pensare anche ad una inidonea modalità di realizzazione del pozzo.

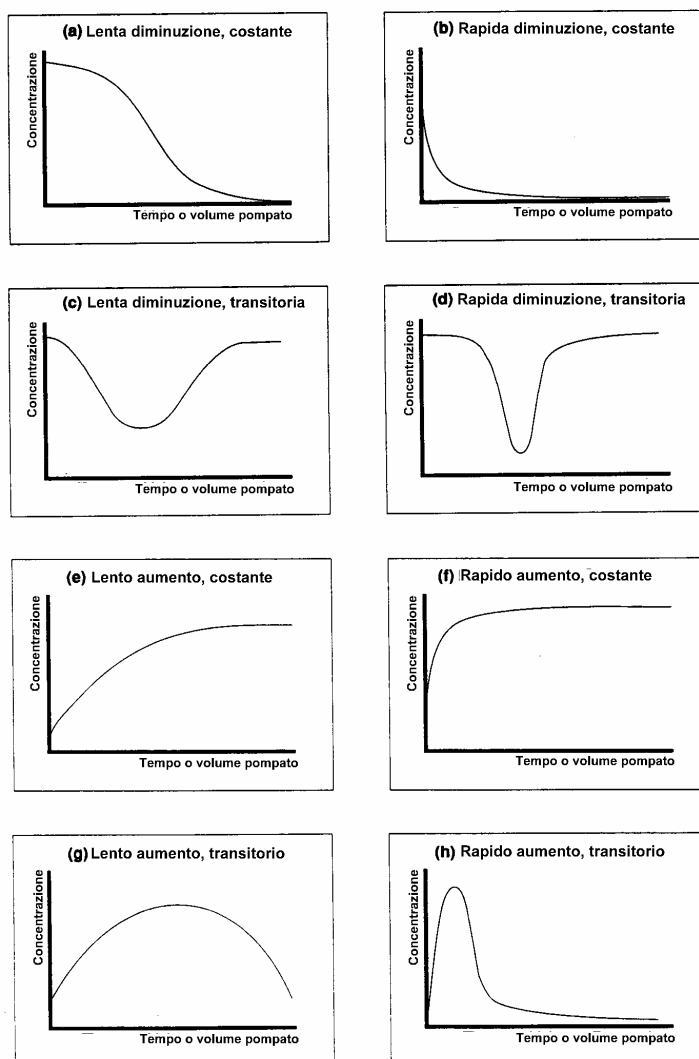


Figura 8 – Schema di andamento delle concentrazioni di un contaminante nei pozzi di monitoraggio

4.3.1.3 Strategie di campionamento delle acque

I valori analitici ottenuti sono significativi se il piano di monitoraggio è scelto con cura. Il monitoraggio deve consentire di ottenere informazioni relative alla situazione iniziale e finale dei fenomeni da controllare.

Si possono infatti utilizzare diversi criteri per il tipo di monitoraggio:

- a) monitoraggio casuale: i campioni o le misure vengono effettuati in periodi casuali durante il periodo di monitoraggio. Ci sono due tipi di monitoraggio casuale: il casuale semplice, che consiste per esempio nell'effettuare 48 campagne di campionamento o di misure nell'arco di 4 anni con distribuzione temporale totalmente casuale; il casuale stratificato, che consiste, seguendo il medesimo esempio, nell'effettuare 12 campagne all'anno per 4 anni, con le 12 campagne distribuite casualmente nell'arco dell'anno. Il monitoraggio casuale è consigliato solo nel caso di test su periodi brevi;
- b) monitoraggio sistematico: i campioni vengono raccolti o le misure effettuate ad intervalli regolari, con inizio delle campagne casuale. Si determina il periodo delle fluttuazioni stagionali, solitamente di un anno. Si sceglie il numero di campionamenti o misure da effettuare nell'arco dell'anno e di conseguenza il periodo tra una campagna e la successiva (si raccomanda un numero minimo di 4 campagne di misura all'anno, e minimo di 2 campagne di campionamento all'anno). Si specifica l'inizio del periodo di monitoraggio per la valutazione del successo della bonifica e di conseguenza le date delle campagne successive. Non è strettamente necessario che i campioni o le misure siano raccolti nel giorno esatto prestabilito, purché siano raccolti entro un tempo breve rispetto al tempo della campagna successiva. Il monitoraggio sistematico è appropriato sia per test su periodi brevi, sia per periodi lunghi;
- c) monitoraggio fisso e sequenziale: il primo (fisso) consiste nell'effettuare l'analisi statistica dei dati al termine del periodo di monitoraggio prefissato, dopo che tutti i dati sono stati raccolti. Nel secondo caso (sequenziale) si effettua l'analisi statistica ogni qual volta un nuovo campione viene raccolto o una nuova misura effettuata; ciò consente di valutare, nel caso della raccolta di campioni, a passi successivi l'avanzamento della bonifica, e decidere di volta in volta se effettuare o meno il campionamento successivo.

Nel complesso si può constatare come generalmente sia preferibile un monitoraggio sistematico, in quanto presenta i seguenti vantaggi:

- si possono estrapolare i dati per modelli previsionali;
- è maggiormente semplice da gestire;
- i cicli stagionali sono più facilmente individuabili con misure sistematiche del livello di falda;
- è il metodo che storicamente è stato il più utilizzato.

4.3.1.4 *Durata dell'attività di monitoraggio*

Le cadenze temporali dell'acquisizione dati possono essere definite in base al tempo di migrazione dei contaminanti nell'acquifero.

Le misure da effettuare saranno più frequenti all'aumentare della solubilità dei composti o della conducibilità idraulica. Sarà necessario effettuare le misure entro il tempo che il contaminante impiega a raggiungere la zona di cattura esercitata dalla barriera idraulica.

I tempi di migrazione della contaminazione possono essere stimati indicativamente con la seguente formula:

$$t = (L R)/u$$

dove t è il tempo di arrivo della contaminazione dalla potenziale zona sorgente X al limite della zona di cattura Y , L la distanza tra X e Y , R il fattore di ritardo ed u la velocità effettiva di filtrazione.

La durata del monitoraggio è diversa per ogni specifica situazione.

Una volta rimossa la sorgente di contaminazione, affinché si produca un disinquinamento è necessario in pratica che si realizzi una sostituzione delle acque contaminate con altre non contaminate provenienti dall'esterno. Per stimare il tempo necessario di funzionamento del pozzo si può adottare in prima approssimazione la seguente procedura.

Il volume dei pori VP relativo al pennacchio contaminato è definibile dalla relazione.

$$VP = \int_A n c dA$$

essendo n la porosità efficace dell'acquifero, A (m^2) la superficie occupata dal pennacchio e c (m) il suo spessore.

In situazioni relativamente semplici la relazione diventa:

$$VP = n C A$$

in cui C (m) è lo spessore medio del pennacchio.

Sulla base dell'applicazione di modelli numerici, U.S. Environmental Protection Agency, 1988 e Zheng et al., 1992 hanno stimato che, per produrre un risanamento dell'acquifero partendo dalla concentrazione iniziale C_0 (mg/L) fino alla concentrazione C_f (mg/L) prefissata ad esempio da apposite normative, è necessario il seguente numero di volume dei pori NVP:

$$NVP = - R \ln (C_f/C_0)$$

essendo R il fattore di ritardo e immaginando che avvengano reazioni di adsorbimento lineari, reversibili ed istantanee.

Una volta stimato il volume dei pori nell'area contaminata, si può dimensionare il tempo di funzionamento del sistema dalla portata del pozzo, partendo dalla nota relazione tra portata, tempo e volume d'acqua.

Nel caso di una barriera idraulica, il monitoraggio deve essere condotto durante tutto il periodo di attività della barriera, più un periodo di tempo successivo allo spegnimento, per controllare l'eventuale verificarsi del rimbalzo (rebound), soprattutto nel caso di NAPL o comunque sostanze poco solubili.

4.3.1.5 Andamento delle concentrazioni nei punti di monitoraggio

Il risultato atteso in termini di concentrazione dei contaminanti nelle acque sotterranee viene generalmente rappresentato con grafici che mostrano l'evoluzione temporale delle concentrazioni a monte, all'interno e a valle del sito.

L'andamento di tali grafici è sostanzialmente differente in presenza di situazioni in cui il sistema realizzato si comporti da sola barriera idraulica o anche da pump and treat.

Gli schemi di seguito riportati illustrano il comportamento teorico delle concentrazioni rispetto ai seguenti casi:

- barriera idraulica in funzione con sorgente di contaminazione attiva (Fig. 9): l'andamento dei grafici evidenzia come la funzione del sistema sia solo ed esclusivamente di barriera idraulica, infatti si nota un trend costante della concentrazione degli inquinanti nel pozzo d'estrazione; l'efficacia della barriera nel contenere gli inquinanti è dimostrata dalla diminuzione della concentrazione di inquinanti che si registra nel piezometro a valle;
- barriera idraulica con funzione anche di sistema pump and treat (Fig. 10): in questi grafici si nota come già presso il pozzo si possa notare, grazie alla funzione associata di "treat", una lenta ma progressiva diminuzione della concentrazione degli inquinanti, che si riflette, più rapidamente rispetto al caso precedente di solo pompaggio, anche nel piezometro di valle;

- barriera idraulica in cui è stata operata la bonifica della sorgente di contaminazione (Fig. 11): in questo caso si nota una rapida diminuzione del livello di inquinanti in seguito alla rimozione del terreno contaminato; rispetto ai due casi precedenti si nota una decrescita delle concentrazioni molto più rapida.

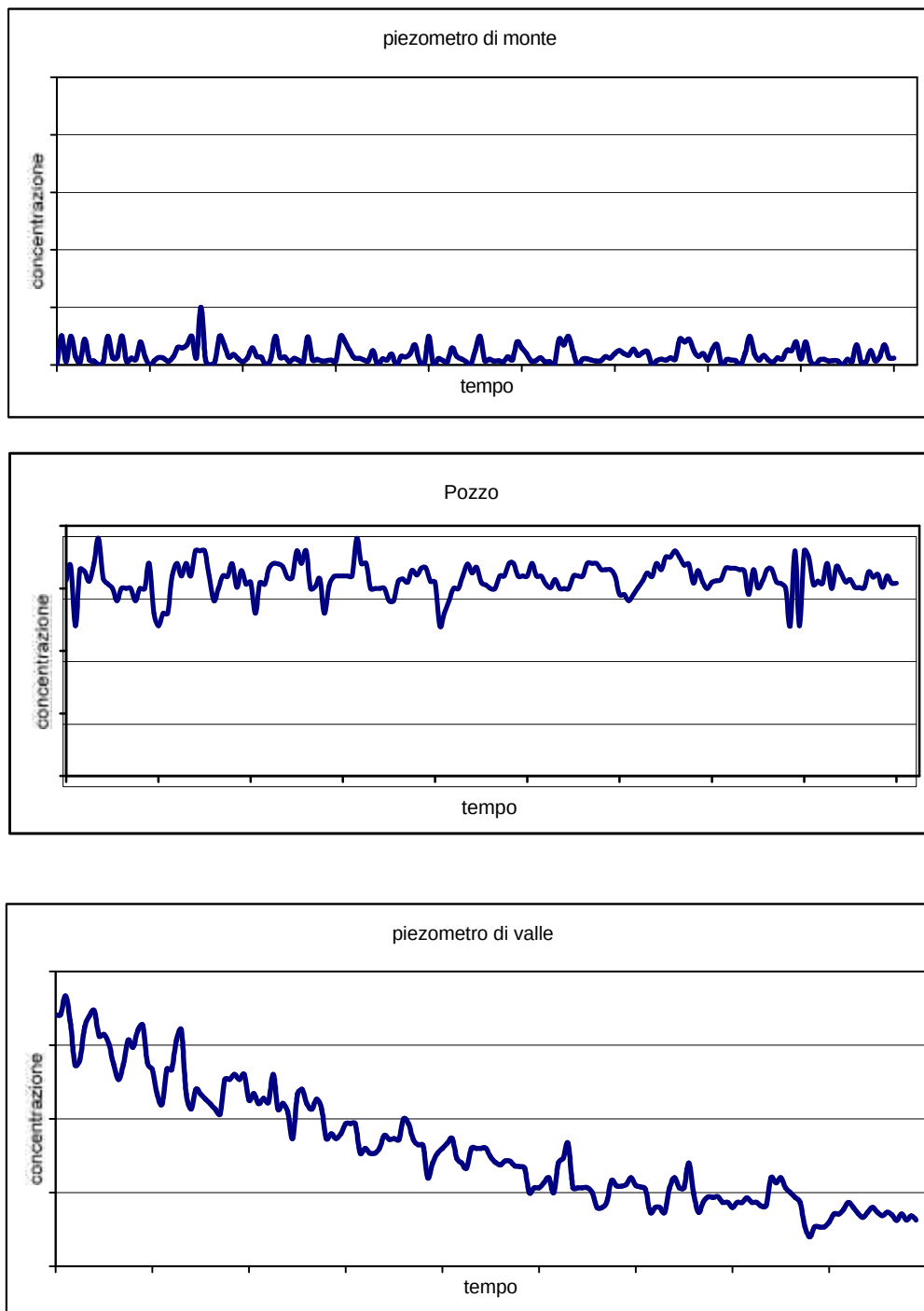


Figura 9 - Esempio di monitoraggio idrochimico di barriera idraulica (sorgente di contaminazione attiva)

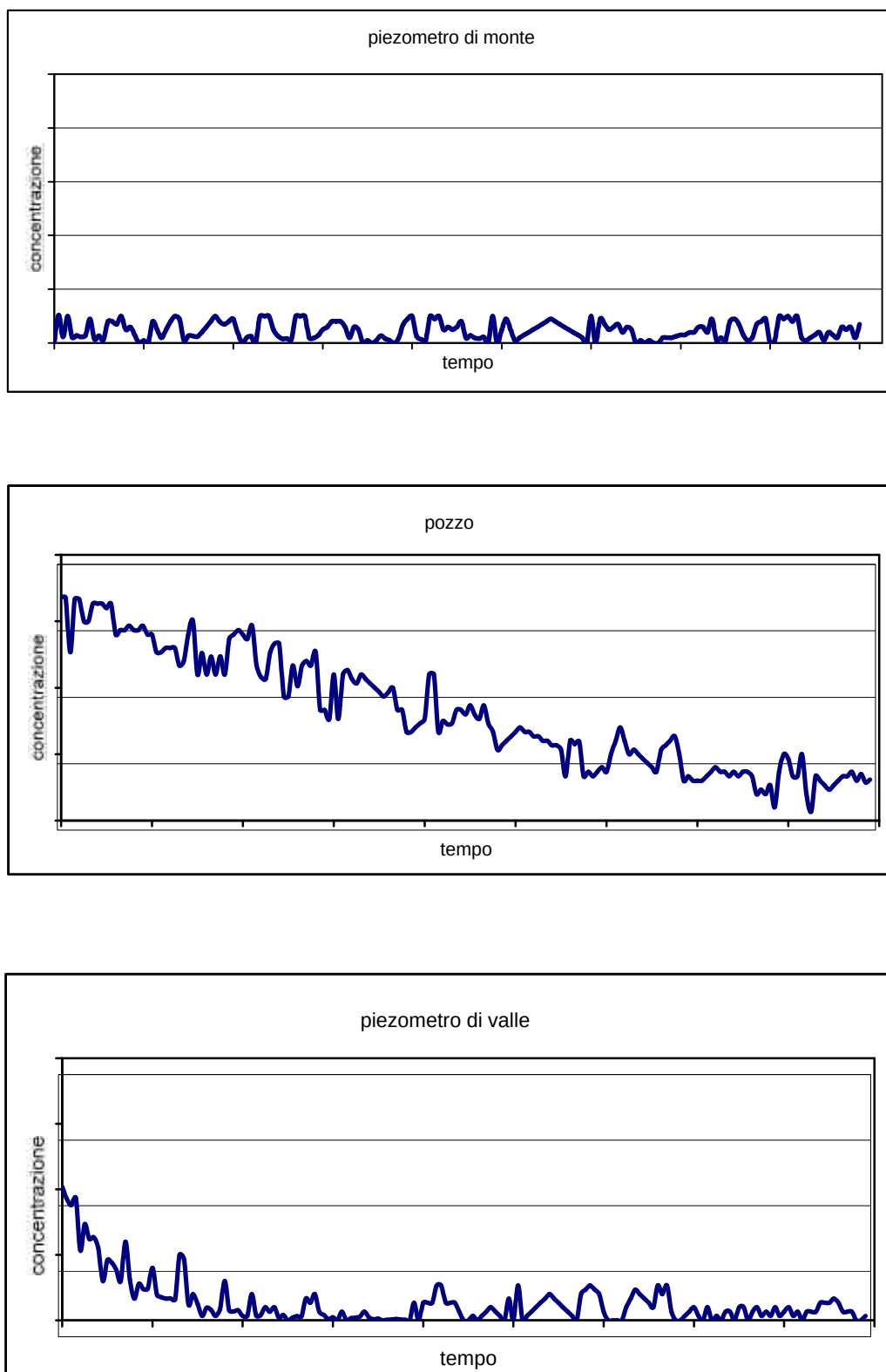


Figura 10 - Esempio di monitoraggio idrochimico di una barriera idraulica con funzione anche di sistema pump and treat

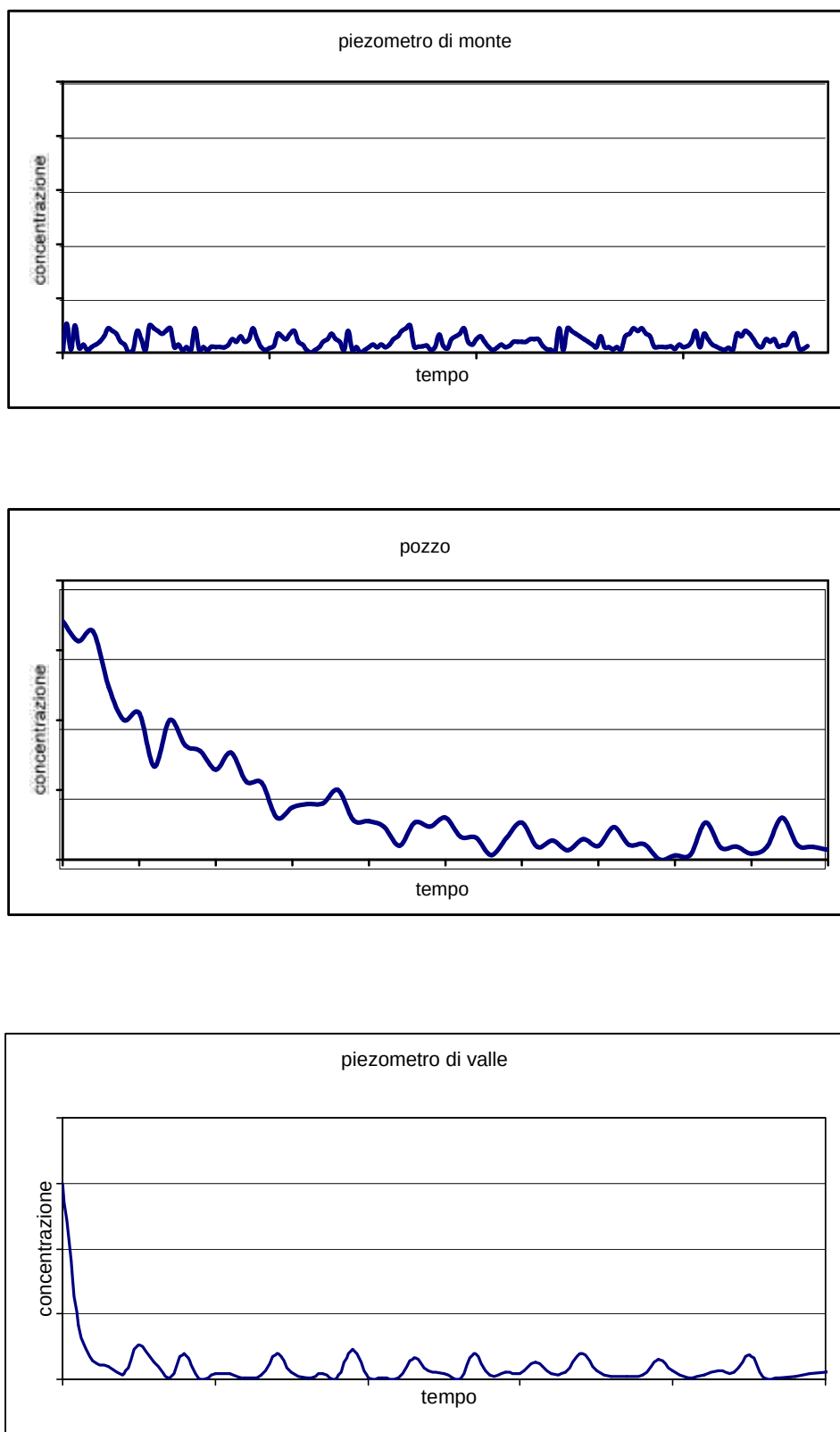


Figura 11 - Esempio di monitoraggio idrochimico di una barriera idraulica in cui è stata operata la bonifica della sorgente di contaminazione

4.3.2 Esecuzione del bilancio di massa

Mediante la misura delle concentrazioni pregresse nelle diverse matrici ambientali e quelle rilevate in un certo momento dell'intervento può essere eseguito un bilancio di massa per stimare le concentrazioni residue e valutarne teoricamente l'eventuale accettabilità.

La partizione delle fasi nel suolo segue la nota legge:

$$C_e = C_s [K_d + (\theta_w + \theta_a H)/\rho_s]$$

C_s = concentrazione nel suolo (mg/kg)

C_e = concentrazione nell'eluato teorico (mg/l)

K_d = coefficiente di distribuzione suolo/acqua (l/kg)

θ_w = contenuto d'acqua nella zona non satura

θ_a = contenuto d'aria nella zona non satura

H = costante della legge di Henry

ρ_s = densità secca del suolo (kg/l)

Nel caso considerato si dovrà capire la massa di inquinanti che viene estratta dal sottosuolo mediante la fase solubile.

Date le incertezze connesse alla caratterizzazione effettuata, all'eterogeneità del mezzo, alla scarsa conoscenza delle reazioni chimico-fisiche, il calcolo del bilancio di massa può servire solo per grandi numeri, cioè per capire se l'ordine di grandezza dei valori in gioco risulta giustificato secondo le conoscenze acquisite.

In caso contrario dovranno essere effettuate idonee revisioni delle conoscenze per capire l'origine della presenza delle concentrazioni di inquinanti misurate.

4.4. Sintesi delle procedure da adottare per la verifica delle barriere idrauliche

Nella Tabella 3 sono illustrati i vari metodi sopra riportati relativi alle verifiche che si possono eseguire sulle barriere idrauliche.

Tabella 3 - Criteri per la verifica delle barriere idrauliche

Criterio	Vantaggi	Svantaggi	Applicabilità		Fase operativa		
Efficienza idraulica			Caso semplice	Casi complessi	Iniziale	In corso d'opera	Finale
Misure piezometriche	Dato sperimentale	Interpolazione di dati puntuali per verifica esistenza depressione piezometrica. Metodi ordinari di interpolazione sovrastimano l'entità della depressione piezometrica	Limitata dal numero di piezometri disponibili	Buona applicabilità	Si	Si	
Interferenza tra i pozzi e i piezometri	Dato sperimentale. Verifica interferenza soprattutto nell'interasse tra i pozzi	Sospensione prelievo in fase gestionale. Tempo necessario per effettuare le misure	Limitata al pozzo e al numero ridotto di piezometri disponibili	Buona applicabilità con sospensione a turno dei prelievi	Si	Si	
Modelli analitici	Calcolo abbassamenti in punti di monitoraggio e conseguente taratura del modello. Costi ridotti di implementazione	Acquifero omogeneo e isotropo.	Buona applicabilità per area di studio limitata	Scarsa applicabilità per estensione dell'area di studio che ingloba maggiori eterogeneità dell'acquifero	Si	Si	
Modelli numerici	Calcolo di abbassamenti in punti di monitoraggio e conseguente taratura del modello. Acquifero eterogeneo e anisotropo.	Imprecisioni dell'entità dell'abbassamento calcolato al punto di monitoraggio per effetto maglia. Costi elevati di implementazione			Si	Si	
Efficacia idrochimica							
Prelievi ed analisi all'interno dell'area e a valle	Dato sperimentale	Necessità di eseguire prelievi eseguiti con procedure standard di assicurazione e controllo di qualità per avere maggiore significatività.	Limitata generalmente a tre punti (piezometri a monte e valle e pozzo di prelievo)			Si	Si
Bilancio di massa	Esplicitazioni di elaborazioni circa le masse di inquinanti in trattamento	Scarsa conoscenza della massa iniziale di inquinanti	Scarsa per limitate conoscenza	Maggiore per grado di conoscenza maggiore		Si	Si

Sulla base di tali elementi in Tabella 4 viene riportata una sintesi sui metodi adottabili consigliati per le verifiche sulle barriere idrauliche durante le varie fasi di funzionamento, distinti per i casi semplici ed i casi complessi.

Tabella 4 - Sintesi delle procedure da adottare per i controlli sulle barriere idrauliche

Caso semplice			
Barriera nelle fasi iniziali		Barriera in corso d'opera e collaudo finale	
Verifica diretta degli abbassamenti durante le prime fasi di pompaggio		Misura dell'interferenza tramite temporanea sospensione del pompaggio	
Misure piezometriche		Eventuale revisione del modello analitico	
Verifica del modello e sua eventuale modifica		Controllo del contenimento tramite modello analitico revisionato	
Verifica del contenimento tramite modello analitico revisionato		Verifica del contenimento idrochimico	
Caso complesso			
Barriera nelle fasi iniziali		Barriera in corso d'opera e collaudo finale	
Verifiche dirette degli abbassamenti e delle interferenze durante le prime fasi di pompaggio		Misura delle interferenze tramite temporanea sospensione del pompaggio	
Misure piezometriche (problema relativo al software che tende a sovrastimare gli abbassamenti → non è cautelativo)		Misure piezometriche (problema relativo al software che tende a sovrastimare gli abbassamenti → non è cautelativo)	
Verifica del modello e sua eventuale modifica		Verifica del modello e sua eventuale modifica	
/ \		/ \	
modello analitico: per la sua verifica si misurano direttamente gli abbassamenti al pozzo	modello numerico: fornisce dati di abbassamento relativi alla maglia considerata	modello analitico: per la sua verifica si misurano direttamente gli abbassamenti al pozzo	modello numerico: fornisce dati di abbassamento relativi alla maglia considerata
		Verifica del contenimento idrochimico	

5. VALUTAZIONE DELLE PRESTAZIONI FINALI E CHIUSURA DELLA BONIFICA

La bonifica delle acque sotterranee si ottiene quando viene raggiunto, e successivamente mantenuto, uno standard qualitativo predefinito. Si possono definire sei tappe necessarie per determinare l'avvenuta bonifica di un sito utilizzando i dati di un singolo pozzo:

1. valutazione del sito per determinare la necessità ed i metodi per un'azione di risanamento; definizione dello standard qualitativo da raggiungere;
2. attività del sistema di risanamento, durante la quale si ha una diminuzione dei livelli d'inquinamento;
3. conclusione del trattamento dopo che le concentrazioni degli inquinanti sono rimaste al di sotto dei livelli prestabiliti per un periodo di tempo sufficiente, basato sulla conoscenza del sistema delle acque di falda e sui dati raccolti durante le operazioni di pompaggio;
4. monitoraggio dei livelli piezometrici e delle concentrazioni degli inquinanti per determinare quando il sistema di flusso delle acque sotterranee si sia ristabilito;
5. campionamento di verifica dell'ottenimento dei valori standard di riferimento. Deve essere trascorso, dal raggiungimento dell'equilibrio idrodinamico, un periodo sufficiente che comprenda i periodi di massima escursione della falda, tra i 6 mesi e l'anno. In caso non si siano raggiunti gli obiettivi, potrebbe essere necessario rivedere il progetto;
6. dichiarazione dell'avvenuta o non avvenuta bonifica dell'acquifero, basata sui dati raccolti nella fase 5 ed analizzati secondo le procedure esposte nei seguenti paragrafi.

Affinché la valutazione del successo della bonifica sia significativa è necessario che i dati risultanti dalle analisi siano rappresentativi. E' quindi necessario che durante le fasi precedenti siano prese tutte le precauzioni affinché i campioni non subiscano alterazioni e che il laboratorio incaricato delle analisi produca risultati affidabili.

5.1. Criteri da utilizzare nella valutazione delle prestazioni finali: metodo deterministico

Il raggiungimento degli obiettivi di risanamento non può essere conseguito che adottando un approccio idrochimico.

Il metodo deterministico di controllo delle prestazioni finali del sistema consiste nel confronto delle concentrazioni raggiunte con gli obiettivi iniziali di bonifica.

I dati vengono riportati su un grafico delle concentrazioni rispetto al tempo come ad esempio in Fig. 12.

I valori puntuali riferiti ad esempio alle rilevazioni mensili possono essere interpolati con una funzione polinomiale al fine di verificarne l'andamento generale.

Si valuta se le concentrazioni finali sono al di sotto degli obiettivi di bonifica e si decide poi l'eventuale chiusura dell'intervento, con la sospensione del prelievo di acque.

La durata del periodo nel quale si conduce solo il monitoraggio delle acque sotterranee risulta variabile in relazione ai seguenti fattori:

- regime idrologico dell'area, rispetto alle modalità di alimentazione della falda;
- tipologia dei contaminanti;
- uso delle acque.

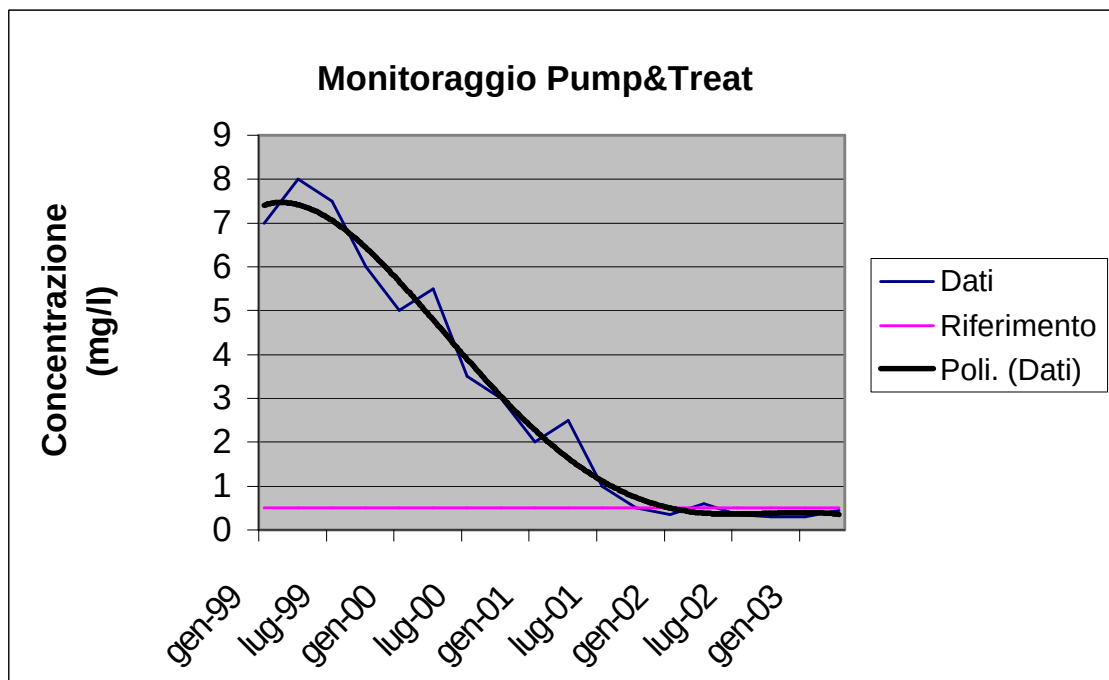


Figura 12 - Esempio di andamento dei dati idrochimici in un sito sottoposto a bonifica

Bisogna infatti considerare un tempo sufficientemente lungo di permanenza dei valori al di sotto dello standard. Infatti si considerano accettabili i dati relativi al sistema in equilibrio, quindi con la superficie piezometrica riportatasi ai livelli "normali". E' probabile che, successivamente allo spegnimento della barriera idraulica, si verifichi un aumento dei valori degli inquinanti (rimbalzo) dovuto a varie cause. In tal caso sarà necessario protrarre la bonifica fino al raggiungimento dei valori desiderati (Fig. 13).

La bonifica viene considerata a termine quando in un diagramma concentrazione/tempo si ottiene una linea piatta che si mantiene nel tempo. Questo è il metodo della pendenza zero e richiede la dimostrazione che i livelli di concentrazione dei contaminanti si siano stabilizzati al minimo livello per un periodo compreso tra i 6 mesi e un anno dallo spegnimento del sistema, prima di poter stabilire il successo della bonifica. Il tempo di attesa dipende dal periodo in cui viene

effettuato lo spegnimento e da quanto tempo il sistema impiega a ritornare nella situazione di equilibrio idrodinamico: il periodo di osservazione post-operativo deve includere i momenti di massima escursione della falda.

Eventuali variazioni successive, o rimbalzi, possono essere infatti causati da un dilavamento di inquinanti dalla zona insatura o da fluttuazioni del livello di falda, che va a dilavare gli inquinanti dall'insaturo. Inoltre si può avere l'aumento d'infiltrazioni a causa dell'invecchiamento di un "capping".

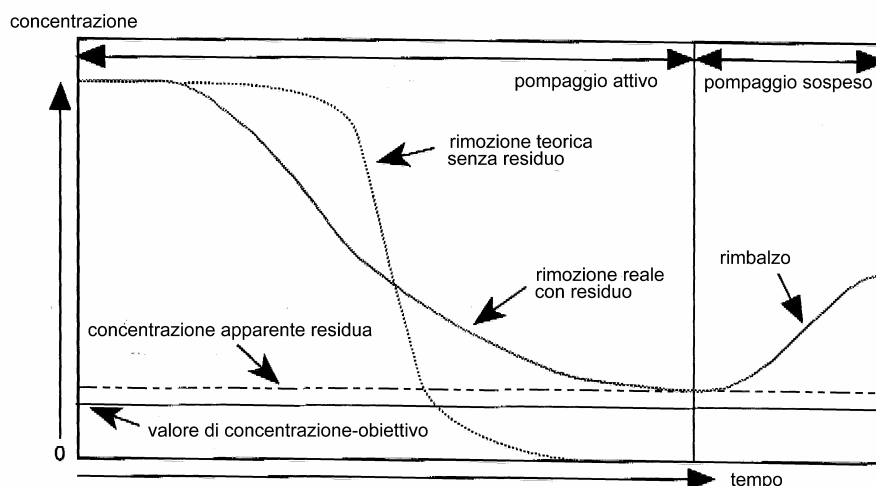


Figura 13 - Andamento di una curva di regressione teorica e di una reale con residuo e rimbalzo successivo allo spegnimento della barriera idraulica

5.2. Criteri da utilizzare nella valutazione delle prestazioni finali: metodo statistico

Nel caso si intendano introdurre anche elementi di analisi statistica, sarà molto importante stabilire il metodo più idoneo da adottare per valutare il raggiungimento o meno degli standard di risanamento.

Si possono presentare vari problemi durante la raccolta dei dati e ci si può trovare in difficoltà nel trattamento di tali dati, a causa dei seguenti elementi:

1. Presenza di concentrazioni inferiori ai limiti di rilevabilità: se sono presenti valori inferiori al limite di rilevabilità (che deve essere superiore al valore limite obiettivo) si può utilizzare in prima approssimazione la metà del valore del limite di rilevabilità.
2. Assenza di valori: le cause di questo problema possono essere la mancata raccolta del campione, la perdita del campione prima dell'analisi o la perdita dei risultati analitici. Generalmente il problema può essere minimizzato tramite l'adozione di criteri di assicurazione e controllo di qualità durante il monitoraggio. I valori mancanti non devono essere sostituiti con valori numerici casuali.

3. Presenza di “outlier”: vengono così definiti tutti i valori molto superiori o molto inferiori rispetto agli altri dati. Le osservazioni inusuali possono rappresentare situazioni realmente insolite, oppure possono derivare da contaminazione indotta, errori di laboratorio o errori di registrazione dei dati (in quest'ultimo caso il dato è recuperabile). I dati che non vengono riconosciuti come errati possono essere utilizzati o eliminati dal set di dati: le statistiche vanno condotte sia con presenza di outlier sia dopo averli tolti, verificando le differenze nei risultati.

Vengono calcolati i valori medi statistici quali media, varianza e deviazione standard (si veda l'Appendice 6)

Si costruisce a questo punto un grafico dell'andamento delle concentrazioni medie nel tempo, con il valore dello standard di riferimento e con una linea di tendenza dei valori (polinomiale).

Viene inoltre calcolato l'errore standard che serve a dare un'idea della precisione della concentrazione media ottenuta dai campioni di acqua raccolti in un certo periodo di tempo: valori piccoli indicano che la media è abbastanza precisa, mentre valori grandi indicano che la media è imprecisa.

E' necessario poi considerare che i dati a disposizione sono spesso soggetti ad errori, dovuti o alla fase di campionamento, o alla fase di analisi. Per considerare anche un certo margine di errore sui dati raccolti, si può rappresentare, parallelamente alla curva dell'andamento della media dei dati nel tempo, un livello fiduciario del 95 % (Fig. 14).

Il livello fiduciario è un intervallo di valori che include il parametro considerato (in questo caso la media dei dati), con una probabilità nota. In questo intervallo resterà compreso con una probabilità, ad esempio del 95 %, il valore reale della media dei campioni raccolti. Successivamente si potrà decidere che l'acquifero è risanato se il livello fiduciario resta sotto la linea dello standard di riferimento. Usualmente si costruisce un intervallo che comprenda il 95 % dei valori al di sopra e al di sotto della media; tuttavia per tutti gli inquinanti, tranne il valore del pH, è sufficiente costruire l'intervallo superiore.

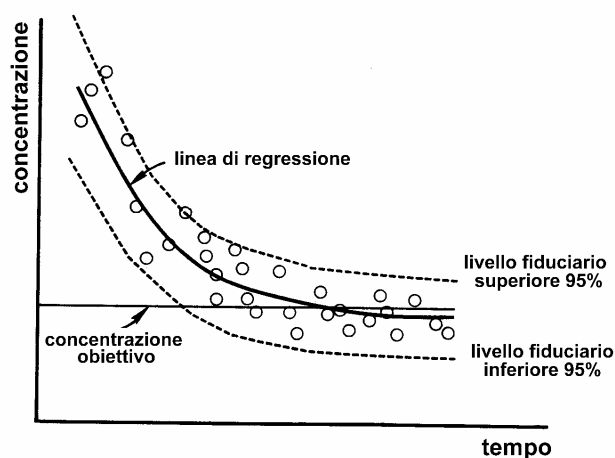


Figura 14 - Rappresentazione della linea di regressione e dell'intervallo fiduciario

Quindi se alla fine del processo l'acqua non risulta contaminata, la bonifica si può considerare conclusa, altrimenti si dovrà procedere con la bonifica fino ad ottenere livelli inferiori allo standard di riferimento.

La formula che si utilizza per calcolare l'intervallo fiduciario attorno alla media è la seguente:

$$\text{da } \mu_{L\alpha} = \bar{x} - t \cdot s_{\bar{x}} \qquad \text{a} \qquad \mu_{U\alpha} = \bar{x} + t \cdot s_{\bar{x}}$$

Per valutazioni a breve termine, si possono usare le seguenti regole per stabilire se i valori degli inquinanti nelle acque sotterranee sono inferiori agli standard di riferimento:

- se $\mu_{U\alpha} < Cs$, si conclude che la concentrazione dell'inquinante nelle acque di falda è inferiore allo standard di riferimento (massimo valore ammissibile o cleanup standard Cs);
- se $\mu_{U\alpha} \geq Cs$, si conclude che la concentrazione è superiore al valore massimo ammissibile.

Non possono essere utilizzate come criteri per il collaudo del successo della bonifica.

CONCLUSIONI

Sono state predisposte le procedure che si possono utilizzare per verificare il corretto funzionamento di una barriera idraulica nell'intercettare una contaminazione delle acque sotterranee che avanza verso valle.

Si tratta essenzialmente di seguire tre fasi operative: revisione dei dati esistenti, esecuzione di misure e analisi ed infine elaborazione dei dati raccolti ai fini del controllo di efficienza ed efficacia e di eventuale chiusura dell'intervento.

I criteri che sono stati definiti possono essere utilizzati in relazione alla complessità dei casi e alle diverse situazioni che si possono verificare, presentando ciascuno di essi vantaggi e limiti di applicazione; è quindi opportuno applicare più criteri che devono concorrere alla risoluzione concorde del problema.

Per quanto riguarda l'efficienza idraulica si sono definiti i criteri che consistono in misure piezometriche, test di interferenza ed implementazione di modelli analitici e numerici di flusso.

Per quanto attiene all'efficacia idrochimica si sono considerati i criteri del monitoraggio idrochimico e del bilancio di massa.

Si ritiene che nella fase iniziale si debbano considerare i criteri di verifica con misure piezometriche dirette, di test di interferenza e di implementazione di modelli di flusso per ottimizzare la barriera e valutarne la funzionalità.

In corso d'opera appaiono maggiormente affidabili i criteri di monitoraggio idrochimico e di test di interferenza, accompagnati da modelli di flusso opportunamente verificati.

In fase finale l'approccio del monitoraggio idrochimico, come è ovvio, appare l'unico sistema da utilizzare anche per stabilire la chiusura degli interventi.

Rimane da definire la possibilità a livello normativo che all'interno delle valutazioni, soprattutto in fase finale, si possano utilizzare criteri statistici oltre a quelli deterministici che definiscono la chiusura dell'intervento solo al raggiungimento di prestabiliti valori di concentrazione dei contaminanti.

BIBLIOGRAFIA

Aller L., Bennet T.W., Hackett G., Petty R.J., Lehr J.H., Sedoris H., Nielsen D.M. (1989) - "Handbook of Suggested Practice for the Design and Installation of Ground Water Monitoring Wells". National Water Well Association, Dublin, Ohio

Anderson M. P., Woessner W. W. (1992) – "Applied Groundwater Modelling". Academic Press, 381 pp., San Diego, CA

ASTM (1987) – "Test Method for Determining Subsurface Liquid Levels in a Borehole or Monitoring Well (Observation well)". ASTM D-4750, Philadelphia, Pennsylvania

ASTM (1991) – "Guide for Selection of Aquifer-Test method in Determining of Hydraulic Properties of Well Techniques". ASTM D-4043, Philadelphia, Pennsylvania

ASTM (1995) – "Guide for Documenting a Ground-Water Flow Model Application". ASTM D 5718-95, Philadelphia, Pennsylvania

Bear J. (1979) - "Hydraulics of Groundwater". McGraw-Hill, New York

Beretta G.P. (1992) - "Idrogeologia per il disinquinamento delle acque sotterranee". Pitagora Editrice, Bologna

Beretta G.P. (1994) – "Linee-guida per l'esecuzione di indagini e prospezioni idrogeologiche per il monitoraggio delle acque sotterranee". In: Guida al disinquinamento degli acquiferi : indagini, metodologie ed esempi di intervento. Vol. 1, Pitagora Editrice, Bologna

Beretta G.P. (2000) – "Utilità ed efficienza dei sistemi pozzo-barriera per il disinquinamento delle acque sotterranee". In: Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica, 51° Corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, 26-30 Giugno 2000, Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento-Sezione Ambientale, Politecnico di Milano, Milano

Beretta G.P. (2003) – "Barriere idrauliche per la messa in sicurezza dei siti da bonificare e per il disinquinamento delle acque sotterranee: progettazione, gestione e controlli di funzionalità". In: Siti contaminati: tecnologie di risanamento, 57° Corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, 17-21 Febbraio 2003, Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento-Sezione Ambientale, Politecnico di Milano, Milano

Blandford T.N., Huyacorn P.S., Wu Y. (1993) – "WHPA – A Modular Semi-Analytical Model for the Delineation of Wellhead protection Areas". U.S. Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water, Washington D.C.

Chiesa G. (1994) – "Pozzi di rilevazione". I Quaderni delle Acque Sotterranee, n.1, Geo-Graph, Segrate

Greenwald R.M. (1993) – "MODMAN – An Optimization Module for MODFLOW". Version 2.1. Documentation and User's Guide, geo-Trans, Inc., Sterling, VA

Haitjema H.M., Wittman J., kelson V., Bauch N. (1994) – “WhAEM: Program Documentation for the Wellhead Analytical Element Model”. EPA/600/R-94/210, R.S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, OK

Keely J.F. (1982) – “Chemical Time-Series Sampling”. Ground Water Monitoring Review, Vol. 2, No. 4

Kinzelbach W. (1986) – “Groundwater modelling”. Elsevier, New York

Konikow L.W., Bredehoeft J.D. (1989) – “Computer Model of Two-Dimensional Solute Transport and Dispersion in Ground Water”. U.S. Geological Survey, Reston, VA

Lefkoff L.J., Gorelick S.M. (1987) – “AQMAN: Linear and Quadratic Programming Matrix Generator Using Two-Dimensional Groundwater Flow Simulation for Aquifer Management Modelling”. U.S. Geological Survey-Water Resources Investigation Report 87-4061, Washington D.C.

International Organization of Standardization (1993) - “Water quality – Sampling – Part 11: Guidance on sampling of groundwaters”. ISO 5667-11, Genève, Switzerland

McDonald M.G., Harbaugh A.W. (1988) – “A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Model”. U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, Book 6, Chapter A1, Reston, VA

National Water Well Association (1986) – “RCRA Ground Water Monitoring Technical Enforcement Guidance Document”. NWWA/EPA Series, Dublin, Ohio

Polloc D.W. (1994) – “User’s Guide for MODPATH, MODPATH-PLOT. Version 3. A Particle Tracking Post Processing Package for MODFLOW”. U.S. Geological Survey Open-File Report 94-464, USGS, Reston, VA

Provincia di Milano (2000) – R. Cantore, G. Rosti, A. Zelioli – Linee Guida n. 2: “Definizione dello stato qualitativo delle acque di falda e criteri di massima per la progettazione di interventi di disinquinamento in siti contaminati”

Repubblica Italiana (1997) – “Approvazione dei “Metodi ufficiali di analisi fisica dei suoli”. D.M. Ministero per le Politiche Agricole del 1 agosto 1997, G.U. N.173 del 2 settembre 1997, Roma

Repubblica Italiana (1999a) – “Disposizioni sulla tutela delle acque dall’inquinamento e recepimento della Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall’inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole”. D.Lgs 11 maggio 1999, n.152, Suppl.Ord. alla G.U. n. 124 del 29 maggio 1999, Roma

Repubblica Italiana (1999b) – “Regolamento recante criteri, procedure e modalità di messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell’articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n.22 e successive modificazioni e integrazioni”. D.M. del 25 ottobre 1998, n. 471, Ministero dell’Ambiente, G.U. del 15 dicembre 1999, n. 293 Serie generale, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma

Repubblica Italiana (2000a) – “Disposizioni correttive e integrative del decreto legislativo 11 maggio 1999, n.152 in materia di tutela delle acque dall'inquinamento, a norma dell'articolo 1, comma 4 della legge 24 aprile 1998, n.128”. D.Lgs 18 agosto 2000, n.258, G.U. n. 152/L del 18 settembre 2000, Roma

Repubblica Italiana (2000b) – Testo aggiornato del decreto legislativo 11 maggio 1999, n.152 recante “Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole”. A seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al decreto legislativo 18 agosto 2000, n.258, G.U. n. 246 del 20 ottobre 2000, Roma

Strack O.D.L., Anderson E.I., Bakker M., Olsen W.C., Panda J.C., Pennings R.W., Steward D.R. (1994) – “CZAEM User's guide : Modeling Capture Zones of Ground-Water Using Analytical Elements”. EPA/600/R-94/174, Office of Research and Development, Cincinnati, OH

UNICHIM (1997) – “Acque destinate al consumo umano. Metodi di Campionamento”. Manuale n. 157, Milano

Zheng C. (1990) – “PATH3D – A Ground Water Path and Travel Time Simulator, Version 2.0. User's Manual”. S.S., Papadopoulos and Associates, Bethesda, MA

Zheng C. (1992) - “MT3D – A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation Advection, Dispersion and Chemical reactions of Contaminants in Ground Water Systems”. S.S., Papadopoulos and Associates, Bethesda, MA

Zheng C., Bennet G.D., Andrews C.B. (1992) – “Reply to discussion of analysis of ground-water remedial alternatives at a Superfund sites”. Ground Water, 30(3)

APPENDICE 1 – DIREZIONE E VALORE DEL GRADIENTE IDRAULICO

La Legge di Darcy può essere espressa in molti modi. Le due forme più semplici sono:

$$\vec{q} = K \vec{i}$$

q [L/T] = la velocità darciana, o portata specifica

K [L/T] = conducibilità idraulica

i [adimensionale] = gradiente idraulico

$$Q = KiA$$

Q [L³/T] = portata totale

A [L²] = sezione

Ricordarsi di dividere la velocità darciana per la porosità del suolo per ottenere la velocità di filtrazione. La legge di Darcy è semplice da applicare e può condurre a buone stime in molte applicazioni.

Il gradiente idraulico può essere calcolato con tre punti di misura non allineati usando un metodo grafico. Si dovrebbe disporre di almeno tre misure per ogni punto, prese a distanza minima di un mese l'una dall'altra, per determinare il gradiente. Quest'accortezza dovrebbe minimizzare il rischio di errate valutazioni in condizioni di instabilità.

1. Disegnare una mappa in scala con i tre punti di misura.
2. Disegnare una linea che unisca il pozzo col maggiore carico idraulico a quello con il carico minore. Graduare la linea con dei segnetti e localizzare il punto sulla linea in cui il carico idraulico è uguale a quello del terzo pozzo (carico intermedio). (vedi Figura 1 sotto)
3. Disegnare una linea tra quel punto ed il pozzo intermedio. Poiché questa linea unisce due punti a uguale carico, è per definizione una linea equipotenziale.
4. La direzione del flusso idrico sotterraneo è perpendicolare alle equipotenziali, quindi disegnare una linea perpendicolare a questa linea verso il pozzo a carico minore. La direzione di questa linea è la direzione di flusso. (vedi Figura 1)
5. Usare il teorema Pitagora per calcolare la lunghezza di questa perpendicolare. La differenza di carico tra il pozzo intermedio ed il minore è Δh . La lunghezza della perpendicolare è Δx ed il gradiente idraulico è $\Delta h/\Delta x$.

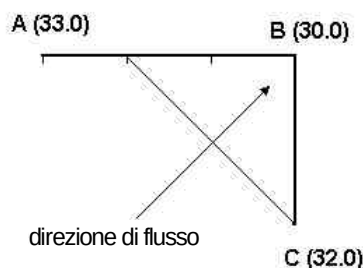


Figura 1 - Determinazione grafica del gradiente idraulico con l'uso di tre pozzi.

APPENDICE 2 – DIMENSIONAMENTO E UBICAZIONE DEI POZZI (capture zone analysis)

I pozzi di pompaggio sono spesso chiamati pozzi di estrazione, di produzione o di trattamento. La seguente guida si basa sull'ipotesi di mezzi omogenei, isotropi, contaminazione verticalmente omogenea, elevazione della base dell'acquifero uniforme, e pozzi completi (che attraversano interamente e sono fenestrati per tutto lo spessore dell'acquifero).

Per controllare la migrazione di un pennacchio, il tasso di pompaggio totale (portata estratta) minimo dovrebbe essere uguale alla quantità di acqua passante attraverso la sezione massima del plume, cioè la massima larghezza del plume per lo spessore saturo dell'acquifero. Il tasso di pompaggio necessario può essere determinato con la Legge di Darcy. L'area da considerare corrisponde all'intero sito contaminato, ad una isocona di riferimento, ad esempio quella che caratterizza il superamento della concentrazione massima ammissibile delle normative per una determinata sostanza, oppure all'intera larghezza del pennacchio.

Segue un metodo per stimare la zona di cattura di un pozzo. Nel caso di più pozzi si applica il principio di sovrapposizione.

$$x = \frac{-y}{\tan\left(\frac{2 \cdot \pi \cdot K \cdot b \cdot i \cdot y}{Q}\right)} \quad \text{Equazione 1}$$

x, y = coordinate cartesiane; l'origine è il pozzo

K = conducibilità idraulica media [L/T]

b = spessore dell'acquifero [L]

i = gradiente idraulico in condizioni pre-pompaggio [adimensionale]

Q = portata estratta dal pozzo (tasso di pompaggio) [L³/T]

La distanza tra il pozzo ed il punto di stagnazione a valle è data dalla seguente:

$$x_0 = \frac{-Q}{2 \cdot \pi \cdot K \cdot b \cdot i} \quad \text{Equazione 2}$$

La massima semi-ampiezza della zona di cattura (con x tendente all'infinito) è data da:

$$y_{\max} = \frac{-Q}{2 \cdot K \cdot b \cdot i} \quad \text{Equazione 3}$$

Esempio: Dati i seguenti parametri dell'acquifero:

Q	m ³ /giorno	20000
b	m	100
K	m/giorno	1000
i		0.005

x_0 è 6.4 m, e $y_{\max}$ è 20 m. L'estremità della zona di cattura è proiettata in Figura 2.

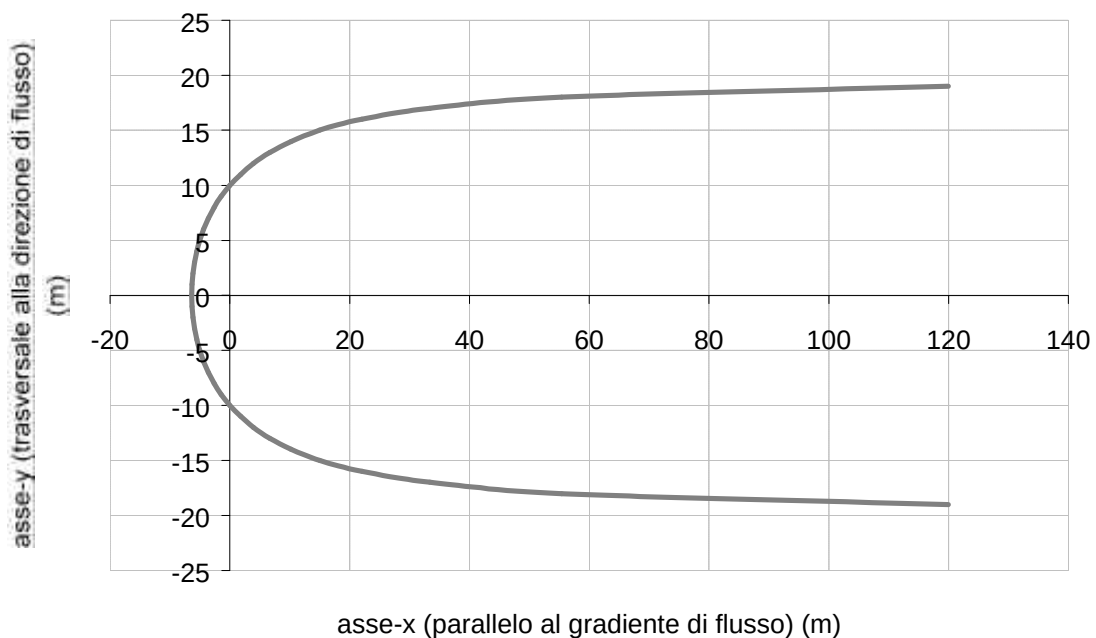


Figura 2 - Zona di cattura. Il pozzo è all'origine degli assi. Il gradiente idraulico è inclinato da destra a sinistra. Il punto di stagnazione a valle è al vertice d'intersezione con l'asse-x.

Javandel e Tsang (1986) hanno determinato la distanza ottimale tra pozzi identici di una barriera idraulica perpendicolare alla direzione di flusso, come mostrato in Tabella 1. Notare che la portata estratta, Q_n , si riferisce ad ogni singolo pozzo. Questa spaziatura impedisce ai contaminanti di passare oltre la barriera.

Tabella 1 - Distanze caratteristiche di una zona di cattura per una barriera idraulica. Modificato da Javandel, I. and Tsang, C. *Groundwater*, 24(5), 616-625, 1986.

Numero di pozzi di estrazione	Distanza ottimale tra pozzi adiacenti	Massima ampiezza della zona di cattura alla barriera idraulica
1	----	$0.5 Q_n/(Kbi)$
2	$0.32 Q_n/(Kbi)$	$1.0 Q_n/(Kbi)$
3	$0.40 Q_n/(Kbi)$	$1.5 Q_n/(Kbi)$
4	$0.38 Q_n/(Kbi)$	$2.0 Q_n/(Kbi)$

APPENDICE 3 – RELAZIONE DI PRESENTAZIONE DI UN MODELLO DI FLUSSO

La documentazione per la modellizzazione delle acque sotterranee deve illustrare in dettaglio i processi che hanno portato alla scelta, allo sviluppo, alla calibrazione, alla verifica ed all'utilizzo del modello.

Relazione

La relazione deve includere le seguenti informazioni:

- una descrizione delle motivazioni e degli scopi dell'applicazione del modello;
- presentazione dei dati idrogeologici utilizzati per la caratterizzazione del sito;
- documentazione delle fonti di tutti i dati utilizzati nel modello, sia che derivino da fonti pubbliche, o misure effettuate sul campo, o calcoli, o test di laboratorio;
- descrizione concettuale del modello;
- identificazione del modello scelto, sua applicabilità e limitazioni;
- documentazione di tutti i calcoli;
- sommario della calibrazione del modello, risultati dell'analisi di sensibilità;
- per i modelli predittivi presentazione di tutti i risultati delle simulazioni, come gamma di risultati possibili dato l'intervallo d'incertezza dei valori dei parametri utilizzati (fattore di sicurezza).

Struttura della relazione:

- Titolo;
- Sommario;
- Introduzione;
- Obiettivi;
- Caratterizzazione idrogeologica;
- Descrizione concettuale del modello;
- Scelta del Software per il modello;
- Calibrazione del modello;
- History matching;
- Analisi di sensibilità;
- Simulazioni predittive o Uso del modello per la valutazione dei possibili metodi di bonifica;
- Raccomandazioni e conclusioni;
- Bibliografia;
- Appendici.

Tabelle

Segue una lista delle tabelle che devono comparire come complemento del modello, nella relazione o nelle appendici:

- stratigrafie di pozzi, piezometri e sondaggi, con specificazione di:
 - nome di tutti i pozzi e sondaggi;
 - quota del boccaforo pozzo;
 - coordinate del pozzo;
 - intervallo fenestrato del pozzo;
 - dati piezometrici;
- quota della base dell'acquifero utilizzata nel modello;
- conducibilità idraulica o trasmissività;
- analisi chimiche della qualità delle acque (se necessario per il modello);
- risultati di eventuali prove effettuate (LeFranc, pompaggio, ecc);
- calibrazione del modello e verifica dei risultati tramite confronto tra i dati misurati e simulati;
- risultati dell'analisi di sensibilità con intervallo di variazione dei parametri e relative variazioni dei livelli piezometrici o nelle velocità di flusso delle acque.

Altri dati possono essere presentati sotto forma di tabelle. Se necessario, specificare in ogni tabella a quale acquifero si riferiscono i dati.

Figure

Segue una lista delle figure (planimetrie o sezioni) da includere nella relazione:

- carta topografica con inquadramento geografico regionale;
- planimetria del sito con ubicazione dei sondaggi e dei pozzi, e topografia;
- sezioni geologiche e idrogeologiche;
- carta della distribuzione dei carichi idraulici (isopiezometriche);
- carte dell'elevazione del livello di base dell'acquifero e della superficie piezometrica;
- distribuzione areale della conducibilità idraulica o della trasmissività;
- griglia con ubicazione delle diverse condizioni limite utilizzate nel modello;
- carta dei carichi idraulici simulati;

- carta e/o sezione della distribuzione degli inquinanti;
- carta con la simulazione della distribuzione del plume.

Altre informazioni possono essere riportate in formato grafico. Le carte utilizzate per illustrare le superfici interpolate o interpretate (es. elevazione del livello di base dell'acquifero, carte delle isopieze), devono riportare in figura i dati utilizzati per l'interpolazione. Come esempio, le carte dei carichi idraulici devono riportare i punti di osservazione e i valori del carico idraulico. Ugualmente, le carte delle isopieze simulate devono riportare i punti di calibrazione ed il residuo tra i dati misurati e quelli del modello.

Su tutte le tavole vanno riportate le seguenti informazioni:

- indicazione del Nord;
- data di elaborazione della carta e di raccolta dei dati;
- titolo della tavola;
- scala della rappresentazione;
- legenda.

Tutte le carte o sezioni devono essere disegnate in scala, con la scala chiaramente riportata su ogni tavola. Se possibile è meglio che tutte le tavole siano alla stessa scala. Le tavole che riguardano un determinato acquifero devono essere identificate in modo chiaro.

Dati aggiuntivi

Potrebbe essere necessario presentare ulteriori dati nella relazione relativa al modello.

Esempi di possibili dati aggiuntivi sono:

- piani di lavoro per la raccolta di dati aggiuntivi in caso le simulazioni mostrino insufficienza di dati;
- piani/proposte/raccomandazioni per il monitoraggio delle acque sotterranee, per la raccolta di dati necessari alla verifica delle previsioni ottenute tramite i modelli.

Possono essere richiesti altri dati a seconda delle condizioni del sito. Questi devono essere riportati nella relazione. Possono includere tavole e tabelle aggiuntive, oppure approfondimenti nella relazione.

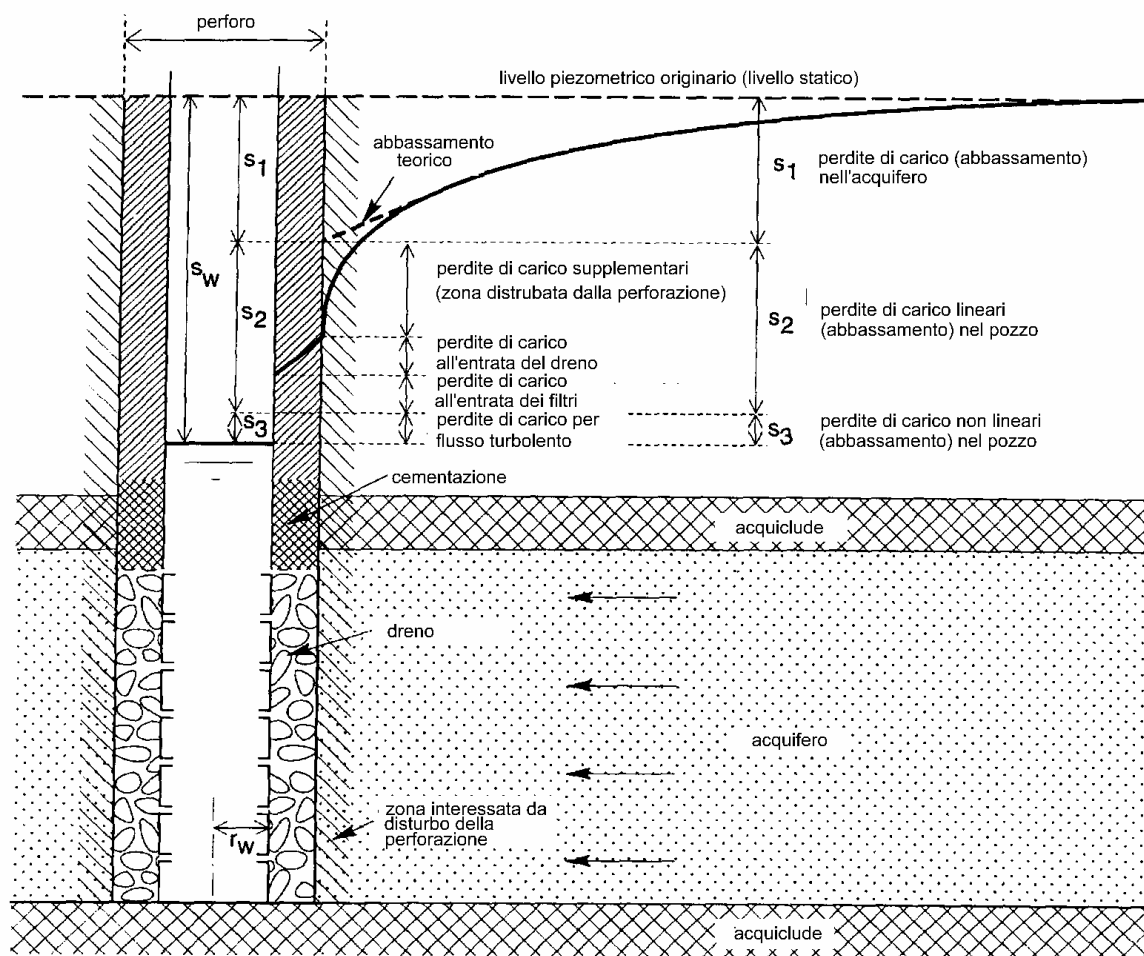
APPENDICE 4 – INFLUENZA DELLE PERDITE DI CARICO IN UN POZZO SUI LIVELLI PIEZOMETRICI

La deformazione del reticolo di flusso in vicinanza di un pozzo in pompaggio è influenzato dalle cosiddette perdite di carico, dovute al fatto che il pozzo introduce una diversa condizione al flusso delle acque sotterranee rispetto alle condizioni originarie.

Ciò consiste in pratica in un abbassamento aggiuntivo rispetto a quello teorico calcolabile con le relazioni di Dupuit-Thiem (regime stazionario) o Theis (regime transitorio).

Pertanto, come indicato nella figura seguente, si ha che l'abbassamento complessivo s (m) è dato dalle tre componenti:

$$S_{\text{totale}} = S_1 + S_2 + S_3$$



Ciò rende evidente che la misura dell'abbassamento al pozzo non consente la verifica degli effetti indotti dal pompaggio sulla morfologia della superficie della falda.

Per la determinazione dell'abbassamento totale si ha la seguente procedura.

Le perdite di carico dovute ai moti di filtrazione nell'acquifero sono rappresentabili mediante la relazione:

$$s_1 = B_1 Q$$

in cui B_1 è un coefficiente che ha dimensioni di s^2/m e Q è la portata del pozzo (m^3/s).

Le perdite di carico dovute al flusso dell'acqua nel tratto di litotipi disturbati dalle operazioni di perforazione (ad esempio con presenza di residui di fanghi di perforazione), nel dreno e nei filtri, ritenute lineari, può essere riassunto dalla seguente relazione.

$$s_2 = B_2 Q$$

in cui B_2 è un coefficiente che ha dimensioni di s^2/m .

Infine le ulteriori perdite di carico dovuti ai flussi turbolenti che si possono instaurare all'entrata dell'acqua nel pozzo sono esprimibili tramite una relazione non lineare:

$$s_3 = CQ^n$$

in cui C è un coefficiente che ha dimensioni di $s^n/m^{(3n-1)}$ e l'esponente n varia secondo la letteratura da 1.5 a 3.5. L'approccio comunemente utilizzato di Jacob prevede $n=2$, ma tale assunzione si rivela spesso inefficiente per rappresentare il fenomeno.

Pertanto l'abbassamento complessivo è dato da:

$$s_{\text{totale}} = (B_1 + B_2)Q + CQ^n$$

APPENDICE 5 – interpretazione delle prove di pompaggio, esecuzione e controllo

Lo scopo delle prove di pompaggio (o emungimento) è di acquisire dati utili a verificare il funzionamento di un pozzo, l'interazione tra più pozzi, e di calcolare i parametri idraulici di un acquifero. In particolare nella tabella 1 sono illustrate le finalità delle prove di pompaggio.

Tabella 1 - finalità delle prove di pompaggio per una falda e per un pozzo.

<i>Falda (aquifer test)</i>	<i>Pozzo (well test)</i>
Definire:	Definire:
permeabilità	portata specifica
trasmissività	portata critica
coefficiente d'immagazzinamento	perdita di carico
influenza dei limiti	abbassamenti
↓	↓
geometria e caratteri idrodinamici dell'acquifero	portata ottimale di sfruttamento
∴	/
condizioni di sfruttamento del sistema acquifero	

Le prove di pompaggio possono essere effettuate in modalità diverse a seconda delle informazioni di cui abbiamo bisogno. In particolare potremo avvalerci durante la prova, di un singolo pozzo, o di uno o più pozzi e/o piezometri di controllo (Tabella 2).

Tabella 2 - informazioni ricavabili a seconda delle modalità di esecuzione delle prove

<i>Pozzo singolo</i>	<i>Pozzo più piezometri</i>
Informazioni relative al comportamento dell'acquifero in prossimità dell'opera e alle caratteristiche tecniche della stessa	Informazioni relative in modo particolare ai parametri idrodinamici della parte di acquifero compresa tra pozzo principale e piezometri
curva caratteristica	coefficiente di permeabilità
portata critica	trasmissività
portata specifica	coefficiente d'immagazzinamento
abbassamento specifico	R d'influenza
perdite di carico	condizioni ai limiti
↓	↓
Definizione e caratteristiche tecniche del pozzo per il suo completamento	Determinazione delle caratteristiche idrodinamiche dell'acquifero e delle condizioni ai limiti

Per quanto riguarda le barriere idrauliche attive, è possibile effettuare dei controlli sull'interferenza tra pozzi, spegnendo per un periodo sufficiente un pozzo (senza compromettere il contenimento dell'inquinante) e valutando gli innalzamenti indotti negli altri pozzi o nei piezometri di controllo, oltre che nel pozzo stesso. Si costruisce quindi la curva risalita/tempo, che darà le stesse indicazioni di una prova di pompaggio (curva abbassamenti/tempo). Durante la programmazione di una prova di pompaggio è importante stabilire il numero e la profondità dei piezometri o pozzi spia da mettere in opera.

Nel caso della barriera esistente operativa si dovrà stabilire su quali pozzi effettuare le misure di controllo della prova di risalita. Il numero di pozzi/piezometri spia è variabile da 3 a 10 e la distanza dal pozzo dipende dalle caratteristiche idrogeologiche della falda. Idealmente i piezometri devono essere collocati a incrementi di distanza dal pozzo pari ad $h/2$, con h indicante lo spessore dell'acquifero saturo.

Tabella 3 - intervalli delle misure di livello nel pozzo in attività e frequenza dei controlli di portata nello stesso.

<i>Durata dall'inizio dell'abbassamento o risalita</i>	<i>Misura dei livelli</i>	<i>Misura delle portate (solo per abbassamento)</i>
0-5 min	ogni 30 s	ogni min
5-10 min	ogni min	ogni 2 min
10-20 min	ogni 2 min	ogni 5 min
20-40 min	ogni 5 min	ogni 5 min
40-90 min	ogni 10 min	ogni 10 min
90 min – 3 h	ogni 15 min	ogni 15 min
3-5 h	ogni 30 min	ogni 30 min
5-10 h	ogni h	ogni h
>10 h	ogni 2 h	ogni 2 h

Tabella 4 - intervalli delle misure di livello nei piezometri.

<i>Falda libera</i>		
<i>Distanza dei piezometri dal pozzo principale</i>	<i>Tempi dall'inizio dell'abbassamento o della risalita</i>	<i>Misure</i>
< 30 m	come nel pozzo di prova	come nel pozzo di prova
30 4 80	0 4 10 min 10 4 20 min 20 4 60 min 1 4 5 h > 5 h > 10 h	ogni 2 min ogni 5 min ogni 10 min ogni 30 min ogni h ogni 2 h
80 4 120	0 4 60 min 1 4 5 h > 5 h > 10 h	ogni 15 min ogni 30 min ogni h ogni 2 h
120 4 200	0 4 60 min 1 4 4 h 4 4 12 h 12 4 24 h > 24 h	ogni 30 min ogni h ogni 2 h ogni 4 h 2 4 3 volte al giorno
<i>Falda confinata</i>		
< 400 m	come nel pozzo di prova	come nel pozzo di prova
400 4 600	0 4 10 min 10 4 20 min 20 4 60 min > 1 h	ogni 2 min ogni 5 min ogni 15 min come nel pozzo di prova

Si ricostruisce, in seguito all'esecuzione delle prove, la curva risalita/tempo, o abbassamenti/tempo.

Per il collaudo della barriera idraulica è necessario verificare che, a seguito dello spegnimento di un pozzo, ci sia un innalzamento nei pozzi più vicini, quindi, paragonando le curve innalzamento/tempo del pozzo in prova e del pozzo vicino si dovrà verificare l'esistenza dell'interferenza.

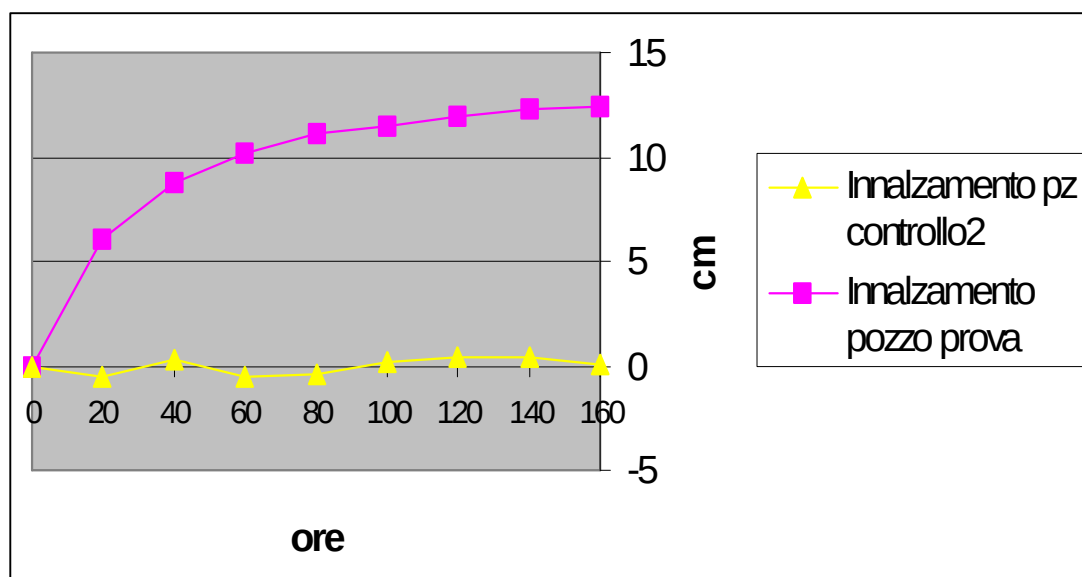
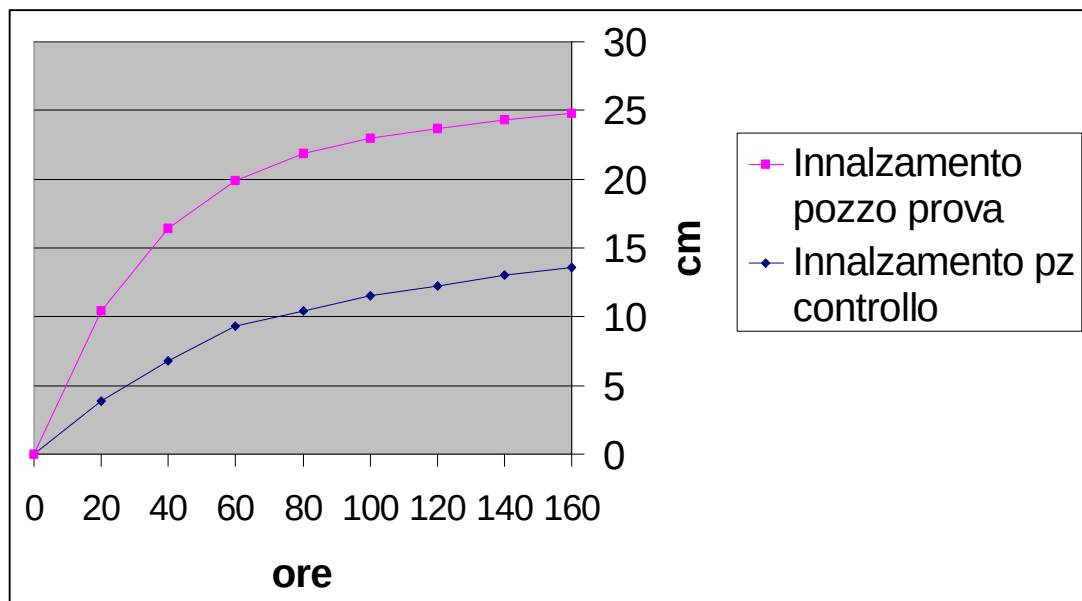


Figura 1 - esempio di diagrammi innalzamento / tempo. Nel primo caso si ha interferenza tra i pozzi, nel secondo caso non si ha interferenza.

APPENDICE 6 – ELEMENTI DI TRATTAMENTO STATISTICO DEI DATI PER LA VALUTAZIONE DELLE PRESTAZIONI FINALI DEL SISTEMA

Media, varianza e deviazione standard

Le seguenti formule servono per il calcolo delle grandezze fondamentali per l'utilizzo dei metodi statistici:

$$\text{media: } \bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_N}{N} = \frac{\sum x_i}{N}$$

$$\text{varianza: } \sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^N x_i^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^N x_i\right)^2}{N}}{N-1} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i^2 - N\bar{x}^2}{N-1}$$

$$\text{deviazione standard: } \sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N}}$$

ove x_i indica il valore del contaminante nell' i -esimo campione, ed N il numero totale di campioni.

La media è una misura della concentrazione vicino alla quale si raggruppano le singole concentrazioni (la tendenza centrale dei valori). La deviazione standard e la varianza forniscono una misura della variabilità dei dati rispetto alla media.

Vanno esclusi dal calcolo di queste grandezze i campioni con valori mancanti, quindi N diventa il numero di campioni con valori non mancanti. Se il numero di campioni da escludere è maggiore del 5% si consiglia di consultare uno statistico.

Errore standard

L'errore standard ($s_{\bar{x}}$) serve a dare un'idea della precisione della concentrazione media ottenuta dai campioni di acqua raccolti in un certo periodo di tempo. Valori piccoli di $s_{\bar{x}}$ indicano che la media è abbastanza precisa, mentre valori grandi indicano che la media è imprecisa.

A seconda dei dati che si hanno a disposizione si può calcolare l'errore standard con 4 diverse formule, secondo il seguente schema:

1. Quando si hanno a disposizione dati di campionamento casuale, oppure se si hanno dati di campionamento sistematico che non mostrano tendenze stagionali ed hanno correlazioni seriali non significative, si utilizza la seguente formula:

$$s_{\bar{x}} = \frac{\sigma}{\sqrt{N}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N x_i^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^N x_i\right)^2}{N}}{N(N-1)}}$$

dove σ è la deviazione standard ed N il numero di osservazioni non mancanti. I gradi di libertà per questa stima dell'errore standard sono $Df=N-1$.

2. Se i dati di campionamento sistematico non mostrano tendenze stagionali e i dati mostrano qualche correlazione, si utilizza la seguente formula che da una stima tra osservazioni contigue:

$$s_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=2}^N (x_i - x_{i-1})^2}{2N(N-1)}}$$

I gradi di libertà per l'errore standard così calcolato sono circa $Df=2N/3$; si raccomanda di approssimare i gradi di libertà all'intero vicino più piccolo.

3. Quando i dati presentano delle tendenze stagionali e la correlazione seriale (autocorrelazione) nei residui non è significativa, è necessario calcolare separatamente le medie stagionali per poi utilizzarle per correggere i dati. Prendiamo come esempio un caso di 4 prelievi all'anno. Si può suddividere l'anno in 4 stagioni, indicate con $j=1,2,3,4$, dove 1 può indicare la primavera, 2 l'estate, 3 l'autunno e 4 l'inverno. Bisogna calcolare la media per ogni stagione nell'arco degli anni ($k=1,2,\dots,m$, indicherà il numero di anni) in cui si sono effettuati i campionamenti. Chiamiamo m_j il numero di osservazioni non mancanti per la stagione j .

La media stagionale per la stagione j si calcola così: $\bar{x}_j = \frac{1}{m_j} \sum_{k=1}^{m_j} x_{jk}$

dove m_j è il numero di osservazioni disponibili per la stagione j .

Il residuo che si ottiene dopo la correzione della media stagionale è definito dalla seguente formula: $e_{jk} = x_{jk} - \bar{x}_j$. Sottraendo la media stagionale dai valori originali, i residui avranno un valore medio uguale a zero, e le variazioni di e_{jk} attorno allo zero rifletteranno le variazioni generali dei valori.

A questo punto è possibile calcolare l'errore standard con la seguente formula:

$$s_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^{m_j} e_{jk}^2}{N(N-n)}} \quad \text{dove } N = \sum_{j=1}^n m_j$$

I gradi di libertà associati all'errore standard sono $Df=N-n$.

4. Quando vi sono tendenze stagionali e la correlazione seriale (o autocorrelazione) tra i residui è significativa, si devono correggere i dati dalle correlazioni seriali:

$$s_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=2}^N (e_i - e_{i-1})^2}{2N(N-1)}}$$

dove e_i sono i residui dopo la rimozione delle medie stagionali.

I gradi di libertà associati a questo calcolo dell'errore standard sono $Df=2(N-n)/3$. Si raccomanda di arrotondare i gradi di libertà all'intero vicino più piccolo.

Se i dati mostrano dei trend particolari, allora si può considerare l'utilizzo di metodi di regressione. Solitamente i dati, durante le operazioni di pompaggio e trattamento, subiscono una decrescita abbastanza evidente, quindi si può dire che in generale durante la fase di trattamento, per analizzare il trend su brevi periodi, si utilizzerà la formula al punto (2.); la formula al punto (4.) è utile anche per periodi lunghi in caso ci siano evidenti fluttuazioni stagionali. Durante la fase finale, quando si effettueranno i campionamenti per il collaudo, e quindi il sistema sarà tornato all'equilibrio, si sentiranno maggiormente gli effetti stagionali e quindi sarà necessario utilizzare la formula al punto (3.). E' infatti raro che i valori, nel caso di campionamento sistematico (da preferire per monitoraggi a lungo termine), non mostrino alcun tipo di tendenza, quindi di rado si utilizzerà la formula al punto (1.).

Livello fiduciario

Per considerare anche un certo margine di errore sui dati raccolti, si può rappresentare, parallelamente alla curva dell'andamento della media dei dati nel tempo, un livello fiduciario del 95 % (Figura 1).

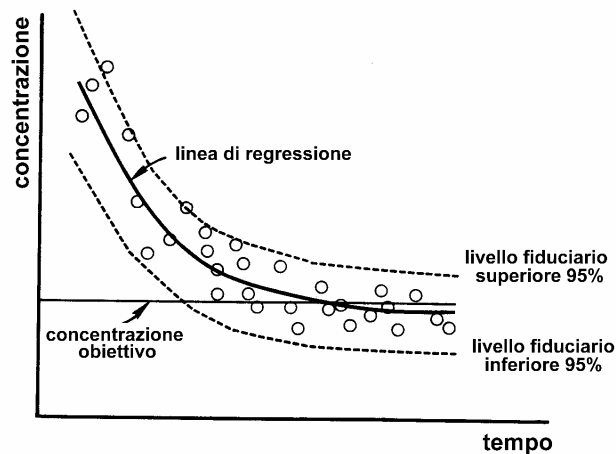


Figura 1 - Rappresentazione della linea di regressione e dell'intervallo fiduciario

Si opera nel seguente modo:

1. calcolare la media dei campioni;
2. calcolare l'errore standard della media dei campioni;
3. calcolare il limite superiore dell'intervallo di confidenza;
4. se il limite superiore è inferiore allo standard di riferimento, l'acqua non è più contaminata.

Quindi se alla fine del processo l'acqua non risulta contaminata, la bonifica si può considerare conclusa, altrimenti si dovrà procedere con la bonifica fino ad ottenere livelli inferiori allo standard di riferimento.

La relazione che si utilizza per calcolare l'intervallo di confidenza attorno alla media è la seguente:

$$\text{da } \mu_{L\alpha} = \bar{X} - t \cdot S_{\bar{x}} \quad \text{a} \quad \mu_{U\alpha} = \bar{X} + t \cdot S_{\bar{x}}$$

Quest'ultima relazione rappresenta l'intervallo superiore al valore della media. t può essere ricavato da apposite tabelle, ma viene generalmente approssimato a 1,65.