

Caratterizzazione e monitoraggio delle falde acquifere

Dr.ssa Emanuela Necci

Tutor: Leonello Serva

Con la collaborazione del Dott. Michele Fratini

INTRODUZIONE.....	4
RIFERIMENTI NORMATIVI.....	5
IL D.M. N. 471 DEL 25 OTTOBRE 1999	5
IL D.LGS. N. 152 DELL'11 MAGGIO 1999	15
PERIMETRAZIONE DEL SITO CONTAMINATO E PIANO DI CARATTERIZZAZIONE.....	30
PERIMETRAZIONE DEL SITO ED ATTIVITÀ PRELIMINARI	30
<i>Definizione preliminare del modello concettuale idrogeologico del sottosuolo</i>	<i>31</i>
PIANO DI CARATTERIZZAZIONE DEL SITO	32
<i>Pianificazione ed esecuzione di indagini indirette</i>	<i>32</i>
<i>Pianificazione ed esecuzione di indagini dirette</i>	<i>33</i>
<i>Ubicazione dei punti di indagine delle acque di falda</i>	<i>34</i>
SORGENTI DELL'INQUINAMENTO E PROPRIETÀ FISICHE DEGLI INQUINANTI.....	43
DENSITÀ.....	47
VISCOSITÀ	49
CONDUCIBILITÀ IDRAULICA	50
SOLUBILITÀ	51
VOLATILITÀ.....	51
PERSISTENZA.....	52
MODALITÀ DI PROPAGAZIONE DI UN INQUINANTE.....	53
DISEGNO E PROGETTAZIONE DEI POZZI DI MONITORAGGIO.....	61
TECNICHE DI PERFORAZIONE	61
<i>Perforazione a rotazione</i>	<i>63</i>
<i>Perforazione a rotazione con circolazione di fango.....</i>	<i>66</i>
<i>Perforazione a rotazione con circolazione d'acqua.....</i>	<i>70</i>
<i>Perforazione a rotazione con circolazione d'aria</i>	<i>71</i>
<i>Perforazione ad aria con rivestimento provvisorio.....</i>	<i>73</i>
<i>Perforazione con trivella continua ad asta cava.....</i>	<i>74</i>
<i>Perforazione con trivella ad asta piena</i>	<i>76</i>
<i>Perforazione a carotaggio continuo.....</i>	<i>78</i>
<i>Pozzi battuti</i>	<i>80</i>
<i>Perforazione con tecnica "Cable tool" (percussione).....</i>	<i>81</i>
<i>Pozzi guidati.....</i>	<i>83</i>
<i>Perforazione a iniezione</i>	<i>85</i>
SCELTA DEI MATERIALI, COMPLETAMENTO E SVILUPPO	89
<i>Caratteristiche chimiche dei materiali.....</i>	<i>89</i>
<i>Caratteristiche di resistenza dei materiali.....</i>	<i>94</i>
PARAMETRI PROGETTUALI, COMPLETAMENTO E SVILUPPO DEL POZZO.....	99
<i>Diametro del pozzo</i>	<i>99</i>
<i>Filtro</i>	<i>100</i>
<i>Dreno</i>	<i>102</i>
<i>Sigillatura del pozzo</i>	<i>106</i>
<i>Rivestimento protettivo</i>	<i>109</i>
SVILUPPO DEL POZZO.....	112
<i>Pompaggio</i>	<i>112</i>
<i>Pistonaggio</i>	<i>113</i>
<i>Aria compressa</i>	<i>114</i>
<i>Lavaggio del filtro</i>	<i>117</i>
TECNICHE DI CAMPIONAMENTO DIRETTO DELLE ACQUE SOTTERRANEE	118
ATTREZZATURA GEOPROBE.....	121
SCREEN POINT 15.....	123
SCREEN POINT SAMPLER	126
MILL-SLOTTED WELL POINT.....	128
PERMA SCREEN MONITORING WELL	130

CAMPIONAMENTO E MONITORAGGIO MEDIANTE TECNICHE MULTILIVELLO	133
CLUSTER WELLS.....	133
NESTED WELLS (FASCIO DI PIEZOMETRI).....	134
POSTAZIONI MULTILIVELLO CON PACKERS	135
<i>Waterloo Multilevel System (realizzato dal Grondwater Institute dell'Università di Waterloo).....</i>	<i>139</i>
<i>Multilevel Packer System (MLPS).....</i>	<i>141</i>
CONCLUSIONI.....	145
BIBLIOGRAFIA	146

Introduzione

L'obiettivo del presente lavoro è quello di fornire un quadro generale circa le modalità di caratterizzazione e monitoraggio di falde acquifere, illustrando le principali linee guida fornite rispettivamente dal D.M. 471/99 e dal D.Lgs 152/99.

Vengono descritte le modalità di propagazione di un inquinante in falda, distinguendo le varie caratteristiche chimico-fisiche che possono influenzare il suo trasporto e la sua diluizione all'interno di un sistema acquifero.

Si mette in evidenza come l'unico metodo di indagine diretta delle acque sotterranee sia costituito dalla realizzazione di piezometri o di pozzi di monitoraggio, che permettono di effettuare sia campionamenti delle acque di falda, sia misure dei livelli piezometrici, nonché prove di pompaggio per la determinazione della trasmissività e del coefficiente di immagazzinamento dell'acquifero.

Quindi si espongono le principali tecniche di perforazione dei pozzi di monitoraggio e di pompaggio, con i rispettivi vantaggi e svantaggi che queste possono presentare specialmente nei riguardi di possibili contaminazioni dei campioni d'acqua prelevati. Si descrivono anche i parametri progettuali necessari per una giusta installazione dei pozzi e le proprietà fisiche e chimiche dei materiali più idonei per essere utilizzati nel loro completamento, in relazione anche a possibili interazioni con gli inquinanti presenti in falda.

In ultimo vengono descritte le tecniche di campionamento diretto delle acque di falda e le tecniche multilivello, considerando, anche in questo caso, i principali vantaggi e svantaggi di tali metodi.

1. Riferimenti normativi

Il problema dei siti contaminati è relativamente recente. In Italia, infatti, solo negli anni '80 è nato un programma di censimento di siti potenzialmente inquinati, nei quali disporre interventi di bonifica. Tali provvedimenti, frutto di esperienze conseguite dalle Amministrazioni Pubbliche, hanno influenzato notevolmente la normativa nazionale. Pur tuttavia, in passato, la mancanza di opportune leggi ha portato alcuni Enti e Regioni ad operare in modo non omogeneo, in base alla realtà socio-economica dello specifico ambito regionale, nonché al numero ed alla tipologia delle aree contaminate presenti (Guercio A., Serra S., 2000).

Solamente con il D.Lgs. n. 22 del 5 febbraio 1997 (Decreto Ronchi), si è pervenuti all'individuazione delle azioni necessarie al risanamento ambientale, distinguendo tra:

- Interventi di emergenza;
- Interventi di messa in sicurezza;
- Interventi di bonifica.

1.1 Il D.M. n. 471 del 25 ottobre 1999

Attualmente, il Decreto Ministeriale che regola i criteri, le procedure e le modalità di messa in sicurezza, bonifica e ripristino ambientale dei siti contaminati è il D.M. n. 471 del 25 ottobre 1999 (Guercio A., Serra S., 2000).

In particolare, l'art. 2 di tale decreto definisce "*sito inquinato*" un sito che presenta livelli di contaminazione o alterazioni chimiche, fisiche o biologiche del suolo o del sottosuolo o delle acque superficiali o sotterranee, tali da determinare un pericolo per la salute pubblica o per l'ambiente naturale o costruito. In particolare, risulta inquinato il sito nel quale anche uno solo dei valori di concentrazione delle sostanze inquinanti risulta superiore ai valori di concentrazione limite accettabili stabiliti dal presente regolamento.

Viene definito, invece, "*sito potenzialmente inquinato*", un sito in cui, a causa di attività pregresse o in atto, esiste la possibilità che nelle varie matrici ambientali siano presenti sostanze inquinanti in concentrazioni tali da determinare pericolo per la salute pubblica o per l'ambiente naturale o costruito.

La definizione dei valori di concentrazione limite oltre i quali il sito deve ritenersi contaminato risolve il problema, sentito soprattutto in passato, della quantificazione dell'inquinamento, poiché fornisce il range di valori entro i quali sviluppare il progetto di bonifica (Guercio A., Serra S., 2000).

Per quanto riguarda le acque di falda, i valori di concentrazione limite accettabili sono definiti nell'Allegato 1 al D.M. 471/99 e vengono riportati in tabella 1. Tali limiti, a differenza di quelli del suolo, risultano essere indipendenti dalla destinazione d'uso del sito.

Numero	Sostanze	Valori limite (µg/l)
METALLI		
1	Alluminio	200
2	Antimonio	5
3	Argento	10
4	Arsenico	10
5	Berillio	4
6	Cadmio	5
7	Cobalto	50
8	Cromo totale	50
9	Cromo VI	5
10	Ferro	200
11	Mercurio	1
12	Nichel	20
13	Piombo	10
14	Rame	1000
15	Selenio	10
16	Manganese	50
17	Tallio	2
18	Zinco	3000
INQUINANTI INORGANICI		
19	Boro	1000
20	Cianuri liberi	50
21	Fluoruri	1500
22	Nitriti	500
23	Solfati (mg/litro)	250
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI		
24	Benzene	1
25	Etilbenzene	50
26	Stirene	25
27	Toluene	15
28	para-Xilene	10
POLICICLICI AROMATICI		
29	Benzo(a)antracene	0,1
30	Benzo(a)pirene	0,01
31	Benzo(b)fluorantene	0,1
32	Benzo(k)fluorantene	0,05
33	Benzo(g, h, i)perilene	0,01
34	Crisene	5
35	Dibenzo(a,b)antracene	0,01
36	Indeno(1,2,3, -c,d)pirene	0,1
37	Pirene	50
38	Sommatoria (31,32,33,36)	0,1
ALIFATICI CLORURATI CANCEROGENI		
39	Clorometano	1,5
40	Triclorometano	0,15
41	Cloruro di Vinile	0,5
42	1,2-Dicloroetano	3
43	1,1-Dicloroetilene	0,05
44	1,2-Dicloropropano	0,15
45	1,1,2-Tricloroetano	0,2
46	Tricloroetilene	1,5
47	1,2,3-Tricloropropano	0,001
48	1,1,2,2-Tetracloroetano	0,05
49	Tetracloroetilene	1,1
50	Esaclorobutadiene	0,15
51	Sommatoria organoalogenati	10

ALIFATCI CLORURATI NON CANCEROGENI		
52	1,1-Dicloroetano	810
53	1,2-Dicloroetilene	60
ALIFATCI ALOGENATI CANCEROGENI		
54	Tribromometano	0,3
55	1,2-Dibromoetano	0,001
56	Dibromoclorometano	0,13
57	Bromodiclorometano	0,17
NITROBENZENI		
58	Nitrobenzene	3,5
59	1,2-Dinitrobenzene	15
60	1,3-Dinitrobenzene	3,7
61	Cloronitrobenzeni (ognuno)	0,5
CLOROBENZENI		
62	Monoclorobenzene	40
63	1,2-Diclorobenzene	270
64	1,4-Diclorobenzene	0,5
65	1,2,4-Triclorobenzene	190
66	1,2,4,5-Tetraclorobenzene	1,8
67	Pentaclorobenzene	5
68	Esaclorobenzene	0,01
FENOLI E CLOROFENOLI		
69	2-Clorofenolo	180
70	2,4-Diclorofenolo	110
71	2,4,6-Triclorofenolo	5
72	Pentaclorofenolo	0,5
AMMINE AROMATICHE		
73	Anilina	10
74	Difenilamina	910
75	p-toluidina	0,35
FITOFARMACI		
76	Alaclor	0,1
77	Aldrin	0,03
78	Atrazina	0,3
79	alfa - esacloroetano	0,1
80	beta - esacloroetano	0,1
81	Gamma - esacloroetano	0,1
82	Clordano	0,1
83	DDD, DDT, DDE	0,1
84	Dieldrin	0,03
85	Endrin	0,1
86	Sommatoria fitofarmaci	0,5
DIOSINE E FURANI		
87	Sommatoria PCDD, PCDF (conversione TEF)	$4 \cdot 10^{-6}$
ALTRE SOSTANZE		
88	PCB	0,01
89	Acrilammide	0,1
90	n-esano	350
91	Acido para-ftalico	37000
92	Amianto (fibre A > 10 mm)	da definire

Tab. 1 – Valori di concentrazione limite accettabili nelle acque sotterranee

L'Allegato 2 del presente regolamento stabilisce invece le “procedure di riferimento per il prelievo e l'analisi dei campioni” su un sito potenzialmente inquinato.

In particolare, tutte le fasi di campionamento, di indagine e di analisi devono essere condotte su tale sito e sull'ambiente circostante da questo influenzato e devono garantire di:

- individuare le fonti che effettivamente hanno determinato la situazione di inquinamento;
- verificare l'esistenza di inquinamento di suolo, sottosuolo, materiali di riporto, acque superficiali e sotterranee, atmosfera e definire il grado e l'estensione volumetrica di tale inquinamento;
- individuare le vie di dispersione e migrazione degli inquinanti dalle fonti e rilevare la concentrazione delle sostanze inquinanti nelle diverse matrici ambientali;
- definire la ricostruzione delle caratteristiche geologiche ed idrogeologiche dell'area ed ottenere i parametri (come permeabilità degli acquiferi, caratteristiche pedologiche dei suoli, grado di saturazione in acqua, capacità di assorbimento dei suoli) necessari a condurre nel dettaglio l'analisi di rischio;
- definire le vie di esposizione di bersagli umani ed ambientali alle sostanze inquinanti;
- valutare la possibilità di trasporto eolico dei contaminanti;
- valutare la possibilità di passaggio degli inquinanti nella catena alimentare.

Per quanto riguarda le acque sotterranee, la definizione dei punti di prelievo deve essere effettuata sulla base della caratterizzazione idrogeologica

dell'area, del modello concettuale del sito e delle caratteristiche dell'acquifero che si intende campionare.

In particolare, l'Allegato 2 al D.M. 471/99, prescrive che venga realizzato un numero minimo di piezometri che consentano sia il campionamento dell'acqua di falda, sia il monitoraggio delle caratteristiche piezometriche (tabella 2).

Superficie del sito (m²)	Piezometri (n°)
50.000	almeno 4
50.000-100.000	almeno 6
100.000-250.000	almeno 8
>250.000	almeno 1 punto ogni 25.000 m ²

Tab. 2 – Numero minimo di piezometri suggeriti dall'Allegato 2 al D.M. 471/99

I piezometri devono essere realizzati a carotaggio continuo ed essere completati con materiali compatibili con i contaminanti potenzialmente presenti, inoltre devono avere filtri di apertura adeguata in corrispondenza degli acquiferi da campionare.

L'Allegato 2 al D.M. 471/99 impone, inoltre, il prelievo dei cosiddetti *campioni del fondo naturale* che sono i campioni prelevati da aree adiacenti il sito nelle quali si ha la certezza di assenza di contaminazione derivante dal sito stesso.

I campioni devono essere prelevati in tutte le matrici ambientali oggetto di indagini ed il loro numero varia in funzione delle caratteristiche generali dell'area e non dovrà comunque essere inferiore a tre per matrice. Pertanto si

precisa che almeno uno dei piezometri per ciascun acquifero considerato, debba essere installato immediatamente a monte del sito (in senso idrogeologico), in modo da permettere il prelievo del campione di fondo naturale, ed almeno uno a valle del sito (Di Molfetta A., Rajandrea S., 2002). Per quel che concerne i piezometri di monte, questi dovranno costituire il valore di riferimento delle acque sotterranee in ingresso all'area oggetto di indagine, in modo da risultare idonei a verificare le caratteristiche delle acque di falda immediatamente prima della loro eventuale contaminazione da parte dell'area in esame (Provincia di Milano, 1999).

Almeno in una fase iniziale, i piezometri dovranno essere spinti sino alla base del primo acquifero o, comunque, a profondità non inferiori ai 2/3 dello spessore dell'acquifero stesso.

In caso di falde sospese dovranno essere realizzati secondo modalità da concordarsi.

Qualora, dall'analisi dei campioni prelevati, dovesse emergere il superamento dei valori di concentrazione limite accettabili, deve essere effettuata una comunicazione al Comune, alla Provincia ed alla Regione, entro 48 ore dall'evento. Entro le successive 48 ore devono, invece, essere comunicati gli interventi di messa in sicurezza adottati.

In particolare, devono essere precisate le seguenti informazioni:

- Il soggetto responsabile dell'inquinamento, potenziale od in atto, ed il proprietario del sito;
- L'ubicazione e la stima delle dimensioni dell'area contaminata o a rischio di inquinamento;
- I fattori che rappresentano le cause dell'inquinamento;
- Le tipologie e le quantità dei contaminanti immessi o che rischiano di essere immessi nell'ambiente;

- Le matrici ambientali interessate (suolo, corpi idrici, flora, fauna);
- La stima della popolazione a rischio o le caratteristiche urbanistiche e territoriali dell'area circostante a quella potenzialmente inquinata.

Entro 30 giorni dal ricevimento di tale ultima comunicazione il Comune, o la Regione, deve verificare l'efficacia di queste azioni e stabilisce prescrizioni integrative.

Se l'autorità competente accerta una situazione di pericolo o rileva la presenza di aree con livelli di inquinamento maggiori delle concentrazioni limite accettabili, ne dà comunicazione alla Regione, alla Provincia ed al Comune, che prescrive l'esecuzione delle operazioni di messa in sicurezza e di ripristino ambientale entro le 48 ore successive alla notifica dell'ordinanza.

L'obbligo di bonifica decorre dalla concessione del contributo pubblico (secondo l'art. 17, comma 6 bis, del D.L. 22/97, è prevista, per gli interventi di bonifica di siti inquinati, un'assistenza finanziaria pubblica entro il limite massimo del 50% delle relative spese, qualora sussistano preminenti interessi pubblici connessi ad esigenze di tutela igienico-sanitaria e ambientale o occupazionali).

Tale iter deve, però, essere espletato entro sei mesi dall'entrata in vigore del regolamento, fermo restando che il soggetto interessato ha la facoltà di procedere con gli interventi anche prima della fruizione del finanziamento.

Superata la fase di identificazione dei siti contaminati, si procede con la progettazione degli interventi secondo i criteri descritti nell'Allegato 4 del D.M. 471/99 ("Criteri generali per la redazione del progetto di bonifica") (Guercio A., Serra S., 2000).

Tale progetto si articola in tre livelli di approfondimenti tecnici successivi:

- **Piano di Caratterizzazione;**

- **Progetto Preliminare;**
- **Progetto Definitivo.**

La validità e completezza del Piano di Caratterizzazione sono indispensabili alla buona qualità della progettazione; gli Allegati 2 e 4 del D.M. 471/99 contengono utili indicazioni sugli obiettivi ed i contenuti di tale piano, rimandando all'esperienza del progettista la scelta dei metodi e delle tecnologie più appropriati per raggiungere gli obiettivi preposti:

“Il Piano di Caratterizzazione descrive dettagliatamente il sito e tutte le attività che si sono svolte o che ancora si svolgono; individua le correlazioni tra le attività svolte ed il tipo, la localizzazione e l'estensione della possibile contaminazione; descrive le caratteristiche delle componenti ambientali sia all'interno del sito che nell'area da esso influenzata; descrive le condizioni necessarie alla protezione ambientale e alla tutela della salute pubblica; presenta un piano delle indagini da attuare per definire tipo, grado ed estensione dell'inquinamento”.

Secondo la normativa il Piano deve articolarsi in tre sezioni distinte:

- 1) Raccolta ed organizzazione dei dati esistenti
- 2) Caratterizzazione del sito e formulazione preliminare del Modello Concettuale
- 3) Piano di investigazione iniziale

In particolare, l'approvazione del progetto e l'autorizzazione degli interventi di bonifica, ripristino ambientale e messa in sicurezza permanente segue l'iter rappresentato in figura 1.

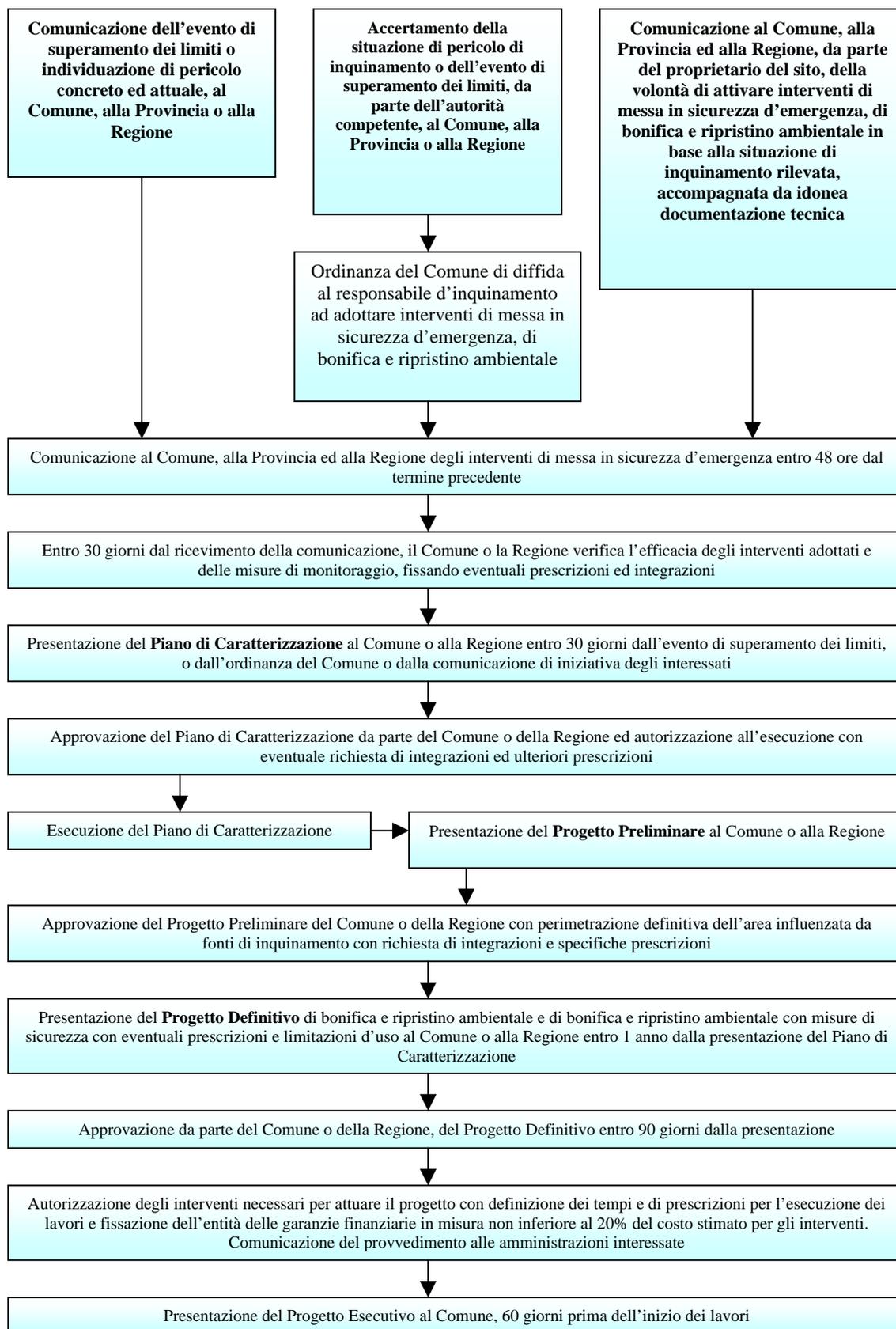


Fig. 1 – Iter per l'autorizzazione degli interventi di bonifica (da Guercio A., Serra S., 2000)

1.2 Il D.Lgs. n. 152 dell'11 maggio 1999

Uno strumento fondamentale per garantire un adeguato approvvigionamento idrico, è rappresentato da una corretta opera di monitoraggio delle risorse idriche ed, in particolare, delle acque sotterranee.

Il monitoraggio può essere sia quantitativo che qualitativo.

Il *monitoraggio quantitativo* delle acque sotterranee è basato sulla misura del livello piezometrico e della sua evoluzione nel tempo. Esso ha lo scopo di verificare la disponibilità delle risorse idriche e di studiare le direzioni del flusso idrico sotterraneo e, pertanto, di un inquinante idroveicolato.

Il *monitoraggio qualitativo* ha lo scopo di studiare le caratteristiche chimico-fisiche delle acque sotterranee, verificandone l'idoneità, sia spaziale che temporale, come fonte di approvvigionamento per diversi usi.

Il corretto dimensionamento di un'opera di monitoraggio di un centro di pericolo deve tener conto di diversi fattori:

- contesto idrogeologico;
- natura dell'attività produttiva da controllare;
- tipo del rilascio ipotizzabile;
- possibile evoluzione tridimensionale del fenomeno inquinante (Di Molfetta A., Gautero L., 1997).

Per quel che concerne il contesto legislativo, si fa riferimento al D.Lgs. 152/99, il quale fornisce indicazioni circa le operazioni di monitoraggio delle risorse idriche ed, in particolare, dei corpi idrici sotterranei.

Organizzazione del monitoraggio

Per le attività di monitoraggio e classificazione dello stato di un corpo idrico sotterraneo è necessaria una preventiva ricostruzione del modello idrogeologico, secondo le indicazioni di cui all'Allegato 3 del presente D.Lgs., in termini di:

- individuazione e parametrizzazione dei principali acquiferi;
- definizione delle modalità di alimentazione-deflusso-recapito;
- identificazione dei rapporti tra acque superficiali ed acque sotterranee;
- individuazione dei punti d'acqua (pozzi, sorgenti, emergenze);
- determinazione delle caratteristiche idrochimiche;
- identificazione delle caratteristiche di utilizzo delle acque.

Il modello idrogeologico deve essere periodicamente aggiornato sulla base delle nuove conoscenze e delle attività di monitoraggio. La rilevazione dei dati sullo stato quantitativo e chimico deve essere riferita agli acquiferi individuati. Il monitoraggio delle acque sotterranee è articolato in una fase conoscitiva iniziale ed una fase di monitoraggio a regime.

1. Fase conoscitiva

La prima caratterizzazione sommaria, propedeutica alla sotto fase successiva e utile ad una conoscenza dello stato chimico delle acque sotterranee, è finalizzata ad una analisi di inquadramento generale attraverso la ricerca di un gruppo ridotto di parametri chimici, fisici e microbiologici; ciò consente, tra l'altro, l'individuazione delle aree critiche, di quelle potenzialmente soggette a crisi e di quelle naturalmente protette.

Se si dispone di serie storiche continuative di dati, purché non antecedenti il 1996, queste possono essere utilizzate in sostituzione o ad integrazione delle analisi previste nella fase iniziale del monitoraggio.

Per la successiva sotto fase, sulla base dei risultati della caratterizzazione sommaria, nonché delle conoscenze acquisite durante tale fase sulla situazione idrogeologica e di antropizzazione del territorio, l’Autorità competente individuerà i punti d’acqua ritenuti significativi e la classificazione preliminare o comunque, su quelli di interesse locale, va eseguito il monitoraggio per la caratterizzazione dell’acquifero; oltre alle misure quantitative (livello, portata), vanno eseguite le analisi dei “parametri di base” riportati nella tabella 3.

2. Fase a regime

Il monitoraggio nella fase a regime ha come scopo l’analisi del comportamento e delle modificazioni nel tempo dei sistemi acquiferi. Sulla base dei risultati della fase conoscitiva e delle conoscenze accumulate dovrà essere individuata una rete di punti d’acqua significativi e rappresentativi delle condizioni idrogeologiche, antropiche, di inquinamento in atto, delle azioni di risanamento intraprese su cui compiere un sistematico e periodico monitoraggio chimico e quantitativo secondo i criteri indicati al punto successivo.

Il monitoraggio quantitativo va eseguito, per le acque utilizzate, dal concessionario o dal gestore, che deve rendere disponibili i dati su opportuno supporto magnetico per l’autorità preposta al controllo.

Indicatori di qualità ed analisi da effettuare

1- Fase iniziale

Misure quantitative

Il monitoraggio quantitativo ha come finalità quella di acquisire le informazioni relative ai vari acquiferi, necessarie per la definizione del bilancio idrico di un bacino. Inoltre dovrà permettere di caratterizzare i singoli acquiferi in termini di potenzialità, produttività e grado di sfruttamento. Questo tipo di rilevamento è basato sulla determinazione dei seguenti parametri fondamentali:

- livello piezometrico;
- portate delle sorgenti o emergenze naturali delle acque sotterranee.

A discrezione delle autorità competenti potranno essere monitorati altri parametri specifici, scelti in funzione della specificità dei singoli acquiferi e delle attività presenti sul territorio come ad esempio i movimenti verticali del livello del suolo. I dati desunti dalle attività di monitoraggio dovranno essere opportunamente elaborati dalle regioni al fine di definire e parametrizzare i seguenti indicatori generali, da utilizzare per la classificazione:

- morfologia della superficie piezometrica;
- escursioni piezometriche;
- variazioni delle direzioni di flusso;
- entità dei prelievi;
- variazioni delle portate delle sorgenti o emergenze naturali delle acque sotterranee;
- variazioni dello stato chimico indotto dai prelievi;

- movimenti verticali del livello del suolo connessi all'estrazione di acqua dal sottosuolo.

Misure chimiche

La fase iniziale del monitoraggio dura 24 mesi ed ha la finalità di caratterizzare l'acquifero. Il rilevamento della qualità del corpo idrico sotterraneo è basato sulla determinazione dei "parametri di base" riportati nella tabella 3. I parametri di tabella evidenziati con il simbolo (o) saranno utilizzati per la classificazione in base a quanto indicato in tabella 6.

Le autorità competenti devono analizzare i parametri addizionali relativi ad inquinanti specifici, individuati in funzione dell'uso del suolo, delle attività presenti sul territorio, in considerazione della vulnerabilità della risorsa e della tutela degli ecosistemi connessi oppure di particolari caratteristiche ambientali. Un lista di tali inquinanti con l'indicazione dei relativi valori di soglia è riportata nella tabella 7.

Temperatura (°C)	Potassio (mg/L)
Durezza totale (mg/L CaCO ₃)	Sodio (mg/L)
Conducibilità elettrica (µS/cm (20 °C)) (o)	Solfati (mg/L) come SO ₄ (o)
Bicarbonati (mg/L)	Ione ammonio (mg/L) come NH ₄ (o)
Calcio (mg/L)	Ferro (mg/L) (o)
Cloruri (mg/L) (o)	Manganese (mg/L) (o)
Magnesio (mg/L)	Nitrati (mg/L) come NO ₃ (o)

Tab. 3 – Parametri di base (con (o) sono indicati i parametri macrodescrittori utilizzati per la classificazione).

2- Fase a regime

Nella fase a regime sulla rete di monitoraggio individuata in base ai risultati della fase conoscitiva iniziale vanno proseguite le misure sui parametri di base precedentemente utilizzati. Si ritiene necessario considerare un periodo iniziale di riferimento di almeno cinque anni per poter definire le tendenze evolutive del corpo idrico.

Per le misure chimiche vanno inoltre monitorati tutti quei parametri relativi ad inquinanti inorganici o organici individuati dall'autorità preposta al controllo, in ragione delle condizioni dell'acquifero e della sua vulnerabilità, dell'uso del suolo e delle attività antropiche caratteristiche del territorio.

Misure

Per quanto riguarda gli aspetti quantitativi, su un numero ridotto di punti significativi appartenenti alle reti di monitoraggio individuate, le misure dovranno essere eseguite con cadenza mensile sui pozzi e sui piezometri. Le misure sulle sorgenti dovranno essere anche più ravvicinate in ragione dei tempi di esaurimento della sorgente stessa. Per quanto riguarda le analisi chimiche dovranno essere eseguite, sia nella fase iniziale che per quella a regime, con cadenza semestrale in corrispondenza dei periodi di massimo e minimo deflusso delle acque sotterranee.

Classificazione

Lo stato ambientale delle acque delle acque sotterranee è definito in base allo stato quantitativo e a quello chimico.

Stato quantitativo

I parametri ed i relativi valori numerici di riferimento per la classificazione quantitativa dei corpi idrici sotterranei, sono definiti dalle regioni utilizzando gli indicatori generali elaborati sulla base del monitoraggio secondo i criteri indicati dall'ANPA, in base alle caratteristiche dell'acquifero (tipologia, permeabilità, coefficienti di immagazzinamento) e del relativo sfruttamento (tendenza piezometrica o delle portate, prelievi per vari usi).

Un corpo idrico sotterraneo è in condizioni di equilibrio quando le estrazioni o le alterazioni della velocità naturale di ravvenamento sono sostenibili per lungo periodo (almeno 10 anni): sulla base delle alterazioni misurate o previste di tale equilibrio viene definito lo stato quantitativo.

Lo stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei è definito da quattro classi così caratterizzate:

Classe A	L'impatto antropico è nullo o trascurabile con condizioni di equilibrio idrogeologico. Le estrazioni di acqua o alterazioni della velocità naturale di ravvenamento sono sostenibili sul lungo periodo.
Classe B	L'impatto antropico è ridotto, vi sono moderate condizioni di disequilibrio del bilancio idrico, senza che tuttavia ciò produca una condizione di sovrasfruttamento, consentendo un uso della risorsa e sostenibile sul lungo periodo.
Classe C	Impatto antropico significativo con notevole incidenza dell'uso sulla disponibilità della risorsa evidenziata da rilevanti modificazioni agli indicatori generali sopraesposti (nella valutazione quantitativa bisogna tener conto anche degli eventuali surplus incompatibili con la presenza di importanti strutture sotterranee preesistenti).
Classe D	Impatto antropico nullo o trascurabile, ma con presenza di complessi idrogeologici con intrinseche caratteristiche di scarsa potenzialità idrica.

Tab. 4 – Stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei

Stato chimico

Le classi chimiche dei corpi idrici sotterranei sono definite secondo il seguente schema:

Classe 1	Impatto antropico nullo o trascurabile con pregiate caratteristiche idrochimiche;
Classe 2	Impatto antropico ridotto e sostenibile sul lungo periodo e con buone caratteristiche idrochimiche;
Classe 3	Impatto antropico significativo e con caratteristiche idrochimiche generalmente buone, ma con alcuni segnali di compromissione;
Classe 4	Impatto antropico rilevante con caratteristiche idrochimiche scadenti;
Classe 0	Impatto antropico nullo o trascurabile ma con particolari facies idrochimiche naturali in concentrazioni al di sopra del valore della classe 3;

(per la valutazione dell'origine endogena delle specie idrochimiche presenti dovranno essere considerate anche le caratteristiche chimico-fisiche delle acque).

Tab. 5 – Classi chimiche dei corpi idrici sotterranei

Ai fini della classificazione chimica si utilizzerà il valore medio, rilevato per ogni parametro di base o addizionale nel periodo di riferimento.

Le diverse classi qualitative vengono attribuite secondo lo schema di tabella 6, tenendo anche conto dei parametri e dei valori riportati in tabella 7.

La classificazione è determinata dal valore di concentrazione peggiore riscontrato nelle analisi dei diversi parametri di base o dei parametri addizionali.

	Unità di misura	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 0 (*)
Conducibilità elettrica	mS/cm (20°C)	< 400	< 2500	< 2500	> 2500	> 2500
Cloruri	µg/L	< 25	< 250	< 250	> 250	> 250
Manganese	µg/L	< 20	< 50	< 50	> 50	> 50
Ferro	µg/L	< 50	< 200	< 200	> 200	> 200
Nitrati	µg/L di NO ₃	< 5	< 25	< 50	> 50	
Solfati	µg/L di SO ₄	< 25	< 250	< 250	> 250	> 250
Ione ammonio	µg/L di NH ₄	< 0,05	< 0,5	< 0,5	> 0,5	> 0,5

(*) Se la presenza di tali sostanze è di origine naturale, così come appurato dalle regioni o dalle province autonome, verrà automaticamente attribuita la classe 0.

Tab. 6 – Classificazione chimica in base ai parametri di base

Inquinanti inorganici	µg/L	Inquinanti organici	µg/L
Alluminio	< 200	Composti alifatici alogenati totali	10
Antimonio	< 5	di cui:	
Argento	< 10	1,2-dicloroetano	3
Arsenico	< 10	Pesticidi totali (1)	0,5
Bario	< 2000	di cui:	
Berillio	< 4	- al drin	0,03
Boro	< 1000	- dieldrin	0,03
Cadmio	< 5	- eptacloro	0,03
Cianuri	< 50	- eptacloro epossido	0,03
Cromo tot.	< 50	Altri pesticidi individuali	0,1
Cromo VI	< 5	Acrilamide	0,1
Ferro	< 200	Benzene	1
Fluoruri	< 1500	Cloruro di vinile	0,5
Mercurio	< 1	IPA totali (2)	0,1
Nichel	< 20	Benzo (a) pirene	0,01
Nitriti	< 500		
Piombo	< 10		
Rame	< 1000		
Selenio	< 10		
Zinco	< 3000		

(1) in questo parametro sono compresi tutti i composti organici usati come biocidi (erbicidi, insetticidi, fungicidi, acaricidi, algicidi, nematocidi ecc.);

(2) si intendono in questa classe i seguenti composti specifici:

benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene, benzo(ghi)perilene, indeno(1,2,3-cd)pirene.

Tab. 7 – Parametri addizionali

Se la presenza di inquinanti inorganici in concentrazioni superiori a quelle di tabella 7 è di origine naturale verrà attribuita la classe 0 per la quale, di norma, non vengono previsti interventi di risanamento.

La presenza di inquinanti organici o inorganici con concentrazioni superiori a quelli del valore riportato nella tabella 7 determina la classificazione in classe 4. Se gli inquinanti di tabella 7 non sono presenti o vengono rilevate concentrazioni al di sotto della soglia di rilevabilità indicata dai metodi analitici, il corpo idrico è classificato a seconda dei risultati relativi ai parametri di tabella 6.

Tranne nel caso della presenza naturale di sostanze inorganiche, il ritrovamento di questi inquinanti in concentrazioni significative vicine alla soglia indicata è comunque un segnale negativo di rischio per gli acquiferi interessati. Nei piani di tutela, devono quindi essere comunque adottate misure atte a prevenire un ulteriore peggioramento e a rimuovere le cause di rischio. Devono inoltre essere considerati gli effetti della eventuale interconnessione delle acque sotterranee con corpi idrici superficiali di particolare pregio il cui obiettivo ambientale, a causa della persistenza e dei processi di bioaccumulo di alcuni inquinanti, prevede, per questi, valori di concentrazione più cautelativi.

Stato ambientale delle acque sotterranee

In base alle conoscenze prodotte attraverso le attività di cui sopra e per confronto con le classi di qualità della risorsa definite con le tabelle 6 e 7, verranno quindi classificati i singoli corpi idrici sotterranei in base al loro stato ambientale. La sovrapposizione delle classi chimiche (classi 1, 2, 3, 4, 0) e quantitative (classi A, B, C, D) definisce lo stato ambientale del corpo idrico

sotterraneo così come indicato nella tabella 8 e permette di classificare i corpi idrici sotterranei.

Stato elevato	Stato buono	Stato sufficiente	Stato scadente	Stato particolare
1 – A	1 – B	3 – A	1 – C	0 – A
	2 – A	3 – B	2 – C	0 – B
	2 – B		3 – C	0 – C
			4 – C	0 – D
			4 – A	1 – D
			4 – B	2 – D
				3 – D
				4 – D

Tab. 8 – Stato ambientale (quali-quantitativo) dei corpi idrici sotterranei

In assenza di serie storiche significative di dati dal punto di vista quantitativo, in una prima fase la classificazione sarà basata sullo stato chimico delle risorse, ipotizzando, per la parte quantitativa, una classe C.

Qualora i corpi acquiferi individuati presentino al loro interno differenti condizioni dello stato, si può procedere ad un'ulteriore suddivisione che individui porzioni omogenee o aree discrete a differente stato di qualità sempre sulla base di quanto indicato in tabella 8.

La Regione procede alla classificazione cartografica ed alla zonazione dei singoli corpi idrici sotterranei in base al rispettivo “stato”. Sempre in base alla suddetta classificazione verranno pianificate le eventuali azioni di risanamento da adottare. Per quanto riguarda gli acquiferi che hanno uno stato naturale particolare pur non dovendo prevedere specifiche azioni di risanamento, deve comunque essere evitato un peggioramento dello stato chimico o un ulteriore impoverimento quantitativo. Tale classificazione ha carattere temporaneo; dovrà essere progressivamente e periodicamente

riaggiornata in base al raggiungimento degli obiettivi verificato tramite le attività di monitoraggio previste sopra.

Tale azione di monitoraggio, fa riferimento ad una fase conoscitiva dell'acquifero, così come riportata nell'Allegato 3, punto 2 del presente D.Lgs.:

Acquisizione delle conoscenze disponibili

La fase conoscitiva ha come scopo principale la caratterizzazione qualitativa degli acquiferi. Deve avere come risultato:

- definire lo stato attuale delle conoscenze relative agli aspetti quantitativi e qualitativi delle acque sotterranee;
- costituire una banca dati informatizzata dei dati idrogeologici ed idrochimici;
- localizzare i punti d'acqua sotterranea potenzialmente disponibili per le misure;
- ricostruire il modello idrogeologico, con particolare riferimento ai rapporti di eventuale intercomunicazione tra i diversi acquiferi e tra le acque superficiali e le acque sotterranee.

Le informazioni da raccogliere devono essere relative ai seguenti elementi:

- studi precedentemente condotti (idrogeologici, geotecnici, geofisici, geomorfologici, ecc.) con relativi eventuali elaborati cartografici (carte geologiche, sezioni idrogeologiche, piezometrie, carte idrochimiche, ecc.);

- dati relativi a pozzi e piezometri, quali: ubicazione, stratigrafie, utilizzatore (pubblico o privato), stato di attività (attivo, in disuso, cementato);
- dati relativi alle sorgenti quali: ubicazione, portata, utilizzatore (pubblico o privato), stato di attività (attiva, in disuso, ecc.);
- dati relativi ai valori piezometrici;
- dati relativi al regime delle portate delle sorgenti;
- dati esistenti riguardanti accertamenti analitici sulla qualità delle acque relative a sorgenti, pozzi e piezometri esistenti;
- reticoli di monitoraggio esistenti delle acque sotterranee.

Devono essere inoltre considerati tutti quegli elementi addizionali suggeriti dalle condizioni locali di insediamento antropico o da particolari situazioni geologiche e geochemiche, nonché della vulnerabilità e rischio della risorsa. Dovranno inoltre essere valutate, se esistenti, le indagini relative alle biocenosi degli ambienti sotterranei. Le azioni conoscitive devono essere accompagnate da tutte quelle iniziative necessarie ad acquisire tutte le informazioni e le documentazioni in materia, presenti presso gli enti che ne dispongono, i quali ne dovranno garantire l'accesso. Sulla base delle informazioni raccolte, delle conoscenze a scala generale e degli studi precedenti, verrà ricostruita la geometria dei principali corpi acquiferi presenti evidenziando la reciproca eventuale intercomunicazione, compresa quella con le acque superficiali, la parametrizzazione (laddove disponibile) e le caratteristiche idrochimiche e, dove presenti, quelle biologiche. La caratterizzazione degli acquiferi sarà revisionata sulla base dei risultati della gestione della rete di monitoraggio effettuato in base alle indicazioni riportate all'Allegato 1. La ricostruzione idrogeologica preliminare dovrà quindi permettere la formulazione di un primo modello concettuale, intendendo, con

questo termine, una schematizzazione idrogeologica semplificata del sottosuolo ed una prima parametrizzazione degli acquiferi. In pratica devono essere qui riassunte le proprietà geologiche, le caratteristiche idrogeologiche del sistema, con particolare riferimento ai meccanismi di ricarica degli acquiferi ed ai rapporti tra le falde, i rapporti esistenti tra acque superficiali e acque sotterranee, nonché alle caratteristiche qualitative delle acque sotterranee. I dati così raccolti dovranno avere un dettaglio rappresentabile significativamente almeno alla scala 1:100.000.

Archivio anagrafico dei punti d'acqua

Deve essere istituito un catasto anagrafico debitamente codificato al fine di disporre di un data-base aggiornato dei punti d'acqua esistenti (pozzi, piezometri, sorgenti e altre emergenze della falda, come fontanili, ecc.) e dei nuovi punti realizzati. A ciascun punto d'acqua dovrà essere assegnato un numero di codice univoco stabilito in base alle modalità di codifica fornite dall'ANPA. Per quanto riguarda le sorgenti, andranno codificate tutte quelle utilizzate e comunque quelle che presentano una portata media superiore a 10 l/s e quelle di particolare interesse ambientale. Per le nuove opere è fatto obbligo all'Ente competente di verificare, all'atto della domanda di ricerca e sfruttamento della risorsa idrica sotterranea, l'avvenuta assegnazione del codice.

Tutte le opere codificate dovranno quindi essere provviste in loco di apposita targhetta inamovibile ed inalterabile, che riporti l'intero codice, la quota topografica (m s.l.m.) ed eventualmente il punto di riferimento. In assenza di tale codice i rapporti di prova relativi alla qualità delle acque, non potranno essere accettati dalla Pubblica Amministrazione.

Inoltre per ciascun punto d'acqua dovrà essere predisposta una scheda informatizzata che contenga i dati relativi alle caratteristiche geografiche, anagrafiche, idrogeologiche, strutturali, idrauliche e funzionali derivate dalle analisi conoscitive di cui al punto precedente.

Le schede relative ai singoli punti d'acqua, assieme alle analisi conoscitive di cui al punto precedente ed a quelle che potranno essere raccolte per ciascun punto d'acqua dovranno contenere, inoltre, le informazioni relative a:

- a) le caratteristiche chimico-fisiche dei singoli complessi idrogeologici e del loro grado di sfruttamento, utilizzando i dati a vario titolo in possesso dei vari Enti (analisi chimiche effettuate dai laboratori pubblici, autodenunce del sollevato etc.) nonché stime delle direzioni e delle velocità di scambio dell'acqua fra il corpo idrico sotterraneo ed i sistemi superficiali connessi.
- b) l'impatto esercitato dalle attività umane sullo stato delle acque sotterranee all'interno di ciascun complesso idrogeologico.

Tale esame dovrà riguardare i seguenti aspetti:

1. stima dell'inquinamento da fonte puntuale;
2. stima dell'inquinamento da fonte diffusa;
3. dati derivanti dalle misure relative all'estrazione delle acque;
4. stima del ravvenamento artificiale;
5. analisi delle altre incidenze antropiche sullo stato delle acque.

2. Perimetrazione del sito contaminato e Piano di caratterizzazione

2.1 Perimetrazione del sito ed attività preliminari

Tale attività risulta essere finalizzata ad individuare e delimitare in modo univoco l'area di interesse, sulla quale dovranno essere condotte le successive fasi di caratterizzazione e bonifica (Provincia di Milano, 1999).

In particolare, in questa fase dovranno essere attuate le seguenti attività:

- *Raccolta dei dati e delle informazioni disponibili*: planimetrie di dettaglio e cartografia storica illustrativa delle destinazioni d'uso dei siti; rilievi aereofotogrammetrici e rilievi aerei pregressi; utilizzo di CTR (scala 1:10.000), stralcio cartografia del PRG e certificazione d'uso delle aree in esame, cartografia catastale, cartografia di dettaglio
- *Individuazione di eventuali sotto-aree omogenee*, mediante sovrapposizione cartografica (carte storiche, idrologiche, topografiche e/o geomorfologiche) di informazioni "omogenee";
- *Progettazione e realizzazione di possibili interventi di emergenza* (secondo quanto previsto dall'art. 17 del D.Lgs. 22/97);
- *Organizzazione di un sistema informativo georeferenziato (GIS)*.

La raccolta dei dati e delle informazioni disponibili permette di effettuare:

- L'inquadrimento generale del sito;
- Il censimento dei dati ambientali;
- L'analisi dei cicli lavorativi attuali e pregressi;

- La definizione del modello concettuale geologico ed idrogeologico del sito (Provincia di Milano, 1999).

2.1.1 Definizione preliminare del modello concettuale idrogeologico del sottosuolo

Tale fase risulta di fondamentale importanza al fine di dimensionare ed impostare correttamente il successivo piano delle indagini per la caratterizzazione dello stato di contaminazione delle acque sotterranee.

Previa verifica della presenza o dell'assenza di strutture acquifere nel sottosuolo, sulla base dei dati raccolti, dovrà essere effettuata una prima ricostruzione della struttura idrogeologica dell'area considerata, al fine di definire la geometria degli acquiferi, i rapporti tra gli stessi, la loro vulnerabilità, la direzione prevalente del flusso idrico sotterraneo delle singole falde, i rapporti fiumi/falda (Provincia di Milano, 1999).

La ricostruzione idrogeologica preliminare dovrà quindi permettere una prima parametrizzazione degli acquiferi e la formulazione di un primo modello concettuale, ovvero una schematizzazione idrogeologica del sottosuolo, con particolare riferimento ai meccanismi di ricarica degli acquiferi ed ai rapporti tra le falde superficiali e quelle profonde, nonché ai livelli di contaminazione delle acque sotterranee.

In particolare si tratta di definire la seguente serie di caratteristiche:

- Presenza di corpi acquiferi;
- Rapporti esistenti tra i diversi acquiferi;
- Direzioni principali di flusso idrico sotterraneo;
- Eventuali rapporti con i corpi idrici superficiali;
- Tipo di utilizzo dei diversi acquiferi;

- Sensibilità degli acquiferi a fenomeni di contaminazione;
- Potenzialità degli acquiferi (Provincia di Milano, 1999).

La ricostruzione del modello concettuale, unitamente alle informazioni desunte dalle stratigrafie dei pozzi, permette di individuare i punti di captazione (pozzi) o di monitoraggio (piezometri) esistenti nell'area in esame (Provincia di Milano, 2000).

In caso di presenza di falde sospese, dovrà, infine, essere posta particolare attenzione:

- Alla definizione della loro estensione;
- Alla dinamica di alimentazione e di drenanza;
- Alla stagionalità e descrizione del vettore di moto delle acque.

In tal modo sarà possibile pervenire ad una identificazione di dettaglio di fenomeni ad opera delle falde sospese quali eventuali dilavamenti dei contaminanti contenuti negli strati di terreno e loro trasferimento in profondità e/o verso falde più profonde (Provincia di Milano, 2000).

2.2 Piano di caratterizzazione del sito

2.2.1 Pianificazione ed esecuzione di indagini indirette

Nel caso in cui i dati raccolti non permettano di disporre di una ricostruzione certa sia delle caratteristiche stratigrafiche del sottosuolo, sia dell'ubicazione dei centri di pericolo connessi alle attività antropiche, a completamento, o

integrazione dei dati disponibili, dovranno essere eseguite indagini di tipo indiretto, finalizzate a:

1. Ricostruzione di dettaglio della stratigrafia del sottosuolo, con particolare riferimento alla continuità dei livelli meno permeabili;
2. Validazione del modello concettuale del sottosuolo con particolare riferimento alla geometria degli acquiferi;
3. Delimitazione, nelle tre dimensioni, delle aree di interrimento dei rifiuti;
4. Individuazione delle aree, con rappresentazione grafica delle stesse su scala idonea, a più alto potenziale di contaminazione con particolare riferimento a composti volatili.

I risultati di tali indagini dovranno essere utilizzati come base di lavoro per l'impostazione del piano di indagini dirette (Provincia di Milano, 1999).

2.2.2 Pianificazione ed esecuzione di indagini dirette

In base alle elaborazioni disponibili dalle attività precedenti, dovranno essere progettate le campagne di indagine dirette ed indirette, finalizzate a:

1. Definizione del modello concettuale definitivo del sottosuolo (geometria degli acquiferi e loro parametrizzazione);
2. Definizione della direzione del flusso idrico sotterraneo;
3. Caratterizzazione chimica delle varie matrici ambientali considerate (suolo, sottosuolo, acque superficiali, acque sotterranee);
4. Distribuzione spaziale della contaminazione;

5. Stime dei volumi coinvolti nella contaminazione;
6. Stima della massa di contaminante presente;
7. Raccolta di tutte le informazioni utili per indirizzare i successivi interventi sui terreni e sulle acque di falda (Provincia di Milano, 1999).

2.2.3 Ubicazione dei punti di indagine delle acque di falda

Il campionamento delle acque sotterranee deve fornire informazioni sullo stato di contaminazione delle falde acquifere, in relazione alla qualità delle stesse, immediatamente a monte, all'interno ed a valle del sito in esame.

La proposta di indagine relativamente alle acque di falda dovrà prevedere una serie di piezometri che risultino coerenti, in numero, localizzazione e profondità, con il modello concettuale del sottosuolo ricostruito nell'ambito del Piano di Caratterizzazione.

Essi dovranno essere realizzati in modo da permettere di ricavare:

- dati significativi rappresentativi e dettagliati circa il livello di falda e le sue oscillazioni;
- l'andamento della superficie piezometrica;
- la direzione del flusso idrico sotterraneo;
- il contributo di contaminazione delle acque sotterranee;
- il gradiente idrochimico ed idraulico verticale.

Al fine di validare il modello concettuale del sottosuolo, si dovrà valutare la possibilità di realizzare almeno una serie di piezometri filtranti diversi livelli di acquifero, in modo da verificare la sussistenza di un gradiente idrochimico e/o idraulico verticale.

Allo stesso scopo potrà risultare utile procedere alla realizzazione di campioni di acque di falda a diverse profondità, in fase di avanzamento delle perforazioni.

Se dai dati disponibili, o via via raccolti, dovessero emergere elementi tali da evidenziare la possibilità di contaminazione anche delle falde più profonde, si dovranno realizzare dei piezometri di controllo anche su queste ultime, in modo da poterne valutare il loro stato di qualità.

Inoltre, qualora dall'esame dei dati relativi alle indagini indirette e alla caratterizzazione chimica del terreno non saturo, emergano situazioni di particolare gravità di contaminazione, dovranno essere realizzati piezometri di controllo locali, al fine di valutare l'impatto del singolo focolaio sulla qualità delle acque sotterranee.

Pertanto, la realizzazione di una prima serie di piezometri, per la quale si dovranno prendere come riferimento le linee guida fornite dall'Allegato 2 del D.M. 471/99 e riportate in tabella 2, dovrà essere condotta in più fasi successive. Infatti, dopo la realizzazione dei primi, che permetteranno di fornire un inquadramento a scala generale ed una validazione del modello concettuale preliminare, si potranno realizzare gli altri piezometri che permetteranno di raggiungere un quadro di dettaglio.

Inoltre bisogna sottolineare che esistono diverse strategie per selezionare i punti di indagine:

- *Campionamento soggettivo basato sul modello concettuale preliminare (judgemental sampling)*: la scelta del numero e della distribuzione dei campioni è basata sulla conoscenza del sito oggetto di indagine, che ha consentito di formulare un modello concettuale preliminare, nonché sul giudizio professionale. Tale criterio può essere utilizzato sia come tecnica di campionamento vera e propria, sia come primo step in un piano di

campionamento più complesso. La sua efficacia si rivela soprattutto nel caso in cui sia elevato il livello di conoscenza sul sito in esame; presenta, invece, difficoltà quando applicato in situazioni complesse, o dove esistono scarse informazioni storiche su fatti pregressi (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

- *Campionamento sistematico o su griglia regolare (systematic and regular grid sampling)*: fissata casualmente la posizione del primo foro di sondaggio, si procede individuando sul sito in esame una maglia regolarmente distribuita (figura 2). Una semplice indicazione per l'individuazione di una maglia di campionamento quadrata sul sito, consiste nella ricerca della distanza tra due linee successive della griglia. Tale distanza può, ad esempio, essere calcolata come:

$$G = \sqrt{A/n}$$

nella quale: G è la distanza cercata, A è l'area del sito in esame, n è il numero di campioni da prelevare (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

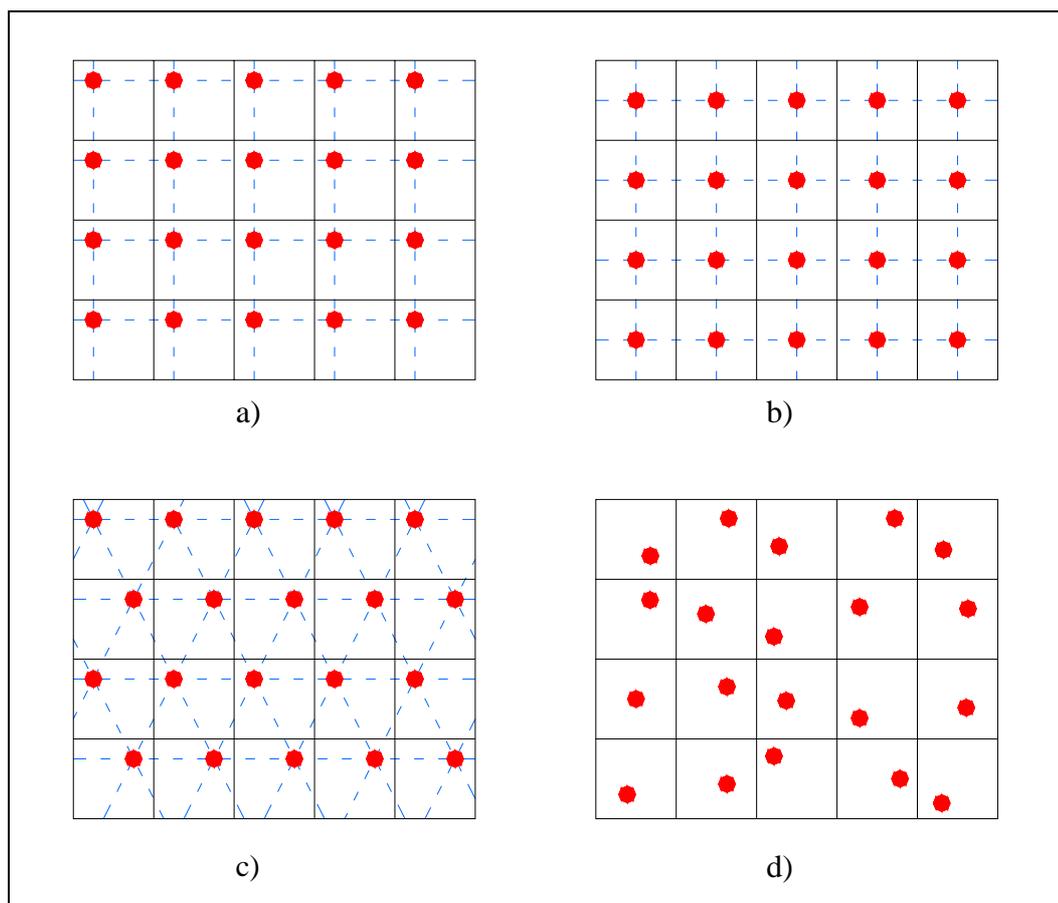


Fig. 2 – Varie configurazioni di campionamento sistematico: a) griglia quadrata allineata; b) griglia quadrata centrata; c) griglia triangolare; d) griglia non allineata.

- *Campionamento casuale semplice (simple random sampling)*: l'ubicazione dei punti di campionamento viene determinata mediante l'estrazione casuale di numeri da una lista. Tale metodo si rivela particolarmente adatto nei casi in cui la popolazione di interesse sia relativamente omogenea e possano essere esclusi punti ad elevata criticità (hot spots) (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

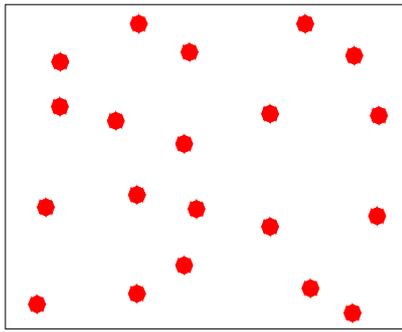


Fig. 3 – Campionamento casuale semplice

- *Campionamento stratificato (stratified sampling)*: le unità di campionamento, ovvero il numero e la posizione dei campioni, vengono determinate dopo aver suddiviso la popolazione indagata in strati che non si sovrappongono o in sub-popolazioni che si ritiene siano caratterizzate da una maggiore omogeneità. Un pregio del procedimento consiste nella strutturazione che esso introduce nell'indagine. Aspetti della strutturazione sono: la garanzia che il campionamento avvenga in zone omogenee e la riduzione delle variabili contemporaneamente esaminate. Tuttavia, la complessità di molti casi operativi non consente di realizzare la classificazione necessaria all'applicazione di uno *stratified sampling* che garantisca di individuare strati distinti e separati (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

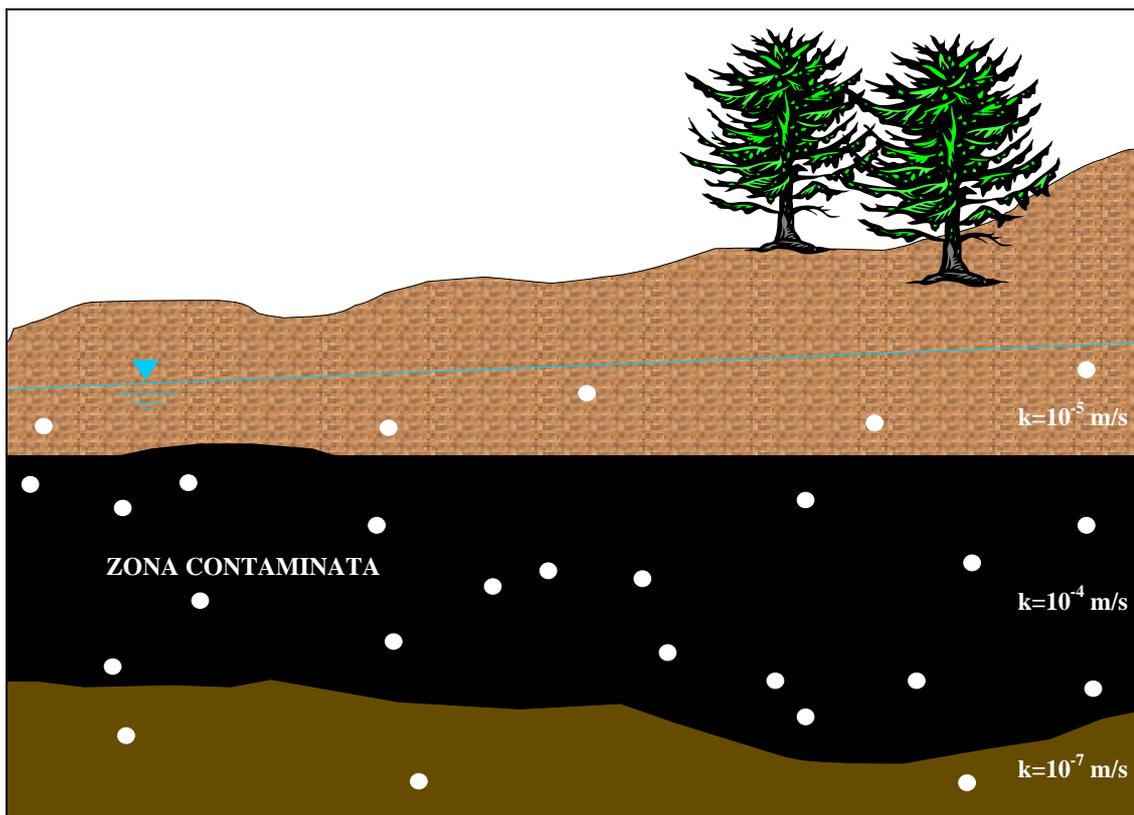


Fig. 4 – Campionamento stratificato in base alla conducibilità idraulica del sistema acquifero

- *Campionamento combinato (Ranked set sampling)*: combina il campionamento casuale semplice con le conoscenze ed il giudizio degli esperti, accrescendo la possibilità di selezionare campioni rappresentativi del fenomeno e riducendo il numero di campioni prelevati ed esaminati con metodi costosi, a vantaggio di campioni esaminati in situ con strumenti portatili e a bassi costi. Il primo step di applicazione consiste nell'isolare, sulla base del random sampling, m unità di campionamento prelevando ed esaminando, con procedure speditive, r campioni per unità selezionata. Gli r campioni vengono poi suddivisi in classi in base alla concentrazione. Selezionata una classe per ogni unità, sono effettuate misure di precisione sul campione individuato al fine di stimare i parametri della popolazione da cui proviene (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

- *Campionamento a cluster adattativo (adaptive cluster sampling)*: a differenza del precedente metodo, è un sistema efficace ed economico per delineare la posizione dei plume di inquinamento in un sito di interesse. Ad esempio, sulla base dei risultati di un random sampling nel quale la dimensione del campione sia fissata, per ottenere con un certo margine di confidenza il valor medio della concentrazione di un determinato inquinante in un sito, l'adaptive cluster sampling prevede, in tornate di analisi successive, di meglio definire i valori di concentrazione che superino una prefissata soglia (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

- *Campionamento composito (composite sampling)*: consiste nel combinare fisicamente diversi volumi di materiale campionato al fine di costruire un solo campione omogeneo. Tale metodo, che può essere usato solo nel caso in cui non si prevedano distorsioni delle misure (ad esempio perdita delle frazioni volatili di un inquinante) per effetto della miscelazione dei campioni, è consigliabile nei casi in cui i costi di analisi siano estremamente elevati se paragonati a quelli di campionamento. Questo metodo, che comporta la perdita delle informazioni relative alla distribuzione spaziale della proprietà campionata, è utilizzabile nel caso in cui tale informazione non sia richiesta dall'analisi che si sta conducendo (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

In particolare, nella fase di campionamento delle acque sotterranee, si dovranno adottare i seguenti accorgimenti:

- la georeferenziazione dei pozzetti di monitoraggio delle acque sotterranee deve essere effettuata con la precisione di un metro per le coordinate x e y

e di un centimetro per la quota, per ogni piezometro dovrà essere esplicitamente indicato l'intervallo di profondità della porzione filtrante;

- l'installazione del fondo del piezometro deve raggiungere il substrato impermeabile e intestarvisi per almeno 30 cm, mentre la quota di posizionamento del tubo cieco e della porzione filtrante sarà stabilita in funzione dei risultati della perforazione. La porzione filtrante deve permettere di filtrare tutta la zona satura estendendosi parzialmente, comunque, nella zona insatura in considerazione dell'entità delle fluttuazioni del livello piezometrico;
- il tubo cieco sarà costituito in materiale compatibile con i composti da campionare con diametro nominale pari ad almeno 70 millimetri (diametro interno);
- il tubo-filtro sarà costituito in materiale compatibile con i composti da campionare con diametro nominale pari ad almeno 70 millimetri (diametro interno) e aperture definite in funzione della granulometria effettiva dell'acquifero da filtrare;
- eseguire la chiusura del fondo del tubo piezometrico mediante fondello cieco impermeabile.
- la giunzione dei tubi di assemblaggio del piezometro deve essere realizzata evitando di forzare l'avvitamento dei manicotti filettati e di storcere le estremità dei tubi, per garantire il passaggio degli strumenti di campionamento delle acque e degli strumenti di lettura dei livelli piezometrici;
- a seguito dell'installazione, verificare l'assenza di ostruzioni o comunque di impedimenti al passaggio degli strumenti, inserendo per tutta la lunghezza del piezometro gli strumenti stessi o strumenti testimone di dimensioni comparabili;

- riempire l'intercapedine perforo-tubazione in corrispondenza dei tratti filtrati con un dreno costituito da ghiaietto siliceo uniforme; il diametro del dreno sarà stabilito in corso d'opera sulla base della granulometria effettiva dell'acquifero da filtrare;
- continuare la costruzione dell'intercapedine immettendo sabbia per uno spessore di 0,2 metri al di sopra del dreno seguita dal tappo impermeabile di bentonite per lo spessore di 0,5 metri e procedere successivamente al riempimento dell'intercapedine fino alla superficie con miscela di cemento e bentonite;
- chiudere con un tappo il tubo di rivestimento che fuoriesce dal piano campagna;
- realizzare per i piezometri opportune protezioni di superficie subito dopo la posa in opera;
- realizzare una testa pozzo di protezione fornita di coperchio carrabile e munita di chiusura a chiave (lucchetto). La testa del pozzo non deve essere lubrificata;
- apporre sul coperchio del chiusino una targhetta riportante la quota della testa del tubo piezometrico espressa in m.s.l.m. con precisione centimetrica;
- marcare in modo indelebile sulle tubazioni, sul pozzetto e su un segnale fissato in vicinanza il numero identificativo del piezometro e la quota della testa tubo espressa in m.s.l.m. con precisione centimetrica ;
- procedere allo spurgo del piezometro (Città di Venezia, 2001).

Nella scelta dei sistemi di prelievo si devono prendere in considerazione due aspetti fondamentali:

- il grado di contaminazione indotta dal sistema di prelievo e la possibilità di sottoporlo a procedure di decontaminazione;
- il livello di compromissione dell'integrità del campione prelevato, come il riscaldamento o l'aerazione del campione, la diminuzione della pressione del sistema, con conseguente perdita di frazioni volatili, variazioni della pressione parziale di anidride carbonica con variazioni del pH e precipitazioni o ridissoluzioni di sali o composti colloidali.
- la capacità di spurgare la frazione d'acqua stagnante nel pozzo, non rappresentativa dello stato dell'acquifero.

Il flusso del sistema di prelievo deve essere tale da consentire il prelievo di volumi sufficienti di campione, minimizzando, però, la risospensione di particolato o colloidali che potrebbero alterare le misure chimiche.

3. Sorgenti dell'inquinamento e proprietà fisiche degli inquinanti

Le acque sotterranee contengono sempre una certa quantità di sostanze disciolte, hanno caratteristiche fisiche peculiari (temperatura, gusto, odore, ecc.) e talvolta contengono microrganismi. La qualità naturale dell'acqua sotterranea dipende dalle caratteristiche del sistema idrogeologico contenitore, dal tipo e dalla velocità di flusso e dalla sua origine prima. Durante il flusso, vari processi chimici, fisici e biologici cambiano le sue qualità originarie per

interazioni con il suolo, le rocce e gli eventuali altri componenti del sistema. Le più evidenti variazioni delle caratteristiche delle acque sono, direttamente o indirettamente, collegate all'attività antropica che peggiora, nella maggior parte dei casi, la qualità delle acque o, al limite, genera il loro inquinamento (Civita M., 1994).

L'esigenza di fornire approfondimenti sulle tematiche riguardanti la definizione dello stato qualitativo delle acque e delle modalità di propagazione dei contaminanti, costituisce, in un sito contaminato, un elemento conoscitivo fondamentale rispetto a qualsiasi attività di bonifica dei terreni e presuppone la conoscenza approfondita delle caratteristiche idrogeologiche del sito e dei relativi meccanismi di contaminazione delle acque di falda.

È necessario sottolineare che la progettazione delle attività di indagine dello stato qualitativo delle acque sotterranee e degli interventi di disinquinamento deve essere svolta in base alla pericolosità e tossicità delle sostanze presenti nel suolo e rintracciate in falda, alla loro concentrazione, alla loro possibilità di attenuazione naturale, nonché al grado di vulnerabilità all'inquinamento delle risorse idriche sotterranee e all'esistenza, nell'intorno del sito, di recettori umani ed ambientali a rischio, prestando particolare attenzione alla presenza di pozzi e zone di riserva per l'approvvigionamento idropotabile (Provincia di Milano, 2000).

Nel sottosuolo la contaminazione evolve con la progressiva occupazione degli spazi interstiziali del terreno e con lo sviluppo dei fenomeni di adsorbimento-desorbimento dell'inquinante, in funzione dell'affinità chimica, delle caratteristiche della superficie di contatto e con la degradazione operata dai microrganismi (AA.VV., 1994).

Se il volume dell'inquinante disperso è inferiore alla capacità di ritenzione del terreno, l'inquinante viene totalmente assorbito; in caso contrario,

L'inquinante prosegue la migrazione verticale fino ad incontrare una barriera fisica, impermeabile (es. strati di argilla) e arriva all'eventuale falda con conseguente contaminazione della stessa. La contaminazione può ulteriormente evolvere ed interessare le falde sottostanti in presenza di opere idrauliche non correttamente attuate o in caso di barriera fisica discontinua (AA.VV., 1994).

Le principali fonti di inquinamento possibili sono:

Fonti diffuse:

- Piogge acide;
- Ricadute di contaminanti al suolo (fall-out);
- Impiego di prodotti chimici in agricoltura;
- Spandimento di fanghi.

Fonti puntiformi:

- Solidi ammassati sul suolo, quali il deposito temporaneo non corretto di materie prime/prodotti finiti/rifiuti e la discarica non controllata di rifiuti solidi;
- Solidi ammassati nel sottosuolo, quali l'interramento non controllato di rifiuti;
- Liquidi sversati sul suolo a seguito, per esempio, di spandimento incontrollato, tracimazione accidentale da serbatoi fuori terra e rottura accidentale di serbatoi fissi e mobili fuori terra.
- Liquidi sversati nel sottosuolo, a seguito di rottura accidentale di sistemi di contenimento (serbatoi, condotte, fognature, ecc.) e

dispersione di rifiuti liquidi e di acque contaminate tramite opere appositamente realizzate.

La propagazione nell'ambiente di un contaminante si verifica, pertanto, attraverso meccanismi specifici correlati alle caratteristiche chimico-fisiche del sistema tramite percorsi ambientali che determinano il trasferimento dell'inquinante sino ai recettori ultimi della contaminazione (Tabella 9) (AA.VV., 1994).

		Emissione di aeriformi		Dispersione di solidi		Dilavamento		Infiltrazione	Scorrimento superficiale
		Atmosfera	Aria interstiziale	Aria	Acque superficiali	Acque superficiali	Acque sotterranee	Acque sotterranee	Acque superficiali
SORGENTI DI INQUINAMENTO	Solidi ammassati sul suolo	●		●	●	●	●		
	Solidi ammassati nel sottosuolo		●				●		
	Liquidi dispersi sul suolo	●				●	●	●	●
	Liquidi dispersi nel sottosuolo		●				●	●	

Tab. 9 – Meccanismi di propagazione degli inquinanti nell'ambiente (da Manuale UNICHIM n.175, modificata)

La distribuzione di un contaminante in falda è causata da una serie di fattori, i più importanti dei quali dipendono da:

- natura del contaminante (densità, miscibilità con l'acqua di falda, viscosità);
- caratteristiche dell'acquifero (conducibilità idraulica, porosità, grado di eterogeneità);

- natura del rilascio (geometria della sorgente o delle sorgenti inquinanti, immissione impulsiva oppure continua);
- instaurarsi di fenomeni di biodegradazione (Di Molfetta A., Rajandrea S., 2002).

In particolare, le principali proprietà e caratteristiche dei contaminanti, che ne controllano sia lo spostamento che il potenziale di impatto sulle acque sotterranee, sono: densità, viscosità, conducibilità idraulica, solubilità, volatilità e persistenza.

3.1 Densità

La densità è la massa per unità di volume di una sostanza. Essa varia in modo inversamente proporzionale alla temperatura.

Un fluido inquinante a bassa densità può rimanere nella parte più alta della zona satura, mentre un fluido a densità elevata tende ad affondare nell'acquifero.

Una volta che l'inquinante entra nel sistema, il suo movimento nella zona di saturazione avviene in funzione della sua densità: in condizioni ideali (acquifero omogeneo ed isotropo) l'inquinante inizia a disperdersi formando un pennacchio ellittico. In una formazione geologica uniforme, ad inquinanti più densi, corrispondono migrazioni verso il basso più evidenti e velocità più lente rispetto al flusso idrico sotterraneo (Civita M., 1994).

In base a tale parametro viene effettuata una classificazione dei composti non miscibili con l'acqua (NAPL: Non Aqueous Phase Liquids) in:

- LNAPL (Light NAPL): sono caratterizzati da una densità minore dell'acqua e, quindi, tendono a galleggiare sulla tavola d'acqua (figura 5). Essi comprendono benzine ed oli.

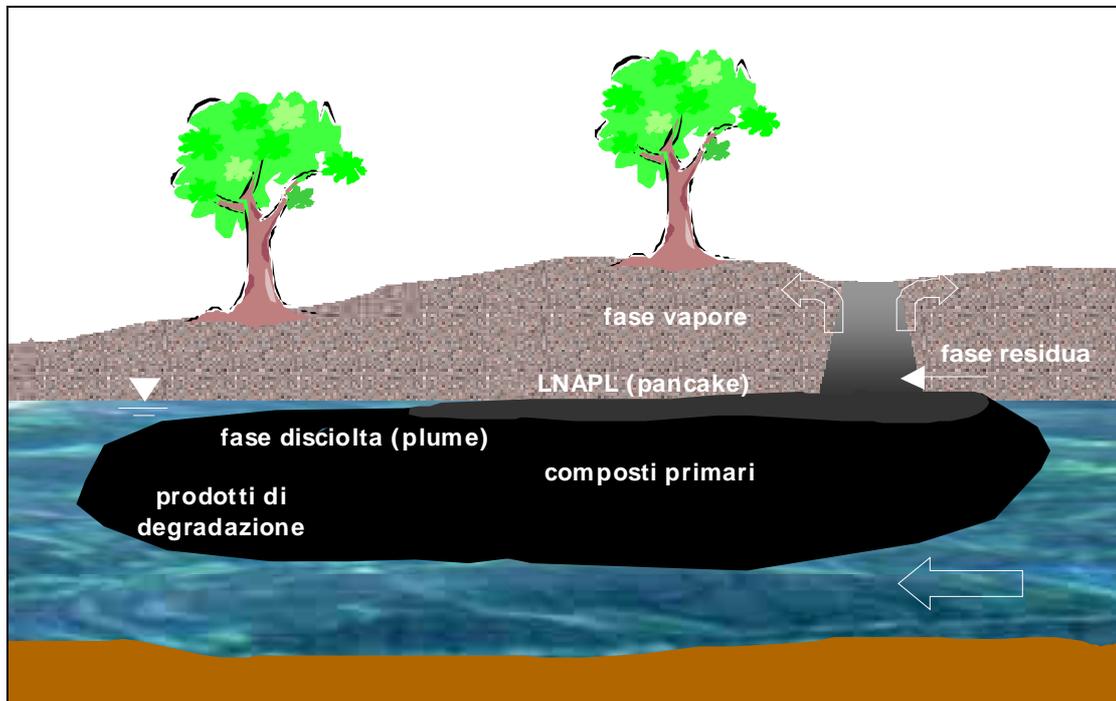


Fig. 5 – Comportamento di un LNAPL nel sottosuolo (da Di Molfetta A., Rajandrea S., 2002 modificato)

- DNAPL (Dense NAPL): presentano densità maggiore dell'acqua e tendono in alcuni casi a penetrare in profondità nel sistema acquifero (figura 6). Essi sono generalmente:
 - solventi alogenati (es. tetracloroetilene (PCE), tricloroetilene (TCE), dicloroetano (DCA), tetracloruro di carbonio);
 - bifenile policlorurato (PCBs);
 - pesticidi;
 - benzeni e fenoli clorurati;
 - idrocarburi policiclici aromatici (PAHs) (AA.VV., 1995).

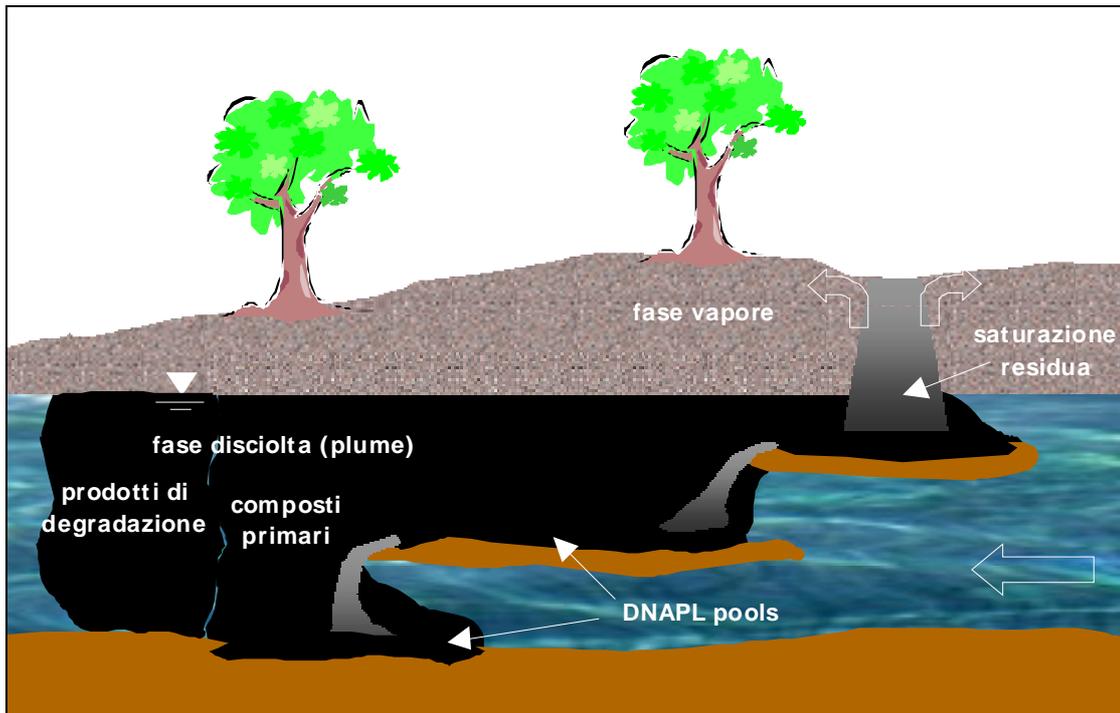


Fig. 6 – Comportamento di un DNAPL nel sottosuolo (da Di Molfetta A., Rajandrea S., 2002, modificato)

3.2 Viscosità

La viscosità è definita come la resistenza al moto o attrito interno di un fluido, ossia la tendenza di tale fluido in moto laminare, a trascinare gli strati adiacenti (figura 7).

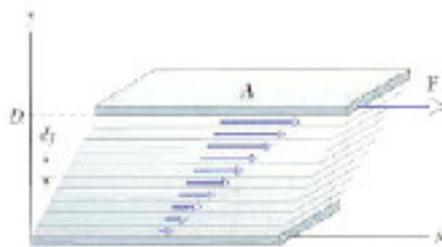


Fig. 7 – Schematizzazione della viscosità di un fluido

Questa proprietà è inversamente proporzionale alla temperatura ed alla conducibilità idraulica.

La viscosità di un inquinante controlla, dunque, parzialmente l'entità del suo spostamento nel mezzo. Risulta quindi necessario conoscere la viscosità degli inquinanti, unitamente alle altre caratteristiche ed interazioni, per giungere ad una previsione dei loro movimenti all'interno di un sistema acquifero.

Si definisce viscosità cinematica il rapporto tra viscosità assoluta (o dinamica) e densità del fluido (Civita M., 1994).

3.3 Conducibilità idraulica

La conducibilità idraulica di un fluido K_f dipende dal suo peso specifico τ_f , dalla sua viscosità dinamica π_f e dalla permeabilità dell'acquifero k :

$$K_f = (\tau_f / \pi_f) k$$

Ne consegue che le sostanze come benzina, benzene e la maggior parte degli idrocarburi volatili clorurati, sarà più mobile dell'acqua in un dato acquifero, mentre il gasolio e gli olii combustibili saranno meno mobili delle acque sotterranee in movimento (Civita M., 1994).

3.4 Solubilità

La solubilità è definita come la massa della sostanza che si dissolve per unità di volume di solvente.

La solubilità di un composto in acqua dipende da temperatura, pressione, pH, potenziale di ossidoriduzione (Eh) e dalle concentrazioni di altre sostanze presenti nella soluzione.

Un inquinante introdotto nell'acquifero può essere solubile o meno in acqua. È solubile quando l'attrazione polare prodotta dalle molecole di acqua è più forte dei legami chimici del composto; in caso contrario, quando, cioè, le forze di legame dell'inquinante sono superiori a quelle attrattive dell'acqua, non si ottiene una soluzione, ma una miscela insolubile. In genere la solubilità è elevata se le proprietà elettriche del soluto sono simili a quelle dell'acqua: i sali, sostanze polari come l'acqua, sono molto solubili, mentre gli idrocarburi, sostanze non polari, sono in molti casi poco solubili in acqua (Civita M., 1994).

3.5 Volatilità

La volatilità è la proprietà delle sostanze a passare allo stato di vapore. Gli idrocarburi alogenati ed altri composti organici inquinanti, caratterizzati da un'elevata tensione di vapore, sono fortemente volatili. Il gasolio, le benzine, composti quali il toluene, il tetracloroetilene, il triclorobenzene, i fenoli, ecc. possono diffondersi dal suolo e dal sottosuolo nell'atmosfera, sottraendosi, quindi all'impatto sulle acque sotterranee. Una volta passati in soluzione,

però, la volatilità diventa scarsa o nulla per concentrazioni piccole quali quelle che si rilevano normalmente.

Pertanto, in molti casi di inquinamento da sostanze volatili si è assistito ad un progressivo autoabbattimento della concentrazione nel tempo per le quantità penetrate nell'insaturo, al quale si contrappone una certa costanza nelle concentrazioni per le acque sotterranee inquinate (Civita M., 1994).

3.6 Persistenza

La persistenza, può essere definita una caratteristica di comportamento di una sostanza inquinante, più che una proprietà specifica.

Essa dipende, oltre che dalla tipologia della sostanza, dalle interazioni con l'ambiente con cui viene a trovarsi.

Essa viene espressa normalmente come la misura del tempo di dimezzamento di un inquinante chimico o biologico.

L'eliminazione di una sostanza biodegradabile o di batteri e virus, per similitudine con le sostanze radioattive, viene approssimativamente descritta con un modello esponenziale del tipo:

$$C_t = C_0 e^{-\lambda t}$$

nel quale C_t e C_0 sono le concentrazioni al tempo $t \geq 0$ ed iniziale, λ è una costante di decadimento che vale $0,693/T_D$, essendo T_D il tempo di dimezzamento (Civita M., 1994).

3.7 Modalità di propagazione di un inquinante

Gli aspetti critici legati alla risorsa idrica sotterranea riguardano sia le caratteristiche quantitative che qualitative. Dal punto di vista quantitativo, gli ingenti prelievi da falda, dovuti ai settori civile, industriale e agro-zootecnico, possono portare a problemi di sovrasfruttamento della falda, che si manifestano nei fenomeni di subsidenza e nella tendenza all'abbassamento delle falde. Dal punto di vista qualitativo, le criticità maggiori sono rappresentate dalla presenza di nitrati in falda, fenomeno legato all'uso di fertilizzanti azotati in agricoltura, allo smaltimento di reflui zootecnici, alle perdite di reti fognarie ma anche agli scarichi puntuali di reflui urbani ed industriali.

Lo stato di qualità delle acque sotterranee può essere determinato sia dalla presenza di sostanze inquinanti, attribuibili principalmente ad attività antropiche, che da meccanismi idrochimici naturali, che modificano la qualità delle acque profonde. Le possibilità di inquinamento antropico sono maggiormente presenti nell'alta pianura, in condizioni di acquifero libero, dove avviene la maggiore alimentazione, mentre nella medio-bassa pianura, in condizioni di acquifero confinato, avvengono principalmente processi evolutivi naturali delle acque di infiltrazione più antica. Le risorse idriche sotterranee presentano un maggiore deterioramento, dovuto all'impatto antropico, proprio là dove, da un punto di vista naturale dovrebbero essere migliori, ossia nella zona delle conoidi pedemontane. Nel complesso la bassa e media pianura sono in uno stato ambientale (quali-quantitativo) particolare, cioè scadente per cause naturali, mentre l'alta pianura è in uno stato che oscilla da buono a scadente a seconda delle conoidi indagate, significative o di interesse (AA.VV., 2003).

L'acqua sotterranea si muove sempre dalle aree di ricarica (naturale od artificiale) verso quelle di scarica degli acquiferi.

I processi di ricarica degli acquiferi possono avvenire naturalmente (acque meteoriche, interazioni corpi idrici superficiali-falde acquifere) o artificialmente (irrigazione ecc.).

I processi di scarica naturale delle acque sotterranee e, pertanto, degli inquinanti idroveicolati, avvengono, invece, nei seguenti modi:

1. infiltrazione dell'acqua dall'acquifero a strati adiacenti;
2. drenaggio o pompaggio dell'acqua;
3. infiltrazione in corsi d'acqua e laghi;
4. scarica da sorgenti;
5. evapotraspirazione.

In condizioni naturali, in mezzi porosi, la velocità effettiva dell'acqua assume direzioni e moduli estremamente variabili da punto a punto, in funzione della complessità del sistema di canalicoli lungo i quali si esplica il movimento, sebbene i moduli si mantengano sempre piuttosto limitati. In molti casi il flusso segue la legge di Darcy (valida in regime laminare), secondo cui la velocità di flusso (v) è direttamente proporzionale al prodotto tra la conducibilità idraulica del mezzo (k) ed il gradiente idraulico (i) secondo la relazione:

$$v = k \cdot i$$

Tale relazione non è tuttavia applicabile in acquiferi carsici o fratturati, nei quali il flusso dell'acqua presenta velocità molto più elevate (dell'ordine dei 10^{-2} - 10^{-3} m/s) ed il moto risulta generalmente turbolento. In tali acquiferi, il

rilascio di sostanze pericolose può quindi causare la contaminazione dell'acqua a grandi distanze ed in tempi brevissimi. Inoltre, il livello dell'acqua può variare rapidamente, sostanzialmente come risposta ad eventi pluviometrici intensi (AA.VV., 1991).

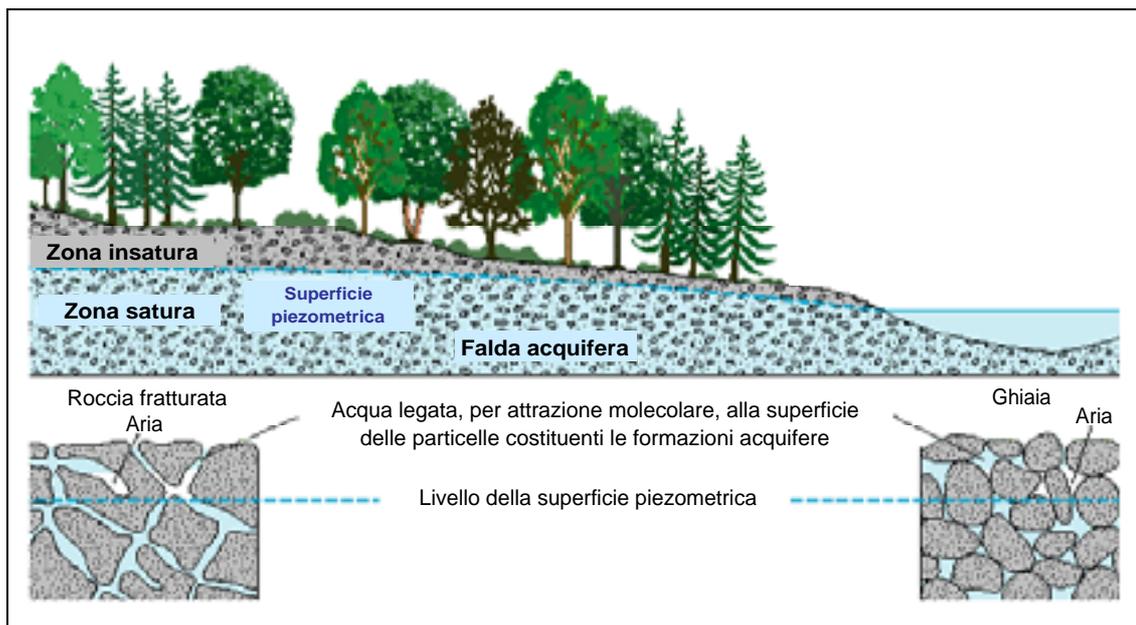


Fig. 8 – Esempio di acquifero (da USGS, Water science for schools)

La caratterizzazione della contaminazione risulta quindi possibile tramite la determinazione del tipo di flusso sotterraneo e la conoscenza dei processi di trasporto e degradazione delle sostanze inquinanti eventualmente immesse nel sistema.

In genere, la propagazione delle sostanze inquinanti conservative, in mezzi porosi saturi, è regolata dai seguenti fattori:

1. **Avvezione.** È un processo che determina il trasporto del contaminante da parte della massa d'acqua in movimento, perciò il suo moto avviene

solamente lungo la direzione del flusso dell'acqua e la velocità di tale movimento è uguale a quella reale o effettiva (v_e) dell'acqua stessa (Chiesa G., 1992).

2. *Dispersione meccanica (o cinematica)*. Tale processo causa il mescolamento meccanico del contaminante con l'acqua secondo tre meccanismi:

- Le molecole che transitano al centro o vicino le pareti dei meati costituenti l'acquifero viaggiano a differenti velocità;
- I differenti volumi dei meati e la differente scabrezza dei materiali, determina una variabilità nella velocità del fluido circolante nei pori;
- La tortuosità, le ramificazioni e la intercomunicazione tra i meati provocano linee di flusso variabili rispetto alla direzione media di flusso della falda.

La dispersione meccanica può avvenire in direzione sia parallela (dispersione longitudinale) che ortogonale (dispersione trasversale) rispetto alla direzione media del flusso della falda. La prima è dovuta a variazioni della componente della velocità lungo la direzione media di flusso, la seconda, invece, è causata da variazioni della componente ortogonale della velocità (AA.VV., 1991).

3. *Diffusione molecolare*. Tale tipo di diffusione determina la migrazione delle molecole (o degli ioni) dell'inquinante da zone ad alta concentrazione a zone con bassa concentrazione (AA.VV., 1991). La massa della sostanza è, cioè, proporzionale al gradiente di concentrazione secondo la seguente relazione (prima legge di Fick):

$$F = -D^0 \frac{dC}{dx}$$

in cui:

F = massa della sostanza;

D^0 = coefficiente di diffusione [L^2T^{-1}];

C = concentrazione del soluto [ML^{-3}].

Il segno negativo indica, appunto, che il movimento del soluto avviene verso valori decrescenti di concentrazione (Chiesa G., 1992).

La combinazione della dispersione meccanica e della diffusione molecolare costituisce la cosiddetta *dispersione idrodinamica*.

Quando un contaminante viene immesso nel sistema acquifero, i moti convettivi causano il suo movimento lungo la falda, mentre la dispersione idrodinamica determina il suo spostamento da zone ad alta concentrazione a zone a bassa concentrazione dell'inquinante stesso (AA.VV., 1991).

Per quel che concerne i contaminanti reattivi, la loro propagazione è influenzata (oltre che dai moti convettivi e dalla dispersione idrodinamica) da altri tre fattori:

1. *Fenomeni di adsorbimento o desorbimento*. L'adsorbimento provoca il trasferimento del contaminante dall'acqua alle formazioni litologiche costituenti l'acquifero. Il contrario accade nel desorbimento (AA.VV., 1991).
2. *Reazioni chimiche*. Esse comprendono fenomeni come precipitazioni, dissoluzioni, ossidoriduzioni, ecc. Per alcuni tipi di contaminanti anche la degradazione risulta essere un processo fondamentale (AA.VV., 1991).

3. *Trasformazioni biologiche.* Questi processi sono in grado di rimuovere i contaminanti dal sistema tramite degradazione biologica o, al contrario, possono trasformare i contaminanti in altri tipi di sostanze tossiche soggette ai fenomeni di cui sopra (AA.VV., 1991).

I processi di adsorbimento-desorbimento, le reazioni chimiche e le trasformazioni biologiche, giocano un ruolo importante nel controllo del grado di espansione e delle distribuzioni di concentrazione, in quanto tendono sia a ritardare la diffusione dell'inquinante, sia a ridurre le concentrazioni (AA.VV., 1991).

Quando è necessario caratterizzare lo stato di contaminazione di una falda acquifera, uno dei problemi fondamentali è quello della previsione dell'estensione della zona inquinata, sia orizzontalmente che verticalmente.

Normalmente il ciclo di un inquinante è quello rappresentato dallo schema di figura 9:

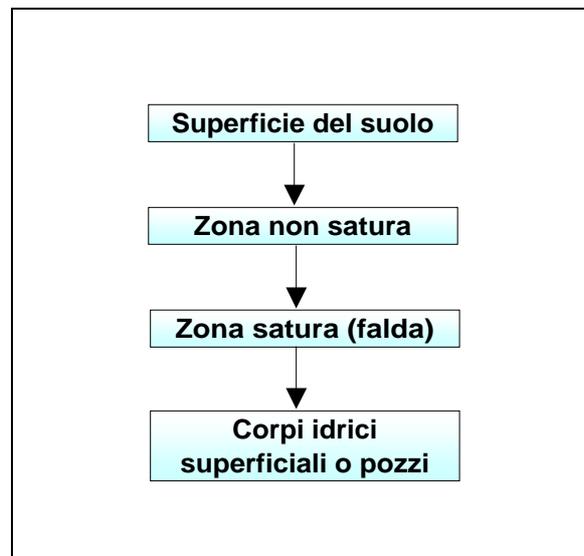


Fig. 9 – Ciclo di un inquinante

Il movimento dei contaminanti in soluzione è fondamentalmente verticale nella zona aerata, ma nella zona satura sottostante la dispersione laterale non è più trascurabile. Durante tale processo avviene la diluizione dell'inquinante, a volte tale da rendere l'acqua accettabile, anche per usi potabili.

Nel caso in cui l'inquinante venisse scaricato in grandi quantità attraverso zone ristrette, in corrispondenza della superficie freatica si viene a formare un'accumulo d'acqua inquinata che tende a disperdersi lateralmente in modo asimmetrico (figura 10) (Chiesa G., 1992).

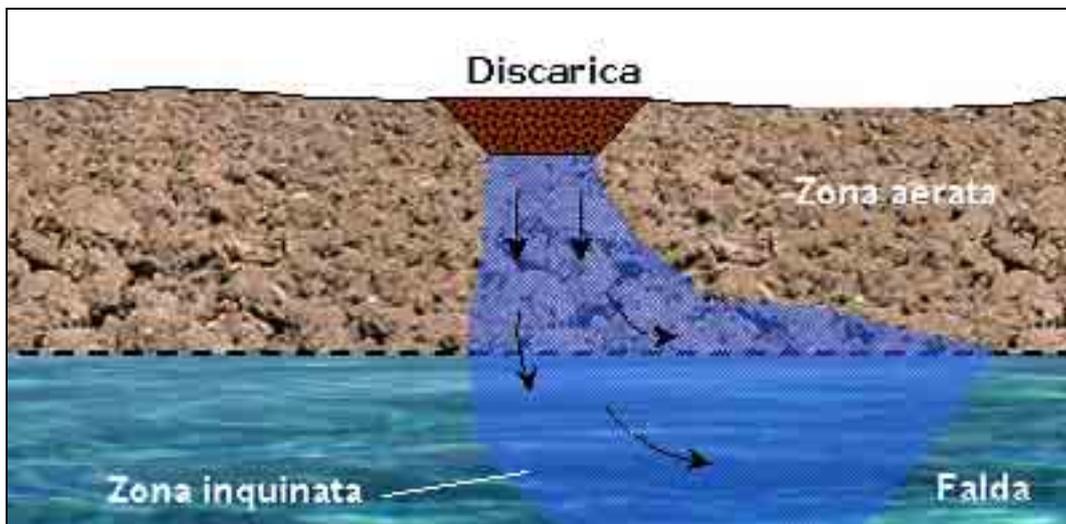


Fig. 10 – Alterazione della zona inquinata dovuta al flusso dell'acqua di falda

Le dimensioni della zona inquinata di una falda possono variare nel tempo. In particolare possono accadere due fenomeni:

1. La zona inquinata si allarga se aumenta la portata di inquinante o/e se la capacità adsorbente del terreno attraversato diminuisce nel tempo.
2. La zona inquinata si riduce se diminuisce la portata di inquinante e se la capacità adsorbente del terreno non varia nel tempo.

Anche la fluttuazione della superficie freatica può provocare una variazione della forma e delle dimensioni della zona inquinata.

In particolare, se la superficie freatica si abbassa, aumenta la possibilità di una diminuzione dell'inquinante in falda, poiché nella zona aerata è più elevato il potere di decomposizione e di adsorbimento di alcuni inquinanti (Chiesa G., 1992).

Al fine di valutare le dimensioni del plume inquinante, sia in senso verticale che orizzontale, è necessario installare dei pozzi di monitoraggio per mezzo dei quali è possibile effettuare i prelievi per le analisi idrochimiche.

Pertanto, quando si pianifica il controllo, in un determinato sito, dello stato di contaminazione o della qualità dell'acqua di falda, la realizzazione di pozzi di monitoraggio rappresenta spesso il metodo più efficace per reperire dati di natura idrogeologica. In particolare essi devono consentire:

- l'accesso alla falda idrica per il prelievo di campioni d'acqua;
- la misura del carico idraulico ad una determinata profondità;
- l'accesso al sistema acquifero, per valutarne le proprietà.

I pozzi di monitoraggio devono essere progettati, perforati ed eventualmente approfonditi per consentire la misura di livelli acquiferi più profondi e per effettuare campionamenti finalizzati a valutare la qualità delle acque. Inoltre, la loro presenza permette di eseguire tests per valutare la trasmissività ed il coefficiente di immagazzinamento dell'acquifero.

Gli elementi progettuali da definire sono:

1. ubicazione dei pozzi;
2. numero dei punti di controllo;
3. profondità, lunghezza dei tratti finestrati e diametro di completamento.

4. Disegno e progettazione dei pozzi di monitoraggio

4.1 Tecniche di perforazione

La scelta del metodo di perforazione da adottare nella realizzazione di pozzi di monitoraggio, dipende sostanzialmente dai seguenti fattori:

- Geologia ed idrogeologia del sito;
- Versatilità del metodo di perforazione;
- Costo relativo del metodo di perforazione;
- Natura dei campioni da estrarre (acqua, suolo, materiali sciolti, roccia);
- Disponibilità di attrezzatura necessaria per la perforazione;
- Accessibilità del sito su cui effettuare le perforazioni;
- Tempo necessario all'installazione ed allo sviluppo del pozzo;
- Capacità della tecnologia di perforazione nel preservare le condizioni naturali;
- Capacità di installare pozzi di un determinato diametro e profondità;
- Facilità di completamento e messa in opera del pozzo nel contesto idrogeologico in studio.

Qualsiasi tecnica di perforazione adottata, deve rispettare le seguenti condizioni:

- La perforazione deve essere eseguita in maniera tale da preservare le proprietà naturali del sottosuolo;

- Durante la perforazione devono essere evitate le contaminazioni delle acque e delle formazioni litologiche costituenti l'acquifero;
- Il metodo di perforazione utilizzato dovrebbe consentire, qualora prevista, la raccolta di campioni rappresentativi di roccia, materiali sciolti e suolo;
- Il metodo di perforazione utilizzato dovrebbe permettere di valutare la profondità corretta a cui posizionare il filtro.
- Il metodo di perforazione utilizzato dovrebbe consentire un appropriato posizionamento del dreno e della sigillatura dell'intercapedine del pozzo.
- Il metodo di perforazione utilizzato dovrebbe consentire la raccolta di campioni rappresentativi di acqua. I fluidi di perforazione (inclusa l'aria) dovrebbero essere usati solo quando risulta garantito il minimo impatto sulle formazioni litologiche circostanti e sulle acque sotterranee (AA.VV., 1992).

In genere, ove possibile, le tecniche di perforazione utilizzate non dovrebbero richiedere l'introduzione di acqua o di altri fluidi nel foro. Tuttavia, quando l'utilizzo di fluidi di perforazione risulta inevitabile, questi dovrebbero provocare il minor impatto possibile sui campioni d'acqua. Inoltre bisognerebbe porre estrema attenzione nel rimuovere il maggior quantitativo di fluido possibile durante lo sviluppo del pozzo.

Nei successivi paragrafi vengono sinteticamente descritte alcune tecniche di perforazione utilizzate, generalmente, sia per l'installazione di pozzi di monitoraggio, sia per la realizzazione di pozzi di emungimento di grande diametro.

4.1.1 Perforazione a rotazione

Nel sistema a rotazione la perforazione viene eseguita per mezzo di un utensile, generalmente uno scalpello, avvitato all'estremità inferiore della batteria di perforazione costituita da un certo numero di aste pesanti: l'utensile viene sottoposto ad un peso appropriato e, ruotando sul fondo del foro, frantuma la formazione in detriti.



Fig. 11 – Scalpello a rulli (o tricorno) (da Backer Huges Inc.)

Nella perforazione a rotazione è importante la circolazione di un fluido (fango, acqua o aria compressa) (Chiusano A., Fileccia A., 2003), il quale consente di mantenere il foro aperto e garantisce la lubrificazione e la rimozione dei residui della perforazione.

Applicabilità: si può utilizzare in qualsiasi tipo di terreno. Tuttavia, i fluidi utilizzati nella perforazione a rotazione potrebbero contribuire a contaminare zone incontaminate situate sia al di sopra che al di sotto di una zona inquinata qualora questa venisse perforata. L'introduzione di un rivestimento del foro, man mano che questo viene scavato, può ridurre il rischio indotto da tale inconveniente.

La perforazione a rotazione, a seconda di come circola il fluido, viene suddivisa in due tipi:

- *Circolazione diretta*: il fluido viene immesso nelle aste di perforazione e ritorna in superficie attraverso l'intercapedine foro-aste (Chiusano A., Fileccia A., 2003).

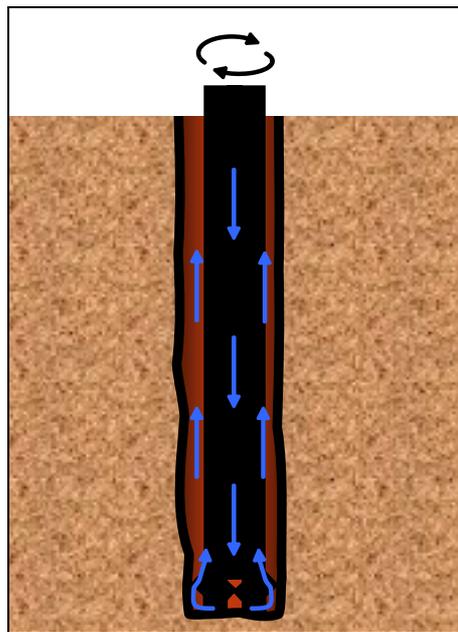


Fig. 12 – Perforazione a rotazione con circolazione diretta (da Chiusano A., Fileccia A., 2003, modificato)

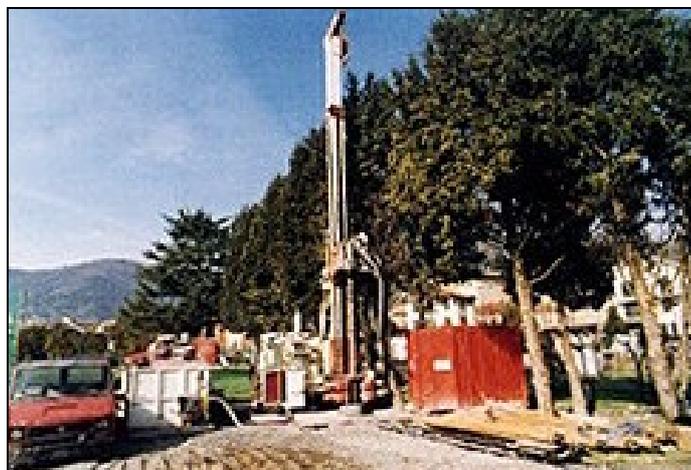


Fig. 13 – Impianto di perforazione a circolazione diretta (da Samminiatese Pozzi, S.N.C.)

- *Circolazione inversa*: il fluido (acqua o fango) viene immesso nello spazio anulare foro-aste e ritorna in superficie attraverso la batteria di aste; nel caso di utilizzo di aria come fluido di perforazione, essa viene inviata in corrispondenza dello scalpello, oppure dei diffusori attraverso opportune intercapedini della batteria di aste (Chiusano A., Fileccia A., 2003).

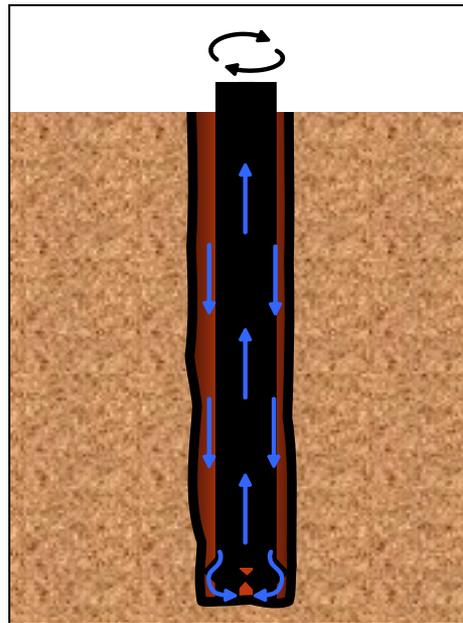


Fig. 14 – Perforazione a rotazione con circolazione inversa (da Chiusano A., Fileccia A., 2003, modificato)

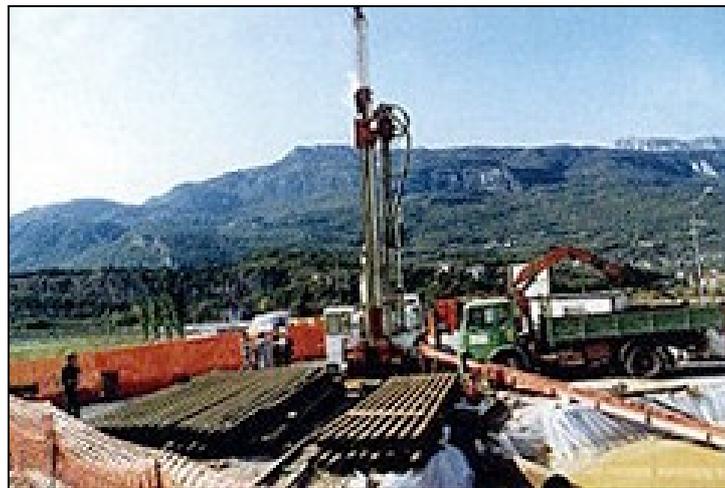


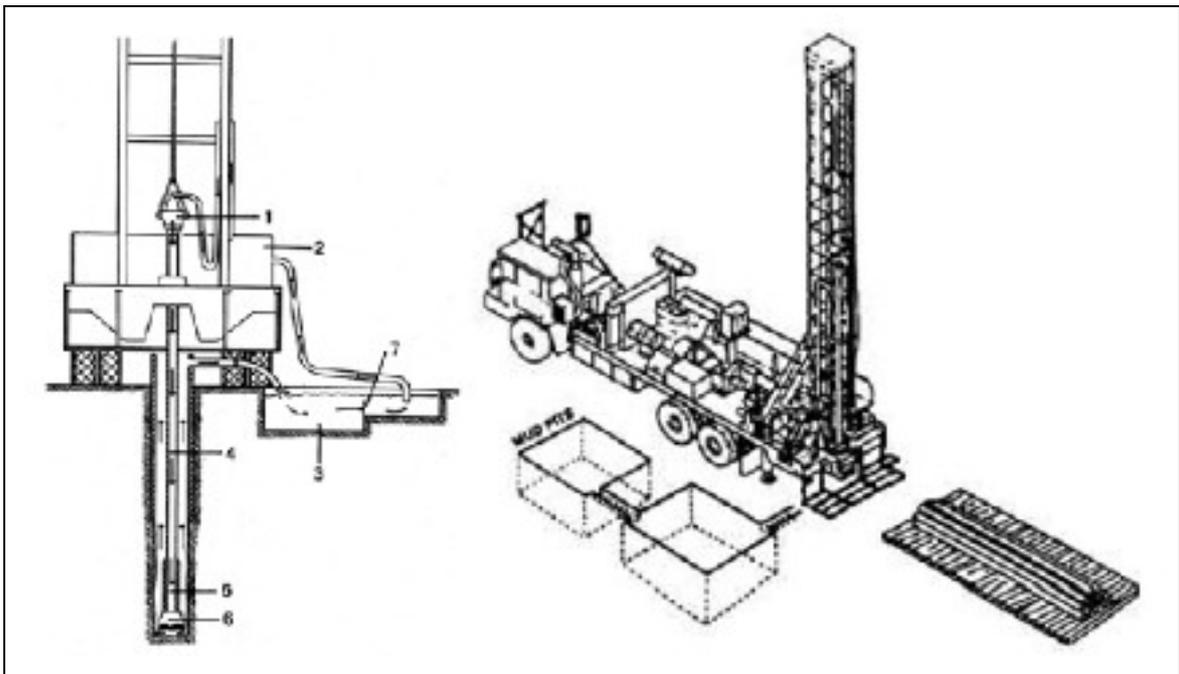
Fig. 15 – Impianto di perforazione a circolazione inversa con ausilio di vibrovaglio (da Samminiatese Pozzi, S.N.C.)

4.1.1.1 Perforazione a rotazione con circolazione di fango

L'avanzamento avviene per rotazione di un appropriato utensile, uno scalpello oppure un carotiere, situato all'estremità di una "batteria" di aste cave, avvitate l'una all'altra e tenute sospese mediante la torre di perforazione.

Il moto rotatorio viene impresso alle aste e, pertanto, all'utensile, mediante una testa motrice collegata alle aste di perforazione. Lo scalpello riduce il materiale perforato in detriti, i quali vengono trasportati in superficie dal fango di perforazione.

Il fango compie il seguente ciclo: viene aspirato da una pompa e, passando attraverso la testa motrice, viene immesso in pressione all'interno della batteria di aste di perforazione per fuoriuscire dai fori dello scalpello, consentendo, così, sia di raffreddare e pulire l'utensile che di trasportare i detriti durante la risalita attraverso lo spazio anulare esistente tra le pareti del foro e le aste. Tali detriti vengono quindi fatti depositare in opportune vasche di sedimentazione, mentre il fango stramazza in una seconda vasca che alimenta la pompa, ripetendo, così il ciclo (Chiusano A., Fileccia A., 2003).



*Fig. 16 – Schema di impianto di perforazione a rotazione diretta con circolazione di fango.
 1: testa iniezione; 2: pompa; 3: vasche del fango; 4: aste di perforazione; 5: aste pesanti;
 6: scalpello; 7: filtro.*

Negli impianti di perforazione di pozzi profondi il fango, prima di essere immesso nella vasca di sedimentazione, passa attraverso un vibrovaglio che trattiene i detriti di dimensioni maggiori della sua maglia.



Fig. 17 – Vibrovaglio per il trattamento dei fanghi

Nel caso in cui necessiti avere campioni di terreno (carote), si ricorre all'impiego di un carotiere, come utensile di perforazione (Chiusano A., Fileccia A., 2003) .

I vantaggi di tale metodo sono molteplici:

- Si può perforare qualsiasi tipo di terreno;
- Non è necessario rivestire provvisoriamente il perforo durante la perforazione;
- Si possono raggiungere profondità elevate;
- È un metodo relativamente poco costoso (Chiesa G., 1992).

Pertanto, per quanto riguarda l'utilizzo del fango come fluido di perforazione, sicuramente rappresenta la soluzione migliore nel caso in cui risulti estremamente difficoltoso mantenere la stabilità del foro durante lo scavo.

Tuttavia, l'utilizzo del fango può potenzialmente creare le condizioni per un inquinamento dell'acquifero e delle acque di falda, oltre a creare vari inconvenienti:

- Il fluido di perforazione penetra nel terreno, risultando spesso molto difficile rimuoverlo (Chiesa G., 1992);
- L'utilizzo di fango bentonitico può portare alla formazione di un'incrostazione di fango sui lati del foro, riducendo l'effettiva porosità delle formazioni litologiche perforate, compromettendo, pertanto, l'efficienza del pozzo. Inoltre, la bentonite può alterare localmente il PH dell'acqua, mentre gli additivi necessari per variarne la viscosità e la densità possono contaminare il sistema o possono causare l'infiltrazione di enormi quantità di fango nelle formazioni circostanti (AA.VV., 1992);

- L'aggiunta di alcuni polimeri organici e loro composti, possono favorire la crescita di batteri, riducendo, in tal modo, l'attendibilità dei campioni, in quanto possono interferire con l'analisi batteriologica e con i relativi parametri organici (AA.VV., 1992);
- La bentonite può assorbire metalli, riducendo potenzialmente, la concentrazione dei contaminanti presenti, alterando, pertanto l'attendibilità dei campioni (AA.VV., 1992).
- Non è sempre possibile misurare con precisione la quota del livello d'acqua nel pozzo e degli eventuali strati acquiferi (Chiesa G., 1992);
- È probabile la contaminazione dovuta al fluido di perforazione (Chiesa G., 1992).



Fig. 18 – Fango di perforazione (da Precisiondrill, Inc)

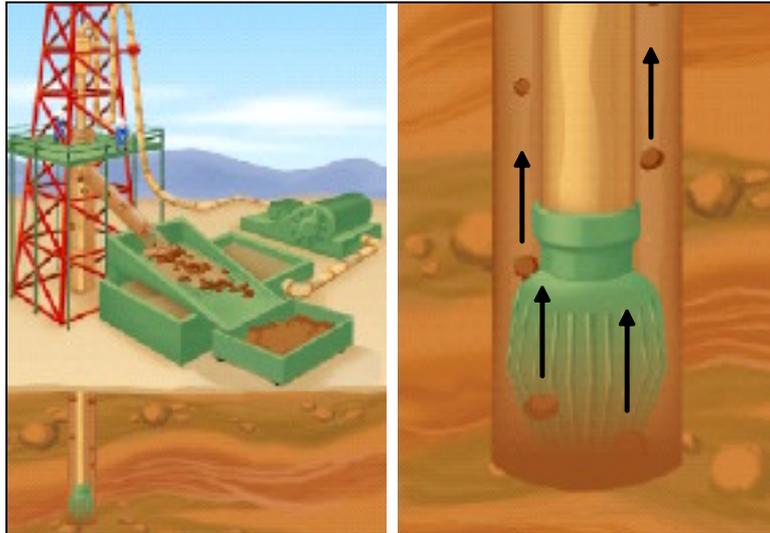


Fig. 19 – Circuito del fango di perforazione in un sistema a circolazione diretta

4.1.1.2 Perforazione a rotazione con circolazione d'acqua

L'acqua utilizzata come fluido di perforazione, tende a reagire con le formazioni circostanti e con la stessa acqua di falda. Per tale motivo, l'utilizzo di tale metodo di perforazione risulta limitato.

Inoltre possono presentarsi ulteriori inconvenienti nell'utilizzo dell'acqua come fluido di perforazione:

- In sedimenti argillosi, l'acqua può formare una fanghiglia, che può rapidamente otturare il pozzo, rendendo difficoltosa la sua realizzazione;
- In sedimenti poco consolidati, gli strumenti di perforazione potrebbero avere problemi legati al franamento del materiale soprattutto durante l'installazione del filtro e del rivestimento del pozzo.
- In rocce molto fratturate potrebbe risultare difficile mantenere la circolazione dell'acqua in quanto può infiltrarsi nelle fratture (AA.VV., 1992).

4.1.1.3 Perforazione a rotazione con circolazione d'aria

Questo metodo è indicato specialmente nella perforazione di rocce dure, mentre risulta essere inadatto per terreni non consolidati o scarsamente consolidati (AA.VV., 1992).

L'aria usata come fluido di perforazione è fornita da un appropriato compressore, passa nella batteria di aste, fuoriesce dallo scalpello e rifluisce in superficie attraverso l'intercapedine foro-aste, trasportando i detriti.

Tale metodo è chiamato "perforazione ad aria a secco". In genere l'aria e le polveri sono scaricate lontano dal luogo di lavoro per mezzo di un convogliatore, oppure le polveri vengono separate dall'aria mediante un opportuno collettore-separatore di polveri.

Perforando ad aria una formazione bagnata, i detriti tendono ad agglomerarsi tra loro formando grossi noduli che possono depositarsi sullo scalpello, con possibili problemi di presa della batteria.

Per evitare tali inconvenienti, la perforazione ad aria viene eseguita immettendo, nel flusso d'aria che fuoriesce dallo scalpello, uno schiumogeno al fine di impastare e, pertanto, separare i detriti, infatti la miscela aria-schiuma-acqua trasporta facilmente i detriti in superficie. Tale sistema è chiamato "perforazione ad aria con schiumogeno".

Lo schiumogeno viene immesso nella condotta di alimentazione dell'aria per mezzo di una pompa dosatrice.

Nella perforazione di terreni molto duri e compatti si può far uso di un attrezzo che frantuma il materiale con un sistema a "roto-percussione".

Tale attrezzo, chiamato "martello fondo-foro", lavora come un normale martello pneumatico, con la sola differenza che il moto di percussione è impresso solo all'utensile e non alle aste. Tale sistema è chiamato "perforazione ad aria con martello a fondo-foro". In tale metodo la batteria di

aste lavora solo a rotazione e non risente dei ripetuti colpi di percussione sullo scalpello. Gli scalpelli utilizzati nel martello fondo-foro hanno il tagliente a croce, con inserti di carburo di tungsteno (Chiusano A., Fileccia A., 2003).

L'utilizzo dell'aria come fluido di perforazione ha notevoli vantaggi, anche se il suo impiego è limitato nella realizzazione di pozzi profondi a causa dell'enorme quantità di fluido che occorrerebbe e quindi della disponibilità di compressori troppo grossi ed ingombranti (Chiusano A., Fileccia A., 2003).

Tuttavia, tale metodologia può compromettere la rappresentatività e l'integrità chimica dei campioni prelevati. Per tale motivo il sistema di perforazione a rotazione con circolazione diretta ad aria dovrebbe essere utilizzato con cautela se finalizzato ad operazioni di monitoraggio delle acque sotterranee.

Infatti possono verificarsi i seguenti processi chimico-fisici:

- Durante la perforazione si può verificare lo strippaggio di sostanze organiche volatili, alterando le caratteristiche chimiche sia dei campioni di terreno che di acqua.
- L'iniezione di aria nel sottosuolo può alterare significativamente le caratteristiche chimiche dell'acquifero (specialmente PH e potenziale di ossidoriduzione) anche in modo irreversibile: un cambiamento del PH può provocare la solubilizzazione dei composti metallici mentre la variazione del potenziale di ossidoriduzione si può riconoscere nella precipitazione dei composti metallici e organo-metallici.
- L'introduzione di ossigeno nell'acquifero può dare inizio ad una eccessiva biodegradazione dei composti organici presenti nell'acquifero nelle vicinanze della perforazione eseguita con tale sistema. Pertanto, pozzi di monitoraggio installati in tali condizioni, non dovrebbero essere in grado di fornire campioni rappresentativi.

- Qualora venissero utilizzati compressori ad olio, vi è il rischio che questo si possa introdurre nel foro; ciò può accadere anche con l'impiego di filtri, in mancanza di una opportuna azione di manutenzione.
- Il controllo ed il contenimento dei detriti può risultare estremamente difficile e può estendere la contaminazione sulla superficie.
- Misure di sicurezza possono richiedere protezioni efficaci della pelle e dell'apparato respiratorio per la formazione di polveri e sostanze organiche volatili. I detriti di perforazione, oltre ad essere difficilmente contenibili, possono risultare anche pericolosi per la squadra che opera sul sito contaminato (AA.VV., 1992).

Inoltre, quando viene utilizzato tale metodo, dovrebbero essere attuate le seguenti precauzioni:

- L'aria introdotta dal compressore deve essere filtrata per assicurare che l'olio del compressore non venga introdotto nell'acqua di falda.
- L'aria di perforazione non dovrebbe essere utilizzata in aree in cui risultano contaminati gli strati superficiali di terreno (AA.VV., 1992).

Inoltre l'aria utilizzata potrebbe perdersi nelle fratture o in zone particolarmente porose.

4.1.1.4 Perforazione ad aria con rivestimento provvisorio

In questo caso, man mano che avanza la perforazione, si fa scendere una tubazione di rivestimento provvisorio che segue a breve distanza lo scalpello. A tal fine, sulla testata della tubazione si pone una massa battente al cui

interno passano le aste di perforazione e che è comandata dall'aria compressa (Chiesa G., 1992).

4.1.1.5 Perforazione con trivella continua ad asta cava

Tale metodo è il più frequentemente utilizzato nella perforazione di pozzi di monitoraggio in materiali non consolidati.

Durante la perforazione, una testa fresante viene attaccata all'inizio della filettatura dell'elica e, mentre l'asta viene fatta girare, viene attaccata un'altra asta alla fine della prima (AA.VV., 1992).



Fig. 20 – Trivella ad asta cava (da Boart Longyear)



Fig. 21 – Teste fresanti (da Boart Longyear)

Man mano che l'asta scende, i residui di perforazione salgono lungo la scanalatura dell'elica. L'asta cava consente l'inserimento di campionatori al suo interno e, inoltre, funge da rivestimento temporaneo dello scavo, cosicché il filtro ed il rivestimento del pozzo possono essere inseriti all'interno di essa, una volta che si sia raggiunta la profondità desiderata, minimizzando il rischio di un possibile collasso dello scavo che potrebbe, altresì, verificarsi qualora venisse estratta la trivella prima dell'installazione del rivestimento.

Tuttavia, tale metodo non è esente da problemi:

- I residui della perforazione, essendo a contatto con l'intera lunghezza dello scavo, in quanto vengono trasportati lungo la spirale della trivella, possono provocare una contaminazione lungo lo scavo.

- La sabbia e la ghiaia che si depositano nel foro dell'asta, possono rendere necessario l'uso di acqua durante lo scavo.
- In formazioni geologiche caratterizzate dall'alternanza di sabbia, limo e argilla, l'azione della trivella durante la perforazione può provocare il loro mescolamento, causando una diminuzione della conducibilità idraulica dell'acquifero lungo le pareti del foro. Ciò può produrre una riduzione della produttività del pozzo o può causare il prelievo di campioni di acqua non rappresentativi.
- Il controllo dei residui di perforazione contaminati risulta difficoltoso specialmente quando la perforazione viene effettuata sotto falda (AA.VV., 1992).
- Per consentire l'introduzione di campionatori o di rivestimenti finali, le aste devono avere grande diametro e, quindi, la sonda deve essere molto potente.

4.1.1.6 Perforazione con trivella ad asta piena

Tale metodo è simile al precedente, tranne per il fatto che in tal caso si perfora con un'elica fissata ad un'asta piena, la quale, pertanto, deve essere rimossa dal foro sia per consentire l'installazione del tubo di rivestimento, sia per prelevare campioni indisturbati (AA.VV., 1992).



Fig. 22 – Trivella ad asta piena (da Geoprobe)

Man mano che la trivella avanza, scava il terreno che viene riportato alla superficie dal moto rotatorio dell'elica. Dopo aver raggiunto la profondità desiderata, viene fatta ruotare per un pò di tempo la trivella per pulire il perforo ed eliminare tutto il terreno rimasto a metà strada e poi la si estrae per installare la tubazione di rivestimento (Chiesa G., 1992).

Gli scavi effettuati, con tale metodo, in terreni saturi non consolidati o scarsamente consolidati generalmente non rimangono stabili e tendono a franare dopo l'estrazione della trivella.

Pertanto, campioni indisturbati di terreni non consolidati possono generalmente essere prelevati solamente nella zona non satura (AA.VV., 1992).

4.1.1.7 Perforazione a carotaggio continuo

È un metodo di perforazione ad aste cave, in cui, al posto dello scalpello, viene utilizzato un carotiere, ovvero un tubo (barra da nucleo) munito al fondo di una scarpa tagliente (tagliatore). Lo scavo realizzato ha sezione anulare, mentre la parte centrale del terreno o roccia rimane intatta (carota). I tagliatori possono essere di vario tipo: a diamante, a widia, a granaglia, a denti (Chiesa G., 1992).



Fig. 23 – Corone e scalpelli a diamanti impregnati (da Adriatech Europe)

Come fluido di perforazione si può usare l'acqua o il fango, a seconda del tipo di terreno da attraversare e se si usa o meno una tubazione di rivestimento provvisorio. In genere viene utilizzata acqua chiara, ma se il terreno è di piccola granulometria, si può operare a secco.

Si possono utilizzare carotieri semplici o doppi: nel primo caso la carota di terreno viene dilavata con acqua, nel secondo caso ciò non avviene.

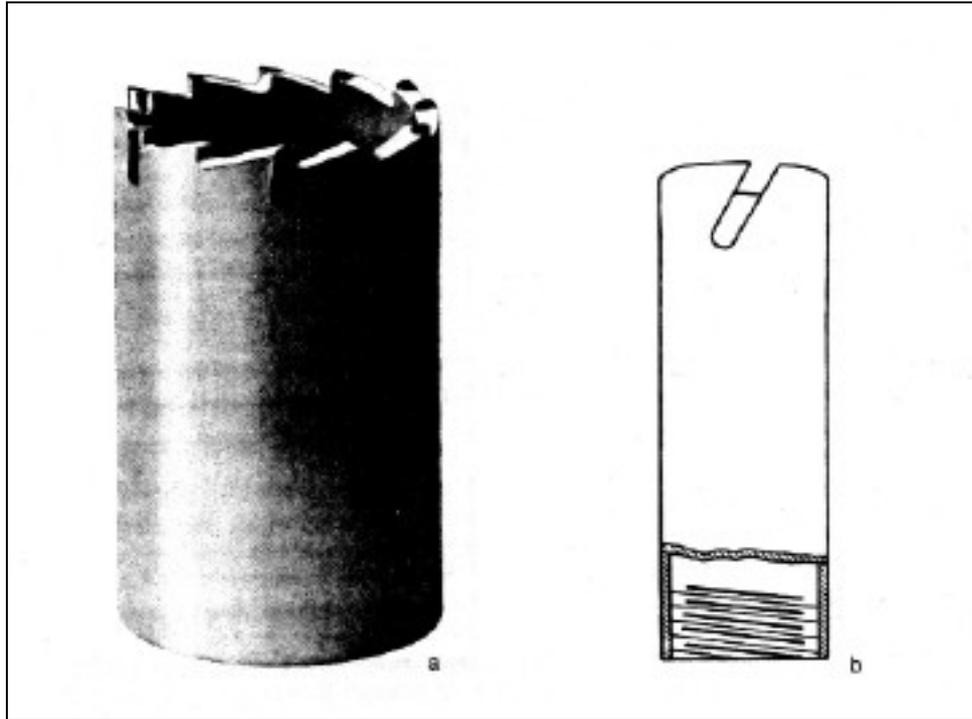


Fig. 24 – a) Corona a widia; b) Tagliatore a granaglia

Tale metodo presenta i seguenti vantaggi:

- Si estraggono campioni perfetti di terreno, rappresentativi della stratigrafia locale;
- Operando con acqua si può localizzare con precisione la quota del livello d'acqua e le varie falde;
- È possibile prelevare campioni d'acqua a diverse quote, poiché la tubazione sigilla le falde più superficiali;
- Se si opera a secco, il campione di terreno non viene alterato o dilavato dal fluido di perforazione.

Tuttavia presenta anche i seguenti svantaggi:

- In presenza di inquinanti fortemente volatili e se si opera a grande velocità di rotazione, c'è il pericolo, soprattutto nella zona satura, che questi volatilizzino a causa del calore che si genera;
- Non è possibile operare con grandi diametri (152-127 mm);
- Per isolare idraulicamente gli strati superficiali è necessario adottare alcuni accorgimenti (Chiesa G., 1992).

4.1.2 Pozzi battuti

Viene utilizzata una tubazione d'acciaio di grosso spessore, alla cui estremità inferiore viene installato uno spezzone di tubo-filtro munito di una punta rinforzata e di una valvola di ritegno.

L'avanzamento della tubazione viene fatto battendo con una massa pesante sulla sua sommità. Questi tipi di pozzi possono essere perforati solo in presenza di terreno sciolto e di piccola granulometria.

I vantaggi sono i seguenti:

- Non si usano fluidi di perforazione;
- Si opera con piccoli impianti di facile installazione;
- Non esistono pericoli di franamenti del terreno;
- È possibile localizzare il livello dell'acqua.

Tuttavia tale metodo presenta diversi svantaggi:

- Si può operare solamente in terreni teneri e di piccola granulometria;
- Non è possibile isolare idraulicamente la parte filtrante della tubazione;
- Non è possibile prelevare campioni del terreno attraversato;

- Non si possono raggiungere grandi profondità (da 30 a 60 metri, a seconda del tipo di terreno e del diametro della tubazione (2-4'')) (Chiesa G., 1992).

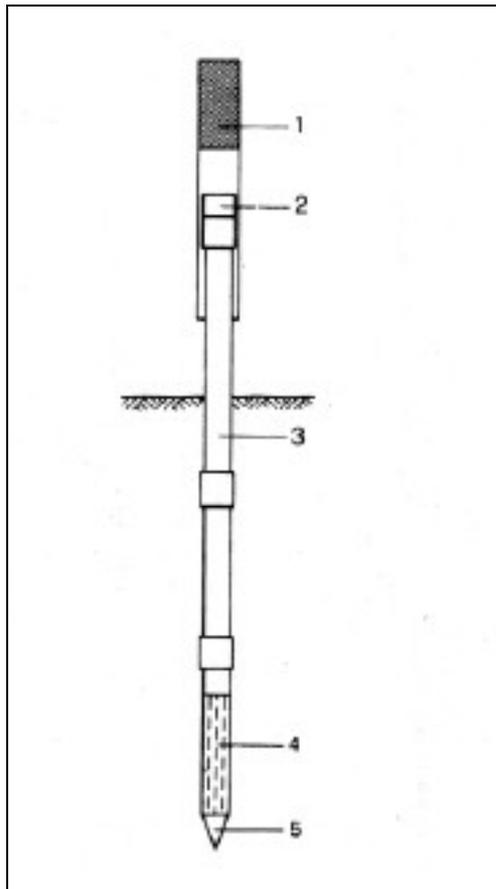


Fig. 25 – Pozzo battuto (Johnson, 1966). 1: massa battente; 2: falsa testa; 3: tubi; 4: parte filtrante; 5: punta

4.1.3 Perforazione con tecnica “Cable tool” (percussione)

La tecnica “Cable tool” è un metodo versatile sia per il campionamento che per l’installazione dei pozzi.

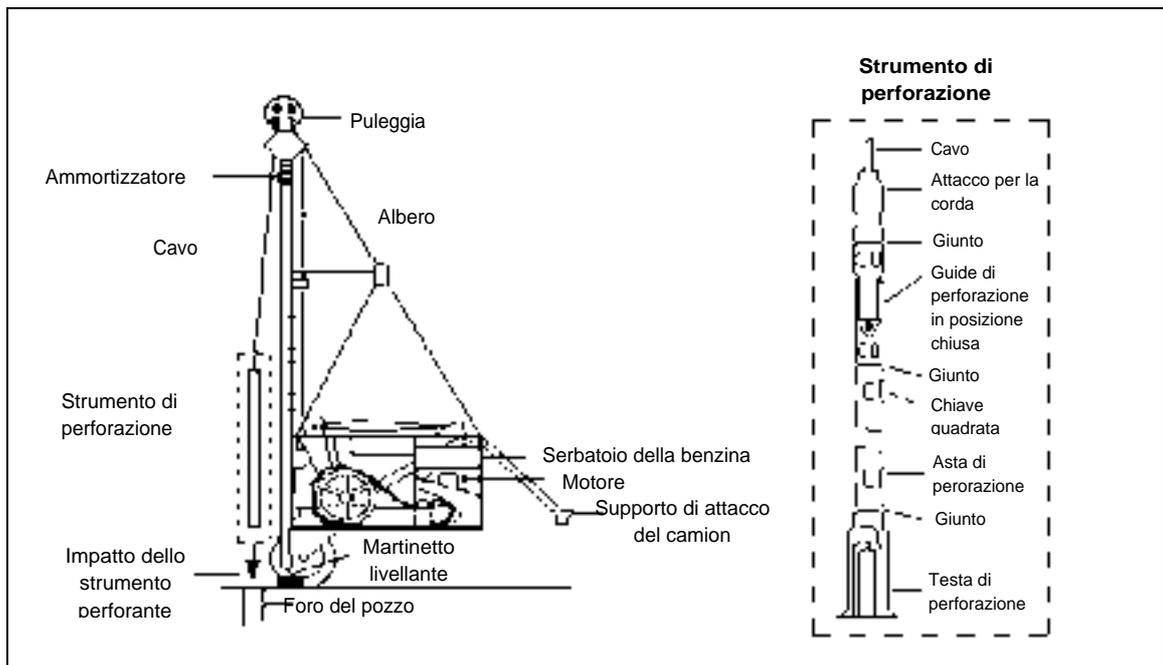


Fig. 26 – Schema di funzionamento del metodo “Cable tool”

La perforazione mediante tecnica “Cable tool” viene effettuata alzando e facendo cadere ripetutamente una serie di attrezzi perforanti pesanti nel pozzo. Ogni 1-1,5 metri viene utilizzato un bailer per rimuovere i residui di perforazione.

I componenti che costituiscono l'apparecchiatura perforante sono cinque: una punta o una scarpa perforante, un'asta, le guide di perforazione, un portaperno girevole e un cavo. La punta perforante trasmette la forza al terreno. L'asta è la parte più lunga e collega le guide di perforazione; il portaperno girevole collega il resto degli attrezzi al cavo il quale è collegato, tramite una puleggia, all'albero motore. Spesso viene utilizzato un rivestimento in formazioni non consolidate per consentire alle pareti dello scavo di non franare.

Questo metodo di perforazione è usato per installare i pozzi nelle zone dove la contaminazione è conosciuta o ritenuta essere a livelli elevati.

Questo metodo è lento (5-10 metri al giorno), ma il vantaggio è che non sono necessari compressori d'aria e solamente poca acqua viene aggiunta durante la perforazione. La mancanza di additivi nel pozzo permette di prelevare campioni di alta qualità ogni 2 metri di profondità in modo da fornire la distribuzione verticale dell'inquinante.



Fig. 27 – Tecnica di perforazione “Cable tool” (da USGS)

4.1.4 Pozzi guidati

I pozzi guidati sono costituiti da un tubo finestrato in acciaio che viene attaccato ad un tubo rivestimento tramite attacchi guidati. Il tubo finestrato

con il tubo di rivestimento attaccato, vengono poi infissi nel terreno a mano, tramite un martello. Dopodichè vengono attaccati altri tubi di rivestimento.

Molti problemi sono associati comunemente con l'installazione dei pozzi guidati. Per prima cosa risulta difficile o addirittura impossibile guidare un pozzo in limi molto densi, argille o terreni contenenti massi. Infatti, qualora venisse effettuata la penetrazione in tali materiali, il filtro del pozzo potrebbe venire distrutto durante il processo.

Inoltre, il limo o l'argilla possono ostruire il filtro laddove il pozzo non può essere soddisfacentemente spurgato. Un'altra limitazione è che tali pozzi possono arrivare a modeste profondità.

Questa tecnica può essere, tuttavia, impiegata per effettuare uno studio preliminare necessario all'installazione di piezometri poco profondi. Spesso, infatti, è sconsigliabile il solo uso di pozzi guidati per la realizzazione di pozzi di monitoraggio. Ciò prima di tutto a causa dell'impossibilità di prelevare dei campioni di terreno e poi per l'impossibilità di sigillare il pozzo, a meno che non si sia installato precedentemente un tubo di rivestimento. Solamente in quest'ultimo caso, l'installazione del tubo di rivestimento può permettere il prelievo di campioni (AA.VV., 1992).

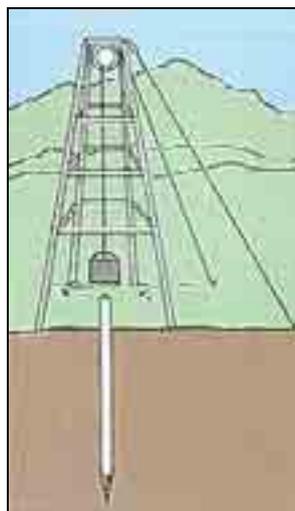


Fig. 28 – Pozzo guidato (da USGS, Water science for schools)

4.1.5 Perforazione a iniezione

Viene pompata acqua o fango attraverso una tubazione di piccolo diametro (1'' – 2'') alla cui estremità inferiore viene installato un tubo-filtro, munito a sua volta, inferiormente, di una scarpa tagliente.

Tramite il getto d'acqua e facendo girare manualmente la tubazione, la si fa scendere, mentre i detriti di perforazione risalgono in superficie lungo l'intercapedine.

I vantaggi sono:

- Perforazione rapida e a basso costo;
- Si opera con impianti di piccole dimensioni.

Gli svantaggi, invece, sono diversi:

- Si può perforare solo in terreni molto incoerenti e a granulometria fine;
- Possono crearsi facilmente inquinamenti causati dalla grande quantità di acqua che viene pompata nel pozzo;
- Non è possibile isolare idraulicamente la parte filtrante della tubazione;
- In genere si possono installare tubi con diametro al massimo di 2-3'';
- Non è possibile raggiungere profondità maggiori di 10-15 metri;
- È necessaria una grande quantità d'acqua;
- È difficile localizzare il livello d'acqua e prelevare buoni campioni di terreno (Chiesa G., 1992).

Nella seguente tabella vengono sintetizzati i vantaggi e gli svantaggi propri di ciascuna delle tecniche di perforazione descritte.

<i>Tecnica di perforazione</i>	<i>Vantaggi</i>	<i>Svantaggi</i>
Perforazione a rotazione con fango	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilità di perforare qualsiasi tipo di terreno, duro e tenero; - Si possono raggiungere profondità elevate; - Non è necessario rivestire provvisoriamente il perforo durante la perforazione; - È un metodo relativamente poco costoso. 	<ul style="list-style-type: none"> - Il fluido di perforazione penetra nel terreno e molto spesso risulta difficile rimuoverlo completamente; - Se viene utilizzata la bentonite, essa adsorbe gli ioni metallici e può interferire con altri parametri; - L'aggiunta di additivi organici biodegradabili può interferire con l'analisi batteriologica e con i relativi parametri organici; - Non è sempre possibile misurare con precisione la quota del livello d'acqua nel pozzo e degli eventuali strati acquiferi; - È probabile la contaminazione dovuta al fluido di perforazione.
Perforazione a rotazione con acqua	<ul style="list-style-type: none"> - Si può perforare qualsiasi tipo di terreno. 	<ul style="list-style-type: none"> - L'acqua usata come fluido di perforazione tende a reagire con le formazioni litologiche e con la stessa acqua di falda; - In sedimenti argillosi l'acqua può formare una fanghiglia che può otturare il pozzo; - In sedimenti poco consolidati, gli strumenti di perforazione potrebbero avere problemi legati al franamento del materiale; - In rocce molto fratturate l'acqua può infiltrarsi nelle fratture.
Perforazione a rotazione con aria compressa	<ul style="list-style-type: none"> - Si perfora bene e velocemente nei terreni rocciosi; - Poiché l'acqua di falda viene spinta all'esterno dall'aria durante la perforazione, è possibile determinare con una certa precisione la quota del livello d'acqua nel pozzo e degli strati acquiferi; - Si ottengono discreti campioni di terreno quando si perforano rocce compatte, mentre vengono persi se si perforano terreni fratturati o cavernosi; 	<ul style="list-style-type: none"> - È necessario rivestire provvisoriamente il perforo quando si opera in terreni incoerenti nella zona satura; - Quando si attraversano più strati acquiferi aventi differenti carichi piezometrici, si può avere un passaggio d'acqua tra i vari strati.

<i>Tecnica di perforazione</i>	<i>Vantaggi</i>	<i>Svantaggi</i>
Perforazione ad aria con rivestimento provvisorio	<ul style="list-style-type: none"> - Si perfora bene e velocemente nei terreni rocciosi; - Poiché l'acqua di falda viene spinta all'esterno dall'aria durante la perforazione, è possibile determinare con una certa precisione la quota del livello d'acqua nel pozzo e degli strati acquiferi; - Si ottengono discreti campioni di terreno quando si perforano rocce compatte, mentre vengono persi se si perforano terreni fratturati o cavernosi; - Man mano che avanza la tubazione di rivestimento, vengono chiuse idraulicamente le falde superficiali e quindi si possono prelevare campioni d'acqua da ogni falda. 	<ul style="list-style-type: none"> - Questi tipi di impianti non sono facilmente reperibili sul mercato; - Con questo tipo di perforazione il costo metrico è elevato; - A volte risulta difficile estrarre la tubazione di rivestimento se è stata installata molto profondamente.
Perforazione con trivella continua ad asta cava	<ul style="list-style-type: none"> - Si usano impianti di piccole dimensioni, quindi di facile installazione; - Non vengono utilizzati fluidi di perforazione pertanto non si ha pericolo di inquinamento accidentale; - Non esiste il pericolo di franamento del terreno incoerente durante l'installazione della tubazione di rivestimento. 	<ul style="list-style-type: none"> - Non è possibile perforare terreni compatti; - La profondità raggiungibile è molto limitata (eccezionalmente si possono raggiungere 40-50 m); - Vi è difficoltà a prelevare campioni quotati di terreno; - È difficile individuare la quota del livello d'acqua; - È quasi impossibile utilizzarlo al di sotto della superficie d'acqua.
Perforazione con trivella ad asta piena	<ul style="list-style-type: none"> - Si usano impianti di piccole dimensioni, quindi di facile installazione; - Non vengono utilizzati fluidi di perforazione pertanto non si ha pericolo di inquinamento accidentale; 	<ul style="list-style-type: none"> - Non è possibile perforare terreni compatti; - La profondità raggiungibile è molto limitata (eccezionalmente si possono raggiungere 40-50 m); - Possono verificarsi facilmente franamenti del pozzo durante l'estrazione della trivella; - Vi è difficoltà a prelevare campioni quotati di terreno; - È difficile individuare la quota del livello d'acqua; - È quasi impossibile utilizzarlo al di sotto della superficie d'acqua.
Pozzi battuti	<ul style="list-style-type: none"> - Non si usano fluidi di perforazione; - Si opera con piccoli impianti di facile installazione; - Non esistono pericoli di franamenti del terreno; - È possibile localizzare il livello dell'acqua. 	<ul style="list-style-type: none"> - Si può operare solamente in terreni teneri e di piccola granulometria; - Non è possibile isolare idraulicamente la parte filtrante della tubazione; - Non è possibile prelevare campioni del terreno attraversato; - Non si possono raggiungere grandi profondità (da 30 a 60 metri, a seconda del tipo di terreno e del diametro della tubazione (2-4'')).

<i>Tecnica di perforazione</i>	<i>Vantaggi</i>	<i>Svantaggi</i>
Perforazione con tecnica "Cable tool"	<ul style="list-style-type: none"> - Si può perforare qualsiasi tipo di terreno; - Si possono installare pozzi di varie profondità e diametro; - Facilità di installazione del pozzo; - Facilità di sviluppo del pozzo; - Prelievo di eccellenti campioni di materiale sciolto grossolano. 	<ul style="list-style-type: none"> - Velocità di scavo relativamente bassa; - Può essere tenuto sotto controllo il rigonfiamento dei materiali non consolidati.
Pozzi guidati	<ul style="list-style-type: none"> - Consentono il monitoraggio del livello dell'acqua in falde poco profonde; - Possono essere prelevati campioni d'acqua; - Consentono il prelievo di acqua; - Il loro basso costo consente lo sviluppo di molti punti di monitoraggio. 	<ul style="list-style-type: none"> - Possono arrivare ad una profondità massima di circa 15 metri (tranne che nella sabbia); - Tubo di rivestimento di piccolo diametro; - Non consentono il campionamento di terreno; - Rivestimenti di acciaio potrebbero interferire con le caratteristiche chimiche dell'acqua; - Non fornendo la stratigrafia del sottosuolo, si rende difficoltoso l'accertamento di una eventuale contaminazione di acquiferi sottostanti; - Non possono penetrare materiali densi e/o secchi; - Non si ha lo sviluppo di un'intercapedine.
Perforazione a iniezione	<ul style="list-style-type: none"> - Perforazione rapida e a basso costo; - Si opera con impianti di piccole dimensioni. 	<ul style="list-style-type: none"> - Si può perforare solo in terreni molto incoerenti e a granulometria fine; - Possono crearsi facilmente inquinamenti causati dalla grande quantità di acqua che viene pompata nel pozzo; - Non è possibile isolare idraulicamente la parte filtrante della tubazione; - In genere si possono installare tubi con diametro al massimo di 2-3''; - Non è possibile raggiungere profondità maggiori di 10-15 metri; - È necessaria una grande quantità d'acqua; - È difficile localizzare il livello d'acqua e prelevare buoni campioni di terreno.

Tab. 10 – Vantaggi e svantaggi dei sistemi di perforazione

4.2 Scelta dei materiali, completamento e sviluppo

4.2.1 Caratteristiche chimiche dei materiali

La realizzazione di pozzi o piezometri di monitoraggio deve essere effettuata in modo da non alterare le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua e dell'acquifero. Infatti il verificarsi di fenomeni quali adsorbimento, desorbimento o rilascio di sostanze, potrebbero alterare la presenza delle sostanze realmente presenti nell'acqua da analizzare.

Tuttavia, ogni metodo di perforazione, presenta vantaggi e svantaggi, legati anche alla natura dei terreni attraversati. Pertanto non esiste una metodologia ideale (a percussione, a rotazione o mediante trivella), ma importante è la scelta del materiale da utilizzare per il completamento del pozzo o del piezometro, la quale deve essere finalizzata a garantire la durata nei confronti di processi di attacco e degradazione chimico-fisica da parte dei contaminanti. Infatti, in presenza di soluzioni acquose chimicamente reattive, alcuni componenti potrebbero essere rilasciati nei campioni che vengono prelevati, i quali, pertanto, non sono da ritenersi rappresentativi. Quindi è necessario scegliere i materiali delle tubazioni tenendo presente le potenziali interazioni con le sostanze presenti in falda.

Le tubazioni comunemente utilizzate possono essere schematicamente suddivise in tre tipologie:

- in acciaio: al carbonio, inossidabile, galvanizzato;
- a base di fluoropolimeri: politetrafluoroetilene (PTFE), fluoroetilene (TFE), etilen propilene fluorato (FEP);

- in materiali termoplastici: cloruro di polivinile (PVC), acrilonitrile butadiene stirene (ABS), polipropilene (PP), polietilene ad alta densità (HDPE);



Fig. 29 – Rivestimenti in PVC (da Enviroequip)



Fig. 30 – Piezometro in polietilene (HDPE) a tubo aperto (da Drill Service s.n.c.)



Fig. 31 – Piezometro in PVC a tubo aperto aperto (da Drill Service s.n.c.)

La scelta del materiale deve essere effettuata in funzione dei potenziali contaminanti presenti.

Le tubazioni in acciaio al carbonio sono soggette a corrosione che può essere ritardata da una zincatura a caldo; l'acciaio inossidabile è più sicuro, ma anche più costoso e, in particolari condizioni, può liberare ioni di Ni e Cr provocando contaminazione indotta delle acque.

I fluoropolimeri sono più inerti e stabili e sono inattaccabili dagli acidi anche più aggressivi (alcuni esempi sono le tubazioni in “Teflon” e “Algofon”), per contro, tali materiali, difficilmente reperibili in Italia, risultano molto costosi e presentano scarsa resistenza meccanica.

I materiali più versatili e maggiormente utilizzati sono i materiali termoplastici, che possiedono una buona resistenza meccanica, anche se minore degli acciai, e una buona resistenza all'attacco chimico, ad eccezione di alcuni solventi organici, quali chetoni, aldeidi, ammine, alcheni ed alcuni clorurati.

In tabella 11 viene riportato un confronto tra le principali caratteristiche dei tubi in PTFE, in acciaio inossidabile e in PVC.

	Vantaggi	Svantaggi
Tubi in PTFE	<ul style="list-style-type: none"> - Possono essere usati in un ampio range di temperature; - Inerti agli acidi e ai solventi; - Facili da costruire, installare ed estrarre; - Sono i più adatti per il monitoraggio dei metalli. 	<ul style="list-style-type: none"> - Possono adsorbire/desorbire sostanze organiche da/in soluzione; - Solamente se fessurati possono fungere da tubi finestrati ; - Possono avere un comportamento duttile in prossimità delle scanalature (per es. dei tubi finestrati); - L'estrema flessibilità del PTFE può causare la curvatura dei tubi e l'installazione di pozzi non verticali. - La non rigidità del PTFE può causare l'inefficienza della sigillatura dell'intercapedine; - Hanno un peso moderato ed una bassa resistenza per unità di lunghezza. - Non sono adatti per pozzi battuti; - Hanno un costo relativo più alto dei tubi in acciaio inossidabile e in PVC.
Tubi in acciaio inossidabile	<ul style="list-style-type: none"> - Alta resistenza in un ampio range di temperature; - Facilmente reperibili; - Disponibilità di finestrature con ampie fessure (per tubi finestrati); - Adatti per pozzi battuti; - Non intaccabili da sostanze organiche; - Basso potenziale di assorbimento di sostanze organiche; - Sono i più adatti per il monitoraggio di sostanze organiche. 	<ul style="list-style-type: none"> - Possono corrodere in particolari condizioni geochimiche e microbiologiche; - Possono adsorbire cationi ed anioni; - Possono rilasciare ioni metallici (ferro, cromo, nichel, manganese) nei campioni d'acqua; - Posseggono un elevato peso per unità di lunghezza; - L'acciaio inossidabile 304 e 316 non è adatto per il monitoraggio di sostanze inorganiche.
Tubi in PVC	<ul style="list-style-type: none"> - Resistenti a corrosione galvanica ed elettrochimica; - Modesto peso che consente una facile installazione; - Alta resistenza all'abrasione; - Richiedono scarsa manutenzione; - Flessibilità e lavorabilità nell'essere tagliati e giuntati; - Alta resistenza e basso peso per unità di lunghezza; - Facilmente reperibili; - Costo più basso dei tubi in PTFE ed in acciaio; - Disponibilità di finestrature con ampie fessure (per tubi finestrati); - Rappresentano una buona scelta nel monitoraggio di sostanze sia organiche che inorganiche in basse concentrazioni. 	<ul style="list-style-type: none"> - Possono degradarsi in presenza di alcuni solventi organici, specialmente chetoni a basso peso molecolare, ammine, aldeidi, alcheni clorurati ed alcani; - Possono cedere se soggetti ad elevate pressioni differenziali; infatti sono più fragili e meno rigidi dei tubi in acciaio; - Possono cedere se soggetti ad elevate temperature (ad es. durante la cementazione); - Una lunga esposizione di alcuni materiali termoplastici ai raggi ultravioletti delle radiazioni solari e/o alle basse temperature, può causare una loro fragilità ed una graduale perdita di resistenza all'impatto; - Non sono adatti per pozzi battuti.

Tab. 11 – Vantaggi e svantaggi nell'utilizzo di tubi in PTFE, acciaio inossidabile e PVC

Nella tabella 12 vengono riportate le principali precauzioni da adottare nella scelta dei materiali dei tubi di rivestimento.

Da non usare	Da usare
PTFE se la profondità del pozzo supera i 70-115 m	PVC, ABS, Acciaio inossidabile
PVC o ABS se la profondità del pozzo supera i 370-610 m	Acciaio inossidabile
Acciaio inossidabile se il PH < 7	PVC, ABS, PTFE
Acciaio inossidabile se D.O. > 2 ppm	PVC, ABS, PTFE
Acciaio inossidabile se H ₂ S = 1 ppm	PVC, ABS, PTFE
Acciaio inossidabile se TDS > 1000 ppm	PVC, ABS, PTFE
Acciaio inossidabile se CO ₂ > 50 ppm	PVC, ABS, PTFE
Acciaio inossidabile se Cl ⁻ > 500 ppm	PVC, ABS, PTFE
PVC in presenza di un agente puro solvente per il PVC, o se la sua concentrazione supera di 0,25 volte la sua solubilità in acqua	Acciaio inossidabile, PTFE
Solventi per unire i giunti dei tubi in PVC	Rivestimenti in PVC trattato
Giunti saldati in acciaio inossidabile	Rivestimenti in Acciaio inossidabile trattato
Qualsiasi tipo di tubi in PVC se non conformi alle norme ASTM-NSF (D-1785 e F-480)	Tubi approvati dalle norme ASTM-NSF (D-1785 e F-480)
Qualsiasi tipo di tubi in Acciaio inossidabile se non conformi alle norme ASTM (A-312)	Tubi in acciaio inossidabile 304 e 316, approvati dalle norme ASTM (A-312)
Qualsiasi tipo di tubi in ABS se non conformi alle norme ASTM	Tubi approvati dalle norme ASTM (F-480)

Tab. 12 – Principali precauzioni da seguire nella scelta dei materiali dei tubi di rivestimento dei pozzi di monitoraggio (da USEPA, 1991)

Le variazioni chimiche avvengono solo nell'acqua contenuta nella colonna del pozzo ed in quella sita nelle immediate vicinanze; in questi casi, pertanto, prima di effettuare il campionamento, è buona norma eliminare un volume d'acqua pari a 8-10 volte il contenuto del pozzo.

Risulta inoltre necessario lavare accuratamente tutte le tubazioni prima della posa in opera, ma evitare una disinfezione con ipoclorito di sodio per evitare la formazione di triclorometano (Provincia di Milano, 2000).

Le giunzioni tra i vari spezzoni di tubi possono essere fatte o mediante saldatura o tramite filettatura. Se si utilizzano tubi d'acciaio avvitati, non si deve lubrificare la filettatura, mentre se si usano tubi di materiale plastico non si devono usare colle speciali: in entrambe i casi, infatti, i prodotti usati possono causare, anche se solo temporaneamente, l'alterazione chimica dell'acqua. Lo stesso fenomeno è causato dalla catramina, normalmente usata per rivestire i tubi di acciaio.

4.2.2 Caratteristiche di resistenza dei materiali

I materiali con cui vengono realizzati i tubi di rivestimento dei pozzi o i filtri devono mantenere la loro integrità strutturale nonché la durabilità per tutto il tempo in cui vengono impiegati. In particolare, i rivestimenti dei pozzi ed i tubi finestrati, dovrebbero essere in grado di resistere sia alle sollecitazioni che subiscono durante e dopo la loro installazione, sia a quelle che subiscono in fase di esercizio, comprese quelle dovute alla loro sospensione nel foro, alla cementazione, allo spurgo, al pompaggio, al campionamento e tutte quelle tensioni esercitate dalle formazioni litologiche circostanti.

Nella valutazione della resistenza di tali materiali, in genere vengono presi in considerazione tre parametri:

- Resistenza a trazione;
- Resistenza a compressione;
- Resistenza al collasso.

La **resistenza a trazione** di un materiale è definita come il maggiore sforzo longitudinale che il materiale possa sopportare senza spaccarsi.

La resistenza a trazione varia con la composizione, le tecniche di fabbricazione, i tipi di giunzioni e le dimensioni del tubo.

Per quanto riguarda i materiali costituenti i tubi di rivestimento ed i tubi finestrati, questi devono avere una resistenza a trazione tale da resistere al loro stesso peso nel momento in cui viene scavato il pozzo e, pertanto, viene meno il supporto dato dal terreno.

La resistenza a trazione dei giunti dei tubi è importante come quella dei tubi stessi: infatti, poiché il giunto è generalmente la parte più fragile dell'intero rivestimento, la sua resistenza è quella che determina il massimo carico assiale che può essere applicato al tubo. In genere, quando il foro è parzialmente riempito d'acqua, la forza da essa esplicata permette l'installazione di un rivestimento più lungo (AA.VV., 1992).

La **resistenza a compressione** di un materiale è definita come lo sforzo più grande che esso può sopportare senza deformarsi. I tubi non supportati hanno una resistenza a compressione più bassa di quella posseduta da un rivestimento ben consolidato e riempito, in quanto le forze verticali diminuiscono considerevolmente a causa dell'adesione del terreno. Questa componente di attrito implica che le proprietà dei materiali costituenti il tubo di rivestimento siano maggiormente determinanti, nella resistenza a compressione, rispetto allo spessore del tubo stesso (AA.VV., 1992).

La **resistenza al collasso** è definita come la capacità di un tubo di rivestimento di resistere al collasso se sottoposto a carichi esterni durante e dopo la sua installazione. La resistenza al collasso è determinata principalmente dal diametro esterno e dallo spessore del rivestimento (essa è direttamente proporzionale al cubo dello spessore del tubo). Inoltre è

influenzata da altre caratteristiche fisiche del rivestimento, tra cui la rigidità (AA.VV., 1992).

I tubi di rivestimento ed i tubi finestrati sono molto suscettibili al collasso durante l'installazione ed in fase di esercizio. I carichi esterni che possono provocare il collasso sono:

- Pressione idrostatica, quando il livello statico dell'acqua al di fuori del pozzo è maggiore di quello dell'acqua all'interno del pozzo stesso;
- Carichi asimmetrici risultanti da una distribuzione irregolare del dreno;
- Cedimenti differenziali di formazioni instabili;
- Improvvisa estrazione del materiale che aveva temporaneamente riempito l'intercapedine intorno al rivestimento.
- Peso del cemento, ed effetto del calore di idratazione della malta liquida sulla parte esterna del rivestimento parzialmente riempito d'acqua;
- Abbassamento del tubo di rivestimento causato da un eccessivo pompaggio;
- Forze associate allo sviluppo del pozzo, le quali producono pressioni differenziali sul tubo di rivestimento (AA.VV., 1992).

Pertanto i tubi di rivestimento sono soggetti a pressioni esterne che ne possono causare lo schiacciamento. Questo può essere di due tipi:

- Schiacciamento di tipo elastico: se viene meno la pressione che ha determinato lo schiacciamento del tubo, questo ritorna nelle sue condizioni iniziali;
- Schiacciamento di tipo plastico: eliminata la pressione che ha schiacciato il tubo, questo rimane deformato.

Inizialmente, aumentando la pressione, si ha una deformazione elastica ed il tubo assume la forma di un'ellisse (figura 32.a); successivamente, quando la pressione raggiunge un valore critico, si ha la deformazione plastica (figura 32.b) e da questo momento il tubo non sopporta più alcuna pressione (Chiesa G., 1991).

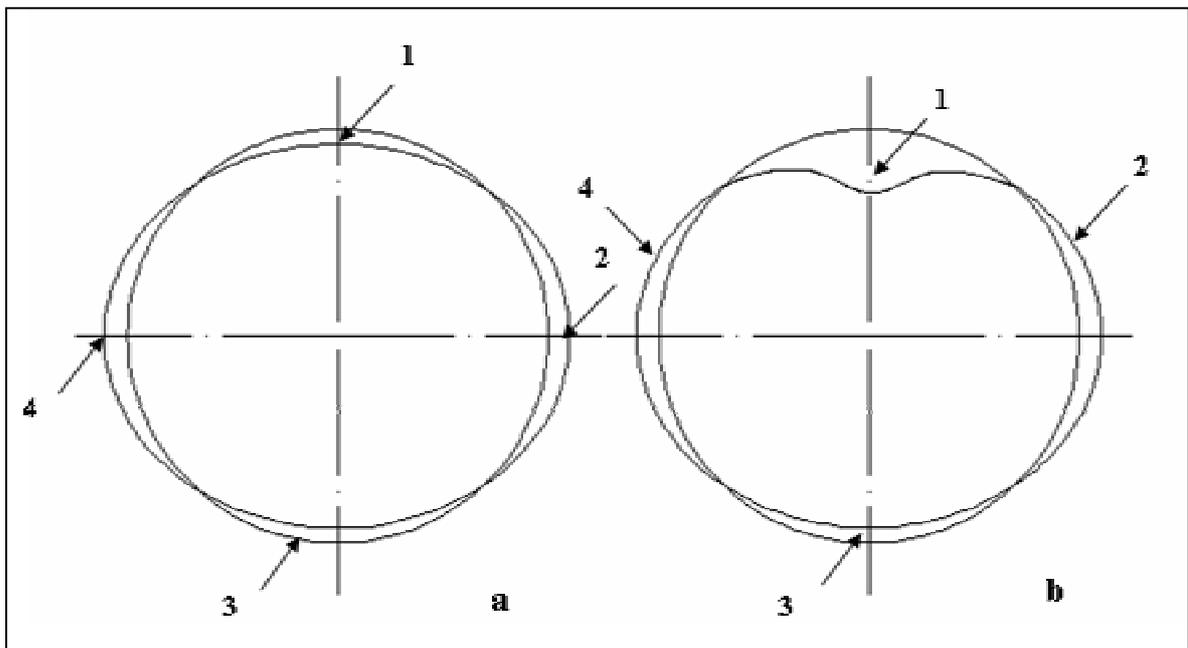


Fig. 32 – Deformazione di un tubo non saldato; a) deformazione elastica; b) deformazione plastica; 1,2,3,4 punti di maggiore deformazione (da Chiesa G., 1991, modificato).

In figura 33 si riporta il diagramma della deformazione del tubo in funzione della pressione, ricavato in laboratorio ponendo il tubo in esame entro un altro tubo e mettendo in pressione l'intercapedine tra i due tubi.

Nella tabella 13 si riporta, invece, un confronto tra le resistenze di diversi materiali usati per la realizzazione dei tubi di rivestimento dei pozzi.

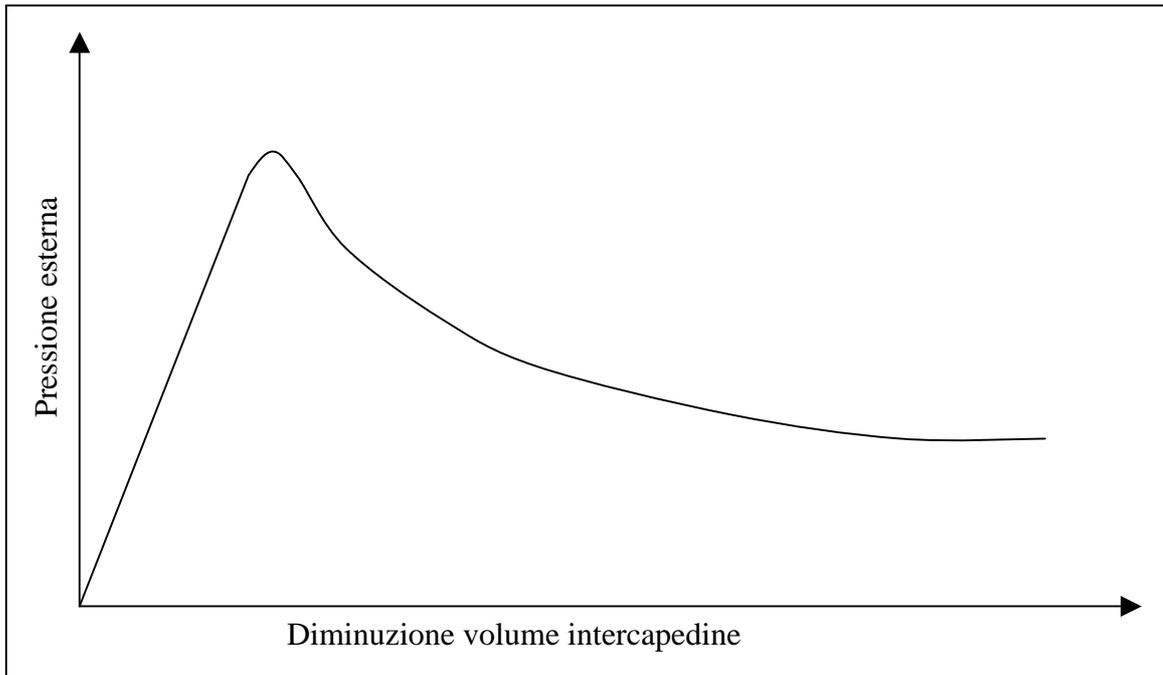


Fig. 33 – Variazione della pressione di un tubo in funzione della pressione

COMPARATIVE STRENGTHS OF WELL MATERIALS^a (NIELSEN AND SCIALLA, 1991)

Material	Casing Tensile Strength (lb)		Casing Collapse Strength (lb/in ²)	
	2-in. nominal	4-in. nominal	2-in. nominal	4-in. nominal
Polyvinylchloride (PVC)	7,500	22,000	307	158
PVC casing joint ^b	2,800	8,050	300	150
Stainless steel (SS) ^c	37,760	92,000	896	315
SS casing joint ^d	15,900	81,750	No data	No data
Polytetrafluoroethylene (PTFE)	3,800	No data	No data	No data
PTFE casing joints ^b	540	1,800	No data	No data
Epoxy fiberglass	22,600	56,500	330	250
Epoxy casing joints ^d	14,000	30,000	230	150
Acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS)	8,830	22,000	No data	No data
ABS casing joints ^d	3,380	5,600	No data	No data

^aInformation provided by E. I. du Pont de Nemours & Company, Wilmington, DE.
^bAll joints are flush-threaded.
^cStainless steel casing materials are Schedule 5 with Schedule 40 joints; other casing materials (PVC, PTFE, epoxy, ABS) are Schedule 40.
^dJoints are not flush-threaded, but are a special type that is thicker than Schedule 40.

Tab. 13 – Resistenze dei materiali per tubi di rivestimento di pozzi (da Nielsen, Scialla, 1991)

4.3 Parametri progettuali, completamento e sviluppo del pozzo

4.3.1 Diametro del pozzo

Il diametro del rivestimento del pozzo dipende dal tipo di utilizzo del pozzo stesso: se il pozzo deve funzionare come pozzo di pompaggio (per la determinazione dei parametri idrogeologici) o come pozzo di disinquinamento, dovrà avere un diametro sufficiente a contenere la pompa. Se si tratta di pozzo di monitoraggio, il suo diametro, invece, potrà essere piccolo (2-4’’).

Un pozzetto di controllo dovrebbe avere un diametro non inferiore a 4’’, al fine di permettere il passaggio di qualsiasi tipo di campionatore o anche di piccole pompe sommerse. Tuttavia, esistono anche campionatori che possono essere utilizzati in pozzi da 2-3’’.

Per quanto riguarda il metodo di perforazione, dipende da diversi fattori:

- Per la realizzazione di pozzi di diametro abbastanza grande (250-300 mm) si può utilizzare il metodo a percussione o a circolazione diretta (però, qualora si volesse analizzare anche il terreno estratto, si deve usare solamente il metodo a percussione a secco con benna nella zona aerata e sonda in quella satura);
- Per la realizzazione di pozzi di piccolo diametro, il metodo migliore è quello a carotaggio continuo a secco (eventualmente, per favorire l’inserimento della tubazione di rivestimento provvisorio, si può operare con acqua) (Chiesa G., 1992).

4.3.2 Filtro

Il filtro ha lo scopo di sostenere le pareti dello scavo in corrispondenza della falda e di lasciar passare l'acqua, ma non il terreno, durante l'esercizio del pozzo. Deve perciò avere le seguenti caratteristiche:

- Finestrature di dimensioni tali da trattenere dal 90% al 100% del materiale costituente il dreno artificiale, oppure dal 50% al 100% del materiale naturale (AA.VV., 1992);
- Aperture sagomate (punzionate o formate da fili sovrapposti) in modo da non essere intasate dai grani del terreno:
 - Aperture circolari e quadrate: non molto usate perché facilmente intasabili;
 - Aperture rettangolari: meno intasabili, in quanto i punti di contatto dei grani sono solo due;
 - Aperture a ponte: non fanno diminuire di molto la resistenza meccanica del tubo e non tendono ad intasarsi; inoltre, per le loro piccole dimensioni, vanno bene per qualsiasi granulometria;
 - Aperture quadrate o rettangolari con deflettore o a persiana: non tendono ad intasarsi e trattengono la parte di terreno che cade dall'alto, ma non possono essere utilizzate nel caso di dreno artificiale, in quanto rendono difficile l'assestamento del dreno stesso (Chiesa G., 1992).



Fig. 34 – Filtri per pozzi. a: filtro in acciaio (Johnson); b: filtri in PVC

- Finestrature uniformemente distribuite lungo tutta la loro superficie laterale;
- Forma delle finestrature tale da provocare le minori perdite di carico possibili;
- Rapporto superficie aperta/superficie totale (superficie filtrante) più elevato possibile.
- Sufficiente resistenza meccanica allo schiacciamento;
- Materiale resistente alla corrosione;
- Diametro tale da produrre le minori perdite di carico possibili al suo interno (in genere il diametro interno nominale minimo è di 50 mm, per permettere l'introduzione ed il recupero dei campionatori) (Chiesa G., 1992);
- Lunghezza tale da garantire un corretto campionamento: in genere, i pozzi o i piezometri utilizzati per monitorare un flusso discreto (ad esempio in ghiaia con stratificazioni di argilla), sono completati utilizzando filtri corti (70 centimetri o meno). Tuttavia, per evitare una eccessiva diluizione, sarebbe opportuno disporre filtri con una lunghezza minima da garantire

l'intercettazione del plume di inquinante, soprattutto in acquiferi profondi. La lunghezza del filtro non dovrebbe, però, superare i 3 metri (AA.VV., 1992).

Tranne nel caso in cui siano presenti DNAPL, si può avere un tubo di fondo che permette ai sedimenti di depositarsi, per evitare l'intasamento del pozzo.

4.3.3 Dreno

L'intercapedine tra lo scavo e il tubo di rivestimento o il filtro, deve essere riempita in maniera tale da minimizzare il passaggio dei grani costituenti la formazione acquifera, nel pozzo. Nei pozzi perforati in roccia, spesso il filtro, e di conseguenza anche il dreno, non risultano necessari. Tuttavia, ciò rappresenta un'eccezione; nella maggior parte delle formazioni geologiche, il dreno risulta necessario ed in particolare quando:

- La formazione attraversata è poco gradata;
- È necessario un filtro molto lungo e il pozzo passa attraverso formazioni stratificate con grani di svariate dimensioni;
- La formazione attraversata è costituita da sabbia fine uniforme, limo o argilla;
- La formazione attraversata è sottilmente stratificata;
- La formazione attraversata è costituita da arenaria poco consolidata;
- La formazione attraversata è molto fratturata ed attraversata da canalicoli di grandi dimensioni;
- La formazione attraversata è formata da scisti, che possono provocare una costante torbidità dei campioni d'acqua.
- Il diametro dello scavo è molto più grande di quello del filtro (AA.VV., 1992).

Quando si usa una formazione naturale come dreno, questa deve essere di grana grossa, permeabile e granulometricamente uniforme.

Il dreno dovrebbe essere chimicamente inerte. I migliori dreni sono costituiti da quarzo, sabbia o sferette di vetro.

In genere vengono installati due dreni (dreno primario e secondario), sia intorno che sopra il filtro.

Il ***dreno primario*** è costituito da un cilindro di materiale che riempie l'intercapedine intorno al filtro e trattiene e stabilizza le formazioni geologiche costituenti l'acquifero.

Le dimensioni dei grani e la gradazione sono tali da far passare nel filtro solamente le particelle più piccole durante lo sviluppo del pozzo.

In genere il dreno primario è costituito da materiale avente il 30% della frazione più fine (d_{30}) di dimensioni circa 4-10 volte maggiori di quelle costituenti il 30% della frazione più fine del materiale costituente l'acquifero.

Il dreno primario deve essere chimicamente inerte, cioè costituito essenzialmente da quarzo e non deve contenere calcare o altri tipi di formazioni calcaree né sostanze organiche (come lignite). In alternativa possono essere utilizzate sferette di vetro, mentre non è indicato l'impiego del materiale di risulta dello scavo, il quale potrebbe aver subito contaminazioni.

Un metodo per installare il filtro primario può essere quello di inserire un tubo di piccolo diametro nell'intercapedine tra il tubo di rivestimento e le pareti dello scavo, fino all'altezza del fondo del filtro. Il materiale che andrà a formare il dreno viene, quindi, fatto scendere in questo tubo, riempiendo tutta l'intercapedine fino ad arrivare ad un'altezza, al di sopra della sommità del filtro, pari al 20% dell'altezza del filtro, oppure per un'altezza di circa 70 cm dalla sommità del filtro stesso (AA.VV., 1997).

Il ***dreno secondario*** è costituito da grani di dimensioni più piccole di quello primario ed è posto al di sopra di esso. Tale dreno ha lo scopo di non far

passare il materiale utilizzato per la sigillatura dell'intercapedine, nel dreno primario e, quindi, nell'acqua da campionare. Il dreno secondario è costituito da materiale inerte, simile a quello costituente il dreno primario.

Il metodo di installazione è simile a quello utilizzato per installare il dreno primario, anche se risulta più problematico in quanto il materiale è meno denso e potrebbe non scendere bene per forza di gravità, all'interno dei tubi. Qualora risultasse difficoltoso installare il dreno secondario, si potrebbe prolungare quello primario per circa 1,5 m al di sopra della sommità del filtro (AA.VV., 1997).

In formazioni carsificate o in rocce altamente fratturate, la configurazione delle cavità che possono essere situate in prossimità dello scavo, spesso non è nota. Perciò, in tali condizioni, l'installazione del dreno può risultare difficoltosa se non impossibile.

Infine, è molto importante sottolineare che, sia il dreno primario, sia quello secondario, non debbano attraversare due formazioni acquifere rese comunicanti dalla perforazione; in tal caso, infatti, si instaurerebbe un interscambio di acqua tra i due acquiferi, con possibilità di contaminazioni o, quanto meno, di miscelazione tra le proprietà chimiche delle due falde (figura 35) (AA.VV., 1997).

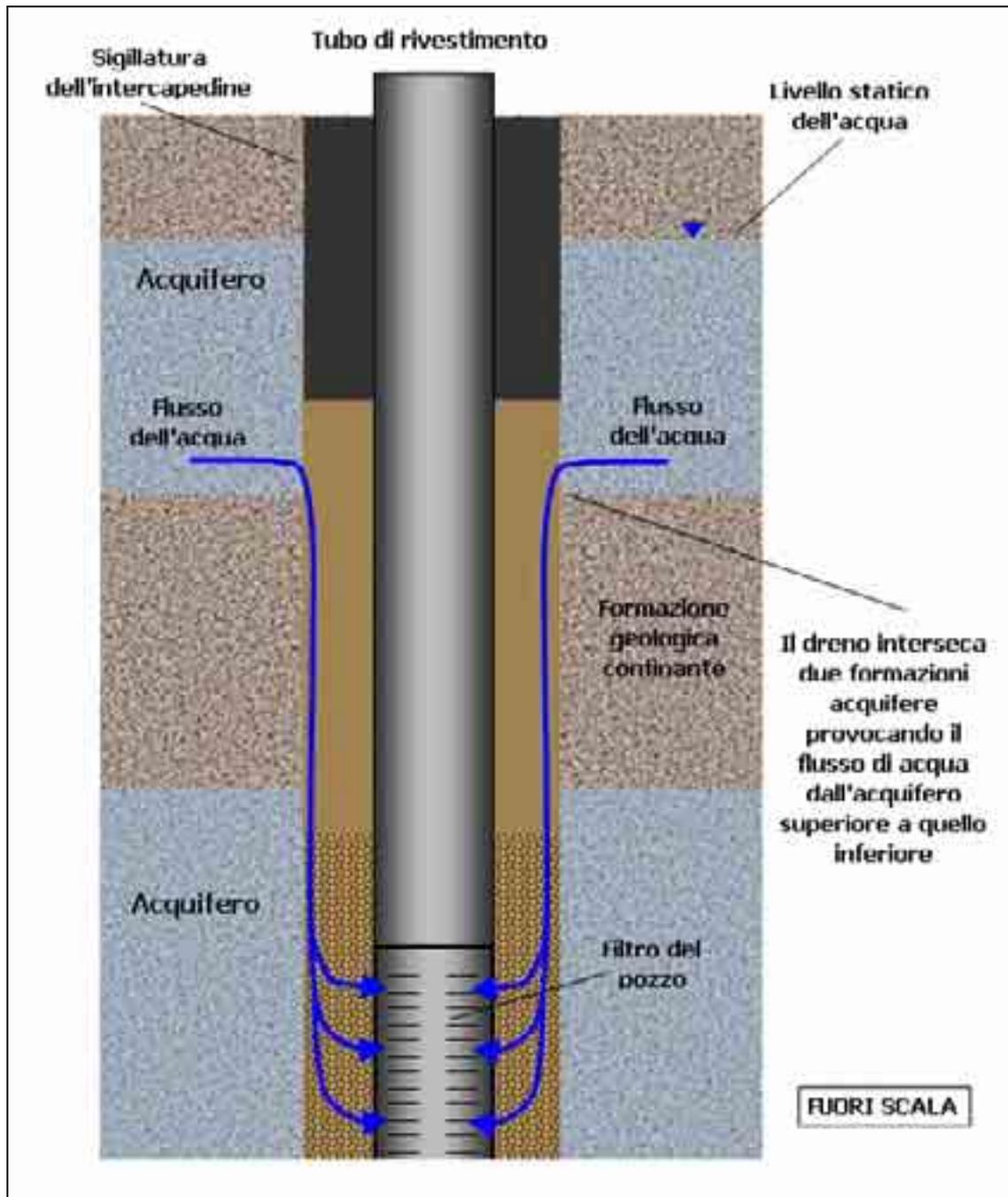


Fig. 35 – L'installazione di un dreno molto lungo può causare il prelievo di campioni d'acqua non rappresentativi

4.3.4 Sigillatura del pozzo

Ogni tipo di pozzo o piezometro deve essere cementato nella sua parte superiore con prodotti sigillanti quali cemento puro, cemento mescolato con bentonite, argilla, affinché l'acqua superficiale non trovi una via preferenziale per infiltrarsi nel sottosuolo.

In teoria, i materiali sigillanti dovrebbero essere chimicamente inerti rispetto ai costituenti che ci si aspetta di trovare in falda; inoltre devono essere caratterizzati da un coefficiente di permeabilità di almeno due ordini di grandezza minore del materiale naturale a contatto.

Esistono due tipi di sigillatura: la sigillatura dell'intercapedine e quella della superficie.

La *sigillatura dell'intercapedine* forma un tappo di materiale denso sopra il dreno, che impedisce l'infiltrazione verticale dell'acqua esterna nel sistema acquifero. In genere è costituita da materiali, quali cemento o bentonite, che vengono pompati o colati nell'intercapedine andando a ricoprire il dreno secondario per almeno 1-1,5 metri, in modo da garantire un'opportuna protezione del pozzo. Una sigillatura ideale dovrebbe poter essere installata rapidamente, riempire perfettamente l'intercapedine tra il tubo di rivestimento e le pareti dello scavo, essere chimicamente inerte, duratura e resistente al deterioramento.

Non è indicato utilizzare per la sigillatura i materiali di risulta dello scavo, i quali potrebbero essere contaminati o aver subito una contaminazione durante lo scavo. Tuttavia, sovente vengono utilizzati per la loro facile disponibilità a costo nullo (AA.VV., 1997).

La *sigillatura superficiale* evita l'infiltrazione dell'acqua meteorica che, dalla superficie del suolo, può giungere nell'intercapedine del pozzo. In genere viene realizzata con una leggera pendenza verso l'esterno del pozzo.

Solitamente viene impresso sulla superficie della sigillatura, un codice identificativo del pozzo stesso.

Per la realizzazione della sigillatura superficiale si preferisce il cemento alla bentonite, in quanto si richiede una maggiore resistenza agli agenti esterni, oltre al fatto che la bentonite potrebbe subire un processo di disseccamento. La profondità di tale sigillatura può essere di qualche metro (AA.VV., 1997).

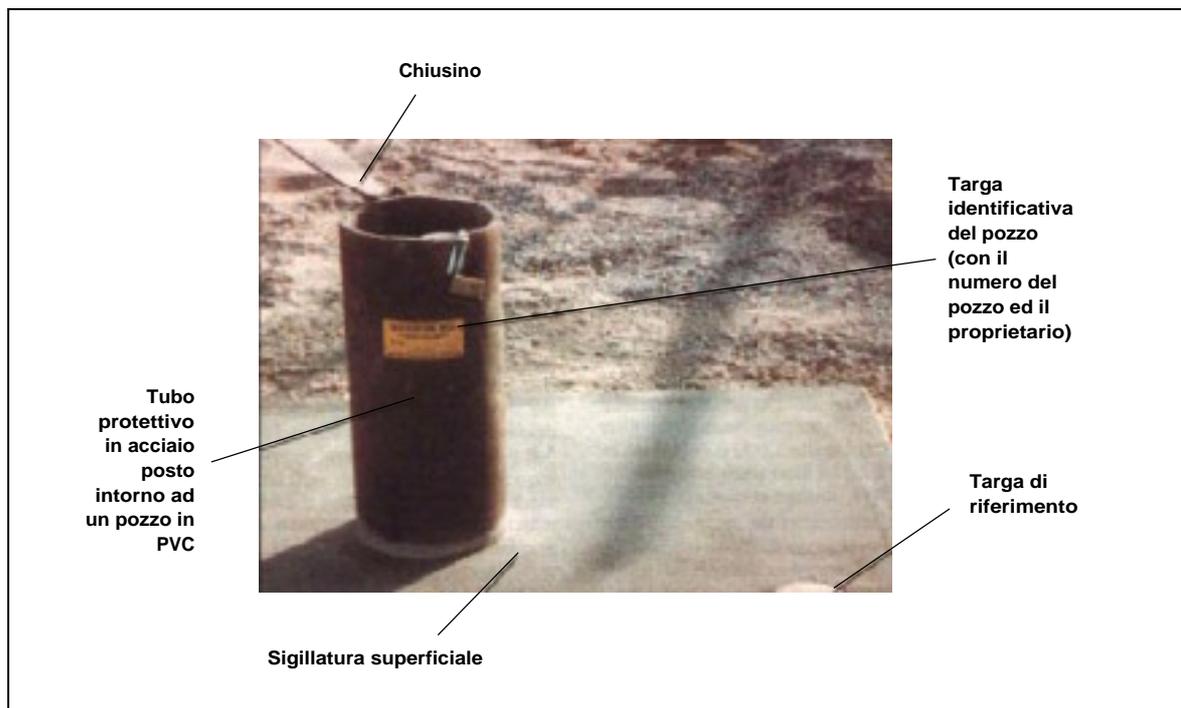


Fig. 36 – Sigillatura superficiale e tubo protettivo di un pozzo di monitoraggio

In genere, quindi, viene utilizzata la bentonite per la sigillatura dell'intercapedine ed il cemento per quella superficiale. Tuttavia, per la sigillatura dell'intercapedine viene utilizzato anche il cemento o una mistura di cemento e bentonite.

La **bentonite** è un silicato idrato di alluminio, composto prevalentemente da montmorillonite. Oltre ad essere chimicamente inerte rispetto al cemento, possiede due proprietà che la rendono adatta per la sigillatura:

- quando idratata, espande il suo volume di 10-15 volte;
- ha una bassa conducibilità idraulica (da 1×10^{-7} a 1×10^{-9} cm/s).

Essa è disponibile in palline, granuli e polvere.

Se in polvere, la si può pompare attraverso opportuni tubi, posti nell'intercapedine; se in grani o palline, la si versa direttamente nell'intercapedine. Il problema che si può presentare è che la bentonite tende ad idratarsi rapidamente, andandosi, in tal modo, ad attaccare al tubo o alle pareti dello scavo, formando una sorta di "ponte".

Inoltre, essa è caratterizzata da un PH elevato (8,5-10,5) e da un'alta capacità di scambio di cationi. Per tale motivo potrebbe alterare le caratteristiche chimiche dell'acqua, per rilascio di alluminio, sodio o manganese.

Al fine di evitare qualunque interferenza di tale prodotto con la falda, è necessario predisporre, al di sopra del dreno, uno strato di circa 50 cm di sabbia silicea, al di sopra del quale porre la bentonite.

Il **cemento** che viene utilizzato nella sigillatura del pozzo, in genere viene realizzato miscelando, in proporzione, circa 23 litri di cemento con 19 litri di acqua pura. La sigillatura viene effettuata pompando il cemento all'interno dell'intercapedine, mediante opportuni tubi, analogamente a quanto si è visto per la bentonite e per l'installazione del dreno.

I fattori che possono concorrere all'inefficienza della sigillatura sono:

- Prematura o parziale presa del cemento;
- Insufficiente lunghezza della sigillatura;
- La presenza di vuoti lungo la colonna di cemento;
- Eccessivo ritiro del cemento;
- Collasso del rivestimento.

Tali inconvenienti possono essere minimizzati pompando il cemento dal fondo dell'intercapedine verso l'alto molto lentamente, in modo da evitare la formazione di vuoti. Inoltre, si possono utilizzare degli additivi per contrastare l'eccessivo ritiro del cemento, ma questi possono causare un aumento della temperatura e del PH, provocando, così, la precipitazione di calcio e bicarbonato dell'acqua che ha un PH minore di quello del cemento (AA.VV., 1997).

4.3.5 Rivestimento protettivo

Il rivestimento protettivo viene posto sia per proteggere il pozzo da eventuali danni, sia per renderlo inaccessibile a personale non autorizzato. Esso viene installato durante il getto della sigillatura superficiale ed è costituito da un tubo di acciaio (figura 36) munito di una copertura ed un foro (in genere di diametro di 0,25 in) che permette di convogliare verso l'esterno la condensa che può formarsi all'interno del tubo o l'acqua che può risalire per il verificarsi di momentanee condizioni artesiane.

Il tubo protettivo dovrebbe avere un diametro interno minimo di circa 50 mm e, preferibilmente, di 101 mm maggiore del diametro nominale del tubo di rivestimento del pozzo (AA.VV., 1997).

In figura 37 sono state riassunte le fasi dell'installazione di un pozzo di monitoraggio; in figura 38 viene rappresentato un pozzo di monitoraggio completo.

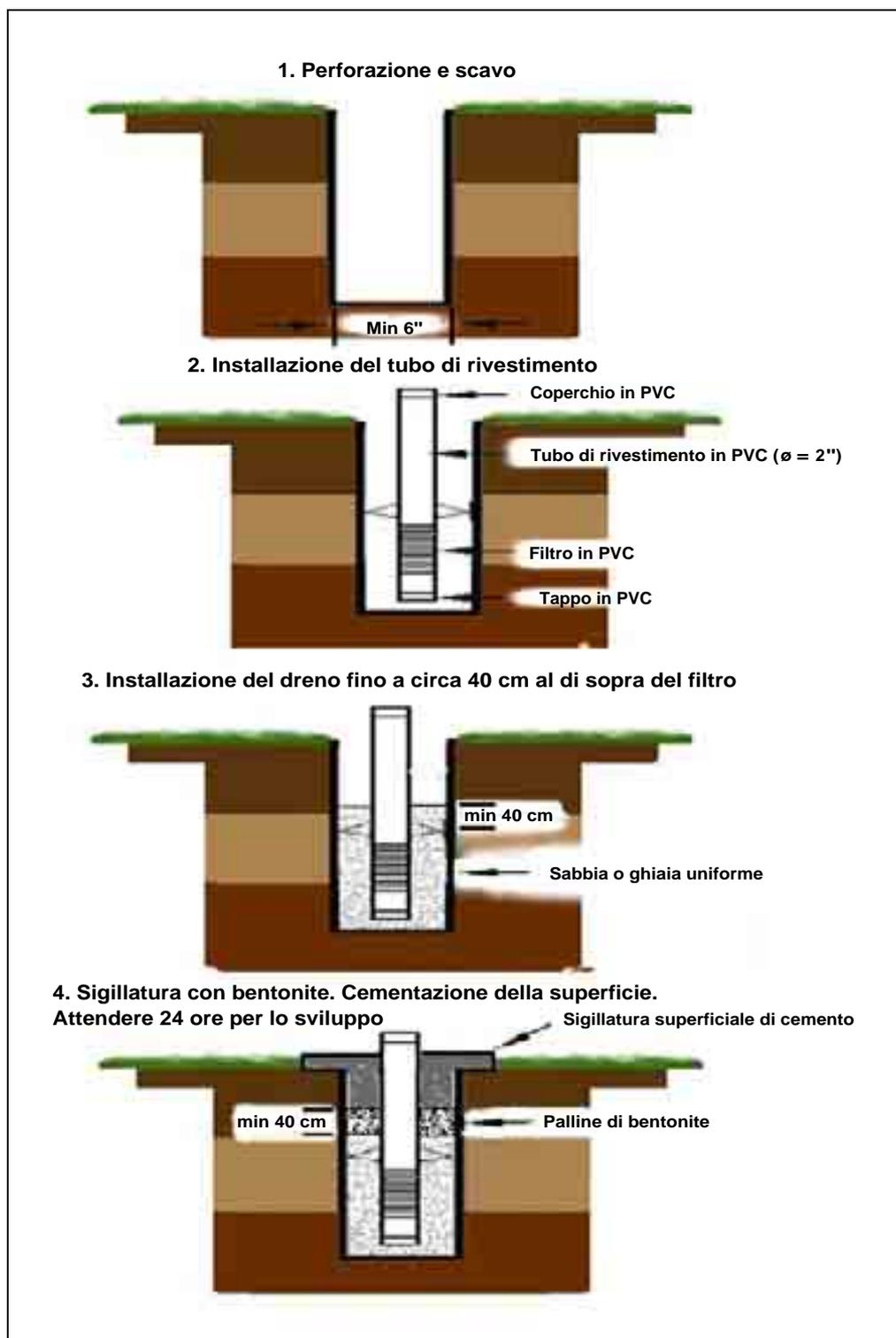


Fig. 37 – Fasi di installazione di un pozzo di monitoraggio

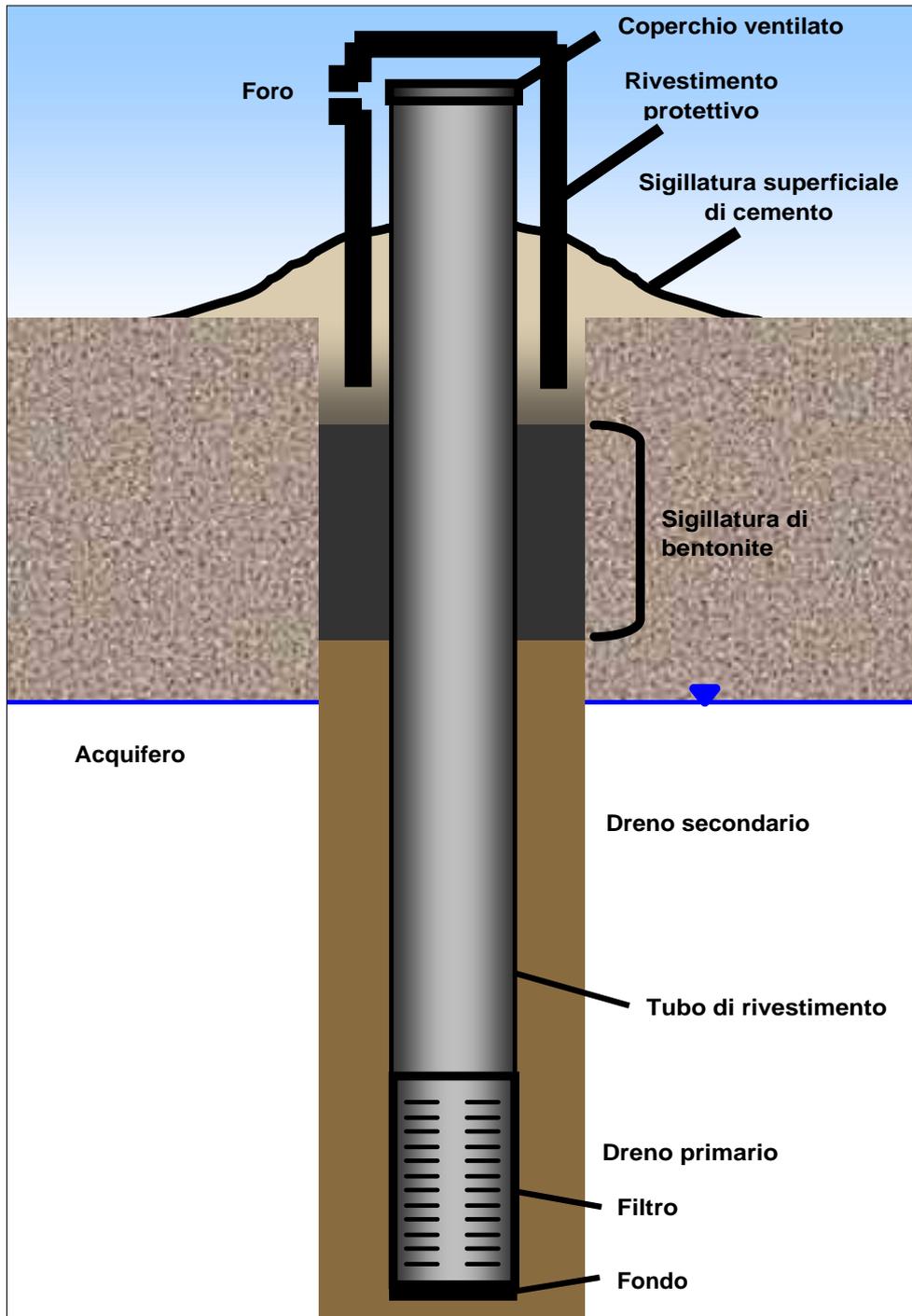


Fig. 38 – Pozzo di monitoraggio

4.4 Sviluppo del pozzo

Al termine della posa in opera della colonna finestrata e dell'esecuzione delle cementazioni, sarà necessario effettuare accurate operazioni di spurgo ai fini dello sviluppo ed attivazione del pozzo, con lo scopo di eliminare eventuali residui del fango di perforazione, aumentare la permeabilità locale dell'acquifero ed ottenere una migliore portata specifica (Provincia di Milano, 2000).

Tali operazioni andranno effettuate, a seconda della struttura e delle caratteristiche dell'opera, mediante pompaggio con elettropompa sommersa nel caso di perforazione a percussione o con il pistonaggio o lo spurgo con aria compressa (air lift) nel caso della perforazione a carotaggio continuo.

4.4.1 Pompaggio

Si utilizza una normale elettropompa sommersa o una pompa ad asse verticale priva della valvola di fondo.

Dapprima si fa funzionare la pompa per una decina di minuti, con la saracinesca poco aperta (cioè con una piccola portata), quindi si ferma la pompa. In tal modo, l'acqua contenuta nella tubazione di mandata torna nel pozzo creando una contropressione nella falda ed il relativo lavaggio controcorrente dei filtri e del dreno. Si ripete tale operazione più volte e poi si mette in pompaggio il pozzo in maniera continua con la stessa portata. Se esce acqua pulita, si ripetono tali operazioni, ma con portate via via crescenti (Chiesa G., 1992).

4.4.2 Pistonaggio

Viene utilizzato un pistone costituito da un cilindro fornito di guarnizioni di gomma, il cui diametro deve essere un po' più piccolo del diametro interno della tubazione di rivestimento. Sul pistone viene avvitata un'asta pesante (200-300 kg) in modo da conferirgli maggiore peso. Calato il pistone qualche metro sopra il filtro, si imprime un movimento alternato di sali-scendi, creando, così, un flusso alternato dell'acqua attraverso il filtro. Tale operazione viene successivamente ripetuta a quote sempre più basse, fino all'estremità inferiore del filtro.

È necessario porre molta attenzione nella fase iniziale del pistonaggio, in quanto, se viene sollevato il pistone troppo rapidamente, si può causare lo schiacciamento del filtro ed il suo intasamento.

Ad intervalli regolari si estrae il pistone dal pozzo e si provvede alla pulizia mediante una sonda. Nel caso in cui il pozzo fosse munito della cosiddetta "sacca di fondo", cioè uno spezzone di tubo chiuso costituente la parte terminale del tubo di rivestimento, la pulizia può essere effettuata direttamente alla fine del pistonaggio.

Questo tipo di spurgo è indicato soprattutto in terreni sabbiosi, che richiedono la formazione di un dreno artificiale, ed in pozzi eseguiti a percussione (Chiesa G., 1999).

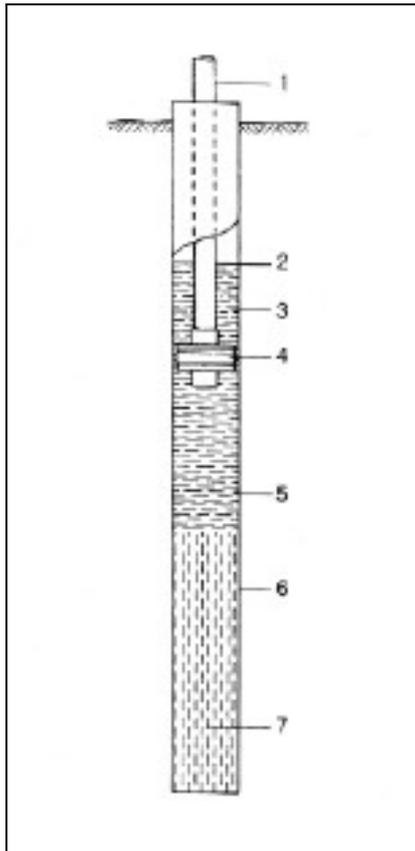


Fig. 39 – Operazione di pistonaggio (Johnson, 1966). 1: asta pesante; 2: livello statico; 3: acqua pulita; 4: pistone; 5: tubazione; 6: filtri; 7: acqua sporca (da Chiesa G., 1992)

4.4.3 Aria compressa

Con tale metodo è possibile fare un buon lavaggio controcorrente del filtro e, contemporaneamente, si può rimuovere dal pozzo la sabbia proveniente dalla falda o i residui di fango.

Si possono adottare due configurazioni:

- **Sistema a pressione:** il principio è quello di spingere l'acqua nella falda attraverso il filtro, creando una contropressione nel pozzo con l'aria (si opera con una testa stagna a tenuta ermetica);

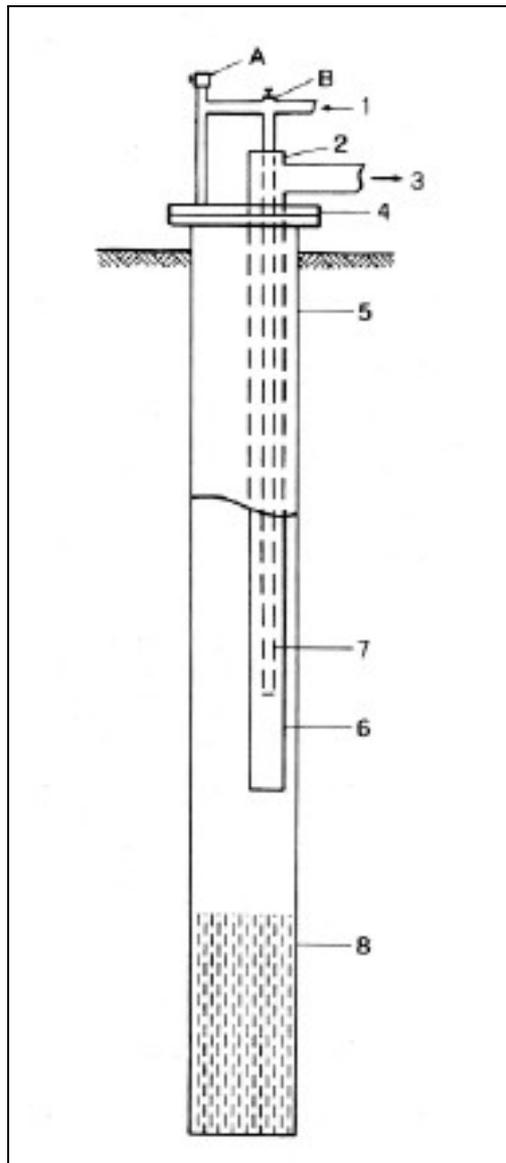


Fig. 40 – Impianto per lo spurgo di aria compressa a pressione. 1: aria; 2: raccordo a T; 3: scarico dell'acqua; 4: flangia a tenuta; 5: tubazione; 6: tubo acqua-aria; 7: tubo dell'aria; 8: filtri (da Chiesa G., 1992).

- **Sistema a tubo aperto:** si immette il tubo acqua-aria fino al fondo del pozzo e il tubo dell'aria circa un metro più in alto. Si inizia ad immettere aria compressa nel pozzo per spurgarlo, iniziando con piccole portate

d'aria ed aumentandole man mano che diminuisce la sabbia estratta con l'acqua (Chiesa G., 1992).

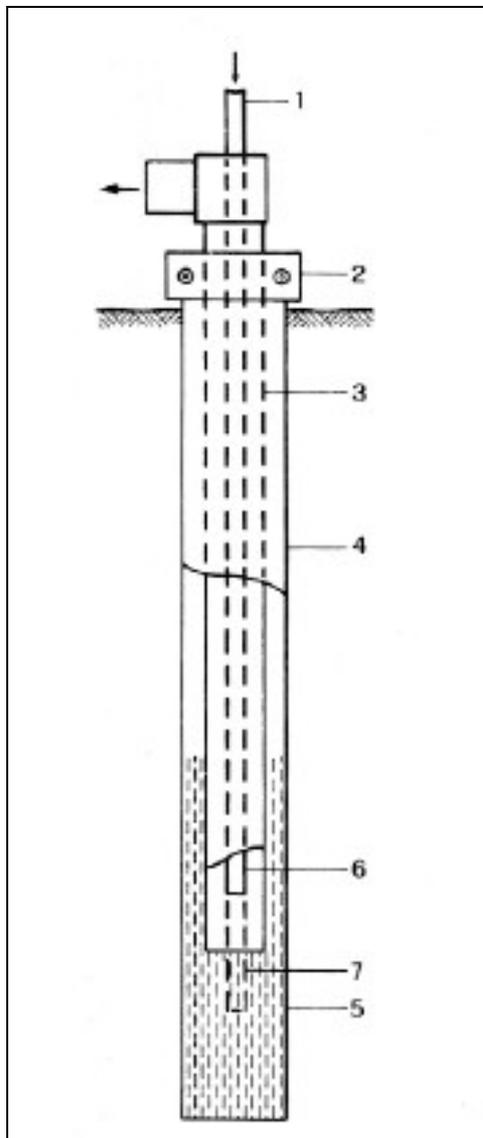


Fig. 41 – Impianto per lo spurgo ad aria compressa a pozzo aperto. 1: tubo dell'aria; 2: morcia; 3: tubo aria-acqua; 4: tubazione; 5: filtri; 6: tubo dell'aria in pompaggio; 7: tubo dell'aria in pressione (da Chiesa G., 1992).

4.4.4 Lavaggio del filtro

Tale metodo consiste in un lavaggio in pressione del filtro tramite degli ugelli; è indicato soprattutto per rimuovere il pannello di fango in assenza di dreno artificiale e le incrostazioni sul filtro.

L'attrezzo, formato da uno spezzone di tubo munito lateralmente di 3-4 ugelli, viene calato in corrispondenza del filtro e si imprime ad esso un lento moto rotatorio e traslatorio dall'alto verso il basso in modo da interessare tutta la parte filtrante.

Ad intervalli regolari si estrae l'attrezzo dal pozzo per poter estrarre l'acqua sporca mediante una pompa; se il diametro è sufficientemente grande, si può installare nel pozzo sia l'attrezzo per il lavaggio, sia la pompa di spurgo, in modo da poterli far funzionare contemporaneamente (Chiesa G., 1992).

Per l'applicazione di questo metodo occorre prestare particolare attenzione alla qualità dell'acqua utilizzata per il lavaggio.

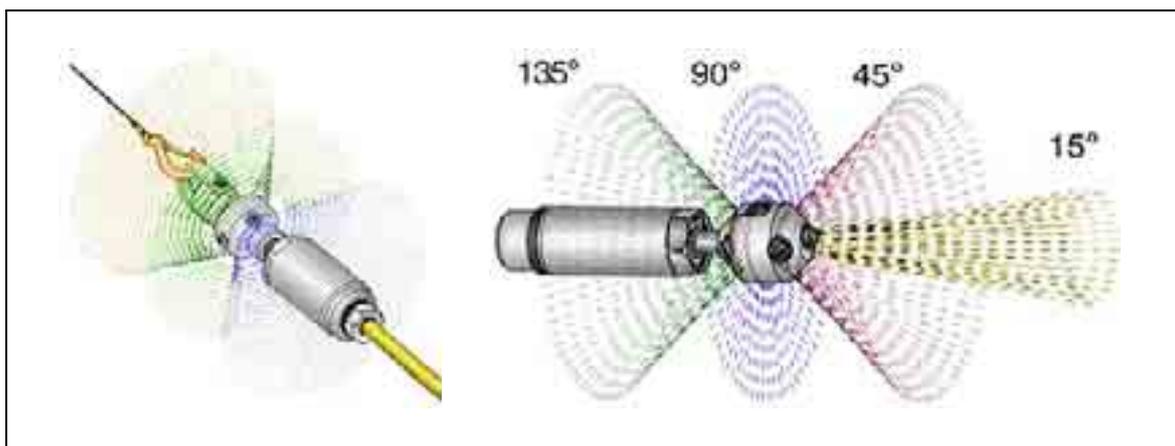


Fig. 42 – Ugelli per il lavaggio del filtro in pressione (da Edam Soluzioni Ambientali S.r.l)

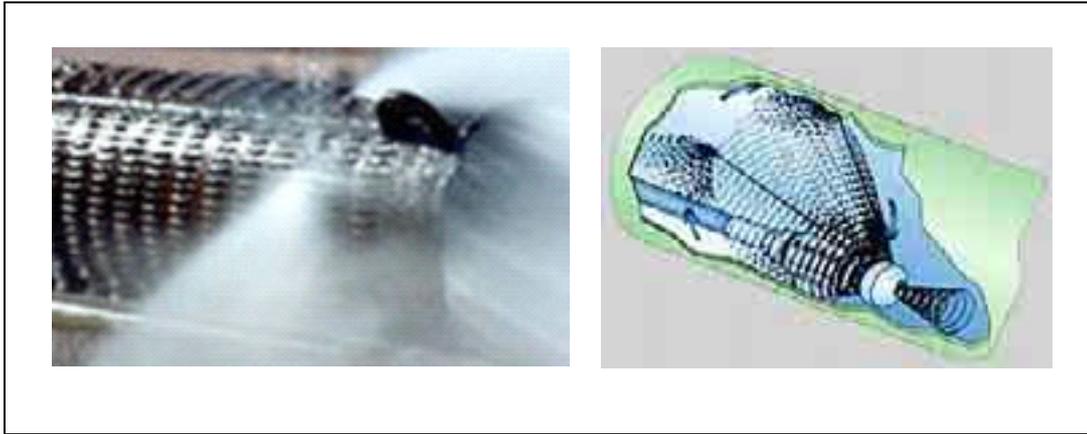


Fig. 43 – Pulizia dei filtri (da Edam Soluzioni Ambientali S.r.l)

5. Tecniche di campionamento diretto delle acque sotterranee

Le tecniche di campionamento diretto delle acque sotterranee (Direct-push ground water sampling technologies) negli ultimi dieci anni sono diventate un'alternativa, ampiamente usata, ai metodi di perforazione convenzionali, in terreni non consolidati (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

Tali sistemi direct push permettono il campionamento discreto dell'acqua di falda e consentono di effettuare campionamenti istantanei di acqua nei punti di indagine, tramite l'utilizzo di un dispositivo di campionamento, in genere costituito da un tubo finestrato in acciaio inossidabile, aperto per un intervallo prestabilito, infisso direttamente nella formazione acquifera (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

Il campionamento dell'acqua viene generalmente eseguito mediante pompe inerziali o minuscole bladder pump sommerse.

Le ridotte lunghezze dei filtri ed il ritorno rapido del campione, permettono di effettuare il campionamento ad intervalli precisi di profondità: ciò risulta importante quando sia necessario campionare un pennacchio di inquinante.

Tuttavia, poiché non viene realizzato il pozzo, i campioni possono risultare torbidi. La torbidità dei campioni può dare problemi quando l'obiettivo delle analisi sono i metalli, i residui organici, o qualunque altro residuo che può essere assorbito sulle superfici delle argille o dei limi. In questi casi, si dovrebbe considerare la realizzazione di piccoli pozzi di monitoraggio nei quali utilizzare le attrezzature di direct push.

Un altro problema è rappresentato dalla possibilità di contaminazione tra le acque di falde superficiali e profonde se si effettuano campionamenti multilivello.

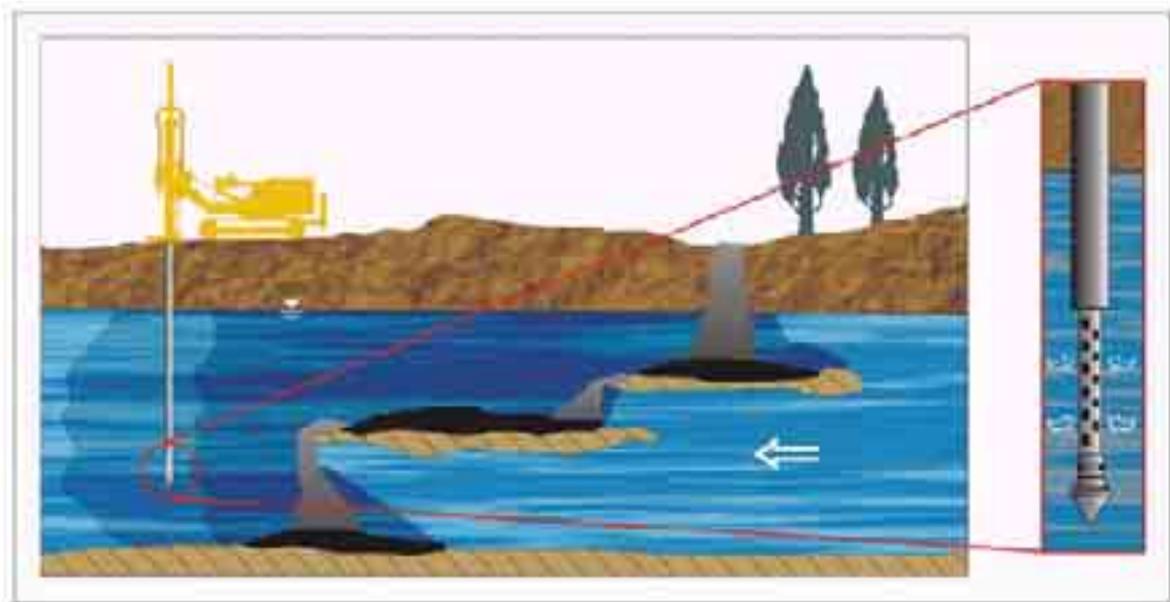


Fig. 44 – Tecnica direct-push (a percussione) per la caratterizzazione verticale di una contaminazione in un sistema acquifero (da Di Molfetta A., Rajandrea S., 2002)

Tali sistemi presentano pertanto i seguenti vantaggi:

- velocità di campionamento;
- possibilità di accedere in ambienti ristretti;
- costi di campionamento limitati in confronto alle tecniche convenzionali di campionamento;
- assenza di fluidi e di residui di perforazione;
- minima produzione di rifiuti di campionamento;
- possibilità di installare cluster di piezometri in perfori separati.
- possibilità di campionamento diretto con spurgo minimo;
- campionamento stratificato lungo la verticale con costi nettamente inferiori alla realizzazione di un piezometro (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

Tuttavia, in alcune situazioni si possono riscontrare notevoli difficoltà operative:

- quando il mezzo saturo è costituito da materiali di granulometria molto fine oppure molto grossolana;
- quando sono presenti frammenti di roccia, materiali cementati o conglomerati;
- quando la profondità da investigare è superiore a 30 metri.
- il diametro della tubazione di campionamento è di 1,5'' per il prelievo di acque sotterranee (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

Pertanto, la possibilità di impiego delle tecnologie di campionamento diretto dipende dal contesto litologico in studio, ma il pregio di tale approccio è che

risulta adattabile in presenza di qualsiasi contaminante, anche di natura corrosiva.

Un'attrezzatura ampiamente diffusa per l'applicazione di tale metodo è il Geoprobe[®].

5.1 Attrezzatura Geoprobe

Il Geoprobe[®] è una macchina finalizzata al prelievo di campioni di terra, acqua e gas interstiziali, per fini d'analisi ambientale del suolo.

Si tratta di una macchina idraulica, con sistema d'avanzamento a percussione, a secco, con l'esclusione di qualsiasi immissione nel sottosuolo, di contaminanti chimici e di qualsiasi alterazione chimico-fisica dei campioni.

Con il Geoprobe[®] si possono ottenere:

- campioni di terra continui, oppure campioni singoli;
- campioni d'acqua di falda;
- campioni di gas interstiziali;

operando a profondità prestabilite in precedenza e utilizzando un unico foro.



Fig. 45 – Geoprobe (da CAR.SI.CO)



Fig. 46 – Geoprobe (da CAR.SI.CO)

Il suo impiego è però sconsigliato in presenza di terreni formati da ghiaie di grossa pezzatura.

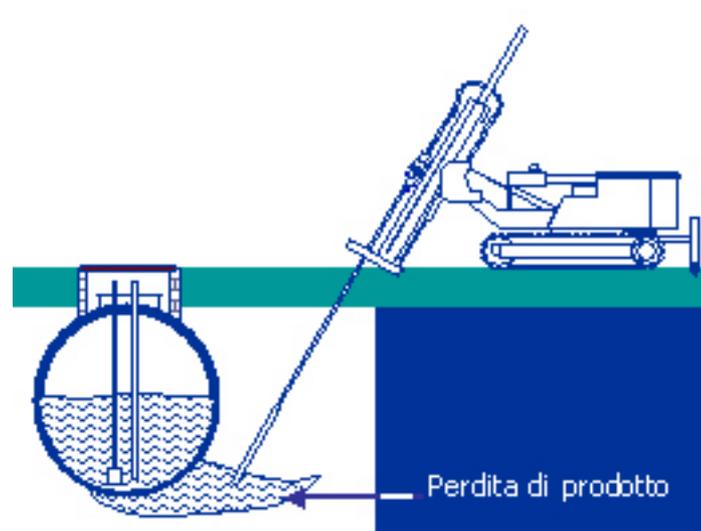


Fig. 47 – Limitazioni nell'uso del Geoprobe®

Nei successivi paragrafi vengono esaminati gli schemi di installazione dei dispositivi realizzati dalla Geoprobe®, la cui scelta è funzione delle seguenti valutazioni:

- tempi a disposizione per il campionamento;
- necessità di campionare la fase libera di contaminante;
- permeabilità del mezzo saturo.

5.1.1 SCREEN POINT 15

Lo Screen Point 15 può utilizzare sia un tubo fenestrato in acciaio inossidabile o in PVC 80 protetto da guaina da 1,5'' in lega di acciaio.



Fig. 48 – Tubi finestrati per Screen Point 15 (da Geoprobe)

La sigillatura è ottenuta tramite giunti O-ring in Neoprene, che garantiscono la tenuta all'acqua fino all'altezza desiderata.

Una volta che il tubo finestrato ha raggiunto la profondità desiderata, inizia la fase di scoperta del tubo finestrato grazie all'innalzamento delle aste di diametro interno 0,5". Lo Screen Point ha un diametro di foro di 1,5" (pari alla larghezza della guaina), con un diametro esterno del tubo finestrato pari ad 1,0". Ciò porta ad avere, quando la guaina è rimossa, una distanza tra la formazione naturale ed il tubo finestrato di 0,25", che rappresenta una condizione ottimale per ottenere campionamenti d'acqua a bassa torbidità.

Lo Screen Point 15 consente di valutare lo spessore della fase libera (LNAPL) eventualmente presente: all'interno del tubo viene inserito un tubicino in polietilene o Teflon munito di valvola di controllo al fondo, fino al fondo del foro. In seguito viene inserita dall'alto nel tubicino una pallina che, per gravità, giunge fino alla valvola di controllo e qui si ferma garantendo la tenuta idraulica del sistema. La sommità del tubicino viene chiusa e quindi estratto il fluido presente all'interno del tubo (Aglietto I., De Michelini N., 2000).



Fig. 49 – Kit dello Screen Point 15 (da Geoprobe)

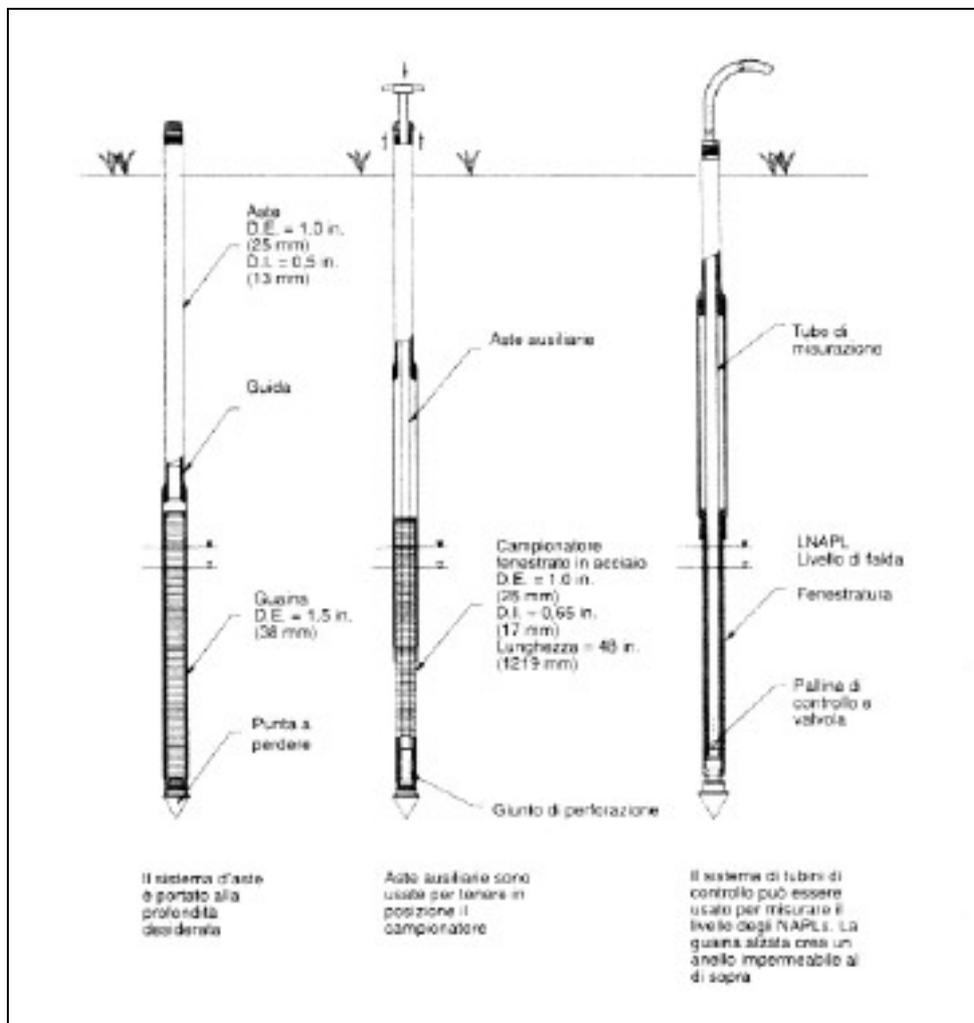


Fig. 50 – Schema di campionamento delle acque di falda con lo SCREEN POIN 15 (da Aglietto I., De Michelini N., 2000)

5.1.2 SCREEN POINT SAMPLER

Lo Screen Point Sampler è prevalentemente usato per prelevare campioni di contaminanti in fase libera, ma può anche essere utilizzato per un monitoraggio più lungo (da qualche giorno a qualche settimana), in quanto tutte le aste principali devono rimanere in posizione per la durata intera del montaggio.

Tuttavia le dimensioni ridotte del rivestimento consentono l'installazione delle aste anche con martelli a mano od elettrici.

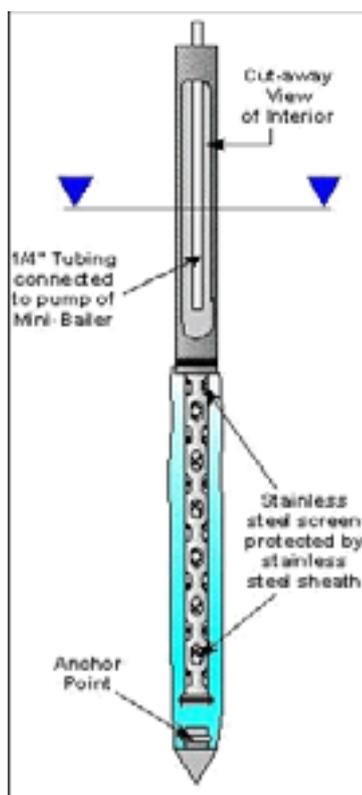


Fig. 51 – SCREEN POINT SAMPLER

Lo Screen Point Sampler è costituito da una maglia in filo di acciaio inossidabile di diametro esterno pari a 0,375'' da inserire all'interno di una camicia forata, isolata per mezzo di una guaina in lega di acciaio e portata alla profondità richiesta con aste da 0,5''.

L'impermeabilizzazione della camicia è ottenuta grazie a giunti O-ring che impediscono l'entrata di fluidi fino al raggiungimento della profondità di progetto nell'acquifero.

Arrivati alla profondità stabilita sono previste due operazioni consecutive:

1. sollevamento delle aste principali di circa 60 cm;
2. introduzione di un tubo ausiliario per sostenere il campionatore e spingerlo nella cavità lasciata dalla tubazione principale.

Queste operazioni consentono di lasciare in postazione circa 55 cm di tubazione fenestrata a diretto contatto con la formazione acquifera, mentre la guaina sollevata svolge un'azione impermeabilizzante della parte sovrastante (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

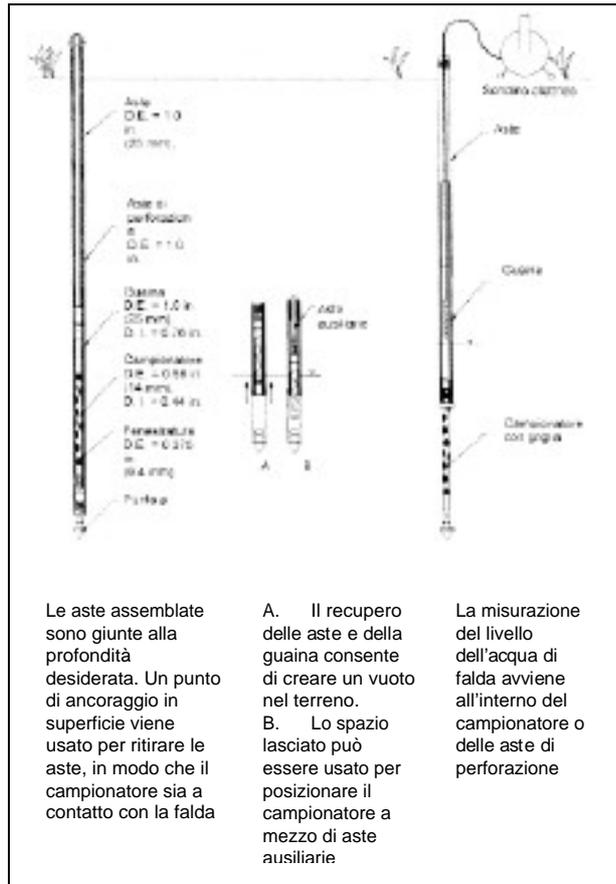


Fig. 52 – Schema di campionamento delle acque di falda con lo SCREEN POINT SAMPLER (da Aglietto I., De Michelini N., 2000)

5.1.3 MILL-SLOTTED WELL POINT

Il Mill-Slotted Well Point consente l'esecuzione di campionamenti diretti nei quali venga rimosso immediatamente il campionatore dal terreno. Pertanto tale metodo risulta applicabile soprattutto in terreni con granulometria media o grossolana, in quanto quelli a granulometria fine (argille, limi) possono provocare l'intasamento dei dispositivi di campionamento.

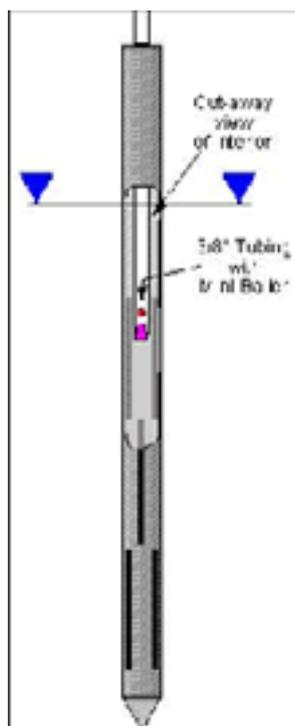


Fig. 53 – MILL-SLOTTED WELL POINT

Tale sistema può essere impiegato anche per monitoraggi a lunga scadenza, lasciando installate le aste per tutto il periodo di monitoraggio.

Tuttavia, a causa delle ridotte dimensioni del foro, non risulta possibile l'utilizzo di una batteria di aste di impermeabilizzazione, pertanto ciò lo rende utilizzabile solamente quando non vi sia la presenza di inquinanti in fase libera nei terreni sovrastanti, o quando sia possibile uno spurgo preliminare.

All'interno delle aste viene fatto passare un tubo che consente di raccogliere i campioni, mentre l'impermeabilizzazione della parte sovrastante il campionatore viene realizzata dalle aste Geoprobe[®], poiché hanno lo stesso diametro esterno del campionatore.

Ciò consente di effettuare il monitoraggio anche quando la tavola d'acqua raggiunge un'altezza al di sopra del campionatore, cioè all'interno delle aste Geoprobe[®].

Inoltre, nel caso si debba procedere al campionamento di NAPL, è opportuno selezionare l'altezza a cui portare il campionatore, in modo da raggiungere l'interfaccia dei liquidi (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

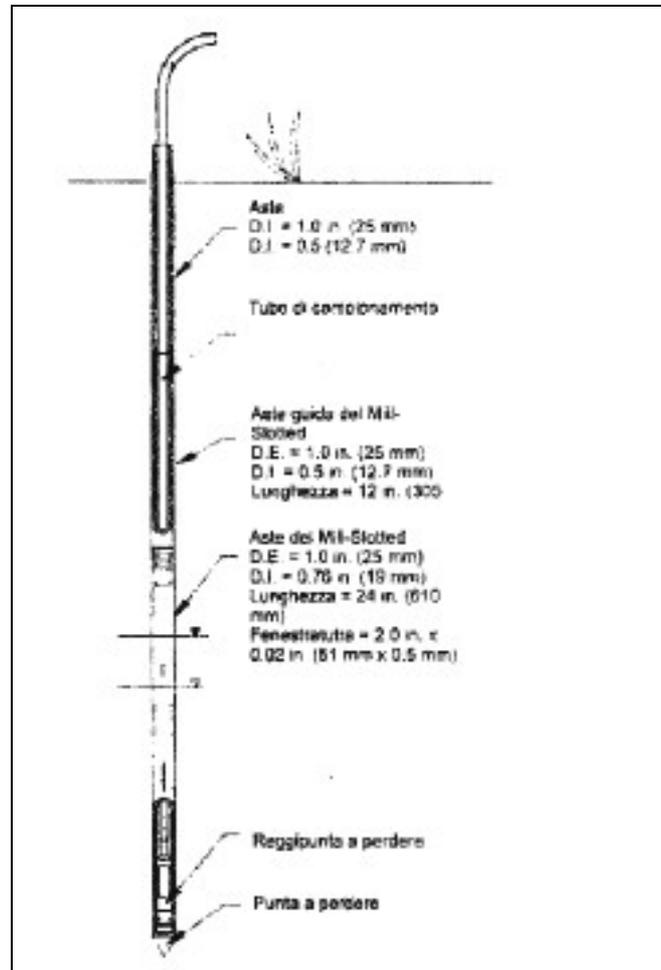


Fig. 54 – Schema di campionamento delle acque di falda con il MILL SLOTTED SAMPLER (da Aglietto I., De Michelini N., 2000)

5.1.4 PERMA SCREEN MONITORING WELL

Con l'utilizzo di tale dispositivo, viene realizzata una postazione fissa di monitoraggio; la tubazione finestrata è realizzata in acciaio inossidabile ed ha

una lunghezza di 1,2 m, con un diametro interno di 0,65''; la tubazione di rivestimento ha un diametro interno di 1''.

Fasi di installazione:

1. La tubazione di rivestimento viene portata alla profondità stabilita, tramite la batteria di aste.
2. Una punta a perdere, ancorata ad un'asta, permette di creare un sigillo di tenuta durante l'avanzamento della batteria di aste.
3. Alla profondità stabilita le aste interne vengono rimosse dalla tubazione di rivestimento.
4. La tubazione finestrata viene inserita sul fondo del sondaggio mediante opportune aste di estensione.
5. La tubazione viene mantenuta in posizione con le aste di estensione, mentre la tubazione di rivestimento viene sollevata.
6. La tubazione finestrata, è munita di un apposito giunto sul fondo che viene staccato dalle aste di estensione con la punta a perdere, ritirando per circa 5 cm la tubazione finestrata.
7. All'interno della tubazione di rivestimento viene iniettata una miscela di cemento per creare il tappo di fondo della postazione di monitoraggio (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

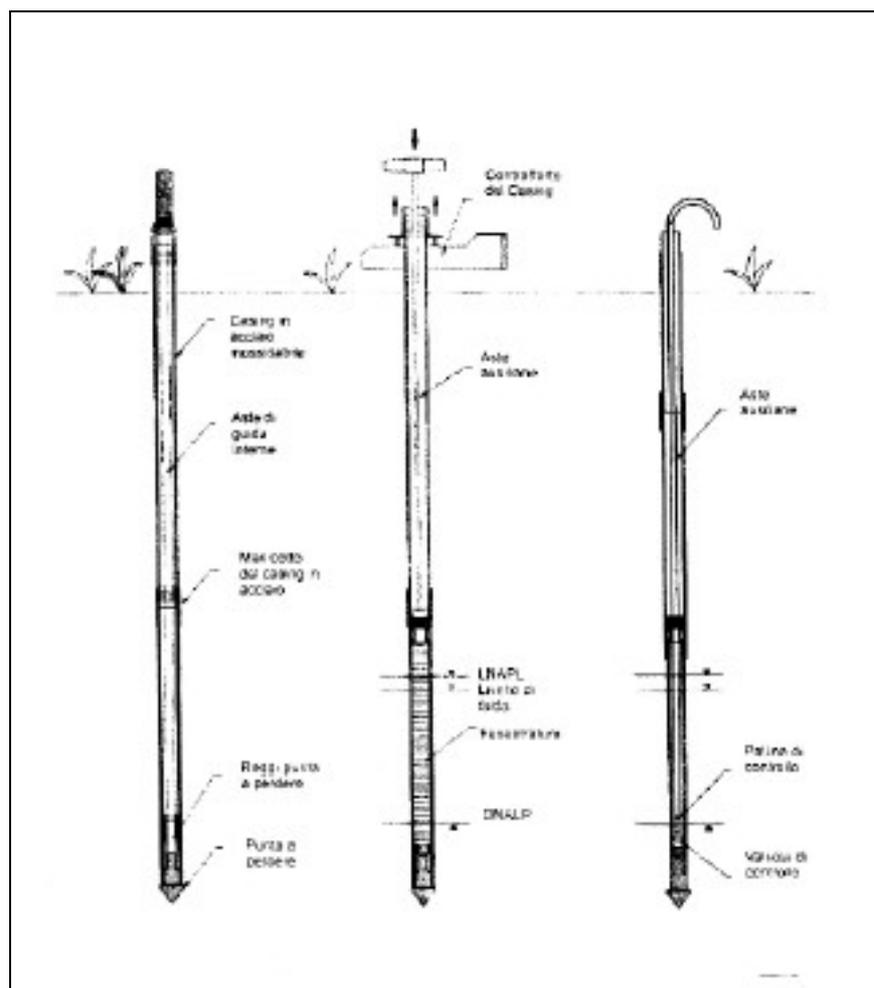


Fig. 55 – Schema di campionamento delle acque di falda con il PERMA SCREEN MONITORING WELL (da Aglietto I., De Michelini N., 2000)

6. Campionamento e monitoraggio mediante tecniche multilivello

6.1 Cluster wells

Tale configurazione consiste nel realizzare una sequenza di piezometri finestrati a profondità diverse (Di Molfetta A., Sethi R., 2002). Ciascun piezometro è installato all'interno di un singolo foro di sondaggio.

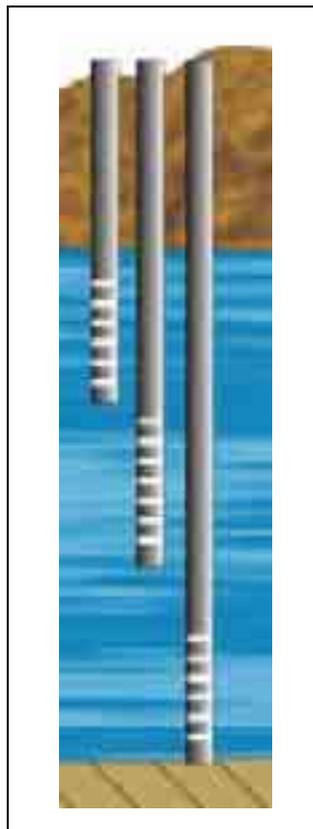


Fig. 56 – Sistema cluster wells (da Di Molfetta A., Sethi R., 2002)

6.2 Nested wells (fascio di piezometri)

I piezometri sono calati all'interno del medesimo sondaggio, isolati tra di loro mediante anelli bentonitici e cementazione. Tale configurazione, sicuramente vantaggiosa dal punto di vista economico, non garantisce, però, la rappresentatività dei campioni, non assicurando la perfetta separazione tra i diversi livelli di campionamento (Di Molfetta A., Sethi R., 2002).

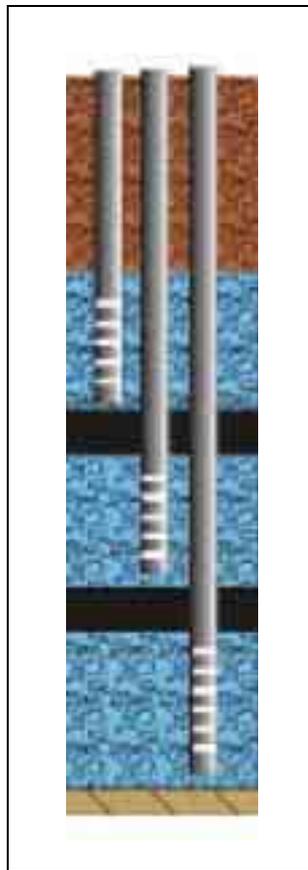


Fig. 57 – Sistema Nested wells (da Di Molfetta A., Sethi R., 2002)

6.3 Postazioni multilivello con packers

Con l'introduzione dei packers, è stato possibile realizzare postazioni di monitoraggio multilivello consistenti in una alternanza di *packers* e camere che consentono di campionare le acque sotterranee a diverse profondità, sia contemporaneamente, sia in tempi diversi.

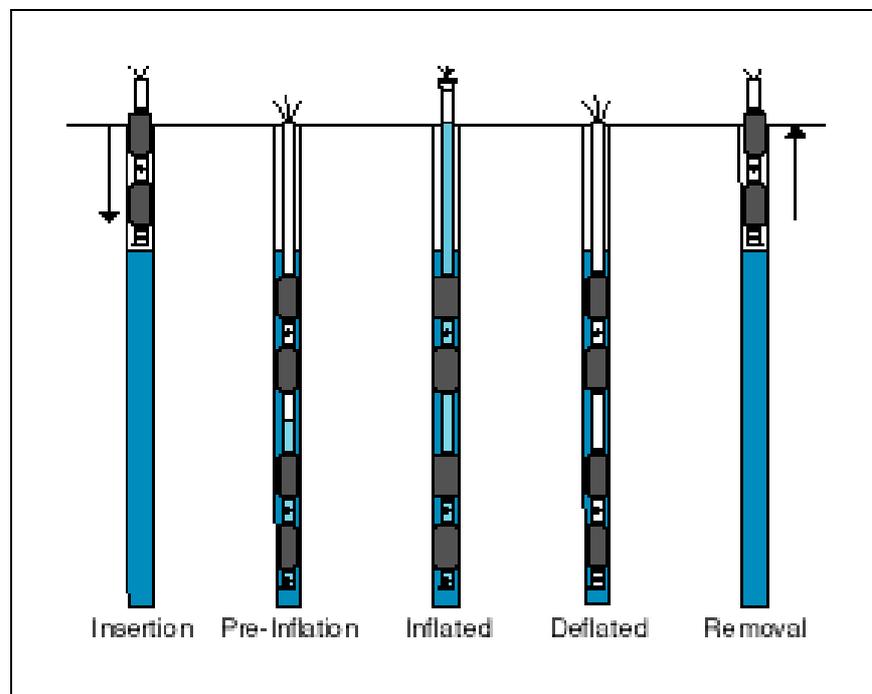


Fig. 58 – Sistema di installazione e rimozione dei packers (da Solinst)

Tuttavia, l'utilizzo di perfori non tubati rende necessario l'impiego di cementazione a secco e l'iniezione, a profondità stabilite, di miscele di bentonite e bentonite e sabbia.

In **depositi alluvionali** sono possibili due tipi di configurazioni per la realizzazione di una postazione multilivello:

1. gli intervalli di campionamento sono isolati da packers; il sistema viene inserito all'interno di un tubo di rivestimento finestrato in corrispondenza delle camere (figura 59.a);
2. gli intervalli di campionamento vengono realizzati alternando strati di bentonite e sabbia, senza l'impiego di tubazione di rivestimento (figura 59.b) (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

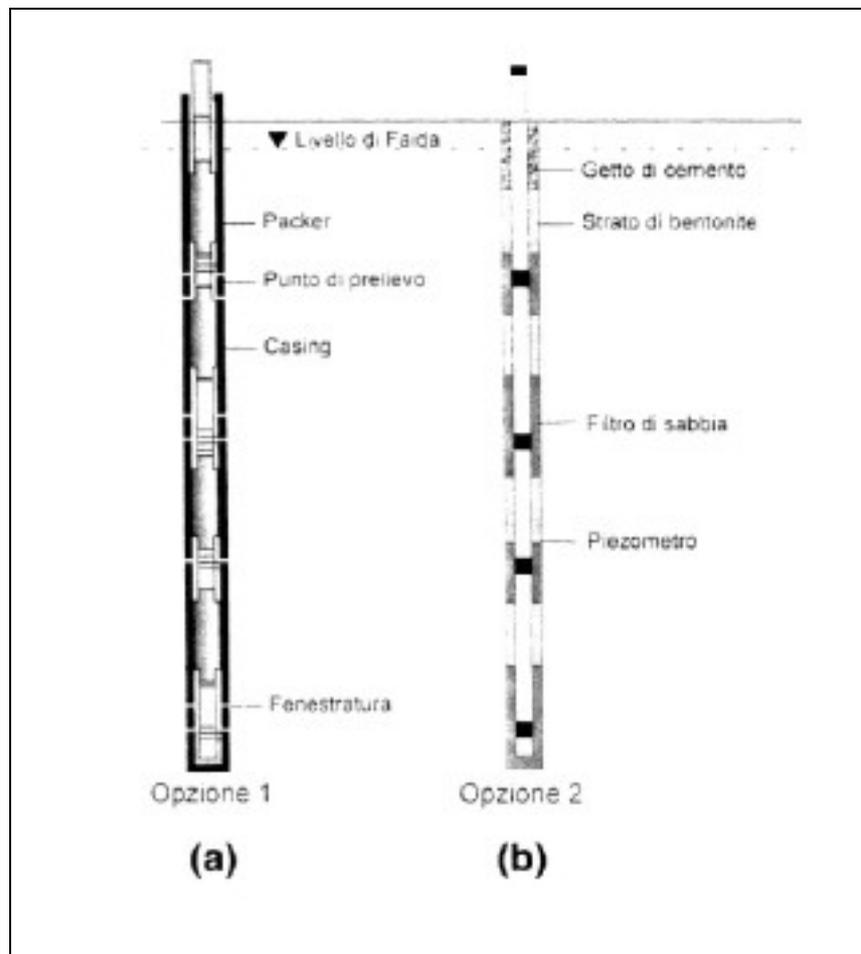


Fig. 59 – Diverse configurazioni di postazioni multilivello in depositi alluvionali. a) Isolamento con packers; b) Isolamento con strati di bentonite (da Aglietto I., De Michelini N., 2000)

In **roccia**, invece, è fondamentale la qualità del perforo: esso deve essere circolare, con pareti perfettamente levigate e senza deviazione rispetto all'orizzontale.

In tali casi è opportuno realizzare a priori un diagramma dei diametri di sondaggio (caliper log) al fine di localizzare esattamente le fratture.

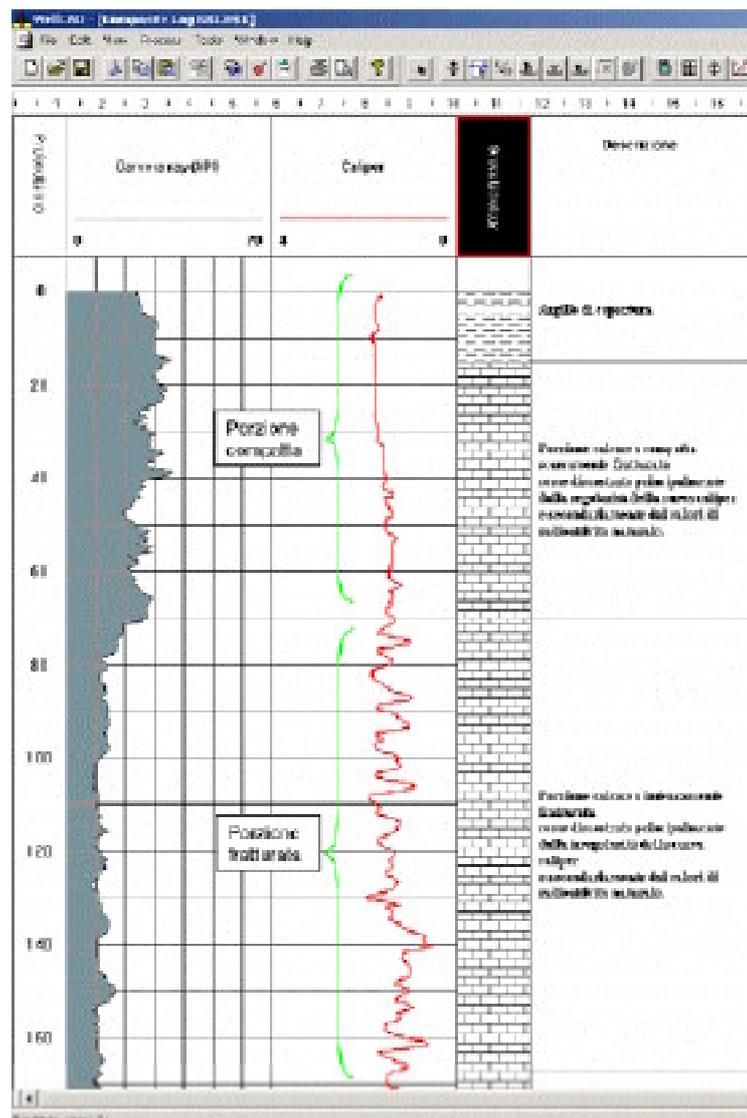


Fig. 60 – Esempio di impiego del Caliper per la determinazione del diametro del foro e la localizzazione di livelli fratturati per il corretto dimensionamento della colonna di rivestimento ed il posizionamento dei filtri (da Geostudi Astier).

Il diagramma dei diametri del foro di sondaggio viene usualmente realizzato meccanicamente, solamente mediante dispositivi sonici.

Questi strumenti misurano il diametro tramite una specifica corda attorno al pozzo. Tuttavia, poiché le pareti del pozzo, sono in genere irregolari, è importante disporre di uno strumento che possa misurare il diametro in differenti posizioni simultaneamente: tali strumenti sono definiti “calibri multi-braccia” (multi-arm calipers).

Estremamente importante risulta la determinazione del posizionamento del tratto finestrato e le dimensioni dei packers, in funzione della tipologia dei contaminanti e della stratigrafia del sottosuolo.

I vantaggi delle postazioni multilivello con packers rispetto alle configurazioni “nested wells” e “cluster wells” sono molteplici:

1. Riduzione di un terzo dei costi di installazione e dei tempi e costi di campionamento;
2. Riduzione del rischio di creare interconnessioni tra i diversi livelli di campionamento, con migrazione dei contaminanti;
3. Riduzione dei volumi d’acqua da spurgare;
4. Possibilità di recuperare il sistema di packers, da poter riutilizzare in altri siti.
5. Sicurezza di prelevare campioni indisturbati in formazioni fratturate, in quanto l’uso dei packers evita che materiali reattivi (come bentonite) possano venire a contatto con l’acqua di falda;
6. l’installazione di due o più postazioni multilivello consente la ricostruzione tridimensionale del plume;
7. possibilità di installare l’intero sistema di campionamento in piezometri da 3” (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

Si riportano due esempi di configurazioni impiegate nell'applicazione di postazioni multilivello:

6.3.1 Waterloo Multilevel System (realizzato dal Grondwater Institute dell'Università di Waterloo)

Tale sistema è utilizzato per ottenere campioni d'acqua sotterranea, misure del carico idraulico e di permeabilità di zone isolate ma intercettate da un unico foro di sondaggio.

Il sistema è realizzato in camere di campionamento di diametro 2'' in PVC o in acciaio inossidabile ed utilizza packers di lunghezza di 3''.

L'acqua entra nella camera di campionamento e, dopo essere passata attraverso il beccuccio di campionamento, risale fino al suo livello statico attraverso un micropiezometro.

È anche possibile misurare il livello piezometrico e campionare l'acqua che entra nella camera di campionamento contemporaneamente, collegando due micropiezometri per ciascuna camera, i quali sono connessi, a loro volta, con un trasduttore di pressione e con una pompa di campionamento (Aglietto I., De Michelini N., 2000).



Fig. 61 – Waterloo System (da Solinst)

Quando in un sito vengono installati più sistemi Waterloo, si può ottenere una informazione tridimensionale a costi ragionevoli.

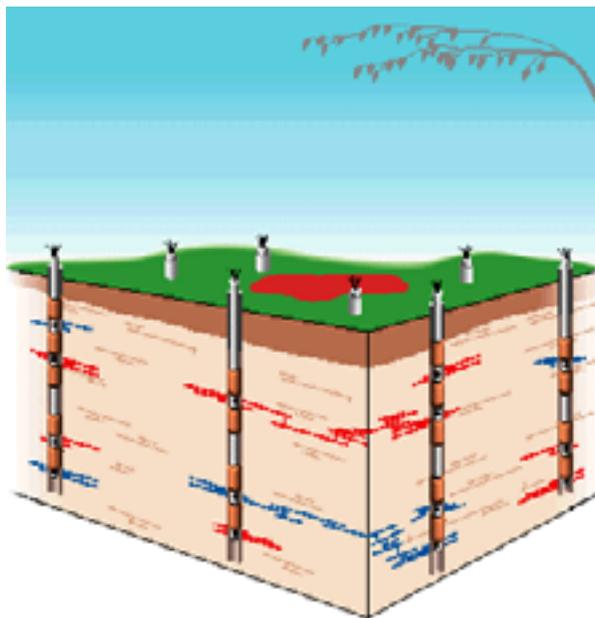


Fig. 62 – Waterloo System tridimensionale (da Solinst)

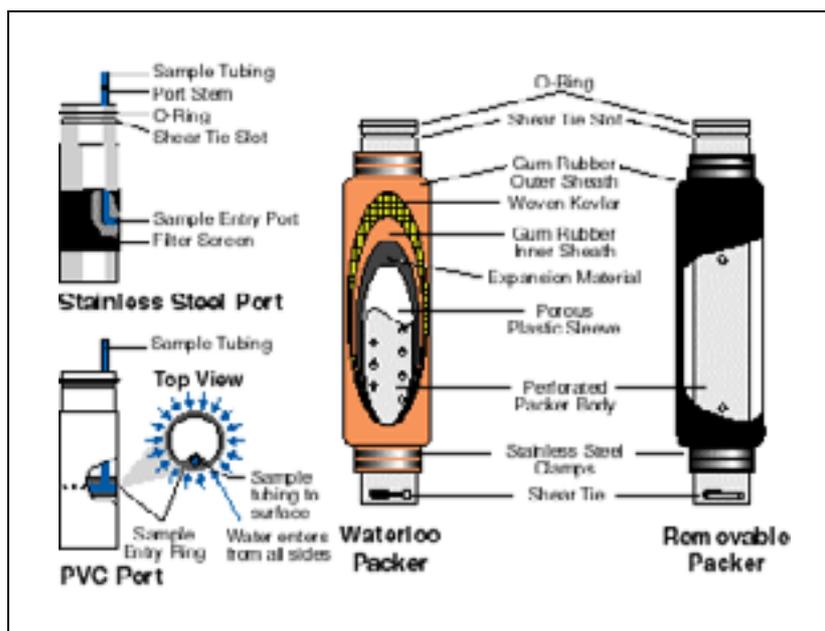


Fig. 63 – Waterloo Packer (da Solinst)

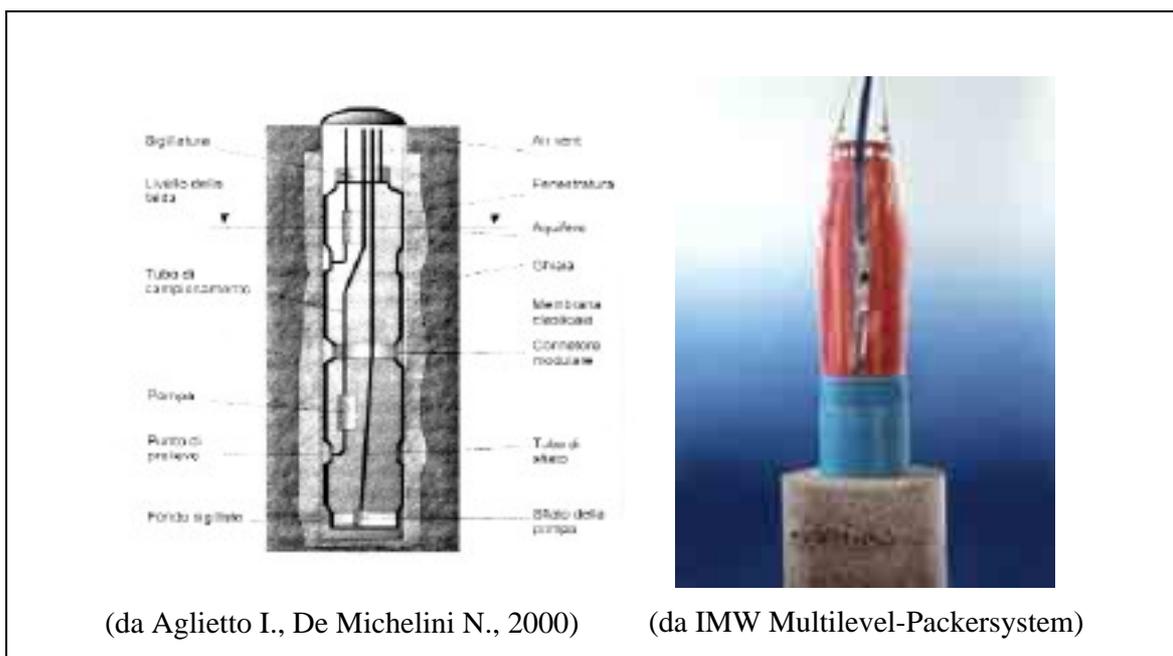
6.3.2 Multilevel Packer System (MLPS)

È un sistema analogo al precedente. Prevede l'utilizzo di uno o più packers a bassa pressione (0,05-1,0 bar) inseriti all'interno pozzo o di un piezometro ed espanso mediante riempimento con acqua o altro fluido.

Il packer può essere realizzato in materiale elastico oppure non elastico, ma sovradimensionato rispetto alle dimensioni del perforo.

Il packer, calato nel perforo, spinge fuori l'acqua eliminando sia il flusso d'acqua che quello d'aria. Per ridurre ulteriormente i movimenti verticali di acqua nel rivestimento del pozzo, si possono installare dei setti anulari di argilla e geotessile.

Il sistema può essere inserito in piezometri da 3". Il packer è realizzato in gomma dello spessore di 2,5 mm.



(da Aglietto I., De Michelini N., 2000)

(da IMW Multilevel-Packersystem)

Fig. 64 – Multilevel Packer System (MPLS)

Il campionamento viene effettuato mediante l'inserimento di tubi in polietilene del diametro di 4 mm.

Tuttavia, bisogna tenere in considerazione il problema della corrosione dei packers (realizzati sempre in gomma o derivati), in quanto spesso i prodotti di degradazione possono interferire col corretto campionamento delle acque sotterranee (Aglietto I., De Michelini N., 2000).

Nella tabella seguente vengono descritti i vantaggi e gli svantaggi sia delle tecniche di campionamento “direct push” che delle tecniche di campionamento multilivello.

<i>Tecniche di perforazione</i>	<i>Vantaggi</i>	<i>Svantaggi</i>
Tecniche “direct push”	<ul style="list-style-type: none"> - Velocità di campionamento; - Possibilità di accedere in ambienti ristretti; - Costi di campionamento limitati in confronto alle tecniche convenzionali di campionamento; - Assenza di fluidi e di residui di perforazione; - Minima produzione di rifiuti di campionamento; - Possibilità di installare cluster di piezometri in perfori separati; - possibilità di campionamento diretto con spurgo minimo; - Campionamento stratificato lungo la verticale con costi nettamente inferiori alla realizzazione di un piezometro. 	<ul style="list-style-type: none"> - Difficoltà operative quando il mezzo saturo è costituito da materiali di granulometria molto fine; - Difficoltà operative quando sono presenti frammenti di roccia, materiali cementati o conglomerati; - Difficoltà operative quando la profondità da investigare è superiore a 30 metri; - Il diametro della tubazione di campionamento è di 1,5” per il prelievo di acque sotterranee; - Possibilità di contaminazione tra diversi livelli acquiferi se si effettuano campionamenti multilivello.
<i>Tecniche di campionamento multilivello</i>		
Cluster wells		<ul style="list-style-type: none"> - È costosa in quanto moltiplica i costi di perforazione.
Nested wells	<ul style="list-style-type: none"> - Poco costosa. 	<ul style="list-style-type: none"> - Difficoltà di installazione dei sigilli bentonitici; - L’operazione di spurgo risulta generalmente lunga a causa del grosso diametro del dreno.

<i>Tecniche di perforazione</i>	<i>Vantaggi</i>	<i>Svantaggi</i>
<p>Postazioni multilivello con packers</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Riduzione dei costi di installazione e dei tempi e costi di campionamento; - Riduzione del rischio di creare interconnessioni tra i diversi livelli di campionamento, con migrazione dei contaminanti; - Riduzione dei volumi d'acqua da spurgare; - Possibilità di recuperare il sistema di packers, da poter riutilizzare in altri siti. - Sicurezza di prelevare campioni indisturbati in formazioni fratturate, in quanto l'uso dei packers evita che materiali reattivi (come bentonite) possano venire a contatto con l'acqua di falda; - l'installazione di due o più postazioni multilivello consente la ricostruzione tridimensionale del plume; - possibilità di installare l'intero sistema di campionamento in piezometri da 3''; 	<ul style="list-style-type: none"> - Difficoltà ed elevati costi di installazione.

Tab. 13 – Vantaggi e svantaggi delle tecniche “direct push” e delle tecniche di campionamento multilivello

7. Conclusioni

Nel presente lavoro si è affrontata la problematica connessa ad una corretta opera di caratterizzazione e di monitoraggio delle caratteristiche chimico-fisiche di falde acquifere. È emersa chiaramente l'importanza di definire in modo accurato i punti di indagine dei corpi idrici sotterranei, previa perimetrazione del sito in esame e ricostruzione di un modello concettuale che possa fornire una schematizzazione idrogeologica del sottosuolo. Ciò risulta essere il presupposto per una corretta definizione del Piano di Caratterizzazione del sito (così come prevista dal D.M. 471/99), il quale svolge un ruolo estremamente importante per quanto riguarda la pianificazione degli interventi di bonifica.

In un tale contesto appare evidente l'importanza di eseguire delle corrette procedure di installazione dei pozzi di monitoraggio, ponendo estrema attenzione nel minimizzare, quanto più possibile, tutti quei fattori che potrebbero alterare la rappresentatività dei campioni prelevati.

Per tale motivo risulta necessario adottare le tecniche di perforazione ed i materiali più consoni, non solo alle caratteristiche del sistema acquifero in questione, ma anche alle proprietà chimico-fisiche, nonché all'estensione dell'inquinante che si ipotizza possa contaminare la falda oggetto di studio.

Bibliografia

- **AA.VV., 1991.** *Site chracterization for subsurface remediation.* EPA, Seminar publication.
- **AA.VV., 1992.** *RCRA Grounwater monitoring: draft technical guidance.* USEPA.
- **AA.VV., 1994.** *Suoli e falde contaminati. Tecnologie di indagine e di bonifica. Linee guida.* Manuale n. 175. UNICHIM.
- **AA.VV., 1995.** *Ground Water Issue. Nonaqueous Phase Liquids Compatibility with Materials Used in Well Construction, Sampling and Remediation.* EPA.
- **AA.VV., 1997.** *Guidelines and standard procedures for studies of groundwater quality: selection and installation of wells and supporting documentation.* U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 96-4233.
- **AA.VV., 2003.** *Acqua.* ARPA Emilia Romagna, Annuario regionale dei dati ambientali 2003.
- **Aglietto I., De Michelini N., 2000.** *Analisi di differenti tecniche per il campionamento ed il monitoraggio delle acque sotterranee.* Igea.
- **Chiesa G., 1991.** *Pozzi per acqua.* Hoepli editore.
- **Chiesa G., 1992.** *Inquinamento delle acque sotterranee.* Hoepli editore.
- **Chiusano A., Fileccia A., 2003.** *Metodologie di perforazione e filtraggio dei pozzi d'acqua.* Acque sotterranee, fasc. n. 81.
- **Città di Venezia, Direzione Centrale Ambiente e Sicurezza del Territorio, 2001.** *Protocollo operativo per la caratterizzazione dei siti ai sensi del D.M. 47199 e dell'accordo di programma per la chimica di Porto Marghera.*

- **Civita M., 1994.** *Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica.* Quaderni di tecniche di protezione ambientale. Pitagora Editrice Bologna.
- Decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22: “Attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CEE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggi”.
- Decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152: “Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acqua reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acqua dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole”.
- Decreto Ministeriale 25 ottobre 1999, n. 471: “Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la 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.
- **Di Molfetta A., Rajandrea S., 2002.** *Piano della caratterizzazione: metodologie di campionamento del mezzo saturo e non saturo.* Corso di caratterizzazione e bonifica di siti contaminati. Politecnico di Torino.
- **Guercio A., Serra S., 2000.** *Linee guida per la caratterizzazione dei siti contaminati sulla base del Decreto del Ministero dell'Ambiente n. 471 del 25/10/1999.* Geologia Tecnica e Ambientale, n. 4, Ottobre/Dicembre 2000.
- Norma ASTM F 5092-02
- Protocollo operativo per la caratterizzazione e il monitoraggio dei siti contaminati ai sensi del D.M. 471/99.
- **Provincia di Milano, febbraio 1999.** *Perimetrazione e caratterizzazione di un sito contaminato.* Linee guida n. 1.
- **Provincia di Milano, giugno 2000.** *Definizione dello stato qualitativo delle acque sotterranee e criteri di massima per la progettazione di interventi di disinquinamento in siti contaminati.* Linee guida n. 2.

Bibliografia siti internet

- <http://ga.water.usgs.gov/edu/mwater.html>;
- http://mo.water.usgs.gov/epa/nh/Photos_files/Photos.htm;
- <http://www.adriatech.com>;
- <http://www.bakerhughes.com/hcc/>;
- <http://www.boartlongyear.com>;
- <http://www.carsico.it>;
- http://www.cee.vt.edu/program_areas/environmental/teach/smprimer/gw/gw.html;
- <http://www.cld.it/pozzi/SamminiatesePozzi.html>;
- <http://www.drillservice.it>;
- <http://www.drilshop.com/holes/cabtool.html>;
- <http://www.edam.it/JETTING/JETTING.htm>;
- <http://enviroequip.com>;
- <http://www.geoastier.it/calliper.html>;
- <http://www.geoprobe.com>;
- <http://www.im-weiss.de/packer.htm>;
- <http://www.johnsonscreens.com/products.asp>;
- <http://www.pagani-geotechnical.com>;
- <http://www.precisiondrill.com/>;
- <http://www.solinst.com>;
- <http://www.tpub.com/content/engine/>.